



**République Algérienne Démocratique et Populaire**

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique**

**Université Frères Mentouri Constantine 1**

**Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie**

**Département de Biologie et Écologie Végétale**



N° d'ordre.....

N° de série.....

## **Thèse**

**Présentée en vue de l'obtention du diplôme de doctorat 3<sup>ème</sup> cycle**

**Filière : Sciences Biologiques**

**Spécialité : Écologie et Environnement**

## **Thème**

**Utilisation des gastéropodes pulmonés  
terrestres comme traceurs de la pollution  
métallique des sols dans le bassin du Kebir  
Rhumel : de l'inventaire à la bioindication.**

**Présentée par :**

**CHERITI Oumnya**

**Le : 30 / 06 /2022**

**Devant le jury :**

<b>Présidente :</b>	AFRI-MEHENNAOUI Fatima Zohra	Pr. UFM Constantine 1
<b>Directrice de thèse :</b>	SAHLI Leila	Pr. UFM Constantine 1
<b>Examineurs :</b>	BENSOUILAH Mourad	Pr. UBM Annaba.
	BAZRI Kamel Eddine	MC.A. UFM Constantine 1

**Année universitaire : 2021/2022**



# Remerciements

*Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance au Pr. SAHLI Leila, qui est bien plus que ma directrice de thèse. C'est durant ses cours en 2<sup>ème</sup> année licence, qu'elle m'a transmis sa passion pour l'environnement et plus tard pour la recherche. D'ailleurs la citation d'Henry Adams me fais souvent penser à elle 'A teacher affects eternity: he can never tell where his influence stops'.*

*Son implication, sa patience et ses judicieux conseils ont beaucoup contribué à alimenter ma réflexion. Elle est la clé de la réussite de cette recherche autant sur terrain, au laboratoire et pendant la rédaction, le tout sans relâche. Durant toutes ces années j'ai puisé de son énergie quotidiennement, même durant les jours fériés et les vacances. Merci professeur d'avoir cru en moi, même pendant mes moments de doute. Par ce travail laborieux j'espère être à la hauteur de la confiance que vous m'avez accordée.*

*Mes plus vifs remerciements vont au professeur AFRI-MEHENAOUI Fatima Zohra de l'université frères Mentouri Constantine 1 qui m'a honorée de présider le jury de soutenance. Qu'elle retrouve ici l'expression de ma reconnaissance.*

*Je remercie Mr. BAZRI Kamel Eddine, maître de conférence A, à l'université frères Mentouri Constantine 1 et Mr. BENSOUILAH Mourad, professeur à l'université Badji Mokhtar Sidi Achour Annaba d'avoir accepté d'examiner avec beaucoup d'intérêt mon travail.*

*Je remercie Mr. EL HADEF EL OKKI Mohamed, maître de conférence B, à l'Institut National de l'Alimentation, la Nutrition et des Technologies Agro-Alimentaires (INATAA, Constantine) pour sa gentillesse, sa patience et son assistance lors des sorties sur terrain.*

*Au Dr. NEUBERT Eike, conservateur de mollusques au muséum d'histoire naturelle de Berne (MNHNB, Suisse), pour m'avoir accueilli dans son unité de recherche et m'avoir formé à l'identification et la taxonomie des escargots. Je le remercie pour sa disponibilité concernant le volet biodiversité. Qu'il trouve ici l'expression de ma profonde reconnaissance.*

*Au Pr. VAN GESTEL Cornelis A.M, de l'université Vrije Amsterdam au Pays Bas, pour m'avoir accueilli au sein de son équipe de recherche et tous les échanges scientifiques constructifs que nous avons eu ensemble.*

*Ce travail a été conduit au niveau du Laboratoire de Biologie et Environnement (LBE), à l'université de Constantine 1, sous la direction de Mme AMEDDAH Souad.*

*Je remercie les membres du laboratoire d'Analyses Environnementales du Centre de Recherche en Biotechnologie de Constantine (CRBt) qui m'ont permis d'effectuer mes stages dans les meilleures conditions possibles.*

*Je remercie chaleureusement mon papa et ma maman, Abdelhafid Yacin et Aimeur Nadja, des héros qui ont toujours cru en moi. Leur présence et encouragements sont les piliers fondateurs de ce que je suis et de ce que je fais. Aux plus douces des sœurs Marwa et Safa Rayane ainsi qu'à leurs maris respectifs : Rafik et Toufik pour leur enthousiasme contagieux à l'égard de mes travaux, sans oublier les plus mignons des neveux et nièces : Lyssia, Skander, Labib et Iris, que votre vie soit heureuse.*

*Cette thèse de doctorat représente un travail s'inscrivant dans la durée, je remercie ma team : Dr. BELHIOUANI Hadjer et Dr. SAHRAOUI Aboubakre Seddik pour la bonne ambiance de travail.*

*Aux personnes qui ont toujours prêté main forte : Dr. Gana Mohamed, Dr. Meliani Aziz, Dr. Mezdour Hichem, Djeha Walid et Torech Khaled.*

*Je remercie tous mes amies, spécialement Yasmine R., Samar D. et à Roumeissa F., elles savent combien ce travail me tient à cœur et ont su me soutenir lorsque j'en avais besoin.*

*Une dernière attention est portée à toutes les personnes bienveillantes envers moi, que j'ai pu croiser dans les différents laboratoires où j'ai travaillé, sur terrain, ou pendant les séminaires et les formations que j'ai pu faire.*

*Cheriti Dumnya*

## Liste des abréviations

- %** : Pourcentage ;
- °C** : Degré Celsius ;
- µg/g** : Microgramme par gramme ;
- AFNOR** : Agence française de normalisation ;
- C/N** : Rapport Carbone Organique et Azote Total ;
- CaCO<sub>3</sub>** : Carbonates de calcium ;
- Cd** : Cadmium ;
- CdCl<sub>2</sub>** : Chlorure de Cadmium ;
- CE** : Conductivité Électrique ;
- CE<sub>20</sub>** : Concentration qui affecte 20% de la population ;
- CE<sub>50</sub>** : Concentration qui affecte 50% de la population ;
- CEC** : Capacité d'Échange Cationique ;
- cm** : Centimètre ;
- CO** : Carbone Organique;
- Cr** : Chrome;
- CT** : Calcaire Total ;
- Cu** : Cuivre ;
- D** : Indice de diversité de Simpson ;
- DC** : Degré de Contamination ;
- DMA** : Déchets ménagers et assimilés ;
- Er** : Facteur de risque écologique ;
- ET** : Écart type ;
- ETMs** : Éléments Traces Métalliques ;
- FC** : Facteur de Contamination ;
- EF** : Facteur d'enrichissement ;
- Fe** : Fer ;
- g/l** : Grammes par litre ;
- g**: Gramme ;
- GEPPA** : Groupe d'Étude des Problèmes de Pédologie Appliquée ;
- H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>** : Eau Oxygénée ;
- H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>** : Acide Sulfurique ;
- HCl** : Acide Chlorhydrique ;
- HNO<sub>3</sub>** : Acide Nitrique ;

**ISO** : International Organization for Standardization;

**j** : Jours ;

**Km** : Kilomètre;

**LOEC** : Lowest Observed Effect Concentration (Concentration minimale ayant un effet par rapport aux témoins) ;

**Log** : Logarithme ;

**m** : mètre ;

**mg** : Milligramme ;

**mg/l** : Milligramme par litre ;

**ml** : Millilitres ;

**mm** : Millimètre ;

**MO** : Matière Organique ;

**mol/l** : mole par litre ;

**N** : Azote Total ;

**NaOH** : Soude ;

**Pb** : Plomb ;

**PERI** : Indice du risque écologique potentiel ;

**pH** : Potentiel Hydrogène ;

**ppm** : Partie Par Million ;

**S** : richesse spécifique ;

**SSDS** : Soil Science Division Staff ;

**USDA** : United States Department of Agriculture ;

**Zn** : Zinc ;

**µm** : Micromètre.

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1</b>	Propriétés du cadmium.	<b>23</b>
<b>Tableau 2</b>	Propriétés du chrome.	<b>24</b>
<b>Tableau 3</b>	Propriétés du cuivre.	<b>25</b>
<b>Tableau 4</b>	Propriétés du plomb.	<b>26</b>
<b>Tableau 5</b>	Propriétés du zinc.	<b>26</b>
<b>Tableau 6</b>	Mobilité des éléments traces métalliques en Fonction du pH du sol (Förstner, 1985).	<b>28</b>
<b>Tableau 7</b>	Mobilité des métaux lourds en fonction du potentiel redox (Förstner, 1985).	<b>30</b>
<b>Tableau 8</b>	Quelques exemples de bioessaies applicables au sol.	<b>37</b>
<b>Tableau 9</b>	Température, précipitation, vents, et humidité selon Climate Forecast System Reanalysis (CFSR, 2013).	<b>40</b>
<b>Tableau 10</b>	Classes des espèces selon leur constance (Bigot et Bodot, 1973).	<b>52</b>
<b>Tableau 11</b>	Résultats du dosage des ETM dans l'échantillon de sols et du tissu foie de poisson de référence.	<b>55</b>
<b>Tableau 12</b>	Concentrations en éléments traces métalliques testées (mg/kg sol sec).	<b>57</b>
<b>Tableau 13</b>	Propriétés physico-chimiques du sol Lufa 2.2.	<b>58</b>
<b>Tableau 14</b>	Systématique des différentes espèces présentes dans le bassin du Kébir Rhumel.	<b>66</b>
<b>Tableau 15</b>	Distribution et abondance des gastéropodes terrestres sur les sous bassins du Kébir Rhumel.	<b>90</b>
<b>Tableau 16</b>	Valeurs statistiques des caractéristiques physico-chimiques des sols.	<b>94</b>
<b>Tableau 17</b>	Grille d'évaluation des valeurs du pH du sol (SSDS, 1993)	<b>95</b>
<b>Tableau 18</b>	Grille d'appréciation de la salinité des sols en fonction de la CE (SSDS, 1993).	<b>96</b>
<b>Tableau 19</b>	Grille d'appréciation du calcaire total du sol (GEPPA <i>in</i> Baize, 1988).	<b>97</b>
<b>Tableau 20</b>	Grille d'appréciation du taux de carbone dans le sol (Hazelton et Murphy, 2007).	<b>98</b>
<b>Tableau 21</b>	Grille d'appréciation de la teneur en azote (SSDS, 1993).	<b>99</b>

<b>Tableau 22</b>	Interprétation du rapport C/N dans le sol (Allison, 1973 in Hazelton et Murphy, 2007).	<b>100</b>
<b>Tableau 23</b>	Classement de la capacité d'échange cationique des sols Metson (1957) in Hazelton et Murphy (2007).	<b>101</b>
<b>Tableau 24</b>	Valeurs statistiques des teneurs en ETM dans les sols du bassin Kébir Rhumel.	<b>103</b>
<b>Tableau 25</b>	Synthèse des teneurs en éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) dans le sol enregistrées par différents auteurs en Algérie.	<b>104</b>
<b>Tableau 26</b>	Matrice de corrélations entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs en ETM des sols du Kébir Rhumel.	<b>115</b>
<b>Tableau 27</b>	Classes de contamination des sols en fonction du facteur d'enrichissement.	<b>117</b>
<b>Tableau 28</b>	Valeurs statistiques du facteur d'enrichissement (FE) des sols du bassin Kebir Rhumel.	<b>117</b>
<b>Tableau 29</b>	Classes du facteur de contamination (Hakanson 1980 ; Förstner et al. 1981).	<b>120</b>
<b>Tableau 30</b>	Valeurs statistiques des facteurs de contamination des sols du bassin Kebir Rhumel.	<b>120</b>
<b>Tableau 31</b>	Classes de contamination des sols en fonction du degré de contamination.	<b>126</b>
<b>Tableau 32</b>	Valeurs statistiques du degré de contamination des sols du bassin Kebir Rhumel.	<b>127</b>
<b>Tableau 33</b>	Les différentes classes de risque écologiques selon les valeurs de l'indice Er (Hakanson, 1980).	<b>129</b>
<b>Tableau 34</b>	Valeurs statistiques du risque écologique (Er).	<b>129</b>
<b>Tableau 35</b>	Classes de contamination des sols en fonction de l'indice du risque écologiques potentiel-PERI (Hakanson, 1980).	<b>135</b>
<b>Tableau 36</b>	Valeurs statistiques de l'indice du risque écologique potentiel (PERI) des sols du bassin Kebir Rhumel.	<b>135</b>
<b>Tableau 37</b>	Principales activités anthropiques par sous-bassins du Kebir Rhumel ABH, 2004).	<b>142</b>
<b>Tableau 38</b>	Teneurs en éléments traces métalliques ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les pieds et les viscères des <i>Cornu aspersum</i> juvéniles et adultes ( $n_{\text{Juvéniles}} = 20$ individus ; $n_{\text{Adultes}} = 10$ individus).	<b>149</b>
<b>Tableau 39</b>	Classification des facteurs de bioaccumulation (Bohac et Pospisil, 1989).	<b>155</b>
<b>Tableau 40</b>	Données statistiques des facteurs de bioaccumulation des ETM dans les masses pédieuse et viscérale des juvéniles et adultes de <i>Cornu</i>	<b>156</b>

*aspersum*.

<b>Tableau 41</b>	Concentrations en Cr accumulées par <i>C. aspersum</i> en fonction de celles contenu dans le sol après 28 jours d'exposition.	<b>174</b>
<b>Tableau 42</b>	Pourcentage d'absorption du Cr (%) par <i>C. aspersum</i> après 28 jours d'exposition.	<b>174</b>
<b>Tableau 43</b>	Facteur de bioaccumulation (BAF) du Cr pour les <i>C. aspersum</i> après 28 jours d'exposition.	<b>175</b>
<b>Tableau 44</b>	Concentrations en Cu accumulées par <i>C. aspersum</i> en fonction de celles contenu dans le sol après 28 jours d'exposition.	<b>186</b>
<b>Tableau 45</b>	Pourcentage d'absorption du Cu (%) par <i>C. aspersum</i> après 28 jours d'exposition.	<b>186</b>
<b>Tableau 46</b>	Facteur de bioaccumulation (BAF) du Cu pour les <i>C. aspersum</i> après 28 jours d'exposition.	<b>187</b>
<b>Tableau 47</b>	Concentrations en Zn accumulées par <i>C. aspersum</i> en fonction de celles contenu dans le sol après 28 jours d'exposition.	<b>198</b>
<b>Tableau 48</b>	Pourcentage d'absorption du Zn (%) par <i>C. aspersum</i> après 28 jours d'exposition.	<b>198</b>
<b>Tableau 49</b>	Facteur de bioaccumulation (BAF) du Zn pour les <i>C. aspersum</i> après 28 jours d'exposition.	<b>199</b>

## Liste des figures

<b>Figure 1</b>	Constituants de l'écosystème terrestre.	<b>8</b>
<b>Figure 2</b>	Schéma des différents états de l'eau dans le sol.	<b>10</b>
<b>Figure 3</b>	Secteurs sources de la pollution des sols (Source : Drezet et al. 2021).	<b>14</b>
<b>Figure 4</b>	Composition moyenne annuelle des DMA en Algérie. (Source : Yamada, 2020)	<b>16</b>
<b>Figure 5</b>	Les polluants organiques persistants et potentiellement dangereux.	<b>18</b>
<b>Figure 6</b>	Sources des polluants métalliques dans l'environnement.	<b>18</b>
<b>Figure 7</b>	Exemple d'activités anthropiques génératrices de métaux lourds	<b>19</b>
<b>Figure 8</b>	Positionnement des éléments traces métalliques étudiés dans le tableau périodique de Mendeleïev.	<b>22</b>
<b>Figure 9</b>	Schéma de la morphologie interne d'un gastéropode terrestre (escargot) (Fortier, 2006).	<b>33</b>
<b>Figure 10</b>	Caractéristiques de la coquille d'un escargot (Winifred, 1965).	<b>34</b>
<b>Figure 11</b>	Situation géographique du bassin Kébir Rhumel au Nord-Est Algérien.	<b>38</b>
<b>Figure 12</b>	Cartographie du couvert arboré N-E Algérie (Climate Change Initiative Land Cover Product User Guide Vegetation-CCI-LC-PUGV, 2015-2017).	<b>41</b>
<b>Figure 13</b>	Carte de l'état de la végétation N-E Algérie (Climate Change Initiative Land Cover Product User Guide Vegetation-CCI-LC-PUGV, 2015-2017).	<b>41</b>
<b>Figure 14</b>	Localisation des 30 stations d'échantillonnage dans le bassin Kébir Rhumel.	<b>42</b>
<b>Figure 15</b>	Photos des individus d'escargots dans leurs biotopes d'origine lors de la collecte : a. Juvénile <i>Cantareus koraegaelius</i> sur feuillage d'arbuste -El Khroub (20.03.2019) ; b. Adulte <i>Eobania vermiculata</i> - Aïn Smara (14.03.2018) ; c. Adulte <i>Tudorella sulcata</i> -Rouached (24.03.2019).	<b>43</b>
<b>Figure 16</b>	Photos du conditionnement des escargots pour le transport au laboratoire (24.04.2019).	<b>43</b>
<b>Figure 17</b>	Conservation des escargots dans l'alcool pour l'identification (08.02.2018).	<b>44</b>
<b>Figure 18</b>	Coquilles vides nettoyées, séchées et conservées – Collection personnelle Laboratoire de Biologie et Environnement-UFMC1 (08.12.2018).	<b>44</b>

<b>Figure 19</b>	Broyage, tamisage à 2mm, et conservation des sols (01.03.2018).	<b>46</b>
<b>Figure 20</b>	Analyse des sols du Kébir Rhumel par granulomètre laser - Laboratoire de recherche sédimentaire VU Amsterdam (27.02.2020).	<b>49</b>
<b>Figure 21</b>	Triangle textural américain du système de l'USDA (United States Department of Agriculture).	<b>50</b>
<b>Figure 22</b>	Etapas du processus de minéralisation des sols - Laboratoire d'écotoxicologie VU Amsterdam (20.01.2020).	<b>51</b>
<b>Figure 23</b>	Etapas de préparations des tissus animaux pour l'extraction des éléments traces métalliques : a) Séparation de la masse pédieuse et viscérales ; b) Séchage des tissus ; c) Broyage et conditionnement (05.12.2019).	<b>53</b>
<b>Figure 24</b>	Minéralisation des tissus de <i>Cornu aspersum</i> - VU Amsterdam (25.01.2020).	<b>54</b>
<b>Figure 25</b>	Spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme modèle (SAA; AAnalyst 100, Perkin Elmer, Germany) - VU Amsterdam (27.01.2020).	<b>54</b>
<b>Figure 26</b>	Site de récolte des géniteurs <i>Cornu aspersum</i> Teniet el Ferradi - Kairouane, Tunisie (24.12.2019).	<b>56</b>
<b>Figure 27</b>	Elevage des <i>Cornu aspersum</i> –Laboratoires « Heli'Naa » Kairouane, Tunisie (25.12.2019).	<b>56</b>
<b>Figure 28</b>	Prétraitement du substrat pour les bioessais - Laboratoire d'écologie animale VU Amsterdam (14.01.2020).	<b>58</b>
<b>Figure 29</b>	Préparation des individus d'escargots pour le bioessai -Laboratoire d'écologie animale VU Amsterdam (30.01.2020).	<b>59</b>
<b>Figure 30</b>	Introduction des escargots dans les boites à bioessais -Laboratoire d'écologie animale VU Amsterdam (03.02.2020).	<b>59</b>
<b>Figure 31</b>	Aperçu sur le dispositif des bioessais - Chambre climatique VU Amsterdam (03.02.2020).	<b>60</b>
<b>Figure 32</b>	Exemple d'entretien des boites des bioessais (Nettoyage et introduction de la nourriture saine) -Laboratoire d'écologie animale VU Amsterdam (2 et 17.02.2020).	<b>61</b>
<b>Figure 33</b>	Suivi hebdomadaire de la croissance des <i>Cornu aspersum</i> lors des bioessais -Laboratoire d'écologie animale VU Amsterdam (02.03.2020).	<b>62</b>
<b>Figure 34</b>	Etapas de préparation et traitement des <i>Cornu aspersum</i> -Laboratoire d'écologie animale VU Amsterdam (02 et 04.03.2020).	<b>64</b>
<b>Figure 35</b>	<i>Tudorella sulcata</i> (Draparnaud, 1805); réf : OCLS124UMCLBE10020601; H= 17.3 mm, D= 14.12 mm; Rouached (Jijel, Algérie).	<b>67</b>

<b>Figure 36</b>	Distribution de la famille des Pomatiidae dans le bassin Kebir Rhumel.	<b>68</b>
<b>Figure 37</b>	<i>Rumina decollata</i> (Linnaeus, 1758); réf: OCLS124UMCLBE10072502; H= 29.40 mm, D= 12.79 mm; Hamala (Jijel, Algérie)/ b. <i>Rumina saharica</i> (Pallary, 1901); réf: OCLS124UMCLBE10052003; H=37.26 mm, D= 13.09 mm; El Khroub (Constantine, Algérie).	<b>69</b>
<b>Figure 38</b>	Distribution de la famille des Achatinidae dans le bassin Kebir Rhumel.	<b>70</b>
<b>Figure 39</b>	a. <i>Ferussacia carnea</i> (Risso, 1826); réf : OCLS124UMCLBE10020704; H= 13.33 mm, D= 3.89 mm; Zéghaia (Mila, Algérie)/ b. <i>Ferussacia folliculum</i> (Schröter, 1784); réf : OCLS124UMCLBE10010105; H= 12.75 mm, D= 4.23 mm; Béni Fouda (Sétif, Algérie).	<b>71</b>
<b>Figure 40</b>	Distribution de la famille des Ferussaciidae dans le bassin Kebir Rhumel.	<b>72</b>
<b>Figure 41</b>	a. <i>Mauronapaeus terverii</i> (Dupotet in E. A. Forbes, 1838); réf : OCLS124UMCLBE10072906; H= 13.80 mm, D= 5.22 mm; Djemaâ Beni Habibi (Jijel, Algérie)/ b. <i>Mastus pupa</i> (Linnaeus, 1758); Réf : OCLS124UMCLBE10020607; H= 15.77 mm, D= 6.07 mm; Rouached (Jijel, Algérie).	<b>73</b>
<b>Figure 42</b>	Distribution de la famille des Enidae dans le bassin Kebir Rhumel.	<b>74</b>
<b>Figure 43</b>	a. <i>Cantareus cf. koraegaelius</i> (Bourguignat in in Locard, 1882); réf: OCLS124UMCLBE10062208; H=23.85 mm, D= 26.09 mm; Messaoud Boudjriou (Constantine, Algérie)/ b. " <i>Cornu aspersum</i> (O.F. Müller, 1774); réf : OCLS124UMCLBE10030909; H= 35.63 mm, D= 37.86 mm; Tadjnanet, (Constantine, Algérie)/ c. <i>Cornu</i> sp. ; Réf : OCLS124UMCLBE10051710; H= 33.10 mm, D= 34.94 mm; Mechta Ali Ben Taib (Oum El Bouaghi, Algérie)/ d. <i>Eobania constantina</i> (E. Forbes, 1838); Réf :OCLS124UMCLBE10051911; H= 18.69 mm, D= 28.12 mm; Ouled Rahmoune (Constantine, Algérie)/ e. <i>Eobania vermiculata</i> (O. F. Müller, 1774); Réf : OCLS124UMCLBE10051912; H= 17.63 mm, D= 33.07 mm; Ouled Rahmoune (Constantine, Algérie)/ f. <i>Helix melanostoma</i> (Draparnaud, 1801); Réf : OCLS124UMCLBE10031013; H= 30.4 mm, D= 32.3 mm; Chelghoum El Aid (Mila, Algérie)/ g. <i>Massylaea massylaea</i> (Morelet, 1851); Réf : OCLS124UMCLBE10062214; H= 19.59 mm, D= 33.81 mm; Messaoud Boudjriou (Constantine, Algérie).	<b>75</b>
<b>Figure 44</b>	Distribution de la famille des Helicidae dans le bassin Kebir Rhumel.	<b>79</b>
<b>Figure 45</b>	a. <i>Cerनुella cf. virgata</i> (da Costa, 1778); réf : OCLS124UMCLBE10052015; H= 10.57 mm, D= 14.9mm; El Khroub (Constantine, Algérie)/ b. <i>Cochlicella acuta</i> (O. F. Müller, 1774); Réf : OCLS124UMCLBE10052016; H= 10.67 mm, D= 4.41	<b>80</b>

mm; El Khroub (Constantine, Algérie)/ c. *Cochlicella barbara* (Linnæus, 1758); Réf : OCLS124UMCLBE10073017; H= 7.98 mm, D= 4.13 mm; Kheïri Oued Adjoul (Jijel, Algérie)/ d. *Trochoidea pyramidata* (Draparnaud, 1805); Réf : OCLS124UMCLBE10020518; H= 10.63 mm, D= 14.02 mm; Elayadi Barbes (Mila, Algérie)/ e. *Xerosecta cespitum* (Draparnaud, 1801); Réf : OCLS124UMCLBE10041119; H = 7.41 mm, D= 14.85 mm; Sidi Khelifa (Constantine, Algérie)/ f. *Xerosecta* sp. ; Réf : OCLS124UMCLBE10010320; H= 18.60 mm, D= 26.96 mm; Dehamcha (Sétif, Algérie).

<b>Figure 46</b>	Distribution de la famille des Geomitridae dans le bassin Kebir Rhumel.	<b>84</b>
<b>Figure 47</b>	<i>Ganula flava</i> (Terver, 1839); OCLS124UMCLBE10072721; H= 15.77 mm, D= 6.07 mm; Rouached (Jijel, Algérie).	<b>84</b>
<b>Figure 48</b>	Distribution de la famille des Hygromiidae dans le bassin Kebir Rhumel.	<b>85</b>
<b>Figure 49</b>	a. <i>Sphincterochila candidissima</i> (Draparnaud, 1801); Réf : OCLS124UMCLBE10010122; H= 18.32 mm, D= 20.26 mm; Béni Fouda (Constantine, Algérie)/ b. <i>Sphincterochila otthiana</i> (E. Forbes, 1838); Réf : OCLS124UMCLBE10020723; H= 12.11 mm, D= 23.40 mm; Zéghaia (Mila, Algérie)/ c. <i>Sphincterochila</i> sp.; Réf : OCLS124UMCLBE10072824; H= 14.95 mm, D= 24.41 mm; El Ancer (Jijel, Algérie).	<b>86</b>
<b>Figure 50</b>	Distribution de la famille des Sphincterochilidae dans le bassin Kebir Rhumel.	<b>88</b>
<b>Figure 51</b>	<i>Caracollina lenticula</i> (Michaud, 1831); Réf : OCLS124UMCLBE10020725; H= 2.82 mm, D= 6.82 mm; Zéghaia (Mila, Algérie).	<b>88</b>
<b>Figure 52</b>	Distribution de la famille des Trissexodontidae dans le bassin Kebir Rhumel.	<b>89</b>
<b>Figure 53</b>	Variation spatiale du pH des sols étudiés.	<b>95</b>
<b>Figure 54</b>	Variation spatiale de la conductivité électrique des sols étudiés. a, ab, abc, bc, c : groupes homogènes, test post-hoc de SNKt. (p<0.05)	<b>96</b>
<b>Figure 55</b>	Variations spatiales des taux en calcaire total (CT) des sols étudiés. a, ab, b : groupes homogènes, test post-hoc de SNKt (p<0.05).	<b>97</b>
<b>Figure 56</b>	Variations spatiales des taux de la matière organique et du carbone des sols étudiés. a, ab, b : groupes homogènes, test post-hoc de SNKt. (p<0.05).	<b>98</b>
<b>Figure 57</b>	Variations spatiales des teneurs en azote total (%) dans les sols étudiés.	<b>99</b>

a, ab, bc, d : groupes homogènes, test post-hoc de SNKt. ( $p < 0.05$ ).

<b>Figure 58</b>	Variations spatiales des ratios C/N (%) enregistrés au niveau des sols étudiés.	<b>100</b>
<b>Figure 59</b>	Variations spatiales de la capacité d'échange cationique ( $\text{cmol.kg}^{-1}$ ) dans les sols étudiés.	<b>101</b>
<b>Figure 60</b>	Différentes classes texturales enregistrées pour les 30 stations du bassin Kebir Rhumel.	<b>102</b>
<b>Figure 61</b>	Variations spatiale des concentrations en cadmium ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les sols du bassin versant Kebir Rhumel.	<b>105</b>
<b>Figure 62</b>	Box plot des teneurs en cadmium dans le sol en fonction des sous bassins (a, ab, abc, bc, c : groupes homogènes selon le test post-hoc de SNKt, $p < 0.05$ ).	<b>106</b>
<b>Figure 63</b>	Variations spatiale des concentrations en chrome ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les sols du bassin versant Kebir Rhumel.	<b>107</b>
<b>Figure 64</b>	Box plot des teneurs en chrome dans le sol en fonction des sous bassins. (a, ab, b, c : groupes homogènes selon le test post-hoc de SNKt, $p < 0.05$ ).	<b>108</b>
<b>Figure 65</b>	Variations spatiale des concentrations en cuivre ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les sols du bassin versant Kebir Rhumel.	<b>110</b>
<b>Figure 66</b>	Box plot des teneurs en cuivre dans le sol en fonction des sous bassins. (a,ab,abc,bcd,cd,d : groupes homogènes selon le test post-hoc de SNKt, $p < 0.05$ ).	<b>110</b>
<b>Figure 67</b>	Variations spatiale des concentrations en plomb ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les sols du bassin versant Kebir Rhumel.	<b>111</b>
<b>Figure 68</b>	Variations spatiale des concentrations en zinc ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les sols du bassin versant Kebir Rhumel.	<b>112</b>
<b>Figure 69</b>	Box plot des teneurs en zinc dans le sol en fonction des sous bassins. (a,ab,c : groupes homogènes selon le test post-hoc de SNKt, $p < 0.05$ ).	<b>113</b>
<b>Figure 70</b>	Distribution spatiale des facteurs d'enrichissement (EF) des sols étudiés.	<b>119</b>
<b>Figure 71</b>	Typologie de la contamination des sols par le cadmium dans le bassin du Kebir Rhumel.	<b>121</b>
<b>Figure 72</b>	Typologie de la contamination des sols par le chrome dans le bassin du Kebir Rhumel.	<b>122</b>
<b>Figure 73</b>	Typologie de la contamination des sols par le cuivre dans le bassin du	<b>123</b>

Kebir Rhumel.

<b>Figure 74</b>	Typologie de la contamination des sols par le plomb dans le bassin du Kebir Rhumel.	<b>124</b>
<b>Figure 72</b>	Typologie de la contamination des sols par le zinc dans le bassin du Kebir Rhumel.	<b>125</b>
<b>Figure 76</b>	Distribution spatiale des facteurs de contamination (FC) des sols étudiés.	<b>125</b>
<b>Figure 77</b>	Variations spatiales du degré de contamination (DC) en éléments traces métalliques dans les sols du Kébir Rhumel.	<b>127</b>
<b>Figure 78</b>	Typologie des degrés de contamination (DC) des sols dans le bassin du Kebir Rhumel.	<b>128</b>
<b>Figure 79</b>	Typologie du risque écologique des sols engendré par le cadmium dans le bassin du Kebir Rhumel.	<b>130</b>
<b>Figure 80</b>	Typologie du risque écologique des sols engendré par le chrome dans le bassin du Kebir Rhumel.	<b>131</b>
<b>Figure 81</b>	Typologie du risque écologique des sols engendré par le cuivre dans le bassin du Kebir Rhumel.	<b>131</b>
<b>Figure 82</b>	Typologie du risque écologique des sols engendré par le plomb dans le bassin du Kebir Rhumel.	<b>132</b>
<b>Figure 83</b>	Typologie du risque écologique des sols engendré par le zinc dans le bassin du Kebir Rhumel.	<b>133</b>
<b>Figure 84</b>	Distribution spatiale des risques écologiques (Er) des métaux lourds sur les sols étudiés.	<b>134</b>
<b>Figure 85</b>	Variations spatiales des indices du risque écologique potentiel (PERI) dans les différentes stations du Kébir Rhumel.	<b>136</b>
<b>Figure 86</b>	Typologie du risque écologique potentiel (PERI) dans le bassin du Kebir Rhumel.	<b>137</b>
<b>Figure 87</b>	Variations spatiales des teneurs en cadmium ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les pieds et les viscères des escargots juvéniles et adultes.	<b>150</b>
<b>Figure 88</b>	Variations spatiales des teneurs en chrome ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les pieds et les viscères des escargots juvéniles et adultes.	<b>151</b>
<b>Figure 89</b>	Variations spatiales des teneurs en cuivre ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les pieds et les viscères des escargots juvéniles et adultes.	<b>152</b>
<b>Figure 90</b>	Variations spatiales des teneurs en plomb ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les pieds et les viscères des escargots juvéniles et adultes.	<b>153</b>
<b>Figure 91</b>	Variations spatiales des teneurs en zinc ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les pieds et les viscères des escargots juvéniles et adultes.	<b>154</b>

<b>Figure 92</b>	Variation spatiale du BAF-Cd dans les pieds et les viscères des juvéniles et adultes de <i>Cornu aspersum</i> .	<b>157</b>
<b>Figure 93</b>	Variation spatiale du BAF-Cr dans les pieds et les viscères des juvéniles et adultes de <i>Cornu aspersum</i> .	<b>158</b>
<b>Figure 94</b>	Variation spatiale du BAF-Cu dans les pieds et les viscères des juvéniles et adultes de <i>Cornu aspersum</i> .	<b>159</b>
<b>Figure 95</b>	Variation spatiale du BAF-Pb dans les pieds et les viscères des juvéniles et adultes de <i>Cornu aspersum</i> .	<b>160</b>
<b>Figure 96</b>	Variation spatiale du BAF du Zn dans les pieds et les viscères des juvéniles et adultes de <i>Cornu aspersum</i> .	<b>161</b>
<b>Figure 97</b>	Évolution de la moyenne de : a) la biomasse (g), b) le diamètre (mm) et c) la hauteur (mm) des coquilles des <i>C. aspersum</i> en fonction du temps et des concentrations en Cr ( $\mu\text{g/g}$ ) dans le sol.	<b>170</b>
<b>Figure 98</b>	Coefficients de croissance des <i>C. aspersum</i> : a) KGC_Biomasse (%) / b) KGC_Diamètre et c) KGC_Hauteur en fonction des concentrations en Cr ( $\mu\text{g/g}$ ) après 28 jours d'exposition.	<b>171</b>
<b>Figure 99</b>	Inhibition de la croissance des <i>C. aspersum</i> : a) Ic_Biomasse (%) / b) Ic_Diamètre (%) / c) Ic_Hauteur (%) en fonction des concentrations en Cr ( $\mu\text{g/g}$ ) après 28 jours d'exposition.	<b>172</b>
<b>Figure 100</b>	Effet du Cr contenu dans le sol sur la croissance en : a) biomasse, b) diamètre et c) hauteur des coquilles des <i>C. aspersum</i> après 28 jours d'exposition.	<b>173</b>
<b>Figure 101</b>	Effet du Cr accumulé dans les tissus sur la croissance en : a) biomasse, b) diamètre et c) hauteur des coquilles des <i>C. aspersum</i> après 28 jours d'exposition.	<b>176</b>
<b>Figure 102</b>	Évolution de la moyenne de : a) la biomasse (g), b) le diamètre (mm), et c) la hauteur (mm) des coquilles des <i>C. aspersum</i> en fonction du temps et des concentrations en Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) dans le sol.	<b>182</b>
<b>Figure 103</b>	Coefficients de croissance des <i>C. aspersum</i> : a) KGC_Biomasse (%), b) KGC_Diamètre et c) KGC_Hauteur en fonction des concentrations en Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) après 28 jours d'exposition.	<b>183</b>
<b>Figure 104</b>	Inhibition de la croissance des <i>C. aspersum</i> : a) Ic_Biomasse (%), b) Ic_Diamètre (%), c) Ic_Hauteur (%) en fonction des concentrations en Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) après 28 jours d'exposition.	<b>184</b>
<b>Figure 105</b>	Effet du Cu contenu dans le sol sur la croissance en : a) biomasse, b) diamètre et c) hauteur des coquilles des <i>C. aspersum</i> après 28 jours d'exposition.	<b>185</b>
<b>Figure 106</b>	Effet du Cu accumulé dans les tissus sur la croissance en : a) biomasse, b) diamètre et c) hauteur des coquilles des <i>C. aspersum</i> après 28 jours d'exposition.	<b>188</b>

<b>Figure 107</b>	Évolution de la moyenne de : a) la biomasse (g), b) le diamètre (mm), et c) la hauteur (mm) des coquilles des <i>C. aspersum</i> en fonction du temps et des concentrations en Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) dans le sol.	<b>194</b>
<b>Figure 108</b>	Coefficients de croissance des <i>C. aspersum</i> : a) KGC_Biomasse (%), b) KGC_Diamètre et c) KGC_Hauteur en fonction des concentrations en Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) après 28 jours d'exposition.	<b>195</b>
<b>Figure 109</b>	Inhibition de la croissance des <i>C. aspersum</i> : a) Ic_Biomasse (%), b) Ic_Diamètre (%), c) Ic_Hauteur (%) en fonction des concentrations en Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) après 28 jours d'exposition.	<b>196</b>
<b>Figure 110</b>	Effet du Zn dissous dans le sol sur la croissance en : a) biomasse, b) diamètre et c) hauteur des coquilles des <i>C. aspersum</i> après 28 jours d'exposition.	<b>197</b>
<b>Figure 111</b>	Effet du Zn accumulé dans les tissus sur la croissance en biomasse des <i>C. aspersum</i> après 28 jours d'exposition.	<b>199</b>

# Table des matières

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

## Chapitre I : Synthèse bibliographique

<b>I.1. Ecosystème terrestre : écologie, composition et principales caractéristiques</b>	<b>8</b>
<b>I.1.1. Composition du biotope</b>	<b>9</b>
<b>I.1.2. Composition de la biocénose</b>	<b>10</b>
<b>I.1.3. Fonctionnalités de l'écosystème terrestre</b>	<b>11</b>
<b>I.2. Différentes menaces pour l'écosystème terrestre</b>	<b>11</b>
<b>I.2.1. Les menaces naturelles</b>	<b>11</b>
a. La dégradation physique	12
b. La dégradation chimique	12
c. La dégradation biologique	12
<b>I.2.2. Les menaces anthropiques</b>	<b>13</b>
a. L'intensification agricole	13
b. L'aménagement et artificialisations des sols	13
c. L'érosion des sols	13
d. La compaction des sols	13
e. La pollution des sols	14
<b>I.3. Les principaux polluants menaçants les sols</b>	<b>16</b>
<b>I.3.1. Les polluants organiques</b>	<b>17</b>
<b>I.3.2. La pollution métallique</b>	<b>18</b>
<b>I.4. La pollution métallique comme principale menace de l'écosystème terrestre</b>	<b>19</b>
<b>I.4.1. Les éléments traces métalliques essentiels et les non essentiels</b>	<b>20</b>
<b>I.4.2. Description des éléments traces métalliques étudiés durant cette étude</b>	<b>21</b>
a. Le cadmium (Cd)	22
b. Le chrome (Cr)	23
c. Le cuivre (Cu)	24

d. Le plomb (Pb)	25
e. Le zinc (Zn)	26
<b>I.4.3. Comportements spécifiques aux éléments traces métalliques dans le sol</b>	<b>27</b>
a. Adsorption	27
b. Complexation	27
c. Précipitation et co-précipitation	27
<b>I.4.4. Influence des facteurs physicochimiques et biologiques sur le comportement des métaux lourds dans le sol</b>	<b>28</b>
a. Le pH	28
b. Le taux en calcaire total (CaCO <sub>3</sub> )	29
c. La capacité d'échange cationique (CEC)	29
d. La matière organique (MO)	29
e. Les oxydes et hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium	29
f. Le potentiel redox	30
g. Les facteurs biologiques	30
<b>I.5. Influence des éléments traces métalliques sur les organismes du sol</b>	<b>31</b>
<b>I.5.1. La biosurveillance</b>	<b>31</b>
<b>1.5.2. Les types de biosurveillance</b>	<b>32</b>
<b>I.6. Critères du choix du bioindicateur</b>	<b>32</b>
<b>I.6.1. Les gastéropodes terrestres indicateurs de la contamination métallique des sols</b>	<b>33</b>
I.6.1.1. Généralités sur les gastéropodes terrestres	33
I.6.1.2. Biodiversité et identification des gastéropodes terrestres	33
<b>I.6.2. Potentiel des gastéropodes dans les bioessais d'écotoxicité</b>	<b>35</b>
<b>I.7. Les bioessais d'écotoxicité spécifiques au milieu terrestre</b>	<b>35</b>
<b>I.7.1. Généralités</b>	<b>35</b>
<b>I.7.2. Différents types de bioessais d'écotoxicité</b>	<b>35</b>
I.7.2.1. Bioessais monospécifiques	36
a. Bioessais d'écotoxicité aigue	36
b. Bioessais d'écotoxicité chronique (à moyen et à long terme)	36

I.7.2.2. Bioessaies plurispécifiques	36
<b>I.8. Principaux bioessaies d'évaluation de l'écotoxicité en milieu terrestre</b>	<b>36</b>

## Chapitre II : Matériel et Méthodes

<b>II.1. Présentation de la zone d'étude</b>	<b>38</b>
<b>II.1.1. Localisation géographique</b>	<b>38</b>
<b>II.1.2. Morphologie et topographie du bassin</b>	<b>38</b>
<b>II.1.3. Caractère climatique</b>	<b>39</b>
<b>II.1.4. Couvert végétal</b>	<b>40</b>
<b>II.2. Choix et localisation des stations de prélèvements</b>	<b>42</b>
<b>II.3. Nature et stratégie des prélèvements</b>	<b>42</b>
<b>II.4. Inventaires des escargots dans le bassin du Kebir Rhumel</b>	<b>44</b>
<b>II.4.1. Prétraitement et conservation des échantillons d'escargots</b>	<b>44</b>
<b>II.4.2. Identification des escargots</b>	<b>45</b>
<b>II.5. Diagnostic et biosurveillance de la contamination métallique des sols du Kebir Rhumel</b>	<b>45</b>
<b>II.5.1. Diagnostic de la contamination métallique des sols</b>	<b>45</b>
II.5.1.1. Préparation des échantillons de sol	45
II.5.1.2. Caractérisation physico-chimique des sols	46
II.5.1.2.1. Détermination du potentiel Hydrogène (pH)	46
II.5.1.2.2. Détermination de la conductivité électrique (CE)	47
II.5.1.2.3. Détermination le taux du calcaire total (CaCO <sub>3</sub> )	47
II.5.1.2.4. Quantification du carbone organique et de la matière organique (CO et MO)	47
II.5.1.2.5. Dosage de l'azote total (N)	47
II.5.1.2.6. Détermination du rapport C/N	48
II.5.1.2.7. Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC)	48
II.5.1.2.8. Analyse granulométrique	49
II.5.1.3. Extraction des éléments traces métalliques dans le sol	50
<b>II.5.2. Biosurveillance de la contamination métallique des sols</b>	<b>51</b>

II.5.2.1. Choix du bioindicateur <i>Cornu aspersum</i>	51
II.5.2.2. Préparation des échantillons de <i>Cornu aspersum</i>	52
II.5.2.3. Extraction des éléments traces métalliques dans les tissus de <i>Cornu aspersum</i>	53
<b>II.5.3. Dosage des éléments traces métalliques dans les échantillons de sols et d'escargots</b>	<b>54</b>
<b>II.5.4. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité des méthodes d'extraction des ETM dans le sol et les tissus de <i>C. aspersum</i></b>	<b>55</b>
<b>II.6. Essais d'écotoxicité du cuivre, chrome, et zinc chez <i>Cornu aspersum</i></b>	<b>56</b>
<b>II.6.1. Préparation des organismes utilisés</b>	<b>56</b>
<b>II.6.2. Présentation des bioessais</b>	<b>57</b>
<b>II.6.3. Plan expérimental et déroulement des bioessais</b>	<b>57</b>
II.6.3.1. Concentrations testées	57
II.6.3.2. Préparation du substrat et du matériel biologique	57
II.6.3.3. Schéma des bioessais	59
<b>II.6.4. Paramètres analysés depuis les bioessais</b>	<b>61</b>
II.6.4.1. Mesures effectuées sur les sols des bioessais	61
II.6.4.2. Mesures effectuées sur <i>Cornu aspersum</i>	62
II.6.4.2.1. Evolution de la croissance en biomasse et en diamètre de <i>Cornu aspersum</i>	62
II.6.4.2.2. Détermination des teneurs en ETM dans les tissus d'escargots	64
<b>II.7. Traitement statistique des résultats</b>	<b>65</b>

### Chapitre III : Résultats et discussions

<b>III.1. Inventaire des escargots terrestres des bords des oueds du bassin Kébir Rhumel</b>	<b>66</b>
<b>III.1.1. Différentes familles d'escargots terrestres recensées dans le Kébir Rhumel</b>	<b>67</b>
III.1.1.1 Famille des Pomatiidae (Newton, 1891)	67
III.1.1.2. Famille des Achatinidae (Swainson, 1840)	69
III.1.1.3. Famille des Ferussaciidae (Bourguignat, 1883)	71
III.1.1.4. Famille des Enidae (Woodward, 1903 (1888))	73
III.1.1.5. Famille des Helicidae (Rafinesque, 1815)	75
III.1.1.6. Famille des Geomitridae (C.R. Boettger, 1909)	79

III.1.1.7. Famille des Hygromiidae (Tryon, 1866)	84
III.1.1.8. Famille des Sphincterochilidae (Zilch, 1960)	85
III.1.1.9. Famille des Trissexodontidae (Nordsieck,1987)	88
<b>III.1.2. Répartition globale des gastéropodes sur le bassin du Kébir Rhumel</b>	<b>89</b>
<b>III.2. Diagnostic et biosurveillance de la contamination métallique des sols du Kebir Rhumel</b>	<b>94</b>
<b>III.2.1. Caractérisation physico-chimiques des sols</b>	<b>94</b>
III.2.1.1 Le potentiel Hydrogène (pH)	94
III.2.1.2 La conductivité électrique (CE)	95
III.2.1.3. Le calcaire total (CaCO <sub>3</sub> )	96
III.2.1.4. Le carbone organique (C) et la matière organique (MO)	97
III.2.1.5. L'azote total (N)	98
III.2.1.6. Le rapport C/N	99
III.2.1.7. La capacité d'échange cationique (CEC)	100
III.2.1.8. L'analyse texturale	101
<b>III.2.2. Diagnostic de la contamination métallique des sols du bassin Kébir Rhumel</b>	<b>103</b>
III.2.2.1. Teneurs en éléments traces métalliques dans le sol	105
III.2.2.1.1. Cadmium (Cd)	105
III.2.2.1.2. Chrome (Cr)	107
III.2.2.1.3. Cuivre (Cu)	109
III.2.2.1.4. Plomb (Pb)	111
III.2.2.1.5. Zinc (Zn)	112
III.2.2.2. Corrélations entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs en ETM des sols	114
III.2.2.3. Typologie de la contamination métallique et des risques écologiques dans le bassin du Kebir Rhumel	115
III.2.2.3.1. Facteur d'enrichissement (FE)	116
a. Facteur d'enrichissement du cadmium	118
b. Facteur d'enrichissement du chrome	118
c. Facteur d'enrichissement du cuivre	118

d. Facteur d'enrichissement du plomb	118
e. Facteur d'enrichissement du zinc	119
III.2.2.3.2. Facteur de contamination (FC)	120
a. Facteur de contamination du cadmium	121
b. Facteur de contamination du chrome	121
c. Facteur de contamination du cuivre	122
d. Facteur de contamination du plomb	123
e. Facteur de contamination du zinc	124
III.2.2.3.3. Degré de contamination (DC)	126
III.2.2.3.4. Indice de risque écologique (Er)	128
a. Le risque écologique du cadmium (Cd)	129
b. Le risque écologique du chrome (Cr)	130
c. Le risque écologique du cuivre (Cu)	131
d. Le risque écologique du plomb (Pb)	132
e. Le risque écologique du zinc (Zn)	133
III.2.2.3.5. Indice du risque écologique potentiel (PERI)	134
III.2.2.4. Discussion des résultats relatifs à la physico-chimie et éléments traces métalliques dans le sol	137
<b>III.2.3. Biosurveillance de la contamination métallique des sols du Kebir Rhumel</b>	<b>149</b>
<b>III.2.3.1. Teneurs en éléments traces métalliques dans les tissus de <i>Cornu aspersum</i></b>	<b>149</b>
III.2.3.1.1. Cadmium	149
III.2.3.1.2. Chrome	151
III.2.3.1.3. Cuivre	152
III.2.3.1.4. Plomb	153
III.2.3.1.5. Zinc	154
<b>III.2.3.2. Facteurs de bioaccumulation des éléments traces métalliques par <i>Cornu aspersum</i></b>	<b>155</b>
III.2.3.2.1. Facteurs de bioaccumulation du cadmium	156
III.2.3.2.2. Facteurs de bioaccumulation du chrome	157
III.2.3.2.3. Facteurs de bioaccumulation du cuivre	158

III.2.3.2.4. Facteurs de bioaccumulation du plomb	159
III.2.3.2.5. Facteurs de bioaccumulation du zinc	160
<b>III.2.3.3. Discussion des résultats relatifs aux teneurs en éléments traces métalliques et facteurs de bioaccumulation chez <i>Cornu aspersum</i></b>	<b>162</b>
<b>III.3. Bioessais de l'écotoxicité du chrome (Cr), cuivre (Cu) et zinc (Zn) sur les <i>Cornu aspersum</i></b>	<b>168</b>
<b>III.3.1. Bioessai d'écotoxicité du Cr</b>	<b>168</b>
III.3.1.1. Suivi de l'évolution de la biomasse, du diamètre et de la hauteur des coquilles des <i>Cornu aspersum</i>	168
III.3.1.2. Le coefficient de croissance (kGC)	170
III.3.1.3. Inhibition de la croissance (Ic)	171
III.3.1.4. Les relations dose-réponse : effet du Cr sur la croissance en biomasse, en diamètre, et en hauteur de la coquille chez <i>Cornu aspersum</i>	172
a) Effet du Cr contenu dans le sol	172
b) Effet des du Cr accumulé dans les tissus de <i>C. aspersum</i>	174
III.3.1.5. Discussion des résultats du bioessai Cr	177
<b>III.3.2. Bioessai d'écotoxicité du Cu</b>	<b>180</b>
III.3.2.1. Suivi de la biomasse, du diamètre et de la hauteur des coquilles des <i>Cornu aspersum</i>	180
III.3.2.2. Les coefficient de croissance (kGC)	183
III.3.2.3. Inhibition de la croissance (Ic)	184
III.3.2.4. Les relations dose-réponse : effet du Cu sur la croissance en biomasse, en diamètre, et en hauteur de la coquille chez <i>Cornu aspersum</i>	185
a) Effet du Cu contenu dans le sol	185
b) Effet des du Cu accumulé dans les tissus de <i>C. aspersum</i>	186
III.3.2.5. Discussion des résultats du bioessai Cu	189
<b>III.3.3. Bioessai d'écotoxicité du Zn</b>	<b>192</b>
III.3.3.1. Suivi de l'évolution de la biomasse, du diamètre et de la hauteur des coquilles des <i>Cornu aspersum</i>	192
III.3.3.2. Le coefficient de croissance (kGC)	194
III.3.3.3. Inhibition de la croissance (Ic)	195
III.3.3.4. Les relations dose-réponse : effet du Zn sur la croissance en biomasse, en	196

diamètre, et en hauteur de la coquille chez <i>Cornu aspersum</i>	
a) Effet du Zn contenu dans le sol	<b>196</b>
b) Effet des du Zn accumulé dans les tissus de <i>C. aspersum</i>	<b>198</b>
III.3.3.5. Discussion des résultats du bioessai Zn	<b>200</b>

<b>Conclusion et Perspectives</b>	<b>202</b>
-----------------------------------	------------

<b>Références bibliographiques</b>	<b>209</b>
------------------------------------	------------

<b>Annexes</b>
----------------

- I-    Recette nourriture escargot**
- II-   Elevage escargots**
- III-  Concentrations effectives des bioessais**

**Résumé Arabe**

**Résumé Français**

**Résumé Anglais**

# INTRODUCTION

*« Nous n'avons pas hérité de la terre de nos ancêtres,  
Nous l'avons empruntée de nos enfants. »  
Précepte d'une tribu indienne d'Amazonie.*



Au jour d'aujourd'hui, l'être humain est de plus en plus soucieux de l'état de son environnement, car il a conscience de son impact sur sa santé autant morale que physique (Tissier-Raffin et al. 2020). En effet, trouver la bonne balance entre un environnement sain et satisfaire la demande de la population mondiale relève de l'utopie. Particulièrement en considérant l'accroissement démographique continu et la hausse de la demande (Desrosières, 2003).

C'est ainsi, que dans la hâte de satisfaire une population mondiale, estimée à 7,9 milliards d'habitants dans le rapport des Nations Unies de 2019, l'humain se laisse entraîner par le culte croissant du matérialisme et l'élan de la production en masse. Négligeant au passage sa réalité biologique au profit de sa supériorité technologique et mettant en péril les ressources naturelles, esthétiques et culturelles (Ceballos et al. 2017). Au fur et à mesure et dans les quatre coins du monde, il est à l'origine de l'implantation de villes industrielles, l'intensification de l'agriculture, ainsi que l'expansion des trafics routiers, aériens et maritimes. Si bien que dans la ville d'Ulsan, en Corée du Sud, le plus grand centre de production automobile au monde occupe une surface de 500 hectares. En Arabie Saoudite, l'aéroport International du Roi Fahd s'étend sur 78 000 hectares. Plus encore, en Chine une méga-ferme du nom de « Mudanjiang City » a vu le jour en 2015, elle s'étend sur 9 105 427 hectares ou trois fois (x3) la surface d'une ferme laitière aux États-Unis, qui auparavant détenait le record de la plus grande au monde.

Bien que dans la plupart des cas, ces activités anthropiques garantissent des rendements élevés et rapides. Ils contiennent d'énormes quantités d'énergie qui peuvent parfois échapper au control humain qui ont de lourdes conséquences. Récemment encore, plusieurs épisodes de catastrophes environnementales ont marqué les esprits. En 2010, à Louisiane (Etats Unis) le naufrage d'une station pétrolière nommée « Deepwater Horizon » a tué 11 personnes, générer un incendie de plusieurs mois et une marée noire de grande envergure. En effet, 780 millions de litres se sont répandus, menaçant plus de 400 espèces, dont des baleines, des dauphins, des lamantins et de nombreux oiseaux. La même année, en Hongrie un accident est survenu à l'usine d'aluminium d'Ajka, 1,1 million de mètres-cubes de boue rouge toxique s'est déversé sur plus de 40 km<sup>2</sup>. En 2011, au Nord-Est du Maroc, un rejet de produits toxiques d'une usine à sucre a contaminé « La Moulouya » : le seul fleuve de la région, et dont l'embouchure est classée site d'intérêt biologique et écologique. Dans cette zone protégée du Maroc, des cadavres de poissons ont jonché les côtes de ce fleuve grand de 600 km. Aussi et au cours de la même année, arrive l'accident

nucléaire de Fukushima au Japon. En 2015, au Brésil, une rupture de deux barrages miniers a provoqué une coulée de boues toxiques qui a englouti un village entier.

Outres ces catastrophes, diverses formes de stress chronique se sont manifestées sur les êtres vivants. La plus flagrante est l'énorme déclin que subit la biodiversité. Les scientifiques la décrivent de 6<sup>ème</sup> crise d'extinction massive et cette fois, elle est particulièrement due aux activités anthropiques (Barnosky et al. 2011). Ce constat est soutenu par de multiples rapports de recensements qualitatifs et quantitatifs inquiétants (Malcolm et Markham, 2000 ; Clausen et York, 2008) : Dans la dernière édition de la liste rouge mondiale établie par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature-UICN (2021), 37 480 espèces sont menacées. Le pire est que cette estimation est certainement inférieure à la réalité, du fait que seulement 134 425 espèces sont répertoriées dans le monde. Les connaissances en biodiversité mondiale sont souvent incomplètes et parfois inexistantes dans certaines zones. Cette lacune est due à la difficulté d'accès à certaines zones et à la rareté des clés d'identifications ; outils indispensable à la mise en place d'inventaires qualitatifs et quantitatifs tout en évitant les erreurs taxonomiques accumulés dans le monde au passé.

Ces travaux se concentrent d'avantage sur les « biodiversity hotspots » ou « Points chauds de biodiversité » qui représentent des zones géographiques qui sont classées selon un double critère richesse/menace, elles possèdent une grande richesse biologique mais qui est particulièrement impactée par l'action humaine (Roberts et al. 2002). Parmi les 35 hotspots menacées connues dans le monde, on retrouve la région méditerranéenne (Pimm et al. 2014). Elle est particulièrement inquiétante, car non seulement elle subit la pression humaine qui entraîne en continu la fragmentation, la dégradation et la perte de l'habitat et l'extinction des espèces, mais aussi les lacunes d'informations dues au manque de connaissances de la région et de sa richesse. Sachant que l'Algérie domine le littoral méditerranéen avec 1 622 km, son patrimoine biologique est tout autant touché. On se retrouve donc dans l'urgence de répondre à la question critique de la méditerranée par des prises de mesures scientifiques, politiques et économiques pour faire face aux différentes perturbations qui peuvent le menacer.

Parmi les perturbations avec la plus grande contribution, c'est la contamination. Elle est atmosphérique, aquatique et même terrestre. Cette dernière particulièrement inquiétante car elle touche au réservoir fournisseur d'éléments essentiels à la survie et à la prospérité de l'ensemble des êtres vivants (Díaz, 2006, Millennium Ecosystem Assessment MEA, 2005).

Ainsi, il est important de cibler les substances introduites et potentiellement nocives dans le milieu naturel, de les identifier et de les classer. Elles peuvent être organiques, appelées aussi polluants carbonés tel que les dioxines (ex. le DDT), les polychlorobiphényles (PCB), les hydrocarbures (ex. les HAP), les furannes, les chlorofluocarbone (CFC). Ou encore inorganiques, aussi appelées métalliques, principalement sous forme d'éléments traces à l'état naturel, mais qui peuvent atteindre des concentrations inquiétantes émises par les rejets des activités anthropiques. Une fois libérées dans le milieu, ces substances s'introduisent, s'accumulent et s'amplifient à chaque maillon de la chaîne trophique. Le dernier étant le plus touché, n'est autre que l'être humain (Wang et al. 2003).

D'un point de vue biologique, la contamination métallique est induite par deux cas : le premier étant l'accroissement des teneurs en éléments métalliques essentiels dits oligo-éléments, dont le chrome (Cr), le cuivre (Zn), le fer (Fe) et le zinc (Zn). Le deuxième étant la présence de métaux plus nocifs dont l'Arsenic (As), le Cadmium (Cd), le Mercure (Hg), et le Plomb (Pb), etc. Ces polluants affectent de différentes manières les compartiments dans lesquels ils s'introduisent, en l'occurrence les réponses des écosystèmes ne sont pas similaires.

C'est pour cela que durant la dernière décennie, les éléments traces métalliques ont suscité un grand intérêt, social, scientifique et même politique, surtout après avoir pris connaissance des sérieux dommages qu'ils peuvent causer à l'ensemble des organismes, et particulièrement pour les sols (Alloway, 1995; Baize and Sterckeman, 2001 ; Sall et al 2020 ; Sahli et al. 2021; Sahraoui et al. 2021). En effet, les éléments traces métalliques perturbent les cycles biogéochimiques terrestres, ils s'introduisent dans les réseaux trophiques par les producteurs primaires, les contaminent, ralentissent leur croissance et par ce biais ils impactent plus ou moins la santé des écosystèmes (Zhang et al. 2020). Leurs effets délétères dépendent de leur spéciation car ils sont toxiques que sous forme ionique libre, et ils dépendent aussi des facteurs environnementaux du milieu. Dans les milieux terrestres, les caractéristiques physico-chimiques qui influent le plus sur le comportement de ces éléments sont majoritairement : la capacité d'échange de cation (CEC), le pH, le calcaire totale (CT), la teneur en Azote (N%), celle de la matière organique (MO) ainsi que les taux d'argile, de limon et de sable qui composent le sol (Zhang et al. 2019). Il est donc important de prendre en considération ces facteurs en amont de toute évaluation environnementale.

Les méthodes d'évaluation et surveillance de l'état de santé des écosystèmes sont nombreuses, elles sont pluridisciplinaires, mais jamais exhaustives. C'est pour cela que la participation des organismes vivants dans l'analyse est impérative, car ils reflètent le réel impact qu'ils subissent (Pereira et al. 2020). Ceci confirme l'importante contribution des inventaires dans le diagnostic des milieux, car non seulement ils répertorient les espèces présentes/absentes dans une aire géographique, mais créent une base de données exploitables pour le choix du bioindicateur (Peakall and Burger, 2003; Markert, 2007). En effet, de nouvelles approches plus précises, utilisant les organismes vivants comme bioindicateurs ont été entreprises dans de multiples études depuis des années (Fritsch et al. 2011; Sahraoui et al. 2021). Cette méthode permet la détection précoce de la contamination et aide à la compréhension des relations "polluant-organismes vivants" par une biosurveillance environnementale. Elle peut être passive, par analyse des changements des matrices environnementales et/ou des organismes présents *in situ*. Ou alors active, qui consiste à introduire l'indicateur biologique sain *in situ* et de mesurer ensuite ses évolutions. Considérant la présence des polluants comme un stress additionnel aux stress naturels déjà existants, les réponses des bioindicateurs pendant un bioessai de terrain, peuvent refléter l'ensemble des perturbations auxquels il est exposé (van Straalen, 2003). Dans l'objectif d'isoler la réponse au polluant(s) ciblé(s), d'évaluer sa toxicité aiguë et/ou chronique et de comprendre ses mécanismes d'action sur les bioindicateurs, les scientifiques ont élaboré des bioessais de laboratoire standardisés suivant des normes fiables et reproductibles (Soares and Calow, 1993). Assurant des résultats standards qui permettent de noter et comparer les résultats obtenus (Calow et Forbes, 2003).

S'étant intéressé aux gastéropodes pulmonés terrestres pour cette étude, nous avons relevé que durant leur cycle de vie, ils sont en perpétuel contact avec le sol. Ils sont épiédaphiques, saprophages, phytophages et passent une grande partie de leur cycle de vie dans le sol : ils se déplacent dessus, pondent dedans et y hibernent (Gomot-De-Vaufleury, 2000 ; Dallinger, 2001 ; Barker, 2001). Ainsi, ils présentent plusieurs voies d'exposition aux composants de sol, qu'elle soit orale, cutanée ou respiratoire (Gomot et al. 1989 ; Barker, 2001 ; Gimbert, 2006 ; Fritsch, 2010). Ils répondent ainsi aux critères d'un bon indicateur définis par Hopkin (1993) et Edwards et al. (1996). Si bien que plusieurs espèces ont fait l'objet de travaux d'investigation de la contamination métallique des sols dans le monde entier (Gomot-De Vaufleury, 2000; Coeurdassier et al., 2001; de Vaufleury, 2015; Sahraoui et al., 2021). De même en Algérie, cette population répandue dans toutes les régions témoigne de la contamination métallique de ses sols, notamment au Nord-Est

Algérien (Larbaa et Soltani, 2013 ; Douafer et Soltani, 2014 ; Belhiouani, 2019 et Sahraoui, 2022).

C'est alors que dans la continuité de ces travaux de recherche, ainsi que dans le but de caractériser au mieux l'état des sols du bassin versant Kébir Rhumel, qui jusque-là n'ont jamais été investigués en totalité. La présente thèse, intitulée « Utilisation des gastéropodes pulmonés terrestres comme traceurs de la pollution métallique des sols dans le bassin du Kébir Rhumel : de l'inventaire à la bioindication » s'inscrit comme une contribution à l'évaluation de la pollution métallique des sols des bordures des oueds du bassin versant du Kébir Rhumel par le biais d'escargots comme organismes indicateurs. Avec comme principales objectifs de :

- Etablir un inventaire actuel de la communauté des gastéropodes pulmonés terrestres du bassin, ainsi qu'une cartographie de la distribution ;
- Caractériser la physico-chimie et la granulométrie des sols des bords des oueds du bassin versant Kébir Rhumel ;
- Evaluer le niveau des éléments traces métalliques (Cd, Cu, Cr, Pb et Zn) dans les sols, et les tissus mous (pieds et viscères) des *Cornu aspersum* juvéniles et adultes ;
- Déterminer les effets toxiques de quelques éléments traces métalliques (Cr, Cu, Zn) sur la croissance des juvéniles de *Cornu aspersum* via des bioessais d'écotoxicité qui reposent sur la contamination du substrat en conditions contrôlées, selon les recommandations de la norme ISO 15952 (2006).

Pour l'atteinte de ces objectifs, nous avons entamé notre recherche en sélectionnant 30 stations sur les bordures des oueds du bassin Kébir Rhumel. Ces stations ont une localisation stratégique ; elles sont potentiellement perturbées (proximité aux usines, manufactures, terres agricoles ou encore axes routiers). et assurent deux facteurs primordiaux à la vie malacologique (la proximité aux oueds qui assure l'humidité et un relief rocheux en pente pour le développement et le déplacement des gastéropodes). Nous avons établi un état des lieux décrivant la biodiversité malacologique des lieux, cette étape nous a permis non seulement d'établir un inventaire actualisé des escargots terrestres vivant aux bords des oueds du Kébir Rhumel, de décrire leurs caractéristiques spécifiques à ces lieux ainsi que leur distribution, mais a permis aussi de la sélection de l'espèce bioindicatrice *Cornus aspersum* (O.F. Müller, 1774). Cette dernière, servira pour le deuxième volet de cette thèse consacré à l'approche de biosurveillance passive de la contamination métallique des sols.

Durant la biosurveillance passive, nous avons quantifié la concentration de cinq éléments traces métalliques, particulièrement inquiétants dans la zone d'étude, dans les sols ainsi que dans les pieds et les viscères des juvéniles et adultes de l'espèce *Cornu aspersum*. Le choix de l'usage de cette espèce pour la bioindication a été entrepris suivant les recommandations scientifiques, elle est largement distribuée dans la zone d'étude et son écologie est connue par la bibliographie, sa localisation stratégique dans la chaîne alimentaire (herbivore) et son cycle de vie assez court (Dallinger et Wieser, 1984 ; Beeby, 1985 ; Laskowski et Hopkin, 1996 ; Pihan, 2001 ; Beeby et al. 2002 ; Scheifler et al. 2003 ; Dallinger et al. 2004 ; Notten et al. 2006 ; Gimbert et al. 2009 ; De Vaufleury et al. 2009 ; Fritsch 2010 ; Beeby et Richmond, 2011 ; De Vaufleury, 2015, Belhiouani, 2019 et Sahraoui et al, 2021).

Dans l'étape qui suit, nous avons évalué les effets de la contamination du sol au Cr au Cu et au Zn sur la croissance des *Cornus aspersum* juvéniles durant 28 jours, suivant un protocole accessible, et facilement réalisable de la norme standardisée ISO 15952 (2006).

Ainsi, notre contribution est dispensée dans quatre chapitres principaux ;

1. Une synthèse bibliographique présentée dans le chapitre I :
  - Un aperçu général du contexte, une présentation du compartiment terrestre et des différentes menaces qui pèsent dessus ;
  - Un état d'art sur la diversité malacologique Algérienne ;
  - Un aperçu sur le rôle écologique de cette population dans la bioindication et la surveillance de la qualité des sols ;
  - Un aperçu sur les bioessais applicables dans le compartiment terrestre.
  
2. Un second chapitre relatif à la méthodologie suivie :
  - La présentation du bassin versant Kébir Rhumel;
  - Le plan d'échantillonnage suivi ;
  - Les méthodes d'identification des gastéropodes ;
  - Les différents protocoles de la caractérisation physico-chimique et granulométrique des sols;
  - Les techniques expérimentales de l'analyse des ETM ;
  - La description du plan des bioessais d'écotoxicité.

3. Le chapitre résultats et discussions présentera les données récoltées ainsi que l'interprétation et la discussion :

- L'inventaire des escargots terrestres du bassin, leurs caractéristiques morphologiques, leur mode de vie ainsi que leur distribution ;
- La caractérisation physico-chimique et granulométrique des sols ;
- Les teneurs pseudo-totales en Cd, Cr , Cu, Pb et Zn des sols et des différentes parties molles des *Cornu aspersum* juvéniles et adultes ;
- L'évaluation et la cartographie de la contamination métallique des sols grâce à l'utilisation d'indices mono et pluri élémentaires ;
- La caractérisation des facteurs de bioconcentration de ces métaux par *Cornu aspersum* ;
- Enfin, les résultats préliminaires obtenus suite aux tests d'écotoxicité sur des juvéniles de l'espèce *Cornu aspersum* issus d'élevage, et exposés aux concentrations croissantes des oligo-éléments (Cr, Cu et Zn) *via* le substrat.

4. Nous terminons ce manuscrit avec les conclusions et les perspectives de recherche à venir et une annexe regroupant un ensemble d'outils classiques utilisés pour les démonstrations de nos résultats.

**SYNTHESE**  
**BIBLIOGRAPHIQUE**

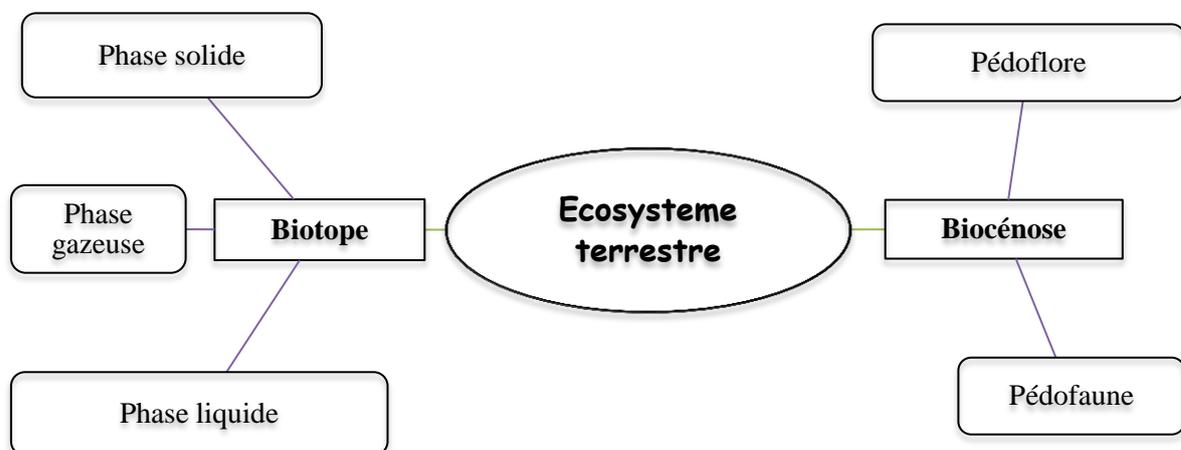
*"La terre est le probable paradis perdu."*

*Federico Garcia Lorca*

### I.1. Ecosystème terrestre : écologie, composition et caractéristiques principales

Introduit en 1935 par Tansley, le terme écosystème, ou système écologique, évoque un système fonctionnel et dynamique incluant une communauté d'organismes vivants et leur environnement, ou encore une entité collective, qui repose sur des espèces photosynthétiques. Cette unité relativement stable et intégrée se compose d'individus transitoires dont certains possèdent une longue durée de vie comme les arbres centenaires ; Il existe par exemple à Madagascar des baobabs grands de 30m de haut et vieux de 800 ans, mais aussi les baleines boréales, la tortue géante, ou encore l'éléphant d'Asie. Tandis que d'autres vivent quelques jours comme les mouches, la teigne des crucifères, ou encore les gastrotriches; de petits vers méiobenthiques acœlomés qui habitent le sable et le gravier, qualifié de faune interstitielle. De plus que parfois la longévité des organismes est seulement de quelques minutes à quelques heures seulement tel que les éphémères et les diptères (Zilli et al. 2009).

Comme le montre la figure 1, l'écosystème terrestre est constitué par un biotope à structure tri-phasique (solide, liquide et gazeuse) et une biocénose animale et végétale extrêmement diversifiée (Duchaufour, 1991). Ces constituants interagissent essentiellement dans la croûte superficielle de la lithosphère, autrement dit le sol (Calvet, 2013). Ce dernier constitue un support pour les êtres vivants, c'est un réservoir de nutriments organiques et minéraux, un tampon des énergies dans l'écosystème et un système épurateur de substances toxiques. L'arrangement de ses grains ménage des pores qui varient de 0,05  $\mu\text{m}$  à 2,5 nm, où l'eau et les gaz sont susceptibles de se déplacer pour donner lieu à des flux de matières entre les particules minérales et les composés organiques (Kravchenko and Guber, 2017). Ils sont de différentes tailles, agrégés et maintenus dans un assemblage plus ou moins volumineux, qui octroie au sol sa structure (Horn et al. 1994; Hou et al. 2022).



**Figure 1.** Constituants de l'écosystème terrestre.

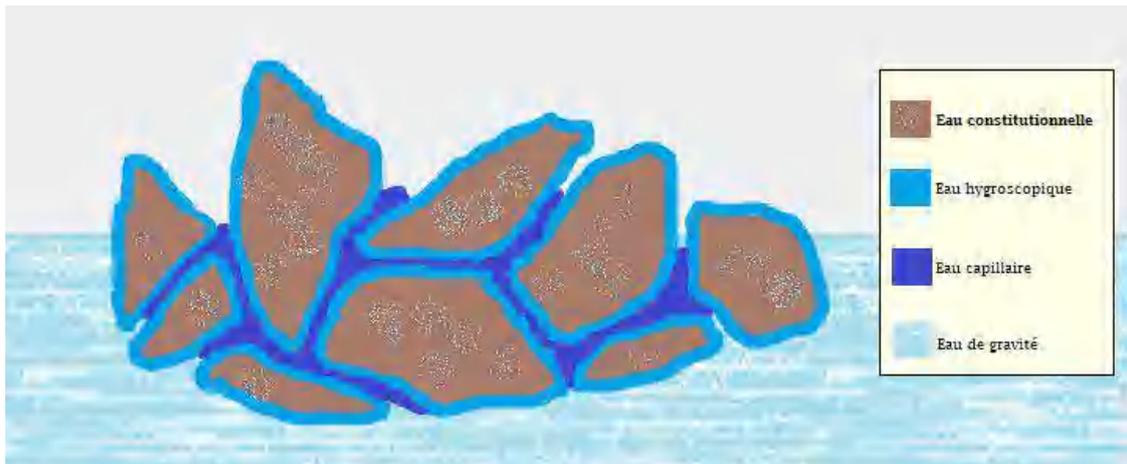
### I.1.1. Composition du biotope

La phase solide du sol comprend un demi à deux tiers du volume total du sol. Elle est majoritairement formée de composés inorganiques (jusqu'à 99 % du volume total), mais aussi de composés organiques (Calvet, 2000).

Les composés métalliques résultent naturellement de la désagrégation mécanique et/ou l'altération chimique de la roche mère sous l'effet de divers facteurs climatiques. Ils sont principalement formés de silicates ; une union de dioxyde de silicium  $\text{SiO}_2$  à d'autres oxydes métalliques sous forme de sel (Zhou et al. 2018; Zheng et al. 2019). En revanche, les composés organiques contenant de l'hydrogène, d'oxygène et d'azote et essentiellement de carbone proviennent majoritairement de la décomposition et du métabolisme des végétaux, des animaux et des microbiens (Baudin et al.2021).

La phase liquide est la solution du sol. Elle est essentiellement constituée par les eaux de pluie dans laquelle sont dissoutes les substances solubles minérales provenant de la roche mère et des molécules organiques et dans pour les deux types l'apport peut aussi être dû aux activités anthropiques (Guo et al. 2018; Wei et al. 2020). L'eau dans le sol peut être libre et mobile, ou immobile et liée aux grains du sol (Figure 2). D'après Kébré (2013), on différencie plusieurs états des eaux par l'intensité des forces qui les lient au sol et qui sont :

- ✓ L'eau constitutionnelle inextricable qui contribue à la constitution chimique des masses minérales du sol ;
- ✓ L'eau hygroscopique qui forme une fine couche autour des grains. Elle est centrifugeable, mais reste indisponible pour les êtres vivants ;
- ✓ L'eau capillaire qui est relativement mobile, retenue après ressuyage dans la capillarité des grains de sol. Cette eau n'est disponible qu'en partie pour les êtres vivants ;
- ✓ L'eau de gravité qui est libre et peut circuler au sens de la gravité et être disponible pour les plantes.



**Figure 2.** Schéma des différents états de l'eau dans le sol.

Enfin, la phase gazeuse correspond à l'air qui occupe les vides créés après le retrait de l'eau (Gobat et al. 2003). Elle est généralement plus riche en dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) et en vapeur d'eau que l'air atmosphérique. Sa physico-chimie dépend de sa proximité à l'air et de l'activité biologique. Généralement, la physico-chimie de l'air atmosphérique renseigne sur celle de la phase gazeuse et est très variable dans l'espace et dans le temps grâce à l'activité biologique. On y retrouve souvent du monoxyde d'azote ( $\text{NO}$ ), du protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ), de l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ), du méthane ( $\text{CH}_4$ ), du sulfure d'hydrogène ( $\text{H}_2\text{S}$ ) et même des composés organiques volatils (Calvet, 2000).

### **I.1.2. Composition de la biocénose**

Le sol est un support dynamique, favorable à la vie de différents organismes qu'on peut affilier à la pédoflore et à la pédofaune. Ensembles ils représentent la biocénose où la pédoflore est un maillon essentiel à la vie de la pédofaune. Elle constitue la majeure partie de la biomasse totale : Elle englobe l'ensemble de micro et macro-organismes ainsi que les décomposeurs de la matière organique morte. La pédoflore est composée aussi de champignons, actinomycètes, bactéries, cyanobactéries, saprophytes et des procaryotes, ainsi que les organes souterrains des plantes (les racines, les tubercules, les rhizomes, les bulbes, etc.). Quant à la pédofaune, c'est une communauté constituée d'individus permanents ou temporaires dans le sol, qui occupent sa surface, ou ses annexes. Ce compartiment est anciennement peu connu, due à la petite taille de ses composants, ce n'est qu'à partir de la fin du 19<sup>e</sup> siècle que l'intérêt s'est accru, les chercheurs ont alors commencé à schématiser des méthodes d'extraction, dans le but de décrire de nouvelles espèces et en faire l'inventaire (Deprince. 2003). A la lumière des connaissances générales, on estime cette faune à plus de 80 % de la biodiversité animale.

### **I.1.3. Fonctionnalités de l'écosystème terrestre**

Cet écosystème est une interface entre l'air, l'eau, la roche et les êtres vivants, il remplit par ce fait une multitude de fonctions importantes qui répondent aux différents besoins physiologiques, sanitaire et sociales. Il représente principalement un support et constitue un espace de développement de la faune et la flore. Il abrite une biodiversité aussi riche que pratique, tout en étant un pilier à la vie et aux activités humaines. C'est également un réservoir et un fournisseur d'eau et de nutriments, il approvisionne les producteurs primaires, permet le passage d'énergie solaire dans la chaîne trophique. Le sol fournit les argiles, les sables et roches calcaires qui possèdent des vertus médicales et esthétiques. Ils constituent aussi les matériaux de constructions et infrastructures (Eslami et al. 2021). La particularité poreuse du sol lui permet la filtration et l'épuration des différents flux hydriques et gazeux qui le traversent. Le sol fait aussi office de tampon ; il équilibre les taux des substances qu'il contient et régule le pH et améliore la qualité de l'air en absorbant les gaz à effet de serre dont le carbone atmosphérique et contribue par ce biais au cycle du carbone. Il assure également le cycle de l'eau et régule ainsi les cours d'eau et empêche les inondations (Cousin, 1996; Calvet, 2003; Chervet et al. 2016). Le sol est aussi un recueil du passé, en effet, les profils des sols profonds peuvent nous renseigner sur les différents peuplements végétal et animal, le climat et le genre d'activités humaines qui se développaient dessus (Álvarez-Yépiz et al. 2008; Faith et al. 2020; Anthony, 2021).

### **I.2. Différentes menaces pour le sol**

Il faut garder à l'esprit que les ressources et fonctionnalités du sol sont épuisables et difficilement renouvelables. En effet, il est sujet à de multiples agressions qui favorisent la perte de son potentiel. Ceci a différents degrés en fonction des caractéristiques physicochimiques et biologiques intrinsèques, ainsi qu'aux conditions climatiques environnantes. De ce fait, la superposition des altérations naturelles et/ou anthropiques entraînent souvent des conséquences désastreuses (Pepper et al. 2009).

#### **I.2.1. Les menaces naturelles**

Les formes naturelles de dégradation des sols sont diverses et peuvent être liées aux influences externes climatiques (température, vents, humidité), hydriques (ruissellement, infiltrations des eaux), ou encore aux phénomènes éruptifs et de combustions (volcans, feux). Les menaces naturelles des écosystèmes terrestres peuvent être sous forme de dégradation physique, chimique, ou encore biologique (Leone et al. 2021).

**a) La dégradation physique**

C'est une dégradation mécanique qui résulte de l'influence des facteurs physiques. Elle se manifeste généralement par l'érosion du sol ou encore sa compaction. L'érosion est l'un des processus majeurs de la dégradation des sols ; dans le monde, on compte une perte annuelle de 25 milliards de tonnes de sol due à ce phénomène (Eblin et al. 2017). Elle correspond à l'altération de la couche superficielle et le déplacement des sédiments qui résulte de l'action des vents, de la glace et surtout des pluies. Ainsi, elle est plus conséquente dans les sols nus ou peu couverts, ou encore les pentes fortes et longues.

Ce phénomène est également favorisé dans les sols de mauvaise qualité caractérisés par : une forte battance : formation d'une croûte supérieure imperméable et donc ruissellement plus important, ou encore une forte érodibilité (ou sols friables), ce qui facilite le transport de ses particules (Selmi, 2020). Les sols compacts qui subissent un phénomène de tassement souffrent de la réduction des pores du sol; l'eau et l'air ne s'infiltrent plus entre ses grains, on constate alors la disparition progressive de la pédofaune et de la pédoflore. A l'opposé, les sols de qualité meilleure ; riches en matière organique et éléments grossiers en surface sont moins sujets aux risques d'érosion (Le Bissonnais et al. 2002 ; Cerdan et al. 2006).

**b) La dégradation chimique**

C'est la modification de la composition chimique classique du sol, qui peut être due à une introduction accidentelle d'une nouvelle substance, à une augmentation de la teneur d'une ou plusieurs substances, par des apports naturels des vents, volcans, minerais approximatifs, etc. Ces changements bouleversent la physico-chimie du biotope et sa biocénose (Sierra, 2020).

**c) La dégradation biologique**

Cette dégradation est représentée par le déclin de la biodiversité et ce dernier est souvent lié aux aléas climatiques (Newbold et al. 2020; Vasiliev and Greenwood, 2021). Or, la biodiversité représente la matière organique, qui est en mouvement continue dans le cycle biogéochimique. De ce fait, le déclin de la biodiversité entraîne forcément un déséquilibre de la structure physique et des éléments chimiques des sols, dont principalement le carbone (Chaussod et al. 1996; Auclerc, 2021).

### **I.2.2. Les menaces anthropiques**

Dans l'objectif de subvenir aux besoins croissants en hébergement, alimentation, formations et les loisirs de la population mondiale, les activités se sont multipliées dans plusieurs secteurs, altérant de façon conséquente l'état des sols. Nous citons les plus menaçantes :

#### **a) L'intensification agricole**

C'est une agriculture qui vise à amplifier le rendement par rapport aux facteurs de production ; qu'il s'agisse de la main d'œuvre, du sol ou des autres moyens de production. Elle utilise davantage de ces derniers par petite unité de surface et repose sur l'usage des engrais chimiques, les pesticides, les traitements herbicides, les fongicides, les insecticides, ou encore les régulateurs de croissance. Cette pratique épuise le sol en favorisant la baisse des teneurs en matière organique, le déclin de la biodiversité et la compaction des sols (Kopittke et al. 2019).

#### **b) L'aménagement et artificialisation des sols**

En d'autres termes, c'est l'étalement urbain, avec les différentes modifications remarquables dans une surface de sol nu ou prédestiné aux activités agricoles pour les habitations, les locaux d'activités commerciales, industrielles, écoles et hôpitaux .... Aussi, à des occupations revêtues, dont les voies de transport (routes, parkings, tarmacs, les voies ferrées, etc.), ou encore les activités d'extraction dont les minerais, les carrières et les gravières et aux surfaces de stockage de déchets, ou des différentes substances chimiques (Laroche et al. 2006). Ce changement favorise l'imperméabilisation du sol, l'augmentation des crues, la perte de biodiversité et du stockage du carbone.

#### **c) L'érosion des sols**

Indépendamment du modelé du relief, tous les sols sont naturellement soumis à l'érosion (Bernard, 2020). Ce phénomène est intensifié par l'action humaine depuis déjà 4000 ans (Jenny et al. 2019). Ces actions se traduisent par différentes pratiques, dont les plus courantes : la défriche et la déforestation qui dénude les sols, ou encore le labourage qui favorise la minéralisation de la matière organique (Verheijen et al. 2012).

#### **d) La compaction des sols**

Ce phénomène est favorisé par diverses pratiques anthropiques comme le surpiétinement par le bétail, l'utilisation de machineries lourdes, ou encore la mauvaise gestion de

l'agriculture des sols. Ce problème est l'un des plus complexes concernant les écosystèmes terrestres car il condamne les sols en modifiant leurs structures physique, chimique et même biologique (Alonso, 1993). Il touche particulièrement les horizons profonds (30 cm et plus) et il en résulte une accumulation d'eau à la surface du sol avec un accroissement des écoulements et ruissellements latéraux, à l'opposé il réduit l'infiltration de l'eau et l'air dans le sol (Fraters, 1996). Le plus inquiétant, est que la compaction des sols est limite irréversible naturellement et les méthodes de restauration artificielles sont difficiles, couteuses et n'aboutissent que partiellement (Akker et Canarache, 2001).

### e) La pollution des sols

C'est l'élévation des teneurs naturelles de composés chimiques potentiellement dangereux, ou l'introduction de produits de synthèse (Dor, 2006). Elle affecte les sols en perturbant leurs écosystèmes et leurs fonctionnalités (Villanneau et al. 2009). La pollution des sols résulte de différents secteurs anthropiques dont les plus importants sont illustrés par la figure 3 et détaillés ci-dessous.



**Figure 3.** Secteurs sources de la pollution des sols (source : Drezet et al. 2021).

#### - Les installations et déchets industriels

Les industries polluent l'environnement depuis l'étape de leur construction jusqu'à leur mise en marche. Une mauvaise gestion de leurs rejets peut entraîner des fuites, des accidents et même conduire à des catastrophes écologiques. Certaines industries continuent à polluer leurs sites même après la mise à l'arrêt de leurs activités (Vranken, 2010).

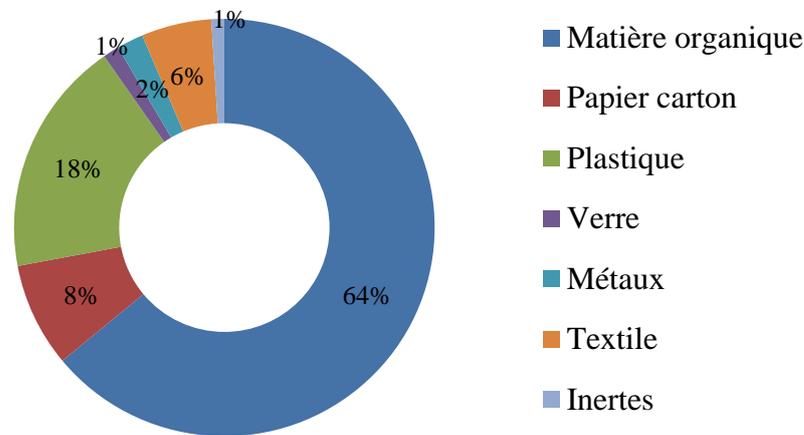
### - Les pratiques et déchets agricoles

L'agriculture moderne est fondée sur un nouveau modèle qui a pour principal but d'optimiser la récolte et d'augmenter le rendement agricole. Elle a été mise en place pour répondre à la malnutrition et de retarder la famine dans le monde. La réalisation d'une agriculture rentable, précise, raisonnée, économe et respectueuse de l'environnement relève de l'utopie. Face à la pression de la demande de la population, l'agriculture moderne est souvent synonyme d'intensification et c'est souvent l'environnement qui en paye le prix. Ces nouvelles pratiques sont basés sur l'amendement, la machination, le gavage et les antibiotiques pour l'élevage (Griffon, 2013). Par conséquent, cette pratique menace fortement les écosystèmes terrestres et la biodiversité. Car elle est l'une une source majeur de CO<sub>2</sub> (carburants pour les engins et outils agricoles, chauffage des serres et bâtiments d'élevage). L'usage d'engrais azotés pour lutter contre les mauvaises herbes et les parasites contribue à 22 % des émissions d'ammoniac et les déjections animales et leur épandage à 75 % (Bureau et al. 2020). Le réel danger concernant le compartiment terrestre est la persistance et la mobilité des produits utilisés ; étant à l'interface de l'atmosphère et l'hydrosphère ; le sol fera office de conducteur de ces éléments chimiques dans l'air par remise en suspension et les différents écosystèmes aquatiques dont les nappes phréatiques par infiltration, ou encore le passage de ces éléments dans la chaîne trophique (Drezet et al. 2021).

### - Les déchets ménagers et assimilés (DMA)

Dans les années 2000, la moyenne de la quantité des déchets ménagers et assimilés (DMA) en Algérie était estimée à 10,5 millions de tonnes/an (Guermoud and Addou, 2014). Malgré qu'ils sont collectés et éliminés sans sujétions techniques particulières, car issus des ménages, des commerces, des artisans et des entreprises à caractère non polluant, leur danger sur les écosystèmes terrestres qu'il soit à court ou à long terme est bien connu. L'unique solution pour éviter les drames est la bonne gestion de ces derniers. Nous entendons par bonne gestion ; une bonne estimation de la quantité des matériaux produits, l'identification des sources génératrices, un travail sur le design des équipements des procédés de traitement, une connaissance de leur propriétés physiques, chimiques et thermiques et des lois de conformité avec les règlements locaux (Yamada, 2020). Ainsi, la gestion des centres d'enfouissement techniques (CET) est importante pour une bonne maîtrise des déchets, ou mieux encore les recycler et/ou les exploiter, étant donné qu'ils sont majoritairement composés de matières organiques (Figure 4). Autrement, des fuites et

lexiviation, des boues ou encore des gaz provoquant des feux et fumés seront observés et pourraient éventuellement mettre en péril la santé de l'environnement et surtout de l'écosystème terrestre qui les maintient (Yamada, 2020).



**Figure 4.** Composition moyenne annuelle des déchets ménagers et assimilés.  
(Source : Yamada, 2020)

#### - Emissions des moyens de transports

Ce secteur est mal perçu par les écologues, car de nos jours la science a offert des moyens de substitution durables et respectueux de l'environnement (Meunier and Zéroual, 2006). Qu'ils soient aériens, marins ou terrestres, la majorité des transports polluent le sol, soit directement ; la caractérisation des sols en proximité des axes routiers a permis de mettre en évidence l'effet cumulatif de la pollution (Branchu et al. 2013), ou indirectement par les retombés atmosphériques ou ruissellement et percolation (Buser et al. 2002).

### I.3. Les principaux polluants menaçants les sols

Il existe environ 3 millions de sites potentiellement pollués dans l'économie européenne, plus de 1300 sites pollués ou contaminés aux États-Unis et presque 80.000 sites à travers l'Australie (Rodriguez-Eugenio et al. 2018). L'Afrique ne compte pas un taux aussi élevé de déchets, mais a subi le stock de 50.000 tonnes de pesticides périmés qui empoisonnent son environnement. Dans tous les cas, l'identification de ces sources de menaces (*cf. I.2. Différentes menaces pour le sol*) naturelles ou anthropiques et leur caractérisation chimique est impérative. Les polluants qui composent les déchets préalablement cités, se divise en deux type : les polluants organiques et les polluants métalliques.

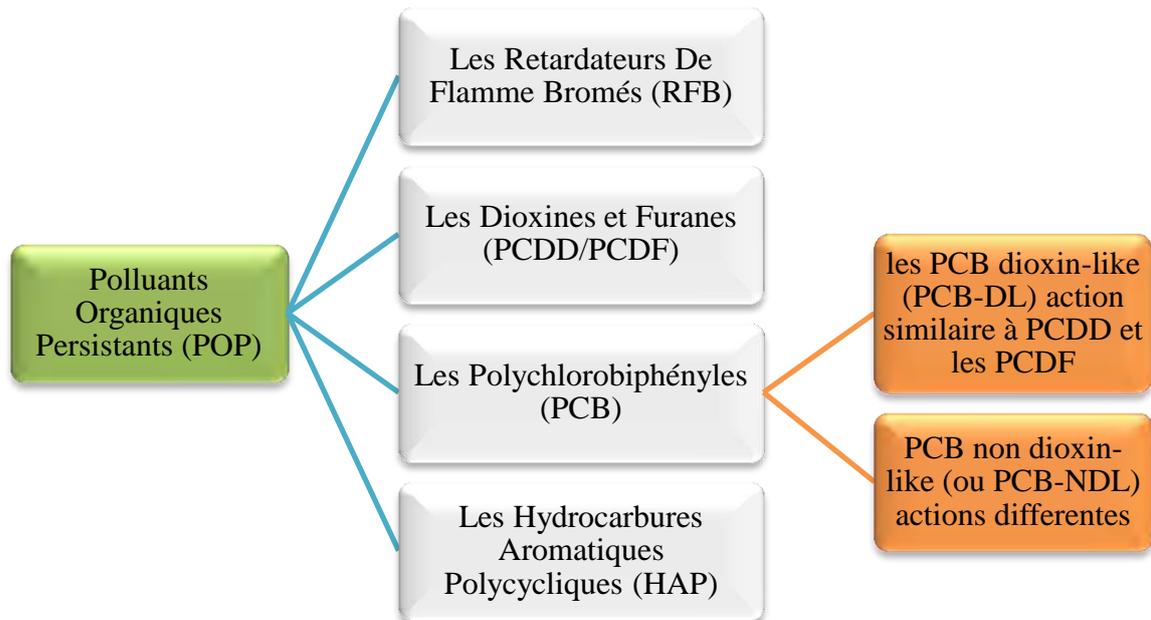
### **I.3.1. Les polluants organiques**

Ce sont les polluants carbonés, naturels ou résultants de la synthèse humaine par l'usage des hydrocarbures, des insecticides organochlorés des pesticides, des solvants chlorés, des dérivés du benzène ou encore les médicaments. La connaissance de leur origine et variété physico-chimique est indispensable pour la compréhension et la prédiction, le devenir de ces derniers dans les différents écosystèmes (mobilité, dégradation abiotique et biotique) et également leur capacité d'accumulation dans le réseau trophique.

Ceci dit, les polluants organiques existent en grande variété et avec de multiples origines ce qui rend leur identification, caractérisation et effets très difficiles à étudier et extrêmement coûteux (Sayadi et al. 2000). Quoiqu'il en soit, leur toxicité a été exposée depuis des années (Sayadi et al. 2000; Calvet, 2005; Chebira, 2008). Par leur caractère lipophile, ces polluants sont majoritairement persistants, on parle alors de polluants organiques persistants (POPs) qui s'amplifient à chaque échelon de la chaîne alimentaire et à son sommet l'être humain (Loizeau, 2014; Ounnas, 2011).

Des études ont associé ces polluants à la perturbation du système endocrinien, au dérèglement de la fonction de reproduction et du système immunitaire, à des troubles neurocomportementaux et aux cancers (Ambolet-Camoit et al. 2012; Multigner et al. 2016; Chevalier, 2019). Suite à leur toxicité, de nombreux composés ont été retirés du marché, détruits ou stockés afin d'éviter leur utilisation, d'autres estimés moins dangereux continuent d'être utilisés en grandes quantités et en raison de leur persistance dans l'environnement, ils peuvent être bioaccumulés et bioamplifiés par des facteurs pouvant atteindre 70 000 ; les biphényles polychlorés (BPC) par exemple ont été signalés dans toutes les parties et compartiments du monde (Beyer et Biziuk, 2009).

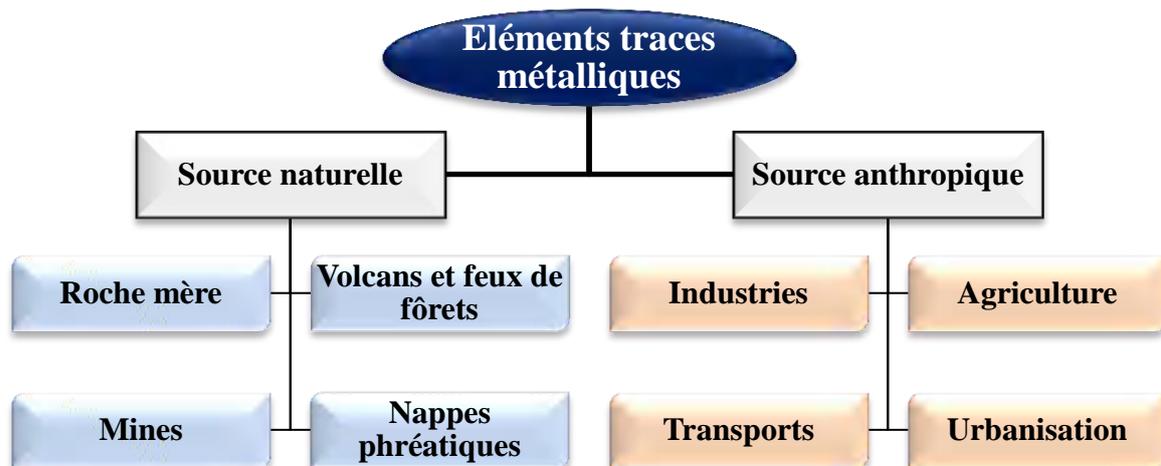
Ainsi, plusieurs polluants organiques persistants nécessitent une surveillance particulière : les plus importants sont représentés dans la figure 5.



**Figure 5.** Les polluants organiques persistants et potentiellement dangereux.

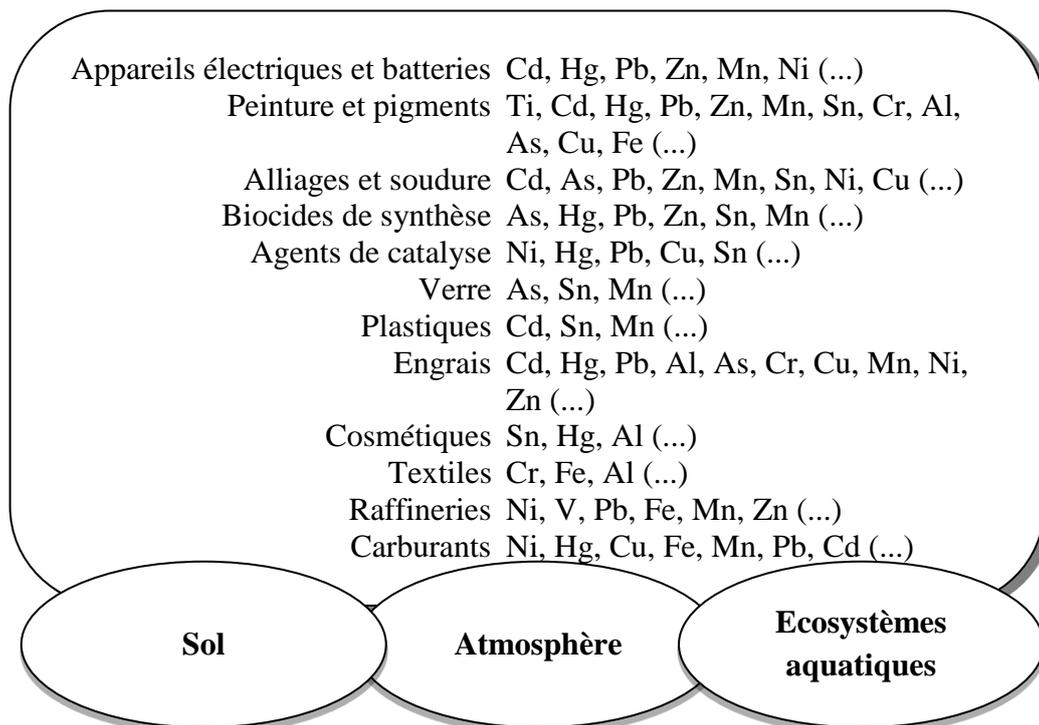
### I.3.2. La pollution métallique

Chimiquement, un métal est une substance inorganique, originaire le plus souvent d'un minerai ou d'un autre métal. Il est caractérisé par une brillance particulière et représente un bon conducteur de chaleur et d'électricité. Dans la plupart des cas, les métaux sont durs mais malléables, ce qui facilite leur utilisation dans divers domaines (Alaili, 2019; Balian et al. 2021). Ils deviennent potentiellement contaminants quand leur taux augmente dans un environnement, de façon naturelle suite à des éruptions volcaniques, ou par l'exploitation humaine des mines et des nappes phréatiques, lors des activités industrielles, agricoles (Figure 6).



**Figure 6.** Sources des polluants métalliques dans l'environnement.

C'est ainsi que les éléments traces métalliques ont fait irruption dans les trois compartiments de la planète avec une utilisation et un rejet plus ou moins fréquents (Figure 7). Le comportement spécifique de ces derniers lors de leur libération dans un environnement donné détermine leur toxicité. On parle donc de pollution métallique dans le cas où les taux de concentration de métaux sont supérieurs à ceux considérés comme normaux ; en effet, ces éléments sont présents dans tous les compartiments environnementaux sous forme de minéraux et représentent ainsi les fonds géochimiques (Alloway, 2012; Cazalet, 2012).



**Figure 7.** Exemple d'activités anthropiques génératrices de éléments traces métalliques

#### **I.4. La pollution métallique comme principale menace de l'écosystème terrestre**

Du fait de leurs caractéristiques particulières, les polluants inorganiques les plus redoutables à la survie des êtres vivants sont les éléments traces métalliques et quelques métalloïdes (Chebira, 2008). Plusieurs études ont souligné leurs toxicités pour les biocénoses ; qu'ils soient terrestres (Nordgren et al. 1985; van Gestel, 2008; El-Hadef El-Okki et al. 2016; Belhiouani et al. 2019; Pazou et al. 2020), aquatiques (Afri-Mehennaoui et al. 2004; Sahli et al. 2012) ou atmosphériques (Granier, 1991; Leygonie, 1993; Thomas et al. 1993; Wong et al. 2017). Les caractéristiques communes qui déterminent les éléments traces métalliques sont : leur grande densité, leur toxicité à faible concentration (sauf le fer (Fe) et le manganèse (Mn)), leur persistance dans l'environnement, leur

tendance à s'accumuler dans les tissus des êtres vivants et à se concentrer le long des chaînes alimentaires (Eggleton and Thomas, 2004; De Vaufleury et al. 2006; Hahn and Omenetto, 2012; Alloway, 2012; Sahraoui et al. 2021).

#### **I.4.1. Les éléments traces métalliques essentiels et non essentiels**

Une fois libérés dans le sol, les éléments traces métalliques peuvent avoir différents comportements. Leur disponibilité dépend fortement des composants du milieu, que ce soit des conditions physico-chimiques : le pH, la salinité, la texture du sol, le taux de calcaire et de la matière organique, etc. ou encore des relations d'échange entre la phase solide et la phase liquide qui composent le sol (Hooda, 2010 ; Alloway, 2012).

Ceci dit, les conséquences désastreuses des éléments traces métalliques sur l'écosystème terrestre sont bien connues ; ils détériorent une grande partie de la pédofaune en inhibant sa croissance et son métabolisme. La morphologie des organismes vivants, leurs fonctionnalités et leur diversité sont également souvent affectées. Ce qui représente la principale cause de la réduction du taux bactérien et donc de la perturbation des activités enzymatiques du milieu terrestre (Boularbah, 1992; Jacobs and Waite, 2004 ; Huynh, 2009).

Leurs caractéristiques spécifiques influencent leurs effets plus ou moins toxiques à de très faibles concentrations. Les métaux potentiellement toxiques sont le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le mercure (Hg), l'arsenic (As). Ils sont donc à surveiller un peu plus que le chrome (Cr), le nickel (Ni), le sélénium (Se), le thallium (Tl) (Alloway, 2012; Hooda, 2010). Cependant, certains de ces éléments restent utiles pour le bon fonctionnement biologique. A certaines concentrations, ils font office de nutriments nécessaires au développement écologique de différentes biocénoses. Ils aident à la croissance et au bon fonctionnement des métabolismes (Burdin, 2014). Parmi ces métaux, le fer (Fe) qui est un oligoélément essentiel au transport et au stockage de l'oxygène dans l'organisme, c'est un constituant essentiel de l'hémoglobine et de la myoglobine, il contribue aussi à la composition d'enzymes qui entrent dans des réactions métaboliques, ou encore la division cellulaire (Sunder-Plassmann and Hörl, 1995; Baudin, 2012).

Le zinc est un oligoélément, dont les végétaux ont majoritairement besoin afin d'assurer leur développement et leur reproduction. De plus, c'est un élément indispensable aux processus biologiques vitaux, il entre dans la composition de plus de 200 enzymes intervenants dans les protéines et les lipides, ou encore dans le processus anti-inflammatoire et anti-oxydant. Le zinc stabilise différentes hormones tel que l'insuline, la

gustine et la thymuline. Il est aussi indispensable au bon fonctionnement du système immunitaire (Frederickson et al. 2000; Hara et al. 2017). Le cuivre est un oligo-élément indispensable à la croissance des plantes (Hefnawy and El-Khaiat, 2015), des animaux dont principalement les bovins (Suttle, 1986). Il est nécessaire à la nutrition humaine dès les premières années de vie et contribue aussi dans les différents mécanismes de la préservation de la santé contre différentes infections (Pélicissier-Alicot et al. 2020). Le cobalt (Co) est un oligoélément, qui est indispensable à la fabrication de la vitamine B12 (Rickes et al. 1948). Ce métal est important lors de la fixation de l'azote pour les animaux et microorganismes (Askew and Dixon, 1936; Kabata-Pendias, 2004). De plus, il renforce l'immunité et protège la santé humaine (Yamada, 2013). Cela dit, il faut rappeler que ces métaux essentiels préalablement cités, peuvent devenir dangereux dans le cas où ils dépassent un certain seuil dans l'organisme (Baize, 1997). C'est pour cela que des analyses de surveillance et de monitoring sont importantes dans tous les milieux de vie et ce n'est que ces derniers siècles que c'est devenu possible grâce à l'avancée technologique.

#### **1.4.2. Description des éléments traces métalliques étudiés durant cette recherche**

Cinq polluants métalliques potentiellement problématiques ont été pris en considération dans le cadre de cette étude, à savoir : le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le cuivre (Cu), le chrome (Cr) et le zinc (Zn), en plus du fer (Fer) l'un des constituants majeurs de la lithosphère (Figure 8). Compte tenu de leurs toxicités spécifiques, des données bibliographiques relatives à leur présence en concentrations élevées dans la région d'étude et aussi suite à la présence concentrée d'industries et de trafic routier autour des grandes agglomérations (Constantine, Chelghoum Laid, El Khroub, Hamma Bouziane, Mila et Ain El Kebira), notamment le complexe Pelles et Grues de Ain Smara, l'Entreprise de détergents ENAD-SODER à Chelghoum Laid, le complexe Moteurs-Tracteurs d'El Khroub, la cimenterie de Hamma Bouziane, l'entreprise de céramique et faïence de Mila, la cimenterie et le complexe de Boulonnerie, Coutellerie, Robinetterie de Ain El Kebira (Agence du Bassin Hydrographique ABH, 2004). Ces activités ont été ciblées par plusieurs études rapportant la situation inquiétante dans plusieurs stations du bassin Kébir Rhumel, suite aux fortes contaminations métalliques enregistrées (Bentellis-Mosbah et al. 2003; Afri-Mehennaoui et al. 2004; Sahli et al. 2011, 2012, 2021; El-Hadef El-Okki et al. 2016; Krika and Krika, 2017; Belhiouani et al. 2019; Keddari et al. 2019; Krika and Krika, 2018).

1 H																	2 He															
3 Li	4 Be											5 B	6 C	7 N	8 O	9 F	10 Ne															
11 Na	12 Mg											13 Al	14 Si	15 P	16 S	17 Cl	18 Ar															
19 K	20 Ca	21 Sc	22 Ti	23 V	24 Cr	25 Mn	26 Fe	27 Co	28 Ni	29 Cu	30 Zn	31 Ga	32 Ge	33 As	34 Se	35 Br	36 Kr															
37 Rb	38 Sr	39 Y	40 Zr	41 Nb	42 Mo	43 Tc	44 Ru	45 Rh	46 Pd	47 Ag	48 Cd	49 In	50 Sn	51 Sb	52 Te	53 I	54 Xe															
55 Cs	56 Ba											72 Hf	73 Ta	74 W	75 Re	76 Os	77 Ir	78 Pt	79 Au	80 Hg	81 Tl	82 Pb	83 Bi	84 Po	85 At	86 Rn						
87 Fr	88 Ra											104 Rf	105 Ha	106 Sg	107 Bh	108 Hs	109 Mt	110 Ds	111 Rg	112 Uub	113 Uut	114 Uuq	115 Uup	116 Uuh	117 Uus	118 Uuo						
																		57 La	58 Ce	59 Pr	60 Nd	61 Pm	62 Sm	63 Eu	64 Gd	65 Tb	66 Dy	67 Ho	68 Er	69 Tm	70 Yb	71 Lu
																		89 Ac	90 Th	91 Pa	92 U	93 Np	94 Pu	95 Am	96 Cm	97 Bk	98 Cf	99 Es	100 Fm	101 Md	102 No	103 Lr

**Figure 8.** Positionnement des éléments traces métalliques étudiés dans le tableau périodique de Mendeleïev.

### a) Le cadmium (Cd)

Comme présenté dans le tableau 1, le cadmium est un métal lourd naturellement présent dans l'écorce terrestre avec des concentrations allant de 0,1 à 1 mg.kg<sup>-1</sup> (Das et al. 1997). Il est non essentiel aux systèmes biologiques et s'avère toxique pour tous les êtres vivants (Genchi et al. 2020). Il est diffusé essentiellement dans l'environnement sous forme de particules, générées de façon naturelle suite aux feux de forêts et surtout aux volcans, ou suite aux activités anthropiques par l'extraction minière. Le plus souvent il est retrouvé à de fortes concentrations dans les minerais de zinc, de plomb et de cuivre. Il résulte aussi de la production, de l'utilisation et de l'élimination de produits contenant du cadmium (Hutton, 1983). Il est essentiel de souligner que la fumée de tabac contient des concentrations inquiétantes de cadmium, qui pénètrent et s'accumulent directement dans l'organisme du fumeur et de son entourage (Andujar et al. 2010).

Le Cd peut être transporté sur de longues distances, lorsqu'il est présent dans les boues et arrive aux sols il est fortement absorbé par les matières organiques (Filipović et al. 2018). Dans les sols acides, sa mobilité s'active et donc sa consommation par la faune et la flore augmente. Aussi, le cadmium est persistant et sa toxicité dans l'environnement est due à la similarité de ses propriétés physiques et chimiques, à ceux du calcium (Ca) ; ainsi, il traverse les barrières biologiques et s'accumule dans les tissus des organismes vivants et microorganismes essentiels du sol, qui sont le plus souvent extrêmement sensibles à sa toxicité ; Chez les invertébrés, il altère le fonctionnement des décomposeurs et en

particulier les vers de terre (Stürzenbaum et al. 2004; El-Hadef El-Okki et al. 2016). Chez les vertébrés, il affecte particulièrement le foie et les reins (Zhao and Wang, 2020).

**Tableau 1.** Propriétés du cadmium.

	Symbole	Cd
	Couleur	Blanc argent, à bleuté.
	Masse atomique	112,4 g.mol <sup>-1</sup>
	Point de fusion	321,1 °C
	Isotopes stables principaux	<sup>106</sup> Cd, <sup>108</sup> Cd, <sup>110</sup> Cd, <sup>111</sup> Cd, <sup>112</sup> Cd, <sup>114</sup> Cd

### b) Le chrome (Cr)

Comme présenté dans le tableau 2, le chrome est un métal essentiel à l'organisme, mais à de faibles quantités. Il est présent à l'état naturel en quantité infime dans tous les types de roches et donc dans les sols. Il peut être entraîné dans l'atmosphère par mise en suspension des particules suite aux vents et dans les eaux de surface par ruissellement, altération ou érosion (Oze et al. 2007). Il est introduit dans l'environnement de façon anthropique par le biais de retombés atmosphériques et l'épandage de boues de stations d'épuration (Otmame, 2019). Résultant des combustions, industries et activités agricoles ; Principalement de l'usage des engrais minéraux (Mayer et al. 2019), des déjections animales (Baize, 2007; Lin, 2014) et une petite partie de l'utilisation des amendements calciques et magnésiens (Lin, 2014). Ainsi, le Cr est libéré dans l'environnement sous formes de chrome III et chrome VI. La première forme peut s'avérer utile pour les êtres vivants à de très petites doses. Sa concentration augmente suite aux activités des industries et manufactures de l'acier, du cuir et des textiles. La deuxième forme, principalement toxique résulte plutôt des fabriques de produits chimiques, des tanneries de cuir et de textile et des industries d'électro-peinture (Vankar and Bajpai, 2008; Beveridge et al. 2010).

Dans le sol, la disponibilité et la mobilité du Cr en général dépendent fortement des réactions d'oxydoréduction. Le Cr (III) a une faible solubilité en présence de la matière organique et il est fortement adsorbé à pH de plus de 4 (Oze et al. 2004). Le Cr (VI) lui est plus mobile lorsqu'il est adsorbé sur les oxyhydroxydes de fer aux environs d'un pH = 5, il est ensuite facilement déplacé par des anions notamment les phosphates et les sulfates (Becquer et al. 2006).

**Tableau 2.** Propriétés du chrome.

	Symbole	Cr
	Couleur	gris acier-argenté
	Masse atomique	51,996 g.mol <sup>-1</sup>
	Point de fusion	1875°C
	Isotopes principaux	<sup>50</sup> Cr, <sup>52</sup> Cr, <sup>53</sup> Cr, <sup>54</sup> Cr, <sup>52</sup> Cr

**c) Le cuivre (Cu)**

Comme présenté dans le tableau 3, le cuivre est un oligoélément naturellement présent dans l'environnement (Milivojević et al. 2018). Sa concentration peut augmenter suite à des facteurs naturels : formation des sols, éruptions volcaniques, décompositions végétales, feux de forêts, en plus des aérosols marins et d'avantage suite aux activités anthropiques. En effet, ce métal est utilisé dans les industries électromécaniques pour son rôle conducteur de chaleur et d'électricité. Il est utilisé pour la fabrication de peintures et céramiques, ou encore à l'usage des fertilisants et les traitements phytosanitaires principalement composés de sulfate de cuivre. Il est rejeté sous forme de particules provenant des activités d'incinérations et combustions et par le secteur des transports particulièrement les véhicules diesel et le transport ferroviaire (Girard, 2004).

Le cuivre (Cu) fait partie des éléments les plus importants au développement des êtres vivants (Ismail et al. 2011). Pour les plantes, c'est un composant majeur de nombreux enzymes entrant dans la synthèse des protéines et glucides lors de la photosynthèse et la biosynthèse de la lignine, des alcaloïdes et des phytoalexines stimulatrices des défenses naturelles des végétaux. Alors que pour les animaux, le cuivre est essentiellement lié à des cuproprotéines qui permettent l'expression de multiples fonctions cellulaires et physiologiques ; immunitaires, respiratoire, la protection contre le stress oxydant, la qualité du squelette et des cartilages, la régulation de neurotransmetteurs, le bon fonctionnement du cœur, l'immunité et le métabolisme du fer (Le fer devient toxique à des concentrations élevées, qui diffèrent suivant l'organisme).

Dans le sol, le cuivre est très mobile, il est bien réparti le long du profil et se fixe préférentiellement sur la matière organique, les oxydes de fer, de manganèse et les argiles (Minkina et al. 2013). La répartition du cuivre entre les différentes fractions du sol dépend du pH, de la quantité et de la composition de la matière organique d'une part et des colloïdes minéraux d'autre part (Arias et al. 2004; Ning et al. 2019).

**Tableau 3.** Propriétés du cuivre.

	Symbole	Cu
	Couleur	De rouge-brun métallisé à orange
	Masse atomique	63,546 g.mol <sup>-1</sup>
	Point de fusion	1083°C
	Isotopes principaux	<sup>63</sup> Cu, <sup>65</sup> Cu

**d) Le plomb (Pb)**

Comme présenté dans le tableau 4, le plomb un métal lourd présent naturellement sous diverses formes dans tous les compartiments environnementaux, mais est relativement abondant dans la croûte terrestre (Lees and Langlois, 1994). Il est non essentiel et même toxique pour les êtres vivants de tous les compartiments aquatique (Afri-Mehennaoui et al. 2004; Sahli et al. 2012, 2021; Krika and Krika, 2017), terrestre (El-Hadef El-Okki et al. 2016; Zhang and Van Gestel, 2017; Ashraf et al. 2017; Belhiouani et al. 2019; Sahraoui et al. 2021) et atmosphérique (De Francisco et al. 2003; Carocci et al. 2016; Kong et al. 2021).

Le plomb a fortement été utilisé par l'homme depuis l'Antiquité dans de multiples secteurs : les fertilisants agricoles, les procédés de combustion, ou dans la métallurgie (tuyauteries, canalisations de distribution de l'eau, pièces de monnaie, la vaisselle ancienne) et il figure même dans la composition des encres et peintures (Garnier, 2005; Dubuis, 2013). Il a longtemps été utilisé dans l'essence (hydrocarbure). Résultat, son cycle est devenu plus étendu que le cycle naturel. Affectant ainsi les sols par la retombé des particules immédiatement sur les sols ou indirectement par les pluies (Kitman, 2005). Des décrets limitant ou même interdisant son usage ont été mis en place depuis quelques décennies. Ceci dit, Le plomb ne peut être détruit, il peut seulement changer de forme et en plus de sa longue durée de vie, cet élément s'accumule chez les organismes vivants et se bio-amplifie dans les systèmes biologiques et le long des chaînes, voire des réseaux trophiques (Jurado et al. 2007; Wang et al. 2003).

Les conséquences sur la santé dans le cas d'une exposition chronique peuvent se manifester par des défaillances au niveau du système nerveux et immunitaire, des fonctions rénales, gastro-intestinales, cardio-vasculaires et reproductives (Kim et al. 2013). Dans l'environnement, le plomb s'accumule dans les tissus des êtres vivants. Chez les organismes aquatiques, les crustacés y sont très sensibles (Cooper et al. 2009), le rôle d'oxygénation des milieux par phytoplanctons est aussi perturbé quand les concentrations augmentent, mettant en péril tout l'écosystème (Rossi, 2008).

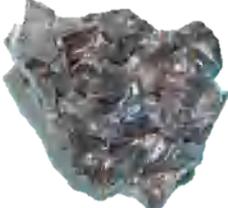
**Tableau 4.** Propriétés du plomb.

	Symbole	Pb
	Couleur	Gris bleuâtre, blanchi à l'oxydation
	Masse atomique	207,2 g.mol <sup>-1</sup>
	Point de fusion	327°C
	Isotopes principaux	<sup>204</sup> Pb, <sup>206</sup> Pb, <sup>207</sup> Pb, <sup>208</sup> Pb

**e) Le zinc (Zn)**

Comme présenté dans le tableau 5, le zinc se trouve naturellement dans la croûte terrestre à de faibles concentrations de 10-300 mg/kg (Malle, 1992) et est disponible dans les trois compartiments de la biosphère. Dans le sol, la teneur en zinc est plus faible dans les sols sablonneux que dans les sols lœssiques. Sa teneur totale et sa disponibilité sont négativement corrélées avec le pH et sa teneur échangeable est très faible à partir d'un pH=6 (Wang et al., 2020). Une carence en Zn engendre un ralentissement de la croissance des organismes vivants. Inversement, un excès en zinc peut engendrer un effet toxique (Picaud, 2017); il peut interrompre l'activité du sol en inhibant l'activité des décomposeurs microscopiques ainsi que celle des mollusques et vers de terres (Robidas, 2011). Ainsi la décomposition de la matière organique peut être sérieusement ralentie. Ses concentrations dans le sol augmentent naturellement suite aux éruptions volcaniques, incendies de forêts et aux aérosols formés au-dessus des océans. D'importantes concentrations sont enregistrées dans les rejets des activités humaines, en particulier des effluents municipaux et des activités industrielles (exploitation minière, combustion du charbon, les déchets de l'industrie de l'acier de son utilisation protectrice contre la corrosion) (Bazarkina, 2009). Les activités agricoles y contribuent aussi ; Il provient des engrais et amendements des sols, des déjections animales car il est souvent comme compléments alimentaires pour les bovins et volailles (Garet et al. 2003; Qian et al. 2003). Il est aussi rejeté par les transports, car il entre dans la composition des pneumatiques (Taziwa et al. 2017). Dans le secteur du bâtiment, on le retrouve spécialement dans la fabrication de toitures, gouttières et descentes d'eaux pluviales (Hau, 2010).

**Tableau 5.** Propriétés du zinc.

	Symbole	Zn
	Couleur	gris bleuté à blanc
	Masse atomique	65,37 g.mol <sup>-1</sup>
	Point de fusion	420°C
	Isotopes principaux	<sup>64</sup> Zn, <sup>66</sup> Zn, <sup>67</sup> Zn, <sup>68</sup> Zn, <sup>70</sup> Zn

### **I.4.3. Comportements spécifiques aux éléments traces métalliques dans le sol**

Une fois libérés dans le sol, trois phénomènes principaux diminuent la mobilité des éléments traces métalliques dans les sols, ils prennent différentes formes chimiques, se fixent à la phase solide ou sont solubles dans la phase liquide et c'est justement cette spéciation qui conditionne le taux de leur biodisponibilité.

#### **a) Adsorption**

C'est le mécanisme de fixation de la matière sur des surfaces minérales, entrepris par les éléments traces métalliques, ce processus ralentit leur mobilité (Lakherwal, 2014). L'adsorption se fait par une liaison physique dans le but de maintenir l'électro-neutralité suivant la capacité d'échange cationique. L'énergie de cette liaison étant relativement faible, les éléments traces métalliques peuvent par la suite facilement se désorber et migrer (Mimanne et al. 2014). Cette adsorption peut se faire chimiquement par des liaisons ioniques ou covalentes ou une combinaison des deux entre les éléments ayant une configuration électronique compatibles. Ce processus est par contre moins réversible (Sigg et al. 2001; Buerge-Weirich et al. 2002).

L'étendue de l'adsorption est affectée par de multiples variables : le pH (Chen et al. 2019; Cheng et al. 2018), la concentration de l'adsorbant, les charges ioniques (adsorbant/adsorbé), la présence de cations majeurs concurrents (par rapport au nombre de sites disponibles) (Park et al. 2020).

#### **b) Complexation**

Les éléments traces métalliques peuvent former des complexes avec différents ligands organiques et inorganiques et causer la mobilisation ou l'immobilisation (précipitation) suivant les conditions redox. Les colloïdes minéraux et organiques ont une forte affinité pour les éléments traces métalliques et forment donc des complexes (Citeau, 2004). Les colloïdes déjà mobiles par spécificité entraînent la mobilité et le transport des éléments traces métalliques (Galvez-Cloutier and Lefrançois, 2005; Guiné et al. 2007).

#### **c) Précipitation et co-précipitation**

La précipitation et co-précipitation participent à la rétention et donc l'immobilisation des éléments traces métalliques. Ces deux phénomènes sont influencés par le pH, la température, le potentiel redox et la concentration en solutés, ex : la précipitation est positivement corrélée avec le pH (Balintova et Petrilakova, 2011; Brbooti et al., 2011).

Elle détermine le passage de l'état dissout à l'état solide principalement sous forme d'hydroxyde, de carbonates, de phosphates ou de sulfures (Deschamps et al. 2006). La co-précipitation concerne la précipitation simultanée d'un élément chimique conjointement avec d'autres éléments (Zn, Pb, Cu, Ni, Cd) qui peuvent co-précipiter avec des oxydes de fer, des oxydes de manganèse et des phyllosilicates (Alloway, 1995, 2012).

#### **I.4.4. Influence des facteurs physicochimiques et biologiques sur le comportement des éléments traces métalliques dans le sol**

Les éléments traces métalliques changent de forme constamment, suite aux processus expliqués préalablement. Ces processus dépendent de multiples facteurs physicochimiques et biologiques du sol, les plus importants sont :

##### **a) Le pH**

Le pH du sol est un facteur déterminant de la mobilité des éléments traces métalliques. Sa variation modifie les liaisons de ces derniers aux différents éléments présents dans le sol (Weng et al. 2005).

Il est négativement corrélé avec le nombre de protons ; en effet, un pH faible est synonyme d'un taux important de protons qui entrent en compétition avec les cations métalliques adsorbés sur les phases solides du sol, accélérant par conséquent leur mobilité en provoquant leur libération dans la phase aqueuse. A l'inverse, un pH alcalin contribue généralement à l'immobilisation de certains métaux (Baize, 1994; Issah et al. 2018). Notons que les métaux ne réagissent pas tous de la même façon en milieu acide ou alcalin ; selon Droge et Goss (2013) et Förstner (1985), la mobilité de ces derniers est élément-dépendante (Tableau 6).

**Tableau 6.** Mobilité des éléments traces métalliques en Fonction du pH du sol (Förstner, 1985).

Mobilité relative	pH	
	Alcalin	Acide
Très haute	Se, Mo	B
Haute	As	<b>Zn, Cd, Hg, Co, Ni, (Mn)</b>
Moyenne	Mn	<b>Cu, Al, Pb, Cr</b>
Basse	<b>Pb, Fe, Zn, Cd, Tl</b>	<b>Fe (III), Tl</b>
Très basse	Al, Cr, Hg, Cu, Ni, Co	Mo, Se, As

**b) Le taux en calcaire total ( $\text{CaCO}_3$ )**

Comme le pH pourrait l'indiquer, un taux de calcaire élevé contribue à la fixation des cations ; la surface des carbonates favorise les phénomènes de rétention des ions métalliques (Perrono, 1999).

**c) La capacité d'échange cationique (CEC)**

La CEC du sol reflète son pouvoir à retenir et échanger des cations. Elle dépend de la texture (teneur en argiles, limons fins) et la teneur en matière organique du sol. Etant donné qu'elle est chargée négativement, elle comporte un taux élevé de sites d'échanges. Plus il y'a de sites d'échanges dans le sol, plus la CEC augmente et par le même processus la teneur en argile d'un sol influe sur sa CEC (Droge et Goss, 2013). Généralement, une CEC élevée entraîne la remobilisation des éléments traces métalliques par sédimentation ; en effet, les ions positifs d'éléments nutritifs entre en compétition avec les éléments traces métalliques pour atteindre les sites de fixation (Kabata-Pendias, 2004; Hooda, 2010; Alloway, 2013).

**d) La matière organique (MO)**

La matière organique des sols contrôle son acidité et possède une grande surface de fixation spécifique où les ions métalliques peuvent se fixer formant des complexes. Dans les sols, il existe de nombreux ligands organiques capables de se lier aux éléments traces métalliques dont les carboxyliques, phénoliques, carbonyles (Alloway, 2013).

**e) Les oxydes et hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium**

Les oxydes et hydroxydes métalliques de fer, d'aluminium et de manganèse présents dans les sols présentent des affinités avec les éléments traces métalliques, par conséquent ils favorisent la rétention des éléments traces métalliques et les bloquent par précipitation (Adriano, 2001). Dans le sol, on retrouve principalement l'hématite, la maghémite, la goéthite, la lepidocrocite et la ferrihydrite comme oxydes ferreux et la gibbsite pour l'aluminium. Les oxydes de manganèse sont plus rares mais ont une affinité particulière pour le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le plomb (Pb) et d'autres éléments traces métalliques qu'ils adsorbent (Blanchard, 2000).

### f) Le potentiel redox

Le potentiel redox caractérise les échanges d'électrons entre les espèces chimiques. Sa teneur peut influencer par trois manières la capacité de rétention des éléments traces métalliques et donc leur mobilité : Le changement du degré d'oxydation de l'élément lui-même, la formation d'un complexe en changeant le degré d'oxydation d'éléments qui se lient avec l'élément lui-même, ou encore la formation ou dissolution de phases porteuses du métal lourd (Blanchard, 2000).

Le chrome est par exemple plus toxique et mobile sous sa forme Cr(VI), que réduite Cr(III). Il est à noter que les éléments traces métalliques ne réagissent pas de la même façon au changement du potentiel redox (Förstner, 1995). Plus de détails sont donnés dans le tableau 7.

**Tableau 7.** Mobilité des éléments traces métalliques en fonction du potentiel redox (Förstner, 1985)

Mobilité relative	Potentiel redox	
	Oxydant	Réducteur
Très haute	B	-
Haute	Mo, Se	-
Moyenne	<b>Cu, Co, Hg, Ni, Zn, Cd</b>	Mn
Basse	<b>Pb, Tl</b>	<b>Fe, Zn, Co, Ni, Tl</b>
Très basse	Al, <b>Cr</b> , Fe, Mn	Al, <b>Cr, Hg, Cu, Se, B, Mo, Cd, Pb</b>

### g) Les facteurs biologiques

Les facteurs biologiques sont représentés par la pédoflore qui contribue à l'apport en matière organique et la pédofaune qui active pour la dégradation de la matière organique par humification, minéralisation et par leur activité mécanique. Ainsi, ils modifient et améliorent les caractéristiques physiques (circulation des liquides et gaz), chimiques et biologiques du sol. Les organismes vivants influent sur la mobilité des éléments traces métalliques principalement par trois actions : La solubilisation ; Action de la production de composés acides, qui oxydent les formes réduites, libèrent les éléments traces métalliques et d'autres molécules qui favorisent leur mobilité (Deneux-Mustin et al. 2003). L'action opposée est l'insolubilisation ; Les acides peuvent être sécrétés dans le milieu extérieur pour ensuite limiter les transferts et bloquer les éléments traces métalliques par complexation (Baker and Walker, 1990). Enfin, la volatilisation ; Action

qui permet la libération des métaux dans l'atmosphère par oxydation, notamment dans le cas du mercure (Vanobberghen, 2011).

### **1.5. Influence des éléments traces métalliques sur les organismes du sol**

Il est prouvé qu'une contamination d'un sol par les éléments traces métalliques impacte de différentes manières ses populations (El-Hadef El-Okki et al. 2016; Zhanget et Van Gestel, 2017; Belhiouani et al. 2019; Sahraoui et al. 2021). Les différentes réactions des organismes vivants face à la présence et la concentration d'un polluant (souvent négatives : mortalité, ralentissement de croissance, diminution de reproductivité) s'est avéré utile à l'indication précoce de ce dernier. C'est dans ce contexte que les chercheurs ont développé plusieurs outils de biosurveillance et bioindication.

#### **1.5.1. La biosurveillance**

La biosurveillance se base sur l'utilisation des réponses d'un ou de plusieurs organismes pour prédire et/ou révéler et suivre les altérations dans l'écosystème souvent causées par l'anthropisation. En d'autre terme, elle repose sur la bioindication d'altérations anthropiques.

La biosurveillance est dite sensible quand elle utilise des organismes vivants qui répondent au stress causé par une pollution (Suarez-Ulloa et al. 2015). Elle est caractérisée par les différents niveaux d'intégration biologique, dont la sensibilité est distinguée par trois concepts qui sont : Le biointégrateur qui évalue les modifications de compositions spécifiques, présence/absence ou l'abondance des espèces (Cuny, 2012) ; Le biomarqueur qui est un paramètre biologique mesurable au niveau sous-organisationnel (génétique, enzymatique, physiologique, morphologique) (Garrec et Van Haluwyn, 2002; da Silva et al. 2020) ; Le bioindicateur se traduit par des altérations morphologiques, tissulaires ou physiologiques (croissance et reproduction) visibles d'un organisme au niveau individuel exposé à un polluant (Van Haluwyn et al. 2011).

La Biosurveillance est dite par accumulation quand elle utilise des organismes ayant une capacité d'accumuler différentes substances dans leurs tissus (Rzepka et Cuny, 2008; Cuny, 2012). Elle permet de suivre l'évolution spatiale et temporelle du toxique (Van Haluwyn et al. 2011).

### 1.5.2. Les types de biosurveillance

On caractérise deux types de biosurveillance :

a) Biosurveillance passive ou *in situ* : méthode rapide, qui se base sur des organismes indigènes déjà présents sur le site à diagnostiquer et représentatifs de la zone d'étude. La méthode doit être entreprise suivant un plan d'échantillonnage adapté au polluant, au substrat et à l'organisme choisi et les individus vivants doivent être identifiés, recensés et caractérisés. Ses avantages sont qu'elle renseigne sur le taux des transferts depuis le milieu aux tissus du bioindicateur, sans préciser le moment, ni le lieu, ni la durée de leur exposition aux contaminants (Forbes and Forbes, 1997).

b) Biosurveillance active par transplants sains : méthode qui nécessite un temps de transplantation, d'adaptation et d'exposition de l'organisme avec les polluants ciblés. Elle reste la meilleure alternative dans le cas d'absence d'organismes cible dans un des sites d'étude (par comportement d'évitement du site contaminé, ou encore à cause de la mortalité suite à une exposition chronique). Contrairement à la méthode précédente, dans cette méthode le temps d'exposition et la concentration initiale sont connus (Calow and Forbes, 2003).

### 1.6. Critères du choix du bioindicateur

Afin de surveiller les différents écosystèmes, les chercheurs ont développé des outils biologiques pour l'indication de toute perturbation résultant d'une contamination et ont définis leurs caractéristiques. Les critères les plus importants retenus pour un bon bioindicateur sont :

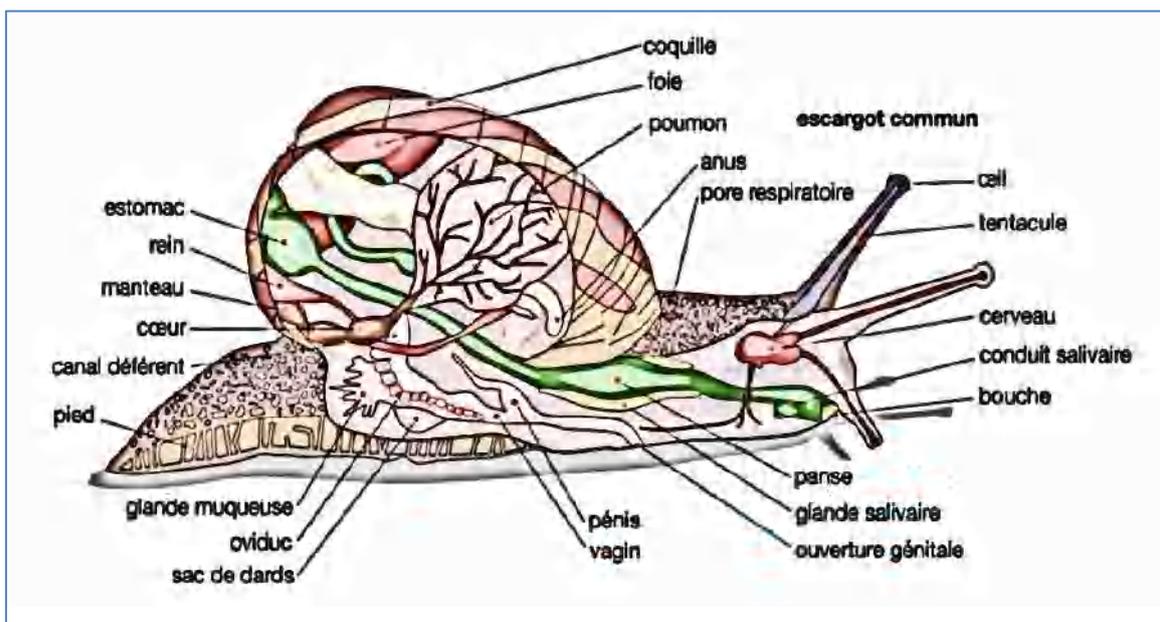
- ✓ Abondance dans le milieu et cosmopolitisme : Les organismes sélectionnés doivent permettre une application géographique et temporelle large des techniques de bioindication (Walker et al. 2005) ;
- ✓ Localisation dans de chaîne alimentaire : Autrement dit, plus proche des transferts de nutriments et d'énergie. Les producteurs primaires sont ainsi particulièrement sensibles aux variations environnementales, même légères (Chaumet et al. 2016);
- ✓ Cycle de vie simple et court : Afin de révéler les changements ponctuels ainsi que les modifications sur le long-terme et le court-terme (Dayras, 2019);
- ✓ Facilités d'identification morphologique jusqu'au niveau de l'espèce (Montoya et al 2021);
- ✓ Protocoles d'échantillonnage sur le terrain simplifiés (John, 2000);

- ✓ Les espèces autochtones reflètent mieux les changements de qualité des milieux que les espèces exotiques (John, 2000).

### I.6.1. Les gastéropodes terrestres indicateurs de la contamination métallique des sols

#### I.6.1.1. Généralités sur les gastéropodes terrestres

Les mollusques gastéropodes terrestres sont des macro-invertébrés hermaphrodites, souvent phytophages et certaines espèces sont mêmes comestibles. Ils possèdent un corps mou : le pied et une coquille calcaire spiralée, qui est constituée de l'extérieur vers l'intérieur de trois couches : la conchyoline, la couche calcaire et la couche de nacre. Cette coquille leurs sert d'abris contre les prédateurs et les aléas du climat (Figure 9). Les outils déterminants de l'identité de l'espèce d'escargot sont : sa biométrie, son architecture, sa texture et sa colorimétrie (Al-Doori, 2019).



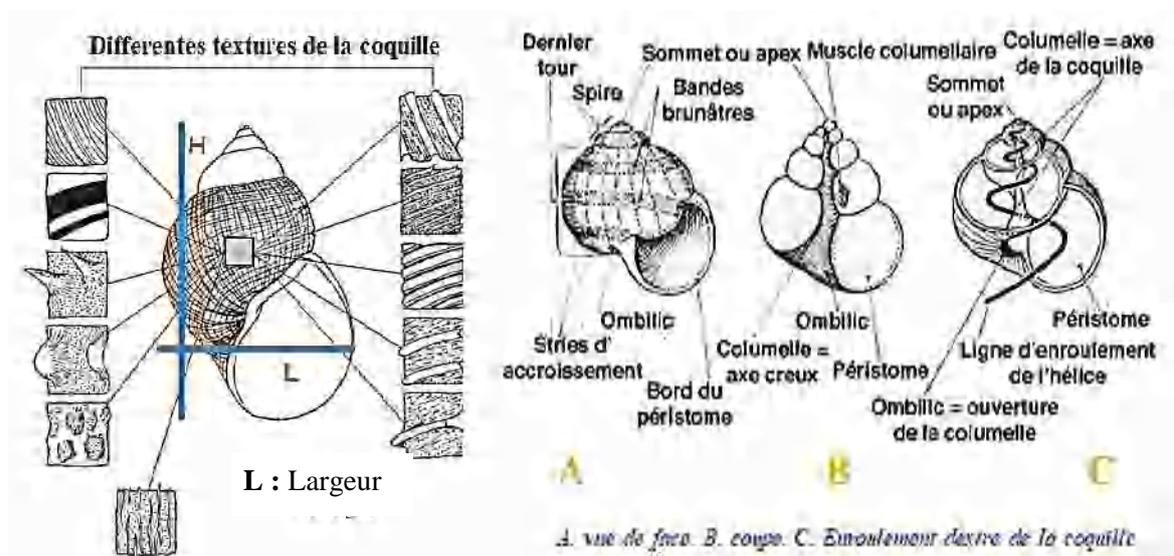
**Figure 9.** Schéma de la morphologie interne d'un gastéropode terrestre (escargot) (Source : Fortier, 2006).

#### I.6.1.2. Biodiversité et identification des gastéropodes terrestres

Les gastéropodes terrestres sont des mollusques qui englobent les limaces et escargots. Ils sont dotés d'un corps non segmenté, dépourvu d'appendices articulés, qui se divise en deux parties principales bien différenciée, la masse viscérale et la tête attachée au pied. Ils sont représentés par plusieurs milliers d'espèces dans le monde (Brown et Lydeard, 2010). Ils sont très diversifiés par leur forme, taille, couleur, présence ou non de coquilles, écologie et alimentations (Schilthuizen et Rutjes, 2001; Boschi, 2011).

Les exigences écologiques des gastéropodes terrestres sont très différentes d'une espèce à l'autre. Ceci dit, dans la plupart des cas on les retrouve dans de nombreux écosystèmes, potentiellement les milieux humides, près des zones marécageuses, les prairies, les oueds, les étangs, aussi dans les pelouses et les différentes zones boisées et même dans les pâturages secs (Boschi, 2011). Leur observation et capture se fait donc à vue dans les biotopes favorables et de préférence par temps doux et humide (Cucherat et Demuynck 2008).

L'identification des gastéropodes terrestres au rang d'espèces est relativement difficile. Dans la plupart des cas, ils peuvent être identifiés à partir de leurs coquilles qui peuvent présenter une forte variabilité au sein d'une même espèce, ou au contraire être similaires dans certains points et ainsi porter à confusion. Pour ça, les experts scrutent la coquille par sa taille (H : Hauteur ; L : Largeur), forme, coloration, architecture et même leurs textures (Figure 10).



**Figure 10.** Caractéristiques de la coquille d'un escargot (Source : Winifred, 1965).

Dans les différents écosystèmes, les gastéropodes terrestres jouent un rôle important en tant que mollusques brouteurs d'herbes, comme source de nutriments pour de multiples espèces, humains inclus. Ou encore, comme organisme indicateur de perturbations écologiques (De Vaufleury et al. 2012).

Ainsi, dans l'objectif d'évaluer la santé environnementale des différents milieux naturels et de mesurer les impacts des activités anthropiques. La connaissance des lieux par un recensement des espèces présentes est impérative.

### **I.6.2. Potentiel des gastéropodes dans les bioessais d'écotoxicité**

Par leurs caractéristiques, les gastéropodes montrent une grande importance écotoxicologique :

- ✓ Leur écologie, physiologie et variabilité sont pour la plupart connues. Leur élevage et expérimentations au laboratoire ont été étudiés et standardisés *via* des normes et sont reproductibles (Gomot, 1997; Coeurdassier et al. 2001) ;
- ✓ Les différents individus sont faciles à trouver, à collecter spécialement en temps humide. Souvent ils sont enfouis dans les végétaux ou au contact de la couche superficielle du sol (Bank et al. 2019) ;
- ✓ Ce sont des organismes accumulateurs de polluants (Boyd et al. 2002; Nadjoud et al. 2009; Belhiouani et al. 2019; Sahraoui et al. 2021) ;
- ✓ Ils se trouvent au milieu des réseaux trophiques et par conséquent participent au transfert d'énergies et de polluants (Beeby, 1985; Shearer and Atkinson, 2001) ;
- ✓ Bien que les gastéropodes soient en contact direct et permanent avec le sol, ils se déplacent dessus, pondent dedans et l'ingèrent avec leur nourriture. Ils restent toutefois en contact avec les trois compartiments de la biosphère et possèdent une triple exposition aux contaminants : par inhalation des toxiques gazeux et particules atmosphériques, par contact épithélial (cutané), ou encore par ingestion (De Vaufleury et al. 2012).

### **I.7. Les bioessais d'écotoxicité spécifiques au milieu terrestre**

#### **I.7.1. Généralités**

Les bioessais d'écotoxicité ont pour but de déterminer l'effet d'un ou de plusieurs substances sur un ou plusieurs organismes vivants sélectionnés, dans des conditions bien définies. Les résultats détermineront le potentiel toxique de la substance ciblée (Halbach et al., 1983; Van Beelen and Doelman, 1997; De Vaufleury et al., 2012; van Gestel, 2012).

#### **I.7.2. Différents types de bioessais d'écotoxicité**

Les bioessais sont différents par la durée d'exposition (aigue, sub-chronique, ou encore chronique), par le nombre d'espèces suscitées (mono ou plurispécifique), ou encore par échelle spatiale (microcosme, mésocosme, ou aux champs).

### **I.7.2.1. Bioessais monospécifiques**

Cette méthode se base sur l'exposition d'une seule espèce au toxique et c'est la plus utilisée au laboratoire car elle est plus avantageuse. Elle est rapide, plus simple à réaliser et à exploiter, pour un coût modéré. Ses résultats sont pertinents avec une meilleure qualité et reproductibilité (Forbes and Forbes, 1997). Ces bioessais peuvent être :

**a) Bioessais d'écotoxicité aiguë :** Rapide car réalisable sur une très courte durée (quelques minutes, heures à quelques jours) en fonction du cycle de vie de l'organisme. L'exposition se fait avec une concentration généralement élevée du toxique. La réponse est alors rapide et souvent létale, les résultats espérés de ce type de bioessais sont : la détermination de la CE50 (Concentration qui affecte 50% de la population), DL50 qui se définit comme la concentration en toxique qui cause la mortalité de 50% de la population par rapport aux témoins (Triffault-Bouchet, 2004).

**b) Bioessais d'écotoxicité chronique (à moyen et à long terme) :** Le temps d'exposition y est plus long et est déterminé approximativement à 10% de la longévité de l'organisme. Ce type de bioessais intègre plusieurs stades du cycle de vie de l'organisme vivant et cible les effets du toxique sur la reproduction, la variation de biomasse et les symptômes comportementaux. Les résultats espérés de ce type de bioessais sont : La NOEC (No Observed Effect Concentration) est la concentration maximale sans effets observés par rapport au témoin. La LOEC (Lowest observed effect concentration) est la plus faible concentration qui provoque un effet statistiquement différent du témoin (Forbes and Forbes, 1997).

### **I.7.2.2. Bioessais plurispécifiques**

Ce type est plus complexe car il engendre l'exposition de plusieurs organismes au toxique. La maintenance des composantes abiotiques est difficile suite aux différentes exigences de vie de ces derniers. Les avantages de ce type de bioessais est qu'il tient compte de la dimension écologique (biodiversité et fonctionnalité) et souvent représente les différents niveaux trophiques (Callow and Forbes, 2003).

## **I.8. Principaux bioessais d'évaluation de l'écotoxicité en milieu terrestre**

La pratique des bioessais d'écotoxicité terrestre est indispensable pour une évaluation de la dangerosité d'une ou plusieurs substances sur les organismes vivants ou la connaissance

des effets potentiels d'une nouvelle substance de synthèse en définissant ses mécanismes d'action.

Les bioessais renseignent aussi sur la qualité du milieu. Ainsi, plusieurs critères d'effets (mortalité, inhibition de croissance, immobilisation, ...) ont été étudiés sur de nombreuses espèces tant animales que végétales par ses spécialistes qui ont standardisé les bioessais. Toutefois, les études sont toujours en cours pour développer des bioessais sur davantage d'organismes et plusieurs nouvelles concentrations sont testées pour encore plus de substances. Le tableau 8 résume quelques bioessais standardisés spécifiques à l'évaluation de la qualité des sols.

**Tableau 8.** Quelques exemples de bioessais applicables au sol.

Substrat	Organisme		Espèces préconisées	Norme
Sol	Vers de terre		<i>Eisenia fetida</i> <i>Eisenia andrei</i>	ISO 11268-1
			<i>Eisenia fetida</i>	ISO 11268-2
	Végétaux supérieurs	Inhibition de la Germination, délai de germination	<i>Lolium perenne</i> <i>Oryza sativa</i> <i>Avena sativa</i> <i>Triticum aestivum</i> <i>Hordeum vulgare</i> <i>Sorghum bicolor</i>	ISO 11269-2
		Emergence et la croissance des végétaux supérieurs	<i>Avena sativa</i> <i>Lactuca sativa</i> <i>Zea mays</i> <i>Hordeum vulgare</i> <i>Lolium perenne</i>	AFNOR X 31-201
	Gastéropodes		<i>Cornu aspersum</i>	ISO 15952

# MATÉRIEL ET MÉTHODES

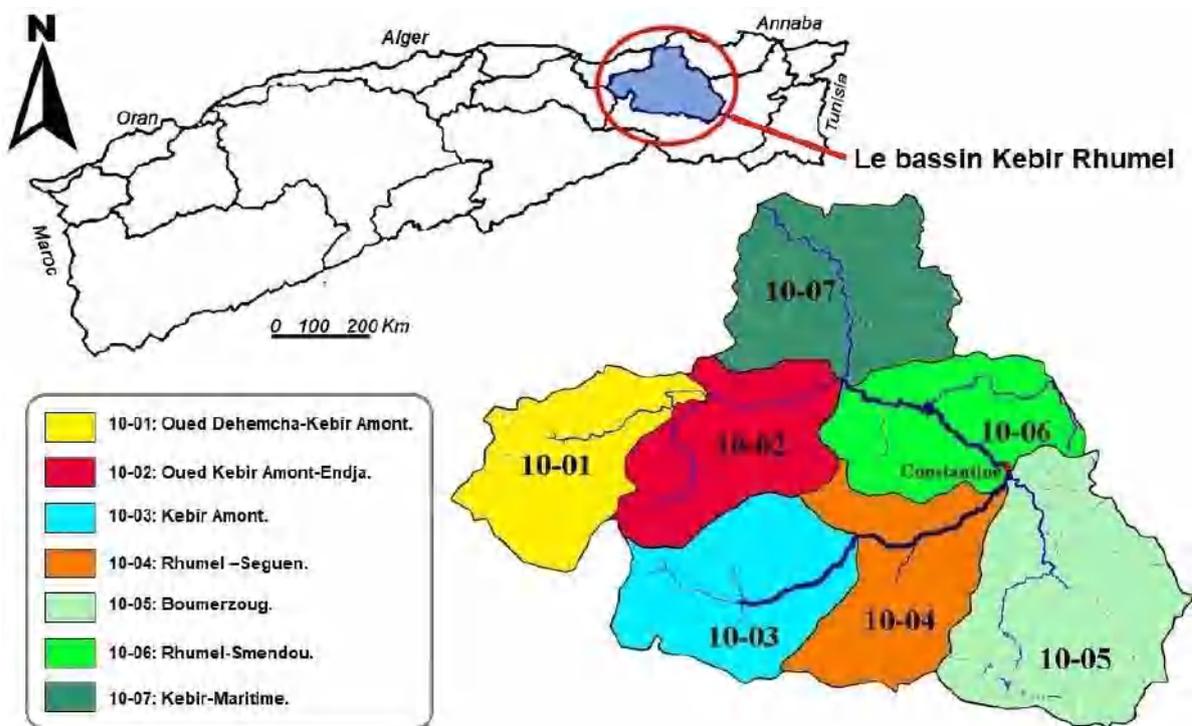
*"Rien ne vaut l'expérimentation quand on se met à douter du réel ce qui revient, assez paradoxalement, au même qu'à douter de la fiction."*

*Golande Villemaire*

## II.1. Présentation de la zone d'étude

### II.1.1. Localisation géographique

La zone d'étude concerne les sols le long des rives des oueds du bassin versant Kebir Rhumel au Nord-Est Algérien (Figure 11), qui s'étale sur approximativement 8815 km<sup>2</sup> (Mebarki, 1982). Il est le résultat de la confluence de l'oued Rhumel et l'oued Endja. Le bassin versant prend naissance aux limites du bassin Soumam a l'Ouest, frôle le bassin Seybous a l'Est pour se terminer à la méditerranée précisément à El Ancer (Jijel), et rejoindre enfin la méditerranée. Ainsi, il englobe les wilayas de Sétif, Mila, Constantine, Oum El Bouaghi, Jijel, et également une petite partie de la wilaya de Skikda.



**Figure 11.** Situation géographique du bassin Kébir Rhumel au Nord-Est Algérien.

Le Kébir Rhumel réuni une grande diversité : topographique (Altitude varie de 15 m à 1729 m), lithologique, climatologique, et hydrologique ce qui lui acquière une diversité biologique importante. Aussi le bassin versant englobe de grandes agglomérations de vie animées de multiples activités anthropiques.

### II.1.2. Morphologie et topographie du bassin

Le Kébir Rhumel est structuré par un relief compartimenté entre l'amont et l'aval. Il se forme au sud sur un substratum assez simple constitué par de grandes étendues sédimentaires d'où émergent des massifs calcaires isolés. Ce relief se complexe de plus en

plus en avançant vers le Nord, résultant de l'évolution des phases tectoniques. Ainsi, sur la grande surface du bassin versant se succèdent (Mebarki, 1982, 2005) :

- Le domaine des hautes plaines qui représente un groupe de terrains marneux dominants dont émerge un massif calcaire crétacé. Les phénomènes karstiques sont très développés au Sud de ces massifs calcaires formés par l'amplitude des perturbations tectoniques et le climat de haute altitude qui règne dans ces massifs ;
- Le piémont Sud tellien qui présente une haute dépression mio-pliocène constituée de collines basses où une série dense de ravins donne au relief un aspect fortement disséqué. Ce grand bassin comprend des reliefs calcaires isolés. En général, les dépôts continentaux accumulés dans cette dépression sont composés d'argile où il est parfois possible de trouver des niveaux conglomératiques rouges et du lacustre calcaire ;
- Le massif tellien du Nord qui est principalement composé de calcaires jurassiques et de massifs de grès oligocènes. D'épaisses couches marneuses sont percées de massifs calcaires, du fait d'une tectonique complexe.

### **II.1.3. Caractère climatique**

Le bassin se situe au nord de l'Afrique. Il est doté de huit stations hydrométriques suivies par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (A.N.R.H). Il est caractérisé par un climat semi-aride au sud, qui va vers l'humide au nord jusqu'à maritime lorsqu'il se déverse dans la méditerranée (Bentellis-Mosbah et al. 2003). La température y varie de 25 à 40 °C en été et de 0 à 12 °C en hiver, et la pluviométrie croît du Sud au Nord, avec une variation de précipitations en moyenne de 400 mm/an au Sud du bassin, à 600 mm/an au Nord (Kiniouar et al. 2017).

Le bassin contient trois barrages dont le plus grand se situe à Grarem Gouga, connu sous le nom du barrage Beni Haroun. Il est doté d'une capacité de 998 hm<sup>3</sup> et qui d'après les dernières données relatives à l'état des barrages en Algérie établi en 2017 par l'Agence des Bassins Hydroliques (ABH) est rempli à 98.91%. La moyenne annuelle de l'évapotranspiration suivant la méthode de Thornthwaite (1948) était de 1370 mm à Constantine sur la période 1962-1990, par rapport à 1470 mm à Sétif et de 2542 mm à Batna. Ce qui pourrait donner une idée sur le taux d'humidité dans le bassin versant.

Les données de l'observation de l'organisme Climate Forecast System Reanalysis (CFSR) appartenant à notre zone d'étude sont représentées par le suivi de 9 stations d'observation climatique. La base de données peut nous renseigner sur les températures (°C), les précipitations (mm), les vents (m/s), l'humidité relative, et l'exposition solaire (MJ/m<sup>2</sup>). A

titre d'exemple, les données relatives à la température, aux précipitations et aux vents durant l'année 2013 sont présentées dans le tableau 9.

**Tableau 9.** Température, précipitation, vents, et humidité selon Climate Forecast System Reanalysis (CFSR, 2013).

Localisation des stations d'observation du CFSR	Station d'étude approximative	Température (°C)	Précipitations (mm)	Vents (m/s)
Lemzala	St3	18,39	315	3,79
Ferdjioua	St7	19,8	360	3,2
El Eulma	St8	20,8	310	1,3
Tadjanet	St9	21,7	570	1,1
Tleghma	St10	22,3	690	1
Sidi Khelifa	St11	21,3	310	2,5
Al Amiria	St16	21,3	590	1,6
Ibn Badis	St21	21,4	610	2,5
Sidi Maarouf	St 27	21,4	750	3,2

#### II.1.4. Couvert végétal

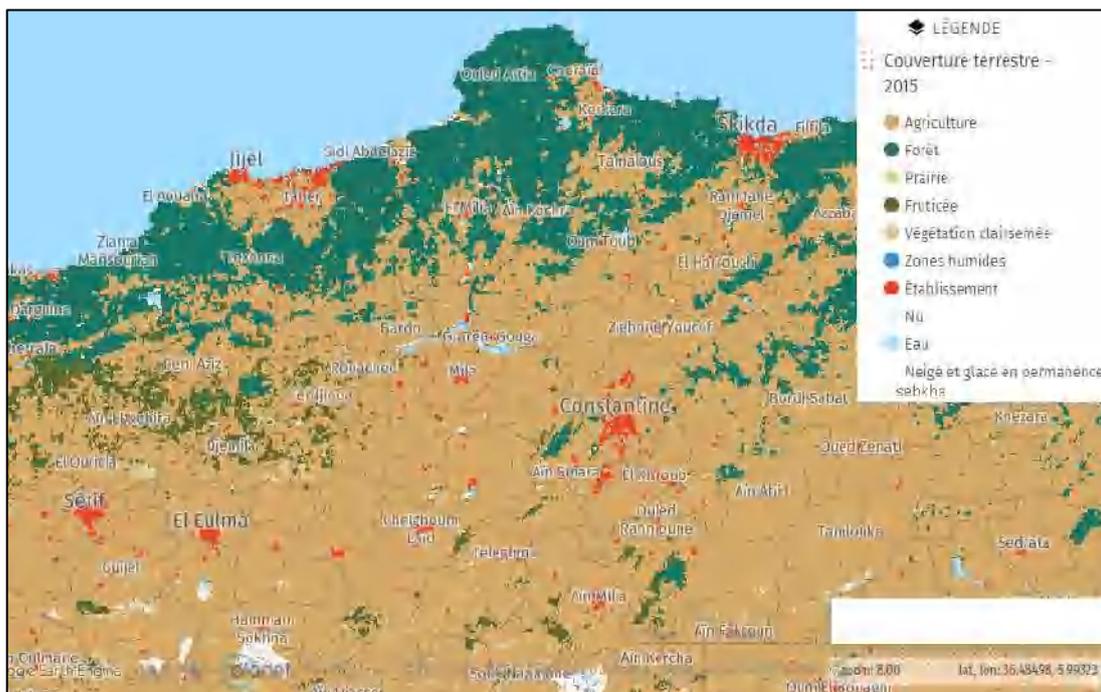
La végétation dans le bassin du Kébir Rhumel est aussi large que diversifiée (Figure 12), mais le genre *Quercus* qui est dominant en Algérie, y est commun. Ce genre est représenté dans le bassin Kébir Rhumel par différentes espèces dont les plus fréquentes : *Quercus ilex* au sud et plus au nord *Quercus suber* qui s'étendent sur plusieurs hectares jusqu'à la province d'El Milia. Elle est dense et représente la majeure partie de la couverture arborée de la zone d'étude (Hansen et al. 2013), mais aussi des espèces appartenant aux genres *Cedrus*, *Juniperus*, *Pinus* et *Thuja* (Rouibah et al. 2018).

Une régression des forêts est observée d'année en année surtout en ce qui concerne ces dernières années par comme principales causes l'anthropisation et les feux de forêt. Ces dernières années et surtout en été, plusieurs épisodes d'incendies se sont déclenchés dans le bassin du Kébir Rhumel ; notamment les incendies répétés enregistrés à Kaf Lakehal (Djebel Ouahch, Constantine), et ceux de la wilaya de Jijel, ou les feux se sont emparés de 22 ha de forêts de suberais, de 19 ha de maquis, de 8 ha de strate herbacée, et enfin 3 ha d'arbres fruitiers notamment d'oliviers et de figuiers (Salem, 2020).



**Figure 12.** Cartographie du couvert arboré N-E Algérie (Climate Change Initiative Land Cover Product User Guide Vegetation-CCI-LC-PUGV, 2015-2017).

Si le couvert arboré est plus concentré au nord, presque la totalité de surface de la zone d'étude est couverte par une végétation diverse (Figure 13). Elle est dominée par une exploitation agricole à tendance céréalières et arbres fruitiers (Krika et al. 2013).

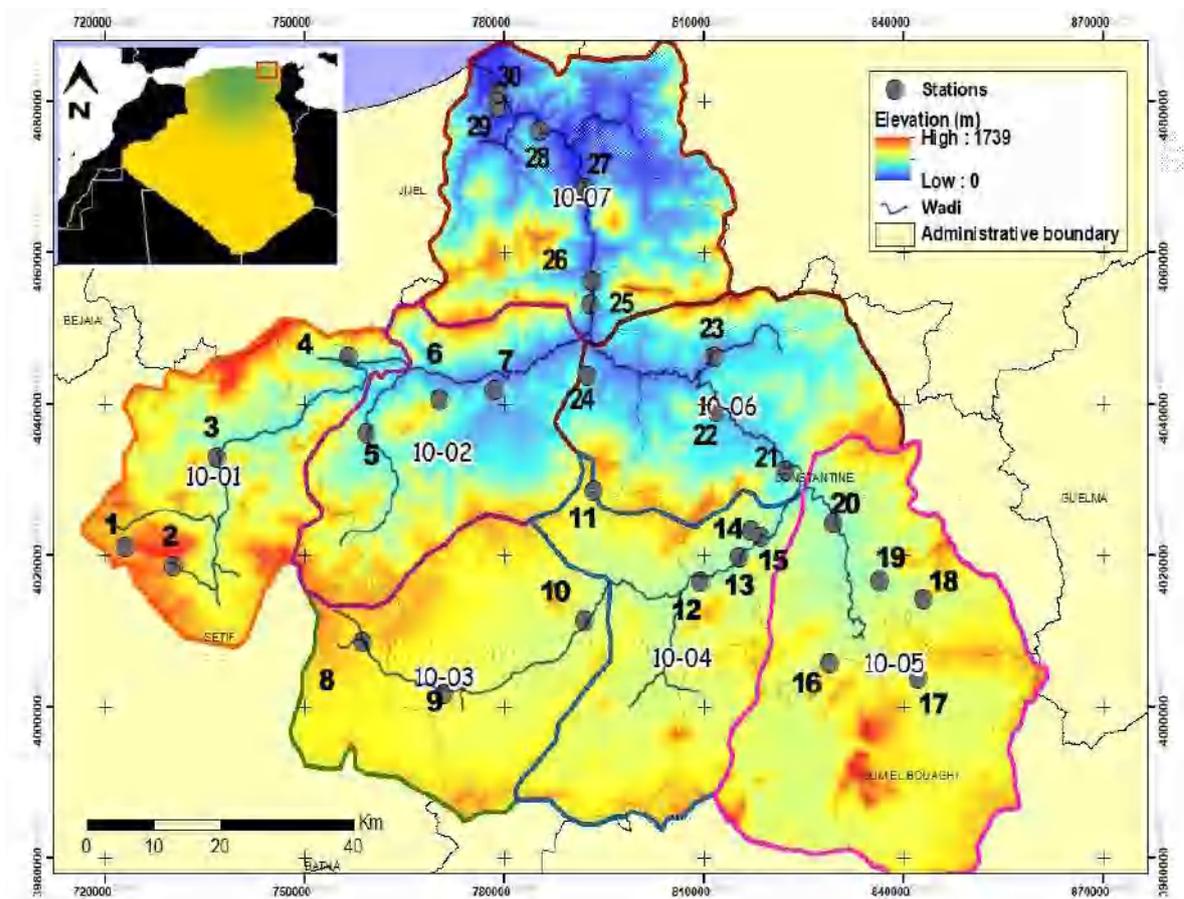


**Figure 13.** Carte de l'état de la végétation N-E Algérie (Climate Change Initiative Land Cover Product User Guide Vegetation-CCI-LC-PUGV, 2015-2017).

## II.2. Choix et localisation des stations de prélèvements

Dans le bassin du Kébir Rhumel, 30 stations ont été sélectionnées par échantillonnage aléatoire suite à la pédomorphologie du site, et à l'inaccessibilité de certains lieux (Figure 14). Un autre critère a également été pris en considération, il s'agit de la présence/absence de sources de pollution en se basant sur les travaux effectués par Afri-Mehennaoui et al. (2004), Sahli et al. (2011, 2012, 2021), Krika et al. (2013), El Hade El Okki et al. (2016), Keddari et al. (2021). Il est à noter aussi que les stations ont pour critère commun :

- i) un taux élevé en humidité (proximité avec les oueds) ;
- ii) un relief souvent accidenté ;
- iii) et une proximité plus ou moins conséquente avec les différentes sources de pollution.



**Figure 14.** Localisation des 30 stations d'échantillonnage dans le bassin Kébir Rhumel.

## II.3. Nature et stratégie des prélèvements

Trois prélèvements aléatoires du sol ont été entrepris dans chaque station, en considérant le lieu de regroupement des escargots. Un carottage à l'aide d'une tarière métallique d'un horizon de 0-20cm de profondeur a été effectué. Ces échantillons de sols serviront pour la caractérisation physico-chimique et la détermination des teneurs en ETM.

Dans les mêmes stations, nous avons entrepris une collecte par chasse à vue des escargots vivants et coquilles d'escargots. Cette méthode est prisee par les entomologues et les malacologues, et qui consiste en une observation à l'œil nu du milieu de vie des individus ciblés et aussitôt leur ramassage (Rollo, 1991). Dans notre cas, la collecte d'escargots depuis les troncs d'arbres, sous les roches, et entre les herbes (Figure 15) s'est faite directement à la main.



**Figure 15.** Photos des individus d'escargots dans leurs biotopes d'origine lors de la collecte : a. Juvénile *Cantareus koraegaelius* sur feuillage d'arbuste -El Khroub (20.03.2019)/ b. Adulte *Eobania vermiculata* -Ain Smara (14.03.2018)/ c. Adulte *Tudorella sulcata* -Rouached (24.03.2019).

Afin d'assurer une bonne conservation lors du transport depuis le terrain vers le laboratoire, les échantillons de sol ont été conservés dans des sacs en papier kraft et les escargots collectés ont été placés dans des boîtes en plastique alimentaires en polypropène trouées (Figure 16). Tous les échantillons sont étiquetés avec la date et les coordonnées des stations de prélèvement.



**Figure 16.** Photos du conditionnement des escargots pour le transport au laboratoire (24.04.2019).

## II.4. Inventaires des escargots dans le bassin du Kebir Rhumel

### II.4.1. Prétraitement et conservation des échantillons d'escargots

Les individus de différentes espèces d'escargots récoltés sont lavés, puis regroupés dans un premier temps suivant les critères morphologiques. Un nombre conséquent d'individus, jusqu'à 40, que l'on suspecte être de la même espèce sont sacrifiés par noyade dans de l'eau chaude. Ce sont les espèces représentatives, que l'on conserve dans de l'alcool à 80° dans des pots droits (Figure 17). Après l'identification spécifique, ils nous serviront à l'évaluation de la biodiversité du site étudié, et à établir un inventaire malacologique dudit bassin. Le reste d'individus est relâché dans leur biotope d'origine afin de ne pas bousculer l'équilibre de l'écosystème.



**Figure 17.** Conservation des escargots dans l'alcool pour l'identification (08.02.2018).

Par ailleurs, les coquilles vides sont nettoyées minutieusement avec des brosses de différentes tailles pour faciliter l'observation de leurs caractères morphologiques, et sont conservés séparément dans des boîtes étiquetées avec les coordonnées du lieu de ramassage (Figure 18).



**Figure 18.** Coquilles vides nettoyées, séchées et conservées – Collection personnelle Laboratoire de Biologie et Environnement-UFMC1 (08.12.2018).

## **II.4.2. Identification des escargots**

Les escargots et coquilles vides récoltés sont lavés afin de faire ressortir tous les détails de leur morphologie qui peuvent les distinguer. Ils sont ensuite comptés ; ce recensement donnera une idée sur leur abondance. Les biométries et biomasses sont mesurées à l'aide d'un pied à coulisse et une balance de précision (à 0,001g). Les escargots de la même station de récolte sont groupés par similarité morphologique observée au binoculaire : forme de la coquille, direction d'enroulement des verticilles, grandeur du protoconch, aspects sculpturaux du téléconch, et forme et grandeur de l'ouverture, forme de l'ombilic, et tous les détails supplémentaires qui peuvent servir pour une identification précise sans avoir à étudier les caractéristiques anatomiques ou génétiques de l'espèce. L'identification des mollusques suivant les caractères morphologiques est la meilleure méthode à adopter quand on manque de moyens et/ou de données génétiques, sachant que les données génétiques des escargots du nord-africain sont rares, et pour la majorité des espèces inexistantes.

Suivant la disponibilité, les spécimens représentatifs des différents groupes obtenus sont préservés dans de l'alcool à 80°. Les coquilles vides sont déposées dans des boîtes en plexiglass transparentes sèches, et le tout est étiqueté soigneusement. Pour la méthode choisie, l'identification au rang de l'espèce est essentiellement basée sur les travaux de Bourguignat (1863-1864), Péchaud 1884, et Bank et al. (2019). Ceci dit, l'identification doit suivre les révisions les plus récentes et les plus précises. Elle a été confirmée pour chaque espèce par un conservateur et expert en malacologie (Dr. Neubert Eike), du département des invertébrés dans le muséum national d'histoire naturelle de Berne (Suisse).

## **II.5. Diagnostic et biosurveillance de la contamination métallique des sols du Kebir Rhumel**

### **II.5.1. Diagnostic de la contamination métallique des sols**

#### **II.5.1.1. Préparation des échantillons de sol**

Le sol échantillonné est séché à l'air libre durant une période de 15 à 30 jours, après il a été broyé à l'aide d'un mortier et pilon en céramique puis tamisé à 2 mm de diamètre (Figure 19), conservé dans des sacs en papier Kraft, et mis dans un lieu sec et à température ambiante jusqu'à analyse.



**Figure 19.** Broyage, tamisage à 2mm, et conservation des sols (01.03.2018).

### **II.5.1.2. Caractérisation physico-chimique des sols**

Le caractère physico-chimique d'un sol influe majoritairement sur le comportement des contaminants, le même contaminant dans deux sols à caractères différents n'agit pas de la même façon sur les êtres vivants. A ce titre nous-nous sommes focalisé sur la détermination du : potentiel hydrogène (pH), la conductivité électrique (CE), le taux du calcaire total ( $\text{CaCO}_3$ ), le teneur en matière organique (MO) et en carbone organique (C), le taux d'azote total (N), le rapport carbone sur azote (C/N), la capacité d'échange cationique (CEC), et aussi, l'analyse granulométrique par quantification des taux d'argile, limon et sable.

#### **II.5.1.2.1. Détermination du potentiel hydrogène (pH)**

Le pH de la phase liquide d'un sol exprime le taux d'hydron  $\text{H}^+$  et la capacité de la phase solide à libérer des cations  $\text{Al}^{3+}$  (Calvet, 2013). Le pH influe la mobilité des éléments traces métalliques ; en effet, la plupart de ces éléments sont mobiles dans un pH acide et donc sont disponibles pour la faune terrestre et les organismes épiédaphiques. Contrairement à cette situation, dans un milieu basique ; les éléments traces métalliques sont liés au calcaire ( $\text{Ca}^{++}$ ) du sol et forment des chélates, ils sont donc emprisonnés et non disponibles pour les êtres vivants.

Le potentiel Hydrologique des échantillons prélevés a été déterminé selon la norme NF X 31-103 (1998) qui consiste à tromper la sonde du pH mètre de modèle Nahita 903 dans le surnageant d'une suspension sol/eau distillée suivant un rapport pondéro-volumique de 1/2,5, et lire le pH exprimé en unité pH.

#### **II.5.1.2.2. Détermination de la conductivité électrique (CE)**

Cette mesure renseigne sur la salinité du sol. Elle a été déterminée dans une suspension sol/eau distillée selon un rapport pondéro-volumique de 1/5 (ISO11265, 1994). La mesure de la conductivité électrique a été effectuée sur le surnageant obtenu après centrifugation, à l'aide d'un conductimètre de modèle WTW/Multi 3420. Les résultats sont exprimés en  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

#### **II.5.1.2.3. Détermination du taux du calcaire total ( $\text{CaCO}_3$ )**

Les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la chélation des éléments traces métalliques, par adsorption, par précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, ou encore par insertion dans le réseau de  $\text{CaCO}_3$  (Perrono, 1999). Ce paramètre a été déterminé en utilisant un calcimètre de Bernard selon la norme NF ISO 10693 (1995). Cette méthode consiste à mesurer le volume d'eau déplacé par le  $\text{CO}_2$  libéré lors de leur destruction par l'attaque à l'acide chlorhydrique (HCl) concentré, sous atmosphère contrôlée. Les taux en calcaire total sont exprimés en (%).

#### **II.5.1.2.4. Quantification du carbone organique (CO) et de la matière organique (MO)**

La matière organique du sol peut retenir les éléments traces métalliques sous une forme échangeable ou à l'état de complexes, elle influe donc majoritairement la plupart des éléments traces métalliques (Hooda, 2010). La quantification de la matière organique a été effectuée selon la méthode Walkley et Black (Duchaufour, 1991) qui consiste à faire agir sur l'échantillon une quantité connue d'un corps oxydant (bichromate de potassium) en milieu sulfurique, et l'indicateur est la diphenylamine. Les résultats obtenus sont exprimés en pourcentage (%) de carbone organique ( $\text{C}_{\text{org}}$ ), et le taux de la matière organique est donné par la relation suivante :

$$\text{MO \%} = 1,75 * \text{C}$$

#### **II.5.1.2.5. Dosage de l'azote total (N)**

Le dosage de l'azote a été effectué selon la norme ISO-11261 (1995). La minéralisation des échantillons de sol est conduite à ébullition douce en milieu acide sulfurique chargé de sulfate de potassium et en présence de catalyseurs (sélénium). Dans les conditions de minéralisation, l'azote organique est retrouvé sous forme d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) qui est transformé en ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) par l'ajout de la soude (NaOH).

Le taux d'azote est exprimé en (mg/g de matières sèches), suivant l'équation :

$$N(\%) = \frac{N * (v1 - v0) * 0,0014}{m} * 100$$

Où :

N : la normalité de l'acide sulfurique,

v1 : le volume, en millilitres, d'acide sulfurique utilisé pour l'échantillon,

v0 : le volume, en millilitres, d'acide sulfurique utilisé dans l'essai à blanc,

m : la masse, en grammes, de l'échantillon du sol séché à l'air libre.

#### **II.5.1.2.6. Détermination du rapport C/N**

Le rapport carbone (C) sur azote (N) est un précieux indicateur de la capacité d'un produit organique à se décomposer par les micro-organismes, il nous renseigne ainsi sur la dynamique d'assimilation de la matière organique au sol.

#### **II.5.1.2.7. Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC)**

La capacité d'échange cationique d'un sol est la quantité maximale de cations que ce dernier peut absorber. Elle indique la fertilité d'un sol et nous renseigne sur son effet tampon en fonction des aléas du pH. Elle définit la quantité des éléments nutritifs disponibles, et permet donc une bonne interprétation des teneurs en éléments cationiques échangeables (K, Ca, Mg, Na), et des changements structurels du sol (Hazelton et Murphy, 2007). L'analyse de la capacité d'échange cationique des échantillons prélevés a été faite par la méthode Riehm (AFNOR X 31-130). Le principe consiste à échanger les cations retenus par l'échantillon de sol par les ions ammonium d'une solution aqueuse et neutre de carbonate de calcium et d'oxalate d'ammonium. Le résultat exprime alors la concentration des ions ammonium libres dans le filtrat, connue grâce à une titration à l'azote ammoniacal (Baize, 2000). Le calcul de la CEC (mol/kg) a été fait en appliquant la formule suivante :

$$T = \frac{(V2 - V1) * C * 50 * 2 * 100}{M * V}$$

Où :

V<sub>1</sub> : Volume en ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> de l'échantillon

V<sub>2</sub> : Volume en ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> du témoin

C : Concentration de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>

M : Prise d'essai du sol

V : Volume de filtration

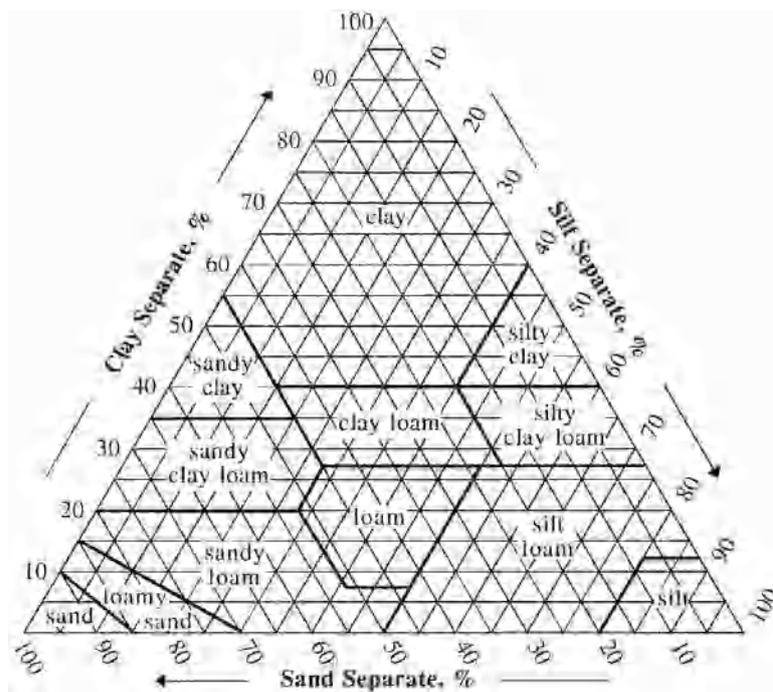
### II.5.1.2.8. Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique d'un sol consiste à déterminer la proportion des diverses classes de grosseur des particules qui le constituent. L'analyse granulométrique des échantillons de sol prélevés a été réalisée selon la norme NF X 31-107 (AFNOR, 2003). Cette méthode consiste à mettre en ébullition un mélange de sol et eau oxygénée 30% ( $H_2O_2$ ) jusqu'à stagnation du mélange à un niveau précis du Becher avec formation de bulles de vapeur sur la surface de l'échantillon, à qui on rajoute de l'eau. Ce mélange est mis au repos pendant toute la nuit, en attendant son passage au granulomètre laser de modèle HELOS KR-QUIXEL (Figure 20) réglé à une sensibilité de 0,12 microns. L'ordinateur relié à cet appareil affiche directement les pourcentages des différentes classes qui composent le poids de l'échantillon initial.



**Figure 20.** Analyse des sols du Kébir Rhumel par granulomètre laser - Laboratoire de recherche sédimentaire VU Amsterdam (27.02.2020).

Une projection sur le triangle textural (Figure 21) est ensuite nécessaire pour déterminer la texture globale des sols. Pour ce fait nous avons projeté les résultats obtenues sur le triangle textural américain du système de l'USDA (United States Department of Agriculture).



**Figure 21.** Triangle textural américain du système de l'USDA (United States Department of Agriculture).

### II.5.1.3. Extraction des éléments traces métalliques dans le sol

L'extraction de la fraction pseudo-totale a été effectuée par digestion humide. Ainsi, 130mg de sol de diamètre inférieur à 2 mm, ont été digérés avec 2ml d'une solution d'acides forts dans des bombes en téflons (Figure 22). Cette solution est obtenue par un mélange (4 :1) de quatre parts d'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ , 65%, Sigma-Aldrich, USA) et une part d'acide chlorhydrique ( $\text{HCl}$ , 37%, Sigma-Aldrich, USA).

Les bombes en téflons sont bien fermées puis mises à chauffer à  $140^\circ\text{C}$  pendant sept heures (7h) dans un four de modèle (Binder FD). Après refroidissement, 8 ml d'eau déionisée sont ajoutées au minéralisat obtenu. La solution est ensuite versée dans des tubes en polystyrène bouchonnés, étiquetés et stockés dans un réfrigérateur à  $4^\circ\text{C}$  jusqu'à analyse (Figure 22).



**Figure 22.** Etapes du processus de minéralisation des sols - Laboratoire d'écotoxicologie VU Amsterdam (20.01.2020).

## II.5.2. Biosurveillance de la contamination métallique des sols

### II.5.2.1. Choix du bioindicateur *Cornu aspersum*

Les critères de choix d'un bioindicateur se basent sur les propriétés de celui-ci (cf. Chapitre I. 1.6. Critères du choix du bioindicateur).

La constance ou fréquence d'apparition ou encore fréquence d'occurrence est l'une des propriétés retenues ; elle désigne le degré de fréquence avec lequel une espèce d'une biocénose donnée se rencontre dans les échantillons de cette dernière (Ramade, 2008). Elle est calculée comme suit :

$$C = \frac{p * 100}{P} \quad (\text{Dajoz, 2006})$$

Où :

**C** : est l'indice de constance, exprimé en % ;

**p** : est le nombre de relevés contenant l'espèce étudiée ;

**P** : le nombre total de relevés.

Bigot et Bodot (1973) rangent les espèces en quatre classes selon la constance (Tableau 10) :

**Tableau 10.** Classes des espèces selon leur constance (Bigot et Bodot, 1973).

C	Classe d'espèces :
< 10%	Espèces très accidentelles qualifiées de sporadiques.
10 - 24%	Espèces accidentelles.
25 - 49 %	Espèces accessoires.
≥ 50%	Espèces constantes.

Les résultats relatifs au calcul de la fréquence (cf. III.1.2 Répartition globale des gastéropodes sur le bassin du Kébir Rhumel, Tableau 15), ont montré que *C. aspersum* est l'espèce la plus répandue dans le Kébir Rhumel. En effet, cette espèce paléarctique peut s'acclimater à des régions présentant des climats de types différents : méditerranéen, océanique tempéré, continental tempéré, voire tropical (Chevalier, 1977). Aussi, les individus sont disponibles en quantité suffisante. Cette espèce est de grande taille est facilement reconnaissable par les chercheurs en malacologie. Par ailleurs, le choix de cette espèce a également été motivé par le fait que, *C. aspersum* est considéré comme organisme accumulateur d'éléments traces métalliques donc fiable pour les processus de biosurveillance passive ou active, et les bioessais (Dallinger, 1993 ; Gomot-De Vaufleury et al. 1989 ; Gomot-De Vaufleury, 2000 ; Scheifler et al. 2002 ; Regoli et al. 2006 ; Fritsch et al. 2011 ; Gomot-De Vaufleury, 2015 ; Louzon et al. 2020; Niemiec et al. 2021; Sahraoui et al. 2021). Il est à noter que cette espèce a également été retenue pour le troisième volet de cette thèse relatif aux essais d'écotoxicité (cf. II.6. Essais d'écotoxicité du cuivre, chrome, et zinc chez *Cornu aspersum*).

#### II.5.2.2. Préparation des échantillons de *Cornu aspersum*

L'espèce retenue comme modèle biologique pour la biosurveillance passive de la contamination métallique des sols du Kébir Rhumel est *Cornu aspersum*. Ainsi, les juvéniles et adultes de l'espèce *C. aspersum* sont séparés en deux lots distincts. Ils sont comptés, et leur biométrie et biomasse sont notées, avant d'être mis à jeun pendant 24 heures, afin que leur tube digestif soit vidé. Ils sont ensuite sacrifiés par congélation. Les corps mous des *Cornu aspersum* sacrifiés sont extraits de leurs coquilles. Les coquilles sont nettoyées et conservées dans des boîtes en plexiglass (Figure 23). Elles serviront pour l'identification et exposition des espèces.

La masse viscérale est séparée de la masse pédieuse à l'aide des ciseaux ou bistouri disponible dans le kit à dissection. Les tissus mous (viscères et pieds) sont déposés dans des récipients en verre étiquetés et préalablement traités au bain d'acide nitrique (5%) afin d'éviter toute contamination. Ils sont ensuite séchés dans l'étuve à 65°C pendant 24 à 72 heures jusqu'à l'obtention d'une masse constante, puis broyés à l'aide d'un mortier et pilon en céramique. Les échantillons obtenus sont alors conservés dans de petits sacs hermétiques, dans un endroit sec jusqu'à analyse (Figure 23).



**Figure 23.** Etapes de préparations des tissus animaux pour l'extraction des éléments traces métalliques : a) Séparation de la masse pédieuse et viscérales /b) Séchage des tissus mous /c) Broyage et conditionnement (05.12.2019).

### II.5.2.3. Extraction des éléments traces métalliques dans les tissus de *Cornu aspersum*

Pour l'extraction des ETM dans les tissus de *C. aspersum*, nous avons procédé de la même manière que pour la minéralisation de la fraction pseudo-totale dans le sol (cf. II.5.1. Analyse de la fraction métallique pseudo-totale). La seule différence réside dans la prise d'essai qui est de 100 mg de la poudre d'escargots pour les deux parties du corps (pieds et viscères) aussi bien pour les juvéniles, que pour les adultes. Ceci afin d'éviter une forte réaction entre le mélange d'acides et la matière organique (plus importante dans les tissus biologiques), et pour préserver les bombes en téflon (Figure 24).



**Figure 24.** Minéralisation des tissus de *Cornu aspersum* - VU Amsterdam (25.01.2020).

### II.5.3. Dosage des éléments traces métalliques dans les échantillons de sols et d'escargots

Le dosage des éléments traces métalliques pris en compte dans le cadre de cette étude (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) dans les extraits de sol et d'escargots a été effectué à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme, modèle (SAA; AAnalyst 100, Perkin Elmer, Germany). La flamme utilisée correspond à un mélange air/acétylène (Figure 25).



**Figure 25.** Spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme (SAA; AAnalyst 100, Perkin Elmer, Germany) - VU Amsterdam (27.01.2020).

#### II.5.4. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité des méthodes d'extraction des ETM dans le sol et les tissus de *Cornu aspersum*

Pour le contrôle de la reproductibilité et la répétabilité des méthodes d'extraction des ETM aussi bien dans le sol que dans les tissus mous de l'espèce étudiée, ces dernières ont été testées sur des échantillons de référence : DOLT 4 (Certified reference matériel-NRC Canada, DOLT-4, fish liver) pour les tissus animaux, et ISE 989 (International Soil-Analytical Exchange, WEPAL River clay, ISE sample 989) pour les sols. Cinq (5) répétitions de l'échantillon de référence et 5 essais à blanc ont été effectués selon les mêmes conditions de minéralisation appliquées pour les sols et tissus des escargots. Les résultats du dosage des ETM dans les échantillons de référence sont récapitulés dans le tableau 11.

Les pourcentages de récupérations calculés par rapport à la moyenne pour le Cd, Cr, Cu, Pb, et Zn concernant le sol sont très satisfaisants ; en effet ces pourcentages sont de : 101% pour le cadmium, 113% pour le chrome, 102% pour le cuivre, 101 % pour le plomb, et 102% pour le zinc.

De même que pour les pourcentages de récupérations calculés par rapport à la moyenne pour le Cd, Cr, Cu, Pb, et Zn concernant le matériel biologique, sont de l'ordre de : 98% pour le cadmium, 98% pour le cuivre, 104 % pour le plomb, et 95% pour le zinc

**Tableau 11.** Résultats du dosage des ETM dans l'échantillon de sols et du tissu foie de poisson de référence.

	Valeurs certifiées	Moy. Valeurs observées	% de récupération
<b>Sol de référence (WEPAL, ISE 989)</b>			
<b>Cd</b>	8,31	8,36 ± 0,40	101
<b>Cr</b>	267	303,05 ± 0,69	113
<b>Cu</b>	157	160,85 ± 5,4	102
<b>Pb</b>	304	306,06 ± 8,64	101
<b>Zn</b>	1060	1079,30 ± 82,4	102
<b>Tissu de référence (NRC Canada, DOLT-4, fish liver)</b>			
<b>Cd</b>	24,3	23,71 ± 0,15	98
<b>Cr</b>	nd	0,46 ± 0,37	-
<b>Cu</b>	31,2	30,5 ± 0,12	98
<b>Pb</b>	0,16	< LD	-
<b>Zn</b>	116	110,34 ± 1,47	95

nd : non disponible

< LD : inférieur à la limite de détection

## II.6. Essais d'écotoxicité du cuivre, chrome, et zinc chez *Cornu aspersum*

### II.6.1. Préparation des organismes utilisés

Une génération saine avec un passé connu est essentielle pour la réussite des tests d'écotoxicité. Pour ce fait, des escargots issus d'un élevage bio entrepris et maintenu par le laboratoire privé « Heli'Na » en collaboration avec l'université de Kairouan ont été utilisés. Les géniteurs ont été récoltés au niveau de la zone montagneuse de Teniet el Ferradi à Kairouane en Tunisie (Figure 26), éloignée de toutes sources de perturbations anthropiques (coordonnées DMS 35°40'32.93"N ; 9°57'33.99"E).



**Figure 26.** Site de récolte des géniteurs *Cornu aspersum* Teniet el Ferradi -Kairouane, Tunisie (24.12.2019).

Nous retenons que plusieurs facteurs sont primordiaux à la réussite de l'élevage dont la photopériode (16 heures éclairées / 8 heures sombres), la température ( $20 \pm 2^\circ\text{C}$ ), et l'humidité (80 - 85%). Pour garantir l'espace de vie aux individus géniteurs, de grands bacs en plastique alimentaire sont tapissés d'une couche de plus de 10cm d'épaisseur de substrat de sol sain (Figure 27). Une humidification journalière et constante est assurée, ainsi qu'un amendement en carbonates de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ). Ce dernier aidera à la formation de la coquille des escargots. Les escargots sont nourris *ad libitum* avec de la laitue, des légumes, des fruits et de la farines de céréales.



**Figure 27 :** Elevage des *Cornu aspersum* –Laboratoires « Heli'Na » Kairouane, Tunisie (25.12.2019).

## II.6.2. Présentation des bioessais

Les tests ont été réalisés selon la norme ISO15952 (2006) qui repose sur la détermination des effets toxiques des éléments traces métalliques sur la croissance et la survie des *Cornu aspersum*. Trois bioessais ont été réalisés sur les juvéniles par contamination du substrat ; les éléments testés sont : le chrome, le cuivre et le zinc.

Ces bioessais sont préliminaires, sub-chronique, et statiques. Ils ont pour objectifs de tester la sensibilité de l'animal à différentes concentrations d'éléments traces métalliques, et ainsi déterminer celles qui engendrent des troubles du comportement, des effets toxiques, ou encore létaux.

## II.6.3. Plan expérimental et déroulement des bioessais

### II.6.3.1. Concentrations testées

En plus du témoin nous avons testé six concentrations choisies selon les recommandations de la norme ISO15952 (2006) et les travaux préalablement entrepris par Cœurdaissier et al. (2000) et Gomot-De Vaufleury (2000). Les concentrations testées lors des essais d'écotoxicité sont présentées dans le tableau 12. L'apport en chrome, cuivre et zinc a été effectué en utilisant des solutions aqueuses de dichromate de potassium ( $K_2Cr_2O_7$  avec une pureté de 99.0% Sigma-Aldrich, USA), de nitrate de cuivre ( $Cu(NO_3)_2 \cdot 3H_2O$  avec une pureté de 99,99 %, Sigma-Aldrich, USA), et des chlorure de zinc ( $ZnCl_2$  avec une pureté de 98%, Merck), respectivement.

**Tableau 12.** Concentrations en éléments traces métalliques testées (mg/kg sol sec).

Contaminants	Témoin	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Cr	0	62,5	125	250	500	1000	2000
Cu	0	156,25	312,5	625	1250	2500	5000
Zn	0	187,5	375	750	1500	3000	6000

### II.6.3.2. Préparation du substrat et du matériel biologique

Suivant la norme, les sols doivent être sains et avec une physicochimie connue. Pour notre étude nous avons utilisé le sol naturel standard Lufa 2.2 issu de « Landwirtschaftliche Untersuchungs-und Forschungsanstalt LUFÄ » : Institut d'Investigation et de Recherche

Agricoles à Speyer en Allemagne. Les caractéristiques de ce dernier sont présentées dans le tableau 13.

**Tableau 13.** Propriétés physico-chimiques du sol Lufa 2.2.

<b>Taux du carbone (%)</b>	1,9
<b>Capacité de sa rétention en eau (%)</b>	45,2
<b>pH</b>	5,5
<b>CEC (cmolc/kg)</b>	10
<b>Taux d'argile (%)</b>	8,6

Tous les tests ont été effectués dans des terrariums en plastique transparent (20 cm x 16 cm x 16 cm) contenant 150 g de sol Lufa 2.2 (poids sec). Ce sol est préalablement homogénéisé, tamisé à 4 mm et séché à 50° pendant 24heures.

Trois jours avant le lancement des bioessais, les sols sont drainés à la moitié de la capacité de rétention d'eau avec les solutions contenant des concentrations croissantes en chrome, cuivre ou zinc (Figure 28). Les sols des témoins eux sont drainés à l'eau bi-distillée uniquement.

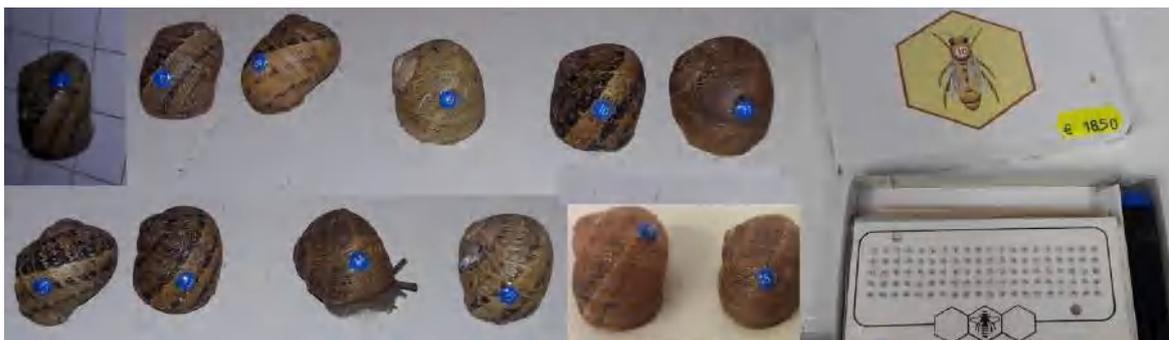


**Figure 28.** Prétraitement du substrat pour les bioessais - Laboratoire d'écologie animale VU Amsterdam (14.01.2020).

Pour ce qui est des escargots, ils sont nettoyés et marqués à l'aide de pastilles opalites numérotées et une colle bio adaptée (généralement utilisé pour le marquage des reines d'abeilles) (Figure 29). Les *Cornu aspersum* sont ensuite introduits dans les boîtes et donc exposés (ou pas pour les témoins) aux différentes concentrations de polluants.

Les critères retenus pour la sélection des individus à utiliser sont ceux recommandés par la norme ISO15952 (2006), à savoir :

- ✓ L'âge : de 3 à 5 semaines ;
- ✓ La masse fraîche : de  $1 \pm 0,3$  g ;
- ✓ Le diamètre de la coquille : de  $15,5 \pm 1$  mm.



**Figure 29.** Préparation des individus d'escargots pour le bioessai -Laboratoire d'écologie animale VU Amsterdam (30.01.2020).

Quatre escargots ont été placés dans chaque terrarium, à raison de 2 répétitions par concentration. Ainsi, 08 escargots ont été testés pour chaque concentration, pour les différents bioessais, les témoins ont été introduits suivant les mêmes conditions, mais dans des terrariums contenant des sols non contaminés. La nourriture est introduite dans de petits récipients pour éviter qu'elle ne pourrisse au contact du sol humide (Figure 30).



**Figure 30.** Introduction des escargots dans les boîtes à bioessai -Laboratoire d'écologie animale VU Amsterdam (03.02.2020).

### II.6.3.3. Schéma des bioessais

Les boîtes sont placées pendant 28 jours dans une chambre climatique (Figure 31), où les facteurs sont réglés ainsi:

- ✓ Une température ambiante à  $20\text{ C}^{\circ} \pm 2$ ;
- ✓ Une photopériode lumière/sombre 18h/6h ;
- ✓ Une humidité réglée à 80% dans la chambre ;



**Figure 31.** Aperçu sur le dispositif des bioessais - Chambre climatique VU Amsterdam (03.02.2020).

Pendant toute la période de l'essai et chaque deux jours, un entretien des boites est assuré (Figure 32). Il consiste en :

- Une humidification manuelle par brumisateurs ;
- L'entretien de la propreté : les excréments sont retirés à l'aide d'une pince, les parois de la boîte sont nettoyées à l'aide d'un coton imbibé d'eau distillée, et les escargots morts (si il y'en a) sont retirés ;
- Un renouvellement des récipients de nourriture : pour satisfaire les besoins énergétiques des escargots et éliminer l'effet d'autres facteurs de stress, les jeunes *Cornu aspersum* ont été nourris *ad libitum* par la laitue fraîche (*Lactuca sativa* var. *capitata*) non contaminée et cultivée biologiquement dans le laboratoire d'écologie animale (VU Amsterdam) et une nourriture spéciale pour escargots à base de farines de céréales (Annexe 1), suivant la description de Lodi et Koene (2015) ;
- Et un amendement en calcium : de la poudre de carbonate de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ) a été mélangé avec la nourriture à une concentration de 18% (p/p).



**Figure 32.** Exemple d'entretien des boîtes des bioessais (Nettoyage et introduction de la nourriture saine) -Laboratoire d'écologie animale VU Amsterdam (2 et 17. 02.2020).

#### II.6.4. Paramètres analysés depuis les bioessais

Afin de faire ressortir au mieux l'effet des contaminants, une fois le bioessai achevé, nous avons analysé plusieurs paramètres relatifs aux processus de contamination, d'accumulation et d'écotoxicité des ETM contenus dans le sol sur *Cornu aspersum*. Les mesures effectuées sont décrites ci-dessous.

##### II.6.4.1. Mesures effectuées sur les sols des tests

Avant d'entreprendre les différentes mesures, les sols sont séchés à 50°C pendant 24h directement dans de petits sacs en papier kraft 6\*10cm et sont conservés dans un dessiccateur en attendant les analyses.

Pour la détermination de la fraction pseudo-totale en éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) dans les sols à la fin des essais d'écotoxicité, nous avons suivi le même protocole entrepris pour le volet biosurveillance passive relatif à la quantification des ETM dans les sols des bordures des oueds du Bassin Kebir Rhumel (*cf. II.5.9. Extraction et dosage des éléments traces métalliques dans le sol*).

## II.6.4.2. Mesures effectuées sur *Cornu aspersum*

### II.6.4.2.1. Evolution de la croissance en biomasse et en diamètre de *Cornu aspersum*

Le suivi de la croissance des escargots s'est effectué à J0, J7, J14, J21 et J28, et ceci pour chaque individu en prenant en compte : la masse fraîche qui a été mesurée par une balance ayant une précision de 0,001g, et le diamètre et la hauteur de la coquille de chaque individu à l'aide d'un pied à coulisse digitale ayant une précision de 0,001mm (Figure 33). Il est à noter que pendant le suivi de la croissance des escargots à J0, J7, J14, J21 et J28, les individus morts sont retirés des terrariums.



**Figure 33.** Suivi hebdomadaire de la croissance des *Cornu aspersum* lors des bioessais - Laboratoire d'écologie animale VU Amsterdam (02.03.2020).

Les mesures effectuées ont servi pour le calcul du coefficient de croissance en biomasse (biomass growth coefficient (kGC,m)), en diamètre de la coquille (diameter growth coefficient (kGC,d)), et en hauteur de la coquille (hight growth coefficient (kGC,h)). Egalement, le pourcentage d'inhibition de la croissance en biomasse (percentage of biomass growth inhibition (pI,m)), en diamètre de la coquille (percentage of diameter growth inhibition (pI,d)), et en hauteur de la coquille (percentage of hight growth inhibition (pI,h)). Ces derniers ont été calculés selon les formules suivantes :

Pour les coefficients de croissance :

$$kGC, m = \frac{m(tn) - m(t0)}{m(t0)} * 100$$

Avec :

m (tn) : Biomasse moyenne des répliques au temps n (g);

m (t0) : Biomasse moyenne des répliques au temps zéro t=0 (g).

$$kGC, d = \frac{d(tn) - d(t0)}{d(t0)} * 100$$

Avec :

$d(tn)$  : Diamètre moyen des coquilles des répliques au temps  $n$  (mm);

$d(t0)$  : Diamètre moyen des coquilles des répliques au temps zéro  $t=0$  (mm).

$$kGC, h = \frac{h(tn) - h(t0)}{h(t0)} * 100$$

Avec :

$h(tn)$  : Hauteur moyenne des coquilles des répliques au temps  $n$  (mm);

$h(t0)$  : Hauteur moyenne des coquilles des répliques au temps zéro  $t=0$  (mm).

Pour les pourcentages d'inhibition de la croissance :

$$(pI, m) = \frac{(m0(tn) - m0(t0)) - (m'(tn) - m'(t0))}{(m0(tn) - m0(t0))} * 100$$

$m0(tn)$  : Biomasse moyenne des escargots témoins au temps  $n$  (g);

$m0(t0)$  : Biomasse moyenne des escargots témoins au temps zéro  $t=0$  (g);

$m'(tn)$  : Biomasse moyenne des escargots contaminés au temps  $n$  (g);

$m'(t0)$  : Biomasse moyenne des escargots contaminés au temps zéro  $t=0$  (g).

$$(pI, d) = \frac{(d0(tn) - d0(t0)) - (d'(tn) - d'(t0))}{(d0(tn) - d0(t0))} * 100$$

$d0(tn)$  : Diamètre moyen des escargots témoins au temps  $n$  (mm);

$d0(t0)$  : Diamètre moyen des escargots témoins au temps zéro  $t=0$  (mm);

$d'(tn)$  : Diamètre moyen des escargots contaminés au temps  $n$  (mm);

$d'(t0)$  : Diamètre moyen des escargots contaminés au temps zéro  $t=0$  (mm).

$$(pI, h) = \frac{(h0(tn) - h0(t0)) - (h'(tn) - h'(t0))}{(h0(tn) - h0(t0))} * 100$$

$h0(tn)$  : Hauteur moyenne des escargots témoins au temps  $n$  (mm);

$h0(t0)$  : Hauteur moyenne des escargots témoins au temps zéro  $t=0$  (mm);

$h'(tn)$  : Hauteur moyenne des escargots contaminés au temps  $n$  (mm);

$h'(t0)$  : Hauteur moyenne des escargots contaminés au temps zéro  $t=0$  (mm).

#### II.6.4.2.2. Détermination des teneurs en ETM dans les tissus de *Cornu aspersum*

Les teneurs en éléments traces métalliques accumulées par les *C. aspersum* ont été déterminées à la fin de l'essai selon le même protocole entrepris pour le volet biosurveillance passive relatif à la quantification de ces éléments dans les tissus mous de l'espèce étudiée (cf. II.6.2. *Minéralisation et dosage des éléments traces métalliques dans les tissus de Cornu aspersum*).

Préalablement à l'extraction et au dosage des ETM dans les tissus mous de *C. aspersum*, à la fin des tests, les escargots survivants sont retirés de leurs terrariums respectifs à J28. Ils sont mis à jeuner pendant 24h dans de petites boîtes afin qu'ils puissent vider leurs tubes digestifs. Ils sont ensuite placés dans des petits sacs à zip, étiqueté par concentration et sont sacrifiés par congélation à -18°C pendant 24h au minimum.

Les corps des escargots sont extraits de leurs coquilles. Ils sont placés dans des récipients en verre étiquetés (Figure 34), et sont ensuite séchés dans l'étuve à 50°C pendant 48heures. Une fois secs, les échantillons sont finement broyés et conservés dans de petits sacs en papier Kraft de 6\*10 cm. Ils sont conservés dans un dessiccateur en attendant l'extraction et le dosage des ETM. Notons, que les ETM ont été déterminés dans le corps entier de *C. aspersa*.



**Figure 34.** Etapes de préparation et traitement des *Cornu aspersum* -Laboratoire d'écologie animale VU Amsterdam (02 et 04.03.2020).

## II.7. Traitement statistique des résultats

Pour une meilleure visualisation et interprétation des résultats obtenus lors de cette étude, différents traitements statistiques ont été effectués.

Ainsi, les résultats de la biodiversité ont été présentés sous forme d'inventaire avec une description détaillée de chaque espèce et une cartographie de leur distribution, en plus du calcul de leur fréquence et richesse spécifique.

Les paramètres physico-chimiques des sols ainsi que les teneurs en ETM dans le sol et les tissus mous de *C. aspersum* ont été présentés par leurs valeurs statistiques (minima, 1<sup>er</sup> décile, 1<sup>er</sup> quartile, moyennes, médianes, 3<sup>eme</sup> quartile, 9<sup>eme</sup> décile, maxima et écarts types). Différents indices permettant l'évaluation des niveaux de contamination mono et pluri-élémentaires, ainsi que les risques écologiques ont été calculés.

Afin de faire ressortir les variations spatiales des différents paramètres mesurés (effet stations et sous bassins), nous avons effectué une analyse de la variance à un facteur suivie du test post-hoc de Student Newman-Keuls (SNKt) au seuil de 5%.

Le test t de Student a également été utilisé pour la comparaison des teneurs moyennes en ETM quantifiés dans les pieds et les viscères de *C. aspersum* afin de confirmer que l'accumulation dépend de la partie analysée. Ce même test a aussi été utilisé pour comparer les teneurs moyennes en ETM accumulés chez les juvéniles et les adultes. Ce dernier permet de confirmer que les teneurs en métaux accumulés par cette espèce sont âge-dépendant.

Pour les bioessais, et afin de faire ressortir l'effet concentration du toxique testé, nous avons appliqué l'analyse de la variance à un facteur sur les résultats de la biométrie, suivie par le test post-hoc du Dunnett, avec un degré de signification ( $p < 0.05$ ).

Par ailleurs, les concentrations des métaux étudiés qui affectent 50% de la population ( $CE_{50}$ ) ont été calculées aussi bien pour les ETM contenus dans le sol que pour ceux accumulés dans les tissus de *C. aspersum*. Les calculs ont été faits à l'aide de la macro Regtox 7.0.5 (macro pour Microsoft Excel, mise à disposition par Éric Vinmimian, INERIS, France), et les traitements statistiques par le logiciel STATISTICA 7.0.

De plus, différents graphiques pour les différentes parties traitées ont été élaborés permettant de mieux visualiser les mesures effectuées et donc de les commenter aisément.

# RESULTATS ET DISCUSSIONS

*"L'observation recueille les faits ; la réflexion les combine ;  
l'expérience vérifie le résultat de la combinaison."*

*Denis Diderot*

### III.1. Inventaire des escargots terrestres des bords des oueds du bassin Kébir Rhumel

La zone d'étude présente un lieu d'habitat intéressant à l'étude des espèces d'escargots. L'étude des sols basés aux bords des oueds du Kébir Rhumel, qui sont longs de plus de 200km, où défilent différents domaines géologiques ; partant du Tell, passant par les gorges calcaires du Rhumel à Constantine et se terminant en haute montagne d'El Ancer à Jijel (Mebarki, 1988). Le climat y est tout aussi varié ; Il est semi-aride au sud et s'adoucie progressivement vers un climat plus humide au nord.

Sur les 6531 spécimens récoltés, vingt-cinq (25) espèces ont été identifiées correspondant à dix-sept 17 genres et neuf (09) familles. Leur systématique est détaillée dans le tableau 14. Elle est suivie d'une description morphologique de chaque espèce, et de sa biométrie spécifique à la zone d'étude. En plus, la distribution des espèces recensées est reportée en détails dans le tableau 14, et cartographiée par famille dans les figures 36, 38, 40, 42, 44, 46, 48, 50, 52.

**Tableau 14.** Systématique des différentes espèces présentes dans le bassin du Kébir Rhumel.

Ordre	Superfamille	Famille	Genre	Espèce	
Littorinimorpha (Golikov & Starobogatov, 1975)	Littorinoidea (Children, 1834)	Pomatiidae (Newton, 1891)	<i>Tudorella</i> P. Fischer, 1885	<i>Tudorella sulcata</i> (Draparnaud, 1805)	
Stylommatophora (A. Schmidt, 1855)	Achatinoidea (Swainson, 1840)	Achatinidae (Swainson, 1840)	<i>Rumina</i> Risso, 1826	<i>Rumina decollata</i> (Linnaeus, 1758)	
				<i>Rumina saharica</i> (Pallary, 1901)	
		Ferussaciidae (Bourguignat, 1883)	<i>Ferussacia</i> Risso, 1826	<i>Ferussacia carnea</i> (Risso, 1826)	
				<i>Ferussacia folliculum</i> (Schröter, 1784)	
	Pupilloidea (W. Turton, 1831)	Enidae (Woodward, 1903 (1888))	<i>Mauronapaeus</i> Kobelt, 1899	<i>Mauronapaeus terverii</i> (Dupotet in E. A. Forbes, 1838)	
				<i>Mastus</i> Beck, 1837	<i>Mastus pupa</i> (Linnaeus, 1758)
	Helicoidea (Rafinesque, 1815)	Helicidae (Rafinesque, 1815)	<i>Cantareus</i> Risso, 1826	<i>Cantareus koraegaelius</i> (Bourguignat in in Locard, 1882)	
				<i>Cornu</i> Born, 1778	<i>Cornu aspersum</i> (O.F. Müller, 1774)
					<i>Cornu</i> sp.
			<i>Eobania</i> P. Hesse, 1913	<i>Eobania constantina</i> (E. Forbes, 1838)	
				<i>Eobania vermiculata</i> (O. F. Müller, 1774)	
			<i>Helix</i> Linnaeus, 1758	<i>Helix melanostoma</i> (Draparnaud, 1801)	

		<i>Massylaea</i> Möllendorff, 1898	<i>Massylaea massylaea</i> (Morelet, 1851)
	Geomitridae (C.R. Boettger, 1909)	<i>Cerneuella</i> Schlüter, 1838	<i>Cerneuella virgata</i> (da Costa, 1778)
		<i>Cochlicella</i> A. Férussac, 1821	<i>Cochlicella acuta</i> (O. F. Müller, 1774)
			<i>Cochlicella barbara</i> (Linnæus, 1758)
		<i>Trochoidea</i> Brown, 1827	<i>Trochoidea pyramidata</i> (Draparnaud, 1805)
		<i>Xerosecta</i> Monterosato, 1892	<i>Xerosecta cespitum</i> (Draparnaud, 1801)
	<i>Xerosecta</i> sp.		
	Hygromiidae (Tryon, 1866)	<i>Ganula</i> E. Gittenberger, 1970	<i>Ganula flava</i> (Terver, 1839)
	Sphincterochilidae (Zilch, 1960)	<i>Sphincterochila</i> Ancey, 1887	<i>Sphincterochila candidissima</i> (Draparnaud, 1801)
			<i>Sphincterochila othiana</i> (E. Forbes, 1838)
			<i>Sphincterochila</i> sp.
	Trissexodontidae (Nordsieck, 1987)	<i>Caracollina</i> H. Beck, 1837	<i>Caracollina lenticula</i> (Michaud, 1831)

### III.1.1. Différentes familles d'escargots terrestres recensées au bassin Kébir Rhumel

#### III.1.1.1. Famille des Pomatiidae (Newton, 1891)

Les Pomatiidae, ou anciennement dits Pomatiasidae forment une famille de mollusques gastéropodes terrestres appartenant à l'ordre des Littorinimorpha. Dans le bassin du Kébir Rhumel, cette famille est représentée par une seule espèce : *Tudorella sulcata* (Figure 35).



**Figure 35.** *Tudorella sulcata* (Draparnaud, 1805); réf : OCLS124UMCLBE10020601; H= 17.3 mm, D= 14.12 mm; Rouached (Mila, Algérie).

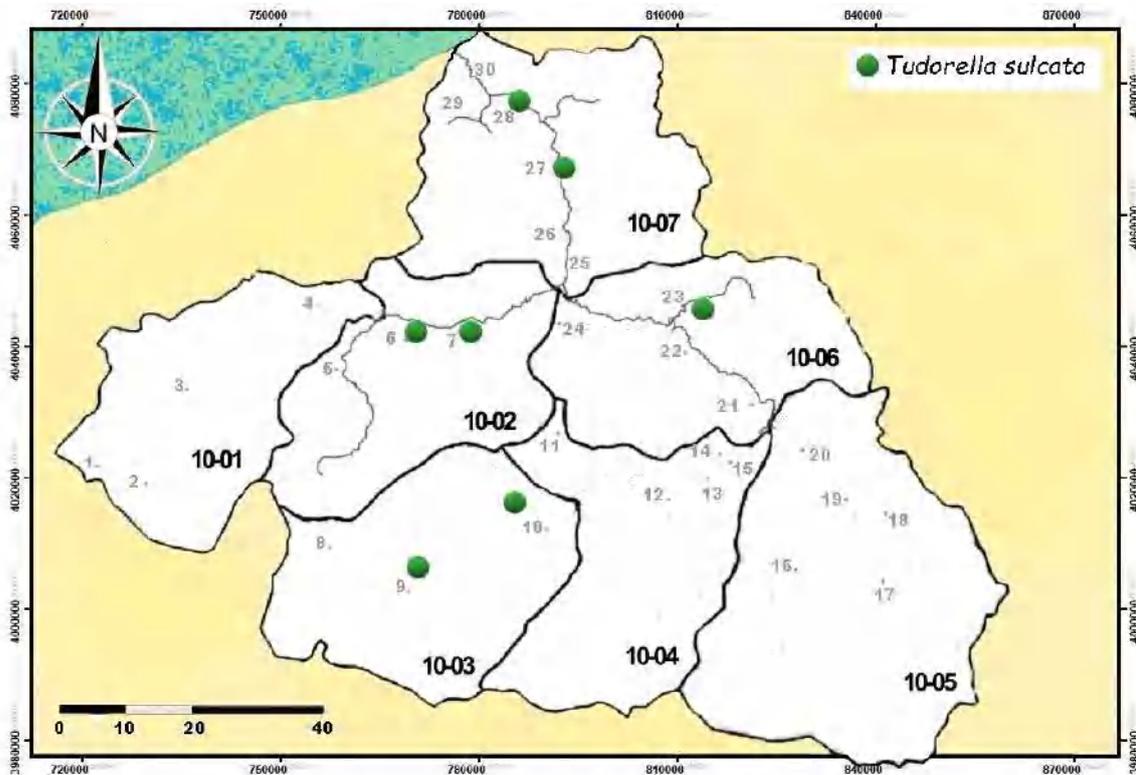
***Tudorella sulcata* (Draparnaud, 1805) Fig.35**

Description : Coquille de taille moyenne à grande, ovale et conique, enroulement dextre, à paroi épaisse et solide, de couleur orange clair à crème. Protoconque petit, téléocoque avec des stries rectangulaires, verticilles arrondis, suture profonde, dernier verticille grand. Ouverture ronde, fermée par un opercule calcaire attaché à l'arrière du pied de l'escargot, péristome épais, ombilic étroit. Le pied est généralement sombre et les yeux sont positionnés à la base de ses tentacules supérieurs contrairement aux autres escargots qui généralement ont les yeux placés à leur bouts.

Morphométrie : H = 14,51-17,62 mm ; D = 13,33-14,89 mm (sur n = 231 spécimens).

Répartition : cette espèce est originaire de Sardaigne et s'est étendue d'abord en Algérie puis en France. Elle a récemment été enregistrée à Alger et à Constantine (nord de l'Algérie) par Pfenninger et al. (2010). Cette espèce est présente dans notre zone d'étude, occupant souvent des habitats sur des roches calcaires sèches.

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins suivant : SB10-02 ; SB10-03 ; SB10-06 ; SB10-07. Une cartographie de la distribution de cette espèce est présentée dans la figure 36.



**Figure 36.** Distribution de la famille des Pomatiidae dans le bassin Kébir Rhumel.

### III.1.1.2. Famille des Achatinidae (Swainson, 1840)

Les Achatinidae forment une famille de mollusques gastéropodes terrestres appartenant à l'ordre des Littorinimorpha. Dans le bassin du Kébir Rhumel, cette famille est représentée par deux espèces (Figures 37).



**Figure 37.** *Rumina decollata* (Linnaeus, 1758); réf: OCLS124UMCLBE10072502; H= 29.40 mm, D= 12.79 mm; Hamala (Jijel, Algérie)/ b. *Rumina saharica* (Pallary, 1901); réf: OCLS124UMCLBE10052003; H=37.26 mm, D= 13.09 mm; El Khroub (Constantine, Algérie).

#### a. *Rumina decollata* (Linnaeus, 1758)      Fig 37.a

Description : Coquille de taille moyenne à grande, subcylindrique à sommet tronqué, enroulement dextre, à paroi épaisse, de couleur blanc brillant à brun clair. Télécoque avec des lignes de croissance allongées, suture profonde, dernier verticille grand, décroissant, grande ouverture, péristome épais, partiellement réfléchi, ombilic étroit, et couvert.

Morphométrie : H = 23,99–38,95 mm ; D = 10,21–19,44 mm (sur n = 581 spécimens).

Répartition : Cette espèce vit dans la litière du sol (Dundee 1986). Elle s'étant sur la région méditerranéenne jusqu'en Turquie (Carr 2002 ; Reyna et Gordillo, 2018). Cette espèce a

été introduite dans différentes parties du monde dont l'Amérique, et l'Argentine (Selander et Kaufman 1973 ; Reyna et Gordillo, 2018). En Algérie, elle a été enregistrée dans le Nord-Est par Belhiouani et al. (2019), Larbaa et al. (2013), et Douafer et al. (2014).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins: SB10-01 ; SB10-02 ; SB10-03 ; SB10-04 ; SB10-05 ; SB10-06 et SB10-07 (Figures 40).

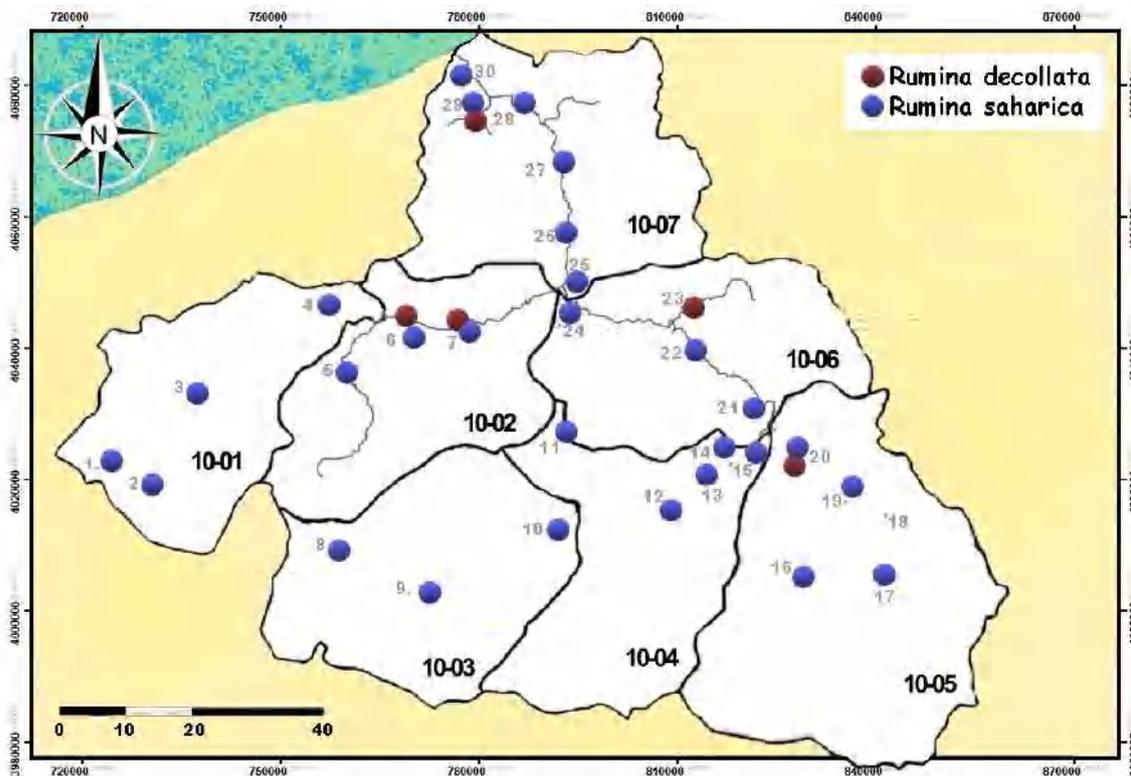
**b. *Rumina saharica* (Pallary, 1901) Fig 37.b**

Description : Coquille de taille moyenne à grande, subcylindrique à sommet tronqué, enroulement dextre, à paroi épaisse, de couleur crème. Télécoque avec nervures allongées, suture peu profonde, dernier verticille plus haut, milieu d'ouverture, péristome épais, partiellement réfléchi, ombilic étroit, couvert. La coquille est mince et plus cylindrique que celle de *R. decollata*.

Morphométrie : H = 16,58 - 19,09 mm ; D = 10,33 - 14 Mm (n = 109 spécimens).

Répartition : Cette espèce thermophile est répandue dans la région méditerranéenne, en Afrique, en Turquie et à Chypre (Welter-Schultes 2012 ; Georgiev, 2020).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins : SB10-02 ; SB10-05 ; SB10-06 et SB10-07 (Figures 38).



**Figure 38.** Distribution de la famille Achatinidae dans le bassin Kébir Rhumel.

### III.1.3. Famille des Ferussaciidae (Bourguignat, 1883)

La famille des Ferussaciidae est issue de la superfamille des Achatinoidea, et ne possède pas de sous-familles. Elle est représentée par deux (02) espèces au niveau du bassin Kébir Rhumel, illustrées dans la figure 39, et leur distribution dans le Kébir Rhumel dans la figure 40.



**Figure 39.** a. *Ferussacia carnea* (Risso, 1826); réf : OCLS124UMCLBE10020704; H= 13.33 mm, D= 3.89 mm; Zéghaia (Mila, Algérie)/ b. *Ferussacia folliculum* (Schröter, 1784); réf : OCLS124UMCLBE10010105; H= 12.75 mm, D= 4.23 mm; Béni Fouda (Sétif, Algérie).

#### a. *Ferussacia carnea* (Risso, 1826) Fig 39.a

Description : Coquille petite, fusiforme, enroulement dextre, à paroi mince, de couleur blanche, brillante. Protoconque petit, télécoque régulière, verticilles aplatis, suture à plat, dernier verticille grand, ouverture large, allongée, péristome épais, columelle à deux dents, et ombilic fermé.

Morphométrie : H = 11,22-13,33 mm ; D = 2,81-3,89 mm (n = 42 spécimens).

Répartition : Lors de notre échantillonnage, cette espèce a été trouvée dans la litière de sol humide, ou accrochée aux rochers. Elle est répandue en Afrique du Nord, mais également

connu dans de nombreux pays européens méditerranéens (Bourguignat 1863-1865 ; Welter-Schultes 2012).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins : SB10-01 ; SB10-02 ; SB10-04 ; SB10-05 ; SB10-06 ; SB10-07.

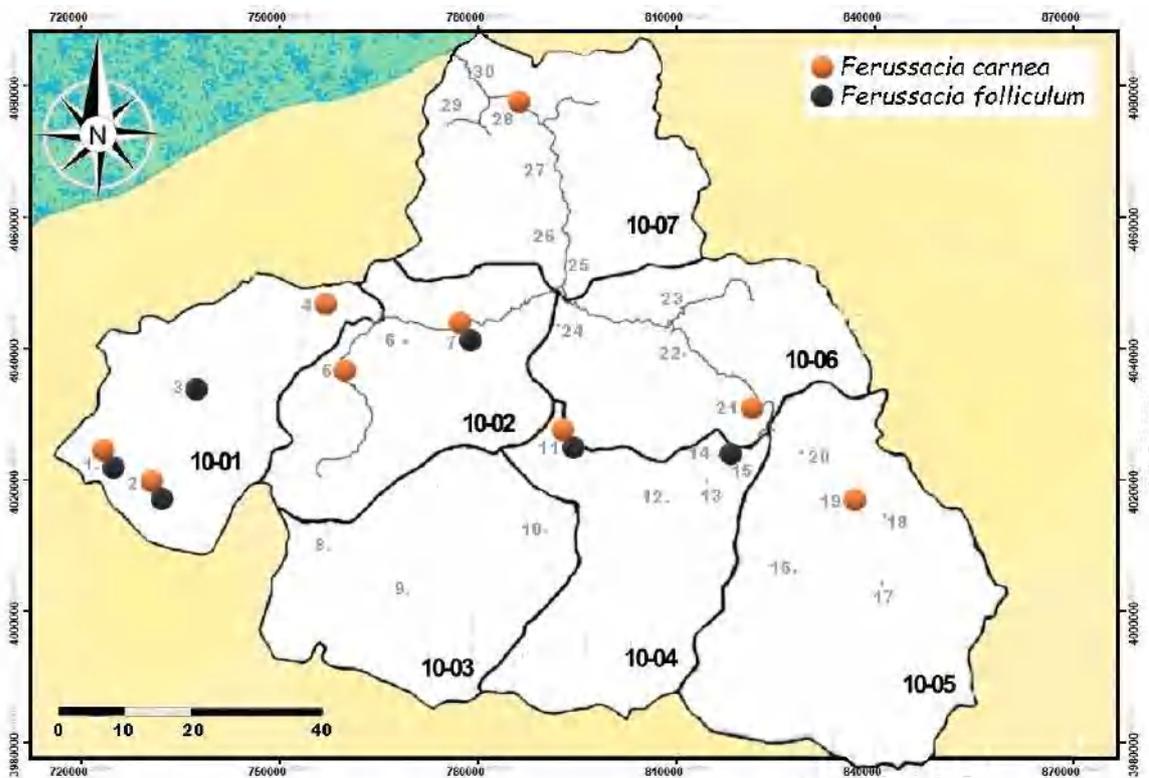
**b. *Ferussacia folliculum* (Schröter, 1784) Fig 39.b**

Description : Coquille petite, fusiforme, enroulement dextre, à paroi mince, de couleur blanche, brillante. Protoconque petit, télécoque régulière, verticilles aplatis, suturer d'abord en profondeur, puis à plat, dernier verticille grand, ouverture large, allongée, péristome épais, columelle sans dents, et ombilic fermé.

Morphométrie : H = 11,09-12,80 mm ; D = 3,81–4,26 mm ( sur n = 10 spécimens).

Répartition : Cette espèce est répandue dans les zones côtières et de plaine principalement dans la zone ouest de la Méditerranée et les régions de Malte et de la Grèce (Bourguignat 1863-1865 ; Germain 1930 ; Welter-Schultes 2012).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins suivant : SB10-01 ; SB10-02 ; SB10-04.



**Figure 40.** Distribution de la famille des Ferussaciidae dans le bassin Kébir Rhumel.

### III.1.4. Famille des Enidae (Woodward, 1903 (1888))

La famille des Enidae regroupe les mollusques gastéropodes stylommatophores terrestres. Dans le bassin Kébir Rhumel, elle est représentée par deux espèces (Figure 41), dont la distribution est illustrée par la figure 42.



**Figure 41.** a. *Mauronapaeus terverii* (Dupotet in E. A. Forbes, 1838); réf : OCLS124UMCLBE10072906; H= 13.80 mm, D= 5.22 mm; Djemaa Beni Habibi (Jijel, Algérie)/ b. *Mastus pupa* (Linnaeus, 1758); Réf : OCLS124UMCLBE10020607; H= 15.77 mm, D= 6.07 mm; Rouached (Mila, Algérie).

#### a. *Mauronapaeus terverii* (Dupotet in E. A. Forbes, 1838)

#### Fig. 41a

Description : Coquille de petite taille, conico-fusiforme, enroulement dextre, à paroi épaisse, de couleur blanche avec des taches sombres, apex sombre. Protoconque de petite taille, télécoque à nervures longitudinales, suture profonde, dernier verticille grand, ouverture large, ovale, péristome réfléchi, et ombilic étroit.

Morphométrie : H = 13,07-13,82 mm ; D = 4,79-5,35 mm (n = 23 spécimens).

Répartition : La famille des Enidae en Afrique du Nord a été révisée par Abbes et al. (2009). Cette espèce a été plusieurs fois enregistrée sous le nom synonyme *Bulimus*

*cirtanus* Morelet, 1857. Elle est répandue sur les côtes algériennes (Abbes et al. 2009), et assez commune dans les régions de Constantine (Bourguignat 1863-1865).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins : SB10-01 ; SB10-02 et SB10-07.

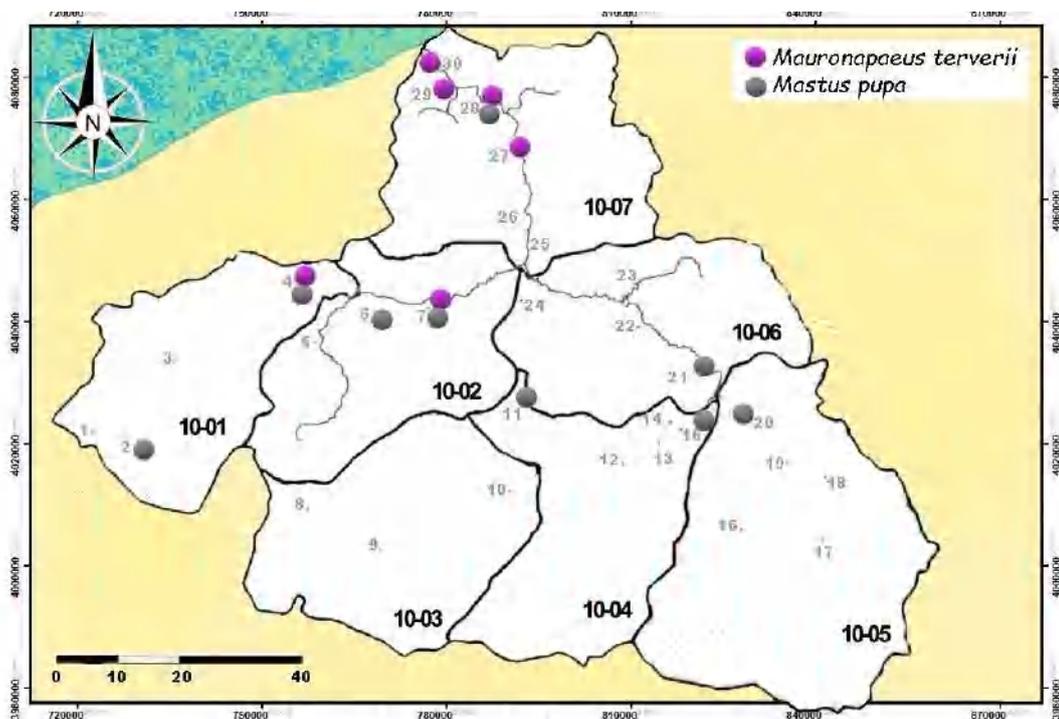
**b. *Mastus pupa* (Linnaeus, 1758) Fig. 41b**

Description : Coquille de petite taille, conico-fusifforme, enroulement dextre, à paroi épaisse, de couleur blanche à jaunâtre ou brunâtre. Protoconque de taille moyenne, téléocoque à côtes longitudinales, dense, suture moyennement profonde, dernier verticille grand, ouverture allongée, grande, péristome blanchâtre, épais, réfléchi, angularis fort, ombilic étroit, couvert.

Morphométrie : H = 14,56-15,77 mm ; D = 5,83-6,07 mm (n = 37 spécimens).

Répartition : Cette espèce vit dans les arbustes, les rochers ou même dans les écosystèmes déséquilibrés de la région ouest de la Méditerranée (Giusti et al. 1995). Sa présence a été signalée en Afrique du Nord au Maroc, la Tunisie et le nord de l'Algérie (Abbes et al. 2009), et récemment à Ibn Ziad (Constantine, Algérie) par Belhiouani et al. (2019).

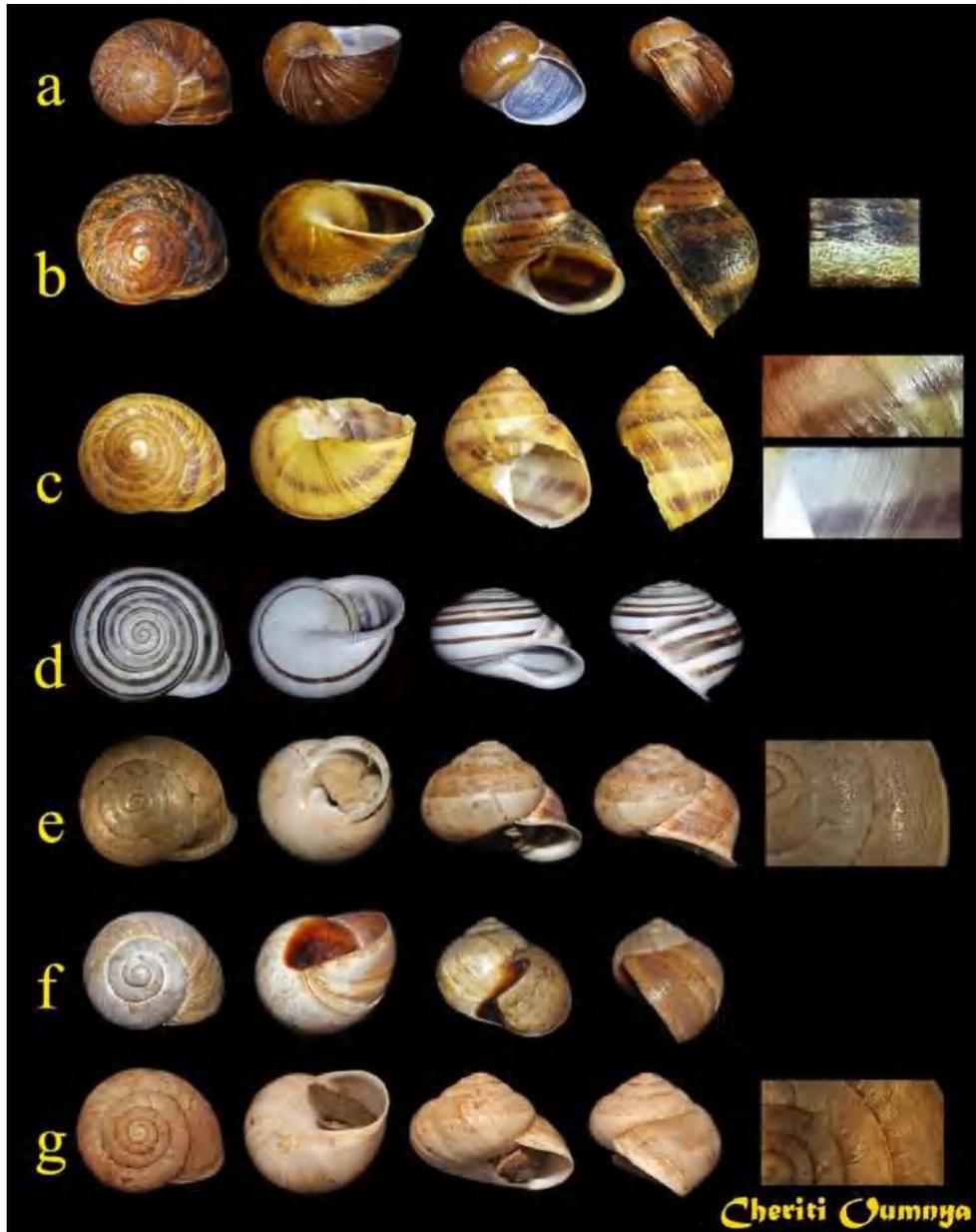
Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins : SB10-01 ; SB10-02 ; SB10-04 ; SB10-05 ; SB10-06 et SB10-07.



**Figure 42.** Distribution de la famille des Enidae dans le bassin Kébir Rhumel.

### III.1.5. Famille des Helicidae (Rafinesque, 1815)

La famille des Helicidae est assez prisée par le publique car elle comporte plusieurs espèces comestibles. Dans le bassin du Kébir Rhumel cette famille est représentée par sept (07) espèces, illustrées dans la figure 43, et leur distribution dans la figure 44.



**Figure 43.** a. *Cantareus* cf. *koraegaelius* (Bourguignat in in Locard, 1882); réf: OCLS124UMCLBE10062208; H=23.85 mm, D= 26.09 mm; Messaoud Boudjriou (Constantine, Algérie)/ b." *Cornu aspersum* (O.F. Müller, 1774); réf : OCLS124UMCLBE10030909; H= 35.63 mm, D= 37.86 mm; Tadjnanet, (Constantine, Algérie)/ c. *Cornu* sp. ; Réf : OCLS124UMCLBE10051710; H= 33.10 mm, D= 34.94 mm; Mechta Ali Ben Taib (Oum El Bouaghi, Algérie)/ d. *Eobania constantina* (E. Forbes, 1838); Réf :OCLS124UMCLBE10051911; H= 18.69 mm, D= 28.12 mm; Ouled Rahmoune (Constantine, Algérie)/ e. *Eobania vermiculata* (O. F. Müller, 1774); Réf : OCLS124UMCLBE10051912; H= 17.63 mm, D= 33.07 mm; Ouled Rahmoune (Constantine, Algérie)/ f. *Helix melanostoma* (Draparnaud, 1801); Réf : OCLS124UMCLBE10031013; H= 30.4 mm, D= 32.3 mm; Chelghoum El Aid (Mila, Algérie)/ g. *Massylaea massylaea* (Morelet, 1851); Réf : OCLS124UMCLBE10062214; H= 19.59 mm, D= 33.81 mm; Messaoud Boudjriou (Constantine, Algérie).

**a. *Cantareus cf. koraegaelius* (Bourguignat in Locard, 1882) Fig. 43a**

Description : Coquille de taille moyenne, globuleuse, enroulement dextre, à paroi mince, de couleur vert foncé à brunâtre. Protoconque de taille moyenne, lisse, télécoque avec côtes longitudinales, verticilles arrondis, suture profonde, dernier verticille grand, ouverture arrondie, et ombilic fermé.

Les espèces de ce genre ont une réponse au stress distinctive, qui comprend des grincements, des vibrations et une production abondante de mousse de mucus pouvant recouvrir complètement son corps (Germain 1930; Bouaziz-Yahiatene et al. 2019).

Morphométrie : H = 23,12–29,6 mm ; D = 21,22–31,11 mm (sur n = 642 spécimens).

Répartition : La morphologie de la coquille et les caractères des organes génitaux ne permettent pas pleinement de discriminer entre *C. apertus* et *C. koraegaelius* (Bouaziz-Yahiatene et al. 2019). Cependant, la même étude a prouvé une distinction possible des deux espèces sur la base de données génétiques. Des *C. koraegaelius* identifiés sans ambiguïté sont nécessaires pour découvrir des traits morphologiques spécifiques à l'espèce afin de séparer également les coquilles de ces espèces vraisemblablement sympatriques. Pour cette raison, l'identification des coquilles de ce groupe et de cette zone reste sujette à caution. Holyoak et al. (2020), rapportent *C. koraegaelius* du nord de l'Algérie et peut-être aussi de la Tunisie, et présentent une clé aux traits qui la différencie. Tant que ces traits de caractère ne sont actuellement pas corroborés par des données génétiques, nous nous abstenons donc de les utiliser ici.

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins suivant : SB10-01 ; SB10-02 ; SB10-03 ; SB10-04 ; SB10-05 ; SB10-06 ; SB10-07.

**b. *Cornu aspersum* (O. F. Müller, 1774) Fig. 43b**

Description : Coquille de taille moyenne à grande, globuleuse, enroulement dextre, à paroi assez épaisse, de couleur gris foncé à brune avec des bandes sombres, les deuxième ou troisième bandes étant généralement fusionnées. Protoconque petit; sculpture en coquille malléable (illustrée à la Fig. 45b); verticilles arrondis; suture profonde; dernier verticille grand; ouverture grande, globuleuse; peristome blanchâtre, épais; lèvre réfléchie; et ombilic fermé.

Morphométrie : H = 23,94–37,86 mm ; D = 25,81–39,12 mm (sur n = 801 spécimens).

Répartition : Cette espèce est omniprésente, que ce soit dans les zones d'implantation humaine dans les rochers et les buissons (Belhiouani et al. 2019), et s'adapte facilement

aux variations climatiques (Nicolai, 2010; Gaitán-Espitia et al. 2013). Elle a été enregistrée dans le nord-ouest algérien à Tlemcen (Damerджи et al 2018), et dans le nord-est algérien (Larbaa et al. 2013 ; Douafer et al. 2014 ; Belhiouani et al. 2019).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce est présente dans les sous-bassins: SB10-01 ; SB10-02 ; SB10-03 ; SB10-04 ; SB10-05 ; SB10-06 et SB10-07.

**c. *Cornu* sp. Fig. 43c**

Description : Coquille de taille moyenne à grande, globuleuse, enroulement dextre, à paroi mince, de couleur olive clair, parfois avec des bandes brunes. Protoconque grand ; télécoque granulé, avec de fines nervures longitudinales; verticilles arrondis ; suture profonde; dernier verticille grand ; ouverture large, allongée ; péristome blanchâtre, avec des nervures longitudinales; et ombilic fermé. La forme générale de la coquille est similaire à celle de *Cornu aspersum* (O. F. Müller, 1774), cependant, ce taxon en diffère par des nervures à la surface de sa télécoque, simple ouverture ; et la sculpture malléée manque sur sa coquille. De sorte qu'il ne correspond à aucune description disponible similaire à ces caractéristiques.

Morphométrie : H = 27,11–38 mm ; D = 26,82–37,74 mm (n = 228 spécimens).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins: SB10-02 ; SB10-03 ; SB10-04 ; SB10-05 et SB10-06.

**d. *Eobania constantina* (E. Forbes, 1838) Fig. 43d**

Description : coquille de taille moyenne à grande, globuleuse, enroulement dextre, à paroi assez épaisse, de couleur blanche à légèrement argentée avec 4-5 bandes brunes. Protoconque grand ; télécoque lisse; verticilles arrondis ; suture profonde; dernier verticille grand ; ouverture large, aplatie ; péristome blanchâtre, épais ; lèvre réfléchie; et ombilic fermé.

Morphométrie : H = 16,61–22,46 mm ; D = 26,11–37,23 mm (n = 361 spécimens).

Répartition : Autrefois considérée comme synonyme de *Cernuella vermiculata*, la position d'*E. Constantina* en tant qu'espèce à part entière a été corroborée que récemment par Bouaziz-Yahiatene et al. (2017), qui ont noté l'absence de malléations à la surface de sa coquille. En fait, ce caractère observable est le plus important pour distinguer les deux espèces. Cette espèce est endémique du Nord-Est de l'Algérie plus exactement de la ville

de Tizi Ouzou (Bouaziz-Yahiatene et al. 2017), et se propage largement dans la région de Constantine (Holyoak et al. 2020).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins : SB10-01 ; SB10-02 ; SB10-03 ; SB10-04 ; SB10-05 ; SB10-06 et SB10-07.

**e. *Eobania vermiculata* (O. F. Müller, 1774) Fig. 43e**

Description : Coquille de taille moyenne à grande, globuleuse, enroulement dextre, à paroi épaisse, de couleur blanc crème, avec des bandes sombres. Protoconque grand ; sculpture en coquille malléable (illustrée à la Fig. 45e); verticilles arrondis ; suture profonde; dernier verticille grand ; grande ouverture; péristome blanchâtre, épais ; lèvre réfléchie; ombilic fermé.

Morphométrie: H = 14,21-17,88 mm ; D = 15,62–41,11 mm (sur n = 646 spécimens).

Répartition : Cette espèce est répandue dans la région méditerranéenne, y compris le nord-est de l'Algérie (Belhiouani et al. 2019 ; Holyoak et al. 2020). Elle est prisée pour ses valeurs nutritionnelles, et sa forte consommation par les êtres humains a favorisé sa propagation dans le monde entier. Cette espèce cosmopolite est également connue pour les dommages agricoles qu'elle engendre par la transmission de parasites à diverses plantes et animaux et même aux humains (Borkakati et al. 2009 ; Essawy et al. 2009 ; Beltagi et al. 2011 ; Ali et al. 2015 ; Mobarak, 2016).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins : SB10-01 ; SB10-02 ; SB10-03 ; SB10-04 ; SB10-05 ; SB10-06 et SB10-07.

**f. *Helix melanostoma* (Draparnaud, 1801) Fig. 43f**

Description : Coquille de taille moyenne à grande, globuleuse, conique enroulement dextre, à paroi mince, de couleur gris clair à brun. Milieu Protoconque; télécoque avec côtes longitudinales ; verticilles arrondis ; suture profonde; dernier verticille grand ; ouverture arrondie, nette; chocolat noir péristome, épais; et ombilic fermé.

Morphométrie : H = 24,65–33,81 mm ; D = 25,08–35,08 mm (sur n = 308 spécimens).

Répartition : Cette espèce est commune dans les écosystèmes côtiers à climat méditerranéen dont l'Algérie et la Tunisie (Roubet et Hachi 2008 ; Neubert 2014).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins : SB10-03 ; SB10-04 ; SB10-05 et SB10-07.

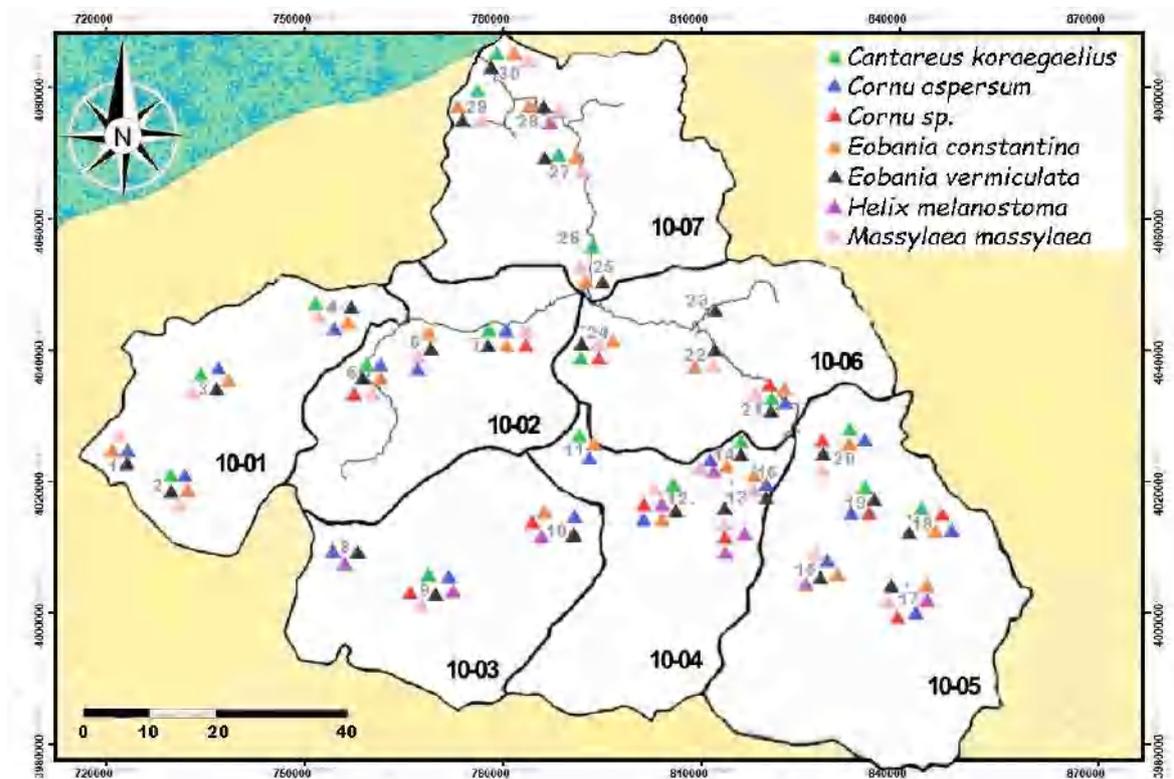
**g. *Massylaea massylaea* (Morelet, 1851)****Fig. 45g**

Description : Coquille de taille moyenne à grande, conique, globuleuse, enroulement dextre, à paroi épaisse, de couleur crème avec 4 bandes brunes. Protoconque grand ; téléocoque avec côtes longitudinales ; verticilles arrondis ; suture profonde; dernier verticille grand ; grande ouverture; péristome blanchâtre, épais ; ombilic fermé.

Morphométrie : H = 15,47–23,46 mm ; D = 23,61–38,02 mm (sur n = 582 spécimens).

Répartition : Cette espèce est souvent trouvée dans les montagnes du nord-est algérien autour de la ville de Constantine, et signalée également à travers les frontières tunisiennes (Holyoak et al. 2020).

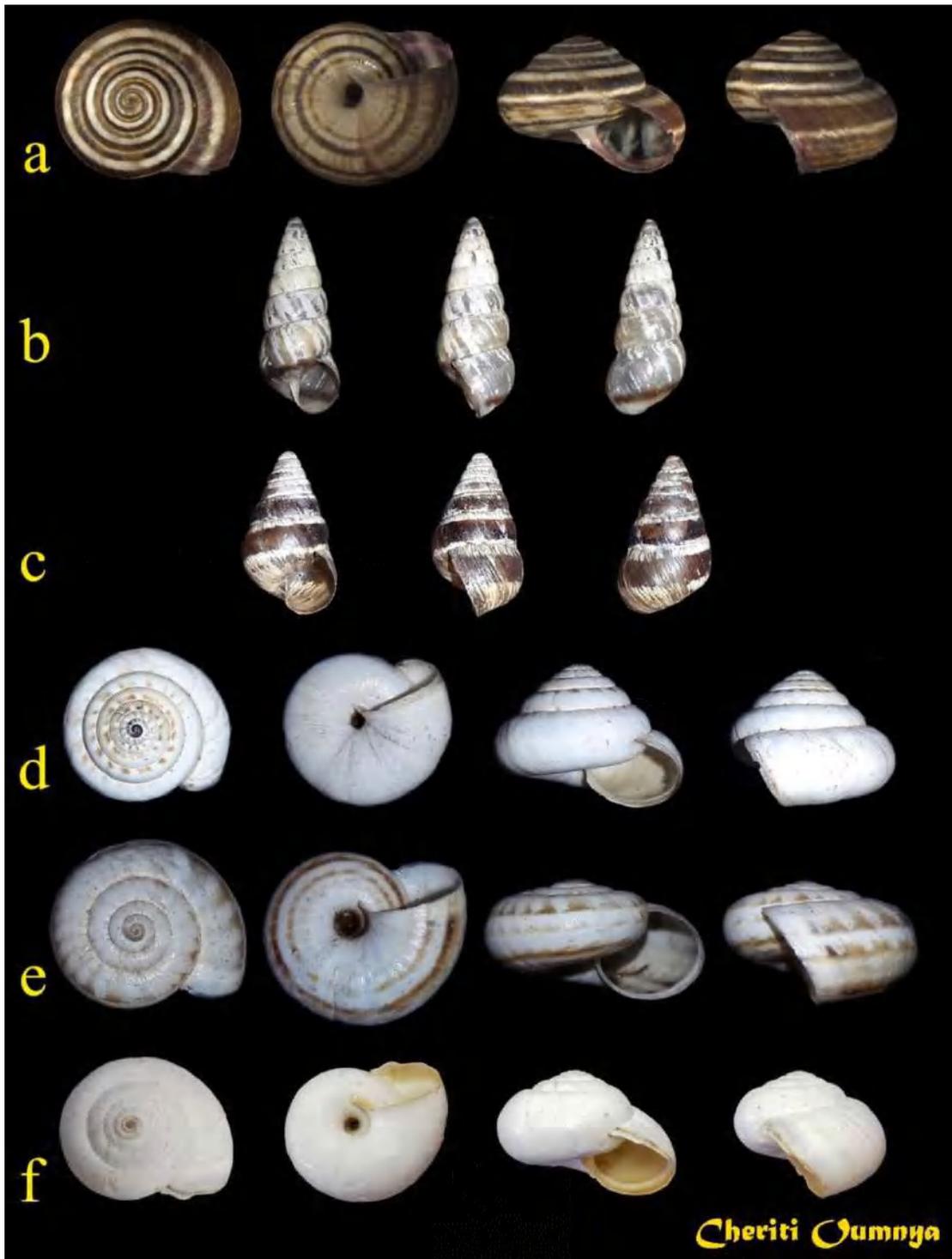
Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins : SB10-01 ; SB10-02 ; SB10-03 ; SB10-04 ; SB10-05 ; SB10-06 et SB10-07.



**Figure 44.** Distribution de la famille des Helicidae dans le bassin Kébir Rhumel.

**III.1.6. Famille des Geomitridae (C.R. Boettger, 1909)**

Cette famille se compose majoritairement de gastéropodes avec des coquilles de petite à moyenne taille. Elle est représentée dans notre zone d'étude par six (06) espèces, illustrées par la figure 45, et leur distribution par la figure 46.



**Figure 45.** a. *Cernuella* cf. *virgata* (da Costa, 1778); réf : OCLS124UMCLBE10052015; H= 10.57 mm, D= 14.9mm; El Khroub (Constantine, Algérie)/ b. *Cochlicella acuta* (O. F. Müller, 1774); Réf : OCLS124UMCLBE10052016; H= 10.67 mm, D= 4.41 mm; El Khroub (Constantine, Algérie)/ c. *Cochlicella barbara* (Linnæus, 1758); Réf : OCLS124UMCLBE10073017; H= 7.98 mm, D= 4.13 mm; Kheïri Oued Adjoul (Jijel, Algérie)/ d. *Trochoidea pyramidata* (Draparnaud, 1805); Réf : OCLS124UMCLBE10020518; H= 10.63 mm, D= 14.02 mm; Elayadi Barbes (Mila, Algérie)/ e. *Xerosecta cespitum* (Draparnaud, 1801); Réf : OCLS124UMCLBE10041119; H = 7.41 mm, D= 14.85 mm; Sidi Khelifa (Constantine, Algérie)/ f. *Xerosecta* sp. ; Réf : OCLS124UMCLBE10010320; H= 18.60 mm, D= 26.96 mm; Dehamcha (Sétif, Algérie).

**a. *Cerņuella cf. virgata* (Da Costa, 1778) Fig. 45a**

Description : Coquille de taille moyenne, globuleuse, conique, enroulement dextre, de couleur crème avec des bandes sombres, peut être partiellement effacée ; télécoque avec nervures longitudinales ; verticilles arrondis ; suture profonde; dernier verticille grand, décroissant ; ouverture large, arrondie ; péristome rougeâtre, pointu; ombilic ouvert.

Morphométrie : H = 7,41–11,08 mm ; D = 12,66-15,23 mm (n = 623 spécimens).

Répartition : *Cerņuella virgata* est répandue dans le sud de l'Europe, au nord des îles britanniques et de la région circumméditerranéenne (Noël et Bichain 2018). Elle a également été signalée dans le nord-est de l'Algérie (Larbaa et al. 2013 ; Douafer et al. 2014). Elle est probablement autochtone d'Afrique du Nord, qui avec le temps est devenue une espèce envahissante à l'échelle mondiale (Coupland et al. 2007 ; Mienis et Vaisman, 2010). Les spécimens de cette espèce peuvent survivre de longues périodes dans des conditions extrêmes (température et salinité), et une fois arrivés dans de nouveaux territoires ils peuvent facilement s'y installer et les coloniser (Carne-Cavagnaro et al. 2006). De plus, cette espèce joue le rôle d'hôte intermédiaire pour le parasite trématode terrestre *Brachylaima cribbi*, et présente ainsi un risque de contamination (Butcher et Grove 2006 ; United States Department of Agriculture-USDA 2008). La coquille de nos spécimens présente de légères différences par rapport à la description originale qui a été faite sur des spécimens britanniques (Da costa et al. 1778) dont la plus évidente, est le péristome rougeâtre. Ce caractère ne peut être expliqué que par analyse génétique.

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins : SB10-01 ; SB10-02 ; SB10-03 ; SB10-04 ; SB10-05 ;SB10-06 et SB10-07.

**b. *Cochlicella acuta* (O. F. Müller, 1774) Fig. 45b**

Description : Coquille de petite taille, conico-fusifforme, enroulement dextre, à paroi mince, de couleur gris clair à crème avec des taches sombres. Protoconque petit ; télécoque à fines côtelettes ; verticilles arrondis ; suture profonde; ouverture allongée, ovale ; péristome pointu; ombilic étroit.

Morphométrie : H = 9,69–11,32 mm ; D = 3,89-4,47 mm (n = 104 spécimens).

Répartition : Cette espèce est répandue dans la région méditerranéenne et dans le nord-ouest de l'Europe centrale (Bank et Neubert 2017). Lors de notre échantillonnage, elle a été trouvée dans les herbes basses, à la base des rochers et sur les vieux murs.

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins : SB10-02 ; SB10-04 ; SB10-05 ; SB10-06 et SB10-07.

**c. *Cochlicella barbara* (Linnæus, 1758) Fig. 45c**

Description : Coquille de petite taille, conico-fusifforme, enroulement dextre, à paroi mince, de couleur gris clair à crème avec des taches sombres. Protoconque petit ; téléocoque avec côtes; verticilles 7-8, arrondis ; suture profonde; ouverture allongée, ovale ; péristome pointu; ombilic étroit. La coquille est plus large et moins allongée que celle de *Cochlicella acuta*.

Morphométrie : H = 7,82-8,96 mm ; D = 4,08-4,16 mm (n = 99 spécimens).

Répartition : Cette espèce se trouve dans les habitats côtiers et sablonneux. Elle est répandue dans la région méditerranéenne et notamment dans le Nord-Est de l'Algérie (Larbaa et al. 2013 ; Douafer et al. 2014). Elle a été introduite dans différentes parties du monde, dont l'Europe du Nord, Australie, et la Californie (Cribb, 1990 ; Kerney et Cameron, 1999 ; Vendetti et al. 2018).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins : SB10-02 ; SB10-04 ; SB10-05 ; SB10-06 et SB10-07.

**d. *Trochoidea pyramidata* (Draparnaud, 1805) Fig. 45d**

Description : Coquille de petite taille, pyramidale, enroulement dextre, à paroi épaisse, de couleur blanc brillant avec apex foncé, bandes foncées. Protoconque petit ; téléocoque à fines côtelettes ; quatre verticilles arrondis ; suture très profonde; grande ouverture; péristome pointu; ombilic étroit.

Morphométrie : H = 7,63–11,01 mm ; D = 10,21-14,31 mm (n = 303 spécimens).

Répartition : Cette espèce est xérorésistante et thermophile et elle est répandue dans toutes les régions méditerranéennes (Reitano et al. 2012).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins: SB10-01 ; SB10-02 ; SB10-03 ; SB10-04 ; SB10-05 ;SB10-06 et SB10-07.

**e. *Xerosecta cespitum* (Draparnaud, 1801) Fig. 45e**

Description : Coquille de petite à moyenne taille, globuleuse, enroulement dextre, à paroi mince, de couleur blanche à crème avec des bandes brunâtres intermittentes. Protoconque

grand ; télécoque avec des séquences aléatoires ; verticilles arrondis ; suture profonde; dernier verticille grand ; ouverture arrondie; péristome blanchâtre, pointu ; ombilic large.

Morphométrie : H = 6, 88–7, 53 mm ; D = 12, 23-14, 90 mm (sur n = 29 spécimens).

Répartition : Cette espèce est souvent associée aux oliviers (Caziot 1904). Elle est résistante aux perturbations liées au trafic routier (Belhiovani et al. 2019). C'est une espèce Méditerranéenne occidentale qui a été introduite en Belgique *via* la France (Puente, 1995 ; Cucherat et Demuynck, 2006). Elle est assez répandue au Portugal, en Espagne et en France (Kerney et al. 1983 ; Puente 1995 ; Kerney et Cameron 1999 ; Welter-Schultes 2012). Dans le nord-est de l'Algérie, elle a été enregistrée à Tizi Ouzou (Bouaziz-Yahiatene et Medjdoub-Bensaad 2016), à B'kira et à Ibn Ziad à Constantine (Belhiovani et al. 2019).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans le sous-bassin SB10-04.

**f. *Xerosecta* sp. Fig. 45f**

Description : Coquille de grande taille, globuleuse, enroulement dextre, à paroi épaisse, de couleur blanc pur brillant avec un sommet brun clair. Protoconque petit ; télécoque lisse avec des irrégularités ; verticilles arrondis ; suture profonde; dernier verticille grand ; ouverture large, arrondie ; péristome crémeux, pointu; ombilic ouvert.

Morphométrie : H = 12,69-18,60 mm ; D = 21,5–26,96 mm (n = 387 spécimens).

Répartition : Ces coquilles sont brillantes, plus hautes et plus larges que celles de *X. cespitum*. Elles se distinguent par un télécoque lisse et un apex sombre. La plupart des espèces de *Xerosecta* sont mieux reconnaissables par dissection (Ezzine et al. 2017). On ne sait pas actuellement où ces espèces devraient être classées taxonomiquement. Par conséquent, ces spécimens sont nommés *Xerosecta* sp. pour le moment.

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins: SB10-01 ; SB10-02 ; SB10-03 ; SB10-04 et SB10-05.

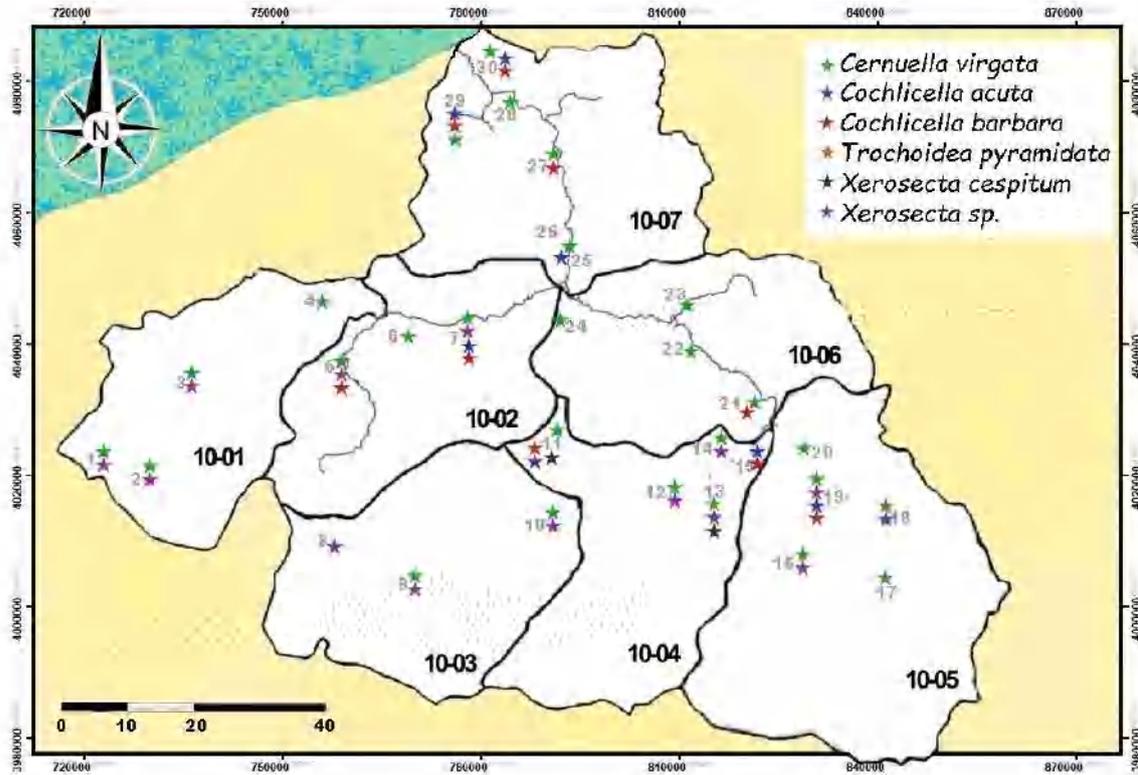


Figure 46. Distribution de la famille des Geomitridae dans le bassin Kébir Rhumel.

III.1.7. Famille des Hygromiidae (Tryon, 1866)

Cette famille regroupe des escargots de taille plutôt petite à moyenne. Elle est représentée par une seule espèce dans la zone d'étude, illustrée par la figure 47, et sa distribution par la figure 48.



Figure 47. *Ganula flava* (Terver, 1839); OCLS124UMCLBE10072721; H= 15.77 mm, D= 6.07 mm; Rouached (Mila, Algérie).

*Ganula flava* (Terver, 1839)

Fig. 47

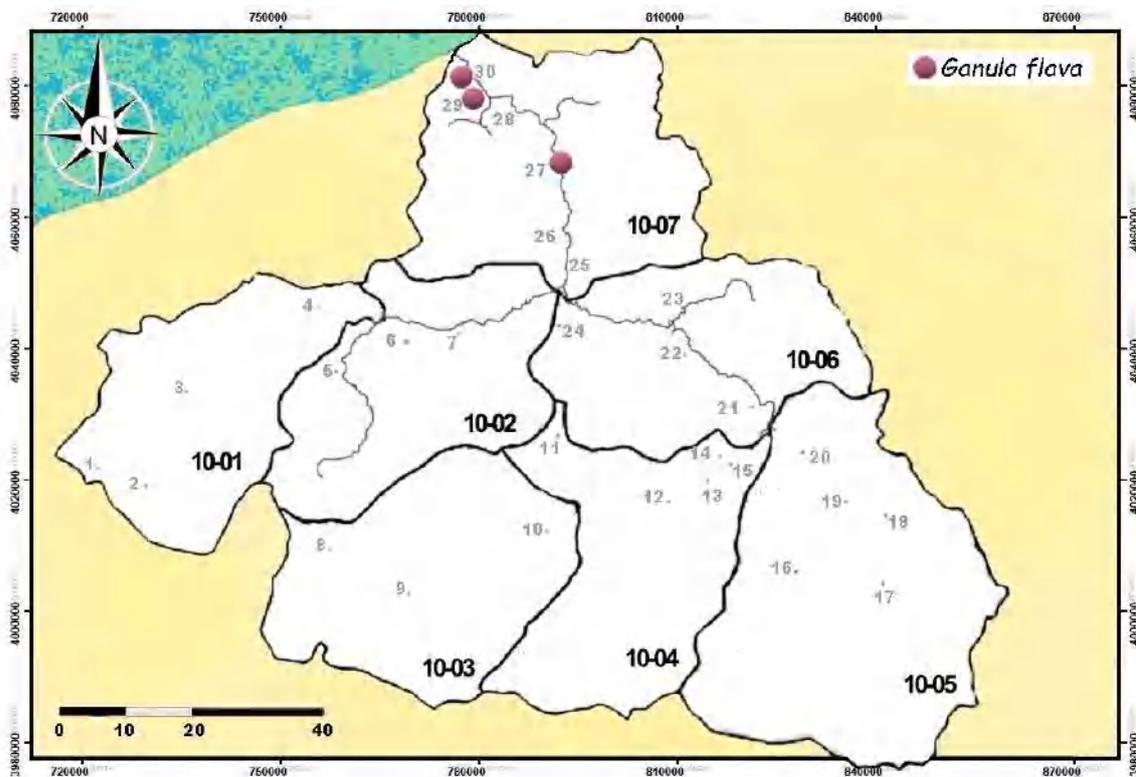
Description : Coquille de petite taille, conique, enroulement dextre, à paroi mince, de couleur jaunâtre à crème. Protoconque petit ; téléconque à côtes longitudinales, cheveux

courts et clairs ; suture profonde; dernier verticille grand ; grande ouverture; péristome rougeâtre, frêle, pointu ; ombilic étroit.

Morphométrie : H = 5,21-6,43 mm ; D = 10,02–11,73 mm (n = 6 spécimens).

Répartition : Lors de notre échantillonnage, cette espèce a été principalement trouvée dans la litière de feuilles et l'herbe humide. Elle a récemment été enregistrée dans le nord-est de l'Algérie par Belhiouani et al. (2019).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans le sous-bassins SB10-07 (Figure 48).



**Figure 48.** Distribution de la famille des Hygromiidae dans le bassin Kébir Rhumel.

### III.1.8. Famille des Sphincterochilidae (Zilch, 1960)

La famille des Sphincterochilidae regroupe des espèces de petite à moyenne taille. Elle est représentée par trois (03) espèces illustrées par la figure 49. Leur répartition est illustrée dans la figure 50.



**Figure 49.** a. *Sphincterochila candidissima* (Draparnaud, 1801); Réf : OCLS124UMCLBE10010122; H= 18.32 mm, D= 20.26 mm; Béni Fouda (Sétif, Algérie)/ b. *Sphincterochila otthiana* (E. Forbes, 1838); Réf : OCLS124UMCLBE10020723; H= 12.11 mm, D= 23.40 mm; Zéghaia (Mila, Algérie)/ c. *Sphincterochila* sp.; Réf : OCLS124UMCLBE10072824; H= 14.95 mm, D= 24.41 mm; El Ancer (Jijel, Algérie).

**a. *Sphincterochila candidissima* (Draparnaud, 1801) Fig. 49a**

**Description :** Coquille de taille moyenne, globuleuse, ronde, enroulement dextre, à paroi épaisse, de couleur blanche. Protoconque grand ; télécoque lisse avec de fines irrégularités ; verticilles globuleux ; suture peu profonde; dernier verticille grand ; grande ouverture; péristome blanchâtre, épais ; lèvre enfoncée; ombilic fermé.

**Morphométrie :** H = 18,32–19,26 mm ; D = 20,26–22,21 mm (n = 272 spécimens).

**Répartition :** Plusieurs espèces confinées à ce genre se trouvent tout autour de la côte sud de la Méditerranée : du Maroc à toute l'Afrique du Nord jusqu'à la Grèce, le sud de la Turquie et le Proche-Orient, mais aussi dans la péninsule ibérique, dans le sud de la France et dans les régions méridionales de l'Italie et Malte (Abbes et al. 2011). *Sphincterochila candidissima* est assez répandue en Afrique du Nord, précisément à Ibn Badis et Ibn Ziad à Constantine dans le Nord-Est Algérie (Belhiouani et al. 2019).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins: SB10-01 ; SB10-02 ; SB10-03 ; SB10-04 ; SB10-05 ; SB10-06 et SB10-07.

**b. *Sphincterochila otthiana* (E. A. Forbes, 1838)****Fig. 49b**

Description : Coquille de taille moyenne, aplatie, convexe sur les faces supérieure et inférieure, carénée, enroulement dextre, à paroi épaisse, de couleur blanche. Protoconque grand ; télécoque avec irrégularités; suture peu profonde; dernier verticille en déclin ; ouverture oblique; péristome blanchâtre, épais ; lèvre enfoncée; ombilic fermé par columelle marging.

Morphométrie : H = 11,79-12,21 mm ; D = 21,06–24,01 mm (n = 93 spécimens).

Répartition : Cette espèce a été enregistrée au Nord-Est de l'Algérie (Bourguignat 1863-1865 ; Abbes et al. 2011 ; Belhiouani et al. 2019), mais sa distribution dans les autres régions du nord africain est encore très mal connue.

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans les sous-bassins: SB10-01 ; SB10-02 et SB10-07.

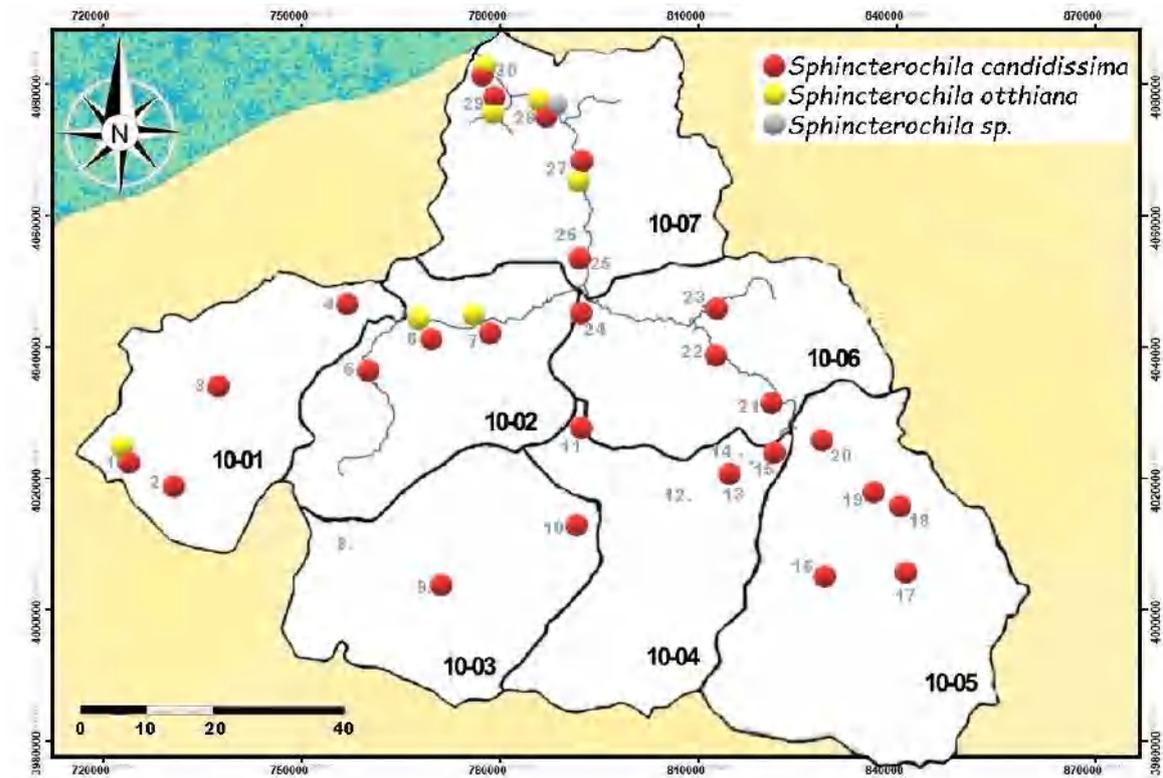
**c. *Sphincterochila* sp.****Fig. 49c**

Description : Coquille de taille moyenne, convexe sur la face supérieure, carénée, enroulement dextre, à paroi épaisse, de couleur blanche. Protoconque grand ; télécoque avec irrégularités, pas de granulations ; suture profonde; dernier verticille en déclin ; ouverture aplatie; péristome blanchâtre, épais ; lèvre enfoncée; ombilic fermé.

Morphométrie : H = 14,32 – 14,95 mm ; D = 23,88–23,41 mm (n = 2 spécimens).

Répartition : Cette espèce a été trouvée dans une région aride et ensoleillée. Elle ressemble à *S. cariosula* (Michaud, 1833) qui est abondante dans le nord-ouest de l'Algérie et le sud de l'Espagne (Bourguignat 1863-1865), mais se distingue par une coquille à surface rugueuse ; un caractère non négligeable chez les Sphincterochilidae.

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans le sous-bassin SB10-07.



**Figure 50.** Distribution de la famille des Sphincterochilidae dans le bassin Kébir Rhumel.

### III.1.9. Famille des Trissexodontidae (Nordsieck,1987)

Cette famille n'a pas de sous-familles. Dans le bassin du Kébir Rhumel, elle est représentée par une seule espèce, illustrée dans la figure 51.



**Figure 51.** *Caracollina lenticula* (Michaud, 1831); Réf : OCLS124UMCLBE10020725; H= 2.82 mm, D= 6.82 mm; Zéghaia (Mila, Algérie).

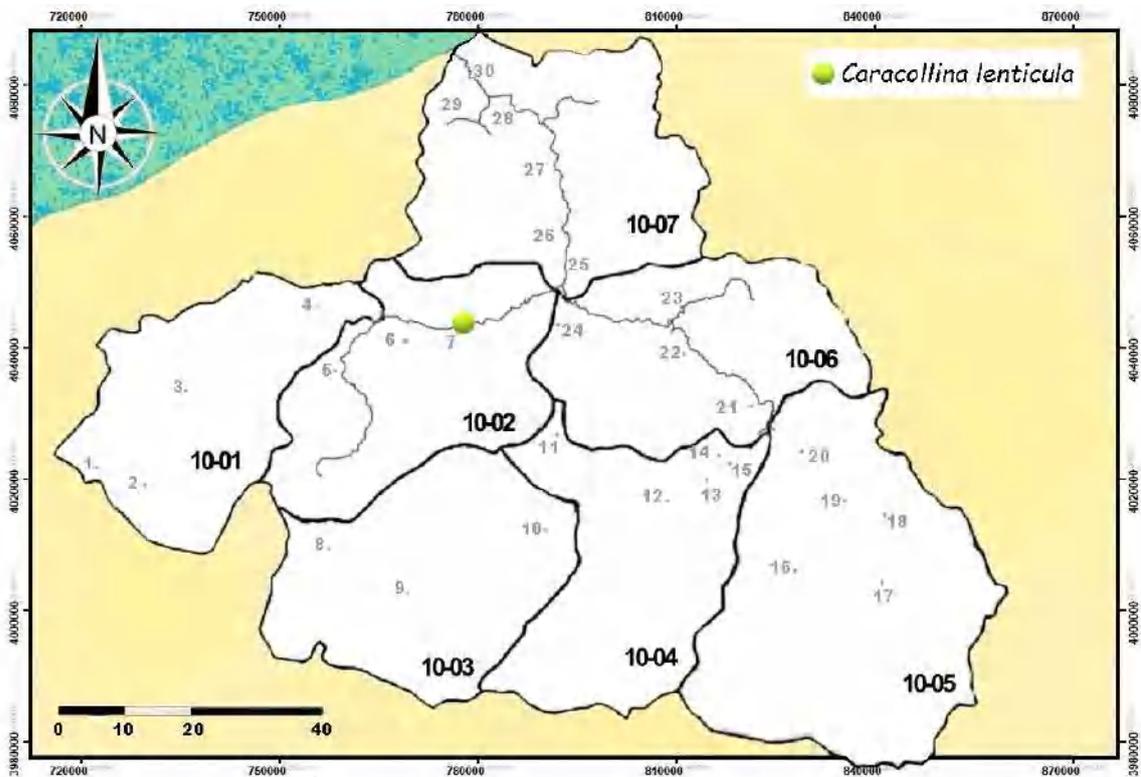
#### *Caracollina lenticula* (Michaud, 1831) Fig. 51

Description : Coquille de petite taille, globuleuse, enroulement dextre, à paroi assez épaisse, de couleur brune. Protoconque grand ; télécoque avec de fortes côtes longitudinales; verticilles aplatis ; suture profonde; quille méprisée ; ouverture large, oblique ; péristome épais; lèvres réfléchies; ombilic ouvert.

Morphométrie : H = 2,65-3,14 mm ; D = 6,8-7,35 mm (n = 12 spécimens).

Répartition : Cette espèce est répandue dans la région de la Méditerranée occidentale et de la Macaronésie : un ensemble d'îles dans l'océan Atlantique (Welter-Schultes 1998 ; Gómez-Moliner et al. 2013). Sa répartition s'étant jusqu'à Tlemcen, au nord-ouest de l'Algérie (Damerdji et al. 2006).

Dans le bassin du Kébir-Rhumel, cette espèce a été détectée dans le sous-bassin SB10-02 (Figure 52).



**Figure 52.** Distribution de la famille des Trissexodontidae dans le bassin Kébir Rhumel.

### III.1.2. Répartition globale des gastéropodes sur le bassin du Kébir Rhumel

La distribution et l'abondance des gastéropodes terrestres dans les 7 sous-bassins du Kébir Rhumel sont synthétisées dans le tableau 15. La richesse spécifique la plus élevée est celle du sous bassin 10-02 (21 espèces) et la plus faible dans les sous-bassins 10-03 et 10-06 (14 espèces).

**Tableau 15.** Distribution et abondance des gastéropodes terrestres sur les sous bassins du Kébir Rhumel.

<b>Espèces</b> / <b>Sous bassin</b>	<b>SB 10.01</b>	<b>SB 10.02</b>	<b>SB 10.03</b>	<b>SB 10.04</b>	<b>SB 10.05</b>	<b>SB 10.06</b>	<b>SB 10.07</b>	<b>Nombre total d'individus</b>	<b>Abondance relative (%)</b>
<i>T. sulcata</i>	0	76	39	0	0	33	83	231	3,54
<i>R. decollata</i>	90	94	76	61	105	96	59	581	8,90
<i>R. saharica</i>	0	47	0	0	17	29	16	109	1,67
<i>F. carnea</i>	3	2	0	1	5	3	28	42	0,64
<i>F. folliculum</i>	2	3	0	5	0	0	0	10	0,15
<i>M. terverii</i>	3	7	0	0	0	0	13	23	0,35
<i>M. pupa</i>	4	5	0	3	3	6	16	37	0,57
<i>C. koraegaelius</i>	102	182	21	51	85	19	182	642	9,83
<i>Cornu aspersum</i>	116	227	38	73	68	55	224	801	12,26
<i>Cornu sp.</i>	0	69	25	53	44	37	0	228	3,49
<i>E. vermiculata</i>	47	62	88	27	44	32	61	361	5,53
<i>E. constantina</i>	53	119	48	203	67	36	120	646	9,89
<i>H. melanostoma</i>	0	0	39	97	58	0	114	308	4,72
<i>M. massylaea</i>	97	155	27	87	46	27	143	582	8,91
<i>Cerņuella cf. virgata</i>	87	91	105	71	83	87	99	623	9,54
<i>Cochlicella acuta</i>	0	2	0	7	12	21	62	104	1,59
<i>Cochlicella barbara</i>	0	11	0	3	5	21	59	99	1,52
<i>T. pyramidata</i>	7	71	0	46	55	47	77	303	4,64
<i>X. cespitum</i>	0	0	0	29	0	0	0	29	0,44
<i>Xerosecta sp.</i>	56	108	52	88	83	0	0	387	5,93
<i>G. flava</i>	0	0	0	0	0	0	6	6	0,09
<i>S. candidissima</i>	22	60	19	49	44	46	32	272	4,16
<i>S. otthiana</i>	30	27	0	0	0	0	36	93	1,42
<i>Sphincterochila sp.</i>	0	0	0	0	0	0	2	2	0,03
<i>Caracollina lenticula</i>	0	12	0	0	0	0	0	12	0,18
<b>Richesse spécifique</b>	<b>15</b>	<b>21</b>	<b>14</b>	<b>18</b>	<b>17</b>	<b>15</b>	<b>20</b>	N= 6531	

Les résultats obtenus montrent une diversité caractérisée d'une richesse spécifique considérable ( $S = 25$ ); les taxons appartiennent à (17) dix-sept genres et à (09) neuf familles.

L'identification des escargots terrestres est exclusivement basée sur les caractéristiques morphologiques des coquilles. Ce qui nécessite une observation minutieuse, une bonne connaissance de la littérature historique et moderne, ainsi que la connaissance des caractéristiques des collections historiques naturelles, même à travers des photos dans le cas échéant. C'est une méthode assez rapide pour les experts. Elle est peu coûteuse et particulièrement utile lors des sorties sur terrain. Une fois la taxonomie corroborée par des

recherches anatomiques et génétiques, les informations sont reliées aux caractères morphologiques, la distinction et l'identification de la plupart des espèces sera possible en se basant uniquement la morphologie.

Cela dit, l'identification de certaines espèces a été entravée par manque d'informations. Par exemple, des spécimens similaires à *Cerneuella virgata* et identifiés ainsi au début. L'identification a été remise en question après l'observation de légères différences par rapport aux spécimens originaux britanniques. Compte tenu du nombre élevé de variations morphologiques non résolues rencontrées dans les spécimens de la zone, nous avons décidé de rendre nos doutes visibles en nommant provisoirement les spécimens du Kébir Rhumel *Cerneuella cf. virgata*.

*Xerosecta cespitum* (Draparnaud, 1801), est répandue dans les pays de la Méditerranée occidentale (Kerney et al. 1983 ; Puente 1995 ; Kerney et Cameron 1999). Welter-Schultes (2012) a déterminé sa répartition comme appartenant à l'Afrique du Nord mais sans plus de détails. Des études récentes nous ont éclairé sur sa distribution, à savoir dans la région de Tizi Ouzou et à Constantine au nord-est algérien (Bouaziz-Yahiatene et Medjdoub-Bensaad 2016 ; Belhiouani et al. 2019). Des formes similaires sont enregistrées dans les régions centrales et plus occidentales de l'Algérie, mais ils ne sont connus que par des coquilles. Jusqu'à ce jour, on ignore le classement taxonomique exact de ces espèces. Ceci est également le cas pour un certain nombre de spécimens, qui peuvent être affiliés au genre *Xerosecta* Monterosato, 1892 sur la base d'investigations anatomiques (Ezzine et Neubert comm. pers. 2021). Pour cela, et pour éviter toute confusion, nous avons opté pour une nomenclature ouverte *Xerosecta* sp.

La famille des Sphincterochilidae est omniprésente dans la région du Kébir Rhumel. Son identification au niveau de l'espèce était difficile car une centaine de nomenclatures sont disponibles comme le rapportent Abbes et al. (2011) ; ce qui augmente l'incertitude de l'affiliation de l'espèce présente en Algérie. Abbes et al. (2011) ont présenté une étude détaillée de la problématique, ce qui est nécessaire pour clarifier les possibles synonymies et comprendre la variation de la morphologie de la coquille. Il serait intéressant d'élargir l'étude dans tout le nord. Notre *Sphincterochila* sp. est un exemple de cette situation non résolue ; si nous considérons tous les détails de la coquille, elle ne correspond à aucune des descriptions disponibles dans la littérature, une analyse plus approfondie est donc nécessaire.

Aussi, les caractères morphologiques de la coquille de notre *Cornu* sp. ne correspondent à la cohésion d'aucune de ces informations, d'où la décision de les laisser en nomenclature ouverte.

Au sein du genre *Rumina*, nous avons identifié des spécimens collectés comme *Rumina decollata* et *Rumina saharica*, selon Carr (2002). Nous rappelons les problèmes taxonomiques d'une identification correcte au niveau de l'espèce n'est toujours pas possible étant donné l'énorme diversité génétique contrastée par l'étonnante pauvreté des caractères morphologiques (Prévot et al. 2013 ; 2014 ; 2015).

Les stations du bassin de Kébir Rhumel ont toutes été sélectionnées à proximité d'oueds, à condition qu'un minimum d'humidité et un relief géomorphologique variable soient présents : ce sont deux facteurs principaux garantissant la survie des escargots. Selon leur niche de prédilection, le schéma de répartition des escargots terrestres varie énormément d'un sous bassin à l'autre (tableau 15).

La comparaison de chaque détail morphologique des coquilles avec les descriptions originales des espèces et de leur aire de répartition est essentielle pour identifier correctement chaque espèce. Les résultats révèlent que les espèces les plus largement réparties dans le bassin du Kébir-Rhumel sont *Cornu aspersum* et *R. decollata* : ces deux espèces ont été enregistrées dans 28 stations sur 30 investiguées, et dans tous les sous bassins. Ceci est conforme aux résultats rapportés par Belhiouani et al. (2019), Douafer et al. (2014), et Larbaa et al. (2013).

L'espèce *Caracollina lenticula* a été exclusivement récoltée dans des substrats de sol proches de l'oued Endja à Zeghaia (Mila, Algérie). Cela montre que cette espèce a besoin de conditions restrictives pour prospérer, qui semblent être exclusivement disponibles dans le microhabitat de Zéghaia où les spécimens ont été collectés. En effet, le sous bassin de l'oued Kébir amont présente la plus faible diversité, sûrement due d'une part au climat semi-aride de cette zone et d'autre part à l'utilisation intensive de la fertilisation en agriculture autour de la région de Chelghoum Laid dans la wilaya de Mila (El-Hadef El-Okki et al. 2016 ; Khedidja et Boudoukha 2019 ; Sahli et al. 2021), et qui affecte la richesse spécifique. Contrairement aux sous-bassins Kébir amont -Endja et Kébir-Maritime qui sont caractérisés par une plus grande richesse spécifique qui est probablement influencée par le climat plus tempéré et humide.

D'autres facteurs pourraient également favoriser la richesse, comme le relief géomorphologique : les sous-bassins Kébir amont -Endja et Kébir-Maritime sont caractérisés par un terrain accidenté. La végétation environnante dans ces deux sous-bassins est majoritairement boisée (Boumar et al. 2013), jouant le rôle de brise-vent et favorise ainsi la protection et le développement de la diversité (Harvey et al. 2000 ; Juričková et al. 2020). Les sous-bassins Kébir amont -Endja et Kébir-Maritime sont loin de la pollution urbaine, industrielle et agricole qui se concentre le plus dans la région de Constantine. Par conséquent, ces activités déséquilibrent les écosystèmes des sous-bassins de l'oued Boumerzoug et de l'oued Rhumel-Smendou (Sahli et al. 2011 ; El-Hadef El-Okki et al. 2016 ; Soltani et al. 2020 ; Sahli et al. 2021).

Ces schémas de distribution hétérogènes et de l'abondance des espèces de mollusques montrent leur sensibilité face au stress environnemental et ainsi confirment leur rôle d'organismes indicateurs. Cela face aux perturbations d'origine naturelle comme les aléas climatiques (Germain, 1930 ; Nicolai, 2010 ; Dhiman, 2020), ou résultant d'activités anthropiques qui génèrent différents types de polluants (Rittschof et al. 2005 ; De Vaufleury, et al. 2012 ; Elaiyaraja et al. 2013, Belhiouani et al. 2019).

Actuellement, le bassin Kébir Rhumel est dangereusement affecté par les éléments traces métalliques (El-Hadef El-Okki et al. 2016 ; Krika et Krika, 2017 ; Boussaid et Chebouti–Meziou, 2020 ; Lazizi et Laifa, 2020 ; Soltani et al. 2020). Dans ce contexte, *Cornu aspersum* représente un bon bioindicateur ; il est parmi les gastéropodes les plus répandus dans la région et de plus son pouvoir bioindicateur de la pollution métallique a été prouvé dans de multiples tests d'écotoxicité (Dhiman, 2020 ; Sturba et al. 2020 ; Sahraoui et al. 2021). Cette espèce constituera ainsi le cœur des deux autres volets traités dans cette thèse relatifs d'une part à l'utilisation de ce gastéropode comme indicateur de la pollution métallique des sols *via* un processus de biosurveillance passive, et d'autre part son utilisation comme modèle biologique pour des tests d'écotoxicité en conditions contrôlées.

## III.2. Diagnostic et biosurveillance de la contamination métallique des sols du Kebir Rhumel

### III.2.1. Caractérisation physico-chimiques des sols

La caractérisation physico-chimique des sols des 30 stations du Kébir Rhumel a concerné les paramètres suivants : le potentiel hydrogène (pH), la conductivité électrique (CE) en ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), le calcaire total ( $\text{CaCO}_3$ ) en (%), la matière organique (MO) en (%), le taux de carbone organique (C) en (%), l'azote total (N) en (%), le rapport C/N, la capacité d'échange cationique (CEC) en ( $\text{cmol}/\text{kg}$ ), et enfin, l'analyse granulométrique, à savoir le taux d'argiles (A), de limons (L) et de sables (S) en (%). Les données statistiques calculées pour l'ensemble des paramètres sont récapitulées par minima, 1<sup>er</sup> décile, 1<sup>er</sup> quartile, moyenne, médiane, 3<sup>ème</sup> quartile, 9<sup>ème</sup> décile, maxima et écart type dans le tableau 16.

**Tableau 16.** Valeurs statistiques des caractéristiques physico-chimiques des sols.

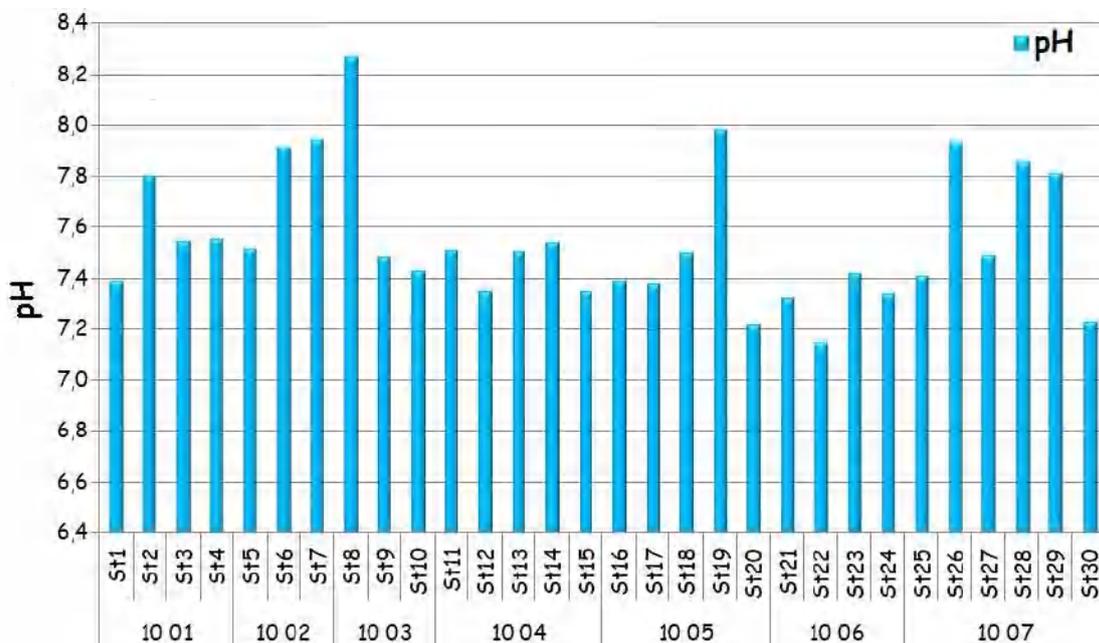
	pH	CE	CaCO <sub>3</sub>	MO	C	N	C/N	CEC	Argile	Limon	Sable
<b>Min</b>	7,15	81,90	0,18	0,36	0,21	0,01	1,3	6,75	4,00	4,62	3,26
<b>1<sup>er</sup> décile</b>	7,32	116,94	0,89	0,97	0,55	0,03	4,16	9,25	14,44	15,21	12,02
<b>1<sup>er</sup> quartile</b>	7,38	145,34	2,46	1,63	0,93	0,06	6,99	12,88	27,39	21,23	19,46
<b>Moyenne</b>	7,55	251,62	7,19	2,81	1,61	0,13	26,2	19,53	36,18	27,15	36,67
<b>Médiane</b>	7,50	194	7,01	2,71	1,55	0,12	10,9	18,88	35,24	27,47	33,67
<b>3<sup>ème</sup> quartile</b>	7,74	318,75	10,55	3,90	2,23	0,18	25,14	25,88	44,80	35,23	49,89
<b>9<sup>ème</sup> décile</b>	7,94	445,85	13,13	4,70	2,69	0,22	45,29	30	55,58	38,27	65,39
<b>Max</b>	8,27	620,50	20,41	6,33	3,61	0,27	187,8	34,50	82,20	43,28	90
<b>Ecart type</b>	0,27	139,21	5,25	1,52	0,87	0,07	42,44	7,59	17,09	9,52	22,92

#### III.2.1.1 Le potentiel Hydrogène (pH)

La connaissance du pH d'un sol nous informe sur son acidité, neutralité ou encore son alcalinité. Les résultats du pH enregistrés pour les sols du bassin Kebir Rhumel sont illustrés par la figure 53. L'examen de cette dernière, montre que les pH des sols varient d'une station à l'autre à petite échelle, autant entre les sous bassin. En effet nous avons relevé une valeur minimale (pH = 7,15) à la station St22 qui appartient au sous bassin SB 10-06, et une valeur maximale (pH = 8,27) à la station St8 appartenant au sous bassin SB 10-03. Cependant, l'Anova à un facteur n'a pas révélé d'effet significatif aussi bien pour les stations que pour les sous bassins. Sur la base de la classification établie par Soil Survey Division Staff -SSDS (1993) illustrée par le tableau 17, les sols du bassin versant Kebir Rhumel sont neutres a alcalins.

**Tableau 17.** Grille d'évaluation des valeurs du pH du sol (SSDS, 1993)

Classe	pH
Fortement acide	< 5,0
Acide	5,0 - 6,0
Légèrement acide	6,0 - 6,6
Neutre	6,6 - 7,4
Légèrement alcalin	7,4 - 7,8
Alcalin	> 7,8

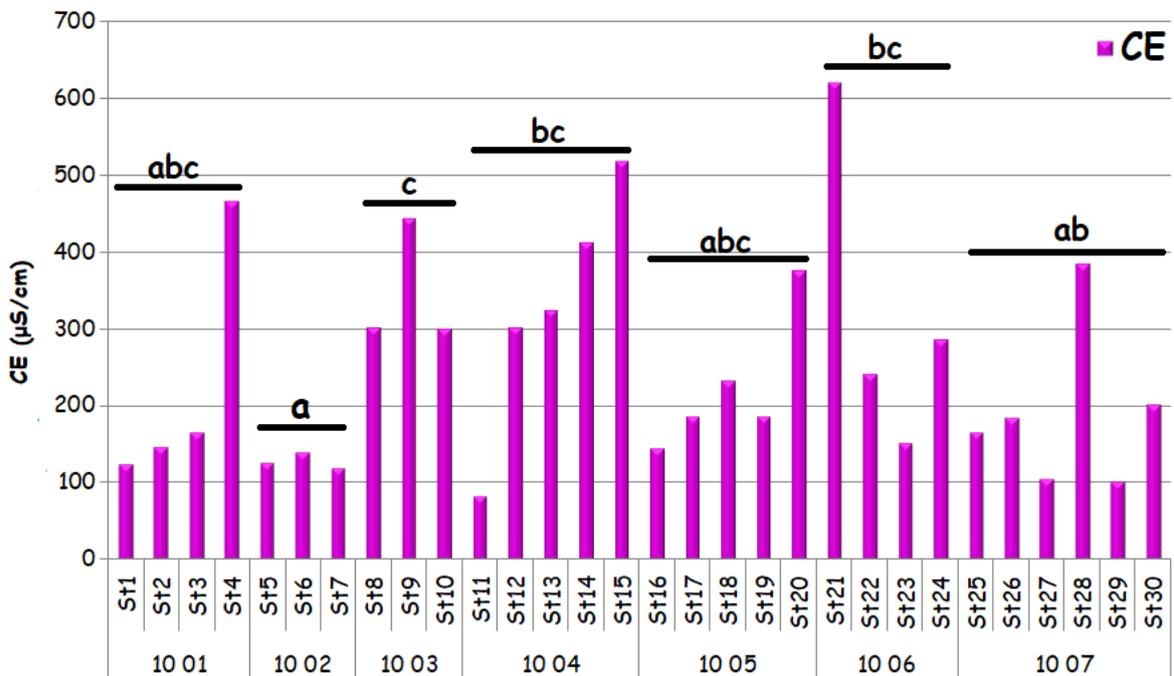
**Figure 53.** Variation spatiale du pH des sols étudiés.

### III.2.1.2 La conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique (CE) reflète la mesure de la transmission d'un courant électrique par une substance, et caractérise donc la salinité des sols. La conductivité électrique des sols étudiés varie d'une station à une autre mais aussi d'un sous bassin à l'autre (Figure 54). Nous avons relevé une CE minimale de 81,9 ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) à la station St11 du SB 10-04, contre une valeur maximale de 620,5 ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) à la station St21 du SB 10-06. L'Anova à un facteur a révélé un effet sous bassin significatif pour ( $p < 0.001$ ). Les résultats du test post-hoc de Student Newman-Keuls (SNKt) ( $p < 0.05$ ) sont indiqués sur la figure 54. Selon la grille établie par Soil Survey Division Staff-SSDS (1993), illustrée par le tableau 18, les sols du bassin versant Kebir Rhumel sont non-salins à faiblement salins.

**Tableau 18.** Grille d'appréciation de la salinité des sols en fonction de la CE (SSDS, 1993).

Classe	CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )
Non-salin	0 – 200
Salinité très faible	200 – 400
Salinité faible	400 – 800
Salinité modérée	800 – 1600
Salinité élevée	$\geq 1600$



**Figure 54.** Variation spatiale de la conductivité électrique des sols étudiés.  
a, ab, abc, bc, c : groupes homogènes, test post-hoc de SNKt. ( $p < 0.05$ ).

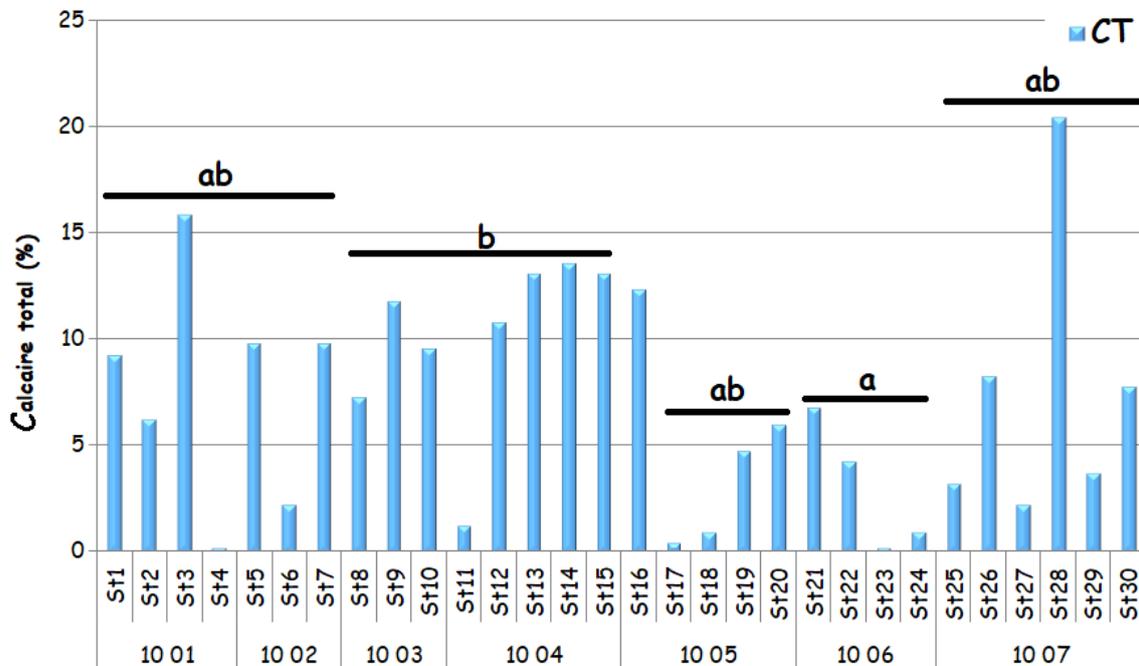
### III.2.1.3. Le calcaire total ( $\text{CaCO}_3$ )

La mesure du calcaire total d'un sol permet de le classer entre non-calcaire à excessivement calcaire. Les taux en calcaire total des sols étudiés varient d'une station à une autre, ainsi qu'entre les sous bassins (figure 55). Cette variation est confirmée par l'Anova à un facteur qui a révélé un effet sous-bassins significatif pour ( $p < 0.01$ ). Les résultats du test post-hoc de Student Newman-Keuls (SNKt) ( $p < 0.05$ ) sont indiqués sur la figure 55. Dans le bassin du Kébir Rhumel, nous avons enregistré une valeur minimale de 0,18% appartenant à la station St4 du sous bassin SB 10-01, et un maximum de 20,41% enregistré à la station St28 du sous bassin SB 10-07. Si on se base sur les intervalles de la grille d'appréciation proposée par le Groupement d'Etude de Pédologie Pure et Appliquée

(GEPPA) *in* Baize (1988) illustrée par le tableau 19, les sols du bassin versant Kebir Rhumel peuvent être considérés comme non-calcaires à modérément calcaires.

**Tableau 19.** Grille d'appréciation du calcaire total du sol (GEPPA *in* Baize, 1988).

Classe	CT %
Non-calcaire	$\leq 1$ %
Peu calcaire	1 % - 5 %
Modérément calcaire	5 % - 25 %
Fortement calcaire	25 % - 50 %
Très fortement calcaire	50 % - 80 %
Excessivement calcaire	> 80 %



**Figure 55.** Variations spatiales des taux en calcaire total (CT) des sols étudiés.  
a, ab, b : groupes homogènes, test post-hoc de SNKt ( $p < 0.05$ ).

#### III.2.1.4. Le carbone organique (C) et la matière organique (MO)

La matière organique varie généralement sous l'action de l'érosion, du défrichage, des micro-organismes, de l'oxydation naturelle. C'est les processus physico-chimiques et biologiques qui l'a transforment en matière minérale. La matière organique des sols de la zone d'étude varie d'une station à une autre et d'un sous bassin à un autre comme le montre la figure 56. Les taux fluctuent entre 0,36% et 6,33%, enregistrés respectivement dans les stations St8 et St5.

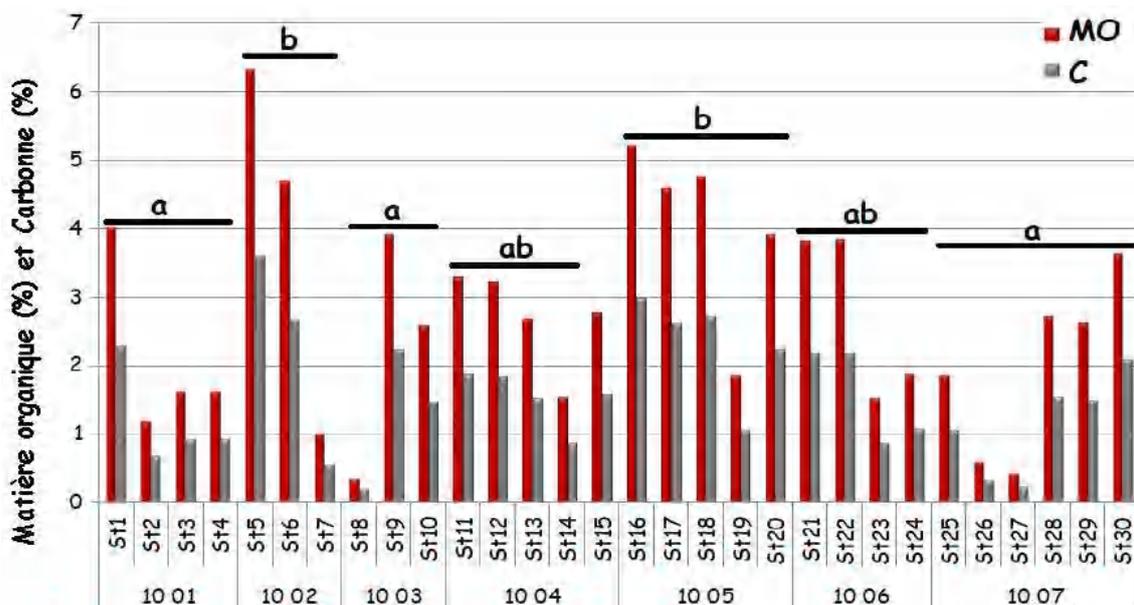
La variation des taux de carbone dans les sols du bassin Kebir Rhumel suit celle de la matière organique. Nous avons enregistré un minimum 0,21% contre un maximum de

3,61%, respectivement enregistrés au niveau des stations St8 et St5, appartenant aux sous-bassins SB10-03 et SB10-02. L'Anova à un facteur a révélé un effet sous bassin significatif pour ( $p < 0.001$ ). Les résultats du test post-hoc de Student Newman-Keuls (SNKt) ( $p < 0.05$ ) sont indiqués sur la figure 56.

Pour l'interprétation de ces taux, nous nous sommes basé sur la grille de classification de Hazelton and Murphy (2007) présentée dans le tableau 20. Ainsi, les sols du bassin Kebir Rhumel sont faiblement à fortement riches en matière organique.

**Tableau 20.** Grille d'appréciation du taux de carbone dans le sol (Hazelton et Murphy, 2007).

Classe	C (%)
Taux extrêmement faible	< 0,4
Taux très faible	0,4 – 0,6
Taux faible	0,6 – 1,0
Taux modéré	1,0 – 1,8
Taux élevé	1,8 – 3,0
Taux très élevé	> 3,0



**Figure 56.** Variations spatiales des taux de la matière organique et du carbone des sols étudiés. a, ab, b : groupes homogènes, test post-hoc de SNKt. ( $p < 0.05$ ).

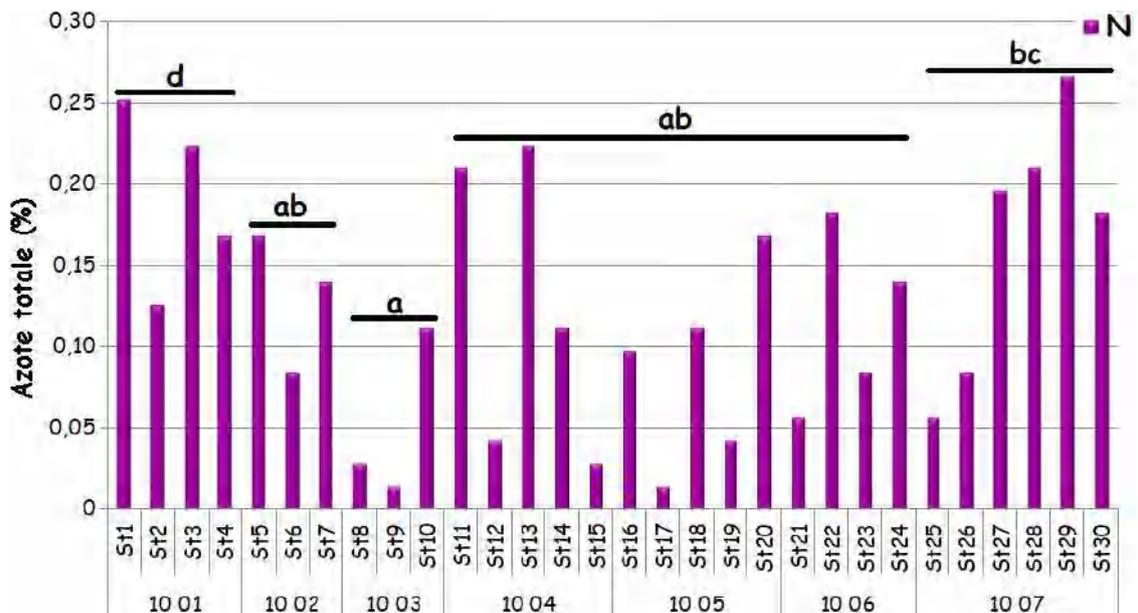
### III.2.1.5. L'azote total (N)

L'azote total du sol représente l'azote dans ses deux formes organique et minérale. Les résultats obtenus de l'évaluation des taux d'azote total dans les sols du bassin Kebir Rhumel présentent une large variation comme l'illustre la figure 57. Les valeurs obtenues fluctuent entre un minimum de 0,01%, enregistré dans les stations St9 et St17 des sous bassins 10-03 et 10-05, et un maximum de 0,27% enregistré au niveau de la station St29 du

sous bassin 10-07. Cette variabilité spatiale est confirmée par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet sous bassin significatif pour ( $p < 0.001$ ). Les résultats du test post-hoc de Student Newman-Keuls (SNKt) ( $p < 0.05$ ) sont indiqués sur la figure 57. Sur la base de la grille d'appréciation de la teneur en azote établie par Soil Survey Division Staff –SSDS (1993) illustré par le tableau 21, nous pouvons conclure que les sols du bassin Kebir Rhumel sont faiblement riches à riches en azote.

**Tableau 21.** Grille d'appréciation de la teneur en azote (SSDS, 1993).

Classe	N (%)
Faiblement riche en azote	< 0,1 %
Moyennement riche en azote	0,1 – 0,2 %
Riche en azote	0,2 – 0,3 %
Très riche en azote	> 0,3 %



**Figure 57.** Variations spatiales des teneurs en azote total (%) dans les sols étudiés.  
a, ab, bc, d : groupes homogènes, test post-hoc de SNKt. ( $p < 0.05$ ).

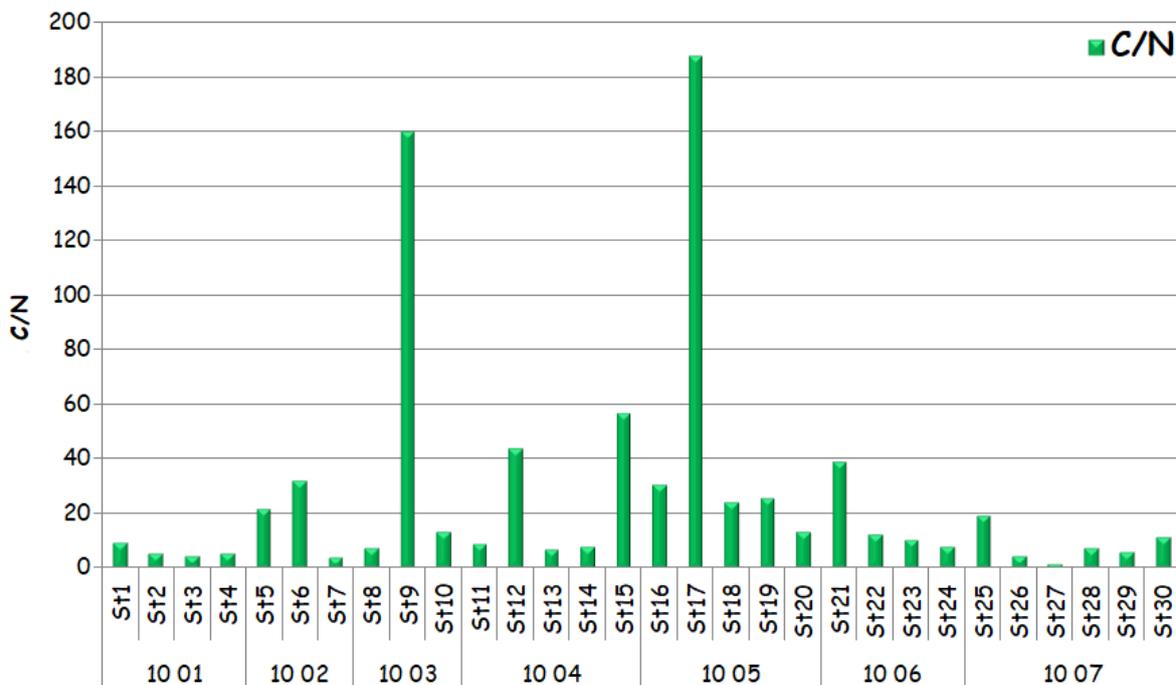
### III.2.1.6. Le rapport C/N

Le calcul du rapport (C/N) est important, car ce paramètre assure et maintient les activités des populations microbiennes. Les rapports faibles entraîneront des pertes des composés azotés, tandis que des rapports plus élevés retarderont les réactions biologiques (Inbar et al. 1991). Les valeurs obtenus pour les sols étudiés (Figure 58) expriment d'importants écarts avec un minimum de 1,3 enregistré pour la station St27 du sous bassin 10-07, et un maximum de 187,8 enregistré pour la station St17 qui appartient au sous bassin 10-05.

L'interprétation des résultats de ce paramètre a été effectuée à l'aide de la classification établie par Allison (1973) *in* Hazelton et Murphy (2007) présentée dans le tableau 22. Nous pouvons conclure que la décomposition de la matière organique dans le bassin va d'une décomposition maximale dans certaines stations vers un ralentissement de celle-ci dans d'autres.

**Tableau 22.** Interprétation du rapport C/N dans le sol (Allison, 1973 *in* Hazelton et Murphy, 2007).

Ratio C/N	Interprétation
<25	Décomposition de la matière organique à son maximum
>25	Ralentissement de la décomposition de la matière organique



**Figure 58.** Variations spatiales des ratios C/N (%) enregistrés au niveau des sols étudiés.

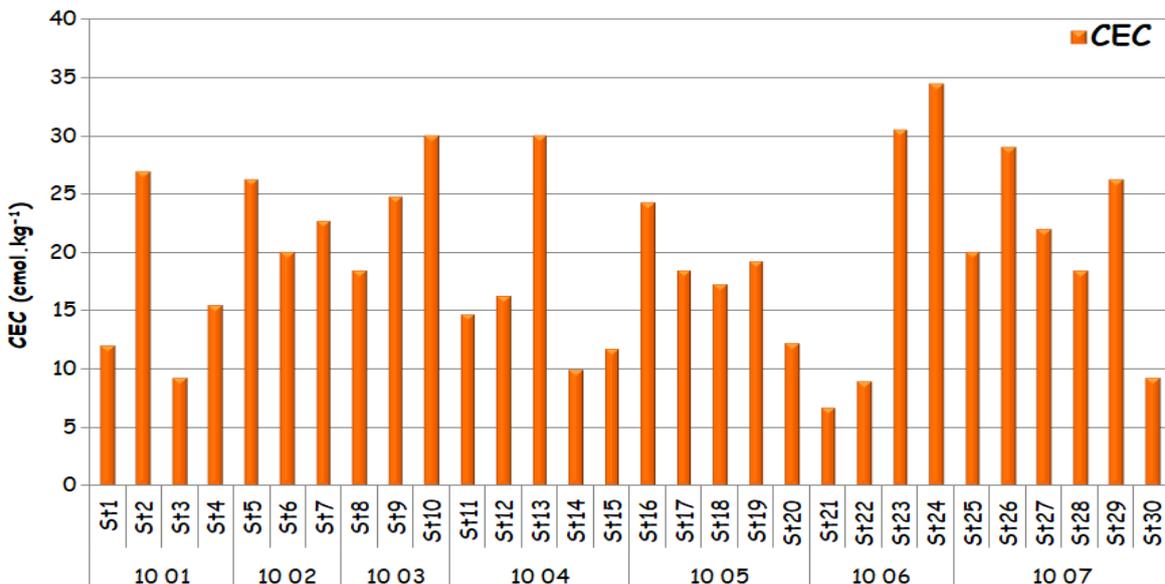
### III.2.1.7. La capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique (CEC) change en fonction du nombre de sites négativement chargés dans la matrice du sol. Les résultats concernant les sols du bassin Kebir Rhumel révèlent une variation non négligeable de ce paramètre aussi bien entre les stations, qu'entre les sous bassin (Figure 59). Les CEC des sols étudiés varient entre une valeur minimale de  $6,75 \text{ cmol.kg}^{-1}$  qui correspond à la station St21 du sous bassin 10-06, et une valeur maximale de  $34,50 \text{ cmol.kg}^{-1}$  enregistrée pour les sols de la station St24 du même sous bassin. Néanmoins, cette variabilité est non significative. L'interprétation des

valeurs obtenues a été faite sur la base de la grille de la capacité d'échange cationique des sols de Metson (1957) *in* Hazelton et Murphy (2007) présenté dans le Tableau 23. Ainsi, les sols dudit bassin sont caractérisé par une capacité d'échange cationique, basse à élevée.

**Tableau 23.** Classement de la capacité d'échange cationique (Metson, 1957 *in* Hazelton et Murphy, 2007).

Classes	CEC ( $\text{cmol.kg}^{-1}$ )
Très basse	<6
Basse	6–12
Modérée	12–25
Élevée	25–40
Très élevée	> 40

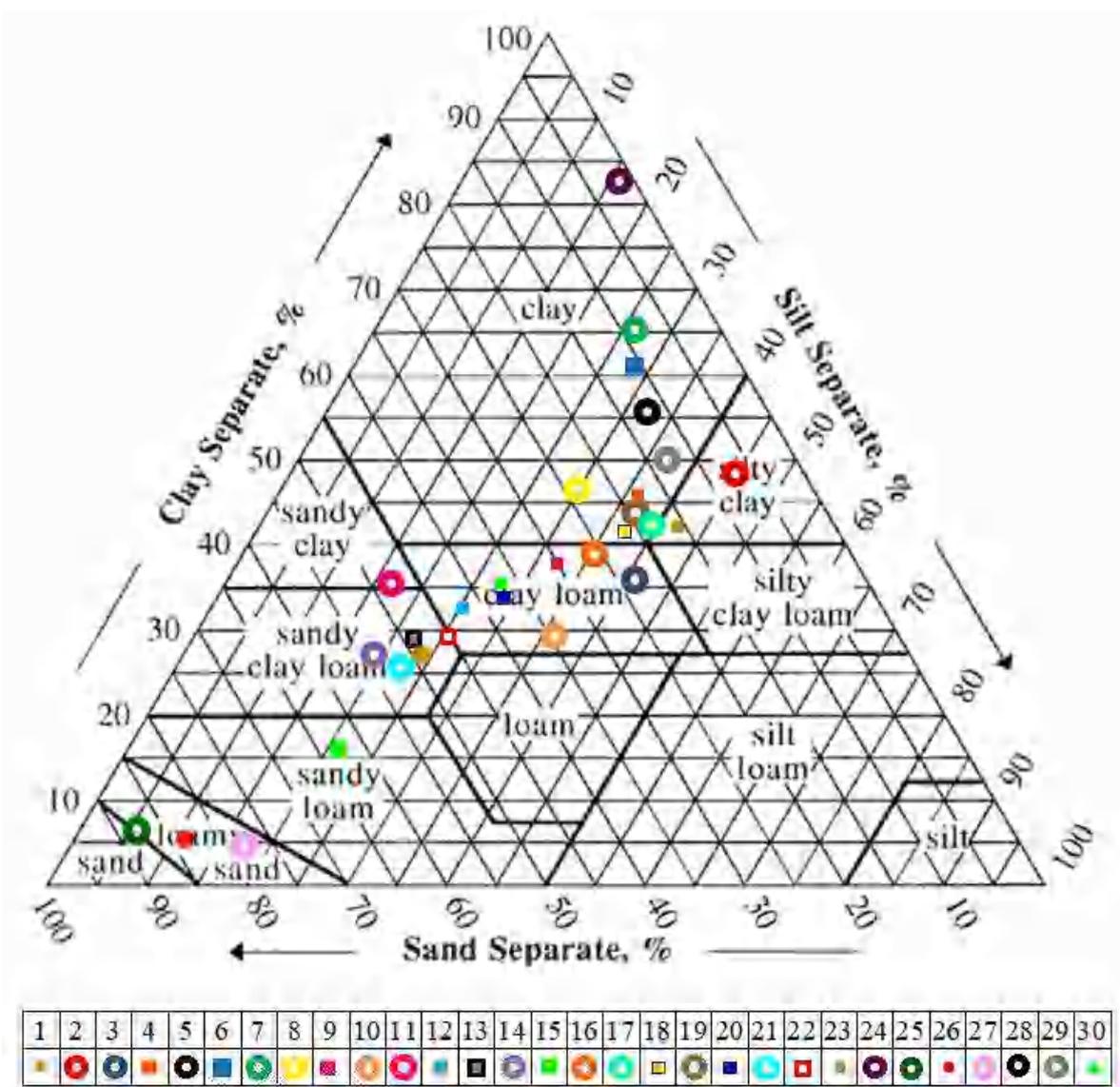


**Figure 59.** Variations spatiales de la capacité d'échange cationique ( $\text{cmol.kg}^{-1}$ ) dans les sols étudiés.

### III.2.1.8. L'analyse texturale

Les résultats obtenus montrent des variations considérables par rapport aux taux des différentes fractions (Argile, sable, et le limon) dans le sol. Les taux d'argile varient d'un minimum de 4% enregistré à la station St26 du sous bassin 10-07, à un maximum de 82,2% enregistré à la station St24 du sous bassin 10-06. Les taux de limon obtenus varient d'un minimum de 4,62% enregistré à la station St25 du sous bassin 10-07, à un maximum de 43,28% enregistré à la station St2 du sous bassin 10-01. Enfin, les taux de sable varient entre un minimum de 3,26% enregistré à la station St24 du sous bassin 10-06, et un maximum de 90% enregistré à la station St25 du sous bassin 10-07. L'analyse

de la variance a un facteur a révélé des effets sous bassins significatifs avec ( $p < 0.001$ ) pour les fractions argileuse, limoneuse et sableuse. La projection des résultats obtenus par sous bassins pour les différentes fractions sur le triangle textural établi par l'USDA fait ressortir les classes suivantes : Les soldes des SB 10-01 ; SB 10-02 et SB 10-06 sont argileux, ceux des SB 10-03 et SB 10-05 sont argileux-limoneux, et le sol du SB 10-07 est sablonneux-limoneux. Les résultats relatifs aux différentes stations investiguées sont illustrés par la Figure 60.



**Figure 60.** Différentes classes texturales enregistrées pour les 30 stations du bassin Kebir Rhumel.

### III.2.2. Diagnostic de la contamination métallique des sols du bassin Kébir Rhumel

Les concentrations pseudo-totales ont été déterminées pour les cinq (05) éléments étudiés, à savoir : le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le plomb (Pb) et le zinc (Zn), au niveau des sols des 30 stations de la zone d'étude. Les résultats de l'évaluation des teneurs en éléments traces métalliques sont présentés dans le tableau 24 par leurs valeurs statistiques (minima, 1<sup>er</sup> décile, 1<sup>er</sup> quartile, moyennes, médianes, 3<sup>ème</sup> quartile, 9<sup>ème</sup> décile, maxima et écarts types). Sont mentionnés également à titre indicatif, les fonds géochimiques rapportés par différents auteurs dans le monde.

**Tableau 24.** Valeurs statistiques des teneurs en ETM dans les sols du bassin Kébir Rhumel.

Teneurs en éléments traces métalliques ( $\mu\text{g/g}$ )		Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Minimum		0,05	9,99	5,20	13,01	46,84
1 <sup>er</sup> décile		0,12	21,43	8,39	15,3	57,72
1 <sup>er</sup> quartile		0,15	30,91	11,24	18,46	70,59
Moyenne		0,44	44,56	15,69	33,28	90,82
Médiane		0,35	39,62	14,65	26,42	90,83
3 <sup>ème</sup> quartile		0,49	51,01	18,96	37,28	101,47
9 <sup>ème</sup> décile		0,67	68,47	24,06	48	125,21
Maximum		2,28	124,65	32,67	147,52	182,68
Ecart type		0,51	25,54	6,90	26,62	28,21
Backgrounds	Sols mondiaux <sup>1</sup>	0,41	59,5	38,9	27	70
	Sols français <sup>2</sup>	nc	64,8	12,4	31,2	72
	Sols chinois <sup>3</sup>	0,097	61	23	27	74
	Sols américains <sup>4</sup>	nc	nc	17	16	48
	Sols canadiens <sup>5</sup>	nc	64	63	70	200
	Sols polonais <sup>6</sup>	0,6	30	nc	39	158

nc : non communiqué, <sup>1</sup>Kabata-Pendias (2011) ; <sup>2</sup>Baize (1997) ; <sup>3</sup>Chen et al. (1991); <sup>4</sup>Shacklette and Boerngen (1984); <sup>5</sup>Canadian Council of Ministers of the Environment-CCME (2007); <sup>6</sup>Kicinska (2016).

Faute de normes relatives aux fonds géochimiques des sols algérien, nous avons confronté nos résultats aux backgrounds rapportés par différents auteurs dans le monde (Tableau 24). Par ailleurs, afin de mieux diagnostiquer l'état actuel des sols du bassin versant Kébir

Rhumel, nous avons aussi comparé nos résultats à chaque fois que possible à ceux de la littérature notamment les études effectuées sur les sols Algériens (Tableau 25) : Ouahrani and Gheribi (2007) ; Maas et al. (2010); Benhaddya and Hadjel (2013); El HadeF El okki et al. (2016); Ramdani et al. (2018) et Belhiouani (2019). Nos résultats ont également été comparés à ceux des sols considérés comme contaminés ou non contaminés rapportés par différents auteurs dans le monde.

**Tableau 25.** Synthèse des teneurs en éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) dans le sol enregistrées par différents auteurs en Algérie.

Type de la zone d'étude	Concentrations des éléments traces métalliques ( $\mu\text{g/g}$ )					Réf.
	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	
Sols des bords des oueds du Kebir Rhumel	0,44 $\pm 0,51$	44,56 $\pm 25,5$	15,69 $\pm 6,9$	33,28 $\pm 26,62$	90,82 $\pm 28,21$	Cette étude
Sols des bords de l'oued Rhumel (Constantine, Algérie)	5,72 $\pm 0,72$	-	8,07 $\pm 1,69$	50,82 $\pm 7,53$	101,96 $\pm 18,55$	(1)
Sols des bordures de l'oued Rhumel (N-E Algérie)	1,136 $\pm 0,2$	62,75 $\pm 4,9$	19,83 $\pm 3,09$	31,04 $\pm 3,67$	97,73 $\pm 10,6$	(2)
Zone urbaine de B'kira (Constantine, Algérie)	0,16 $\pm 0,12$	61,20 $\pm 9,10$	23,44 $\pm 2,57$	36,41 $\pm 18,96$	98,42 $\pm 8,85$	(3)
Zone industrielle d'El Hadjar (Annaba, Algérie)	0,59 $\pm 0,23$	51,46 $\pm 23,7$	50,64 $\pm 31,9$	201,82 $\pm 63,26$	575,15 $\pm 62,67$	
Zone sub-montagneuse d'Ibn Badis (Constantine, Algérie)	0,54 $\pm 0,12$	67,04 $\pm 6,14$	20,93 $\pm 1,41$	21,86 $\pm 3,96$	69,49 $\pm 35,34$	
Zone montagneuse d'Ibn Ziad (Constantine Algérie)	1,53 $\pm 0,39$	61,42 $\pm 8,44$	26,11 $\pm 5$	58,48 $\pm 16,48$	405,2 $\pm 165,1$	
Zone minière de Djebel Hamim (Oum Bouaghi, Algérie)	2,39 $\pm 2,98$	42,17 $\pm 10,1$	33,26 $\pm 5,04$	606,58 $\pm 810,3$	416,28 $\pm 251,4$	
Zone urbaine à Hassi Messaoud (Algérie)	-	-	13,17 $\pm 9,57$	130,97 $\pm 476,7$	61,08 $\pm 145$	(4)

<sup>(1)</sup>Ouahrani et Gheribi (2007), <sup>(2)</sup>El HadeF El Okki et al. (2016), <sup>(3)</sup>Belhiouani (2019), <sup>(4)</sup>Benhaddya et Hadjel (2013)

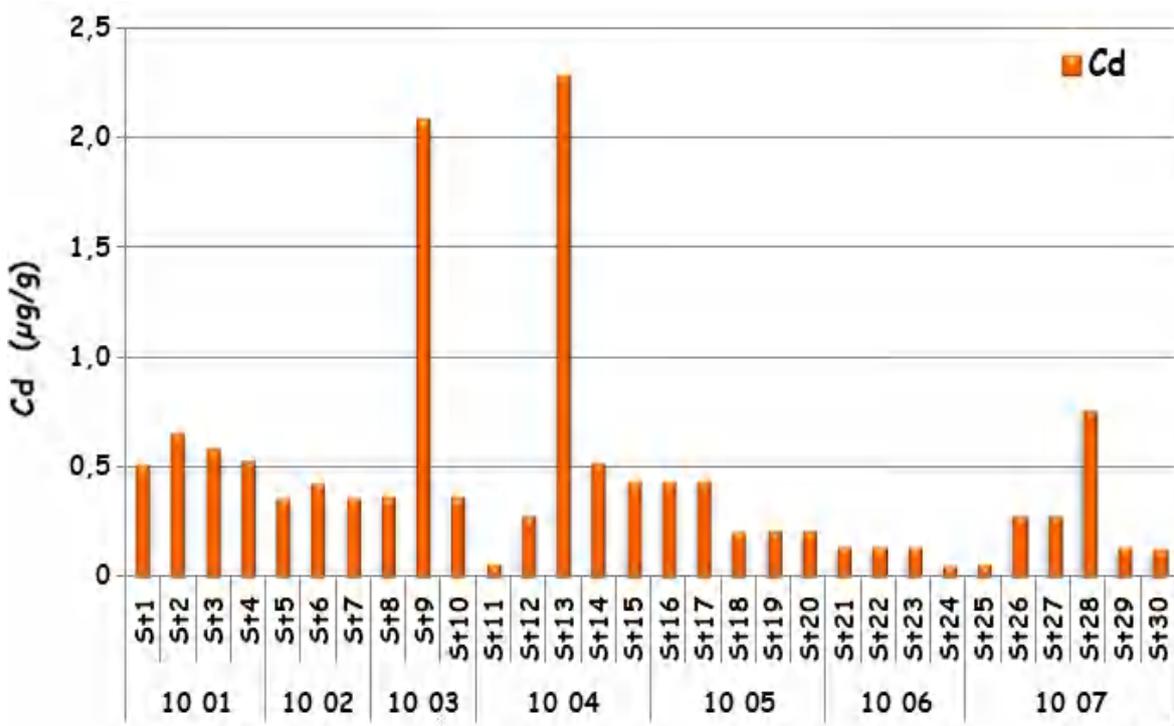
Globalement, les teneurs en ETM révèlent la présence du Cd, Cr, Cu, Pb et Zn dans tous les échantillons de sol prélevés sur l'ensemble des stations investiguées. Si on se base sur les concentrations moyennes, l'ordre d'abondance est le suivant : Zn ( $90,82 \pm 28,21$ ) > Cr

$(44.56 \pm 25.54) > \text{Pb} (33.28 \pm 26,62) > \text{Cu} (15.69 \pm 6.9) > \text{Cd} (0.44 \pm 0.51)$ . Les résultats relatifs à chaque élément sont décrits en détail ci-dessous.

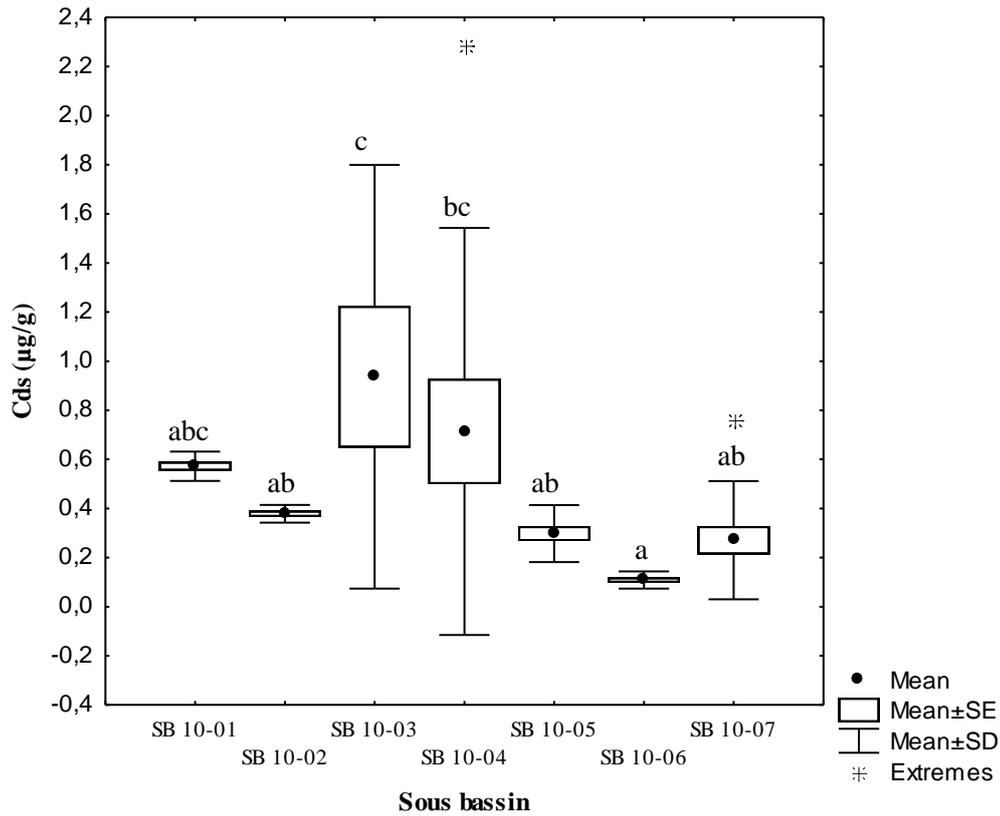
### III.2.2.1. Teneurs en éléments traces métalliques dans le sol

#### III.2.2.1.1. Cadmium (Cd)

Les résultats obtenus pour le Cd expriment des variations importantes d'une station à l'autre et d'un sous bassin à l'autre, comme illustré dans la figure 61. En effet, les valeurs changent d'un minimum de 0,05  $\mu\text{g/g}$  enregistré dans les stations St11 ; St24 ; St25, qui appartiennent respectivement aux sous-bassins SB10-04 ; SB10-06 ; SB10-07, et un maximum de 2,28  $\mu\text{g/g}$  enregistré dans la station St13 du sous bassin SB10-04. Cette variation dans l'espace est confirmée par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet sous bassin hautement significatif pour ( $F = 4.70$  ;  $p < 0.001$ ). Les résultats du test post-hoc de Student Newman-Keuls (SNKt) ( $p < 0.05$ ) sont indiqués sur la figure 62. Il est à noter que la concentration moyenne la plus élevée en cadmium (0,936  $\mu\text{g/g}$ ) a été enregistrée au niveau du sous bassin 10-03, alors que la plus faible (0,108  $\mu\text{g/g}$ ) au niveau du sous bassin 10-06.



**Figure 61.** Variation spatiale des concentrations en cadmium ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les sols du bassin versant Kebir Rhumel.



**Figure 62.** Box plot des teneurs en cadmium dans le sol en fonction des sous bassins (a, ab, abc, bc, c : groupes homogènes selon le test post-hoc de SNKt,  $p < 0.05$ ).

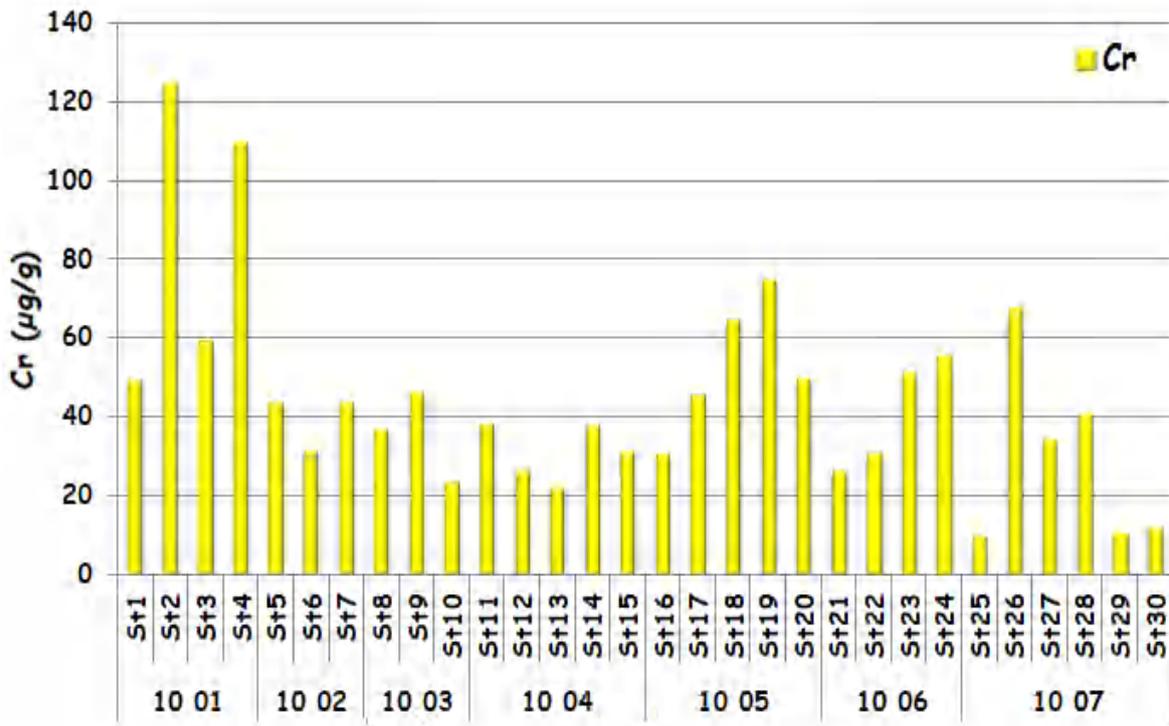
Par ailleurs, la concentration moyenne en Cd dans les sols du bassin Kebir Rhumel est estimée à  $0,44 \pm 0,51 \mu\text{g/g}$ . Cette moyenne est légèrement plus élevée que celle admise pour les sols mondiaux qui est de  $0,41 \mu\text{g/g}$  (Kabata-Pendias, 2011), mais reste en dessous de celle des sols polonais qui est de  $0,6 \mu\text{g/g}$  (Kicinska, 2016). La contamination des sols par le cadmium est plus conséquente dans des stations plus que d'autres. En effet, l'examen des concentrations par station montre que la teneur moyenne admise dans le monde ( $0,41 \mu\text{g/g}$ ) est dépassée dans 40% des stations investiguées. Autrement-dit, les sols de 12 stations sur un total 30 sont contaminés par le cadmium.

En comparant la valeur moyenne obtenue avec celles enregistrées par les recherches précédemment cités (tableau 25), nous relevons que la concentration moyenne en Cd dans le bassin du Kebir Rhumel dépasse celle enregistrée par Belhiouani (2019) pour la zone urbaine de B'kira. Cependant, elle est plus faible que celle enregistrée par Ouahrani et Gheribi (2007) dans les sols des bords de l'oued Rhumel, par El Hadeff El Okki et al. (2016) dans les sols des sous bassins SB10-03, SB10-04 et SB10-06 du Kebir Rhumel, par Belhiouani (2019) pour les sols des zones : industrielle d'El Hadjar, sub-montagneuse d'Ibn Badis, montagneuse d'Ibn Ziad, et minière de Djebel Hamimat.

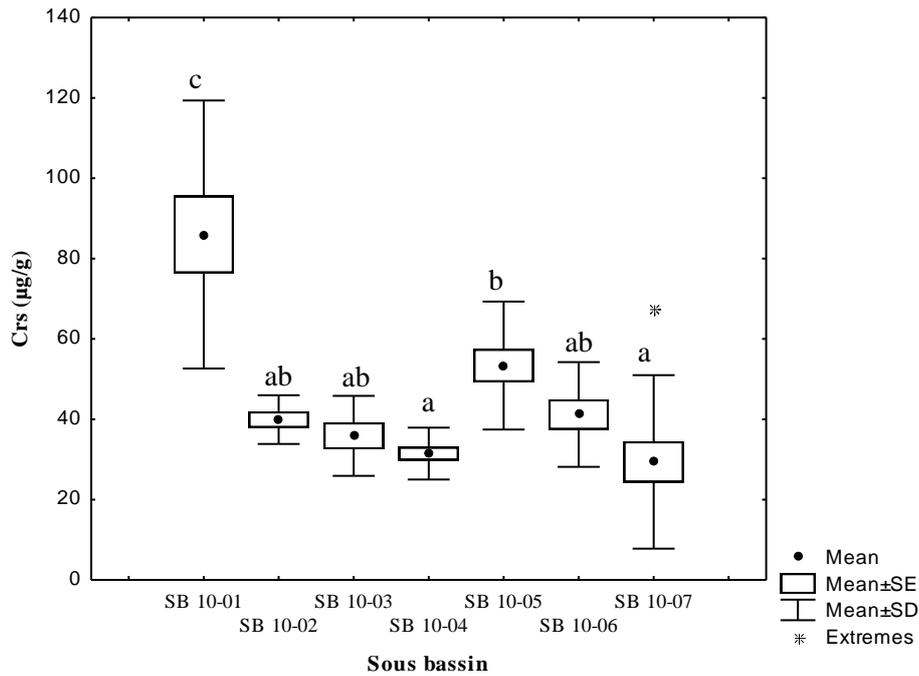
### III.2.2.1.2. Chrome (Cr)

Les concentrations en chrome dans les sols dudit bassin (Figure 63) varient d'une valeur minimale de 9,99  $\mu\text{g/g}$  enregistrée à la station St25 dans le sous bassin SB10-07, jusqu'à une valeur maximale de 124,65  $\mu\text{g/g}$  enregistrée à la station St2 dans le sous bassin SB10-01.

L'Anova a un facteur a révélé un effet sous bassin hautement significatif avec ( $F = 14.96$  ;  $p < 0.001$ ). Les résultats du test post-hoc de Student Newman-Keuls (SNKt) au seuil de 5 % sont indiqués dans la figure 64. La concentration la plus élevée en chrome (85.99  $\mu\text{g/g}$ ) a été enregistrée au niveau du sous bassin 10-01, alors que la plus faible (29.40  $\mu\text{g/g}$ ) au niveau du sous bassin 10-07.



**Figure 63.** Variations spatiale des concentrations en chrome ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les sols du bassin versant Kebir Rhumel.



**Figure 64.** Box plot des teneurs en chrome dans le sol en fonction des sous bassins.  
(a, ab, b, c : groupes homogènes selon le test post-hoc de SNKt,  $p < 0.05$ ).

Globalement, les résultats des teneurs en chrome dans le sol évoquent une concentration moyenne ( $44,56\mu\text{g/g} \pm 25,54$ ) plus faible que celle admise pour les sols mondiaux qui est de  $59,5\mu\text{g/g}$  (Kabata-Pendias, 2011), mais plus élevée que celle des sols polonais qui est de  $30\mu\text{g/g}$  (Kicinska, 2016).

En comparant la valeur moyenne obtenue avec celles enregistrées par les recherches précédemment cités (tableau 25), nous relevons que cette dernière est inférieure à celle enregistrée par El Hadeff El Okki et al. (2016) dans les sols des bords des oueds des sous bassins SB10-03, SB10-04 et SB10-06 du Kebir Rhumel, et par Belhiouani (2019) dans les cinq zones étudiées : à savoir la zone urbaine de B'kira, industrielle d'El Hadjar, sub-montagneuse d'Ibn Badis, montagneuse d'Ibn Ziad, et la zone minière de Djebel Hamimat.

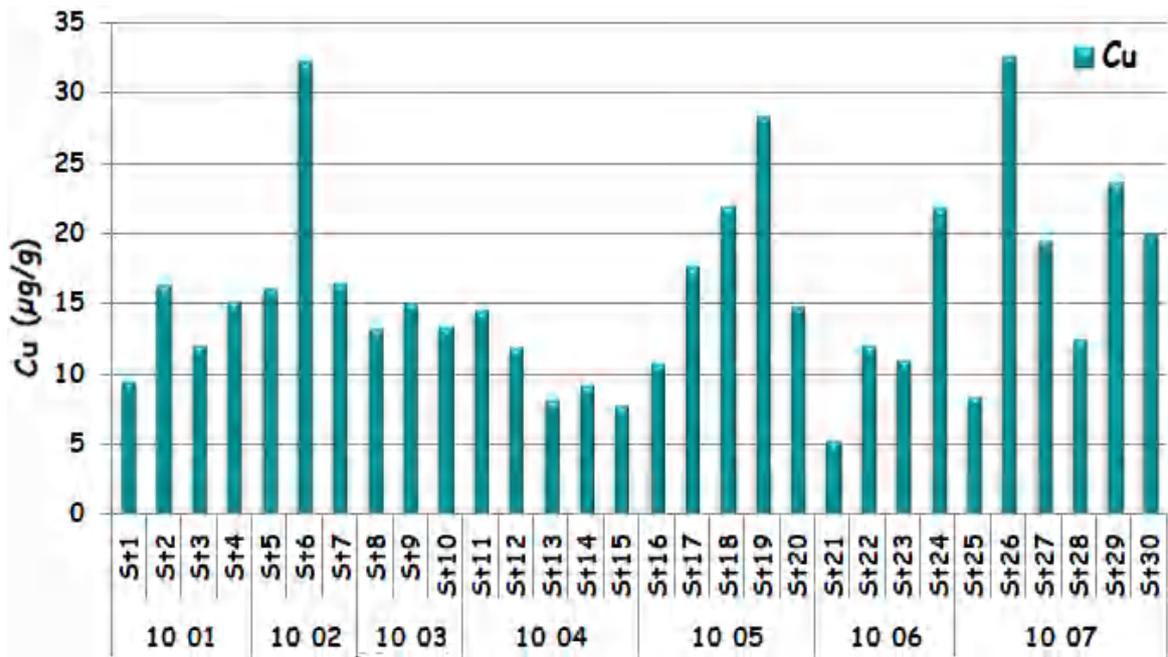
Ceci dit, on considère la moyenne comme étant très influencée par les valeurs extrêmes; les teneurs en chrome dépassent les teneurs moyennes admises dans le monde qui est de  $59,5$ , et cela dans 20% des stations. Autrement-dit, les sols de 6 stations sur un total de 30 sont contaminés par le chrome. Cette contamination peut être liée aux différentes activités anthropiques qui sont implantées dans le bassin Kebir Rhumel.

### III.2.2.1.3. Cuivre (Cu)

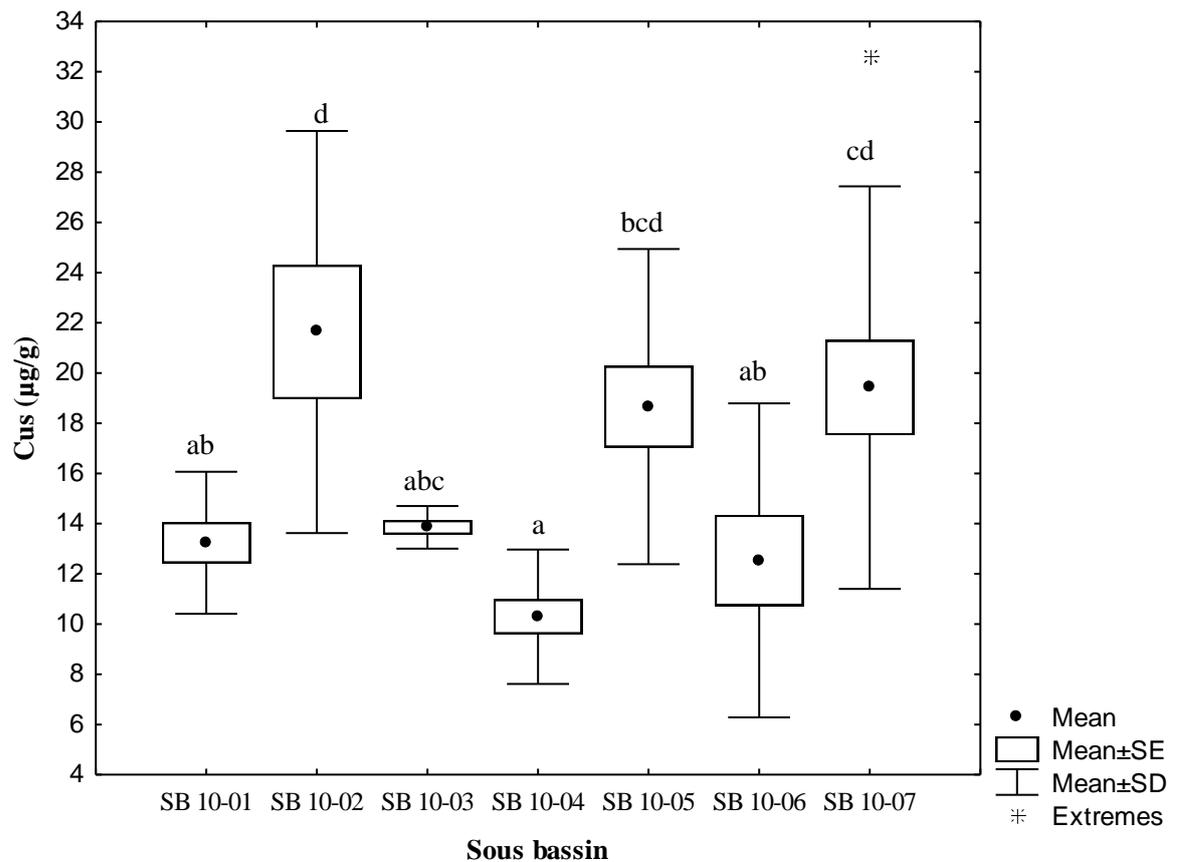
Les concentrations enregistrées pour le cuivre dans les sols du bassin Kébir Rhumel (Figure 65) varient dans un intervalle de  $[5,2\mu\text{g/g} - 32,67\mu\text{g/g}]$ , la concentration minimale est enregistrée dans la station St21 du sous bassin SB10-06 et la maximale dans la station St26 du sous bassin SB10-07. Cette variabilité spatiale est confirmée par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet sous bassin hautement significatif pour ( $F = 6.76$  ;  $p < 0.001$ ). Les résultats du test post-hoc de Student Newman-Keuls (SNKt) au seuil de 5 % sont indiqués dans la figure 66. La concentration moyenne la plus élevée en cuivre ( $21.63 \mu\text{g/g}$ ) a été enregistrée au niveau du sous bassin 10-02, alors que la plus faible ( $10.29 \mu\text{g/g}$ ) au niveau du sous bassin 10-04.

La moyenne sur l'ensemble du bassin est de  $15,69 \mu\text{g/g} \pm 6,9$  ; cette concentration est en dessous de celle admise pour les sols mondiaux ( $38,9 \mu\text{g/g}$ , Kabata-Pendias, 2011), mais plus élevée que la valeur standard ( $12,4 \mu\text{g/g}$ ) admise pour les sols français (Baize, 1997).

Par rapport aux résultats obtenus par différents auteurs en Algérie (tableau 25), nous relevons que la concentration moyenne dépasse les valeurs enregistrées par Ouahrani et Gheribi (2007) dans les sols des bords de l'oued Rhumel, et celle de Benhaddya and Hadjel (2013) dans la zone urbaine de Hassi Messaoud. A l'opposé, elle est inférieure aux concentrations enregistrées par El Hadeff El Okki et al. (2016) dans les sols des bords des oueds des sous bassins SB10-03, SB10-04 et SB10-06 du bassin Kébir Rhumel, ainsi que par Belhiouani (2019) dans les cinq zones étudiées à savoir ; la zone industrielle d'El-Hadjar (Annaba) ; la zone minière de Djebel Hamimat (Oum-El-Bouaghi) ; la zone urbaine de B'kira (Constantine) ; la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis (Constantine) ; et la zone montagneuse d'Ibn Ziad (Constantine). Etant donné que toutes les stations enregistrent des valeurs inférieures aux teneurs moyennes admises dans le monde ( $27\mu\text{g/g}$ ), on conclut que les sols d'aucune station ne sont contaminés en cuivre. Cet élément isolé, semble avoir des teneurs acceptables.



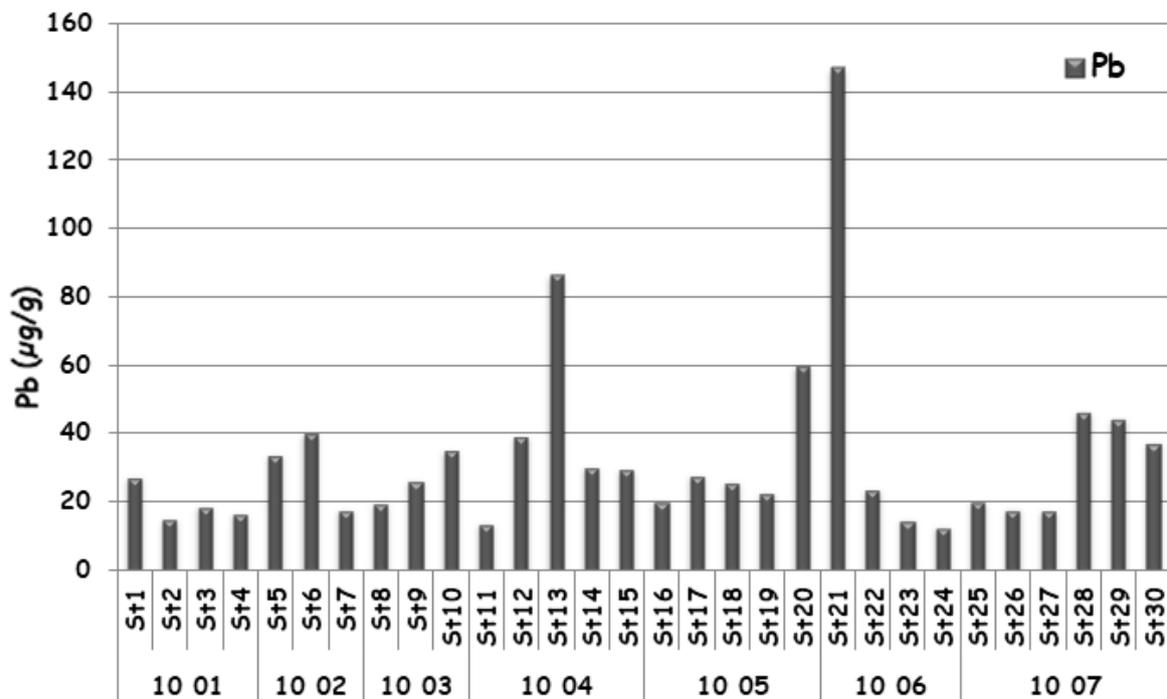
**Figure 65.** Variations spatiale des concentrations en cuivre ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les sols du bassin versant Kebir Rhumel.



**Figure 66.** Box plot des teneurs en cuivre dans le sol en fonction des sous bassins. (a,ab,abc,bcd,cd,d : groupes homogènes selon le test post-hoc de SNKt,  $p < 0.05$ ).

#### III.2.2.1.4. Plomb (Pb)

Les résultats obtenus de l'évaluation des concentrations en plomb dans les sols du bassin Kebir Rhumel (Figure 67) varient entre une valeur minimale de 13,01  $\mu\text{g/g}$  enregistrée à la station St24 du sous bassin SB10-06 et une valeur maximale de 147,52 $\mu\text{g/g}$  enregistrée à la station St21 du sous bassin SB10-07. Néanmoins, cette variabilité est non significatif aussi bien pour les stations que pour les sous bassins. La globalité du bassin se caractérise par une concentration moyenne de l'ordre de  $33,28 \pm 26,62 \mu\text{g/g}$ . Cette dernière est supérieure à la moyenne admise pour les sols mondiaux qui est de 27  $\mu\text{g/g}$  (Kabata-Pendias, 2011), et inférieure à celle admise pour les sols polonais qui est de 39 $\mu\text{g/g}$  (Kicinska, 2016).



**Figure 67.** Variations spatiale des concentrations en plomb ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les sols du bassin versant Kebir Rhumel.

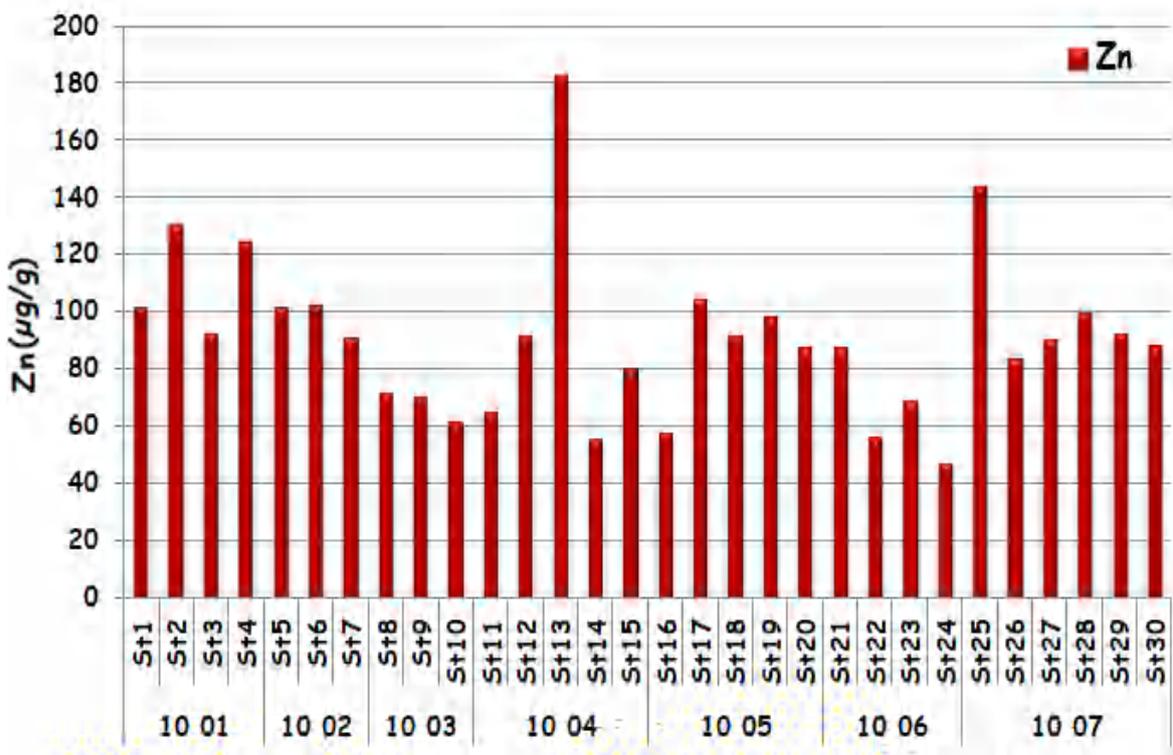
La comparaison entre les concentrations en plomb obtenues durant notre étude et celles des études précédemment citées (tableau 25), montre que la concentration moyenne obtenue dépasse les valeurs enregistrées par El Hadeff El Okki et al. (2016) dans les sols des bords des oueds des sous bassins SB10-03, SB10-04 et SB10-06 du bassin Kebir Rhumel, ainsi que celles obtenues par Belhiouani (2019) dans la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis. En revanche, elle est inférieure aux concentrations reportées par Ouahrani et Gheribi (2007) dans les sols des bords de l'oued Rhumel, Belhiouani (2019) dans les zones: urbaine de B'kira, industrielle d'El Hadjar, montagneuse d'Ibn Ziad et la zone

minière de Djebel Hamimat, ainsi que celles enregistrées par Benhaddya and Hadjel (2013) dans une zone urbaine à Hassi Messaoud.

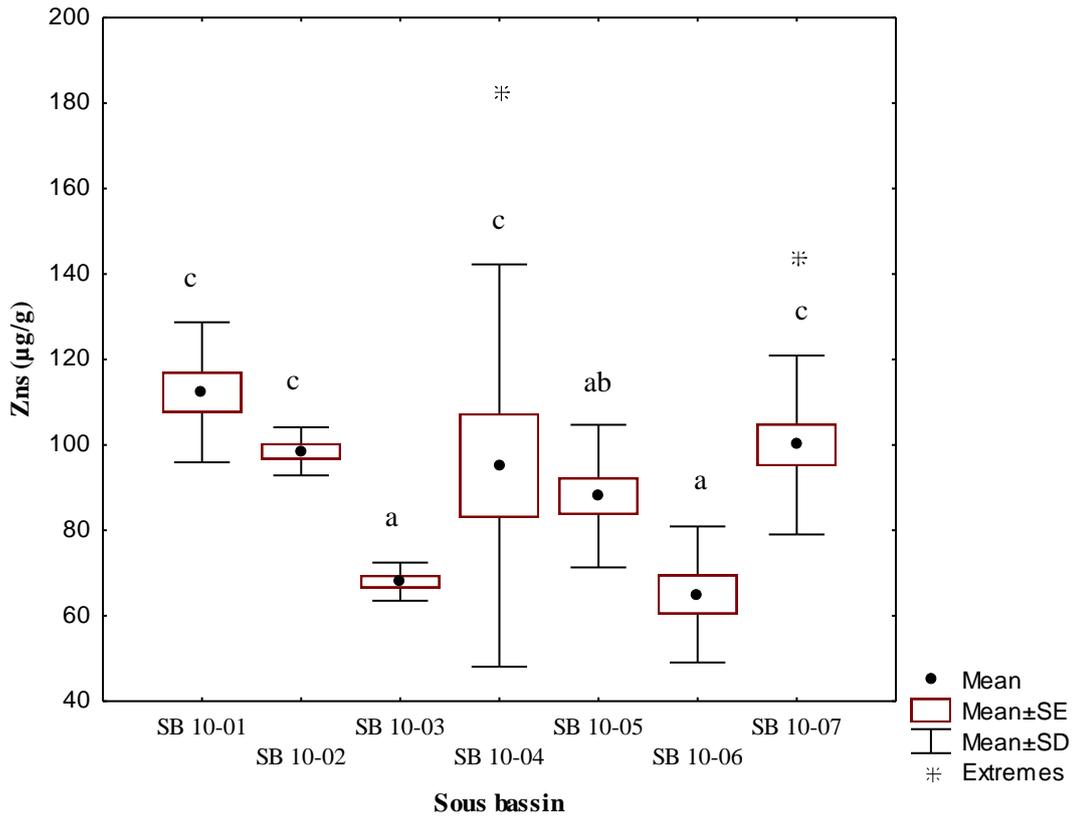
Par rapport à l'ensemble des résultats obtenus, il apparaît que 47% des sols analysés excèdent les teneurs moyennes admises dans le monde, autrement dit, les sols de 14 stations sur 30 investiguées sont contaminés par le plomb.

### III.2.2.1.5. Zinc (Zn)

Les résultats relatifs à sa quantification dans les sols du bassin versant Kebir Rhumel, se caractérisent par un minimum de 46,84  $\mu\text{g/g}$  enregistré à la station St24 du sous bassin SB10-06, et un maximum de 182,68  $\mu\text{g/g}$  enregistré à la station St13 dans le sous bassin SB10-04 (Figure 68). L'Anova a d'ailleurs révélé un effet sous bassin significatif avec ( $F = 5,89$  ;  $p < 0.001$ ). Les résultats du test post-hoc de Student Newman-Keuls (SNKt) ( $p < 0.05$ ) sont indiqués sur la figure 69. La concentration moyenne la plus élevée en zinc (112.31  $\mu\text{g/g}$ ) a été enregistrée au niveau du sous bassin 10-01, alors que la plus faible (64.99  $\mu\text{g/g}$ ) au niveau du sous bassin 10-06.



**Figure 68.** Variations spatiale des concentrations en zinc ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les sols du bassin versant Kebir Rhumel.



**Figure 69.** Box plot des teneurs en zinc dans le sol en fonction des sous bassins. (a,ab,c : groupes homogènes selon le test post-hoc de SNKt,  $p < 0.05$ ).

Par ailleurs, le bassin dans sa globalité, est caractérisé par une concentration moyenne de  $90,82 \pm 28,21 \mu\text{g/g}$ . Cette dernière dépasse la moyenne admise pour les sols mondiaux qui est de  $70 \mu\text{g/g}$  (Kabata-Pendias, 2011), et inférieure à celle des sols polonais ( $158 \mu\text{g/g}$ ) (Kicinska, 2016).

Après comparaison entre les valeurs obtenues durant notre étude et celles résumées dans le tableau 25, nous relevons que la concentration moyenne du zinc dépasse les valeurs enregistrées à la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis par Belhiouani (2019), et la zone urbaine à Hassi Messaoud (Benhaddya and Hadjel, 2013). En revanche, elle est inférieure à la concentration reportée par Ouahrani et Gheribi (2007), qui ont étudié les sols des bords de l'oued Rhumel, et celle enregistrée par El Hadeff El Okki et al. (2016) pour les sols des bords des oueds des sous bassins SB10-03, SB10-04 et SB10-06 du Kebir Rhumel, mais aussi celle de Belhiouani (2019) pour les zones urbaine de B'kira, industrielle d'El Hadjar, montagneuse d'Ibn Ziad, et minière de Djebel Hamimat.

La moyenne des concentrations en zinc dans le bassin versant Kebir Rhumel est inférieure aux valeurs admises dans le monde ( $70 \mu\text{g/g}$ ) mais ne reflète pas l'état réel de la contamination, car elle est très influencée par les valeurs extrêmes. En effet, une contamination en zinc est enregistrée dans 77% d'échantillons de sols qui sont supérieurs au seuil mondial qui est de  $70\mu\text{g/g}$  (Kabata-Pendias, 2011). Autrement dit, les sols de 23 stations sont contaminés par le zinc.

### **III.2.2.2. Corrélations entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs en ETM des sols**

Les corrélations entre les paramètres physico-chimiques des sols et les teneurs pseudo-totales des cinq éléments traces métalliques dans ces mêmes sols, permettent de connaître les relations qui pourraient lier ces deux variables, d'identifier l'origine des éléments étudiés, d'apprécier la représentativité des analyses effectuées, et l'intensité des relations qui les lient ( $p < 0,05$  ;  $p < 0,01$  ou encore  $p < 0,001$ ).

En effet, les éléments traces métalliques ont différents comportements dans le sol (*cf. I.4.3. Comportements spécifiques aux éléments traces métalliques dans le sol*). Ces comportements dépendent de leur spéciation qui est influencée par les propriétés physicochimiques. Ces dernières conditionnent ainsi la mobilité, la biodisponibilité et la toxicité des ETM pour les différents organismes vivants (Xian et al. 2015).

Le tableau 26 présente les résultats des corrélations significatives établies entre les paramètres physico-chimiques des sols et les teneurs pseudo-totales en éléments traces métalliques étudiés. Notons que, seules les corrélations positives seront prises en considération dans l'interprétation et la discussion des résultats.

**Tableau 26.** Matrice de corrélations entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs en ETM des sols du Kébir Rhumel.

	<b>Cd<sub>s</sub></b>	<b>Cr<sub>s</sub></b>	<b>Cu<sub>s</sub></b>	<b>Pb<sub>s</sub></b>	<b>Zn<sub>s</sub></b>
<b>pH</b>	ns	0,27*	0,47***	ns	ns
<b>CE</b>	0,28**	ns	-0,43***	0,55***	ns
<b>CT</b>	0,46***	ns	-0,39***	ns	ns
<b>MO</b>	ns	-0,26*	ns	0,29**	ns
<b>CEC</b>	0,23*	ns	0,33**	-0,26**	ns
<b>N</b>	ns	ns	ns	ns	ns
<b>A</b>	ns	0,27*	ns	ns	ns
<b>L</b>	ns	0,41***	ns	ns	ns
<b>S</b>	ns	-0,37***	ns	ns	ns

ns : non significatif , \* : p < 0,05 ; \*\* : p < 0,01 ; \*\*\* : p < 0,001

L'examen du tableau 26 montre que :

- Le Cd est corrélé à la conductivité électrique, au calcaire totale, ainsi qu'à la capacité d'échange cationique.
- Le Cr est corrélé au pH, à la matière organique, à l'argile, ainsi qu'au limon.
- Le Cu est corrélé au pH, et à la capacité d'échange cationique.
- Le Pb est corrélé à la conductivité électrique, ainsi qu'à la matière organique.

### III.2.2.3. Typologie de la contamination métallique et des risques écologiques dans le bassin du Kébir Rhumel

Différentes méthodes permettent la compréhension du comportement des éléments traces métalliques et l'évaluation des impacts, mais il reste utile d'effectuer une validation par traitement statistique des données avant de pouvoir interpréter les valeurs obtenues et l'estimation de l'intensité de la contamination. Pour cela des indices mono-élémentaires qui s'intéressent à l'évaluation de la contamination par un élément isolé des autres, et pluri-élémentaires qui s'intéressent à l'évaluation de la contamination pour un groupe d'éléments ont été utilisés. Le principe de ces indices est fondé sur l'association des valeurs mesurées à des classes pour une meilleure compréhension de l'effet spécifique à l'élément ou au mélange des éléments ; Cd, Cr, Cu, Pb et Zn dans notre cas.

Les indices utilisés dans cette étude sont : le facteur d'enrichissement (FE), le facteur de contamination (FC), le degré de contamination (DC), et l'indice de charge polluante (PLI)

pour l'évaluation du niveau de contamination voire de pollution. Pour l'évaluation du risque écologique lié à la contamination métallique des sols dans le bassin du Kebir Rhumel, nous avons utilisé l'indice de risque mono-métallique (Er), et l'indice de risque écologique potentiel (PERI) relatif à l'effet induit par le mélange de polluants.

Pour le calcul des indices mono et pluri-spécifiques nous avons utilisé des valeurs de références des métaux relatives aux sols mondiaux, à savoir : Cd= 0.41, Cr= 59.5, Cu= 38.9, Zn= 70, Pb= 27, Fe= 0.5-5 %.

En plus du calcul des indices nous avons établie des typologies des classes de sols de chaque station, suivant les facteurs et degré de contamination, illustrés par des disques de différents diamètres et couleurs correspondent au classement établies pour les différents indices par Hakanson (1980) ; Förstner et al. (1981), et Carballeira et al. (1997) dans Rubio et al. (2000).

#### **III.2.2.3.1. Facteur d'enrichissement (FE)**

Le facteur d'enrichissement permet de discriminer les apports anthropiques des sources naturelles, et ainsi définir l'intensité de la contamination (Valdés et al. 2005). Il renseigne sur l'augmentation de la concentration d'un élément chimique dans une matrice par rapport à une référence. Son calcul se fait en rapportant la teneur d'un élément contaminant de l'échantillon à la concentration d'un élément réputé relativement immobile de cet échantillon, comparé avec le même rapport trouvé dans le matériau de référence. L'élément de normalisation retenu pour cette étude est le fer. Car c'est l'un des éléments les plus abondants dans la croûte terrestre.

Parmi les 12 éléments majeurs, le fer intervient à 99,4 % dans les réactions de l'écosystème terrestre et êtres humains par rapport à l'aluminium, ou à la silice (Kabata-Pendias, 2010). Le calcul du facteur d'enrichissement se fait donc par le ratio défini par Sutherland (2000) :

$$FE = \frac{(C_x / C_{Fe})_{sol}}{(C_{réf\ x} / C_{réf\ Fe})}$$

Avec :

$C_x$  : est la concentration en un ETM  $x$  dans un échantillon de sol ;

$C_{Fe}$  : est la concentration en Fe dans ce même échantillon de sol ;

$C_{réf\ x}$  : est la concentration référence de l'ETM  $x$  en question ;

$C_{réf\ Fe}$  : est la concentration référence du Fe.

Le tableau 27 résume les classes établies par Sutherland (2000) qui permettent l'interprétation des résultats obtenus.

**Tableau 27.** Classes de contamination des sols en fonction du facteur d'enrichissement.

Valeur	Interprétation
$EF < 2$	Déficient à enrichissement minimal
$2 \leq EF < 5$	Enrichissement modéré
$5 \leq EF < 20$	Enrichissement élevé
$20 \leq EF < 40$	Enrichissement très élevé
$EF \geq 40$	Enrichissement extrêmement élevé

Les résultats obtenus pour les sols du bassin Kebir Rhumel sont représentés par leurs valeurs statistiques (minima, 1<sup>er</sup> décile, 1<sup>er</sup> quartile, moyenne, médiane, 3<sup>ème</sup> quartile, 9<sup>ème</sup> décile, maxima et écart type) dans le tableau 28, et plus en détail dans la figure 72 qui illustre les variations spatiales de ce facteur.

**Tableau 28.** Valeurs statistiques du facteur d'enrichissement (FE) des sols du bassin Kebir Rhumel.

	Facteur d'enrichissement (FE)				
	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
<b>Minimum</b>	0,216	0,554	0,355	0,805	1,175
<b>1<sup>er</sup> décile</b>	0,61	0,94	0,55	1,02	1,83
<b>1<sup>er</sup> quartile</b>	0,860	1,207	0,658	1,301	2,058
<b>Moyenne</b>	3,466	1,967	1,122	3,475	3,556
<b>Médiane</b>	1,613	1,510	0,764	2,371	2,760
<b>3<sup>ème</sup> quartile</b>	3,334	1,774	1,068	4,334	3,775
<b>9<sup>ème</sup> décile</b>	5,13	2,48	1,65	6,19	5,73
<b>Maximum</b>	28,258	12,377	7,13	14,518	13,767
<b>Ecart type</b>	5,997	2,116	1,213	3,27	2,62

De là, nous présentons le facteur d'enrichissement par élément séparément comme suit :

#### **a. Facteur d'enrichissement du cadmium**

Le facteur d'enrichissement en cadmium varie entre les stations avec un minimum de 0,216 enregistré pour la station St24 du sous bassin SB10-06, et un maximum de 28,258 qui concerne la station St9 du sous bassin SB10-03. Les sols du bassin Kebir Rhumel sont ainsi caractérisés par un enrichissement minimal à très élevé en cadmium. L'ensemble du bassin est caractérisé par un enrichissement en cadmium déficient ( $EF < 2$ ) à 60%, modéré ( $2 < EF < 5$ ) à 30%, élevé ( $5 \leq EF < 20$ ) à 3,33%, et très élevé ( $20 \leq EF < 40$ ) à 6,67% (Tableau 28).

#### **b. Facteur d'enrichissement du chrome**

Le facteur d'enrichissement en chrome minimal est de 0,554 enregistré pour la station St29 du sous bassin SB10-07, et le maximal est de 12,377 qui concerne la station St19 du sous bassin SB10-05. Ainsi, les sols du bassin Kebir Rhumel sont caractérisés par un enrichissement minimal à élevé en chrome. L'ensemble du bassin est caractérisé par un enrichissement en chrome déficient ( $EF < 2$ ) à 76,67%, modéré ( $2 < EF < 5$ ) à 20%, et élevé ( $5 \leq EF < 20$ ) à 3,33%.

#### **c. Facteur d'enrichissement du cuivre**

Le facteur d'enrichissement des sols en cuivre varie d'un minimum de 0,355 enregistré dans la station St21 du sous bassin SB10-06 à un maximum de 7,13 qui concerne la station St19 du sous bassin SB10-05. Ce qui qualifie l'enrichissement des sols du bassin Kebir Rhumel en cuivre comme déficient (ou minimal) à élevé. L'ensemble du bassin est caractérisé par un enrichissement déficient en cuivre ( $EF < 2$ ) à 93,34%, modéré ( $2 < EF < 5$ ) à 3,33%, et élevé ( $5 \leq EF < 20$ ) à 3,33%.

#### **d. Facteur d'enrichissement du plomb**

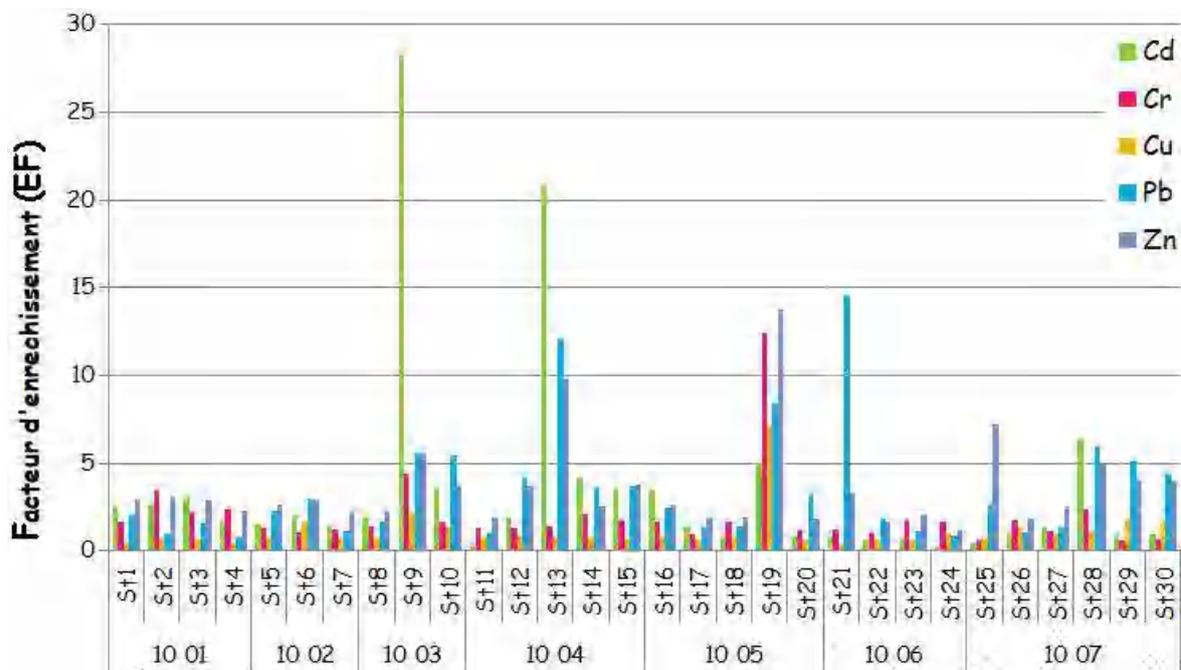
Le facteur d'enrichissement en plomb varie d'un minimum de 0,805 qui caractérise la station St4 du sous bassin SB10-01, à un maximum de 14,518 qui caractérise la station St21 du sous bassin SB10-06. L'enrichissement des sols du bassin Kebir Rhumel en plomb est ainsi déficient à élevé. L'ensemble du bassin est caractérisé par un enrichissement

déficient en plomb ( $EF < 2$ ) à 43,33%, modéré ( $2 < EF < 5$ ) à 33,33%, et élevé ( $5 \leq EF < 20$ ) à 23,33%.

#### e. Facteur d'enrichissement du zinc

Le facteur d'enrichissement en zinc varie entre un minimum de 1,175 qui concerne la station St24 du sous bassin SB10-06, et un maximum de 13,767 de la station St19 du sous bassin SB10-05. Ainsi, l'enrichissement en Zn est déficient à élevé. Ainsi, l'ensemble du bassin est caractérisé par un enrichissement déficient en zinc ( $EF < 2$ ) à 23,33%, modéré ( $2 < EF < 5$ ) à 63,33%, et élevé ( $5 \leq EF < 20$ ) à 13,33%.

Afin d'avoir une vue d'ensemble sur la répartition des facteurs d'enrichissement calculés pour les cinq ETM étudiés, nous avons illustré leurs variations dans l'espace (stations et sous bassins) par la figure 70. Ainsi, dans le bassin Kébir Rhumel, nous observons que les pics des facteurs d'enrichissement concernent essentiellement le cadmium (St9 ; St 13), et le plomb (St21). En effet, ces éléments possèdent des facteurs d'enrichissement extrêmes. Ils sont suivis de celui du zinc enregistré à la station St13 et la St19, ainsi que le chrome dans la même station (St19). Pour les autres éléments, les FE sont majoritairement inférieur à 5.



**Figure 70.** Distribution spatiale des facteurs d'enrichissement (EF) des sols du bassin Kébir Rhumel.

### III.2.2.3.2. Facteur de contamination (FC)

Le facteur de contamination (FC) se définit comme le rapport entre la concentration mesurée d'un métal dans un sol donné et la teneur de référence de ce même élément. Le facteur de contamination (FC) est calculé selon la formule suivante : (Hakanson, 1980).

$$FC = \frac{C x}{C \text{ réf } x}$$

Avec :

**C x** : La concentration mesurée de l'élément,

**C réf x** : La concentration de référence de l'élément.

L'interprétation des résultats se fait suivant les classes de contamination reportées dans le tableau 29 (Hakanson 1980 ; Förstner et al. 1981) :

**Tableau 29.** Classes du facteur de contamination (Hakanson 1980 ; Förstner et al. 1981).

FC Facteur de contamination	Contamination
FC < 1	Faible
1 ≤ FC < 3	Modérée
3 ≤ FC < 6	Considérable
6 ≤ FC	Très forte

Le résultat du FC permet ainsi d'appréhender la pollution seule en pondérant la teneur observée par celle du fond géochimique. Nos résultats sont représentés par leurs valeurs statistiques (minima, 1<sup>er</sup> déciles, 1<sup>er</sup> quartiles, moyennes, médiane, 3<sup>ème</sup> quartile, 9<sup>ème</sup> décile, maxima et écarts types) dans le tableau 30, ainsi que dans l'histogramme (Figure 76).

**Tableau 30.** Valeurs statistiques des facteurs de contamination des sols du bassin Kebir Rhumel.

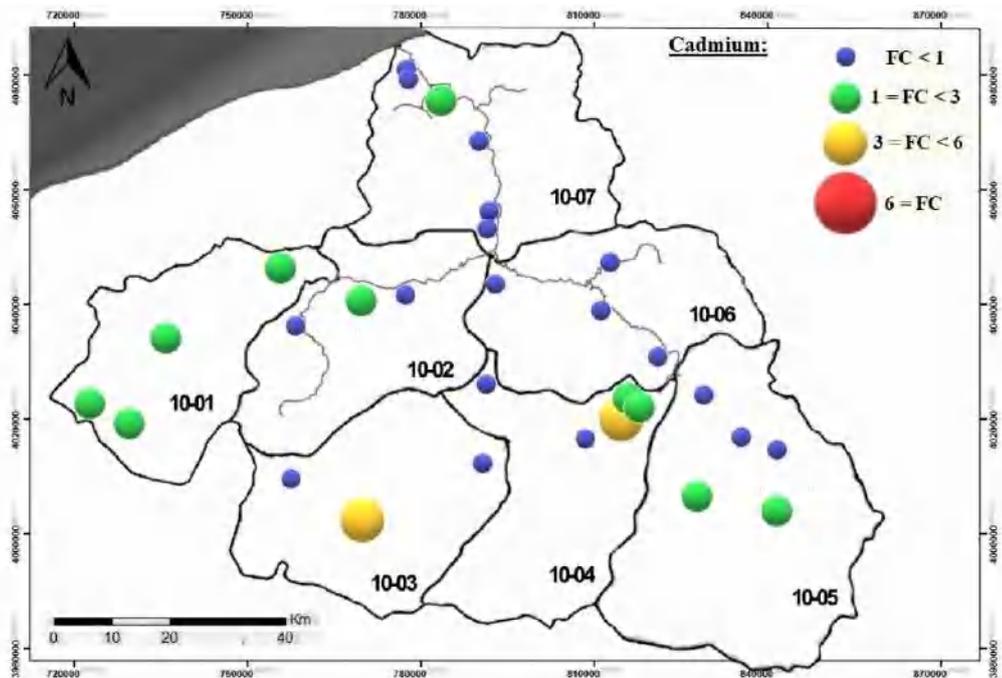
	Facteur de contamination (FC)				
	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
<b>Minimum</b>	0,123	0,168	0,134	0,482	0,669
<b>1<sup>er</sup> décile</b>	0,29	0,36	0,22	0,57	0,82
<b>1<sup>er</sup> quartile</b>	0,359	0,519	0,289	0,684	1,008
<b>Moyenne</b>	1,085	0,749	0,403	1,233	1,297
<b>Médiane</b>	0,864	0,666	0,377	0,978	1,298
<b>3<sup>ème</sup> quartile</b>	1,204	0,857	0,487	1,381	1,450
<b>9<sup>ème</sup> décile</b>	1,63	0,95	0,62	1,78	1,47
<b>Maximum</b>	5,569	2,095	0,840	5,464	2,610
<b>Ecart type</b>	1,241	0,429	0,177	0,986	0,403

Delà, nous présentons le facteur de contamination par élément séparément comme suit :

### a. Facteur de contamination du cadmium

Le facteur de contamination du cadmium varie entre les stations avec un minimum de 0,123 qui concerne la station St24 du sous bassin SB10-06, et un maximum de 5,569 qui concerne la station St13 du sous bassin SB10-04. Les sols du bassin Kebir Rhumel sont ainsi faiblement à considérablement contaminés par ce métal. Sur la globalité du bassin, la contamination en cadmium est faible ( $FC < 1$ ) dans 60% des stations investiguées, modérée ( $1 \leq FC < 3$ ) dans 33% des cas, et considérable ( $3 \leq FC < 6$ ) dans 7% des cas.

Pour une meilleure visualisation de la répartition spatiale du facteur de contamination par le cadmium, une typologie de cette dernière par point est illustrée par la Figure 71. Cette dernière montre que la contamination des sols est modérée dans le sous bassin SB10-01, faible à modérée dans les SB10-02, SB10-05 et SB10-07, faible à considérable dans le SB10-03, faible, modéré à considérable dans le SB10-04, et faible dans le SB10-06.

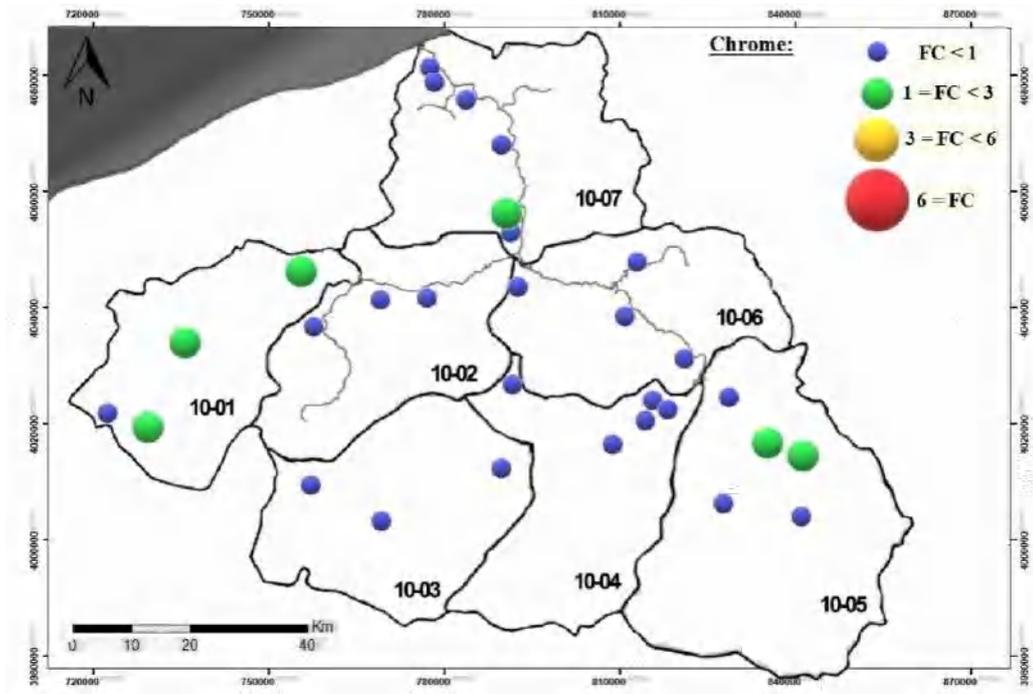


**Figure 71.** Typologie de la contamination des sols par le cadmium dans le bassin du Kebir Rhumel.

### b. Facteur de contamination du chrome

Le facteur de contamination du chrome varie entre un minimum de 0,168 qui concerne la station St25 du sous bassin SB10-07, et un maximum de 2,095 qui concerne la station St2 du sous bassin SB10-01. Ainsi, la contamination en chrome des sols du bassin Kebir Rhumel est faible ( $FC < 1$ ) dans 80% des cas, et modérée ( $1 \leq FC < 3$ ) dans 20% des stations investiguées.

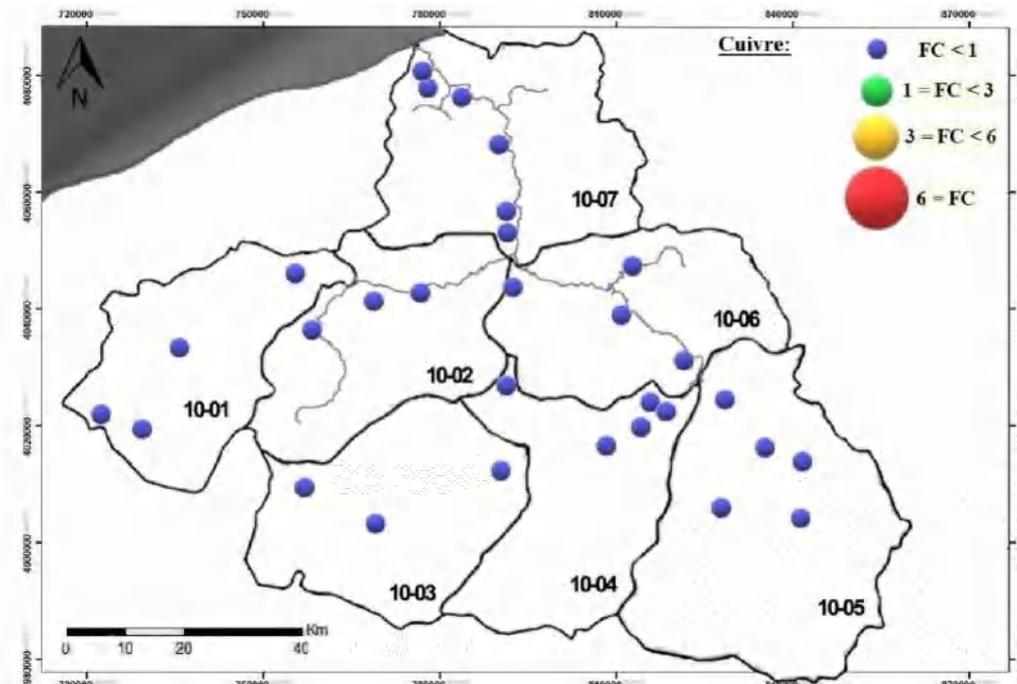
Dans l'intérêt d'une meilleure visualisation de la répartition spatiale du facteur de contamination du chrome, une typologie le présentant dans le bassin Kébir Rhumel est illustrée par la figure 72. La contamination des sols dans le SB10-02, le SB10-03, le SB10-04 et le SB10-06, est faible. Alors que dans les sous bassin SB10-01 SB10-05 et SB10-07, elle est faible et modéré.



**Figure 72.** Typologie de la contamination des sols par le chrome dans le bassin du Kébir Rhumel.

### c. Facteur de contamination du cuivre

Le facteur de contamination du cuivre varie entre un minimum de 0,134 enregistré pour la station St21 du sous bassin SB10-06, et un maximum de 0,84 pour la station St26 du sous bassin SB10-07. La contamination par le cuivre des sols du bassin Kébir Rhumel est considérée ainsi comme faible ( $FC < 1$ ) sur l'ensemble de la zone d'étude (Figure 73).

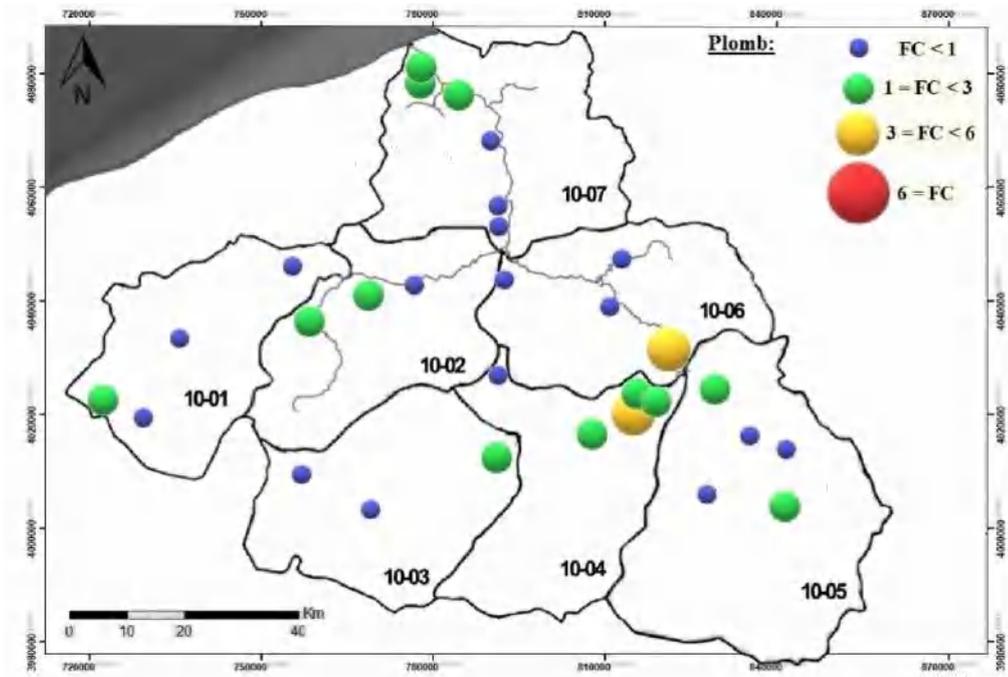


**Figure 73.** Typologie de la contamination des sols par le cuivre dans le bassin du Kebir Rhumel.

#### d. Facteur de contamination du plomb

Les valeurs extrêmes calculées pour le facteur de contamination du plomb sont comprises entre un minimum de 0,482 qui concerne la station St24 du sous bassin SB10-06, et un maximum de 5,464 qui concerne la station St21 du sous bassin SB10-06. La contamination en plomb des sols du bassin Kebir Rhumel est donc faible à considérable. Sur la globalité du bassin, la contamination en plomb est faible ( $FC < 1$ ) à 53%, modérée ( $1 \leq FC < 3$ ) à 40%, et considérable ( $3 \leq FC < 6$ ) à 7%.

Dans l'intérêt d'une meilleure visualisation de la répartition spatiale du facteur de contamination par le plomb, une typologie de celle-ci dans le bassin du Kébir Rhumel est illustrée par la Figure 74. Ainsi, les sols des sous bassin SB10-01, SB10-02, SB10-05 et SB10-07, sont faiblement à modérément contaminés par le plomb. Les stations du SB10-04, sont faiblement, modérément à considérablement contaminées. Dans le SB10-06, la contamination est faible à modérée.

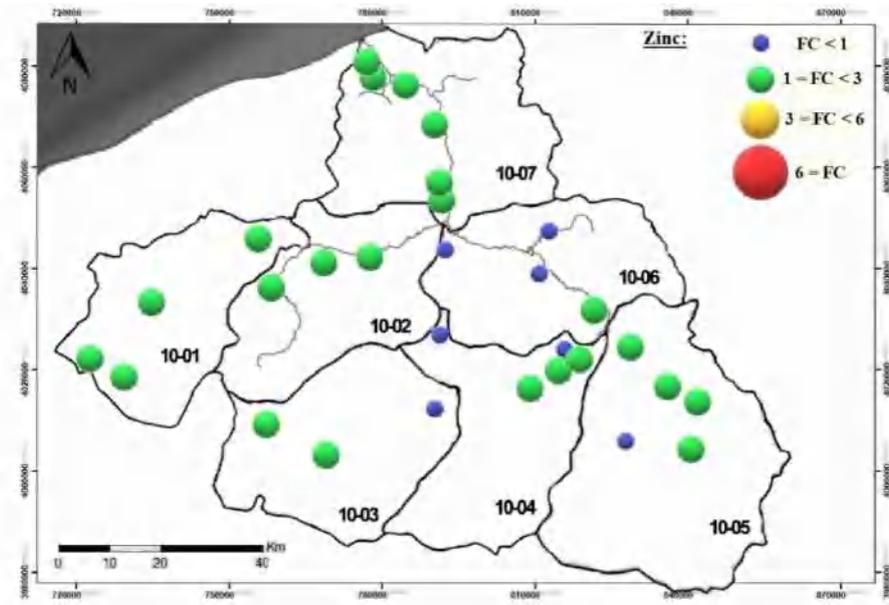


**Figure 74.** Typologie de la contamination des sols par le plomb dans le bassin du Kebir Rhumel.

#### e. Facteur de contamination du zinc

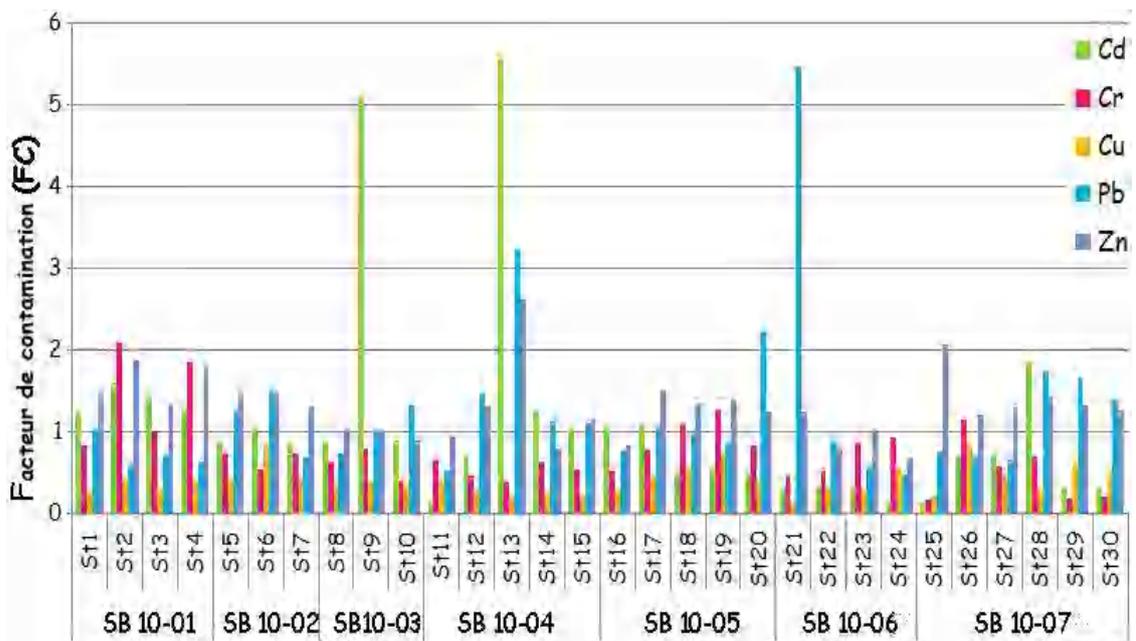
Le facteur de contamination du zinc varie entre un minimum de 0,669 qui concerne la station St24 du sous bassin SB10-06, et un maximum de 2,61 qui concerne la station St13 du sous bassin SB10-04. La contamination par le zinc des sols du bassin Kebir Rhumel est ainsi faible ( $FC < 1$ ) à 23%, et modérée ( $1 \leq FC < 3$ ) à 77%.

Dans l'intérêt d'une meilleure visualisation de la répartition spatiale du facteur de contamination du zinc, une typologie de cette contamination est illustrée par la figure 75. Ainsi, la contamination des sols du Kébir Rhumel par le zinc est modérée sans les sous bassin SB10-01, SB10-02 et SB10-07. Tandis que dans le SB10-03, SB10-04, SB10-05 et SB10-06, la contamination est faible à modérée.



**Figure 75.** Typologie de la contamination des sols par le zinc dans le bassin du Kebir Rhumel.

Par ailleurs, et afin d’avoir une idée globale sur la répartition de l’ensemble des facteurs de contamination calculés pour les cinq ETM étudiés, nous avons illustré leurs variations dans l’espace (stations et sous bassins) par la figure 76. Ainsi, dans le bassin Kébir Rhumel, nous observons que les pics des facteurs de contamination concernent essentiellement le cadmium (St9 ; St 13), et le plomb (St21), qui possèdent les facteurs de contamination extrêmes. Ils sont suivis de celui du zinc enregistré à la station St13. Pour les autres éléments, les FC sont majoritairement inférieures à 2.



**Figure 76.** Distribution spatiale des facteurs de contamination (FC) des sols du bassin Kebir Rhumel.

### III.2.2.3.3. Degré de contamination (DC)

Le degré de contamination permet l'évaluation de la contamination des sols par plusieurs éléments traces métalliques, en tenant compte de leurs facteurs de contamination respectifs. On le calcule suivant l'équation de Hakanson (1980) qui stipule :

$$DC = \sum_{i=1}^n FC$$

Avec :

i: L'élément donné ;

n : Le nombre d'éléments traces métalliques étudiés, donc  $n= 5$  ;

FC : Le facteur de contamination.

L'interprétation des résultats se fait selon les classes attribuées par Hakanson (1980) qui sont présentées dans le tableau 31.

**Tableau 31.** Classes de contamination des sols en fonction du degré de contamination.

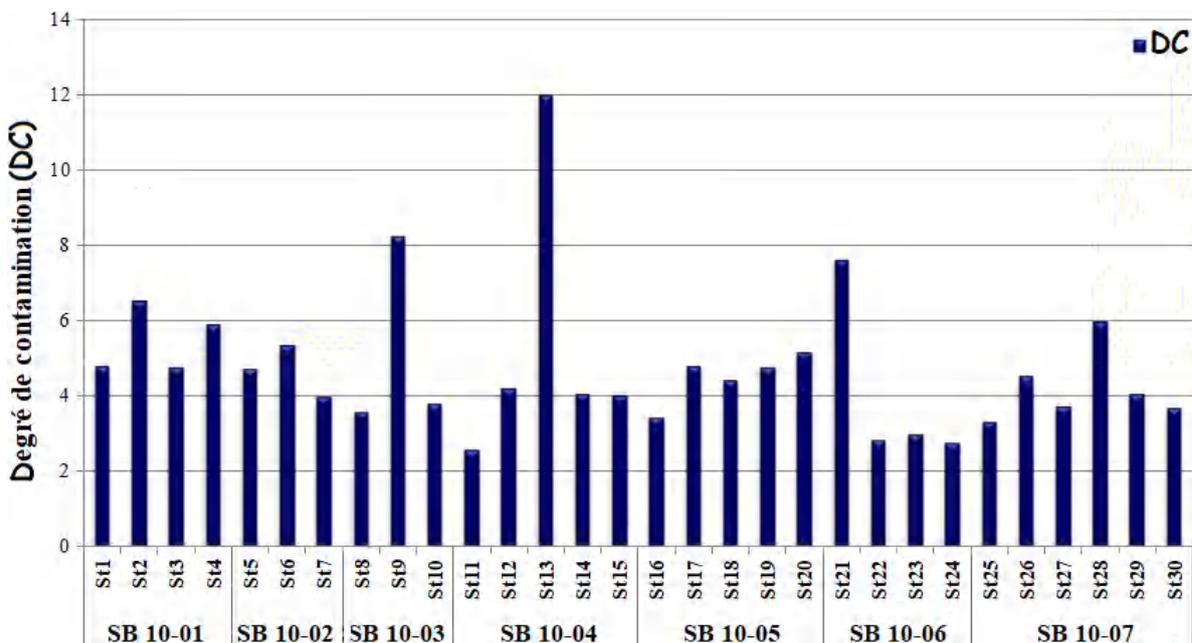
Valeur	Interprétation
$DC < 8$	Faible degré de contamination
$8 \leq DC < 16$	Degré de contamination modéré
$16 \leq DC < 32$	Degré de contamination considérable
$DC \geq 32$	Degré de contamination très élevé

Les résultats des DC calculés sont représentés par leurs valeurs statistiques (minima, 1<sup>er</sup> déciles, 1<sup>er</sup> quartiles, moyennes, médianes, 3<sup>ème</sup> quartiles, 9<sup>ème</sup> déciles, maxima et écarts types) dans le tableau 32, et plus en détail dans la figure 77 qui illustre les variations spatiales de cet indice.

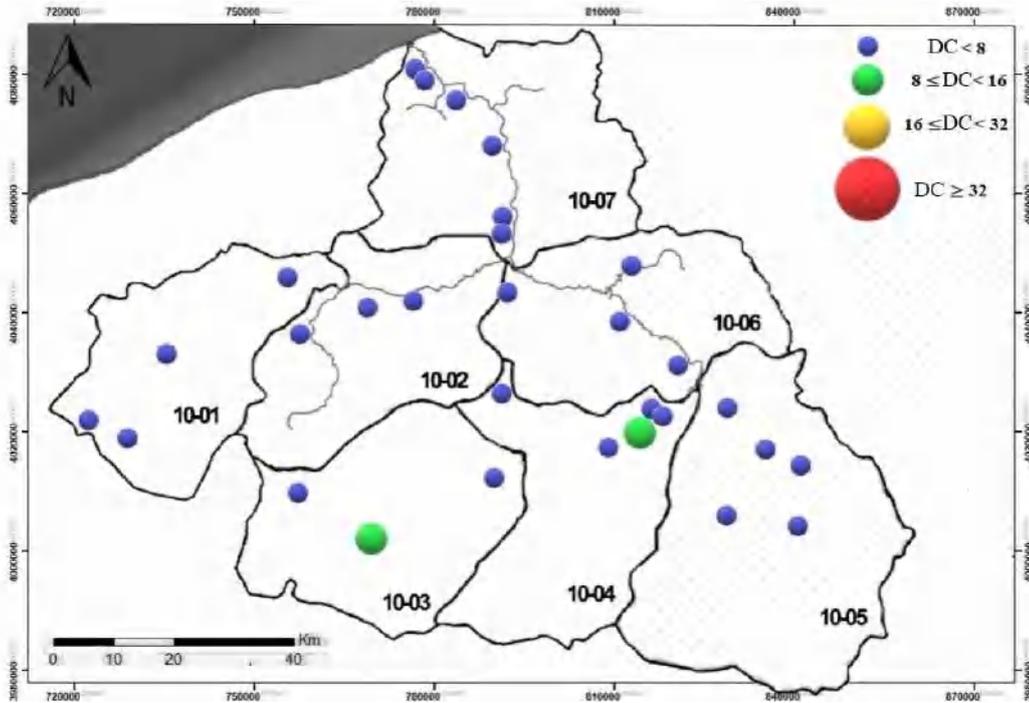
**Tableau 32.** Valeurs statistiques du degré de contamination des sols du bassin Kebir Rhumel.

	Degré de contamination (DC)
<b>Minimum</b>	2,60
<b>1<sup>er</sup> décile</b>	2,99
<b>1<sup>er</sup> quartile</b>	3,70
<b>Moyenne</b>	4,77
<b>Médiane</b>	4,33
<b>3<sup>ème</sup> quartile</b>	5,10
<b>9<sup>ème</sup> décile</b>	6,66
<b>Maximum</b>	11,99
<b>Ecart type</b>	1,91

Le degré de contamination par rapport à l'ensemble des éléments traces métalliques étudiés (Cd, Cr, Cu, Pb, et Zn) dans les sols du Kebir Rhumel varie entre un minimum de 2,597 qui caractérise la station S11 du sous bassin SB10-04, à un maximum de 11,906 qui caractérise la station St13 du sous bassin SB10-04. Le degré de contamination polymétallique des sols du bassin Kebir Rhumel est donc de faible à modéré. Sur la globalité du bassin, le degré de contamination est faible ( $DC < 8$ ) à 93,3%, et modérée ( $8 \leq DC < 16$ ) à 6,7%. Avec une majeure contribution du cadmium et du plomb. En effet, les pics enregistrés dans les stations St13 et St9 correspondent aux FC élevés du cadmium, et celui enregistré à la St21 au FC du plomb.

**Figure 77.** Variations spatiales du degré de contamination (DC) en éléments traces métalliques dans les sols du Kébir Rhumel.

Dans l'intérêt d'une meilleure visualisation de la répartition spatiale du degré de contamination (DC), une typologie le présentant dans le bassin Kébir Rhumel est illustrée par la figure 78. Ainsi, la contamination polymétallique des sols dudit bassin est faible dans les sous bassin SB10-01, SB10-02, SB10-05, SB10-06 et SB10-07, et est faible à modérée dans le SB10-03, SB10-04.



**Figure 78.** Typologie des degrés de contamination (DC) des sols dans le bassin du Kébir Rhumel.

#### III.2.2.3.4. Risque écologique potentiel (Er)

Le risque écologique potentiel (Er) est un moyen d'estimer le risque écologique peut avoir un élément sur un écosystème. Ce facteur a été établi par Hakanson (1980) et est calculé selon l'équation suivante :

$$Er = Tr * FC$$

Avec :

FC = Facteur de contamination ;

Tr : Facteur de réponse toxique spécifique à chaque élément; Zn = 1, Cr = 2, Cu = 5, Pb = 5 et Cd = 30 (Hakanson, 1980 ; Li et al. 2014).

L'interprétation des résultats se fait selon les cinq classes attribuées par Hakanson (1980) présentées ci-dessous dans le tableau 33.

**Tableau 33.** Les différentes classes de risque écologiques selon les valeurs de l'indice Er (Hakanson, 1980).

Valeurs	Classes
$Er < 40$	Risque faible
$40 \leq Er < 80$	Risque modéré
$80 \leq Er < 160$	Risque considérable
$160 \leq Er < 320$	Risque élevé
$320 \leq Er$	Risque très élevé

Les résultats de cet indice sont représentés par leurs valeurs statistiques (minima, 1<sup>er</sup> déciles, 1<sup>er</sup> quartiles, moyennes, médiane, 3<sup>ème</sup> quartile, 9<sup>ème</sup> décile, maxima et écarts types) dans le tableau 34, ainsi que dans l'histogramme (Figure 84) qui expriment des variations conséquentes entre les différentes stations

**Tableau 34.** Valeurs statistiques du risque écologique (Er).

	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
<b>Minimum</b>	3,70	0,34	0,67	2,41	0,67
<b>1<sup>er</sup> décile</b>	8,56	0,72	1,08	2,83	0,82
<b>1<sup>er</sup> quartile</b>	10,78	1,04	1,45	3,42	1,01
<b>Moyenne</b>	32,56	1,50	2,02	6,16	1,30
<b>Médiane</b>	25,93	1,33	1,88	4,89	1,30
<b>3<sup>ème</sup> quartile</b>	36,12	1,71	2,44	6,90	1,45
<b>9<sup>ème</sup> décile</b>	48,88	2,30	3,09	8,89	1,79
<b>Maximum</b>	167,08	4,19	4,20	27,32	2,61
<b>Ecart type</b>	37,23	0,86	0,89	4,93	0,40

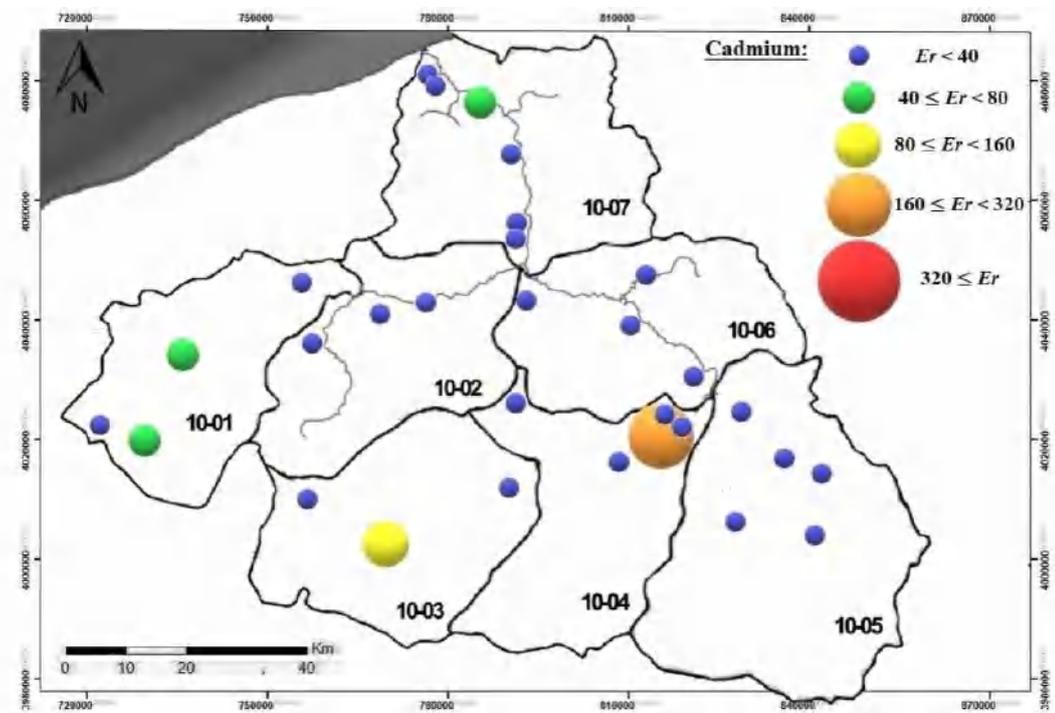
De là, nous présentons le risque écologique de chaque élément séparément comme suit :

#### a. Le risque écologique du cadmium (Cd)

Le risque écologique du cadmium (Cd) varie entre un minimum de 3,7 enregistré à la station St24 du sous bassin SB10-06, et un maximum de 167,08 qui concerne la station St13 du sous bassin SB10-04. Ainsi, le risque écologique lié à la contamination des sols du bassin Kebir Rhumel par le cadmium est considéré comme faible à élevé selon les stations.

Sur la globalité du bassin, le risque écologique lié au cadmium est faible ( $Er < 40$ ) à 83%, modéré ( $40 \leq Er < 80$ ) à 10%, considérable ( $80 \leq Er < 160$ ) à 3,33%, et élevé ( $160 \leq Er < 320$ ) à 3,33%.

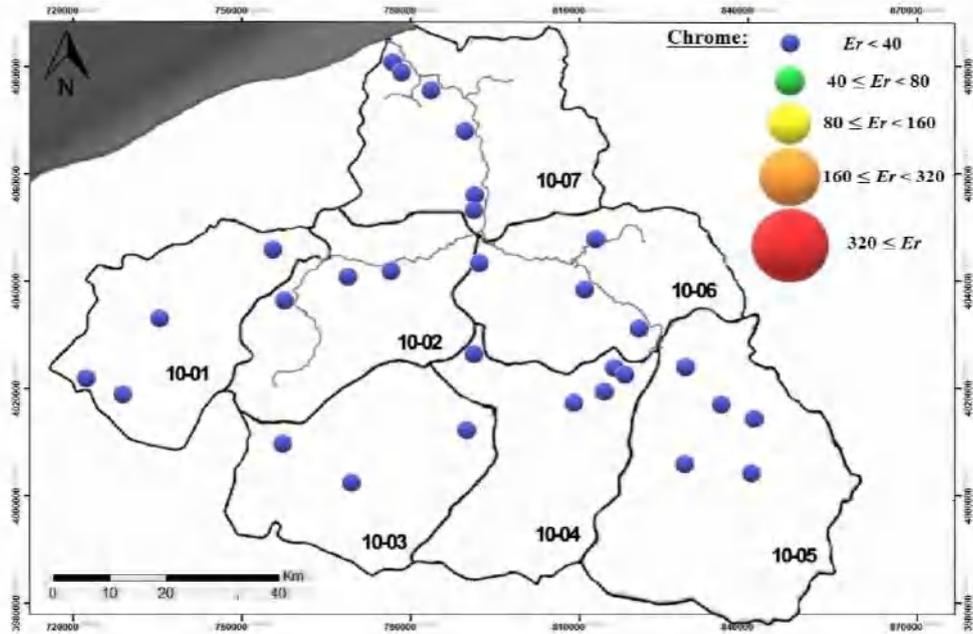
Dans l'intérêt d'une meilleure visualisation de la répartition spatiale du risque écologique lié à la présence du cadmium dans le sol, une typologie le présentant dans le bassin Kébir Rhumel est proposée (Figure 79). L'examen de cette dernière montre que le risque écologique sur les sols engendré par le cadmium présente des variations spatiales importantes. Il est faible dans les sous bassin SB10-02, SB10-05, SB10-06, faible à modéré dans le SB10-01, SB10-07, faible à considérable dans le SB10-03, et faible à élevé dans le SB10-04.



**Figure 79.** Typologie du risque écologique des sols engendré par le cadmium dans le bassin du Kébir Rhumel.

#### b. Le risque écologique du chrome (Cr)

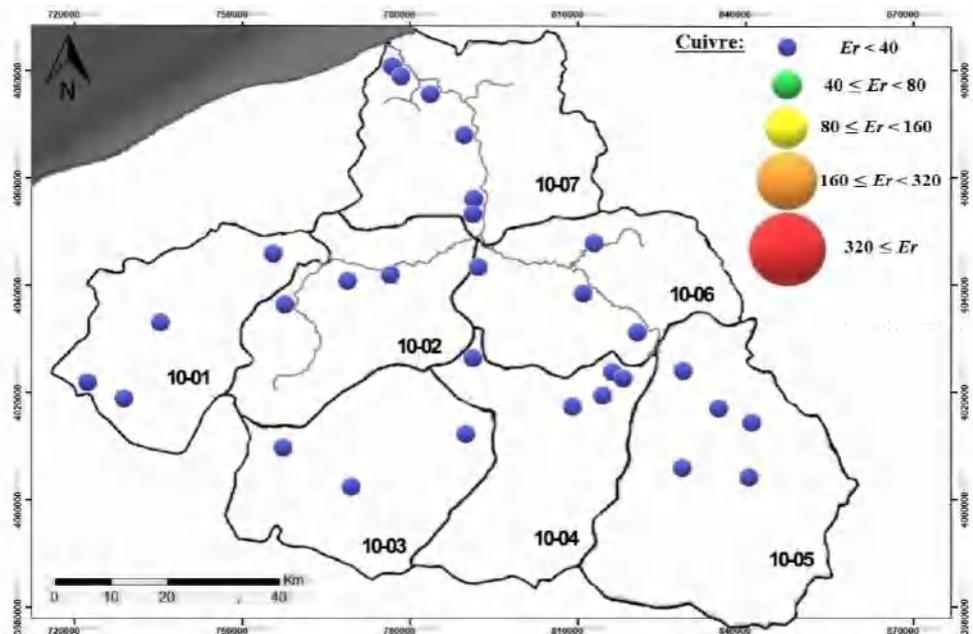
L'indice de risque écologique du chrome (Cr) varie entre un minimum de 0,34 enregistré à la station St25 du sous bassin SB10-07, et un maximum de 4,19 qui concerne la station St2 du sous bassin SB10-01. Ces résultats montrent que le risque écologique lié à la présence du chrome dans les sols du bassin Kébir Rhumel, est faible dans toutes les stations (Figure 80).



**Figure 80.** Typologie du risque écologique des sols engendré par le chrome dans le bassin du Kebir Rhumel.

**c. Le risque écologique du cuivre (Cu)**

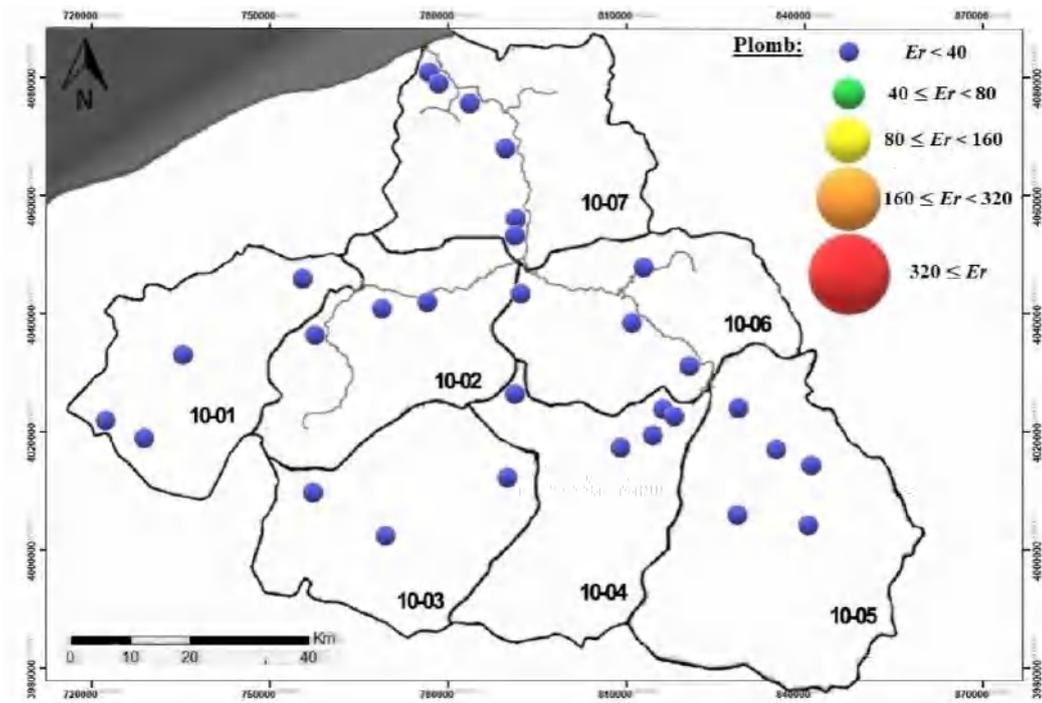
Le risque écologique lié au cuivre présent dans les sols dudit bassin varie entre un minimum de 0,67 enregistré à la station St21 du sous bassin SB10-06, et un maximum de 4,2 qui concerne la station St26 du sous bassin SB10-07. De même que pour le chrome, le risque lié à la présence du cuivre est faible sur la globalité du bassin. Toutes les valeurs sont inférieures à 40 (Figure 81).



**Figure 81.** Typologie du risque écologique des sols engendré par le cuivre dans le bassin du Kebir Rhumel.

#### d. Le risque écologique du plomb (Pb)

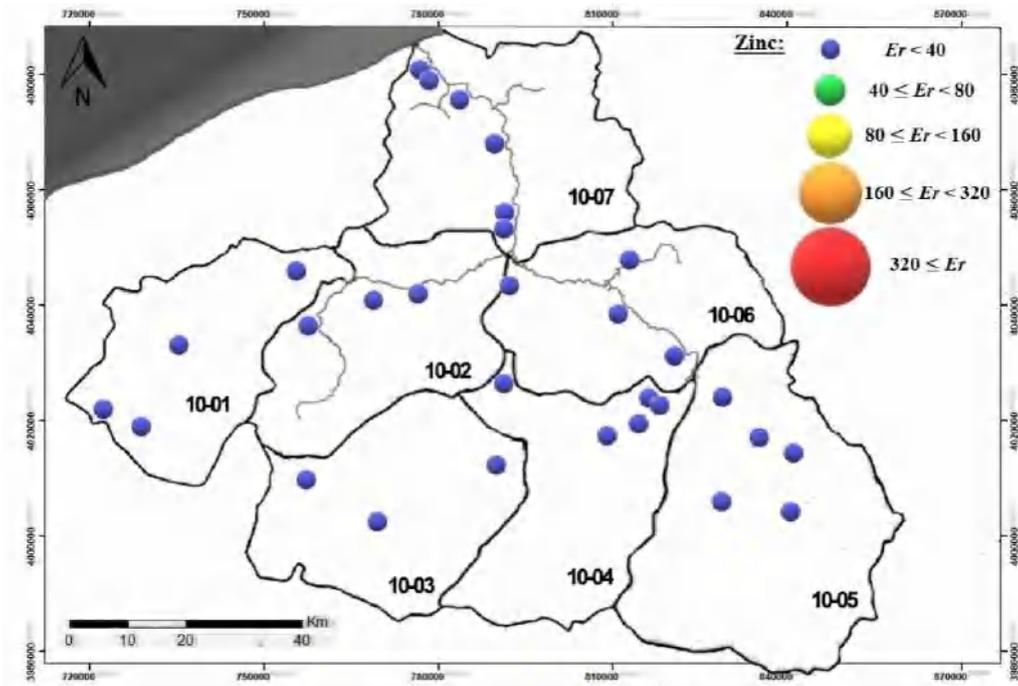
L'indice du risque écologique du plomb varie entre un minimum de 2,41 enregistré à la station St24 du sous bassin SB10-06, et un maximum de 27,32 qui concerne la station St21 du sous bassin SB10-06, reflétant ainsi une situation de risque écologique faible par rapport à l'ensemble du bassin. Toutes les valeurs sont inférieures à 40 (Figure 82).



**Figure 82.** Typologie du risque écologique des sols engendré par le plomb dans le bassin du Kebir Rhumel.

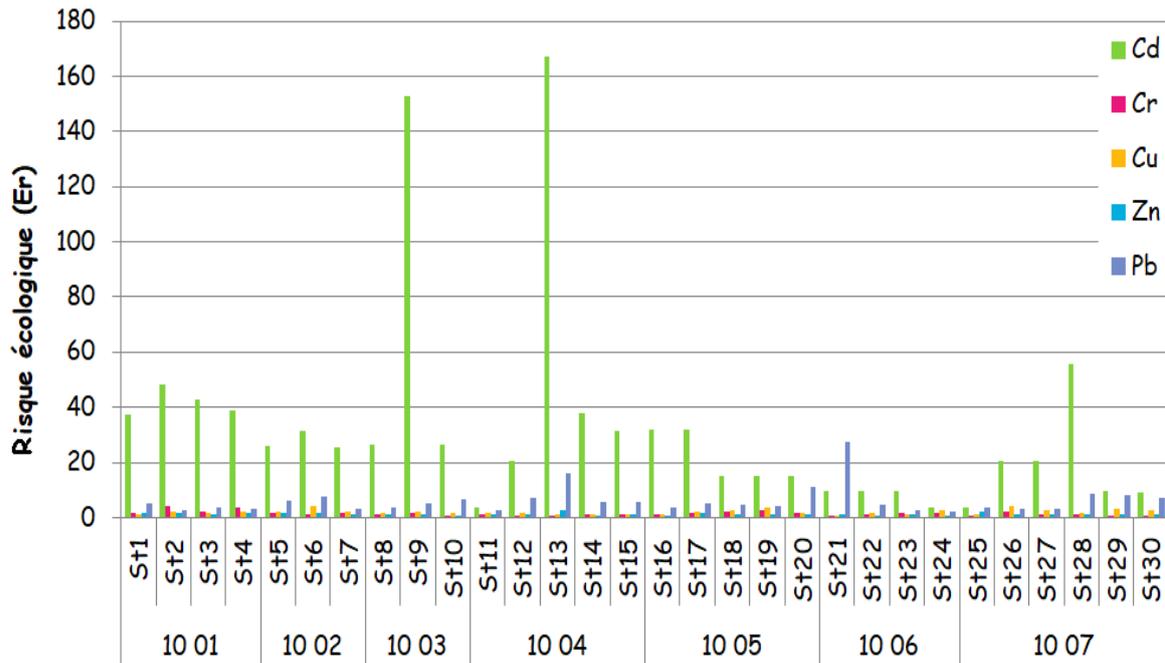
#### e. Le risque écologique du zinc (Zn)

Le risque écologique du zinc varie entre un minimum de 0,67 enregistré à la station St24 du sous bassin SB10-06, et un maximum de 2,61 qui concerne la station St13 du sous bassin SB10-04. Ce dernier est considéré comme faible sur la globalité du bassin. Toutes les valeurs sont inférieures à 40 (Figure 83).



**Figure 83.** Typologie du risque écologique des sols engendré par le zinc dans le bassin du Kebir Rhumel.

Pour avoir une idée globale des risques de contamination des cinq métaux lourds étudiés, nous avons illustré leurs variations en fonction des stations et des sous bassins par la figure 84. Ainsi, dans le bassin Kébir Rhumel, nous observons que le cadmium est le métal à risque écologiques ( $Er$ ) dominant ; les piques enregistrés appartiennent majoritairement à cet élément. Les indices les plus importants sont enregistrés dans les stations St13 et St9. Le ( $Er$ ) max enregistré à la station St21 appartient lui au plomb. Le reste du risque écologique ont tous des valeurs inférieures à 30.



**Figure 84.** Distribution spatiale des risques écologiques (Er) des éléments traces métalliques sur les sols étudiés.

#### III.2.2.3.5. Indice du risque écologique potentiel (PERI)

Cet indice proposé par Hakanson (1980) est utilisé pour évaluer le risque écologique potentiel lié à l'ensemble des éléments traces métalliques. Sa méthode considère globalement la synergie, le niveau toxique, la concentration des éléments traces métalliques et la sensibilité écologique de ces derniers (Nabholz, 1991 ; Singh et al. 2010 ; Douay et al. 2013). Il est formé de trois modules de base : degré de contamination (DC), facteur de réponse toxique (Tr) et risque écologique potentiel (Er). Le calcul de cet indice se fait selon la formule de Hakanson (1980):

$$PERI = \sum_{i=1}^n Er$$

Avec :

Er : Risque écologique potentiel ;

n : Nombre d'éléments traces métalliques étudiés (n=5).

L'interprétation de ces résultats se fait par les cinq classes établies par Hakanson (1980) présentées dans le tableau 35 :

**Tableau 35.** Classes de contamination des sols en fonction de l'indice du risque écologiques potentiel-PERI (Hakanson, 1980).

Valeurs	Interprétation
PERI < 90	Risque faible
$90 \leq \text{PERI} < 180$	Risque modéré
$180 \leq \text{PERI} < 360$	Risque considérable
$360 \leq \text{PERI} < 720$	Risque élevé
$720 \leq \text{PERI}$	Risque très élevé

Les résultats du calcul du PERI sont représentés par leurs valeurs statistiques (minima, 1<sup>er</sup> déciles, 1<sup>er</sup> quartiles, moyennes, médianes, 3<sup>ème</sup> quartiles, 9<sup>ème</sup> déciles, maxima et écarts types) dans le tableau 36, et plus en détail dans la figure 85 qui illustre les variations de l'indice du risque écologique potentiel (PERI) en fonction des stations et des sous bassins.

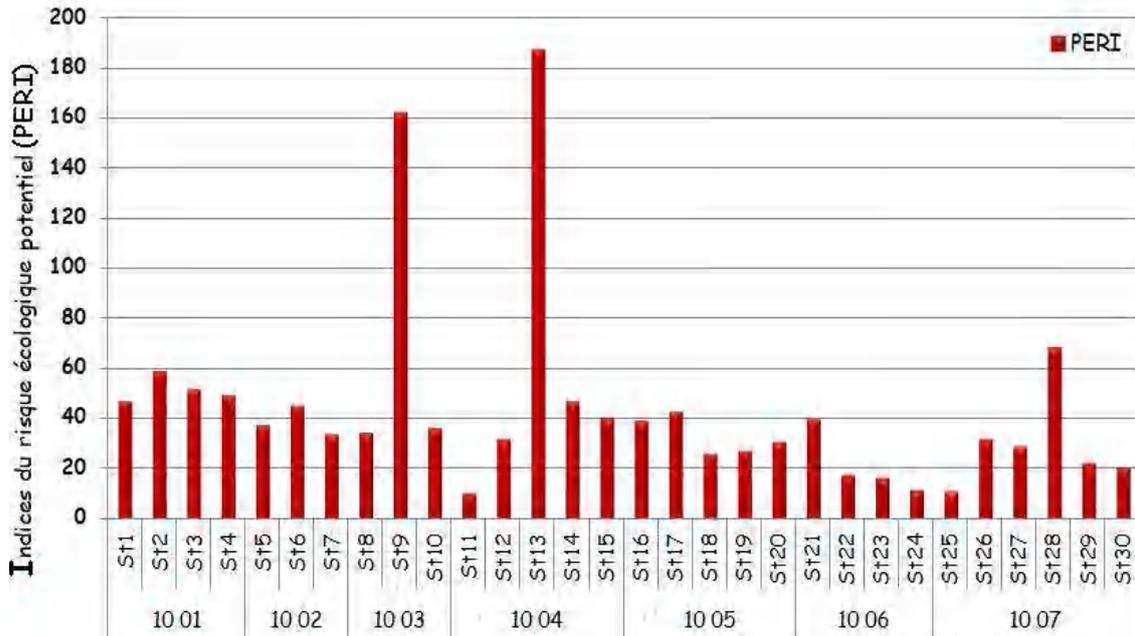
**Tableau 36.** Valeurs statistiques de l'indice du risque écologique potentiel (PERI) des sols du bassin Kebir Rhumel.

	Indice du risque écologique potentiel (PERI)
<b>Minimum</b>	10,42
<b>1<sup>er</sup> décile</b>	15,81
<b>1<sup>er</sup> quartile</b>	26,39
<b>Moyenne</b>	43,53
<b>Médiane</b>	35,24
<b>3<sup>ème</sup> quartile</b>	46,57
<b>9<sup>ème</sup> décile</b>	60,08
<b>Maximum</b>	187,6
<b>Ecart type</b>	38,48

L'indice du risque écologique potentiel (PERI) de l'ensemble des éléments traces métalliques étudiés (Cd, Cr, Cu, Pb, et Zn) dans les sols du Kebir Rhumel varie entre un minimum de 10,42 qui caractérise la station St11 du sous bassin SB10-04, à un maximum de 187,6 qui caractérise la station St13 du même sous bassin.

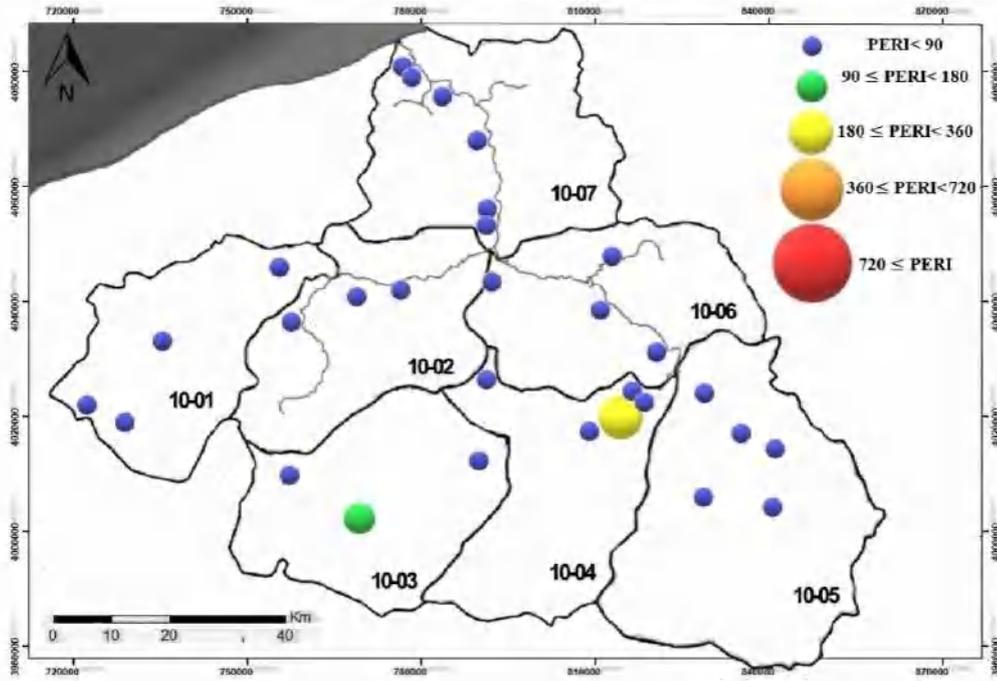
Le PERI des sols du bassin Kebir Rhumel est ainsi faible à considérable. Sur la globalité du bassin, l'indice du risque écologique potentiel (PERI) est faible (PERI < 90) à 93,3%. Il

est modéré ( $90 \leq \text{PERI} < 180$ ) à 3,3% et considérable ( $180 \leq \text{PERI} < 360$ ) à 3,3%. Avec une majeure contribution du cadmium et du plomb. En effet, les piques enregistré dans les stations St 13 et St9 correspondent aux importants Er du cadmium, et celui enregistré à la St21 au Er du plomb.



**Figure 85.** Variations spatiales des indices du risque écologique potentiel (PERI) dans les différentes stations du Kébir Rhumel.

Dans l'intérêt d'une meilleure visualisation de la répartition spatiale du risque écologique potentiel (PERI), une typologie le présentant dans le bassin Kébir Rhumel est proposée (Figure 86). Cette dernière montre que, le risque est faible dans les sous bassin SB10-01, SB10-02, SB10-05, SB10-06 et SB10-07, faible à modéré dans le SB10-03, et faible à considérable dans le SB10-04.



**Figure 86.** Typologie du risque écologique potentiel (PERI) dans le bassin du Kebir Rhumel.

#### III.2.2.4. Discussion des résultats relatifs à la physico-chimie et éléments traces métalliques dans le sol

Durant la présente étude, nous avons établi une caractérisation physico-chimique des sols des bordures des oueds du bassin Kébir Rhumel. Les résultats obtenus présentent une hétérogénéité de la physico-chimie des sols, exprimée par des taux de pH, de conductivité électrique, de calcaire total, de matière organique, de carbone, de capacité d'échange cationique, d'azote totale, d'argile, de limon et de sable extrêmement variables d'une station à l'autre mais, aussi d'un sous bassin à l'autre.

La large superficie du bassin (environ 8815 km<sup>2</sup>) est composée d'une géomorphologie et d'une lithologie diversifiées qui influent les caractéristiques physico-chimiques des sols étudiés. En effet les sols des bords des oueds possèdent un caractère azonal (Mébarki, 2005). Le profil superficiel d'une épaisseur de 0 à 20 cm en bordures des oueds est essentiellement composé de sols particulièrement jeunes. Les oueds souvent localisés en dépression par rapport à la morphologie du site, sont soutenus par des bordures résultants d'alluvions amenées par l'érosion des matériaux approximatifs (Sheta et al. 2004). Ainsi, la composition des sols des bordures des oueds du bassin Kebir Rhumel est similaire à celle des roches approximatifs. La lithologie du bassin Kébir Rhumel se compose de cinq domaines (Mebarki, 1982, 2005) : - D<sub>I</sub> : Les Hautes-Plaines sud-constantinoises, qui se

composent des massifs carbonatés et massifs de calcaires. - D<sub>II</sub> : Le bassin de Constantine-Mila à dominance argileuse, avec quelques affleurements calcaires. - D<sub>III</sub> : Les nappes tectoniques de Djemila, composées de marnes (mélange de carbonates et de minéraux argileux) et de calcaires marneux. - D<sub>IV</sub> : La dorsale kabyle au nord de Grarem Gouga (Mila), constituée essentiellement de grès et de quelques roches calcaires. - D<sub>V</sub> : La petite Kabyle d'El Milia, avec son socle granitique et schistes et la vallée du Kébir s'encaisse dedans, constituée de graviers et sables abondants.

- La caractérisation physico-chimique des sols a été suivie d'un diagnostic de l'état de santé des sols par une analyse de cinq éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb, et Zn), qui interviennent dans le transport ou encore l'immobilisation des toxiques (Chen et al. 2019; Pathirana et al. 2019, 2020). En effet, les résultats des corrélations (Tableau 26) révèlent que les ETM sont influencés par la contribution des paramètres physico-chimiques des sols.

Le cadmium est significativement corrélé à la capacité d'échange cationique. Cette dernière évoque la quantité maximale de cations qu'un sol peut absorber (*cf. II.5.1.2.7. Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC)*), (Hazelton et Murphy, 2007). En effet, une augmentation de la CEC engendre une augmentation des sites de fixation des cations. De là, nous pouvons en déduire que le cadmium est faiblement présent sous sa forme cationique Cd<sup>2+</sup> dans la solution des sols du Kébir Rhumel. Cette forme suscite une attention croissante des chercheurs en raison de sa grande toxicité et sa disponibilité pour les organismes vivants (Xu et al. 2020). Les méthodes de remédiation de cette forme de cadmium sont multiples. Elles agissent par précipitation chimique, électrolyse et osmose inverse. Elles sont tellement coûteuses qu'actuellement la meilleure alternative peu coûteuse, efficace et respectueuse de l'environnement a été investiguée par Xu et al. (2020), qui repose sur le principe de biosorption à l'aide de biomasse microbienne de *Pseudomonas* sp.375. Les résultats montrent que dans un litre de solution aqueuse contaminée, 1g de biomasse de cette bactérie absorbe jusqu'à 92,6 mg/g de Cd.

Le cadmium est très significativement corrélé à la conductivité électrique. Ce paramètre mesuré dans la solution du sol indique sa salinité (*cf. II.5.1.2.2. Détermination de la conductivité électrique (CE)*). En effet, une augmentation de ce paramètre engendre une augmentation des sels dans le sol. De là, nous pouvons en déduire que le cadmium est moyennement présent sous forme de sels. Plus précisément sous sa forme complexe de

chlorure de cadmium  $\text{CdCl}^+$ . Cette forme est autant dangereuse, puisque elle acquière au cadmium une solubilité, qui le rend disponible même dans les sols alcalins (Li et al. 1994 ; Belhjouani, 2019). Li et al. (2019) avaient expliqué une augmentation possible de sa biodisponibilité par deux phénomènes : le premier étant que l'augmentation de  $\text{Cl}^-$  dans le sol diminue son pH, ce qui dissout le complexe solide  $\text{CdCl}^+$ , entraînant ainsi la libération de  $\text{Cd}^{2+}$  dans la solution du sol. Le deuxième, étant que le  $\text{Cl}^-$  dans le sol augmente l'absorption du complexe  $\text{CdCl}^+$  par les êtres vivants. Il existe une corrélation hautement significative entre le cadmium et le taux de  $\text{CaCO}_3$ . Ce paramètre intervient dans la chélation des éléments traces métalliques, par adsorption, par précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, ou encore par insertion dans le réseau de  $\text{CaCO}_3$  (Perrono, 1999) (*cf. II.5.1.2.3. Détermination le taux du calcaire total ( $\text{CaCO}_3$ )*). De là, nous pouvons en déduire que dans les sols du Kébir Rhumel le cadmium est le plus souvent complexé sous la forme inorganique  $\text{CdCO}_3$  soluble dans la solution du sol. Cette formation est possible car les cations de cadmium et de calcium sont similaires ( $\text{Cd}^{2+}$  et  $\text{Ca}^{2+}$ ) (Moghal et al. 2020).

Le chrome est corrélé au pH du sol de manière significative. Ce dernier exprime le taux d'hydron  $\text{H}^+$  et la capacité de la phase solide à libérer des cations (Calvet, 2013) (*cf. II.5.1.2.1. Détermination du potentiel hydrogène (pH)*). En effet, une augmentation du pH engendre celle du chrome. Ceci nous informe que le chrome dans les sols du bassin Kébir Rhumel se trouve sous forme hydroxyde ( $\text{Cu}(\text{OH})_2$ ). Une substance gélatineuse bleu pâle souvent vendu pour son caractère fongicide et bactéricide dans les cultures agricoles (Valarmathi et al. 2013), et aussi dans le secteur industriel (Ouakouak et al. 2020). Cette forme est mobile car soluble dans la solution du sol, et donc biodisponible pour la pédoflore et faune (Cota-Ruiz et al. 2018). Le chrome est corrélé de manière significative au taux d'argile dans le sol. Il est également corrélé au taux de limon de manière hautement significative. Ces derniers, sont des composants du sol qui informent sur sa texture et conditionnent le comportement des éléments traces métalliques (Jiang et al. 2019). En effet, dans ce contexte le chrome est emprisonné entre les feuillets des argiles et fixé au limon. Cet état le caractérise comme très peu mobile dans le sol. Si bien que ces composés sont utilisés comme méthode de remédiation physique pour la dépollution des ETM (Hernot, 2016). L'étude de Ashour et Tony (2020), propose l'utilisation de l'argile minérale naturelle pour la fixation du chrome (VI). Aussi, Ouadjenia-Marouf et al. (2013) confirment que les constituants limoneux dont le quartz, la calcite et un mélange d'argiles

sont très efficaces pour la fixation des métaux et spécialement le chrome et le cuivre (Jusqu'à 95% de la concentration totale des ions métalliques étudiés).

Le cuivre est corrélé au pH du sol de manière très significative. En effet, l'augmentation de ce paramètre engendre une diminution de l'hydronium ( $H^+$ ), alors que les hydroxydes ( $OH^-$ ) augmentent (Calvet, 2013). De là, nous pouvons en déduire que le cuivre est sous forme de complexes hydroxyle anioniques. Notamment, les hydroxydes de cuivre ( $Cu(OH)_3^-$ ) et ( $Cu(OH)_4^{2-}$ ), qui sont souvent rencontrés dans les sols après traitement du sulfate de cuivre à la soude (Hooda, 2010). Le cuivre est également corrélé à la CEC du sol de manière très significative. Ce paramètre exprime le taux des sites de fixation des cations (Hazelton et Murphy, 2007). En effet, une augmentation de celle-ci induit une augmentation du cuivre. De là, nous pouvons déduire que le cuivre est sous forme cationique  $Cu^{2+}$ . Ces ions libres sont qualifiés de préoccupants car ils sont facilement absorbables par les végétaux et tous les organismes vivants par leur solubilité dans la solution du sol (Brezoczki and Filip, 2017; Li et al. 2020).

Le plomb est corrélé à la matière organique des sols du bassin Kébir Rhumel de manière très significative. En effet, une richesse en matière organique des sols engendre une hausse de la concentration du Pb. De là, nous pouvons en déduire que le Pb est sous forme échangeable ou à l'état de complexes dans le sol. Ces formes sont inquiétantes car instables, et donc facilement disponibles pour les êtres vivants (Hooda, 2010 ; Belhiouani, 2019). Deux formes de plomb organique sont très utilisées par les industries : le plomb tétraméthyle et le plomb tétraéthyle. Dans ce cas, le plomb est peu mobile car le complexe est uni par des liaisons de covalence extrêmement solides aux carbones des groupements méthyle ou éthyle. Il n'est donc pas ionisé et ne réagit pas avec les réactifs chimiques habituels du plomb minéral (Boudenne, 2011). Le plomb est corrélé à la conductivité électrique des sols de façon hautement significative. Ceci, nous informe que la majeure partie du plomb dans le sol est sous forme de sels souvent représentés par le  $PbCl_2$ . Cette forme est possible par la similarité ionique entre le  $Pb^{2+}$  et le  $Ca^{2+}$  (Acosta et al. 2011). Elle est inquiétante car soluble dans la solution du sol, et donc biodisponible pour les organismes vivants.

Le zinc n'est corrélé à aucun paramètre physico-chimique des sols du Kébir Rhumel, donc sa variation est aléatoire et ne dépend d'aucun paramètre étudié.

- Par ailleurs, les teneurs en éléments traces métalliques peuvent aussi être influencés par les divers facteurs climatiques du bassin Kébir Rhumel, dont essentiellement la

température. Elle conditionne l'augmentation de la concentration des ETM dans la phase liquide des sols *via* le phénomène d'évaporation. Elle augmente aussi l'activité des éléments traces métallique, qui peuvent par conséquent avoir des taux d'absorption plus rapide. En plus, sous l'effet de la chaleur, l'évapotranspiration augmente, et donc le taux d'absorption par les plantes est plus important (Sherene, 2010; Latosińska, 2017; Rieuwerts, 2017).

- Globalement, les résultats révèlent une hétérogénéité dans la répartition des ETM dans le bassin du Kebir Rhumel ; qui est probablement liée aux divers types d'activités anthropiques, génératrices des divers éléments (Tableau 37). En effet, la comparaison faite entre nos résultats et ceux des études, qu'elles soient entreprises dans le bassin Kébir Rhumel (Ouahrani et Gheribi, 2007 ; El-Hadef-El-Okki et al. 2016), notamment à B'kira, à Ibn Badis et à Ibn Ziad (Belhiouani, 2019), ou en dehors du bassin à El Hadjar et Oum Bouaghi (Belhiouani, 2019) et à Hassi Messaoud (Benhaddya et Hadjer, 2013), confirme l'impact de l'action anthropique sur les sites étudiés. En effets plusieurs sources émettrices d'éléments traces métalliques, activent dans le Nord-Est du pays. Elles sont d'autant plus importantes à proximité des grandes agglomérations. Dans cette étude et comme reporté par les études à proximité de la ville de Constantine (Ouahrani et Gheribi, 2007 ; El-Hadef-El-Okki et al. 2016 ; Belhiouani, 2019), les sols du bassin contiennent des concentrations inquiétantes en Cd, Cr, Pb et Zn. Seules les concentrations en cuivre (du métal individuellement parlant) restent acceptables et ne dépassent pas les seuils mondialement admises (Kabata-Pendias, 2011) pour toutes les études entreprises au niveau du bassin versant Kebir Rhumel. Aussi, et par rapport à l'ensemble des éléments quantifiés dans les sols du bassin Kebir Rhumel, les résultats présentent une hétérogénéité spatiale relativement importante, ce qui peut être directement attribuée à la proximité ou l'éloignement du point de prélèvement par rapport à la source émettrice (Ghayoraneh et Qishlaqi, 2017; Anjana et al. 2018; ABH, 2004). Ces sources, sont pour la plupart, principalement installées dans la ville de Constantine et sa périphérie, ou encore des sources éloignées impactant le bassin par les apports diffus d'origine atmosphérique et/ou hydrique (Belhiouani, 2019 ; El Hade El Okki et al. 2016 ; Sahli et al. 2012, 2011, Ouahrani et Gheribi, 2007 ; Afri-Mehennaoui et al. 2004).

**Tableau 37.** Principales activités anthropiques par sous-bassins du Kebir Rhumel (ABH, 2004).

Sous bassin	Stations	Types d'activité
<b>10-01</b>	1,2,3,4	Boulons, coutellerie, Robinetterie. Fabrication de ciment. Fabrication de plâtre.
<b>10-02</b>	5,6,7	Chauffage au gaz, cuisinières. Semoulerie, Minoterie.
<b>10-03</b>	8,9,10	Détergents et produits de nettoyage. Matériaux de construction.
<b>10-04</b>	11,12,13, 14,15	Pelles et Grues. Compacteurs, Compresseurs. Chariots, Elévateurs. Céramique sanitaire (dalle de sol). Menuisiers.
<b>10-05</b>	16,17,18, 19,20	Filature textile. Lait et dérivés. Produit du tabac. Minoterie. Gaz butane. Moteurs, tracteurs. Machines-outils. Cabines sahariennes. Transformation du marbre. Production de gaz industriel. Entretien des camions et bus. Boissons gazeuses et sirop. Traitement de peau brute (cuir). Parc.
<b>10-06</b>	21,22, 23,24	Matériaux de construction : Briques, ciment, faïence et céramique. Vaisselle en céramique. Fabrique de supports métalliques : poteaux, tubes. Industrie alimentaire : semoule, farine, margarine.
<b>10-07</b>	25,26,27, 28,29,30	Céramique sanitaire. Traitement des peaux et cuirs d'animaux.

Les teneurs enregistrées en cadmium sont majoritairement dues aux diverses activités anthropiques implantées dans le bassin Kebir Rhumel. Le pique en Cd ( $2,28\mu\text{g/g}$ ) correspond à la station St13 dans la région d'Ain Smara à Constantine, où le secteur industriel est amplement développé et pourrait être le responsable potentiel de cette situation. En effet, dans cette région activent de nombreuses industries mécaniques dont le complexe métallurgique de pelles et grues (SPA/EPE), le Centre Technique des Industries Mécaniques (CTIME), l'industrie de lubrifiants mécaniques « Sarl Beka lube Algérie », ainsi que l'entreprise Nationale des Matériels de Travaux Publics (ENMTP) qui compte deux filiales de production dans la même région : l'une produit des niveleuses (SOMATEL), et l'autre produit des rétro-chargeurs, compresseurs, compacteurs et pompe à béton (SOFARE). Les déchets de ces industries peuvent contenir des teneurs

conséquentes en cadmium qui est utilisé dans les batteries qui constituent une source importante de Cd mais aussi de plomb, nickel, mercure, et zinc. Ce métal est également employé dans les peintures ou pigments (Turner, 2019), et dans les moteurs et combustibles fossiles (Rzymiski et al. 2014). Dans la région d'Ain Smara également se trouve « Duravie » la fabrique de pergolas, véranda, abris de piscines et toutes sortes de couverture d'espaces en polycarbonate ; matière qui contient du cadmium (Lee et al. 2013). Toujours à Ain Smara nous recensons aussi l'usine (WISSO) de production variée des lingettes composée de cellulose, de viscosité ou de polyester pouvant générer du cadmium, en plus du plastique d'emballage coloré de pigments qui dans la plupart des cas contiennent du cadmium (Andujar et al. 2010).

De plus, les importantes concentrations en cadmium affectent les sols de cette station (St13) ; ce qui s'exprime dans le calcul des indices de contamination métallique ; en effet, le facteur d'enrichissement (FE) y est très élevé (Figure 70). Aussi, le facteur de contamination (FC) illustré par la figure 71 y est considérable, le degré de contamination (DC) y est modéré (Figure 77), et le risque écologique (Er) y est élevé (Figure 79). Même que l'on enregistre le PERI maximum à cette même station (Figure 85), forcément influencé par le cadmium. Le deuxième pic de cadmium de  $2,09\mu\text{g/g}$  a concerné les sols de la St9 dans la région d'Ouled Rahmoune ; région a un caractère plus agricole qu'industriel. Ces teneurs en Cd sont sûrement liées aux amendements en engrais phosphatés des terres agricoles de la région. En effet, à l'échelle mondiale les matières fertilisantes ne sont pas épurées de leurs éléments métalliques pour des raisons économiques, ce qui induit la présence de ces derniers en proportions extrêmement variables (Khenchouche and Khenchouche, 2020). Ces engrais sont issus de la mine de phosphate de Djebel Onk (Bir El Ater, Tebessa) située au S-E de notre zone d'étude. Le minerai est doté d'une capacité d'environ 2 milliards de tonnes de phosphate tricalcique (TPL) à 53-61% (Bounemia et Mellah, 2021). La présence de concentrations élevées de cadmium dans le sol augmente le risque pour les organismes vivants ; en effet, le cadmium dans le sol est un compétiteur potentiel vis-à-vis des cations essentiels, notamment pour le calcium car il emprunte les canaux calciques membranaires et rejoint le xylème par les plasmodesmes. Les décharges publiques non contrôlées dans la région peuvent aussi constituer une source potentielle de Cd (Kholladi, 2005). A cet égard, une entreprise de gestion des centres techniques d'enfouissement pour la wilaya de Constantine est l'ultime solution aux multiples décharges sauvages qui y sont implantés et dont plusieurs se trouvent à Ouled Rahmoune. Le taux élevé en Cd dans cette même région, pourrait aussi

être lié aux déchets d'hydrocarbures de source différentes, comme en a témoigné l'affaire de « la présumée découverte de pétrole, suite au forage d'un puits dans la petite commune d'Ouled Rahmoune » en mars 2021, quand dans un terrain agricole à la localité d'Ouled-Rahmoune un paysan avait fait l'étonnante découverte d'une énorme quantité de liquides visqueux sur ses terres, contaminant par ce fait les sols et eaux souterraines de la région. L'enquête entretenue par la SONATRACH avait conclu que ces liquides étaient en fait des huiles et déchets d'hydrocarbures de source inconnue qui se concentrent dans plusieurs spots de la région entravant la qualité des terres (Salem, 2021). Le cadmium peut être aussi lié à des sources un peu plus éloignées notamment la mine de Djebel Onk (Tebessa) qui est l'une des plus grandes réserves de phosphates en Algérie, et est éloignée de 175 km à vol d'oiseau du bassin Kébir Rhumel. De plus, les importantes concentrations de cadmium affectent les sols de cette station (St9) ; Ce qui s'exprime dans le calcul des indices monospécifique et influe les facteurs plurispécifiques. Cette station est caractérisée par un facteur d'enrichissement (FE) très élevé (Figure 70), un facteur de contamination (FC) considérable (Figure 71), Un degré de contamination (DC) modéré, et un indice de risque écologique (Er) considérable (Figure 97). Ainsi que le PERI ; on enregistre dans cette station le deuxième plus grand pique (Figure 85) qui est forcément influencé par les taux de ce métal. Dans la St28 à proximité d'El Anser, les concentrations sont moins élevées mais à surveiller (0,76µg/g). En effet, la concentration du Cd dans cette station, se traduit dans les indices monospécifiques et influe les facteurs plurispécifiques, en particulier dans le résultat du calcul du (Er) qui y est modéré (Figure 79), ainsi que le PERI, qui enregistre le 3<sup>ème</sup> pique le plus important (Figure 85).

Les teneurs enregistrées pour le chrome au niveau du bassin Kébir Rhumel sont très variées d'un point de vue spatial. Plusieurs études ont traité ce sujet concernant les différents compartiments du bassin Kébir Rhumel et ont identifiées plusieurs sources de contamination possibles, dont les retombées atmosphériques, rejets industrielles, l'épandage des boues de stations d'épurations, et les engrais phosphatés (Afri-Mehennaoui et al. 2008 ; Sahli, 2012 ; Sahli et al. 2012 ; 2011 ; El-Hadef El-Okki et al. 2016 ; Belhiouani, 2019). Les industries installées dans les sous-bassins 10-01 ; 10-05 et 10-07 retiennent particulièrement notre attention car ils peuvent constituées la source principale des piques de chrome (Figure 63). Ce qui influe sur le facteur de contamination (FC) qui y est majoritairement modéré (Figure 76).

En effet, dans le sous bassin 10-01, l'industrie de boulonnerie, coutellerie, et robinetterie utilisent le chrome pour ses propriétés inoxydables dans le plaquage par électrolyse de leurs productions. Dans le même sous bassin, activent une usine de production de ciment et une autre de plâtre, ces deux activités génèrent du chrome dans les poussières sortant des fours et par le biais de leurs cheminés par des quantités énormes (à l'ordre de plusieurs kilogrammes / année), qui retombent sur les sols de périmètre plus ou moins important car ils sont facilement emportés par les vents. Ils constituent un réel danger pour les êtres vivants car ces particules sont irritantes et susceptibles d'atteindre les alvéoles pulmonaires (Rebouh et Ribouh, 2018). En plus, que le ciment et le plâtre en tant que produits finis, contiennent des impuretés de chrome hexavalent (Cr VI) et de cobalt (Isıklı et al. 2003; Ešťoková et al. 2012). Dans le sous bassin 10-05, la contamination en chrome pourrait résulter de l'industrie de textile « COTEST » anciennement connue sous « SONITEX » ou encore la Tannerie Hadj Arab; car grâce à ses propriétés de pigmentation résistante, le chrome est utilisé dans les colorations, et aussi dans le tannage des cuirs ; bien souvent les déchets de ces fabriques génèrent une grande quantité de chrome intercalé dans les fibres de collagène. Par manque de moyens, ces déchets sont mal éliminés ce qui entraîne dans la plupart des cas une contamination de l'environnement (Akinola et al. 2008; Bhatia and Devraj, 2017). Actuellement, plusieurs méthodes de remédiation sont en court de développement, dont l'une qui semble très intéressante ; un matériau composite a été développé à partir de l'association de déchets de cuir tanné au chrome et de caoutchouc naturel. Ce matériau prisé dans l'industrie de la chaussure et du textile qui non seulement s'accorde aux normes Oeko-Tex et aussi avec la tendance du produit respectueux de l'environnement (Cavalcante et al. 2018). De plus, la manufacture de tabac United Tobbacos Constantine (UTC), ex-SNTA, siège à Ben Badis est dotée d'une capacité de stockage allant jusqu'à 40 tonnes de feuilles de tabac, est elle aussi source de diffusion du chrome et d'autres déchets extrêmement nocifs (Michaels et al. 2006; Hongxiang et al. 2008). Si bien que globalement, l'industrie du tabac est classée 18<sup>ème</sup> activité à produire des déchets toxiques (Novotny et al. 2009). Plusieurs autres activités installées dans ce bassin sont citées dans le tableau 37 et pourrait aussi contribuer à la hausse du chrome dans l'environnement avoisinant.

Bien que Constantine soit une ville réputée pour l'utilisation des quantités importantes de cuivre dans les ateliers de dinanderie et de joaillerie (associer à l'or ou à l'argent), ces activités ne semblent pas générer des concentrations importantes au point de contaminer les sols de la région. Plusieurs activités représentent des sources de rejet de Cu (Tableau

37), mais semble emmètré des concentrations inférieures au seuil admis pour les sols mondiaux ( $38,9\mu\text{g/g}$ ) (Kabata-Pendias, 2011). Ainsi, l'étude du cuivre comme élément isolé sur l'ensemble du bassin Kébir Rhumel révèle des concentrations acceptables. Cependant, cela n'empêche pas un éventuel déséquilibre si ce métal s'associe à d'autres éléments, ou encore les risques pour les êtres vivants par accumulation chronique dans l'organisme, ou encore par bioaccumulation. Ce résultat est confirmé par le calcul du facteur de contamination, qui est faible dans toutes les stations du bassin (Figure 76) ainsi que par les résultats de l'indice de risque mono-métallique (Er) sur les sols engendré par ce métal (Figure 84).

La contamination au plomb dans le bassin Kébir Rhumel a été sujet de plusieurs études qui l'ont caractérisé d'inquiétante à proximité de la ville de Constantine où des teneurs élevées ont été enregistrées dans les trois compartiments : eau, sédiments, et sol (Afri-Mehennaoui, 1998 ; Afri-Mehennaoui et al. 2004 ; Sahli, 2012 ; Sahli et al. 2011 ; 2012 ; Krika et al. 2013 ; El-Hadef-El-Okki, 2016 ; Terrouche et al. 2016). Ces études confirment le pic enregistré à la station St21, qui se reflète dans le facteur de contamination qui y est considérable (Figure 76; Figure 78). Ce pic pourrait s'expliquer par la présence de plusieurs sources émettrices, dont les zones industrielles de la ville à savoir « Palma » créé en 1976 est la plus ancienne zone industrielle de Constantine, sur une superficie de plus de  $1\text{ Km}^2$  et 69 lots. Cette zone regroupe diverses industries qui activent essentiellement dans l'agroalimentaire, la production d'énergie et de gaz, la production pharmaceutique, l'ameublement, etc. Le deuxième pic de plomb est enregistré à St13, où le facteur de contamination est considérable (Figure 76 ; Figure 78), ce qui a même influencé l'indice pluri-élémentaire PERI (Figure 85) où on enregistre un pic maximum qu'on qualifie de considérable (Figure 86). Il correspond à la zone industrielle d'Aïn Romane qui est située dans la commune d'Aïn-Smara s'étalant sur 140 ha et divisée en 280 lots de terrains. D'autres zones industrielles pourraient aussi être à l'origine des concentrations de plomb enregistrées de part et d'autres dans le bassin notamment celles d'Aïn Abid qui s'étale sur une superficie de 543 ha et 656 lots, et de Didouche Mourad s'étalant sur une superficie de 238 ha, en plus des zones d'activité dans toutes les provinces de Constantine (ABH, 2004 ; Ali-Khodja et al. 2017). L'usage de certains fertilisants en agriculture pourrait aussi contribuer à la hausse des concentrations de plomb dans le sol (Nacke et al. 2013). L'excès de plomb enregistré dans les stations du bassin Kébir Rhumel pourrait également être généré par le trafic routier, d'autant plus que par soucis d'accessibilité à pieds (dénivelé important, sites rocheux, terres clôturées, présence de

reptiles et animaux dangereux...). Les stations investiguées sont majoritairement proches des axes routiers ; cette contamination est donc possible par les retombées atmosphériques émises du tronçon de l'autoroute de l'Unité du Maghreb (AUM) plus connue par Autoroute Est-Ouest algérienne, qui traverse la ville de Constantine d'Ain El Bey à El Meridj (13 km). Les trafics journaliers ont été estimés à 15 000 véhicules/heure sur les 6 premiers km et 9 500 véhicules pour la seconde partie de 7 km (African Development Bank ABD, 2005 ; Terrouche et al. 2015 ; Ali-Khodja et al. 2017; Bencharif-Madani et al. 2019). De plus ces rejets sont liés aux émissions du moteur à l'échappement, ils sont donc plus important à l'usure des véhicules : fumée d'échappement, fuites, usure des pneumatiques, et corrosion des freins, l'abrasion de la chaussée, ou encore l'usure des équipements de la route notamment les glissières, et panneaux de signalisation (Branchu et al. 2013).

Les résultats relatifs aux concentrations enregistrées pour le zinc, reflètent une contamination dans plusieurs stations du Kébir Rhumel. Touchant l'ensemble des sous bassins comme confirment les résultat du facteur de contamination qui est majoritairement modéré, particulièrement dans les SB10-01, SB10-02, SB10-07 où on enregistre un facteur de contamination exclusivement modéré (Figure 75), ainsi que le facteur d'enrichissement (Figure 70). Ceci confirme les constats faits par plusieurs auteurs dans le Constantinois pour différents compartiments, notamment par Ouahrani et Gheribi-Aoulmi (2007) ; Sahli et al. (2011) ; El-Hadef El-Okki et al. (2016), et Belhiouani (2019). Le zinc défini comme oligoélément, est toxique à fortes concentrations ; il détruit la pédofaune (Smit and Van Gestel, 1998), et les mycorhizes des végétaux (Watts-Williams et al. 2013). Un pique maximal a été enregistré dans la région d'Ain Smara (St13), caractérisé par un facteur de contamination FC modéré (Figure 75), un degré de contamination (Dc) maximale modéré (Figure 77, 78), et un PERI maximale considérable (Figure 85, 86). Comme précédemment cité, dans cette station (St13) se localise plusieurs usines métallurgiques et mécaniques, en plus de la zone industrielle d'Aïn Romane où on trouve des activités de galvanisation du fer, gouttières de toitures, piles électriques, pigments, et peintures, matières plastiques, et de caoutchouc. D'autant plus que la région d'Ain Smara est riche en terrains agricoles ; on compte des fermes de plusieurs hectares de production laitière et de cultures maraichères. Ces épandages agricoles (alimentation, animaux, lisiers) en plus des amendements utilisés, constituent également une source potentiel de zinc (Foughali et al. 2019; Allioua, 2021). Un deuxième pique est enregistré dans la région de Hamala (St25 ; Wilaya de Mila) ; cette région est plus à caractère agricole. Ses deux stations contaminées par le zinc (St13 et St25) pourraient aussi être affectées par le trafic routier majoritairement l'autoroute A1 et

la route nationale RN5 pour Ain Smara. Pour la station de Hamala c'est plutôt la route nationale RN27.

Il est à noter que les résultats de l'analyse des concentrations des cinq éléments, et de la comparaison de ces derniers avec les seuils établis pour les sols mondiaux (Kabata-Pendias, 2011), français (Baize, 1997), chinois (Chen et al. 1991), à Hawaïens (Shacklette et Boerngen, 1984), au canadiens (Canadian Council of Ministers of the Environment-CCME, 2007), et polonaise (Kicinska, 2016), ainsi que la comparaison avec les études entreprises pour différents sols du bassin Kébir Rhumel (Ouahrani et Gheribi, 2007 ; El-Hadef-El-Okki et al. 2016), notamment à B'kira, à Ibn Badis et à Ibn Ziad (Belhiouani, 2019), ou en dehors du bassin à El Hadjar et Oum Bouaghi (Belhiouani, 2019) et à Hassi Messaoud (Benhaddya et Hadjer, 2013), en plus du calcul des indices de contamination mono et pluri-élémentaires et du risque écologique sur les sols, confirment l'importante influence du Cd et du Pb dans la contamination des sols du bassin Kébir Rhumel, et la grande contribution de ces deux métaux dans la contamination et la dégradation des sols du Kébir Rhumel.

### III.2.3. Biosurveillance de la contamination métallique des sols du Kebir Rhumel

#### III.2.3.1. Teneurs en éléments traces métalliques dans les tissus de *Cornu aspersum*

Les teneurs des cinq éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb, et Zn) ont été déterminées dans la masse pédieuse et la masse viscérale des *Cornu aspersum* juvéniles et adultes récoltés dans le bassin du Kebir Rhumel.

Les résultats de l'évaluation des teneurs en éléments traces métalliques dans les différents type de tissus sont représentés dans le tableau 38 par leurs valeurs statistiques (minima, 1<sup>er</sup> déciles, 1<sup>er</sup> quartiles, moyennes, médianes, 3<sup>ème</sup> quartiles, 9<sup>ème</sup> déciles, maxima et écarts types) et illustrés par les figures 87 ; 88 ; 89 ; 90 et 91.

**Tableau 38.** Teneurs en éléments traces métalliques ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les pieds et les viscères des *Cornu aspersum* juvéniles et adultes ( $n_{\text{Juvéniles}} = 20$  individus ;  $n_{\text{Adultes}} = 10$  individus).

		Cd		Cr		Cu		Pb		Zn	
		Pieds	Viscères								
Minimum	Juvéniles	0,4	1	0,0	1,2	18	16,6	3,2	5,0	41,3	107,7
	Adultes	0,2	1,1	0,1	0,3	34,4	23,2	0,4	5,4	44,4	51,8
1 <sup>er</sup> décile	Juvéniles	0,7	2,0	0,2	1,9	32,8	28,4	4,2	8,8	49,5	127,4
	Adultes	0,4	1,6	0,2	0,4	47,8	29,6	3,2	7,0	46,0	65,0
1 <sup>er</sup> quartile	Juvéniles	0,9	3,1	0,7	4,2	37,8	36,6	4,8	9,9	67,1	142,7
	Adultes	0,8	3,1	1,4	0,8	54,4	40,2	5,3	9,4	52,3	81,5
Moyenne	Juvéniles	2,3	4,9	1,4	10,4	60,3	48,7	6,6	15,3	82,4	212,3
	Adultes	1,4	4,7	2,2	3,8	74,0	60,7	5,8	14,7	63,0	139,6
Médiane	Juvéniles	1,7	3,8	1,3	6,7	61,0	42,2	5,3	13,4	87,1	186,7
	Adultes	1,3	5,2	1,7	1,8	72,3	52,9	5,8	11,6	61,7	118,2
3 <sup>ème</sup> quartile	Juvéniles	3,4	4,9	1,9	15,3	70,9	57,8	6,6	18,0	95,5	254,4
	Adultes	1,9	6,2	2,7	4,7	91,1	83,5	6,8	18,0	73,9	151,5
9 <sup>ème</sup> décile	Juvéniles	4,8	9,4	2,5	22,4	97,3	67,2	9,3	26,0	108,5	334,9
	Adultes	2,6	7,6	3,2	12,3	101,9	92,4	7,4	26,8	81,3	318,4
Maximum	Juvéniles	5,1	13,4	3,4	29,7	140,3	157,2	23,8	41,6	113,5	587,0
	Adultes	2,9	8,4	11,4	15,3	127,5	120,2	11,9	33,2	88,1	402,8
Ecart type	Juvéniles	1,6	3,3	0,9	8,3	28,2	27,1	4,0	8,1	22,1	106,1
	Adultes	0,8	2,2	2,1	4,5	22,9	26,9	2,4	7,8	13,2	89,1

#### III.2.3.1.1. Cadmium

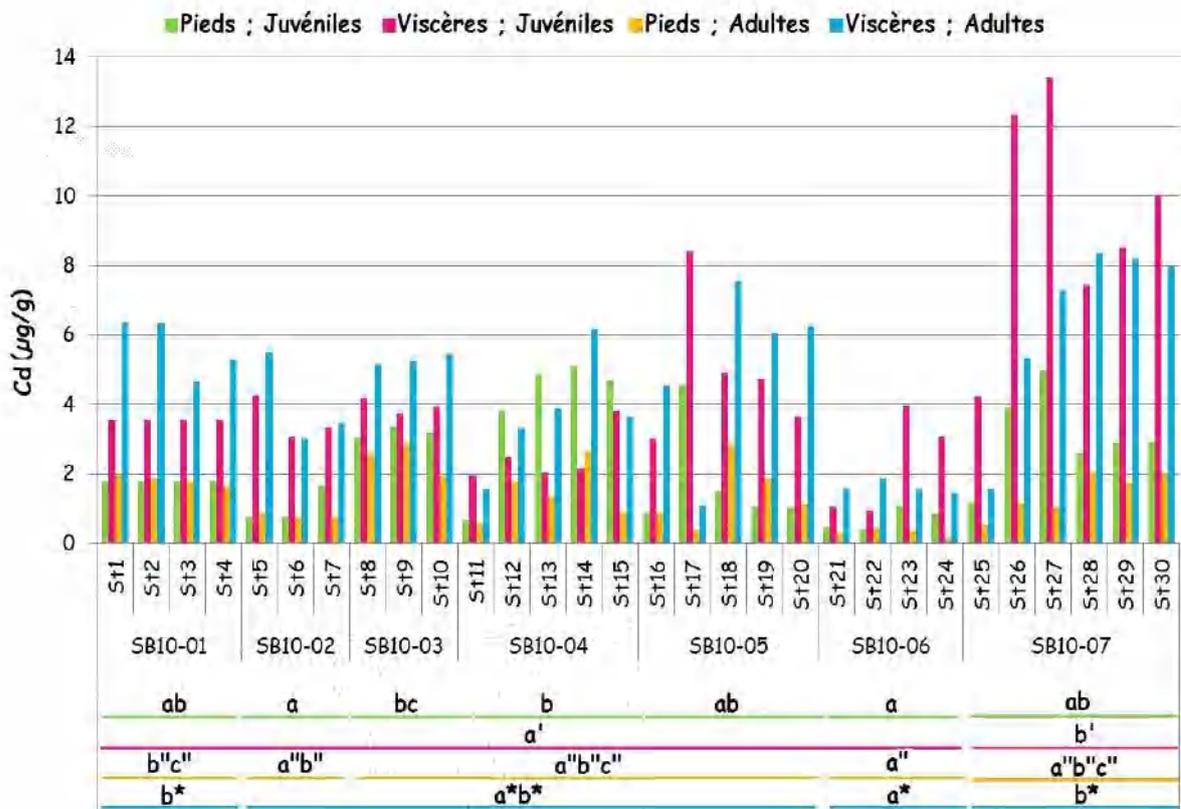
Les variations spatiales des teneurs en cadmium dans les tissus mous de *C. aspersum* sont illustrées par la figure 87. Dans la masse pédieuse des juvéniles, les teneurs varient entre un minimum de 0,4  $\mu\text{g/g}$  et un maximum de 5,1  $\mu\text{g/g}$ . Alors que dans la masse viscérale, le minimum est de 1  $\mu\text{g/g}$ , et le maximum de 13,4  $\mu\text{g/g}$ . L'analyse de la variance à un facteur a révélé un effet significatif, par rapport aux sous bassins, pour les deux tissus

analysés avec ( $F = 3.68 ; p < 0.05$ ), et ( $F = 8.54 ; p < 0.001$ ), pour les pieds et les viscères, respectivement.

Pour les adultes, les concentrations en cadmium varient entre un minimum de  $0,2 \mu\text{g/g}$  et un maximum de  $2,9 \mu\text{g/g}$  dans la masse pédieuse, et entre  $1,1 \mu\text{g/g}$  et  $8,4 \mu\text{g/g}$  dans la masse viscérale. De même, l'Anova à un facteur a révélé un effet significatif, par rapport aux sous bassins, avec ( $F = 4.28 ; p < 0.01$ ) pour les pieds, et ( $F = 3.44 ; p < 0.05$ ) pour les viscères.

Par ailleurs, l'examen des résultats montre que les teneurs en Cd dans les viscères dépassent largement celles des pieds aussi bien chez les juvéniles, que chez les adultes. Les concentrations moyennes sont 2 fois plus importante chez les juvéniles, et 3.39 fois plus importante chez les adultes. Le test t de Student a révélé une différence significative ( $p < 0.001$ ) pour les adultes et les juvéniles.

Il est à noter aussi que les concentrations en cadmium dans les tissus mous de *C. aspersum* sont âge-dépendant. En effet, le test t de Student a révélé une différence significative entre les teneurs accumulées dans les pieds des juvéniles et des adultes ( $p < 0.01$ ). Cette différence est non significative pour la masse viscérale.

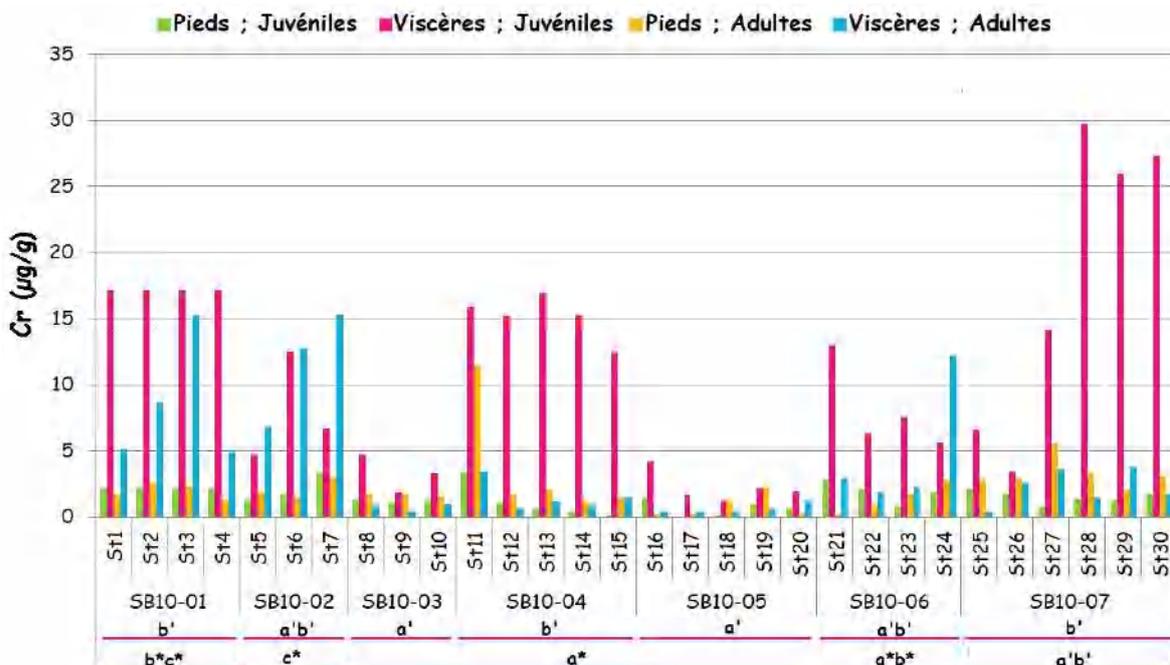


**Figure 87.** Variations spatiales des teneurs en cadmium ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les pieds et les viscères des escargots juvéniles et adultes.

### III.2.3.1.2. Chrome

La variation des teneurs de chrome enregistrées dans les différentes stations sont illustrées par la figure 88. Chez les juvéniles, ces teneurs varient entre 0 et 3,4  $\mu\text{g/g}$  pour les pieds, et entre 1,2 et 29,7  $\mu\text{g/g}$  pour les viscères. Selon les résultats de l'analyse de la variance à un facteur, cette variation est non significative pour les pieds, et significative pour les viscères avec ( $F = 5.91$  ;  $p < 0.001$ ). Pour les adultes, les teneurs en Cr accumulées dans la masse pédieuse varient entre un minimum de 0,1  $\mu\text{g/g}$  et un maximum de 11,4  $\mu\text{g/g}$ . Alors que celles de la masse viscérale, varient entre 0,3 et 15,3  $\mu\text{g/g}$ . De même que pour les juvéniles, cette différence n'est significative que pour les viscères avec ( $F = 7.74$  ;  $p < 0.001$ ). De plus, les résultats montrent que les teneurs en Cr dans les viscères sont nettement plus importantes que celles des pieds pour un même individu ; les concentrations moyennes sont 1.72 fois plus importante chez les adultes, et 7.60 fois plus importante chez les juvéniles. Le test t de Student n'a révélé de différence significative ( $p < 0.001$ ) que pour les juvéniles.

L'examen des résultats fait aussi ressortir une nette différence entre les concentrations en chrome accumulées chez les adultes et les juvéniles. D'ailleurs, le test t de student a révélé une différence significative entre les teneurs en Cr accumulées dans les viscères des juvéniles et des adultes ( $p < 0.001$ ). Cette différence est non significative pour la masse pédieuse.



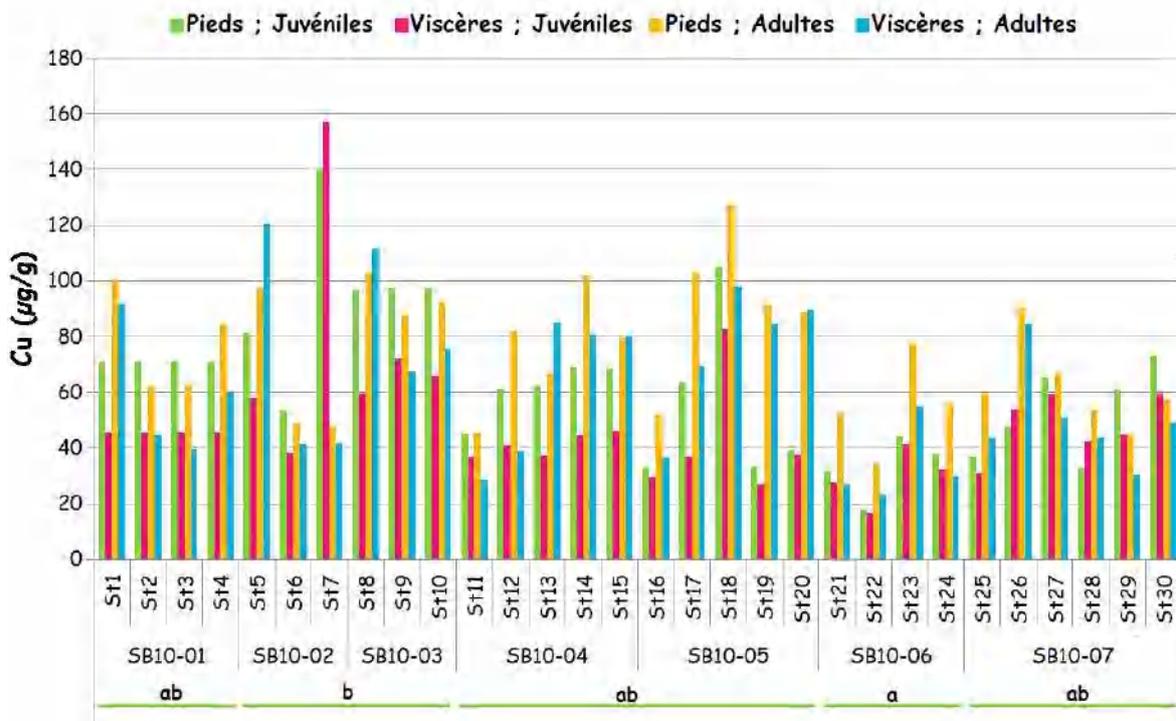
**Figure 88.** Variations spatiales des teneurs en chrome ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les pieds et les viscères des escargots juvéniles et adultes.

### III.2.3.1.3. Cuivre

Les variations spatiales des concentrations en cuivre accumulées dans les tissus mous de *C. aspersum* sont illustrées par la figure 89 et présentées dans le tableau 38. Le minimum accumulé dans la masse pédieuse des juvéniles est 18  $\mu\text{g/g}$ , et le maximum est de 140,3 $\mu\text{g/g}$ . Dans la masse viscérale, les concentrations varient entre un minimum de 16,6 $\mu\text{g/g}$ , et un maximum de 157,2  $\mu\text{g/g}$ . Les teneurs en cuivre dans la masse pédieuse des adultes varient entre 34,4 et 127,5 $\mu\text{g/g}$ , et entre 23,2 et 120,2 $\mu\text{g/g}$  dans la masse viscérale. L'analyse de la variance à un facteur a révélé un effet significatif pour les pieds ( $F = 4.27$  ;  $p < 0.01$ ). Cette variation spatiale est non significative pour les viscères chez les juvéniles et les adultes, et pour les pieds chez les adultes.

Par ailleurs, les résultats montrent que les teneurs en Cr dans les viscères sont nettement plus importantes que celles des pieds pour un même individu. Le test t de Student a révélé une différence significative ( $p < 0.05$ ) pour les juvéniles et les adultes.

Aussi, les résultats montrent une nette différence entre les concentrations en cuivre accumulées chez les adultes par rapport à celles des juvéniles. Néanmoins, cette différence est non significative.

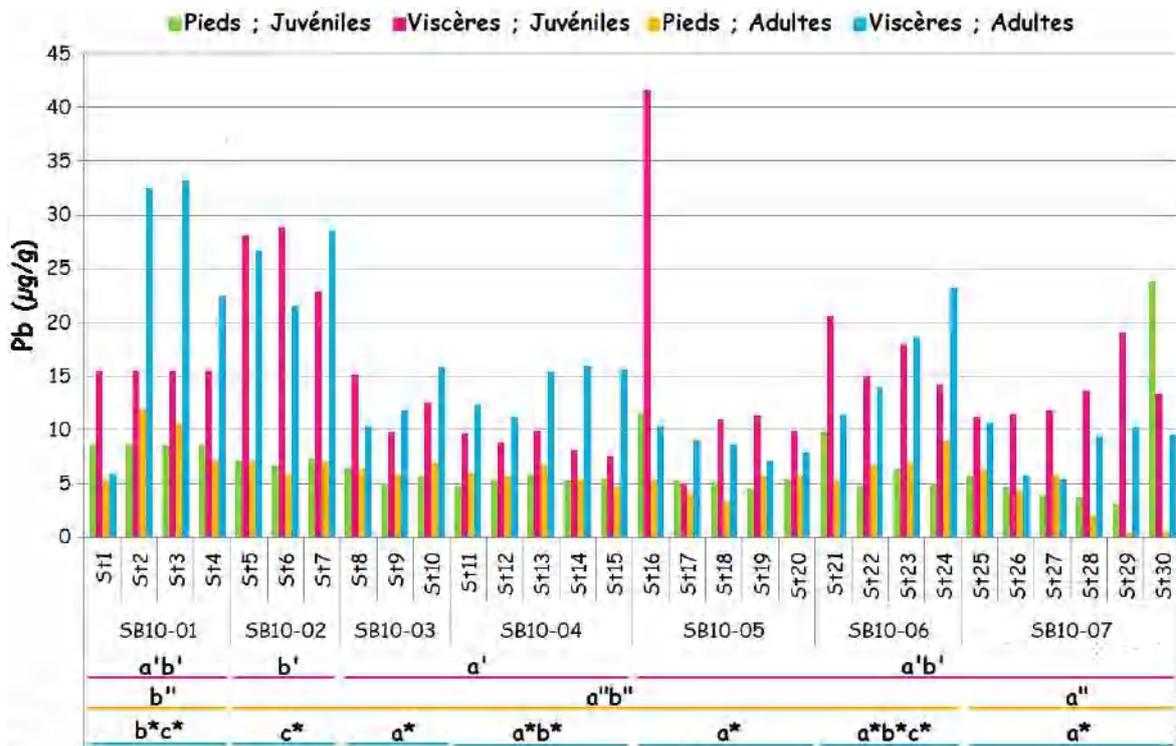


**Figure 89.** Variations spatiales des teneurs en cuivre ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les pieds et les viscères des escargots juvéniles et adultes.

**III.2.3.1.4. Plomb**

Les teneurs en plomb enregistrées pour les pieds et les viscères des individus juvéniles et adultes de *C. aspersum* sont présentées dans le tableau 38 et illustrées par la figure 90. Chez les juvéniles, ces teneurs varient entre 3,2 et 23,8 µg/g dans la masse pédieuse, et entre 5 et 41,6 µg/g dans la masse viscérale. Pour les adultes, les concentrations sont comprises entre 0,4 et 11,9 µg/g pour les pieds, et entre 5,4 et 33,2 µg/g pour les viscères. Cette variation dans l'espace est confirmée par l'Anova à un facteur qui a révélé un effet sous bassins significatif avec ( $F = 2.56$  ;  $p < 0.05$ ) pour les concentrations accumulées dans les viscères des juvéniles. L'effet est non significatif pour les pieds. Pour le lot des adultes, l'effet est significatif pour les deux parties analysées avec ( $F = 4.34$  ;  $p < 0.01$ ) pour les pieds, et ( $F = 6.42$  ;  $p < 0.001$ ) dans le cas des viscères.

De même que pour les autres éléments, les teneurs en Pb dans les viscères sont nettement plus élevées que celles des pieds pour un même individu. Le test t de Student a révélé une différence significative ( $p < 0.001$ ) aussi bien pour les individus juvéniles que pour les adultes. Cependant et contrairement aux autres éléments, le stade de développement de *C. aspersum* (juvéniles vs adultes) n'a pas d'effet sur le taux d'accumulation du plomb dans les tissus mous de cette espèce. Le test t de Student n'a pas révélé de différence significative.

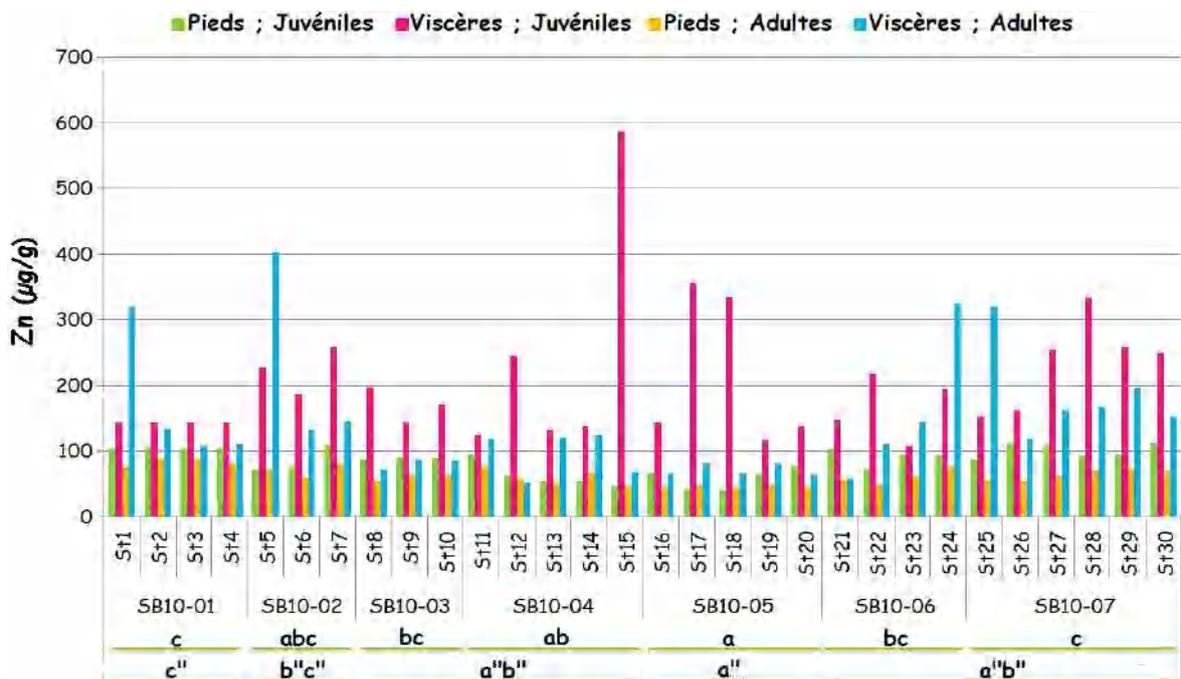


**Figure 90.** Variations spatiales des teneurs en plomb (µg/g) dans les pieds et les viscères des escargots juvéniles et adultes.

### III.2.3.1.5. Zinc

Les données statistiques des teneurs en zinc accumulées dans les tissus mous de *C. aspersum* sont récapitulées dans le tableau 38 et illustrées par la figure 91. Les teneurs pour les juvéniles varient entre 41,3 et 113,5  $\mu\text{g/g}$  pour les pieds, et entre 107,7 et 587  $\mu\text{g/g}$  pour les viscères. Dans la masse pédieuse des adultes, le minimum est de 44,4  $\mu\text{g/g}$ , et le maximum est de 88,1  $\mu\text{g/g}$ , alors que pour les viscères, les concentrations varient de 51,8 à 402,8  $\mu\text{g/g}$ . Cette fluctuation dans l'espace a été confirmée par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet sous bassin significatif avec ( $F = 5.68$  ;  $p < 0.001$ ) et ( $F = 6.59$  ;  $p < 0.001$ ) pour les pieds des juvéniles et des adultes, respectivement. Cet effet est non significatif dans le cas des viscères et ceci quel que soit le stade de développement des *C. aspersum*. Des différences d'accumulation de Zn également remarquables ont été notées par rapport aux masses pédieuses et viscérales pour un même lot d'individus. En effet, les teneurs en Zn dans les viscères sont nettement plus importantes que celles des pieds ; les concentrations moyennes sont 2.21 fois plus importante chez les adultes, et 2.34 fois chez les juvéniles. Le test t de Student a révélé une différence significative ( $p < 0.001$ ) pour les juvéniles et les adultes.

Des différences également significatives ont été notées *via* le test t de student par rapport aux concentrations accumulées en fonction du stade de développement des *C. aspersum* ; ( $p < 0.001$ ) pour les pieds, et ( $p < 0.05$ ) pour les viscères.



**Figure 91.** Variations spatiales des teneurs en zinc ( $\mu\text{g/g}$ ) dans les pieds et les viscères des escargots juvéniles et adultes.

### III.2.3.2. Facteurs de bioaccumulation des éléments traces métalliques par *Cornu aspersum*

La bioaccumulation traduit le passage du toxique du milieu vers l'organisme. Le facteur de bioaccumulation (BAF) mesure la concentration d'une substance dans un organisme vivant par rapport à sa concentration dans le milieu ambiant. Dans cette étude, l'organisme vivant est représenté par les individus juvéniles et adultes de *Cornu aspersum*, et le milieu de vie, c'est le sol.

Le calcul de ce facteur se fait suivant l'équation de Casas (2005) :

$$\text{BAF} = (\text{C tissu animal}) / (\text{C milieu})$$

Avec :

$C_{\text{tissu animal}}$  : concentration d'un ETM donné dans le tissu des escargots,

$C_{\text{milieu}}$  : concentration du même métal dans le sol.

Pour l'interprétation des résultats du BAF, nous nous sommes basé sur la classification établie par Bohac et Pospisil (1989) in Pihan (2001), présentée dans le tableau 39.

**Tableau 39.** Classification des facteurs de bioaccumulation (Bohac et Pospisil, 1989).

BAF	Type d'organisme
BAF < 1	L'organisme est désigné déconcentreur
1 < BAF < 2	L'organisme est désigné microconcentreur
BAF > 2	L'organisme est désigné macroconcentreur

Les résultats des BAF calculés pour chaque élément et chaque partie analysée du gastéropode juvénile ou adulte, sont représentés par leurs valeurs statistiques (minima, 1<sup>er</sup> déciles, 1<sup>er</sup> quartiles, moyennes, médianes, 3<sup>ème</sup> quartile, 9<sup>ème</sup> décile, maxima et écarts types) dans le tableau 40, et plus en détail dans les figures 92, 93, 94, 95 et 96.

Ainsi, en se basant sur les moyennes, nous enregistrons cette séquence pour les BAF des différents ETM :

#### Pour les juvéniles :

- BAF-Cd<sub>Viscères</sub> > BAF-Cu<sub>Viscères</sub> > BAF-Zn<sub>Viscères</sub> > BAF-Pb<sub>Viscères</sub> > BAF-Cr<sub>Viscères</sub>.

- BAF-Cd<sub>Pieds</sub> > BAF-Cu<sub>Pieds</sub> > BAF-Zn<sub>Pieds</sub> > BAF-Pb<sub>Pieds</sub> > BAF-Cr<sub>Pieds</sub>.

#### Pour les adultes :

- BAF-Cd<sub>Viscères</sub> > BAF-Cu<sub>Viscères</sub> > BAF-Zn<sub>Viscères</sub> > BAF-Pb<sub>Viscères</sub> > BAF-Cr<sub>Viscères</sub>.

- BAF-Cu<sub>Pieds</sub> > BAF-Cd<sub>Pieds</sub> > BAF-Zn<sub>Pieds</sub> > BAF-Pb<sub>Pieds</sub> > BAF-Cr<sub>Pieds</sub>.

**Tableau 40.** Données statistiques des facteurs de bioaccumulation des ETM dans les masses pédieuse et viscérale des juvéniles et adultes de *Cornu aspersum*.

		Cd		Cr		Cu		Pb		Zn	
		Pieds	Viscères								
Minimum	Juvéniles	2,81	3,50	0,01	0,04	2,63	2,29	0,13	0,22	0,66	1,27
	Adultes	2,02	5,20	0,02	0,01	3,00	2,59	0,11	0,27	0,53	0,82
1 <sup>er</sup> décile	Juvéniles	2,98	3,93	0,02	0,07	2,68	2,33	0,13	0,29	0,67	1,88
	Adultes	2,08	5,47	0,02	0,02	3,12	2,65	0,13	0,27	0,59	0,94
1 <sup>er</sup> quartile	Juvéniles	3,26	5,23	0,03	0,14	2,82	2,42	0,17	0,39	0,77	2,32
	Adultes	2,36	7,77	0,03	0,03	3,80	2,91	0,14	0,31	0,64	1,10
Moyenne	Juvéniles	5,50	13,61	0,04	0,26	4,41	3,32	0,23	0,51	0,98	2,29
	Adultes	3,26	12,44	0,06	0,09	5,07	4,16	0,20	0,53	0,73	1,59
Médiane	Juvéniles	5,36	9,42	0,04	0,20	4,24	3,45	0,21	0,46	0,92	2,47
	Adultes	2,90	10,58	0,05	0,08	4,95	4,05	0,15	0,35	0,72	1,49
3 <sup>ème</sup> quartile	Juvéniles	6,23	18,72	0,05	0,34	5,66	3,95	0,23	0,64	1,16	2,54
	Adultes	3,98	15,97	0,08	0,11	6,33	5,26	0,22	0,64	0,82	2,08
9 <sup>ème</sup> décile	Juvéniles	8,40	26,28	0,05	0,53	6,38	4,29	0,32	0,81	1,34	2,57
	Adultes	4,96	19,80	0,11	0,19	7,00	6,09	0,32	0,97	0,92	2,37
Maximum	Juvéniles	11,38	34,44	0,05	0,61	7,02	4,75	0,44	0,86	1,40	2,58
	Adultes	5,24	23,82	0,11	0,29	7,29	6,13	0,44	1,19	0,94	2,45
Ecart type	Juvéniles	2,97	11,24	0,02	0,21	1,75	0,96	0,10	0,23	0,29	0,46
	Adultes	1,27	6,65	0,04	0,10	1,67	1,49	0,11	0,35	0,15	0,64

### III.2.3.2.1. Facteurs de bioaccumulation du cadmium

Les BAF du cadmium présentent des variations considérables d'un sous bassin à l'autre. Ces variations dépendent également de la partie analysée (pieds vs viscères) et du stade de développement des *C. aspersum* (juvéniles vs adultes). Si on se base sur les moyennes des BAF, la séquence enregistrée est la suivante :

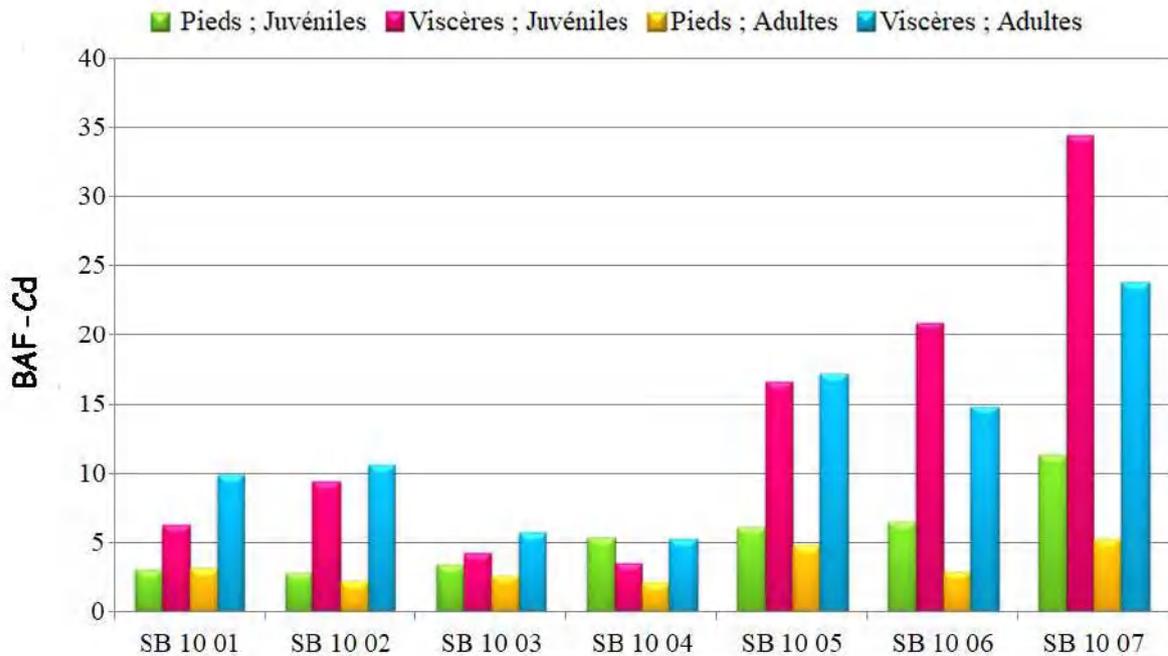
$$\text{BAF}_{\text{Viscères; Juvéniles}} > \text{BAF}_{\text{Viscères; Adultes}} > \text{BAF}_{\text{Pied; Juvéniles}} > \text{BAF}_{\text{Pied; Adultes}}$$

Les moyennes des facteurs de bioaccumulation chez les juvéniles (pied ; viscères) sont 4,93 et 11,52. Les minima du  $\text{FCB}_{\text{Cd}}$  sont de 2,81 et 3,49 pour les juvéniles (pied ; viscères), et de 2,024 et 5,202 pour les adultes (pied ; viscères). Les valeurs maximales dans les pieds et les viscères sont de 11,37 et 34,44 pour les juvéniles, et de 5,24 et 23,82 pour les adultes (Figure 92).

- Ces résultats qualifient les *C. aspersum* comme étant des organismes macroconcentrateurs de Cd.

Il est à noter que :

- *C. aspersum* concentre plus le cadmium dans les viscères que dans le pied ;
- *C. aspersum* semblent concentrer plus le cadmium dans le stade juvénile que étant celui d'adulte.



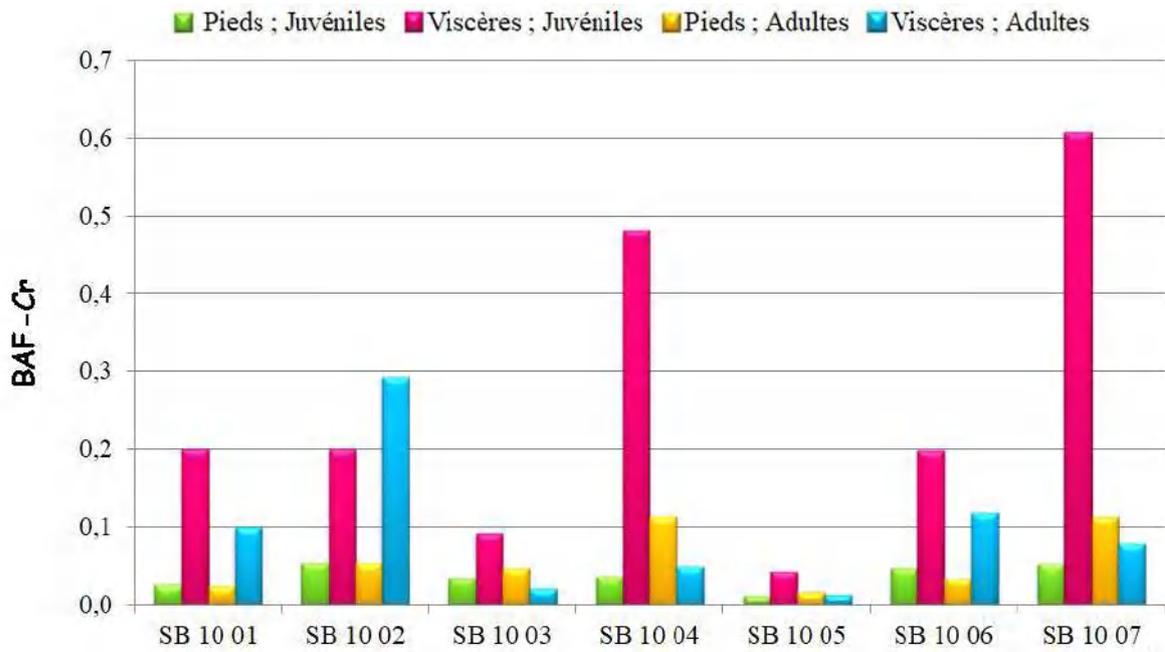
**Figure 92.** Variation spatiale du BAF-Cd dans les pieds et les viscères des juvéniles et adultes de *Cornu aspersum*.

### III.2.3.2.2. Facteurs de bioaccumulation du chrome

Les résultats relatifs aux facteurs de bioaccumulation du chrome sont reportés dans le tableau 40 et illustrés par la figure 93. La séquence enregistrée pour la moyenne des BAF est la suivante :

$$BAF_{\text{Viscères; Juvéniles}} > BAF_{\text{Viscères; Adultes}} > BAF_{\text{Pied; Adultes}} > BAF_{\text{Pied; Juvéniles}}$$

Les moyennes des facteurs de bioaccumulation sont de 0,037 et 0,260 pour les juvéniles (pied ; viscères), et de 0,057 et 0,095 pour les adultes (pied ; viscères). Les minimums et maximums sont également inférieurs à 1, et ceci quel que soit la partie analysée, ou encore le stade de développement de *C. aspersum*. Ainsi, les *Cornu aspersum* sont considérés comme étant des organismes déconcentrateurs du Cr aussi bien durant le stade juvénile, que le stade adulte.



**Figure 93.** Variation spatiale du BAF-Cr dans les pieds et les viscères des juvéniles et adultes de *Cornu aspersum*.

### III.2.3.2.3. Facteurs de bioaccumulation du cuivre

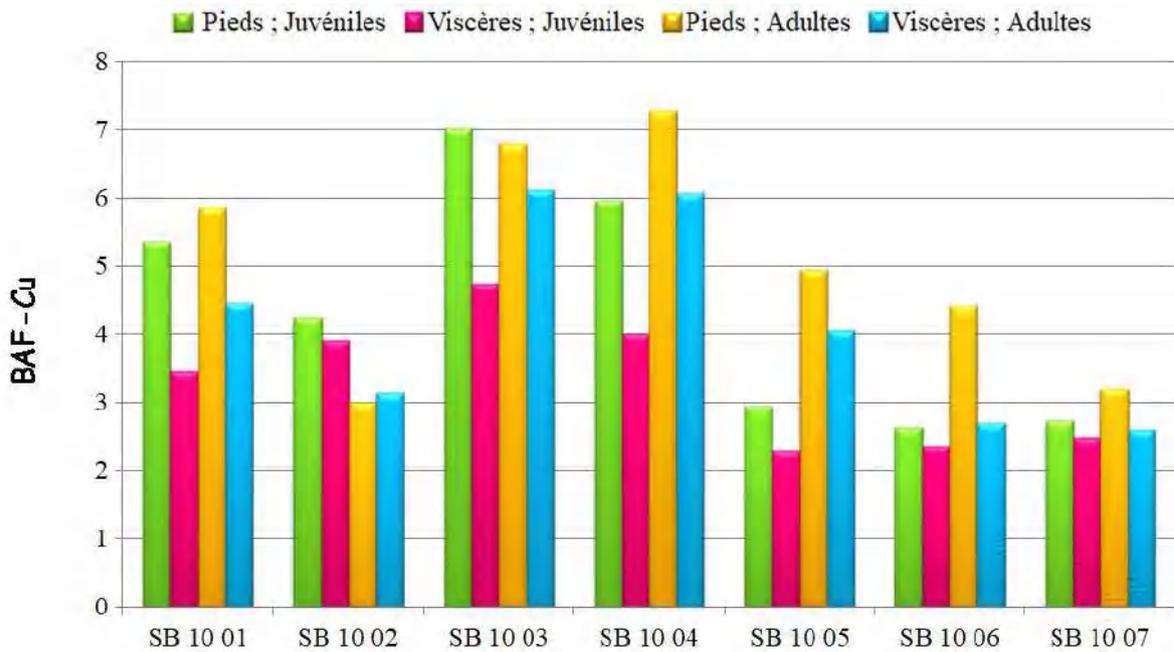
Les résultats du facteur de bioaccumulation du cuivre dans les pieds et les viscères de *C. aspersum* sont reportés dans le tableau 40 et illustrés par la figure 94. La séquence des BAF enregistrée pour cet élément est la suivante :

$$BAF_{\text{Pied; Adultes}} > BAF_{\text{Pied; Juvéniles}} > BAF_{\text{Viscères; Adultes}} > BAF_{\text{Viscères; Juvéniles}}$$

Les moyennes des facteurs de bioaccumulation des juvéniles (pied ; viscères) sont de 4,40 et 3,31. Les valeurs minimales (pied ; viscères) sont de 2,62 ; 2,28, et les maximales sont de 7,02 ; 4,75. Pour les adultes les moyennes (pied ; viscères) sont respectivement de 5,07 et 4,15. Les valeurs minimales sont de 2,99 ; 2,59, et les maximums sont de 7,29 dans la masse pédieuse, et 6.13 dans la masse viscérale.

De même que pour le cadmium, les facteurs de bioaccumulation du cuivre sont tous supérieurs à 2 ; le *Cornu aspersum* est considéré ainsi comme un macroconcentrateur de Cu aussi bien durant le stade juvénile qu'adulte. Globalement, nous relevons deux observations par rapport au processus d'accumulation du cuivre :

- *C. aspersum* concentre plus de cuivre dans les pieds que dans les viscères ;
- *C. aspersum* adulte concentre plus de cuivre que les juvéniles. Autrement-dit plus le temps d'exposition est long plus le  $BAF_{Cu}$  est important.



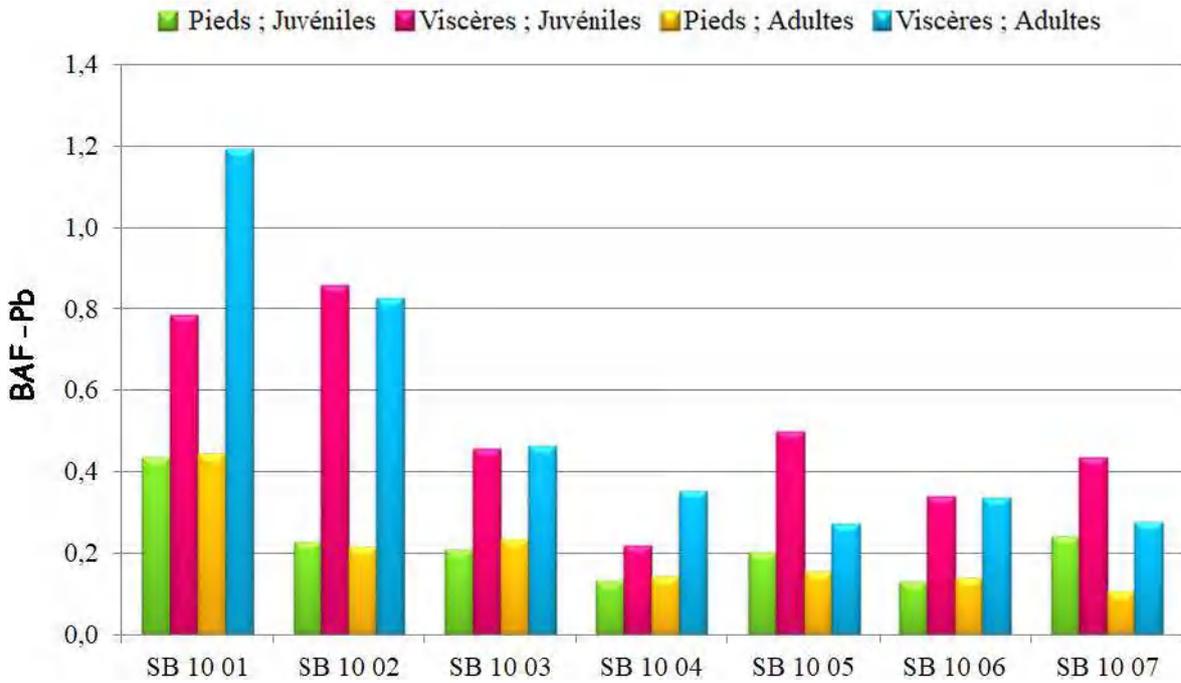
**Figure 94.** Variation spatiale du BAF-Cu dans les pieds et les viscères des juvéniles et adultes de *Cornu aspersum*.

#### III.2.3.2.4. Facteurs de bioaccumulation du plomb

Les résultats relatifs à la variation des facteurs de bioaccumulation du Pb par *C. aspersum* sont reportés dans le tableau 40 et illustrés par la figure 95. La séquence d'accumulation du plomb en fonction de la partie analysée et du stade de développement de cette espèce est la suivante :

$$BAF_{\text{Viscères ; Adultes}} > BAF_{\text{Viscères ; Juvéniles}} > BAF_{\text{Pied ; Juvéniles}} > BAF_{\text{Pied ; Adultes}}$$

Les moyennes des facteurs de bioaccumulation des juvéniles (pied ; viscères) sont de 0,226 et 0,513. Pour les adultes, les facteurs sont respectivement de 0,205 et 0,531. Globalement, les facteurs de bioaccumulation du plomb sont inférieurs à 1 ; *Cornu aspersum* aussi bien juvénile qu'adulte est considéré comme un organisme déconcentreur du Pb, et ceci quel que soit la partie analysée.



**Figure 95.** Variation spatiale du BAF-Pb dans les pieds et les viscères des juvéniles et adultes de *Cornu aspersum*.

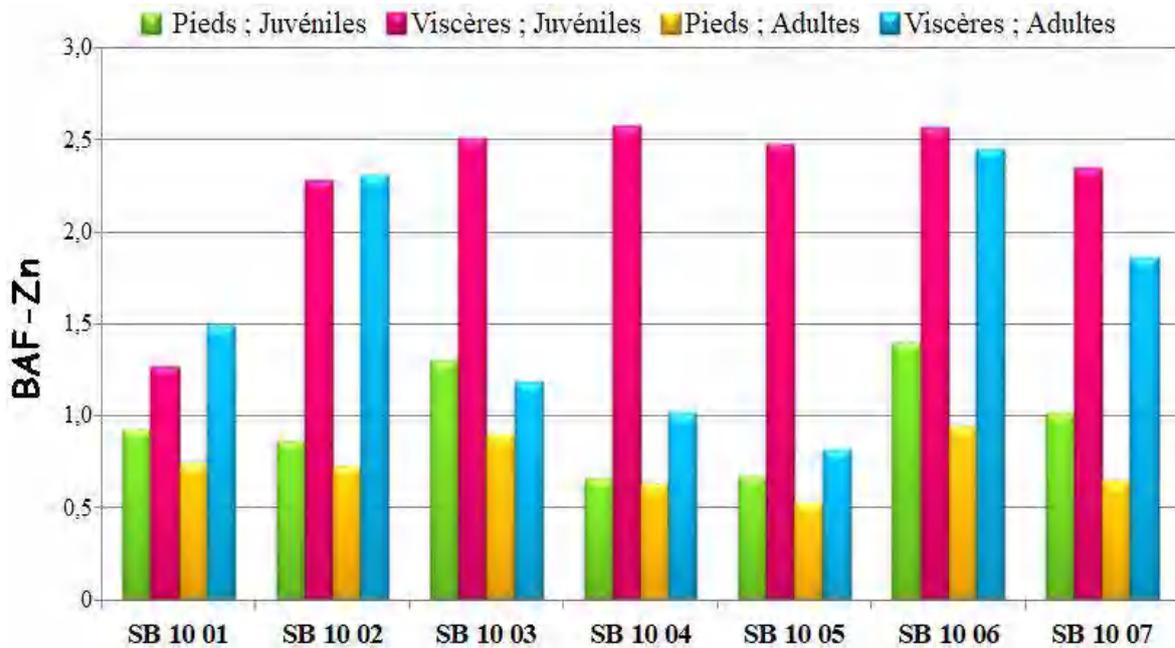
#### III.2.3.2.5. Facteurs de bioaccumulation du zinc

Les résultats des  $BAF_{Zn}$  sont présentés dans le tableau 40 et illustrés par la figure 96. La séquence enregistrée pour le zinc est :

$$BAF_{\text{Viscères ; Juvéniles}} > BAF_{\text{Viscères ; Adultes}} > BAF_{\text{Pied ; Juvéniles}} > BAF_{\text{Pied ; Adultes}}$$

Le  $FCB_{Zn}$  des juvéniles (pied ; viscères) et adultes (pied ; viscères) est respectivement caractérisé par des minima de 0,660 ; 1,270 et 0,528 ; 0,815. Les valeurs maximales sont respectivement, de 1,401 ; 2,579 ; 0,942 ; 2,455. Les moyennes de ce facteurs pour les juvéniles (pied ; viscères) sont 0,978 ; 2,29, et de 0,72 ; 1,59 pour les adultes. Ceci qualifie le *Cornu aspersum* comme étant un organisme déconcentrateur de Zn par leur masse pédieuse, et microconcentrateur dans leurs viscères. Nous relevons deux observations pour cet élément :

- *C. aspersum* concentre le zinc dans les viscères plutôt que dans la masse pédieuse ;
- Les individus juvéniles concentrent plus de zinc que les adultes.



**Figure 96.** Variation spatiale du BAF du Zn dans les pieds et les viscères des juvéniles et adultes de *Cornu aspersum*.

Globalement, la comparaison de la capacité d'accumulation des métaux par *C. aspersum* aux concentrations des cinq éléments traces métalliques quantifiés dans les sols des différents sous bassins montre que :

- La concentration minimale en Cd dans les sols du Kébir Rhumel appartient aux sous bassins SB10-06, et le maximum est enregistré dans le SB10-03. Tandis que les valeurs de BAF-Cd minimales enregistrées pour les différentes parties de *C. aspersum* juvéniles et adulte, appartiennent respectivement, aux sous-bassins SB10-02 et SB10-04. Les maxima sont tous enregistrés dans le SB10-07.
- Pour le Cr, la concentration minimale dans les sols appartient aux sous bassins SB10-07, et le maximum est enregistré dans le SB10-01. Tandis que les valeurs de BAF-Cr sont inférieures à 1 quel que soit le sous bassin, la partie analysée ou encore le stade de développement de l'espèce étudiée.
- La concentration minimale en Cu dans les sols étudiés est celle du sous bassins SB10-04, et le maximum a été enregistré dans le SB10-02. Tandis que les valeurs de BAF-Cu minimales enregistrés pour les différentes parties des *C. aspersum* juvéniles et adultes, autrement dit: la masse pédieuse pour les juvéniles (PJ), la masse viscérale pour les juvéniles (VJ), la masse pédieuse pour les adultes (PA) et la masse viscérale pour les adultes (VA), appartiennent respectivement aux sous-bassins SB10-06, SB10-05, SB10-02

et SB10-07. Les maxima sont respectivement enregistrés dans les sous-bassins SB10-03, SB10-03, SB10-04 et SB10-03.

- De même que pour le Cr, les valeurs moyennes du BAF-Pb sont toutes inférieures à 1. La concentration minimale en Pb dans les sols appartient aux sous bassins SB10-06, alors que le maximum est enregistré dans le SB10-01.

- Pour le Zn, la concentration minimale en Zn dans les sols du Kébir Rhumel appartient aux sous bassins SB10-01, et le maximum est enregistré dans le SB10-06. Tandis que les valeurs minimales de BAF-Zn enregistrés appartiennent pour la plupart aux sous-bassins SB10-01, SB10-04, et SB10-05. Les maxima ont été enregistrés dans les sous-bassins SB10-04, SB10-05, et SB10-06.

### **III.2.3.3. Discussion des résultats relatifs aux teneurs en éléments traces métalliques et facteurs de bioaccumulation chez *Cornu aspersum***

Les résultats présentés dans cette section démontrent les variations spatiales des teneurs en éléments traces métalliques dans les masses pédieuses et viscérales de *C. aspersum*, autant pour les juvéniles que pour les adultes. Ce qui confirme que les ETM dans le sol ont différents comportements qui conditionnent leur mobilité. En effet, la particularité inquiétante des ETM est leur déplacement et par conséquent leur passage dans la chaîne alimentaire (Khadhar et al. 2020). Dans notre étude, on relève une corrélation entre les concentrations d'ETM dans le sol et chez les *C. aspersum* concernant le cadmium (Cd), le chrome (Cr) et le cuivre (Cu). Autrement dit, une augmentation de ces éléments dans les sols du Kébir Rhumel, augmente forcément leur teneur dans les tissus cibles des *C. aspersum*. Malgré les taux importants du Pb et du Zn enregistrés dans le sol et absorbés par *C. aspersum*, nous n'avons enregistré aucune corrélation entre les teneurs évalués dans le sol et les tissus animaux.

D'importantes concentrations d'ETM ont été enregistrées dans les sols du Kébir Rhumel, auxquelles les *C. aspersum* ont été exposés, les obligeant à modifier leurs comportements de manière à atténuer et/ou à éviter le stress. En effet, la contamination engendre des perturbations perceptibles chez l'animal, qui se traduisent dans son comportement ; dans sa distribution qui reflète souvent un comportement d'évitement, par une perturbation dans son alimentation, et sa croissance. Ces perturbations plus ou moins inquiétantes dépendent de plusieurs facteurs, et essentiellement de la forme des éléments traces métalliques dans le

sol : libre ou complexée (Brümmer, 1986; Sahraoui et al. 2021), ainsi que la contribution anthropique dans l'intensification de ces derniers (Ditchkoff et al. 2006).

L'évaluation des concentrations dans les différentes parties du corps des *C. aspersum* confirme leur potentiel à plus ou moins absorber et accumuler les ETM. Cette espèce enregistre dans ses tissus des taux importants de Cd et de Cu dans toutes les parties du corps, ainsi que, des taux élevés de Zn essentiellement dans les viscères. Ce résultat est confirmé par les études de Schmielau et al. (2019) et Pedrini-Martha et al. (2021). En revanche, des teneurs moins importantes ont été enregistrées pour le Cr et le Pb, et ceci dans toutes les parties du corps de l'animal. Ce qui rejoint les observations de Beeby et Richmond (2003 ; 2010) et Belhiouani (2019).

Par ailleurs, malgré une absorbance différente des ETM depuis les sols, les résultats des BAF révèlent que les juvéniles et adultes *C. aspersum* suivent un ordre constant de l'accumulation de ces derniers dans leurs tissus, que nous présentons par élément :

***En se basant sur la séquence enregistrée à partir des BAF-Cd nous relevons que :***

- *Cornu aspersum* est un organisme macroconcentreur de Cd. En effet, cette espèce peut concentrer d'importants taux de Cd, atteignant 282.33 µg/g dans l'étude de Scheifler et al. (2002). Ceci semble être le cas pour de nombreuses espèces d'escargots terrestres, notamment *Helix pomatia* qui concentre le Cd et le Cu dans ses cellules de l'hépatopancréas (Manzl et al. 2004). Pedrini-Martha et al. (2020), ont rapporté que l'espèce d'escargot terrestre *Alinda biplicata* réagit par une accumulation dose-dépendante traduite par un taux de 145,12µg/g enregistré dans les tissus des individus exposés à une nourriture contenant 2692.6 µg/g de Cd, pendant seulement 4 jours, *versus* une concentration moyenne de 3,3µg/g chez les témoins. Cette caractéristique est d'autant plus utile à l'indication de la contamination par les métaux et même dans l'atmosphère. En effet, dans leur étude Sturba et al. (2020) se sont basés sur le caractère macroconcentrateur des *C. aspersum* pour identifier une source polluante et évaluer les effets à l'échelle géographique. Ceci par le biais de l'introduction d'individus sains dans plusieurs sites potentiellement contaminés. Les résultats se sont montrés satisfaisant pour qualifier la méthode de fiable et très peu coûteuse. Viard et al. (2004), ont également confirmé le caractère macroconcentrateur du Cd chez *C. aspersum* lors d'une étude relative à la révélation de l'ampleur de la pollution des sols par le trafic routier.

- *Cornu aspersum* concentre plus le cadmium dans les viscères que dans le pied. Ce résultat rejoint les conclusions de Belhiouani (2019), et Sahraoui et al. (2021). Il concorde aussi avec celles de Dallinger (1993) ; Gimbert et de Vaufleury (2009) ; Schmielau et al. (2019).

- *Cornu aspersum* semble concentrer plus le cadmium durant la phase juvénile qu'étant adulte. Ceci montre que ce gastéropode accumule différemment les éléments traces métalliques, dans sa phase de vie juvénile et adulte. Hispard et al. (2008) et Gimbert et de Vaufleury (2009) lors d'un suivi de la cinétique d'accumulation du Cd chez *C. aspersum*, ont montré que les concentrations tissulaires du Cd augmentent de façon exponentielle ; dans les viscères des juvéniles elle augmente de façon linéaire puis avec le temps devient constante chez les adultes. Ceci est expliqué par un phénomène de dilution du toxique dans la masse, en d'autres termes, plus la masse du *C. aspersum* s'agrandit, plus la concentration du Cd tend vers une constante. Cet équilibre dans les concentrations du Cd chez les adultes se traduit par un BAF des adultes inférieur à celui des juvéniles, ce qui concorde avec nos résultats. Ce phénomène peut également être expliqué par l'implication du phénomène de chélation qui constitue une forme d'autoprotection et de détoxification de l'animal (Dallinger, 1993; Hispard et al. 2008).

***En se basant sur la séquence enregistrée à partir des BAF-Cr nous relevons que :***

- *Cornu aspersum* est une espèce déconcentratrice du chrome. Ces résultats concordent avec ceux de Belhiouani (2019) et Pihan (2001). Les processus de métabolisme et de détoxification du chrome sont conduits dans la glande digestive où les concentrations sont réduites (Boshoff et al. 2013; Regoli et al. 2006).

- Les BAF-Cr des *Cornu aspersum* malgré inférieurs à 1, restent plus élevés dans les viscères que dans les pieds. Ce qui traduit que ce gastéropode absorbe préférentiellement les éléments traces métalliques dans différentes parties de son organisme et que le chrome est plus concentré dans les viscères.

- *Cornu aspersum* semble absorber le chrome plus dans ses viscères à la phase juvénile qu'en étant adulte. Ceci montre que ce gastéropode absorbe différemment le chrome, dans sa phase de vie juvénile et adulte. Ce résultat concorde avec ceux de Coeurdassier et al. (2000) et Belhiouani (2019). L'excès de chrome pourrait être excrété dans les fèces, et n'est pas régulé physiologiquement par *C. aspersum* au stade juvénile (Boshoff et al. 2015; Baroudi et al. 2020).

- *Cornu aspersum* semble absorber le chrome plus dans les pieds à la phase adulte. Le processus d'accumulation est donc présent au niveau du pied. Autrement dit, après une exposition chronique, ces escargots accumulent le chrome dans le pied plutôt que dans les viscères ; ce qui pourrait être un mécanisme de défense au niveau des viscères. La deuxième hypothèse serait que *C. aspersum* adulte réduit le chrome dans les viscères par une régulation physiologique (Boshoff et al. 2015; Baroudi et al. 2020).

***En se basant sur la séquence enregistrée à partir des BAF-Cu nous relevons que :***

- *Cornu aspersum* concentre plus le cuivre dans le pied que dans les viscères. Ainsi, *C. aspersum* est un organisme macroconcentrateur de cuivre majoritairement dans sa masse pédieuse. Ceci rejoint l'étude entreprise par Belhiouani (2019), et concorde avec les résultats de Berger et Dallinger (1989) ; Barker (2001) ; Scheifler et al. (2002) ; Nowakowska et al. (2012) ; Boshoff et al. (2013) et Pedrini-Martha et al. (2021).

- *Cornu aspersum* adulte concentre plus le cuivre que les juvéniles. Autrement-dit, plus le temps d'exposition est long plus le BAF est important. L'augmentation linéaire du BAF en fonction du temps d'exposition concorde avec les résultats de Belhiouani (2019) ; Drăghici et al. (2019) ; et de Pedrini-Martha et al. (2020). En effet, les gastéropodes terrestres expriment des métallothionéines sélectives pour les métaux, dont le rôle majeur est la chélation de ces derniers, et donc la diminution de leurs concentrations dans l'organisme. Il a été prouvé par l'étude des gènes de métallothionéines spécifiques au cuivre (CuMT) que ce dernier est détecté après une exposition à de faibles taux de Cu (Höckner et al. 2011 ; Palacios et al. 2011). Comme pour la CuMT, le Cu est essentiel à la constitution de l'hémocyanine (Hc), la protéine respiratoire. Ainsi, les voies MT et Hc dépendantes du Cu, et pourraient être métaboliquement connectées. Un effet de concurrence pourrait d'avantage affecter la fonction de la CuMT, ce qui inhibe les chélation permettant l'augmentation continue des taux de Cu dans les tissus (Pedrini-Martha et al. 2020).

***En se basant sur la séquence enregistrée à partir des BAF-Pb nous relevons que :***

- *Cornu aspersum* est une espèce déconcentratrice de plomb ; le BAF étant inférieur à 1. Le plomb est déconcentré au niveau de tous les organes. Ces résultats rejoignent ceux de Dallinger (1993), Pihan (2001), Viard et al. (2004), Belhiouani (2019), et Sahraoui et al. (2021) qui confirment que comme pour le chrome, plusieurs mécanismes permettent la déconcentration tissulaire du plomb. De plus, de faibles corrélations entre les teneurs en

plomb du sol et dans les tissus de l'animal ont été enregistrées par Beeby et Richmond (2003, 2010), et Belhiouani (2019). Ce qui confirme le caractère déconcentrateur.

- Le plomb est plus absorbé par les viscères que dans les tissus pédieux de *C. aspersum*. Cette observation est confirmée par l'étude de Beeby et Richmond (2002) ou encore Arvanitoyannis et Varzakas (2009) qui ont ciblé l'absorption du plomb et du cadmium dans l'hépatopancréas.

***En se basant sur la séquence enregistrée à partir des BAF-Zn nous relevons que :***

- *Cornu aspersum* est une espèce macroconcentratrice de Zn au stade juvénile. Ce résultat rejoint la conclusion de l'étude de Viard et al. (2004), qui ont utilisé cette espèce pour l'évaluation de la contamination des sols par le trafic de l'autoroute A31 en France. Les résultats ont non seulement confirmé le potentiel bioindicateur de la pollution par le Zn, mais aussi le calcul de BAF-Zn dans les escargots (*Helix aspersa* synonyme de *C. aspersum*) confirme leurs caractère macroconcentrateur de zinc.

- *Cornu aspersum* est une espèce microconcentratrice de Zn au stade adulte. Dans l'étude de Belhiouani (2019), le BAF-Zn a été calculé dans la coquille, le pied et les viscères de *C. aspersum* adultes. Ses résultats enregistrent la séquence suivante : *BAF\_Zn Viscères > BAF\_Zn Pieds > BAF\_Zn Coquilles*, ce qui rejoint nos conclusions.

- Ces constats sont applicables pour la plupart des escargots. Si bien, qu'en Afrique de l'ouest l'alimentation à base d'escargots est encouragée. En effet, par sa richesse en zinc il réduit les maladies de prostate, digestives et les pneumonies. Aussi, il améliore la vision, et contribue au bon développement du fœtus et améliore la lactation chez les mamans (Engmann et al. 2013).

- *Cornu aspersum* concentre le zinc dans les viscères plutôt que dans la masse pédieuse. Ces résultats rejoignent ceux de Pihan (2001) qui a mis en évidence un organotropisme du zinc vers la glande digestive dans la masse viscérale. Arvanitoyannis et Varzakas (2009), qualifient le zinc comme étant un élément ayant un comportement contraire à celui du cuivre, qui lui se concentre plus dans la masse pédieuse.

- Les juvéniles concentrent plus de zinc que les adultes. Le zinc étant un nutriment essentiel car il participe aux processus enzymatiques vitaux dont la synthèse de l'ADN, de l'ARN et de protéines dont les protéines « à doigt de zinc » qui fonctionnent typiquement comme des groupes d'interaction liant l'ADN, l'ARN, ou encore les protéines nécessaires

au bon développement et à la croissance des gastéropodes terrestres (Itziou et al. 2018). Ainsi, le besoin en zinc est plus important à la phase juvénile car la croissance est plus rapide durant cette phase (Gomot, 1997).

### III.3. Bioessai d'écotoxicité du chrome (Cr), cuivre (Cu) et zinc (Zn) sur *Cornu aspersum*

#### III.3.1. Bioessai d'écotoxicité du Cr

##### III.3.1.1. Suivi de l'évolution de la biomasse, du diamètre et de la hauteur des coquilles des *Cornu aspersum*

La figure 97 représente l'évolution de : a) la biomasse, ainsi que b) du diamètre et de c) la hauteur de la coquille des *Cornu aspersum* exposés aux différentes concentrations en Cr testées. Ces valeurs ont été notées à J0, J7, J14, J21, et J28.

- Le suivi montre qu'à J7 les biomasses moyennes des individus exposés au milieu témoin, et ceux des trois premières concentrations (62,5µg/g ; 125µg/g et 250µg/g) augmentent de la même manière atteignant une valeur approximative de 1,5 g. Par contre, la croissance en biomasse reste constante pour ceux exposés aux trois concentrations les plus fortes (500µg/g 1000µg/g et 2000µg/g). A J14, la biomasse augmente fortement pour les témoins, suivie par celle des individus exposés à 62,5µg/g et 125µg/g. Elle est moins importante pour ceux exposés à 250µg/g, et reste constante pour les individus exposés à 500µg/g et 1000µg/g. Un arrêt total de la croissance est enregistré pour les individus exposés à 2000µg/g de Cr dans le sol. En effet, nous avons enregistré la mort de tous les individus pour cette concentration. A J21, la biomasse moyenne des témoins augmente encore, atteignant quatre fois le poids initial. Elle est suivie par celle des individus exposés à 62,5µg/g et 125µg/g. Un léger déclin est enregistré pour les individus exposés à 500µg/g et 1000µg/g. A J28, la biomasse moyenne maximale des témoins est de 4,35g. Pour les milieux contenant 62,5µg/g, 125µg/g, 250µg/g, 500µg/g et 1000µg/g, les biomasses enregistrées sont de 3,46µg/g ; 3,07µg/g ; 2,28µg/g, 1,02µg/g et 1,07µg/g ; respectivement.

L'application du test Anova a un facteur a révélé un effet significatif avec ( $p < 0.001$ ). La comparaison multiple des concentrations testées par rapport au témoin en utilisant le test post-hoc de Dunnett a révélé un effet significatif avec ( $p = 0.0003$ ) pour les individus exposés à 250 µg Cr/g, ( $p = 0.0001$ ) pour ceux exposés à 500 µg Cr/g, et ( $p = 0.0001$ ) pour ceux exposés à 500 et 1000 µg Cr/g. La différence par rapport aux témoins est non significative pour les deux premières concentrations (62 et 125 µg Cr/g).

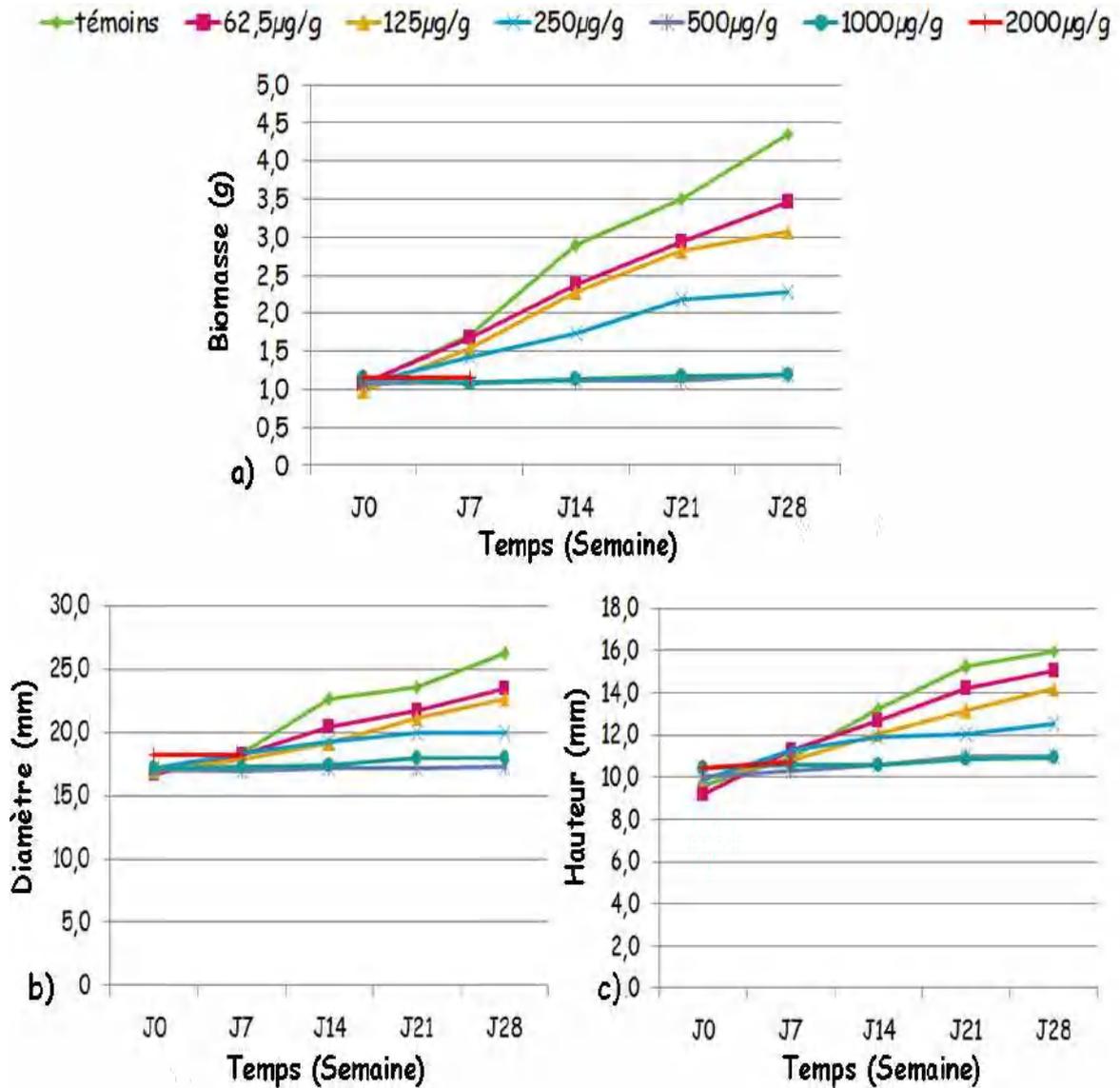
- La moyenne des diamètres de coquilles des individus témoins ainsi que celle des individus exposés aux concentrations testées est assez constante durant les 7 premiers jours (J7). A J14, elle augmente considérablement pour les témoins, suivie par les diamètres des

escargots exposés à 62,5µg/g, 125µg/g et 250µg/g. Les diamètres des individus exposés à 500µg/g et 1000µg/g restent constants. Un arrêt total de la croissance est enregistré pour les individus exposés à 2000µg/g de Cr dans le sol ; concentration pour laquelle, nous avons enregistré la mort de tous les individus testés. A J21, nous avons enregistré une légère augmentation pour les témoins, ainsi que pour les individus exposés aux trois concentrations les plus faibles. La moyenne chez les individus exposés à 500 et 1000µg/g est en déclin. A J28, l'augmentation du diamètre se poursuit pour les témoins ainsi que pour les individus exposés à 62,5µg/g et 125µg/g. Celle des diamètres des individus exposés à 500µg/g et 1000µg/g reste constante.

L'analyse de la variance à un facteur a révélé un effet significatif avec ( $p < 0.001$ ). Le test post-hoc de Dunnett a révélé un effet significatif avec ( $p = 0.0001$ ) pour les individus exposés à 500 et 1000 µg Cr/g. La différence par rapport aux témoins est non significative les trois premières concentrations (62, 125 et 250 µg Cr/g).

- Concernant la hauteur des coquilles, nous avons enregistré une augmentation remarquable chez tous les individus à J7. Cette dernière est négligeable chez ceux exposés à 500µg/g et 1000µg/g. A J14, l'augmentation se poursuit pour les témoins et les individus exposés aux concentrations les plus faibles (62,5µg/g, 125µg/g, 250µg/g), et reste quasi constante pour ceux exposés à 500µg/g et 1000µg/g. Un arrêt total de la croissance est enregistré pour les individus exposés à 2000µg/g. A J21 et J28, les hauteurs moyennes des coquilles des témoins ainsi que celle des individus exposés aux concentrations les plus faibles, continuent à augmenter. Ce paramètre reste constant à 1000 µg/g.

De même que pour l'évolution de la biomasse et du diamètre, la variabilité de la hauteur des coquilles après 28 jours d'exposition au toxique entre les différentes concentrations testées est également significative avec ( $p < 0.001$ ). La comparaison multiple des concentrations testées par rapport au témoin en utilisant le test post-hoc de Dunnett a révélé un effet similaire à celui de l'évolution du diamètre de la coquille. Ainsi, La différence par rapport aux témoins est non significative pour les trois premières concentrations (62, 125 et 250 µg Cr/g), et est significative pour les individus exposés à 500 et 1000 µg Cr/g avec ( $p = 0.0001$ ).



**Figure 97.** Évolution de la moyenne de : a) la biomasse (g), b) le diamètre (mm), et c) la hauteur (mm) des coquilles des *C. aspersum* en fonction du temps et des concentrations en Cr ( $\mu\text{g/g}$ ) dans le sol.

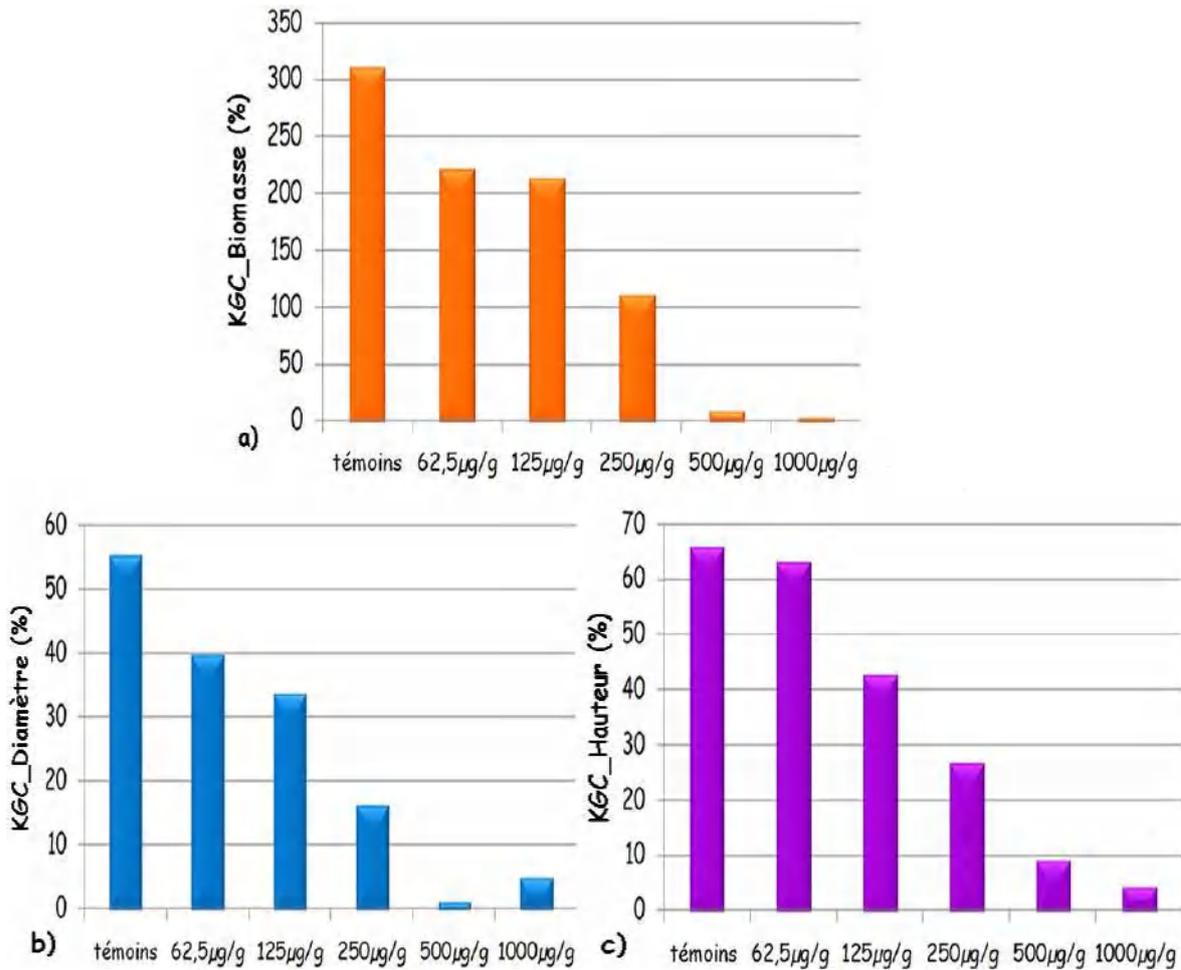
### III.3.1.2. Le coefficient de croissance (kGC)

Les résultats des coefficients de la croissance des *C. aspersum* (kGC) en biomasse, en diamètre et en hauteur de la coquille sont illustrés par la figure 98.

L'examen de la figure ci-dessous montre que :

Le coefficient de la croissance en biomasse (kGC,m) des témoins ainsi que ceux des individus exposés aux différentes concentrations décroît avec l'augmentation des concentrations en Cr dans le substrat. Le maximum (311%) est enregistré chez les individus témoins, et le minimum (4%) chez les individus exposés à 1000  $\mu\text{g/g}$ .

Il en est de même pour les coefficients de la croissance en diamètre et en hauteur de la coquille (kGC,d ; h). Les maximums sont enregistrés chez les individus témoins (55% et 66%, respectivement), et les minimums (1%) enregistrés pour le diamètre et la hauteur chez ceux exposés à 1000 $\mu$ g/g.



**Figure 98.** Coefficients de croissance des *C. aspersum* : a) KGC\_Biomasse (%), b) KGC\_Diamètre et c) KGC\_Hauteur en fonction des concentrations en Cr ( $\mu$ g/g) dans le sol après 28 jours d'exposition.

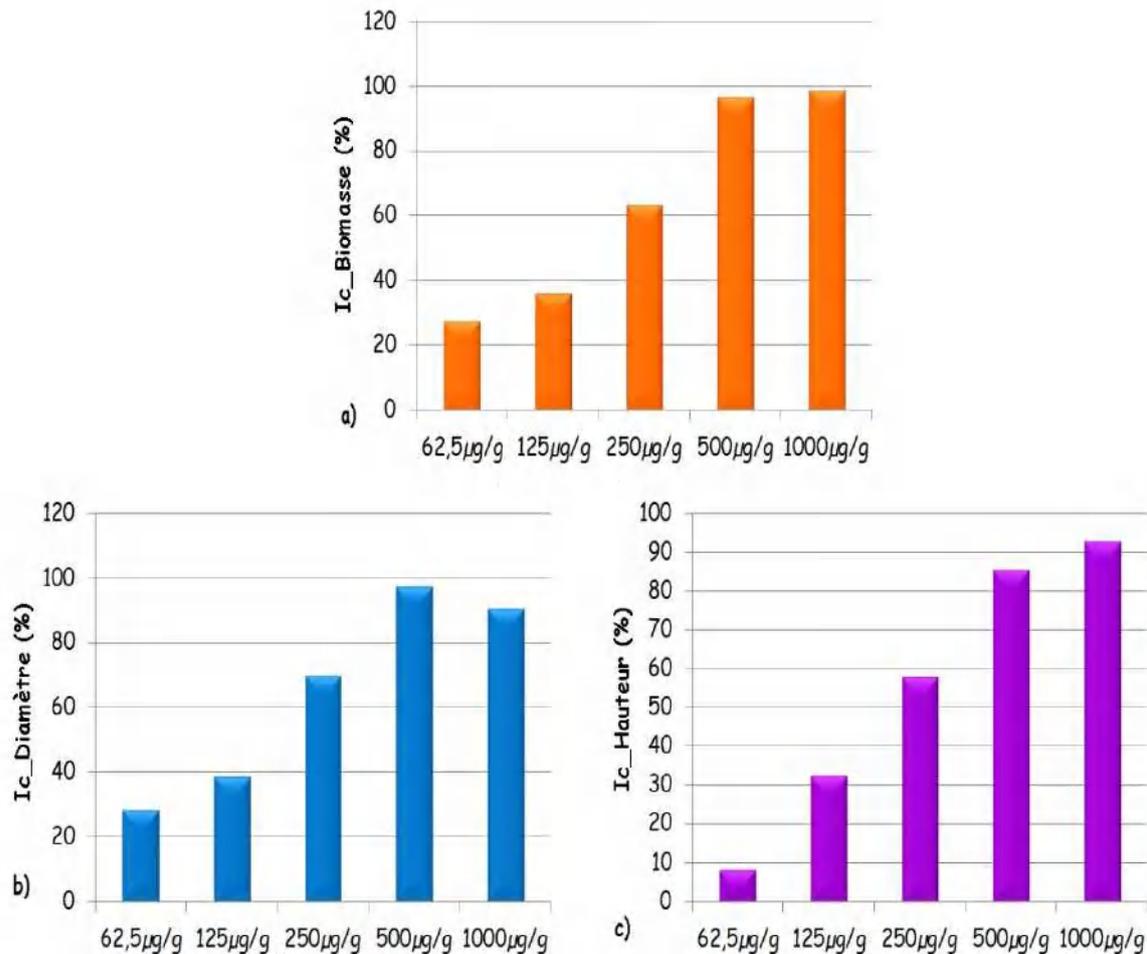
### III.3.1.3. Inhibition de la croissance (Ic)

Les pourcentages d'inhibition de la croissance en biomasse, en diamètre et hauteur de la coquille (Ic) sont illustrés par la figure 99.

Les résultats du pourcentage d'inhibition de la croissance en biomasse (Ic,m) des individus exposés aux concentrations testées, montrent qu'il augmente avec l'augmentation des concentrations en Cr dans le substrat. Il est maximal (98%) chez les individus exposés à 1000 $\mu$ g/g, et minimal (28%) chez ceux exposés à la concentration la plus basse (62,5 $\mu$ g/g).

Pour l'inhibition de la croissance en diamètre de la coquille (Ic,d), le maximum est de 98% et concerne les individus exposés à 500 $\mu\text{g/g}$  et 1000 $\mu\text{g/g}$ , alors que le minimum est de 29% et concerne les individus exposés à la concentration la plus basse (62,5 $\mu\text{g/g}$ ).

Une inhibition de la croissance en hauteur de la coquille (Ic,h) a également été enregistrée. Elle est maximale (99%) à 1000 $\mu\text{g/g}$ , et est minimale (8%) à 62,5 $\mu\text{g/g}$ .



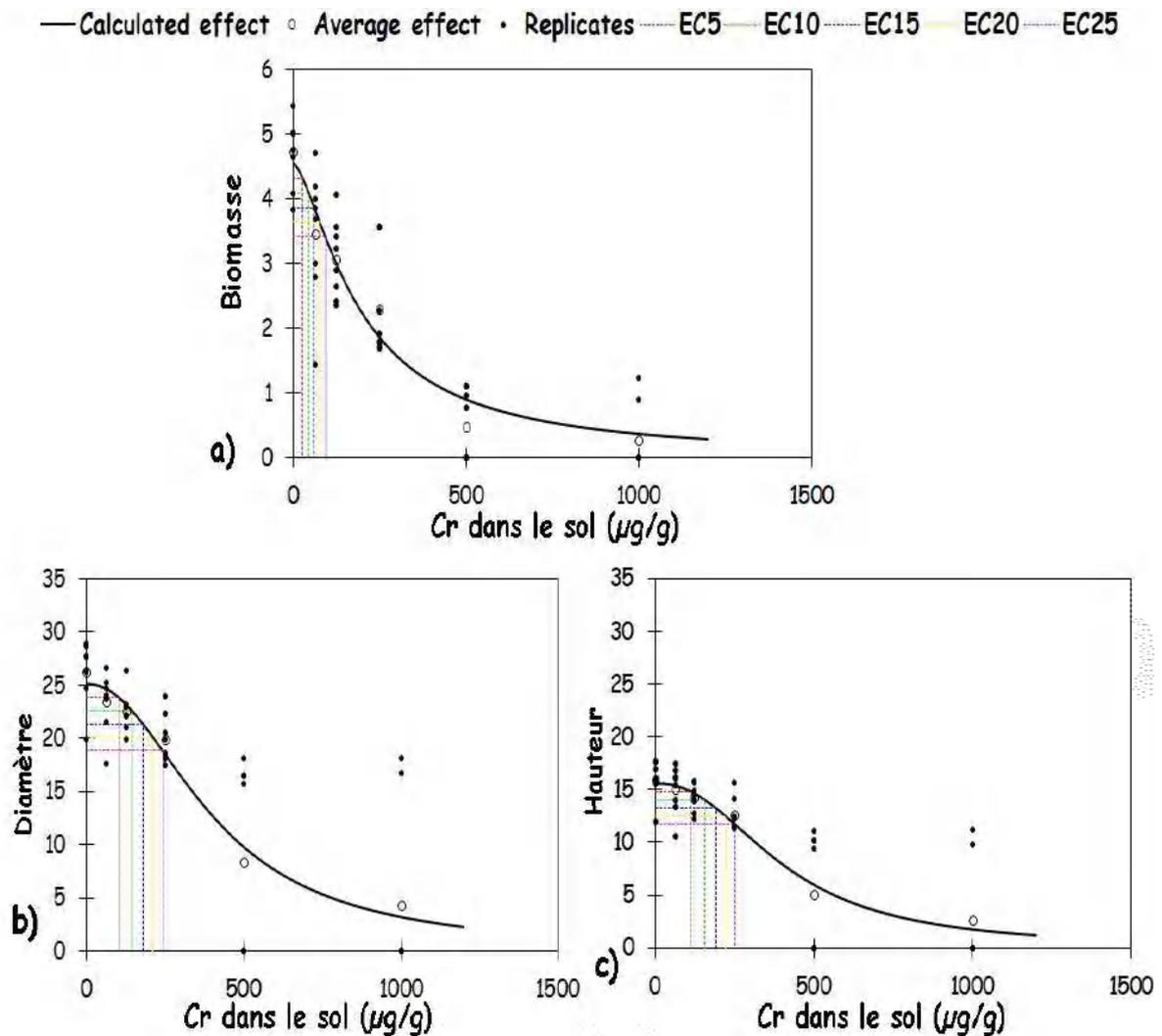
**Figure 99.** Inhibition de la croissance des *C. aspersum* : a) Ic\_Biomasse (%), b) Ic\_Diamètre (%), c) Ic\_Hauteur (%) en fonction des concentrations en Cr ( $\mu\text{g/g}$ ) après 28 jours d'exposition.

#### III.3.1.4. Les relations dose-réponse : effet du Cr sur la croissance en biomasse, en diamètre, et en hauteur de la coquille chez *Cornu aspersum*

##### a) Effet du Cr contenu dans le sol

Afin d'identifier les concentrations en Cr dans le sol pour lesquelles les *C. aspersum* présentent des effets d'écotoxicité sublétaux significatifs par rapport aux témoins, nous avons évalué les relations doses-réponses à l'aide d'une exploitation statistique en utilisant

Regtox 7.0.5 (macro pour Microsoft Excel) développée par Vindimian (2005). Les courbes doses-réponses sont illustrées dans la Figure 100.



**Figure 100.** Effet du Cr contenu dans le sol sur la croissance en : a) biomasse, b) diamètre et c) hauteur des coquilles des *C. aspersum* après 28 jours d'exposition.

Nous enregistrons la séquence suivante pour les concentrations en Cr dans le substrat qui affectent 50% de la population de *C. aspersum* par rapport au développement en biomasse, en diamètre et hauteur de la coquille :

$$CE_{50} \text{ Biomasse} < CE_{50} \text{ Diamètre de la coquille} < CE_{50} \text{ Hauteur de la coquille.}$$

La  $CE_{50}$  est estimée à  $193\mu\text{g/g}$  [146-250] pour la biomasse, et à  $406\mu\text{g/g}$  [307-520] et  $412\mu\text{g/g}$  [308-528] pour l'évolution en diamètre et hauteur de la coquille, respectivement.

**b) Effet des du Cr accumulé dans les tissus de *C. aspersum***

○ Dans le but d'évaluer l'effet des concentrations en Cr accumulées par les *C. aspersum* pendant les 28 jours d'exposition, nous l'avons quantifié dans les tissus mous des individus testés. Les résultats sont présentés dans le tableau 41.

**Tableau 41.** Concentrations en Cr accumulées par *C. aspersum* en fonction de celles contenu dans le sol après 28 jours d'exposition.

<b>C<sub>Sol</sub> (µg/g)</b>	<b>Témoins</b>	<b>62,5</b>	<b>125</b>	<b>250</b>	<b>500</b>
<b>C<sub>Escargots</sub> (µg/g)</b>	3	7	28	31	236

Les résultats du tableau 41 montrent que les individus des milieux témoins enregistrent une concentration de l'ordre de 3µg/g de Cr. Ceux exposés aux concentrations croissantes en Cr, l'accumulent avec un minimum de 7µg/g pour les individus exposés à 62,5µg/g et un maximum de 236µg/g pour ceux exposés à 500µg/g.

○ Nous avons également calculé les pourcentages d'absorption du Cr contenu dans le sol par *C. aspersum* par rapport aux témoins après 28 jours d'exposition. Les résultats sont présentés dans le tableau 42.

**Tableau 42.** Pourcentage d'absorption du Cr (%) par *C. aspersum* après 28 jours d'exposition.

<b>Concentrations ajoutées au sol (µg /g) à J0</b>	<b>Concentration mesurée dans le sol à J28 (µg/g)</b>	<b>Pourcentage d'absorption (%)</b>
<b>Témoin</b>	12,08	-
<b>62,5</b>	54,61	26,38
<b>125</b>	110,18	19,62
<b>250</b>	229,18	12,55
<b>500</b>	388,13	24,21
<b>1000</b>	958,79	5,27
<b>2000</b>	1960,18	2,58

Les résultats du tableau 42 montrent une diminution de la concentration en Cr dans le sol à la fin du bioessai, suite à son absorbance par *C. aspersum* pendant 28 jours d'exposition. Cette absorbance est irrégulière et varie entre 5,27% et 26,38%.

○ Les BAF calculés pour les différentes concentrations testées sont récapitulés dans le tableau 43.

**Tableau 43.** Facteur de bioaccumulation (BAF) du Cr pour les *C. aspersum* après 28 jours d'exposition.

Concentrations (µg/g)	0	62,5	125	250	500
BAF	0,26	0,13	0,26	0,14	0,61

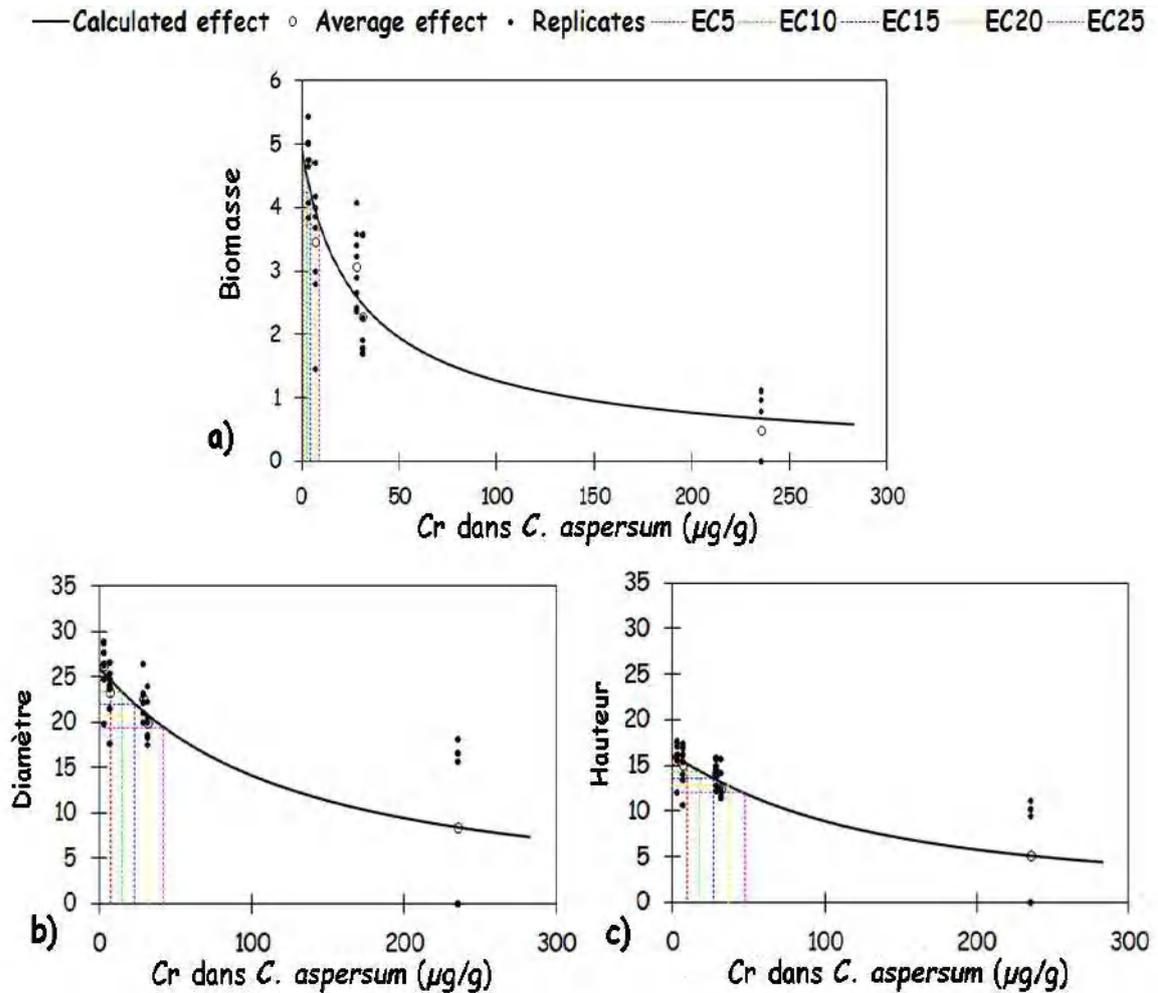
Les résultats montrent des BAF qui varient de 0,11 à 0,61. Ainsi, les facteurs de bioaccumulation du Cr dans les tissus des *C. aspersum* sont tous inférieurs à 1.

De même que pour l'évaluation des concentrations contenues dans le sol sur la croissance de *C. aspersum*, nous avons aussi utilisé la macro Regtox 7.0.5 pour la détermination des relations doses-réponses reflétant l'effet du Cr accumulé dans les tissus mous de l'espèce en question sur sa croissance en biomasse, et en diamètre et hauteur de la coquille. Ces relations sont illustrées par la figure 101.

Nous enregistrons la séquence suivante pour la CE<sub>50</sub> calculée à partir des concentrations en chrome contenu dans les tissus mous de *C. aspersum* :

$$CE_{50} \text{ Biomasse} < CE_{50} \text{ Diamètre de la coquille} < CE_{50} \text{ Hauteur de la coquille.}$$

Ainsi, par rapport aux concentrations internes, la CE<sub>50</sub> est estimée à 31µg/g [5-53] pour la biomasse, et à 119µg/g [66-187] et 125µg/g [69-201] pour l'évolution en diamètre et en hauteur de la coquille.



**Figure 101.** Effet du Cr accumulé dans les tissus sur la croissance en : a) biomasse, b) diamètre et c) hauteur des coquilles des *C. aspersum* après 28 jours d'exposition.

Globalement, nous constatons ce qui suit :

- ✓ Les concentrations effectives obtenues pour la croissance en hauteur sont plus importantes que celles obtenues pour le diamètre qui sont plus importantes que celles de la biomasse, aussi bien pour le Cr contenu dans le sol que pour celui accumulé dans les tissus de *C. aspersum*,
- ✓ Les concentrations effectives obtenues calculées à partir des concentrations en Cr accumulées dans les tissus des *C. aspersum* sont plus faibles que ceux obtenues à partir des concentrations dans les sols.
- ✓ Tous les BAF enregistrés pour le Cr possèdent des valeurs infimes et sont inférieurs à 1.

### III.3.1.7. Discussion des résultats du bioessai Cr

Au terme de ce bioessai sub-chronique d'une durée de 28 jours, et d'après les résultats du suivi de la biomasse et de la biométrie des *C. aspersum* témoins et du suivi des individus exposés aux concentrations croissantes en chrome, la comparaison révèle que l'augmentation de la concentration en chrome auxquelles les individus sont exposés, entraîne la baisse de leur croissance en biomasse, en diamètre et en hauteur des coquilles. Cette baisse progressive est engendrée par le stress induit par le toxique. Dans leurs étude Carbone et Faggio (2019) explique en détail les dommages causés aux cellules et même aux tissus par manque d'oxygène causé au métabolisme des *H. aspersa* (syn. *C. aspersum*). Lors d'un bioessai aigu entrepris sur des *C. aspersum* exposés à un intervalle de (1 à 20 mg/l) de Cr et de Pb (Dhiman, 2020), une perturbation des électrolytes essentiels a été enregistrée, traduite par une baisse des taux de potassium ( $K^+$ ) essentiel au système nerveux et le lithium ( $Li^+$ ) qui assure le fonctionnement de divers enzymes, hormones et facteurs de croissance. La baisse de croissance peut être attribuée à un ralentissement du métabolisme parfois même à une hibernation, provoquée par un stress chimique, notamment par contamination métallique (Morelli et al. 2020). La baisse de croissance peut aussi être attribuée à une augmentation de l'activité des enzymes enregistrée au niveau des reins et l'hépatopancréas qui reflète les fonctions métaboliques centrales des organes de détoxification et l'élimination des composés toxiques. Dans l'étude de Eybe et al. (2013) qui a évalué l'effet du Cr sur *C. aspersum* par contamination de la nourriture, les résultats confirment le déséquilibre du fonctionnement interne de l'animal, causé par le stockage du Cr dans des rhogocytes visualisé par les images résultant de la technique nano-SIMS ; spectrométrie de masse qui repose sur des analyses ponctuelles et une imagerie entreprise à l'échelle submicrométrique (jusqu'à 100 nm) de la composition isotopique et chimique des échantillons solides. Ces cellules propres aux mollusques sont normalement impliquées dans l'homéostasie du calcium et de la détoxification des métaux et sont riches en hémocyanine (principale molécule de transport d' $O_2$ ) et en métallothionéines. Dhiman (2020) a aussi mis à l'évidence par le calcul du taux de protéines dans le corps de l'escargot qui augmente d'une manière significative en présence du Cr et du Pb. Parmi ces protéines les métallothionéines sont synthétisés en présence de fortes concentrations d'ETM, ces protéines soufrées sont primordiaux dans la régulation des teneurs internes en métaux essentiels et la détoxification des métaux non-essentiels (Pedrini-Martha et al. 2021). Autrement-dit, *C. aspersum* contaminés fournissent d'avantage d'énergie pour remédier aux perturbations infligées ce que confirme également Carbone et Faggio (2019).

De plus, les escargots peuvent avoir un comportement d'évitement comme forme de protection ; ils réduisent leur activités dans le but de minimiser le contact avec le toxique ce qui peut également expliquer cette baisse de croissance (Belhiouani, 2019). Cette baisse de croissance dose-dépendante est aussi confirmée par Coeurdassier et al. (2000), dans leurs deux expérimentations utilisant le chrome sous son état extrêmement nocif pour les êtres vivants :  $\text{Cr}^{6+}$ . A la fin de ces bioessais entrepris sur *Helix aspersa* (syn. *C. aspersum*) dans des conditions contrôlées, le même phénomène a été observé. Sachant que pour le 1<sup>er</sup> bioessai les individus ont été exposés aux concentrations de 250, 500, 750, 1000, et 1250 mg/g, et pour le 2<sup>ème</sup> bioessai ils ont été exposés à des intervalles de contamination plus proches 100, 200, 400, 600, et 800 mg/g. Ces bioessais ont révélé une inhibition de la croissance qui augmente avec l'augmentation des concentrations en Cr. De plus, dans cette étude les auteurs décrivent l'inhibition de la croissance, comme similaire à celle du Cd, Cu et Zn confirmée par les études de Gomot (1997) et Gomot-De Vaufleury (2000). La relation dose-effet est confirmée par le calcul des coefficients de croissance des *C. aspersum* exposés aux concentrations croissantes en Cr qui sont inférieurs à ceux des témoins et d'autant plus par les pourcentages d'inhibition de la croissance des *C. aspersum* qui sont plus importants plus la concentration du Cr augmente.

Concernant ce métal, toutes les concentrations effectives (CE<sub>ex</sub>) calculées par rapport aux Cr accumulés dans les tissus de *C. aspersum* sont inférieures à celles dans le sol. Elles reflètent donc plus les effets sur la croissance des *C. aspersum* et sont meilleures indicatrices de la toxicité (Annexe 03).

Les CE<sub>10</sub> calculées à partir de la biomasse enregistrées par Coeurdassier et al. (2000) dans leur étude *via* laquelle ils ont évalué la toxicité du Cr par la contamination de la nourriture avec différents intervalles de concentrations : le 1<sup>er</sup> étant une exposition à [250-1250µg/g] a révélé une CE<sub>10</sub> de 195,3µg/g et le 2<sup>ème</sup> étant une exposition à [100-800µg/g] a révélé une CE<sub>10</sub> de 160,9µg/g. Comparées à nos résultats calculés à partir de la biomasse qui appartiennent toutes à (0-62,5)µg/g, ces valeurs montrent que les concentrations internes sont plus faibles que celles du sol, qui sont plus faibles que celles induites par la voie nutritive. Autrement dit, les concentrations internes sont meilleures indicatrices de la toxicité du Cr que celles contenu dans le sol, ou encore dans la nourriture. Récemment, Sahraoui et al. (2021) ont testé la toxicité du cadmium et du plomb contenus dans le sol en utilisant trois substrat différents à savoir le Lufa 2.2, le sol type "Jardin" et le sol type "Terrain de foot" en y exposant des individus de *C. aspersum*. Les résultats des CE<sub>50</sub>-Pb

relatives à la croissance en biomasse calculées à partir des concentrations accumulées par *C. aspersum*, varient entre 431 et 428 µg/g, alors celles calculées à partir des concentrations contenues dans le sol, sont de 2397 à 4804 µg/g. Les CE<sub>50</sub>-Cd de la croissance en biomasse calculées à partir des concentrations internes sont de 257 à 326 µg/g, alors qu'elles sont de 327 à 591 µg/g pour le Cd contenu dans le sol. Ce qui confirme que généralement les concentrations internes en ETM sont inférieures à celles du substrat et sont meilleures indicatrices de la toxicité.

D'après la classification des facteurs de bioconcentration (Pihan, 2001), les BAF-Cr pour les *C. aspersum* à la fin du bioessai sont inférieurs à 1. Ceci confirme que *C. aspersum* déconcentre ce métal. Ce résultat rejoint celui de l'étude que nous avons entreprise pour les sols Kébir Rhumel *via* la biosurveillance passive. Ces résultats sont aussi confirmés par l'étude de Coeurdassier et al. (2000) qui a concerné les BAF calculés dans les pieds et viscères et qui sont tous inférieurs à 1. De même, les résultats du bioessai effectué par De Vaufleury et Pihan (2002) qui ont exposés les individus de l'espèce *Helix aspersa aspersa* au Cr par contamination du substrat ont révélé un BAF maximal enregistré dans les viscères inférieur à 1. En rappel, dans la récente étude de Belhiouani (2019) entreprise dans le but d'évaluer le taux d'ETM dans les sols de cinq zones à perturbations anthropiques différentes dans le Nord-Est de l'Algérie, les BAF calculés dans toutes les parties du gastéropode *C. aspersum* sont également inférieur à 1. Donc, il est confirmé que *C. aspersum* est une espèce déconcentratrice de chrome.

### III.3.2. Bioessai d'écotoxicité du Cu

#### III.3.2.1. Suivi de l'évolution de la biomasse, du diamètre et de la hauteur des coquilles des *Cornu aspersum*

La figure 102 représente l'évolution de : a) la biomasse, ainsi que b) du diamètre et de c) la hauteur de la coquille des *Cornu aspersum* exposés aux différentes concentrations en Cu testées. Ces valeurs ont été notées à J0 mais aussi chaque semaine durant toute la période du bioessai (J7, J14, J21, et J28).

- Le suivi montre qu'à J7 la biomasse moyenne des individus exposés au milieu témoin augmente fortement atteignant 2g, suivi de ceux exposés aux trois premières concentrations (156µg/g ; 313µg/g et 625µg/g) qui augmente de la même manière atteignant une valeur approximative de 1,6g. Par contre, la croissance en biomasse reste constante pour ceux exposés aux trois concentrations les plus fortes (1250µg/g, 2500µg/g et 5000µg/g). A J14, la biomasse augmente toujours pour les témoins et les individus exposés à 156µg/g, 313µg/g et 625µg/g. Elle reste constante pour les individus exposés aux fortes concentrations (1250µg/g, et 2500µg/g). Un arrêt total de la croissance est enregistré pour les individus exposés à 5000 µg/g de Cu dans le sol. En effet, nous avons enregistré la mort de tous les individus pour cette concentration. A J21, la biomasse moyenne des témoins augmente encore, atteignant presque quatre fois le poids initial. Elle est suivie par celle des individus exposés à 156µg/g et 313µg/g. La croissance est plus faible pour les individus exposés à 625µg/g, et est en stagnation permanente pour ceux exposés à 1250µg/g et 2500µg/g. A J28, la biomasse moyenne maximale des témoins est de 4,36g. Pour les milieux contenant 156µg/g, 313µg/g, 625µg/g, 1250µg/g, et 2500µg/g, les biomasses enregistrées sont de 3,46µg/g ; 3,07µg/g ; 2,28µg/g ; et 1,37µg/g, respectivement.

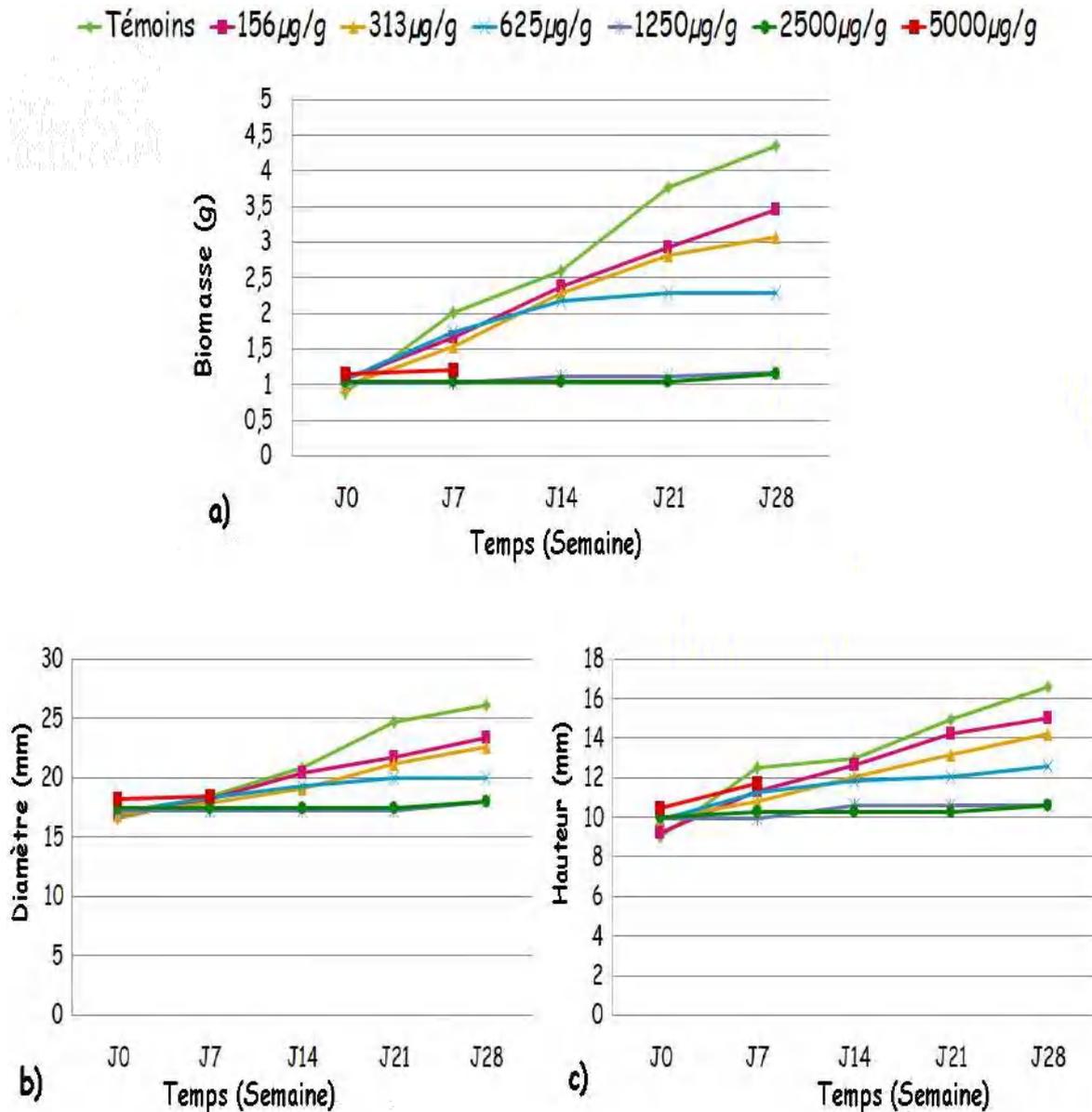
L'application de l'analyse de la variance à un facteur a révélé une différence significative par rapport aux différentes concentrations testées avec ( $p < 0.001$ ). La comparaison multiple des concentrations testées par rapport au témoin en utilisant le test post-hoc de Dunnett a révélé un effet significatif avec ( $p = 0.0071$ ) pour les individus exposés à 313 µg Cu/g, ( $p = 0.0001$ ) pour ceux exposés à 625 µg Cu/g, et ( $p = 0.0001$ ) pour ceux exposés à 625 et 1250 et 2500 µg Cu/g. La différence par rapport aux témoins est non significative pour les individus exposés au substrat contenant 156 µg Cu/g.

- La moyenne des diamètres de coquilles des individus témoins ainsi que celle des individus exposés aux trois concentrations les plus faibles testées (156µg/g ; 313µg/g et 625µg/g) augmentent durant les 7 premiers jours (J7), pour les individus exposés à 1250µg/g, 2500µg/g et 5000µg/g les diamètres sont quasi constants. A J14, le diamètre augmente considérablement pour les témoins, suivi par celui des escargots exposés à 156µg/g, 313µg/g et 625µg/g. Les diamètres des individus exposés à 1250µg/g et 2500µg/g restent constants. Un arrêt total de la croissance est enregistré pour les individus exposés à 5000µg/g de Cu dans le sol ; concentration pour laquelle, nous avons enregistré la mort de tous les individus testés. A J21, l'augmentation se poursuit pour les témoins, suivie par une légère augmentation pour les individus exposés aux trois concentrations les plus faibles. La moyenne chez les individus exposés à 1250µg/g et 2500µg/g reste constante. A J28, l'augmentation du diamètre se poursuit de la même manière pour les témoins et les milieux contenant 156µg/g, 313µg/g, 625µg/g, 1250µg/g, et 2500µg/g, atteignant respectivement : 26,14mm ; 23,42mm ; 22,62mm ; 19,95mm ; et 18mm.

Cette variabilité de l'évolution du diamètre entre les différentes concentrations testées est confirmée par l'Anova a un facteur qui a révélé un effet significatif avec ( $p < 0.001$ ). La comparaison multiple des différentes concentrations par rapport au témoin en utilisant le test post-hoc de Dunnett a révélé un effet non significatif pour les individus exposés à 156, 313 et 625 µg Cu/g. En revanche, elle est significative pour ceux exposés à 1250 et 2500 µg Cu/g avec ( $p = 0.0001$ ).

- Concernant la hauteur des coquilles, à J7 nous avons enregistré une augmentation remarquable chez les individus témoins et ceux des milieux contenant 156µg/g, 313µg/g et 625µg/g de Cu dans le sol. L'augmentation est très faible concernant les individus exposés à 1250µg/g, 2500µg/g et 5000µg/g. A J14, l'augmentation se poursuit pour les témoins et les individus exposés aux concentrations les plus faibles (156µg/g, 313µg/g et 625µg/g), et reste quasi constante pour ceux exposés à 1250µg/g et 2500µg/g. Un arrêt total de la croissance est enregistré pour les individus exposés à 5000µg/g. A J21 et J28, les hauteurs moyennes des coquilles des témoins ainsi que celle des individus exposés aux concentrations les plus faibles, continuent à augmenter. Ce paramètre reste constant concernant les milieux contenant 1250µg/g et 2500µg/g de Cu dans le sol. On enregistre alors pour les témoins et les milieux contenant 156µg/g, 313µg/g, 625µg/g, 1250µg/g, et 2500µg/g les hauteurs suivantes : 16,56mm, 15,01mm, 14,24mm, 12,55mm, et 10,59mm, respectivement.

De même que pour les deux paramètres précédents, l'Anova a un facteur à révélé un effet significatif avec ( $p < 0.001$ ). La comparaison multiple en utilisant le test post-hoc de Dunnett a révélé une différence significative par rapport au témoin pour les individus exposés à  $625 \mu\text{g Cu/g}$  avec ( $p = 0.0370$ ), ceux exposés à  $1250$  et  $2500 \mu\text{g Cu/g}$  avec ( $p = 0.0001$ ). La différence de l'évolution du diamètre chez les individus exposés à  $156$  et  $313 \mu\text{g Cu/g}$  par rapport au témoin est non significative.



**Figure 102.** Évolution de la moyenne de : a) la biomasse (g), b) le diamètre (mm), et c) la hauteur (mm) des coquilles des *C. aspersum* en fonction du temps et des concentrations en Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) dans le sol.

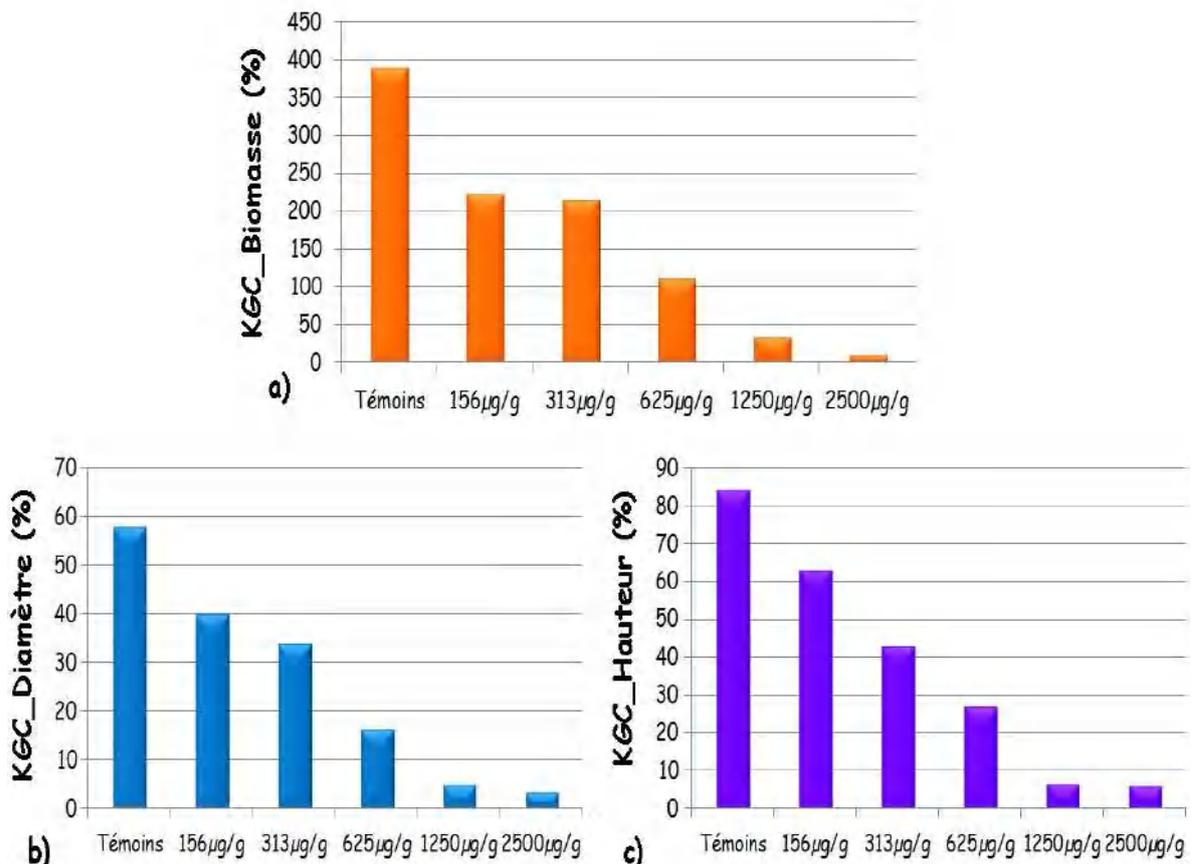
### III.3.2.2. Les coefficient de croissance (kGC)

Les résultats des coefficients de la croissance des *C. aspersum* (kGC) en biomasse, en diamètre et en hauteur de la coquille sont illustrés par la figure 103.

L'examen de la figure ci-dessous montre que :

Le coefficient de la croissance en biomasse (kGC,m) des témoins ainsi que ceux des individus exposés aux différentes concentrations décroît avec l'augmentation des concentrations en Cr dans le substrat. Le maximum (389%) est enregistré chez les individus témoins, et le minimum (10%) chez les individus exposés à 2500 $\mu$ g/g.

Il en est de même pour les coefficients de la croissance en diamètre et en hauteur de la coquille (kGC,d ; h). Les maximums sont enregistrés chez les individus témoins (5% et 84%, respectivement), et les minimums (3% et 6%) enregistrés pour le diamètre et la hauteur chez ceux exposés à 2500 $\mu$ g/g.



**Figure 103.** Coefficients de croissance des *C. aspersum* : a) KGC\_Biomasse (%), b) KGC\_Diamètre et c) KGC\_Hauteur en fonction des concentrations en Cu ( $\mu$ g/g) après 28 jours d'exposition.

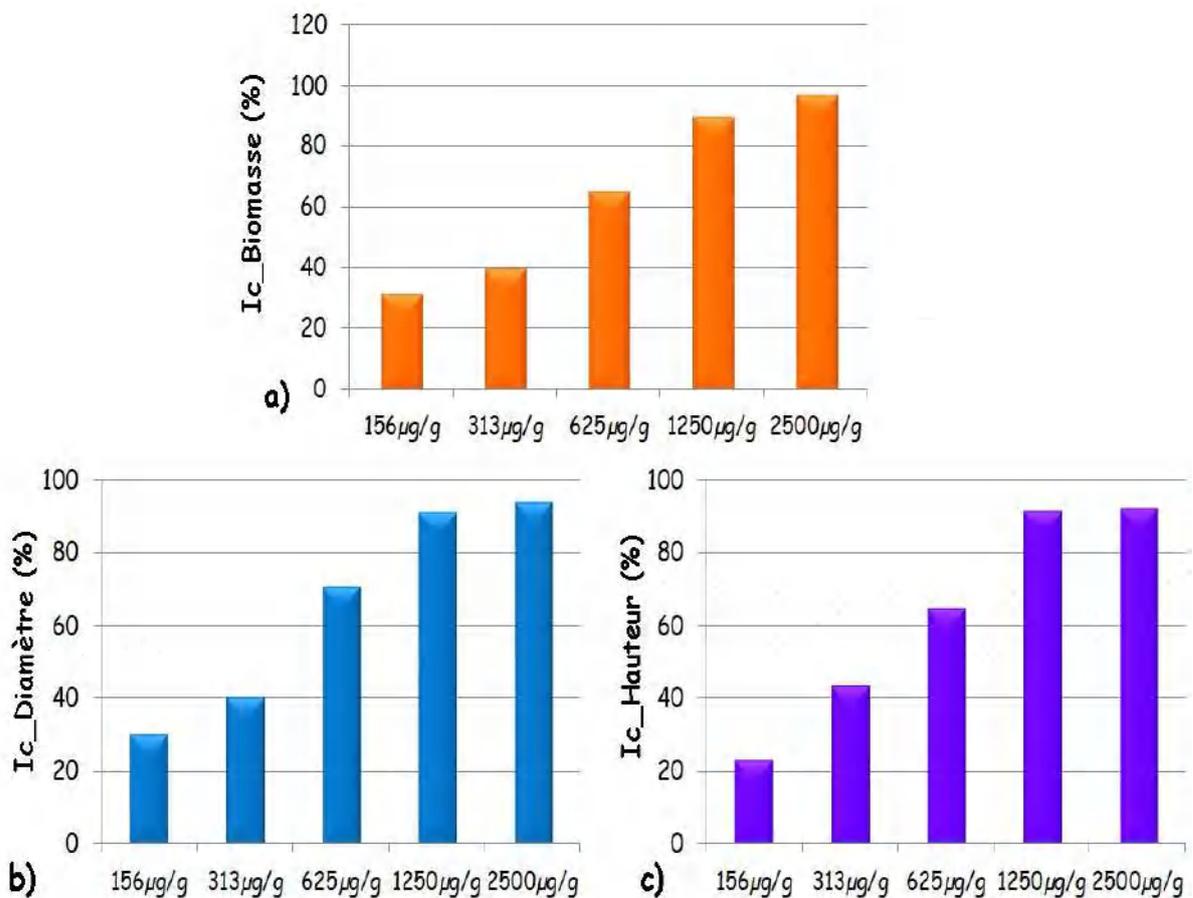
### III.3.2.3. Inhibition de la croissance (Ic)

Les pourcentages d'inhibition de la croissance en biomasse, en diamètre et hauteur de la coquille (Ic) sont illustrés par la figure 104.

Les résultats du pourcentage d'inhibition de la croissance en biomasse (Ic,m) des individus exposés aux concentrations testées, montrent qu'il augmente avec l'augmentation des concentrations en Cu dans le substrat. Il est maximal (97%) chez les individus exposés à 2500 $\mu\text{g/g}$ , et minimal (31%) chez ceux exposés à la concentration la plus basse (156 $\mu\text{g/g}$ ).

Pour l'inhibition de la croissance en diamètre de la coquille (Ic,d), le maximum est de 94% et concerne les individus exposés à 2500 $\mu\text{g/g}$ , alors que le minimum est de 30% et concerne les individus exposés à la concentration la plus basse (156 $\mu\text{g/g}$ ).

Une inhibition de la croissance en hauteur de la coquille (Ic,h) a également été enregistrée. Elle est maximale (92%) à 2500 $\mu\text{g/g}$ , et est minimale (23%) à 156 $\mu\text{g/g}$  de Cu dans le sol.

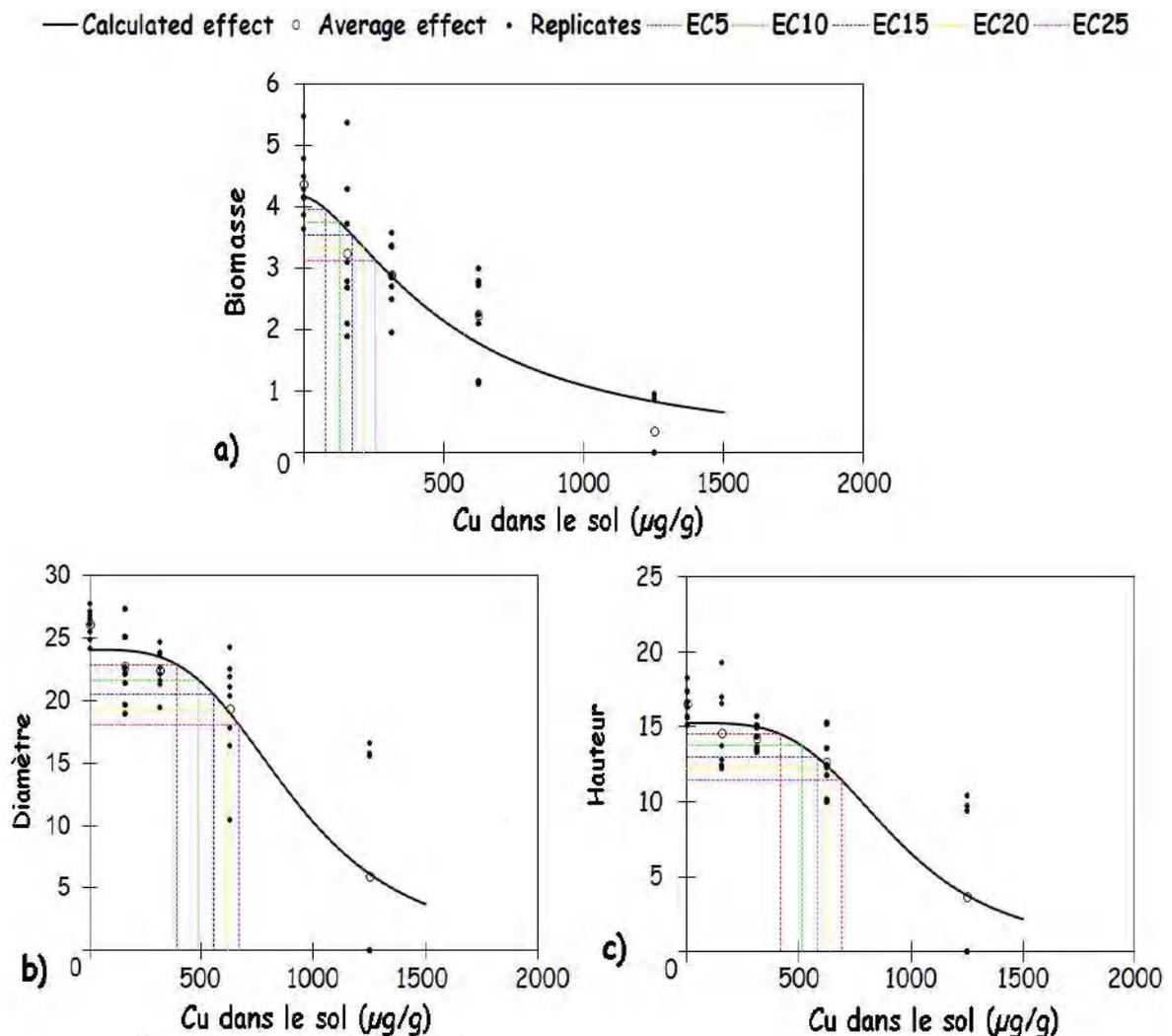


**Figure 104.** Inhibition de la croissance des *C. aspersum* : a) Ic\_Biomasse (%), b) Ic\_Diamètre (%), c) Ic\_Hauteur (%) en fonction des concentrations en Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) après 28 jours d'exposition.

### III.3.2.4. Les relations dose-réponse : effet du Cu sur la croissance en biomasse, en diamètre, et en hauteur de la coquille chez *Cornu aspersum*

#### a) Effet du Cu contenu dans le sol

Afin d'identifier les concentrations en Cu dans le sol pour lesquelles les *C. aspersum* présentent des effets d'écotoxicité sublétaux significatifs, et de même que pour le Cr, nous avons évalué les relations doses-réponses à l'aide d'une exploitation statistique en utilisant la macro Regtox 7.0.5. Les courbes doses-réponses sont illustrées dans la Figure 105.



**Figure 105.** Effet du Cu contenu dans le sol sur la croissance en : a) biomasse, b) diamètre et c) hauteur des coquilles des *C. aspersum* après 28 jours d'exposition.

Nous enregistrons la séquence suivante pour les concentrations en Cu dans le substrat qui affectent 50% de la population de *C. aspersum* par rapport au développement en biomasse, en diamètre et hauteur de la coquille :

$CE_{50}$  Biomasse <  $CE_{50}$  Diamètre de la coquille <  $CE_{50}$  Hauteur de la coquille.

La  $CE_{50}$  est estimée à 517 $\mu$ g/g [385-700] pour la biomasse, et à 927 $\mu$ g/g [771-1029] et 934 $\mu$ g/g [802-1117] pour l'évolution en diamètre et hauteur de la coquille, respectivement.

**b) Effet des du Cu accumulé dans les tissus de *C. aspersum***

○ Dans le but d'évaluer l'effet des concentrations en Cu accumulées par *C. aspersum* pendant les 28 jours d'exposition, nous l'avons quantifié dans les tissus des individus testés à la fin du bioessai. Les résultats sont présentés dans le tableau 44.

**Tableau 44.** Concentrations en Cu accumulées par *C. aspersum* en fonction de celles contenu dans le sol après 28 jours d'exposition.

<b>C<sub>Sol</sub> (<math>\mu</math>g/g)</b>	<b>Témoins</b>	<b>156</b>	<b>313</b>	<b>625</b>	<b>1250</b>
<b>C<sub>Escargots</sub> (<math>\mu</math>g/g)</b>	5,4	256	522	662	420

Les résultats du tableau 44 montrent une concentration de 54 $\mu$ g/g pour les témoins, et un minimum de 256 $\mu$ g/g pour les individus exposés à 156 $\mu$ g/g et un maximum de 662 $\mu$ g/g pour ceux exposés à 1250 $\mu$ g/g.

○ Nous avons également calculé les pourcentages d'absorption du Cu par *C. aspersum* après 28 jours d'exposition par rapport aux témoins. Les résultats sont présentés dans le tableau 45.

**Tableau 45.** Pourcentage d'absorption du Cu (%) par *C. aspersum* après 28 jours d'exposition.

<b>Concentration ajoutée au sol (<math>\mu</math>g /g) à J0</b>	<b>Concentration mesurée dans le sol à J28 (<math>\mu</math>g/g)</b>	<b>Pourcentage d'absorption (%)</b>
<b>Témoins</b>	10	-
<b>156</b>	146	12,01
<b>313</b>	137	57,75
<b>625</b>	218	65,74
<b>1250</b>	690	45,23
<b>2500</b>	2434	3,04
<b>5000</b>	4767	4,85

Les résultats du tableau 45 montrent une diminution de la concentration en Cu dans le sol à la fin du bioessai, suite à son absorption par *C. aspersum* pendant 28 jours d'exposition. Cette absorption est irrégulière et varie entre 12,01% et 65,74%.

○ Par ailleurs, les BAF calculés pour les différentes concentrations testées sont récapitulés dans le tableau 46.

**Tableau 46.** Facteur de bioaccumulation (BAF) du Cu pour les *C. aspersum* après 28 jours d'exposition.

Concentrations (µg/g)	Témoins	156	313	625	1250
BAF	0,53	1,64	3,83	3,04	2,04

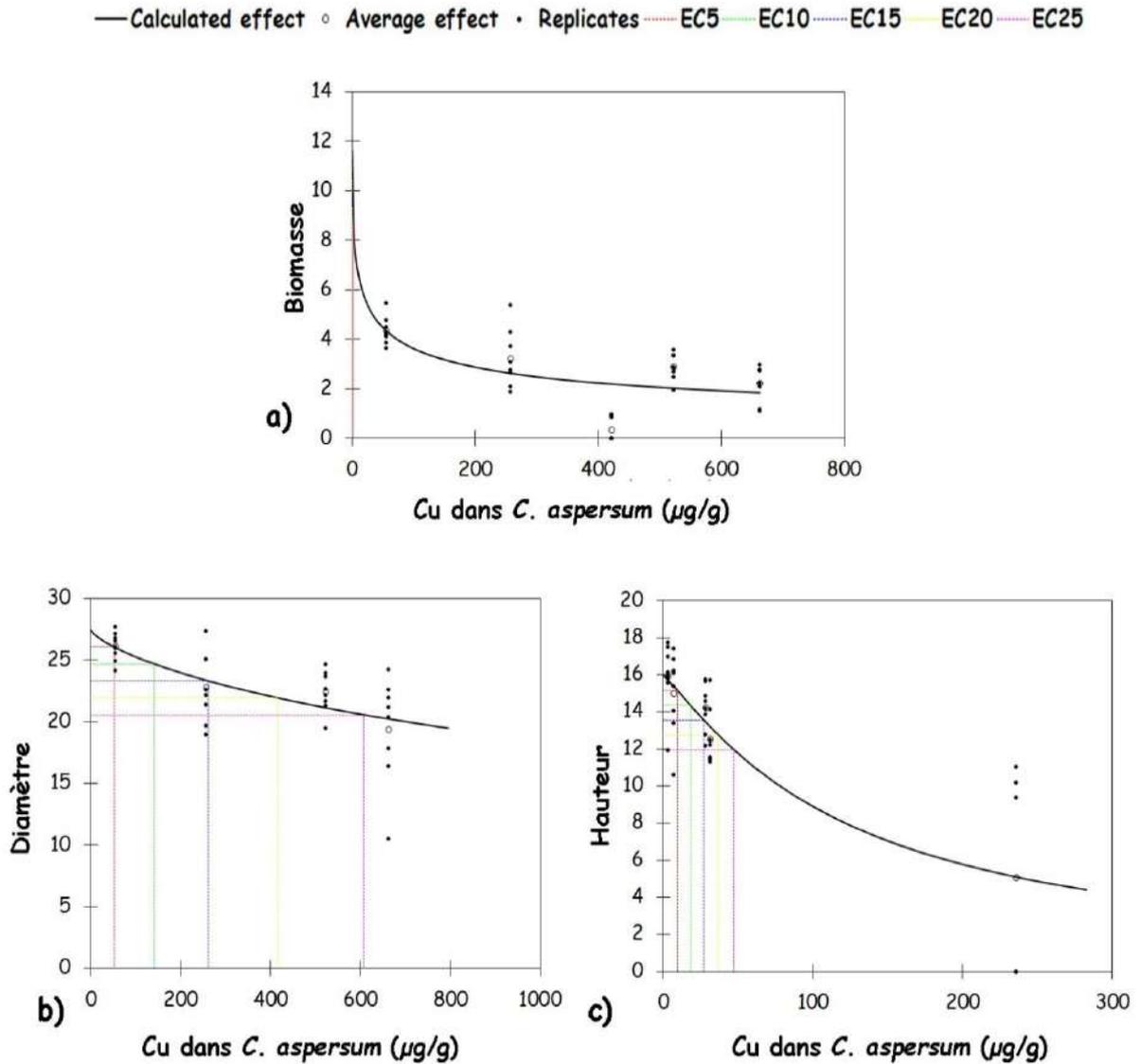
Les résultats montrent que les BAF varient entre 0,53 et 5,28. Autrement-dit les facteurs de bioaccumulation du Cu dans les tissus des *C. aspersum* sont pour la plupart supérieurs à l'unité.

De même que pour l'évaluation des concentrations contenues dans le sol sur la croissance de *C. aspersum*, nous avons aussi utilisé la macro Regtox 7.0.5 pour la détermination des relations doses-réponses reflétant l'effet du Cu accumulé dans les tissus de l'espèce en question sur sa croissance en biomasse, et en diamètre et hauteur de la coquille. Ces relations sont illustrées par la figure 106.

Nous enregistrons la séquence suivante pour la CE<sub>50</sub> calculée à partir des concentrations en cuivre contenu dans les tissus de *C. aspersum* :

$$CE_{50} \text{ Biomasse} < CE_{50} \text{ Hauteur de la coquille} < CE_{50} \text{ Diamètre de la coquille.}$$

Ainsi, par rapport aux concentrations internes, la CE<sub>50</sub> est estimée à 161µg/g pour la biomasse, et à 2153µg/g et 2120µg/g pour l'évolution en diamètre et en hauteur de la coquille.



**Figure 106.** Effet du Cu accumulé dans les tissus sur la croissance en : a) biomasse, b) diamètre et c) hauteur des coquilles des *C. aspersum* après 28 jours d'exposition.

Globalement, nous constatons ce qui suit :

- ✓ Les concentrations effectives à partir des concentrations de Cu dans le sol obtenues pour la croissance en hauteur sont plus importantes que celles obtenues pour le diamètre qui sont plus importantes que celles de la biomasse. Concernant les concentrations accumulées dans les tissus de *C. aspersum*, les CE50 obtenues pour la croissance en diamètre sont plus importantes que celles obtenues pour la hauteur qui sont plus importantes que celles de la biomasse.
- ✓ Pour la biomasse et la hauteur, les concentrations effectives obtenues calculées à partir des concentrations en Cu accumulées dans les tissus des *C. aspersum* sont plus

faibles que ceux obtenues à partir des concentrations dans les sols. Contrairement à la hauteur où la concentration externe est la plus faible.

- ✓ La pluparts des BAF enregistrés pour le Cu sont supérieurs à 2.

### III.3.2.5. Discussion des résultats du bioessai Cu

Au terme de ce bioessai sub-chronique d'une durée de 28 jours, et d'après les résultats du suivi de la biomasse et de la biométrie des *C. aspersum* témoins et du suivi des individus exposés aux concentrations croissantes en cuivre, la comparaison révèle que l'augmentation des concentrations auxquelles les individus sont exposés, entraîne la baisse de leur croissance en biomasse, et en diamètre et hauteur des coquilles.

Ces résultats sont confirmés par l'étude de Gomot-De Vaufleury, (2000) qui a étudié l'exposition de juvéniles *H. aspersa* a des concentrations de 100µg/g à 4000µg/g de Cu par contamination de le nourriture. Après 28jours, une baisse dose-dépendante de la biomasse a été enregistrée. La biomasse été de 1,07g pour les individus exposés à la concentration maximale (4000µg/g) et de 7,98µg/g pour les témoins. La baisse de croissance est souvent engendrée par le stress induit par le toxique. Ce stress a été décrit par Benamara et al. (2021) par les effets de l'exposition de *H. aspersa* par contamination de la nourriture avec des concentrations en Cu allant de 50 à 200 µg/g et ceci pendant 45jours. Le dosage des biomarqueurs du stress oxydatif dans l'hépatopancreas et les reins a montré une diminution du glutathion (GSH) et de son enzyme métabolisante glutathion-stransférase (GST) (protéines responsables du déclenchement du système de détoxification). Ces perturbations enzymatiques et biochimiques affaiblissent l'organisme et ralentissent donc la croissance de l'animal. Aussi, dans leurs étude menée dans un vignoble pulvérisé par du Cu en tant que fongicide, Snyman et al. (2009) avaient suivi deux lots d'escargots : le premier étant échantillonné une semaine d'exposition et le second après 2 mois. Les résultats montrent une accumulation conséquente du Cu dans la glande digestive des *H. aspersa* des deux lots, qui augmente significativement avec le temps d'exposition atteignant 453,4µg/g alors qu'elle est de 44,75µg/g chez les témoins. Cette contamination a ciblé l'épithélium de la glande digestive et les ovocytes (organes reproducteurs) et a perturbé surement son métabolisme et sa croissance. En bref, ces dommages causés par l'accumulation continue du Cu dans les viscères peuvent expliquer donc la baisse de croissance que nous avons enregistrée.

En plus de ces perturbations une énergie supplémentaire est fournie par l'animal pour la régulation physiologique à l'aide du CuMT qui intervient exclusivement dans les cellules rhogocytes (Dallinger, 1993; Dallinger et al. 2005 ; Pedrini-Martha et al. 2021). Cet effort supplémentaire pourrait également contribué à la baisse de la croissance.

D'autres espèces semblent réagir similairement : une baisse dose dépendante a aussi été remarquée pour l'espèce d'escargot *H. engaddensis* dès 14 jours d'exposition à des concentrations de 1 à 2500 µg/g de cuivre ajouté à la nourriture (Swaileh et Ezzughayyar, 2000). Ainsi que chez l'espèce d'escargot *H. pomatia* chez qui, les auteurs ont enregistré une diminution des acides gras et un stress oxydatif après 12 semaines de micro-exposition de 1 mg/L de cuivre (Kowalczyk-Pecka et al. 2018).

La relation dose-dépende est confirmée par le calcul des coefficients de croissance des *C. aspersum* exposés aux concentrations croissantes en Cu qui sont inférieurs à ceux des témoins et d'autant plus par les pourcentages d'inhibition de la croissance des *C. aspersum* qui sont plus importants avec l'augmentation de la concentration du Cu.

Concernant ce métal, les concentrations effectives (CE<sub>50</sub>) internes sont inférieures à celles calculées pour le sol. Elles reflètent donc plus les effets sur la croissance des *C. aspersum*. Ainsi, les concentrations internes sont meilleures indicatrices de la toxicité.

Dans leur étude Laskowski et Hopkin (1996), ont exposé des juvéniles et adultes *H. aspersa* par le biais de la nourriture. A partir des concentrations dans la nourriture, ils avaient enregistré un effet sur la biomasse de CE<sub>20</sub><sub>juvéniles</sub>=248 µg/g et CE<sub>20</sub><sub>adultes</sub>=275 µg/g. Ce qui montre que les juvéniles sont plus sensibles au Cu dans la nourriture que les adultes. On relève également que ces deux concentrations effectives sont supérieures que celle que nous avons enregistrée dans le sol ; la CE<sub>20</sub> est de 215,4 µg/g (Annexe 3). Ces résultats sont liés à la manière d'exposition. En effet, l'escargot étant un mollusque épiedaphique, il est en contact permanent avec le sol, si bien qu'il l'ingère même avec sa nourriture (Gomot-De-Vaufleury, 2000 ; Dallinger, 2001 ; Barker, 2001 ; Coeurdassier et al. 2002). L'animal est donc plus impacté par la qualité du sol que par celle de la nourriture, car cette dernière pourrait être évitée pour se protéger du toxique. C'est le cas observé par Belhiouani (2019) qui avait étudié l'effet du Pb et du Cd sur les *C. aspersum*, qui ont choisi de jeûner plutôt que de consommer la nourriture contaminée.

Aussi, les concentrations enregistrées par l'étude de Laskowski et Hopkin (1996) sont supérieures à celle enregistrée dans notre étude par rapport aux concentrations internes ( $CE_{20} = 0,9 \mu\text{g/g}$ ). L'animal semble donc être plus affecté par les concentrations absorbées et concentrées dans ses tissus que celles du toxique externes, que ce soit dans son substrat ou dans sa nourriture. La comparaison de tous ces résultats confirme que les concentrations internes sont meilleures indicatrices de la toxicité.

D'après la classification des facteurs de bioconcentration (Pihan, 2001), les BAF-Cu pour les *C. aspersum* après 28 jours d'exposition au toxique sont pour la plupart supérieurs à 2. Ceci confirme que les *C. aspersum* macro-concentrent le Cu.

La qualité de macro-concentration du cuivre par les invertébrés est confirmée par Bohac et Pospisil (1989) notamment chez l'espèce *H. pomatia* comme le confirment les résultats de Dallinger et Wieser (1984). Ce qui est le cas également de l'espèce *H. aspersa* (syn. *C. aspersum*). En effet, nos résultats rejoignent aussi ceux de Dallinger (1993) qui a décrit l'espèce comme un moyen de détoxification des sites contaminés par le Cu. Coughtrey et Martin (1976) et Hopkin (1989) avaient enregistré dans leurs études de fortes concentrations de Cu dans toutes les parties du corps de l'animal. De plus, notre résultat rejoint celui de l'étude que nous avons entreprise pour les sols Kébir Rhumel *via* la biosurveillance passive. Belhiouani (2019) a également enregistré des BAF-Cu supérieurs à 2 pour les pieds et viscères de *C. aspersum* récoltés dans une zone montagneuse (Ibn Ziad), sub-montagneuse (Ibn Badis) et en domaine routier (B'kira) dans le Constantinois.

### III.3.3. Bioessai d'écotoxicité du Zn

#### III.3.3.1. Suivi de l'évolution de la biomasse, du diamètre et de la hauteur des coquilles des *Cornu aspersum*

La figure 107 représente l'évolution de : a) la biomasse, ainsi que b) du diamètre et de c) la hauteur de la coquille des *Cornu aspersum* exposés aux différentes concentrations en Zn testées. Ces valeurs ont été notées à J0, J7, J14, J21, et J28.

- Le suivi montre qu'à J7 les biomasses moyennes des individus exposés au milieu témoin, et ceux des concentrations les plus faibles (de 187,5µg/g à 750µg/g) augmentent de la même manière atteignant une valeur approximative de 1,4 g. Par contre, la croissance en biomasse reste constante pour ceux exposés aux deux concentrations les plus fortes (1500µg/g et 3000µg/g). Un arrêt total de la croissance est enregistré pour les individus exposés à 6000µg/g de Zn dans le sol. En effet, nous avons enregistré la mort de tous les individus pour cette concentration. A J14, la biomasse augmente fortement pour les témoins, suivie par celle des individus exposés à 187,5µg/g ; 375µg/g et 750µg/g. Elle est moins importante pour ceux exposés à 1500µg/g et 3000µg/g. A J21, la biomasse moyenne des témoins augmente encore, atteignant 3,5g. Elle est suivie par celle des individus exposés aux trois concentrations les plus faibles. Elle est moins importante pour les individus exposés à 1500µg/g. Un arrêt total de la croissance est enregistré cette fois-ci pour les individus exposés à 3000µg/g de Zn dans le sol. Là aussi, nous avons enregistré la mort de tous les individus pour cette concentration. A J28, la biomasse moyenne maximale des témoins atteint 3,8g. Pour les milieux contenant 187,5µg/g ; 375µg/g, 750µg/g et 1500µg/g les biomasses enregistrées sont de 2,8g ; 3,2g ; 2,9g et 1,6g, respectivement.

Cette variabilité est confirmée par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet significatif ( $p < 0.001$ ). La comparaison multiple des concentrations testées par rapport au témoin en utilisant le test post de Dunnett a révélé un effet significatif avec ( $p = 0.0001$ ) pour les individus exposés à la concentration la plus élevée (1500 µg Zn/g). Cette différence est non significative pour les trois autres concentrations.

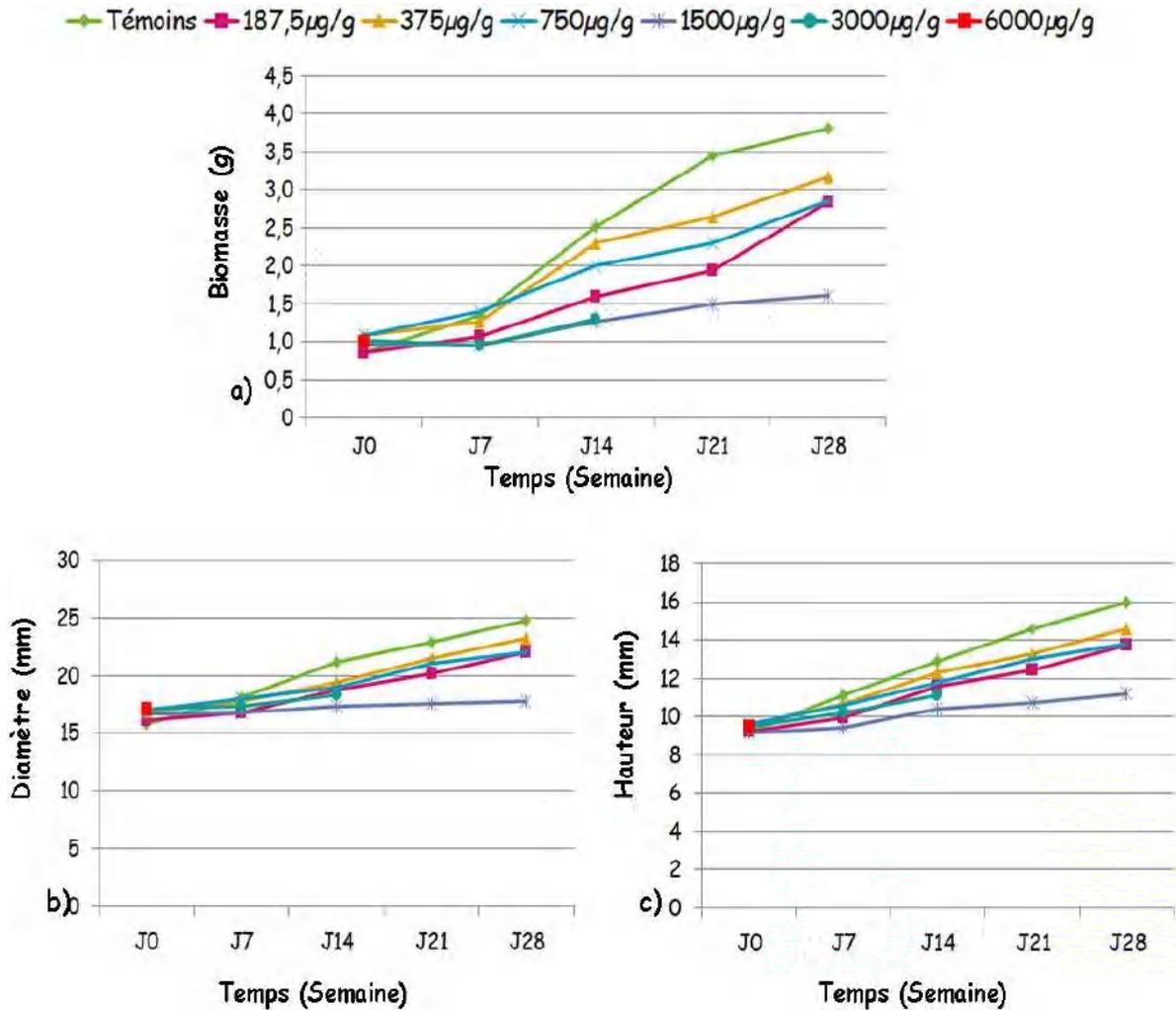
- La moyenne des diamètres de coquilles des individus témoins ainsi que celle des individus exposés aux concentrations testées augmente légèrement durant les 7 premiers jours (J7). Sauf pour ceux exposés à 6000µg/g chez qui on enregistre un arrêt total de la croissance suite à la mort de tous les individus pour cette concentration dès la première

semaine. A J14, le diamètre augmente encore pour tous les individus atteignant un maximum de 23mm concernant les témoins et un minimum de 18mm concernant les individus exposés à 3000 $\mu\text{g/g}$ . A J21, elle augmente considérablement pour les témoins, suivie par les diamètres des escargots exposés à 187,5 $\mu\text{g/g}$  ; 375 $\mu\text{g/g}$  et 750 $\mu\text{g/g}$ . Le diamètre des individus exposés à 1500 $\mu\text{g/g}$  reste constant. Comme mentionné plus haut, un arrêt total de la croissance est enregistré pour les individus exposés à 3000 $\mu\text{g/g}$  de Zn dans le sol. A J28, le diamètre moyen maximal concerne les témoins avec 25mm. Pour les milieux contenant 187,5 $\mu\text{g/g}$  ; 375 $\mu\text{g/g}$ , 750 $\mu\text{g/g}$  et 1500  $\mu\text{g/g}$ , les diamètres enregistrés sont de 22mm ; 23mm ; 22mm et 18mm, respectivement.

L'application de l'analyse de la variance à un facteur a également révélé un effet significatif ( $p < 0.001$ ). Le test post-hoc de Dunnett a révélé un effet significatif par les individus exposés à 1500  $\mu\text{g Zn/g}$  avec ( $p = 0.0001$ ). Cette différence est non significative pour les trois autres concentrations.

- Pour la hauteur des coquilles, nous avons enregistré une augmentation chez tous les individus à J7, sauf pour ceux exposés à 6000 $\mu\text{g/g}$ . A J14, ce paramètre augmente encore pour tous les individus atteignant un maximum de 12,8mm concernant les témoins et un minimum de 11,14mm concernant les individus exposés à 3000 $\mu\text{g/g}$ . A J21, la hauteur des coquilles augmente considérablement pour les témoins, suivie par les escargots exposés à 187,5 $\mu\text{g/g}$  ; 375 $\mu\text{g/g}$  et 750 $\mu\text{g/g}$ . Celle des coquilles des individus exposés à 1500 $\mu\text{g/g}$  reste constante. Un arrêt total de la croissance est enregistré pour les individus exposés à 3000 $\mu\text{g/g}$  de Zn dans le sol. A J28, la hauteur moyenne maximale concerne les témoins avec 16mm. Pour les milieux contenant 187,5 $\mu\text{g/g}$  ; 375 $\mu\text{g/g}$ , 750 $\mu\text{g/g}$  et 1500  $\mu\text{g/g}$  les diamètres enregistrés sont de 14mm ; 15mm ; 14mm et 11mm, respectivement.

Cette variabilité est confirmée par l'Anova a un facteur qui a révélé une différence significative avec ( $p < 0.001$ ). De même que pour la biomasse et le diamètre, le test post-hoc de Dunnett n'a révélé d'effet significatif que pour les individus exposés à 1500  $\mu\text{g Zn/g}$ .



**Figure 107.** Évolution de la moyenne de : a) la biomasse (g), b) le diamètre (mm), et c) la hauteur (mm) des coquilles des *C. aspersum* en fonction du temps et des concentrations en Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) dans le sol.

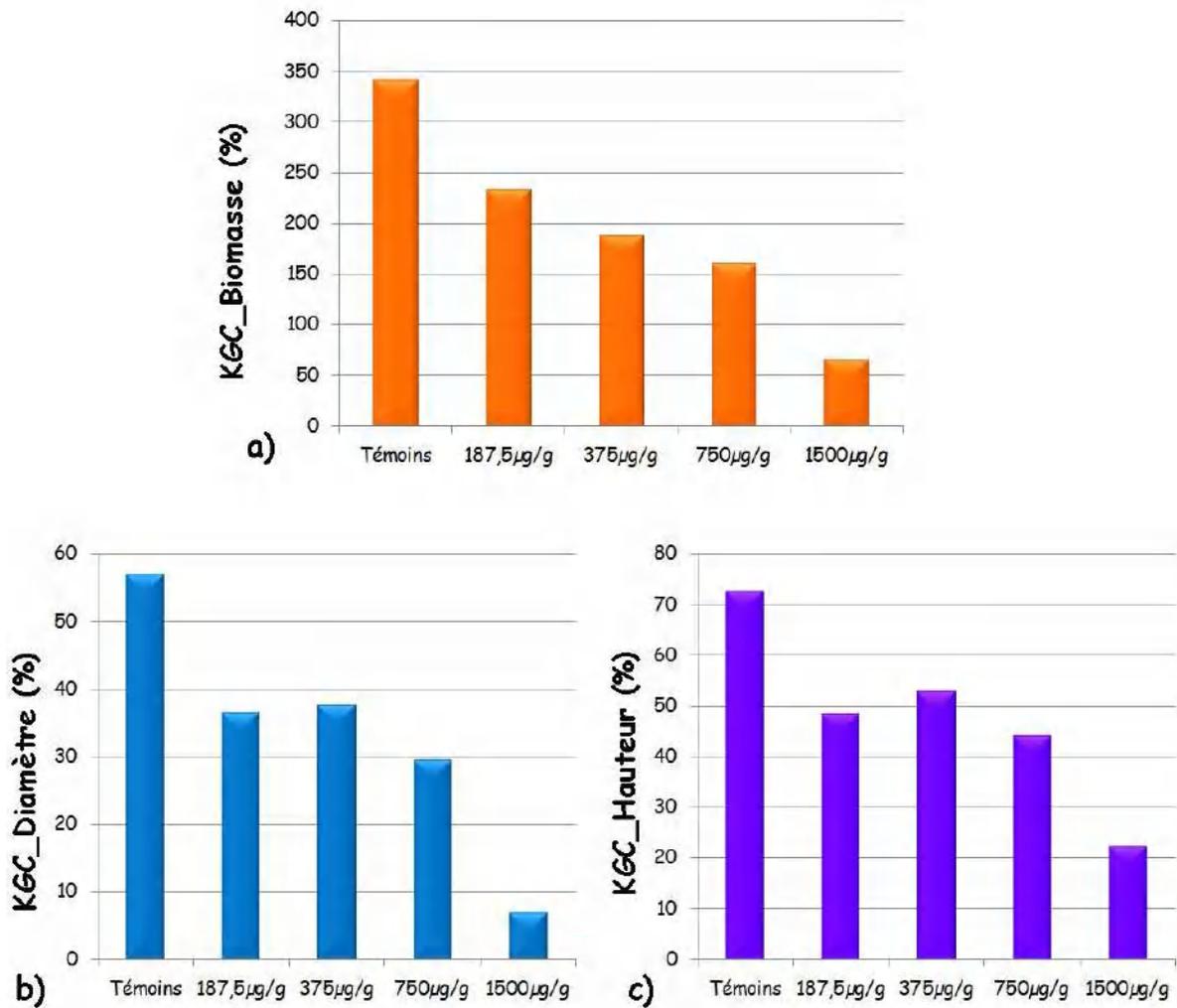
### III.3.3.2. Le coefficient de croissance (kGC)

Les résultats des coefficients de la croissance des *C. aspersum* (kGC) en biomasse, en diamètre et en hauteur de la coquille sont illustrés par la figure 108.

L'examen de la figure ci-dessous montre que :

Le coefficient de la croissance en biomasse (kGC,m) des témoins ainsi que ceux des individus exposés aux différentes concentrations décroît avec l'augmentation des concentrations en Zn dans le substrat. Le maximum (342%) est enregistré chez les individus témoins, et le minimum (67%) chez les individus exposés à 1500  $\mu\text{g/g}$ .

Il en est de même pour les coefficients de la croissance en diamètre et en hauteur de la coquille (kGC,d ; h). Les maximums sont enregistrés chez les individus témoins (57% et 73%, respectivement), et les minimums (7% et 23%) enregistrés chez ceux exposés à 1500  $\mu\text{g/g}$ .



**Figure 108.** Coefficients de croissance des *C. aspersum* : a) KGC\_Biomasse (%), b) KGC\_Diamètre et c) KGC\_Hauteur en fonction des concentrations en Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) après 28 jours d'exposition.

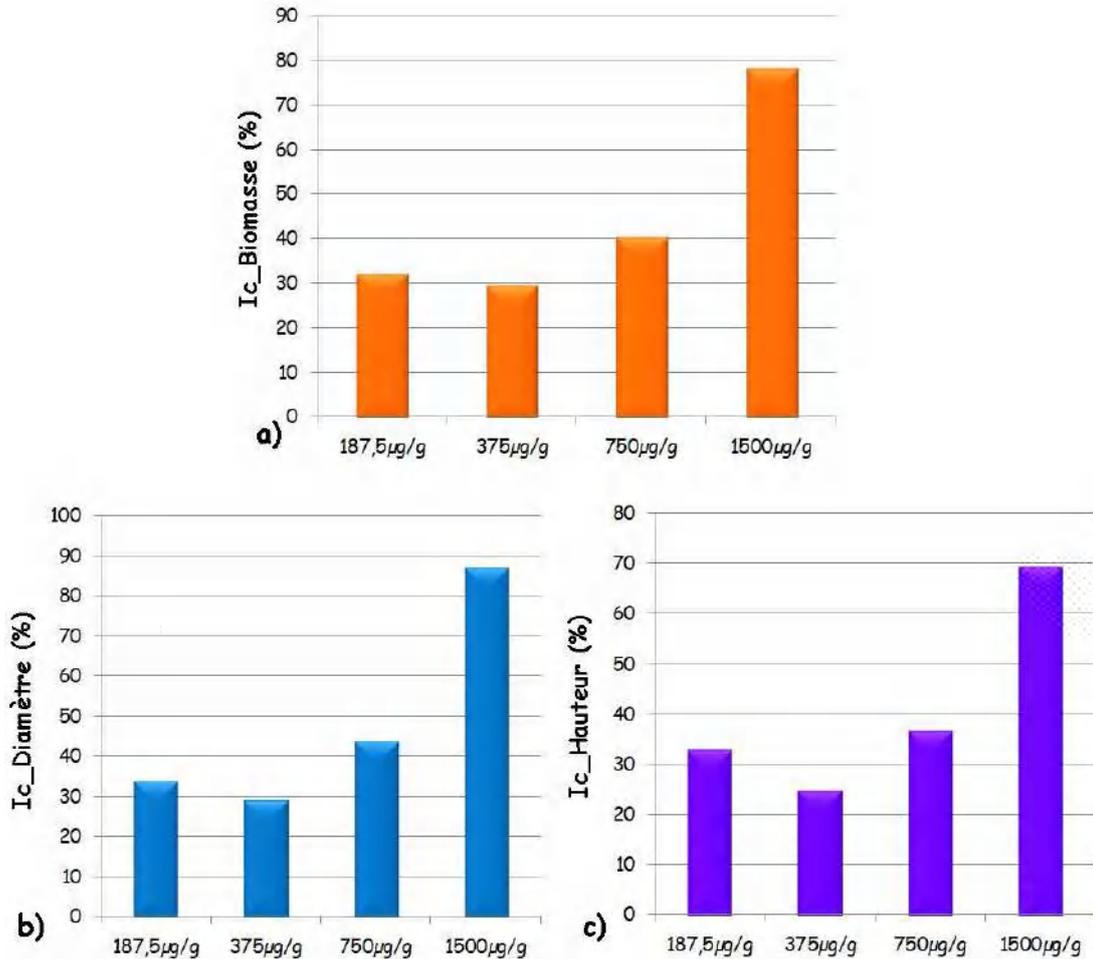
### III.3.3.3. Inhibition de la croissance (Ic)

Les pourcentages d'inhibition de la croissance en biomasse, en diamètre et hauteur de la coquille (Ic) sont illustrés par la figure 109.

Les résultats du pourcentage d'inhibition de la croissance en biomasse (Ic,m) des individus exposés aux concentrations testées, montrent qu'il augmente avec l'augmentation des concentrations en Zn dans le substrat. Il est maximal (78%) chez les individus exposés à 1500  $\mu\text{g/g}$ , et minimal (32%) chez ceux exposés à la concentration la plus basse (187,5  $\mu\text{g/g}$ ).

Pour l'inhibition de la croissance en diamètre de la coquille (Ic,d), le maximum est de 87% et concerne les individus exposés à 1500  $\mu\text{g/g}$ , alors que le minimum est de 34% et concerne les individus exposés à la concentration la plus basse (187,5  $\mu\text{g/g}$ ).

Une inhibition de la croissance en hauteur de la coquille ( $I_{c,h}$ ) a également été enregistrée. Elle est maximale (69%) à  $1500\mu\text{g/g}$ , et est minimale (33%) pour le sol contenant  $187,5\mu\text{g/g}$  de Zn.

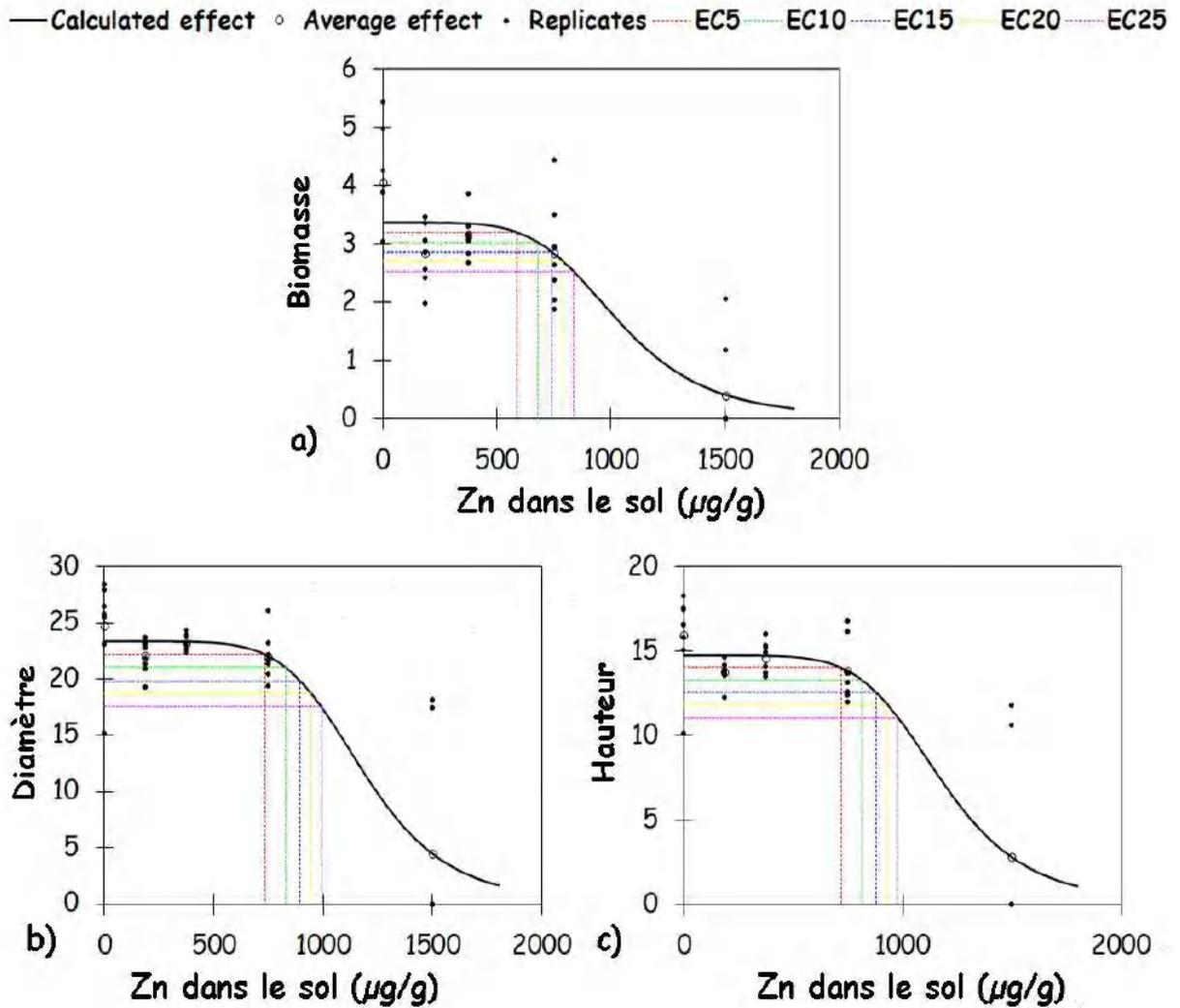


**Figure 109.** Inhibition de la croissance des *C. aspersum* : a)  $I_c$  Biomasse (%), b)  $I_c$  Diamètre (%), c)  $I_c$  Hauteur (%) en fonction des concentrations en Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) après 28 jours d'exposition.

#### III.3.3.4. Les relations dose-réponse : effet du Zn sur la croissance en biomasse, en diamètre, et en hauteur de la coquille chez *Cornu aspersum*

##### a) Effet du Zn contenu dans le sol

Afin d'identifier les concentrations en Zn contenu dans le sol pour lesquelles *C. aspersum* présente des effets d'écotoxicité sublétaux significatifs, et de même que pour le Cr et le Cu, nous avons évalué les relations doses-réponses à l'aide d'une exploitation statistique en utilisant la macro Regtox 7.0.5. Les courbes doses-réponses sont illustrées dans la Figure 110.



**Figure 110.** Effet du Zn dissous dans le sol sur la croissance en : a) biomasse, b) diamètre et c) hauteur des coquilles des *C. aspersum* après 28 jours d'exposition.

Nous enregistrons la séquence suivante pour les concentrations en Zn dans le substrat qui affecte 50% de la population de *C. aspersum* par rapport au développement en biomasse, en diamètre et hauteur de la coquille :

$$CE_{50} \text{ Biomasse} < CE_{50} \text{ Diamètre de la coquille} = CE_{50} \text{ Hauteur de la coquille.}$$

La  $CE_{50}$  est estimée à  $1033\mu\text{g/g}$  [826-1348] pour la biomasse, et à  $1206\mu\text{g/g}$  [1019-1402] pour l'évolution en diamètre et hauteur de la coquille.

**b) Effet du Zn accumulé dans les tissus de *C. aspersum***

○ Par ailleurs, les teneurs en Zn ont été quantifiées dans les tissus des individus testés après 28 jours d'exposition dans le but d'évaluer l'effet des concentrations accumulées par *C. aspersum* sur sa croissance. Les résultats sont présentés dans le tableau 47.

**Tableau 47.** Concentrations en Zn accumulées par *C. aspersum* en fonction de celles contenu dans le sol après 28 jours d'exposition.

<b>C<sub>Sol</sub> (µg/g)</b>	<b>Témoins</b>	<b>187,5</b>	<b>375</b>	<b>750</b>
<b>C<sub>Escargots</sub> (µg/g)</b>	14,4	385	851	1998

Les résultats du tableau 47 révèlent une présence du zinc chez les témoins ; la concentration est de 14.4µg/g. Les individus qui sont exposés aux concentrations croissantes en Zn, l'accumulent avec un minimum de 385µg/g pour ceux exposés à 187,5µg/g et un maximum de 1998µg/g pour ceux exposés à 750µg/g. L'évaluation du Zn étant impossible pour les individus exposés à 1500µg/g, car la prise d'essai des tissus séchés été infime (inférieure à 0,130g).

○ Nous avons également calculé les pourcentages d'absorption du Zn par *C. aspersum* après 28 jours d'exposition par rapport aux témoins. Les résultats sont présentés dans le tableau 48.

**Tableau 48.** Pourcentage d'absorption du Zn (%) par *C. aspersum* après 28 jours d'exposition.

<b>Concentrations ajoutées au sol (µg /g)</b>	<b>Concentration mesurée dans le sol à J28 (µg/g)</b>	<b>Pourcentage d'absorption (%)</b>
<b>Témoin</b>	27	-
187,5	181	15,72
375	318	20,84
750	555	28,59
1500	1212	20,65
3000	2688	11,22
6000	5371	10,89

Les résultats du tableau 48 montrent une diminution de la concentration en Zn dans le sol à la fin du bioessai, suite à son absorbance par *C. aspersum* pendant 28 jours d'exposition. Cette absorbance est irrégulière et varie entre 10,89% et 28,59%.

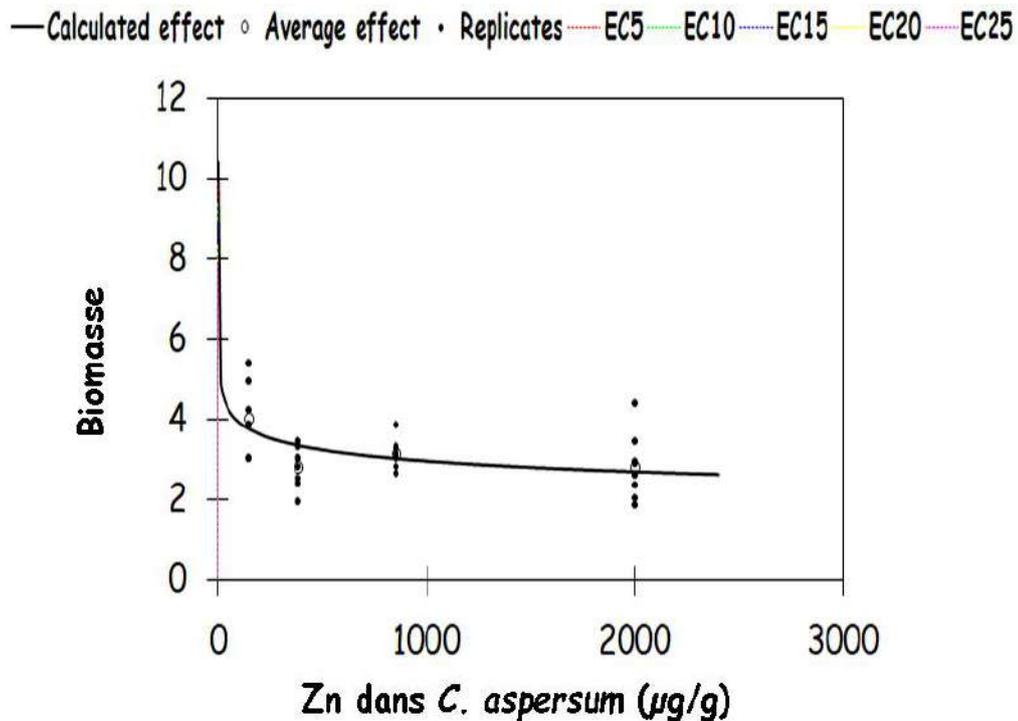
○ Les BAF calculés pour les différentes concentrations testées sont récapitulés dans le tableau 49.

**Tableau 49.** Facteur de bioaccumulation (BAF) du Zn pour les *C. aspersum* après 28 jours d'exposition.

Concentrations (µg/g)	Témoins	187,5	375	750
BAF	0,53	2,1	2,7	3,6

Les résultats montrent des BAF qui varient de 0,53 à 3,6. Autrement-dit les facteurs de bioaccumulation du Zn dans les tissus des *C. aspersum* sont supérieurs à 2, sauf pour le milieu témoin qui est inférieur à 1. De même que pour l'évaluation des concentrations contenues dans le sol sur la croissance de *C. aspersum*, nous avons aussi utilisé la macro Regtox 7.0.5 pour la détermination des relations doses-réponses reflétant l'effet du Zn accumulé dans les tissus mous de cette espèce sur sa croissance en biomasse, et en diamètre et hauteur de la coquille. Ces relations sont illustrées par la figure 111.

La CE<sub>50</sub> estimée par rapport aux concentrations internes est de 358µg/g. Pour le diamètre et la hauteur des coquilles, les concentrations qui affectent 50 % ou encore 20 % de la population dépassent largement la plus haute concentration testée pour cet élément.



**Figure 111.** Effet du Zn accumulé dans les tissus sur la croissance en biomasse des *C. aspersum* après 28 jours d'exposition.

Globalement, nous constatons ce qui suit :

- ✓ Les concentrations effectives obtenues pour la croissance en hauteur sont plus importantes que celles obtenues pour la biomasse qui sont plus importantes que celles du diamètre, notamment pour le Zn contenu dans le sol,
- ✓ Les concentrations effectives obtenues calculées à partir des concentrations en Zn accumulées dans les tissus des *C. aspersum* sont plus faibles que celles obtenues à partir des concentrations dans les sols sauf pour la hauteur des coquilles.
- ✓ Tous les BAF enregistrés pour le Zn sont tous supérieurs à 2, sauf pour le milieu témoin.

### III.3.3.5. Discussion des résultats du bioessai Zn

Au terme de ce bioessai sub-chronique d'une durée de 28 jours, et d'après les résultats du suivi de la biomasse et de la biométrie des *C. aspersum* témoins et du suivi des individus exposés aux concentrations croissantes en zinc, la comparaison révèle que l'augmentation de la concentration dans le substrat, entraîne la baisse de leur croissance en biomasse, diamètre et hauteur des coquilles. Ces résultats sont confirmés par l'étude de Laskowski and Hopkin (1996) après l'exposition des juvéniles *H. aspersa* au Zn par contamination de la nourriture. Ces auteurs ont enregistré une baisse de la croissance chez cette espèce et ceci pour aussi bien pour le bioessai Zn seul, que pour le bioessai mélange de polluants, à savoir Cd, Cu et Pb. Il est reporté par la même étude que cette baisse est de plus en plus importante quand la concentration augmente vers les 3000µg/g. Elle impacte même la population, par une baisse de la reproduction, due à l'atteinte des organes reproducteurs de l'animal. Cette baisse dose dépendante est confirmée également par l'étude de Coeurdassier et al. (2000) qui ont enregistré une biomasse moyenne de 4,3g à 6000µg/g d'exposition au Zn par la nourriture et 1,42g à 10000µg/g contre 7,33g de biomasse pour les individus témoins.

Tout comme pour le Cr et le Cu, cette baisse est expliquée par les endommagements de l'assimilation des nutriments et la digestion induits par la contamination. En effet, plusieurs modifications et destructions cellulaires atteignent la glande digestive et les intestins de l'animal (De Vaufleury and Pihan, 2002). La relation dose-dépende est confirmée par le calcul des coefficients de croissance des *C. aspersum* exposés aux concentrations croissantes en zinc qui sont inférieurs à ceux des témoins et d'autant plus

par les pourcentages d'inhibition de la croissance des *C. aspersum* qui sont plus importants avec l'augmentation de la concentration du Zn dans le substrat.

Concernant ce métal, les concentrations effectives ( $CE_{50}$ ) internes sont majoritairement inférieures à celles dans le sol. Elles reflètent donc plus les effets sur la croissance des *C. aspersum*. En exemple, les  $CE_{20}$  enregistrées sont de l'ordre de  $792\mu\text{g/g}$  ;  $946\mu\text{g/g}$  et  $933\mu\text{g/g}$  ( $750\text{-}1500\mu\text{g/g}$ ) respectivement calculés à partir de la biomasse, le diamètre et la hauteur des coquilles concernant le Zn contenu dans le sol. Elles sont de l'ordre de  $133\mu\text{g/g}$  ;  $417\mu\text{g/g}$  et  $398\mu\text{g/g}$ , respectivement calculées pour la biomasse, le diamètre et la hauteur des coquilles concernant le Zn concentré dans les tissus des escargots. Ainsi, les concentrations internes sont meilleures indicatrices de la toxicité.

Dans leur étude Laskowski et Hopkin (1996), avaient exposé des juvéniles et adultes *H. aspersa* par le biais de la nourriture aussi. A partir des concentrations dans la nourriture, ils avaient enregistré un effet sur la biomasse :  $CE_{20_{\text{juvéniles}}}= 855\mu\text{g/g}$  et  $CE_{20_{\text{adultes}}}= 1240\mu\text{g/g}$ . Ce qui montre que les juvéniles sont plus sensibles au Zn contenu dans la nourriture que les adultes. On relève également que ces deux concentrations effectives sont supérieures à celle que nous avons enregistrée dans le sol  $CE_{20}=792\mu\text{g/g}$ . Comme précédemment expliqué pour le cuivre l'animal est donc plus impacté par la qualité du sol que par celle de la nourriture (Gomot-De-Vaufleury, 2000 ; Dallinger, 2001 ; Barker, 2001 ; Coeurdassier et al. 2002 ; Belhiouani, 2019). D'après la classification des facteurs de bioaccumulation (Pihan, 2001), les BAF-Zn pour *C. aspersum* à J28 du bioessai sont supérieurs à 2 pour les fortes concentrations. Ceci confirme que cette espèce possède une qualité de macroconcentration du Zn dans ses tissus. Ceci est dû aux concentrations auxquelles l'animal est exposé. Dallinger (1993) a montré que cette espèce est microconcentratrice de zinc dans des sites à faibles concentrations en Zn, et est macroconcentratrice de zinc dans les sites hautement contaminé par le Zn. En effet, le volet de notre étude relatif à la biosurveillance passive des sols du Kébir Rhumel avait révélé par le calcul des BAF-Zn dans le pied et les viscères séparément, que le Zn est macroconcentré dans les viscères puisque les sites étaient pour la plus part hautement contaminés. De Vaufleury et Pihan (2002) qualifient également cette même espèce de macroconcentratrice de Zn et de cadmium et déconcentratrice de plomb. Ce potentiel est également confirmé par l'étude de Belhiouani (2019) qui avait enregistré un  $BAF\text{-}Zn_{\text{viscères}}= 2,73$  chez *C. aspersum* récolté en domaine routier riche en zinc dans la zone de B'kira (N-E Algérie).

# CONCLUSION ET PERSPECTIVES

*"La recherche comporte et comportera toujours une part  
importante d'activité créatrice."*

*Pierre Joliot*

L'objectif principal de ce travail de thèse est de relever l'importance de l'utilisation des gastéropodes pulmonés terrestres comme traceurs de la pollution métallique des sols. Pour cela, une approche en trois temps a été adoptée, impliquant l'inventaire de ce taxon dans le bassin versant Kébir Rhumel, l'évaluation de la contamination métallique des sols dudit bassin, ainsi que l'utilisation de l'espèce *Cornu aspersum* dans les processus de bioindication passive et active.

L'étude a concerné 30 stations appartenant au bassin Kébir Rhumel (N-E algérien), différents par le climat, par le relief et par l'intensité de l'anthropisation, mais similaires quant à leur situation écologique de plus en plus inquiétante.

Afin d'entreprendre une étude écologique complète de l'état des sols aux bords des oueds du Kébir Rhumel, nous l'avons entamé par un état des lieux de sa biodiversité par le biais d'un inventaire des espèces de gastéropodes terrestres qui y vivent. Cet inventaire rapporte l'identification, la densité et la distribution des différentes espèces durant les mois de Février et Mars ; période durant laquelle ces taxons sont à leur activité optimale.

Ensuite, une caractérisation de la physico-chimie et une quantification des teneurs en ETM des sols de ces mêmes stations ont été effectuées afin de diagnostiquer l'état de santé de l'écosystème en question. Ce diagnostic physico-chimique a été complété par une approche de biosurveillance passive en utilisant l'espèce *Cornu aspersum* récoltée depuis les stations étudiées, comme modèle biologique bioindicatrice de la contamination des sols par le cadmium, de chrome, le cuivre, le plomb et le zinc.

Enfin, à travers une approche de bioindication active *via* des bioessais préliminaires sub-chroniques de 28 jours, nous avons évalué la toxicité ainsi que la sensibilité de juvéniles sains de l'espèce *Cornu aspersum* issus d'un élevage, au chrome, cuivre et zinc, dans des conditions de photopériode, d'humidité et de température contrôlées. L'objectif ici étant de déterminer les effets sur la croissance en biomasse, en diamètre et en hauteur des coquilles de l'espèce en question en contaminant le substrat par des doses croissantes atteignant pour le Cr 2000µg/g, le Cu 5000µg/g et le Zn 6000µg/g.

À l'issue de cette étude, les principales conclusions peuvent être résumées ainsi :

**1. Par rapport à la diversité des escargots terrestres des bords des oueds du bassin versant Kebir Rhumel :**

L'identification des escargots terrestres au niveau de l'espèce est basée sur des connaissances des critères morphologiques, génétiques, et taxonomiques, que ce soit par la littérature et les collections historiques disponibles aux niveaux des musées et par le biais de photographie mises en ligne surtout en ce temps de pandémie. Sur les 30 stations sélectionnées aux bordures des oueds du Kebir Rhumel, 6531 individus ont été récoltés ont permis l'identification de 25 espèces. Ces espèces appartenant comme suit à 17 genres : *Cantareus*, *Cornu*, *Helix*, *Eobania*, *Massylaea*, *Caracollina*, *Ceruellea*, *Cochlicella*, *Trochoidea*, *Xerosecta*, *Sphincterochila*, *Ganula*, *Ferussacia*, *Rumina* et à neuf familles à savoir : Pomatiidae (Newton, 1891), Achatinidae (Swainson, 1840), Ferussaciidae (Bourguignat, 1883), Enidae (Woodward, 1903 (1888)), Helicidae (Rafinesque, 1815), Geomitridae (C.R. Boettger, 1909), Hygromiidae (Tryon, 1866), Sphincterochilidae (Zilch, 1960), Trissexodontidae (Nordsieck, 1987).

Ainsi, les espèces d'escargots terrestres les plus abondantes du bassin Kebir Rhumel sont : *Cornu aspersum* avec une abondance relative de 12,26 %, *E. constantina* avec 9,89 %, *C. cf. koraegaelius* avec 9,83 %, *M. massylaea* avec 8,91 % et *R. decollata* avec 8,9 %. A l'opposé, l'espèce la moins abondante est *Sphincterochilla* sp.. La synthèse de la répartition de ces espèces dans les sept sous bassins du Kebir Rhumel, a montré que les distributions sont influencées par la variation des facteurs naturels, mais surtout anthropiques, notamment les rejets qui résultent de la mauvaise gestion des déchets des activités urbaines, industrielles ou encore agricoles surtout à l'approche des grandes villes : Sétif, Constantine, et Jijel.

Ce volet traite un sujet particulièrement difficile au nord-africain et nécessite des recherches taxonomiques et phylogénétiques plus détaillées, pour corroborer l'identification exacte des spécimens incertains (portant la mention sp. dans notre étude). Des études sur leur sensibilité et préférences d'habitat pourraient alors aider à mieux comprendre et interpréter le patron de distribution des espèces.

L'inventaire est un moyen important pour le répertoire des espèces malacologiques du Nord-Est algérien, et contribue également à la reconnaissance des espèces nord-africaines : il apporte les informations qui combleront l'importante disparité de connaissance taxonomique, d'identification et/ou de répartition. Il permet donc la protection du

patrimoine algérien d'une part. D'autre part, cette étude offre un outil simple et peu coûteux de l'évaluation de l'équilibre des populations et aussi de détection de l'existence d'un stress environnemental à un stade précoce.

**2. Par rapport à la caractérisation des paramètres physico-chimiques des sols :**

Les sols échantillonnés dans les différentes stations du Kébir Rhumel sont neutres à alcalins, ils varient de non-salins à faiblement salins. Ils sont non-calcaires à fortement calcaires, et sont caractérisés par une capacité d'échange cationique de basse à élevée. Ces sols faiblement riches à riches en azote, et varient de sols faiblement à fortement riches en matière organique. La décomposition est ralentie dans certaines stations, et qui change vers une décomposition maximale dans d'autres. La plupart des sols possèdent une texture à tendance sableuse. Cette texture est spécifique aux sols des bords des écosystèmes aquatiques dont les oueds.

**3. Pour la quantification des teneurs en éléments traces métalliques dans les sols :**

Globalement, les moyennes de concentrations obtenues de l'évaluation des ETM étudiés dans les sols du Kébir Rhumel révèlent une contamination par station relativement importante. On enregistre la séquence suivante :  $Zn > Cr > Pb > Cu > Cd$ .

En effet, les teneurs en ETM ont atteint des valeurs assez importantes spécialement à proximité des grandes villes. Le cadmium a atteint une valeur maximale de  $2,28\mu\text{g/g}$  enregistrée dans la région d'Ain Smara, le chrome est de  $124,65\mu\text{g/g}$  dans la région de Bakhbakha, le cuivre est de  $32,67\mu\text{g/g}$  plus au nord, dans la région de Chigara, le plomb est de  $147,52\mu\text{g/g}$ , valeur maximale enregistrée dans les sols de la ville de Constantine, et enfin le zinc est de  $182,68\mu\text{g/g}$  encore une fois dans la région d'Ain Smara.

Vu l'absence des backgrounds concernant les sols algériens, nous avons comparé les résultats des teneurs en ETM avec différents fonds géochimiques établis pour les sols mondiaux, français, chinois, américains, canadiens et polonais. Il en est ressorti que les teneurs sont dépassées dans le plus grand nombre de stations spécialement pour le zinc, suivi du plomb, puis du cadmium et enfin du chrome. Le cuivre n'ayant dépassé les moyennes des fonds géochimiques établis pour les sols mondiaux dans aucune des stations. Il semble ne pas être préoccupant, seul.

On relève que les teneurs brutes sont souvent plus conséquente dans les sols de la ville de Constantine et sa périphérie et où le Cd et le Pb constitue le plus grand risque pour l'environnement.

**4. Par rapport à l'évaluation des niveaux de contamination des sols par les ETM et des risques écologiques :**

Dans l'optique de classifier les différentes sols, une typologie de la contamination métallique et des risques écologiques dans le bassin du Kebir Rhumel a été entreprise par le biais indices mono et pluri-élémentaires calculés à savoir : les facteurs d'enrichissement (FE), les facteurs de contamination (FC), le degré de contamination (Dc), l'indice de charge polluante (PLI), les indices de risques écologiques monométallique (Er), et l'indice du risque écologique potentiel (PERI).

Les résultats du facteur d'enrichissement (FE) indiquent que le cadmium est déficient dans 60% des stations, modéré à 30%, élevé à 3,33% et très élevé à 6,67%. Le chrome est déficient à 76,67%, modéré à 20% et élevé à 3,33%. Le cuivre est déficient à 93,34%, modéré à 3,33%, et élevé à 3,33%. Le plomb est déficient à 43,33%, modéré à 33,33%, et élevé à 23,33%. Le zinc est déficient à 23,33%, modéré à 63,33%, et élevé à 13,33%. Ainsi, nous relevons que le cadmium est le plus inquiétant, et il est suivi par le plomb. Ces indices mono-élémentaires nous ont permis de confirmer la contamination par station aux éléments traces métalliques, et ainsi relier les résultats aux origines anthropiques.

Le facteur de contamination (FC) à classifier la contamination en cadmium de faible à 60%, modérée à 33%, et considérable à 7%. Pour le plomb, elle est faible à 53%, modérée à 40%, mais considérable à 7%. La contamination en zinc est faible à 23%, et modérée à 77%. Concernant le chrome elle est faible à 80%, et modérée à 20%. Pour le cuivre elle est faible sur l'ensemble de la zone d'étude.

Le risque écologique potentiel est faible concernant tous les métaux étudiés sauf pour le cadmium où il est faible à 83%, modéré à 10%, considérable à 3,33%, jusqu'à être élevé à 3,33%.

Le calcul du degré de contamination (Dc), l'indice de charge polluante (PLI), et celui du risque écologique potentiel (PERI) nous ont permis d'avoir une vue d'ensemble de la contamination aux métaux étudiés, de son ampleur, ainsi que la classification des stations a risque écologique. Ainsi, la station St13 de Ain Smara est caractérisée comme étant la plus

exposée aux impacts anthropiques, et la plus susceptible a abrité des déséquilibres écologiques.

**5. Concernant les teneurs en éléments traces métalliques dans les tissus des escargots juvéniles et adultes :**

L'absorption des éléments traces métalliques par *Cornu aspersum* est différente en fonction de l'élément, et de la phase de vie (juvénile ou adulte) de ces derniers. Aussi, les éléments traces métalliques sont différemment absorbés par les tissus pédieux ou la masse viscérale du *Cornu aspersum*.

Ainsi, nous avons constaté une absorption rapide au début de l'exposition notamment pour le zinc, le cadmium et le plomb. Ces trois éléments traces métalliques ciblent les viscères ou le zinc est absorbé dans l'estomac, les glandes salivaires et le rein, le cadmium et le plomb sont absorbés dans l'hémolymphe. Ces organes sont souvent le support des mécanismes de détoxification (intervention de métalloprotéines ou d'autres molécules se liant aux métaux).

L'évaluation des teneurs en ETM chez *Cornu aspersum* adultes montre qu'à long terme le zinc, le plomb et le cadmium persistent dans la masse viscérale. Ce qu'on peut caractériser d'organotropisme avec bioaccumulation. Le cuivre a plus tendance à augmenter en continue dans le pied. C'est pour cela qu'on enregistre un BAF plus conséquent chez les adultes. Le chrome a tendance à se concentrer dans les viscères au stade juvénile mais au stade adulte plus dans la masse pédieuse.

Ces analyses confirment le potentiel bioindicateur et accumulateur des ETM par l'espèce *C. aspersum*.

**6. Pour les bioessais d'exposition des *C. aspersum* au chrome, cuivre et zinc :**

L'exposition des *C. aspersum* aux concentrations croissantes de Cr, Cu et Zn engendre des effets sur leur croissance, traduits par une inhibition de leur croissance en biomasse ainsi qu'en diamètres et en hauteur des coquilles. Ces effets sont dose dépendants ; ils sont de plus en plus importants quand la concentration de l'élément augmente, ce qui est autant valable pour les oligo-éléments.

Ces bioessais nous ont permis le calcul des concentrations effectives du Cr, Cu et Zn sur la biomasse, le diamètre et la hauteur des coquilles à savoir les  $CE_{50}$  à partir des concentrations dans les sols et celles concentrées dans les tissus de *C. aspersum*. Les

résultats confirment que les éléments traces métalliques agissent par des concentrations différentes sur l'organisme et que les concentrations internes sont meilleures indicatrices de la toxicité.

Les concentrations qui affectent 50% de la croissance des *C. aspersum* calculées à partir des concentrations de Cr dans le sol ont permis d'enregistrer les séquences suivantes :

- Concernant la biomasse :  $CE_{50-Zn} > CE_{50-Cu} > CE_{50-Cr}$ .
- Concernant le diamètre :  $CE_{50-Zn} > CE_{50-Cu} > CE_{50-Cr}$ .
- Concernant la hauteur :  $CE_{50-Zn} > CE_{50-Cu} > CE_{50-Cr}$ .

Les concentrations qui affectent 50% de la croissance des *C. aspersum* calculées à partir des concentrations internes de Cr ont permis d'enregistrer les séquences suivantes :

- Concernant la biomasse :  $CE_{50-Zn} > CE_{50-Cu} > CE_{50-Cr}$ .
- Concernant le diamètre :  $CE_{50-Cu} > CE_{50-Cr}$ .
- Concernant la hauteur :  $CE_{50-Cr} > CE_{50-Cu}$ .

Ainsi, nous relevons que dans la plupart des cas, l'effet du Cr est plus important sur la croissance des *C. aspersum*, il est suivi par le Cu et ensuite le Zn qui a le moins d'effet sur leur croissance. Nous pouvons enregistrer la séquence suivante pour la toxicité :  $Cr > Cu > Zn$ .

Le calcul des BAF nous a permis d'avoir une meilleure connaissance des caractéristiques de l'espèce *C. aspersum* notamment sa capacité à déconcentrer le Cr dans le sol, de macro-accumuler le Cu, cette espèce à la capacité aussi de micro-accumuler le Zn dans les environnements à contamination faible, et à le macro-accumuler dans les environnements contaminés avec de fortes concentrations.

Ces bioessais représentent une contribution au développement des essais d'écotoxicité sub-chronique pour le diagnostic de l'état de santé des sols. Ces invertébrés terrestres représentent les principaux consommateurs de plantes et de saprophytes. Ils offrent ainsi une vision globale des interrelations air-eau-sol-flore-faune, qui jouent un rôle fondamental dans la vie et la production des sols, et renseigne donc sur son état.

#### ***A l'avenir :***

Une étude génétique pourrait être engagée pour les différents individus non encore identifiés au rang de l'espèce. Ensuite, il est souvent possible de faire une liaison entre les

caractères morphologiques et les gènes spécifiques. Cela facilitera la reconnaissance et la comparaison des espèces.

Plus de campagnes de collecte des gastéropodes terrestres pourront être mises en place dans d'autres stations du bassin Kébir Rhumel, ou encore à d'autres périodes de l'année, et ceci dans l'objectif d'une caractérisation exhaustive de la diversité.

Une mise en place d'un élevage des espèces d'escargots sentinelles ainsi que l'amélioration de sa gestion et ses conditions sont nécessaires. Ceci permettra d'assurer la disponibilité des individus sains, qui serviront non seulement au diagnostic et à la surveillance de l'état des sols *in situ* et *ex situ*, mais aussi à la caractérisation du comportement de différents éléments métalliques.

L'exploitation de plus de bioessais d'écotoxicité semble indispensable, en élargissant l'intervalle des concentrations des toxiques étudiés et ainsi la mise en place de bioessais définitifs.

Le diagnostic d'éventuelles contaminations métalliques potentielles et l'investigation de la pollution organique des sols dans le bassin du Kébir Rhumel, celle-ci étant de plus en plus préoccupante avec l'augmentation des activités génératrices.

# REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

*"La majorité des chercheurs ayant existé dans l'histoire  
sont actuellement en activité."*

*Pierre Joliot*

- Abbes I., Nouira S., and Neubert E. 2009.** The Enidae of north-western Africa:(Pulmonata: Enidae). *Archiv für Molluskenkunde*, 213-237.
- Acosta J.A., Jansen B., Kalbitz K., Faz A., and Martínez-Martínez S. 2011.** Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85(8), 1318-1324.
- Adriano D.C. 2001.** Biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. Trace Element. Terrestrial Environment. Edition Springer-Verlag, New York. USA. 860, 1-15.
- African Development Bank (ADB). 2005.** African Development Report 2005: Public Sector Management in Africa. Ed. OUP Oxford, New York: Oxford University. 294p.
- Afri-Mehennaoui F.Z., 1998.** Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'Oued KébirRhumel et de ses principaux affluents. Thèse de Magister en Ecologie. Université Mentouri Constantine, 238 pp.
- Afri-Mehennaoui F.Z., Sahli L., Mehennaoui S. 2004.** Assessment of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel river by using multivariate analysis. *Environmetrics* 15, 435-446.
- Afri-Mehennaoui F.Z., Sahli L., Zerief N., and Mehennaoui S. 2008.** Niveau de contamination par les éléments traces métalliques (ETM), des sédiments des oueds Rhumel et Sakiet Roum, dans la zone industrielle et à Constantine (Algérie). Ghardaïa, Algeria 16-18 February 2009, 181.
- Agence du Bassin Hydrographique (ABH). 2004.** Les Cahiers de l'Agence N° 8. Le Bassin du Kébir-Rhumel. Agence de Bassin Hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellegue, Ministère des Ressources en Eau, 44p.
- Akinola M.O., Njoku K.L., and Ekeifo B.E. 2008.** Determination of lead, cadmium and chromium in the tissue of an economically important plant grown around a textile industry at Ibeshe, Ikorodu area of Lagos State, Nigeria. *Advances in Environmental Biology*, 25-31.
- Alaili K. 2019.** Transport de chaleur dans les nano-couches minces excitées par une source laser d'intensité modulée. Thèse de doctorat. Université de Poitiers-France. 168p.
- Al-Doori N.L. 2019.** A First Record of Eobania Vermiculata (OF Müller, 1774), Terrestrial Snail (Gastropoda-Helicidae) From Baghdad, Iraq. *Biochem Cell Arch.* 19, 2079-2081.
- Ali S.M., Yousef N.M., and Nafady N.A. 2015.** Application of biosynthesized silver nanoparticles for the control of land snail Eobania vermiculata and some plant pathogenic fungi. *Journal of Nanomaterials*, Volume 2015, <https://doi.org/10.1155/2015/218904>.
- Ali-Khodja H., Kadja M., Terrouche A., and Lokorai K. 2017.** Identification of anthropogenic and natural sources of atmospheric particulate matter and trace metals in Constantine, Algeria. *Journal of Earth Sciences and Geotechnical Engineering*, 7(1), 231-240.

- Ali-Khodja H., Kadja M., Terrouche A., and Lokorai K. 2017.** Identification of anthropogenic and natural sources of atmospheric particulate matter and trace metals in Constantine, Algeria. *Journal of Earth Sciences and Geotechnical Engineering*, 7(1), 231-240.
- Allioua W. 2021.** Evaluation des effets sanitaires liés à l'exposition professionnelle aux pesticides utilisés dans certaines régions agricoles de la Wilaya de Jijel. Thèse de doctorat. Université de Jijel-Algérie. 210p.
- Alloway B.J. 1995.** Soil processes and the behavior of metals. In *Heavy Metals in Soils*; B. J. Alloway B.J. (Ed.), New York: Blackie Academic and Professional Publication. 368p.
- Alloway B.J. 2012.** Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. Ed. Dordrecht, Netherlands; New York : Springer Science and Business Media. 215p.
- Alloway B.J. 2013.** Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. In *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability*. Ed. Alloway, B.J. Springer: Dordrecht, The Netherlands, pp. 11-50.
- Alonso E. 1993.** Effet des variations de teneur en eau dans les sols compactés. *Rev. Fr. Géotechnique*, 7-22.
- Álvarez-Yépiz J.C., Martínez-Yrizar A., Búrquez A. et Lindquist C. 2008.** Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *For. Ecol. Manag.*, 256, 355-366.
- Ambolet-Camoit A., Kim M.J., Leblanc A. et Aggerbeck M. 2012.** Les polluants organiques persistants: implication dans l'obésité et le syndrome métabolique. *Cah. Nutr. Diététique*, 47, 183-192.
- Andujar P., Bensefa-Colas L. et Descatha A. 2010.** Acute and chronic cadmium poisoning. *Rev. Médecine Interne*, 31, 107-115.
- Anjana N.S., Amarnath A., and Nair M.H. 2018.** Toxic hazards of ammonia release and population vulnerability assessment using geographical information system. *Journal of environmental management*, 210, 201-209.
- Anthony P. 2021.** Making Historicity: Paleontology and the Proximity of the Past in Germany, 1775-1825. *J. Hist. Ideas*, 82, 231-256.
- Arias M., López E., Fernández D. et Soto B. 2004.** Copper distribution and dynamics in acid vineyard soils treated with copper-based fungicides. *Soil Science*, 169, 796-805.
- Arnaud F., Serralongue J., Winiarski T., Desmet M. et Paterne M. 2006.** Pollution au plomb dans la Savoie antique (II-IIIe s. apr. J.-C.) en relation avec une installation métallurgique de la cité de Vienne. *Comptes Rendus Geoscience*, 338, 244-252.
- Arnold W.H. 1965.** A glossary of a thousand-and-one terms used in conchology (Vol. 7). California Malacozoological Society. *The Veliger, Supplement*, 7: 1-50.

- Arvanitoyannis I.S., Varzakas T.H. 2009.** Application of Failure Mode and Effect Analysis (FMEA) and cause and effect analysis in conjunction with ISO 22000 to a snails (*Helix aspersa*) processing plant; a case study. *Critical reviews in food science and nutrition*, 49, 607-625.
- Ashour E.A., and Tony, M.A. 2020.** Eco-friendly removal of hexavalent chromium from aqueous solution using natural clay mineral: activation and modification effects. *SN Applied Sciences*, 2(12), 1-13.
- Ashraf U., Kanu A.S., Deng Q., Mo Z., Pan S., Tian H. et Tang X. 2017.** Lead (Pb) toxicity; physio-biochemical mechanisms, grain yield, quality, and Pb distribution proportions in scented rice. *Front. Plant Science*, 8, 259.
- Askew H.O. et Dixon J.K. 1936.** The importance of cobalt in the treatment of certain stock ailments in the South Island, New Zealand. *N. Z. J. Sci. Technology*, 18, 73-92.
- Auclerc A. 2021.** CM fonctionnement des sols-biodiversité du sol. Cours du domaine Sciences de l'environnement / Biodiversité et Ecologie. École d'ingénieur. France. hal-03195983. 36p.
- Baize D. 1988.** Guide des analyses courantes en pédologie. Institut national de la recherche agronomique. pp. 165-170.
- Baize D. 1994.** Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français. *Courr. Environ. INRA*, 22, 37-46.
- Baize D. 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France) : Références et stratégies d'interprétation. Programme ASPITET. INRA Editions, Paris. 409p.
- Baize D. 2007.** Les Éléments Traces Métalliques (ETM) dans les sols. Tout ce qu'il faut savoir! Editions Interface. p. 1-28. [URL:http://www.afes.fr/cours-56.php](http://www.afes.fr/cours-56.php). (Consulté le 02.01.22).
- Baize D., & Sterckeman T. 2001.** Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *Science of the total environment*, 264(1-2), 127-139.
- Baker A.J. et Walker P.L. 1990.** Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. *Heavy Met. Toler. Plants Evolution Asp*, 2, 155-165.
- Balian R., Bach J.F. et Baccelli F. 2021.** 2. Métallurgie physique et physique du métal, in: *La Métallurgie*. Ed P Sciences, pp. 15-18.
- Balintova, M. et Petrilakova, A. 2011.** Study of pH influence on selective precipitation of heavy metals from acid mine drainage. *Chem. Eng. Trans*, 25, 1-6.
- Bank R.A. and Neubert E. 2017.** Checklist of the land and freshwater Gastropoda of Europe. *MolluscaBase* Last update: July 16th, 2017. (Consulté le 23.04.2022) [URL: http://www.molluscabase.org/aphia.php?p=sourcedetails&id=279050](http://www.molluscabase.org/aphia.php?p=sourcedetails&id=279050).

- Bank R.A., Falkner G., Falkner M. et Neubert E. 2019.** The malacological publications of Jules-René Bourguignat: a bibliography. *Basteria*, 83, 59-90.
- Barker G. M. 2001.** Gastropods on land: phylogeny, diversity and adaptive morphology. *The biology of terrestrial molluscs*, 1, 139.
- Barnosky A., Matzke N., Tomiya S., Guinevere O.U.W., Swartz B., Quental T.B., Marshall C., McGuire J.L., Lindsey E.L., Maguire K.C., Mersey B. & Ferrer E.A. 2011.** Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. *Nature* 471, 51–57.
- Baroudi F., Al Alam J., Fajloun Z., Millet M. 2020.** Snail as sentinel organism for monitoring the environmental pollution; a review. *Ecological Indicators*, 113, 106240.
- Baudin B. 2012.** Homéostasie du fer et aspects nutritionnels. *Rev. Francoph. Lab.* 2012, 55-59.
- Baudin F., Tribovillard N. et Trichet J. 2021.** Variété des matières organiques naturelles à la surface du globe: origine, composition et répartition. In *Géologie de la matière organique*. Ed. Les Ulis: Ed P Sciences, pp. 17-56.
- Bazarkina E. 2009.** Transferts du cadmium et du zinc par phase fluide et vapeur dans les processus hydrothermaux et volcaniques: Etude expérimentale, modélisation physico-chimique et applications géologiques (PhD Thesis). Université de Toulouse III-Paul Sabatier. 165p.
- Becquer T., Quantin C., Rotte-Capet S., Ghanbaja J., Mustin C. et Herbillon A.J. 2006.** Sources of trace metals in Ferralsols in New Caledonia. *Eur. J. Soil Sci.*, 57, 200-213.
- Beeby A., & Richmond L. 2011.** Magnesium and the deposition of lead in the shell of three populations of the garden snail *Cantareus aspersus*. *Environmental pollution*, 159(6), 1667-1672.
- Beeby, A. 1985.** The Role of *Helix aspersa* as a Major Herbivore in the Transfer of Lead Through a Polluted Ecosystem. *J. Appl. Ecol.*, 22, 267-275.
- Belhiouani H., El HadeF-El-Okki M., Afri-Mehennaoui F.Z. et Sahli L. 2019.** Terrestrial gastropod diversity, distribution and abundance in areas with and without anthropogenic disturbances, Northeast Algeria. *Biodiversitas J. Biol. Divers.*, 20, 243-249.
- Beltagi S.M., Al-Shinnawy M.S.A., Elkattan N., and Yousef H.N. 2011.** Physiological changes in the brown garden snail, *Eobania vermiculata* induced by sublethal doses of two botanical molluscicides. *J. Egypt. Ger. Soc. Zool Comp. Physiol.*, 63, 375-397.
- Benamara M., Amrani A., Zaidi H., Sedrati, F., Bouroumana S., Zouzou D., Kerkoub N., Bouarroudj T., Nasri H. 2021.** Oxidative Stress Induced By The Metallic Oxide The Copper Oxide (CuO-Nps) On Terrestrial Snail *Helix Aspersa*. Preprint (Version 1) available at Research Square. DOI: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1132432/v1>.

**Bencharif-Madani F., Ali-Khodja H., Kemmouche A., Terrouche A., Lokorai K., Naidja L., and Bouziane M. 2019.** Mass concentrations, seasonal variations, chemical compositions and element sources of PM10 at an urban site in Constantine, northeast Algeria. *Journal of Geochemical Exploration*, 206, 106356.

**Benhaddya M.L., and Hadjel M. 2014.** Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in surface soils of Hassi Messaoud, Algeria. *Environmental Earth Sciences*, 71(3), 1473-1486.

**Bentellis-Mosbah A., Azzoug R., Rached O., Gharzoul R., Soltani A. 2003.** Evaluation Du Niveau De Contamination Métallique Des Sols Des Berges De L'oued Rhumel Et Etude De Son Impact Sur La Végétation Riveraine (En Amont De La Confluence Oued Rhumel-Boumerzoug) (Constantine-Algérie). *Sciences and Technologie. C, Biotechnologies*, 25-38.

**Bernard C. 2020.** État de santé des sols agricoles du Québec: Premier aperçu de l'importance de l'érosion hydrique. *Vecteur Environ.*, 53, 34-37.

**Beveridge R., Pintos J., Parent M.É., Asselin J., Siemiatycki J. 2010.** Lung cancer risk associated with occupational exposure to nickel, chromium VI, and cadmium in two population-based case-control studies in Montreal. *Am. J. Ind. Med.*, 53, 476-485.

**Beyer A. et Biziuk M. 2009.** Environmental fate and global distribution of polychlorinated biphenyls. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 201, 137-158.

**Bhatia S.C., Devraj S., 2017.** Pollution control in textile industry. WPI Publishing. New York. USA. 342p.

**Bigo L., and Bodot P. 1973.** Contribution a l'étude biocoenotique de la garrigue a *Quercus coccifera* II.-composition biotique du peuplement des invertébrés. *Editions Vie et milieu*, Vol. 23. p 229-249.

Borkakati, R.N., Gogoi, R., Borah, B.K., 2009. Snail: from present perspective to the history of Assam. *Asian Agri-History*, 13, 227-234.

**Boschi C. 2011.** Die Schneckenfauna der Schweiz. Ein umfassendes Bild-und Bestimmungsbuch. Bern / Stuttgart / Wien, Haupt. 624 p.

**Boshoff M., Jordaens K., Baguet S., Bervoets L., 2015.** Trace metal transfer in a soil-plant-snail microcosm field experiment and biomarker responses in snails. *Ecological Indicators* 48, 636-648. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.037>

**Bouaziz-Yahiatene H., Inäbnit T., Medjdoub-Bensaad F., Colomba I. Sparacio A. Gregorini F. Liberto Neubert E. 2019.** Revisited—the species of tweeting vineyard snails, genus *Cantareus* Risso, 1826 (Stylommatophora, Helicidae, Helicinae, Otalini). *ZooKeys*, 876, 1-26.

**Bouaziz-Yahiatene H., Pfarrer B., Medjdoub-Bensaad F., and Neubert E. 2017.** Revision of *Massylaea Möllendorff*, 1898 (Stylommatophora, Helicidae). *ZooKeys*, (694), 109-133.

**Boudenne A., Ibos L., Candau Y., and Thomas S. 2011.** Handbook of multiphase polymer systems. John Wiley and Sons, 454p.

**Boularbah A. 1992.** Interactions entre le cadmium et bacillus brevis isolé d'un sol pollué par les métaux lourds (PhD Thesis) Institut National Polytechnique de Lorraine. France. p.213.

**Bounar R., Rebbas K., Gharzouli R., Djellouli Y., and Abbad A. 2013.** Ecological and medicinal interest of Taza National Park flora (Jijel-Algeria). Global J Res. Med. Plants and Indigen. Med, 2(2), 89-101.

**Bourguignat J.R. 1863-1864.** Malacologie de l'Algérie ou histoire naturelle des animaux mollusques terrestres et fluviatiles recueillis jusqu'à ce jour dans nos possessions du nord de l'Afrique. 410 p.

**Boussaid K., Chebouti–Meziou N. 2020.** Biochemical approach to assess groundwater pollution by heavy metals pollutants and organics (case Reghaia Lake, Algeria). Highlights in BioScience, 3. doi:<https://doi.org/10.36462/H.BioSci.20225>.

**Boyd R.S., Davis M.A., Wall M.A. et Balkwill K. 2002.** Nickel defends the South African hyperaccumulator *Senecio coronatus* (Asteraceae) against *Helix aspersa* (Mollusca: Pulmonidae). Chemoecology, 12, 91-97.

**Branchu P., Badin A.L., Bechet B., Eisenlohr L., Priol T.L., Marseille F., and Trielli E. 2013.** Pollution d'origine routière et environnement de proximité. VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement, (Hors-série 15).

**Braud A. 2007.** Procédé de phytoextraction couplé à la bioaugmentation d'un sol agricole polycontaminé par du chrome, du mercure et du plomb (PhD Thesis). Université de Haute Alsace-Mulhouse. 221p.

**Brbooti M.M., Abid B.A., Al-Shuwaiki N.M. 2011.** Removal of heavy metals using chemicals precipitation. Eng Technol J, 29, 595-612.

**Brezoczki V.M., and Filip G.M. 2017.** The heavy metal ions ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{+}$ ) toxic compounds influence on triticale plants growth. In IOP Conference Series: Materials Science and Engineering. IOP Publishing, Vol. 200, No. 1, p. 012025.

**Brown K.M. et Lydeard C. 2010.** Mollusca: gastropoda. In Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press, pp. 277-306.

**Brümmer G.W. 1986.** Heavy metal species, mobility and availability in soils, in: The Importance of Chemical "Speciation" in Environmental Processes. Springer, pp. 169-192.

**Buerge-Weirich D., Hari R., Xue H., Behra P. et Sigg L. 2002.** Adsorption of Cu, Cd, and Ni on goethite in the presence of natural groundwater ligands. Environ. Sci. Technol. 36, 328-336.

**Burdin L. 2014.** Oligothérapie et personne âgée: intérêt du chrome, du sélénium, du zinc et du cuivre? (PhD Thesis). Université Toulouse III-Paul Sabatier. 142p.

**Bureau D., Bureau J.C. et Schubert K. 2020.** Biodiversité en danger: quelle réponse économique? Notes Cons. Danalyse Econ., 1-12.

**Buser M., Poschet L. et Rossel P. 2002.** Usages des TIC dans les PME de transport: éléments clés pour la planification. Paris, DRAST-Ministry of equipment/La Défense: Report to PREDIT, Vol.2 61-85.

**Butcher A.R. and Grove D.I. 2006.** “Seasonal variation in rates of sporocyst and metacercarial infection by *Brachylaima cribbi* in helioid and hygromiid land snails on the Yorke Peninsula, South Australia”. *Australian Journal of Zoology*, 53: 375-382.

**Calow P. et Forbes V.E. 2003.** Peer reviewed: Does ecotoxicology inform ecological risk assessment? ACS Publications, Vol. A. p146-151.

**Calvet R. 2003.** Le sol: propriétés et fonctions. Phénomènes physiques et chimiques, applications agronomiques et environnementales (Vol. 2). France Agricole Editions, p. 379.

**Calvet R. 2005.** Les pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales. France Agricole Editions, 403p.

**Calvet R. 2013.** Le sol. France Agricole Editions. Dunod, 2003. 458 p.

**Calvet X., Garcia N., Lopez T., Gisbert J. P., Gene E. et Roque M. 2000.** A meta-analysis of short versus long therapy with a proton pump inhibitor, clarithromycin and either metronidazole or amoxicillin for treating *Helicobacter pylori* infection. *Alimentary Pharmacology and Therapeutics*, 14(5), 603-610.

**Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 2007.** Canadian water quality guidelines: imidacloprid scientific supporting document. Accessed 9 Nov 2021. [http://www.ccme.ca/assets/pdf/imidacloprid\\_ssd\\_1388.pdf](http://www.ccme.ca/assets/pdf/imidacloprid_ssd_1388.pdf).

**Carbone D., Faggio C. 2019.** *Helix aspersa* as sentinel of development damage for biomonitoring purpose: a validation study. *Molecular reproduction and development*, 86, 1283-1291.

**Carne-Cavagnaro V.L., Keller M.A., Baker G.H. 2006.** “Soil moisture and soil type influence the breeding behavior of the pest snail *Cerionella virgata* (da Costa)”. *Applied Soil Ecology*, 33, 235-242.

**Carocci A., Catalano A., Lauria G., Sinicropi M.S. et Genchi G. 2016.** Lead toxicity, antioxidant defense and environment. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 45-67.

**Carr R. 2002.** “Geographical variation of the taxa in the genus *Rumina* (Gastropoda: Subulinidae) from the Mediterranean region”. *Journal of Conchology*, 37: 569-577.

**Cavalcante D.G., Gomes A.S., Santos R.J., Kerche-Silva L.E., Danna C.S., Yoshihara E., Job A.E., 2018.** Composites produced from natural rubber and chrome-tanned leather wastes: evaluation of their in vitro toxicological effects for application in footwear and textile industries. *Journal of Polymers and the Environment*, 26, 980-988.

- Cazalet M.L. 2012.** Caractérisation physico-chimique d'un sédiment marin traité aux liants hydrauliques: Évaluation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques (PhD Thesis). INSA de Lyon. 221p.
- Ceballos G., Ehrlich P.R., & Dirzo R. 2017.** Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the national academy of sciences*, 114(30), E6089-E6096.
- Cerdan O., Le Bissonnais Y., Souchère V., King C., Antoni V., Surdyk N., Dubus I., Arrouays D. et Desprats J.F. 2006.** Guide méthodologique pour un zonage départemental de l'érosion des sols. Rapport n 3: Synthèse et recommandations générales (21-34). BRGM-RP-55104-FR. hal-02824067.
- Chaignon V. 2001.** Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas de sols viticoles contaminés par de fongicides (PhD Thesis). Univ.Aix-Marseille 3. France. 180p.
- Chaumet B., Bernard M., Moreira A., Mazzella N. et Morin S. 2016.** Transfert du diuron dans les biofilms fluviaux: constantes d'accumulation et de distribution dans la matrice, puis impacts toxiques associés, in: 46<sup>ème</sup> Congrès Du Groupe Français Des Pesticides (GFP). 6 p.
- Chaussod R., Breuil M.C., Echairi A., Nouaïm R., Nowak V. et Ranjard L. 1996.** La qualité biologique des sols. Éval. Implic. Étude Gest. Sols, 3, 261-278.
- Chebira-Arris S. 2008.** Etude expérimentale de l'élimination des polluants organiques et inorganiques par adsorption sur des sous-produits de céréales. 162 p.
- Chen J. S., Wei C. I., and Marshall M. R. 1991.** Inhibition mechanism of kojic acid on polyphenol oxidase. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 39(11), 1897-1901.
- Chen X., Zhao Y., Zeng C., Li Y., Zhu L., Wu J., Chen J. et Wei Z. 2019.** Assessment contributions of physicochemical properties and bacterial community to mitigate the bioavailability of heavy metals during composting based on structural equation models. *Bioresour. Technol.*, 289, 121657.
- Cheng T., Wang L., Merinov B.V. et Goddard III W.A. 2018.** Explanation of dramatic pH-dependence of hydrogen binding on noble metal electrode: Greatly weakened water adsorption at high pH. *J. Am. Chem. Soc.*, 140, 7787-7790.
- Chervet A., Sturny W.G., Weisskopf P., Sommer M., Martínez I. et Keller T. 2016.** Porosité du sol et transport de gaz après 19 ans de semis direct et de labour. *Rech. Agron. Suisse*, 7, 224-231.
- Chevalier J.R. 1977.** Changes in walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) population in Rainy Lake and factors in abundance, 1924–75. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 34, 1696-1702.

**Chevalier L., Desbuquois C., Le Lannic J. et Charrier M. 2001.** Poaceae in the natural diet of the snail *Helix aspersa* Müller (Gastropoda, Pulmonata). *Comptes Rendus Académie Sci. - Ser. III - Sci. Vie.*, 324, 979-987.

**Chevalier N. 2019.** Polluants organiques persistants et cancers hormono-sensibles. *Les cahiers de la Recherche. Santé, Environnement, Travail*, (13), 20-22.

**Citeau L., 2004.** Etude des colloïdes naturels présents dans les eaux gravitaires de sols contaminés: relation entre nature des colloïdes et réactivité vis-à-vis des métaux (Zn, Cd, Pb, Cu) (PhD Thesis). Institut national d'agronomie de Paris Grignon. France. 212 p.

**Clausen R., & York R. 2008.** Global biodiversity decline of marine and freshwater fish: a cross-national analysis of economic, demographic, and ecological influences. *Social Science Research*, 37(4), 1310-1320.

**Cœurassier M., de Vaufléury A., Badot P.-M. 2000.** Dose-dependent growth inhibition and bioaccumulation of hexavalent chromium in land snail *Helix aspersa aspersa*. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 19, 2571-2578.

**Cœurassier M., Gomot-De Vaufléury A., Badot P.M., 2000.** Dose-dependent growth inhibition and bioaccumulation of hexavalent chromium in land snail *Helix aspersa aspersa*. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 19, 2571-2578.

**Cœurassier M., Saint-Denis M., Vaufléury A.G., Ribera D. et Badot P.M. 2001.** The garden snail (*Helix aspersa*) as a bioindicator of organophosphorus exposure: effects of dimethoate on survival, growth, and acetylcholinesterase activity. *Environ. Toxicol. Chem.*, 20, 1951-1957.

**Cooper N.L., Bidwell J.R. et Kumar A. 2009.** Toxicity of copper, lead, and zinc mixtures to *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia carinata*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 72, 1523-1528.

**Cota-Ruiz K., Hernández-Viezas J.A., Varela-Ramírez A., Valdés C., Núñez-Gastélum J. A., Martínez-Martínez A., and Gardea-Torresdey J.L. 2018.** Toxicity of copper hydroxide nanoparticles, bulk copper hydroxide, and ionic copper to alfalfa plants: a spectroscopic and gene expression study. *Environmental Pollution*, 243, 703-712.

**Coupland J.B., Baker G., Vincent C., Goettel M.S., Lazarovits G. 2007.** "Search for biological control agents of invasive Mediterranean snails, in: *Biological Control: A Global Perspective*". CABI Publishing Wallingford, UK, pp. 7-12.

**Cousin I. 1996.** Reconstruction 3D APR coupes sériées et transport de gaz dans un milieu poreux: application à l'étude d'un sol argilo-limoneux (PhD Thesis). Orléans. France. 198 p.

**Cribb T.H. 1990.** "Introduction of a *Brachylaima* species (Digenea: Brachylaimidae) to Australia". *International Journal for Parasitology*, 20, 789-796.

**Cucherat X. et Demuyneck S. 2008.** Les plans d'échantillonnage et les techniques de prélèvements des mollusques continentaux. *MalaCo*, 5, 244-253.

- Cucherat, X., and Demuynck S. 2006.** Catalogue annoté des Gastéropodes terrestres (Mollusca, Gastropoda) de la région Nord-Pas-de-Calais. MalaCo, 2, 40-91.
- Cuny D. 2012.** La biosurveillance végétale et fongique de la pollution atmosphérique: concepts et applications. In Annales pharmaceutiques françaises. 70, 4 : 182-187.
- Da costa, M.E., and Millan E.B. 1778.** Historia naturalis testaceorum Britanniae, or, The British conchology: containing the descriptions and other particulars of natural history of the shells of Great Britain and Ireland: illustrated with figures, in English and in French. London: Printed for the author and sold by Millan, B. White, Elmsley and Robson. 242p.
- da Silva J.L., Nunes N.C.C., Izetti, P., de Mesquita G.G. et de Melo A.C. 2020.** Triple negative breast cancer: A thorough review of biomarkers. Critical reviews in oncology/hematology, 145, 102855.
- Dallinger R., 1993.** Strategies of Metal Detoxification in Terrestrial. Ecotoxicology of metals in invertebrates. SETAC Special Publications Series, Lewis Publishers, pp 245-289.
- Damerdji A. 2018.** “Malacological diversity on four Lamiaceae in the region of Tlemcen (Northwest of Algérie)”. J Plant Sci Crop Protec 1(1): 106.
- Damerdji A. and Benyoucef B. 2006.** “Impact des différents facteurs physiques et du rayonnement solaire sur la diversité malacologique dans la région de Tlemcen (Algérie)”. Revue des Energies Renouvelables, 9 (4) : 267-276.
- Das P., Samantaray S. et Rout G.R. 1997.** Studies on cadmium toxicity in plants: a review. Environ. Pollut., 98, 29-36.
- Dayras P. 2019.** Paracyclopina nana: un petit copépode à fort intérêt en écotoxicologie et en aquaculture (PhD Thesis). Lille 1. France. 232 p.
- De Francisco N., Ruiz Troya J.D. et Agüera E.I. 2003.** Lead and lead toxicity in domestic and free living birds. Avian Pathol., 32, 3-13.
- De Vaufleury A., Coeurdassier M., Pandard P., Scheifler R., Lovy C., Crini N. et Badot P.M. 2006.** How terrestrial snails can be used in risk assessment of soils. Environ. Toxicol. Chem., 25, 797-806.
- De Vaufleury A., Gimbert F., Pauget B., Fritsch C., Scheifler R. et Coeurdassier M. 2012.** Les escargots bioindicateurs de la qualité des sols-Snail watch: analyse en laboratoire ou in situ de la biodisponibilité des contaminants, 4, 18-32.
- De Vaufleury A., Pihan F. 2002.** Methods for toxicity assessment of contaminated soil by oral or dermal uptake in land snails: metal bioavailability and bioaccumulation. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 21, 820-827.
- Deneux-Mustin S., Roussel-Debet S., Mustin C., Henner P., Munier-Lamy C., Colle C., Berthelin J., Garnier-Laplace J. et Leyval, C. 2003.** Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces (influence des micro-organismes du sol). Tec et Doc, Paris, 282 pp.

- Deprince A. 2003.** La faune du sol. Diversité, méthodes d'étude, fonctions et perspectives. Le Courrier de l'environnement de l'INRA, 49(49), 123-138.
- Deschamps T., Benzaazoua M., Bussière B., Belem T. et Mbonimpa M. 2006.** Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide: cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. Vertigo- la revue électronique en sciences de l'environnement, 7(2).
- Desrosières A. 2003.** Historiciser l'action publique: l'état, le marché et les statistiques. Historicit s de l'action publique, Paris, PUF, 207-221.
- Dhiman V. 2020.** "Preliminary Toxicity Assessment of Chromium (Cr) and Lead (Pb) on Terrestrial Snail (*Helix Aspersa*).” Archives of Agriculture and Environmental Science, 5 (1): 67–72.
- Díaz S., Fargione J., Chapin III, F. S., & Tilman D. 2006.** Biodiversity loss threatens human well-being. PLoS biology, 4(8), e277.
- Ditchkoff S.S., Saalfeld S.T., Gibson C.J. 2006.** Animal behavior in urban ecosystems: modifications due to human-induced stress. Urban ecosystems, 9, 5-12.
- Djeddi H., Kherief-Nacereddine S., Keddari D. et Afri-Mehennaoui F.Z. 2018.** Teneurs des éléments traces métalliques Cu, Zn et Pb des sédiments du barrage B ni Haroun (Nord-Est de l'Algérie). Eur. Sci. J., 15, 1857-7431.
- Dor F. 2006.** Pollution des sols et santé publique. Arch. Mal. Prof. Environ., 67, 40-48.
- Douafer L. and Soltani N. 2014.** "Inventory of land snails in some sites in the Northeast Algérie: correlation with soil characteristics". Advances in Environmental Biology, 8 (1): 236-243.
- Douay N. 2013.** La planification urbaine française: théories, normes juridiques et défis pour la pratique. L'Information géographique, 77(3), 45-70.
- Dr ghici G.A., Dehelean C., Pinzaru I., Bordean D.M., Borozaan A., Tsatsakis A.M., Kovatsi L., Nica D. 2019.** Soil copper uptake by land snails: A semi-field experiment with juvenile *Cantareus aspersus* snails. Environmental toxicology and pharmacology, 72, 103243.
- Drezet E., Balin P., Bohas A., Charbuillet C.,  coinfo G. 2021.** 1.2 Pollutions, in: Impacts  cologiques Des Technologies de l'Information et de La Communication. EDP Sciences, pp. 44-62.
- Droge S.T. et Goss, K.U. 2013.** Sorption of organic cations to phyllosilicate clay minerals: CEC-normalization, salt dependency, and the role of electrostatic and hydrophobic effects. Environ. Sci. Technol., 47, 14224-14232.

- Dubuis B., 2013.** De la consommation au recyclage du plomb. L'étude des déchets de l'agglomération antique de Mathay-Mandeure Epomanduodurum (Doubs). *Nouv. Archéologie*, 39-44.
- Duchaufour P. 1991.** *Pedology: soil, vegetation and environment*. 3<sup>ème</sup> Edition. Abrégés. Masson, Paris. 289 p.
- Dundee D.S. 1986.** "Notes on The habits and anatomy of the introduced land snails, *Rumina* and *Lamellaxis* (Subulinidae)". *Nautilus*, 100(1):32-37.
- Eblin S.G., Yao A.B., Anoh K.A. et Soro N. 2017.** Cartographie de la vulnérabilité multifactorielle aux risques d'érosion hydrique des sols de la région d'Adiaké, sud-est Côtier de la côte d'ivoire. *Revue Internationale des Sciences et Technologie*, 30, 197-216.
- Eggleton J. et Thomas K.V. 2004.** A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environ. Int.*, 30, 973-980.
- Elaiyaraja C., Rajasekaran R., and Sekar V. 2013.** "Checklist and Occurrence of Marine Gastropoda along the Palk Bay Region, Southeast Coast of India." *Advances in Applied Science Research*, 4 (1): 195-199.
- El-Hadef El-Okki M., Sahli L., Bentellis A., Azzoug R., Laing G.D. et Rached O. 2016.** Assessment of metal contamination in soil banks of the Rhumel wadi (Northeast Algeria). *Toxicol. Environ. Chem.*, 98, 53-63.
- Engmann F.N., Afoakwah N.A., Darko P.O., Sefah W. 2013.** Proximate and Mineral Composition of Snail (*Achatina achatina*) Meat; Any Nutritional Justification for Acclaimed Health Benefits?, 9. 22-51.
- Eslami A., and Akbarimehr D. 2021.** Failure analysis of clay soil-rubber waste mixture as a sustainable construction material. *Construction and Building Materials*, Vol : 310, p. 125274.
- Essawy A.E., Abdelmeguid N.E., Radwan M.A., Hamed S.S., and Hegazy A.E. 2009.** Neuropathological Effect of Carbamate Molluscicides on the Land Snail, *Eobania vermiculata*. *Cell Biology and Toxicology*, 25 (3): 275.
- Eřtoková A., Palařčáková L., Singovszká E., and Holub M. 2012.** Analysis of the chromium concentrations in cement materials. *Procedia Engineering*, 42, 123-130.
- Eybe T., Audinot J.-N., Udelhoven T., Lentzen E., El Adib B., Ziebel J., Hoffmann L., Bohn T. 2013.** Determination of oral uptake and biodistribution of platinum and chromium by the garden snail (*Helix aspersa*) employing nano-secondary ion mass-spectrometry. *Chemosphere*, 90, 1829-1838.
- Ezzine I.K., B. Pfarrer, N. Dimassi, Said K, E. Neubert. 2017.** At home at least: the taxonomic position of some north African *Xerocrassa* species (Pulmonata, Geomitridae), *ZooKeys* 712: 1-27.

- Faith J.T., Rowan J., O'Brien K., Blegen N. et Peppe D.J. 2020.** Late Pleistocene mammals from Kibogo, Kenya: systematic paleontology, paleoenvironments, and non-analog associations. *J. Vertebr. Paleontol.*, 40, 5.
- Filipović L., Romić M., Romić D., Filipović V. et Ondrašek G. 2018.** Organic matter and salinity modify cadmium soil (phyto) availability. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 147, 824-831.
- Forbes V.E. et Forbes T.L. 1997.** Ecotoxicologie-théorie et applications (traduit en française). Edition de l'Institut National de la Recherche Agronomique, Paris. pp304-324.
- Förstner U. 1995.** Non-linear release of metals from aquatic sediments, in: *Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments*. Springer, pp. 247-307.
- Förstner Ulrich. 1981.** "Metal transfer between solid and aqueous phases." *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer, Berlin, Heidelberg. pp197-270.
- Foughali M., Ingrand F., and Seceleanu C. 2019.** Statistical model checking of complex robotic systems. In *International Symposium on Model Checking Software* Springer, Cham., pp. 114-134.
- Fraters B. 1996.** Generalized soil map of Europe. Aggregation of the FAO-Unesco soil units based on the characteristics determining the vulnerability to degradation processes. National Institute of Public Health and the environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands. RIVM Report, (481505006), 60 p.
- Frederickson C.J., Suh S.W., Silva D., Frederickson C.J., et Thompson R.B. 2000.** Importance of zinc in the central nervous system: the zinc-containing neuron. *The Journal of nutrition*, 130(5).
- Fritsch M., & Slavtchev V. 2011.** Determinants of the efficiency of regional innovation systems. *Regional studies*, 45(7), 905-918.
- Gaitán-Espitia J.D., Arias M.B., Lardies M.A., Nespolo R.F., and Zars T. 2013.** "Variation in Thermal Sensitivity and Thermal Tolerances in an Invasive Species across a Climatic Gradient: Lessons from the Land Snail *Cornu Aspersum*." *PLoS One*, 8 (8): e70662.
- Galvez-Cloutier R. et Lefrançois P.J. 2005.** Les sols contaminés par des métaux lourds: Distribution géochimique et techniques de restauration (Première partie). *Vecteur Environ.*, 38, 30-38.
- Garet J., Dumail L., Rocaboy G. et Clement F. 2003.** Effect of different levels of iron and zinc supplements in diets on animal performances of broilers and dejections. *Sciences et Techniques Avicoles (France)*, 43, 23-26.
- Garnier R. 2005.** Toxicité du plomb et de ses dérivés. *EMC-Toxicol.-Pathol.*, 2, 67-88.
- Garrec J.P., et Van Haluwyn C. 2002.** Biosurveillance végétale de la qualité de l'air. Concepts, méthodes et applications (*Air Quality Biomonitoring with Plants e Concepts, Methods and Applications*). Lavoisier, Paris, 117p.

- Genchi G., Sinicropi M.S., Lauria G., Carocci A. et Catalano A. 2020.** The Effects of Cadmium Toxicity. *Int. J. Environ. Res. Public. Health*, 17, 3782.
- Georgiev D. 2020.** On The Terrestrial Snail Fauna Of Elafonisos Island, South Peloponnesus, Greece. *Parnassiana Archives*, 6, 55-62. ISSN (on-line edition) : 2241-7842.
- Germain L. 1930.** Mollusques terrestres et fluviatiles. 893 pp. Faune de France, (21). Edition : P. Lechevalier, Paris. 21, 1-477.
- Ghayoraneh M., and Qishlaqi A. 2017.** Concentration, distribution and speciation of toxic metals in soils along a transect around a Zn/Pb smelter in the northwest of Iran. *Journal of Geochemical Exploration*, 180, 1-14.
- Gimbert F., de Vaufléury A. 2009.** Bioindication et unités (concentrations vs quantités). *Étude Gestion Sols*, 16, 243-252.
- Ginocchio R., Rodríguez P.H., Badilla-Ohlbaum R., Allen H.E. et Lagos G.E. 2002.** Effect of soil copper content and pH on copper uptake of selected vegetables grown under controlled conditions. *Environ. Toxicol. Chem. Int. J.*, 21, 1736-1744.
- Girard H. 2004.** Cuivre: Origines, Usages et Différentes formes. Journées techniques de viticulture biologique Avignon. Editions ITAB. PARIS. pp 72-89.
- Gobat J.M., Aragno M. et Matthey W. 2003.** The living soil: basic pedology-soil biology. 3rd revised and expanded edition. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, France. 820 p.
- Gómez-Moliner B.J., Elejalde A.M., Arrébola J.R., Puente A.I., Martínez-Ortí A., Ruiz A., and Madeira M.J. 2013.** Molecular Phylogeny of the Helicodontidae and Trissexodontidae (Gastropoda). *Zoologica Scripta*, 42 (2): 170-181.
- Gomot A. 1997.** [Effects of heavy metals on snail development. Use of snails as bio-indicators of heavy metal pollution for the preservation of human health]. *Bull. Acad. Natl. Med.*, 181, 59-74.
- Gomot-De Vaufléury A., 2000.** Standardized growth toxicity testing (Cu, Zn, Pb, and Pentachlorophenol) with *Helix aspersa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46, 41-50.
- Granier L. 1991.** Apports atmosphériques en organochlorés à l'hydrosphère: comparaison avec les métaux lourds (PhD Thesis). Paris 6. 218 p.
- Grara N., Berrebbah H., Rouabhi R., Atilia A., Djebbar M.R. 2009.** Impact of pollution by industrial metallic dust on bio-accumulator organism *Helix aspersa*. *Glob. Vet* 3, 276-280.
- Grébénart D. 1983.** Les métallurgies du cuivre et du fer autour d'Agadez (Niger), des origines au debut de la période medievale: vues générales. pp 109-125.
- Griffon M. 2013.** Qu'est-ce que l'agriculture écologiquement intensive? Editions Quae. Versailles, France, 220 p.

**Guermoud N. et Addou A. 2014.** Etude et caractérisation des déchets ménagers de la ville de Mostaganem (Ouest-Algérie). *Déchets Sci. Tech.* 66, 45-50.

**Guiné V., Martins J. et Gaudet J.P. 2007.** Intérêt du transfert facilité des métaux lourds par les colloïdes bactériens pour la bio-dépollution des sols, in: *Congrès Français de Mécanique*. AFM, Maison de la Mécanique, 39/41 rue Louis Blanc-92400 Courbevoie 21-30.

**Guo G., Lei M., Chen T. et Yang J. 2018.** Evaluation of different amendments and foliar fertilizer for immobilization of heavy metals in contaminated soils. *J. Soils Sediments* 18, 239-247.

**Hahn D.W. et Omenetto N. 2012.** Laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS), part II: review of instrumental and methodological approaches to material analysis and applications to different fields. *Appl. Spectrosc.* 66, 347-419.

**Hakanson D.O., and Oh W. 1980.** Hyperviscosity in the small-for-gestational age infant. *Neonatology*, 37(1-2), 109-112.

**Hakanson L. 1980.** An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14(8), 975-1001.

**Halbach U., Siebert M., Westermayer M. et Wissel C. 1983.** Population ecology of rotifers as a bioassay tool for ecotoxicological tests in aquatic environments. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 7, 484-513.

**Hara T., Takeda T., Takagishi T., Fukue K., Kambe T. et Fukada T. 2017.** Physiological roles of zinc transporters: molecular and genetic importance in zinc homeostasis. *J. Physiol. Sci.* 67, 283-301.

**Harvey C.A., Guindon C. F., Haber W.A., DeRosier D.H., and Murray K.G. 2000.** The importance of forest patches, isolated trees and agricultural windbreaks for local and regional biodiversity: the case of Monteverde, Costa Rica Forests and society: the role of research. Subplenary sessions. In *21. IUFRO World Congress 20007-12 Ago 2000Kuala Lumpur (Malasia)* (No. 634.9971 I61c 2000). IUFRO, Viena (Austria).

**Hau J.M. 2010.** Métallurgie du zinc. *Techniques de l'ingénieur*. Elaboration et recyclage des métaux. Métallurgie extractive et recyclage des métaux de transition. Base documentaire : TIP554WEB (ref. article : m2270). 22-57.

**Hazelton P., and Murphy B. 2016.** Interpreting soil test results: What do all the numbers mean?. CSIRO publishing. 72p.

**Hefnawy A.E. et El-Khaiat H.M. 2015.** The importance of copper and the effects of its deficiency and toxicity in animal health. *Int. J. Livest. Res.* 5, 1-20.

**Hernot S., Wadhera R., Kaintura M., Bhukar S., Pillai D.S., Sehrawat U., and George J.S. 2016.** Tracheocutaneous fistula closure: comparison of rhomboid flap repair with Z plasty repair in a case series of 40 patients. *Aesthetic plastic surgery*, 40(6), 908-913.

- Hispard F., Schuler D., De Vaufleury A., Scheifler R., Badot P.M., Dallinger R. 2008.** Metal distribution and metallothionein induction after cadmium exposure in the terrestrial snail *Helix aspersa* (Gastropoda, Pulmonata). *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* 27, 1533-1542.
- Holyoak D.T., Holyoak G. A., Gómez-Moliner B.J., and Chueca L.J. 2020.** Phylogeny, species-limits and taxonomic revision of *Otalini* (Helicidae) from north-west Africa. *Journal of Conchology*, 43(6), 551-611.
- Hongxiang X., Min W., Xiaogu W., Junyi Y., and Chunsheng W. 2008.** Bacterial diversity in deep-sea sediment from northeastern Pacific Ocean. *Acta Ecologica Sinica*, 28(2), 479-485.
- Hongxiang X., Min W., Xiaogu W., Junyi Y., and Chunsheng W. 2008.** Bacterial diversity in deep-sea sediment from northeastern Pacific Ocean. *Acta Ecologica Sinica*, 28(2), 479-485.
- Hooda P. 2010.** Trace elements in soils. Editions John Wiley and Sons. p. 227-265.
- Hooda P. S. 2010.** Trace elements in soils. Edition 2010 Blackwell Publishing Ltd. 577p. Online ISBN:9781444319477.
- Hopkin S.P. 1993.** Ecological implications of '95% protection levels' for metals in soil. *Oikos*, 137-141.
- Horn R., Taubner H., Wuttke M. et Baumgartl T. 1994.** Soil physical properties related to soil structure. *Soil Tillage Res.* 30, 187-216.
- Hou L.H., Gao W., Weng Z.H., Doolette C.L., Maksimenko A., Hausermann D., Zheng Y., Tang C., Lombi E. et Kopittke P.M. 2022.** Use of X-ray tomography for examining root architecture in soils. *Geoderma* 405, 115405.
- Hutton M. 1983.** Sources of cadmium in the environment. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 7, 9-24.
- Huynh T.M.D. 2009.** Impact des métaux lourds sur les interactions plante/ver de terre/microflore tellurique (PhD thesis). Paris Est. France. 227p.
- Isikli B., Demir T., Ürer S.M., Berber A.S.İ.Y.E., Akar T.A.M.E.R., and Kalyoncu C. 2003.** Effects of chromium exposure from a cement factory. *Environmental research*, 91(2), 113-118.
- Ismail S., Ben Romdhane S., Ibn Hadj Slama J. et Romdane M.N. 2011.** Carences en cuivre et en zinc chez les bovins de la région de Béja: relations sol-plante-animal. *Rev. Méd Vét* 162, 468-474.
- Issah A.S., Djangbedja M. et Tchamie T. 2018.** Évaluation de la contamination des sols des carrières d'exploitation du gisement de calcaires de Tabligbo (sud-est Togo) par les métaux lourds toxiques. *Rev. Ivoirienne Sci. Technol.* 55-72.

**Itziou A., Patsis P.A., Dimitriadis V.K. 2018.** Introduction of the land snail *Cornu aspersum* as a bioindicator organism of terrestrial pollution with the use of a suite of biomarkers. *Toxicological and Environmental Chemistry* 100, 717-736.

**Jacobs P.H., et Waite T.D., 2004.** The role of aqueous iron (II) and manganese (II) in sub-aqueous active barrier systems containing natural clinoptilolite. *Chemosphere*, 54(3), 313-324.

**Jenny J.P., Koirala S., Gregory-Eaves I., Francus P., Niemann C., Ahrens B., Brovkin V., Baud A., Ojala A.E.K, Normandeau A., Bernd Zolitschka B., and Carvalhais N. 2019.** Human and climate global-scale imprint on sediment transfer during the Holocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(46), 22972-22976.

**Jiang Z.Q., Xie W.J., Zhou W.X., and Sornette D. 2019.** Multifractal analysis of financial markets: a review. *Reports on Progress in Physics*, 82(12), 125901.

**John J. 2000.** Diatom prediction and classification system for urban streams: a model from Perth, Western Australia. Land and Water Resources Research and Development Corporation. Occasional Paper Curtin University of Technology, Perth 3. pp 147-194.

**Jurado J.M., Martín M.J., Pablos F., Moreda-Piñeiro A. et Bermejo-Barrera P. 2007.** Direct determination of copper, lead and cadmium in aniseed spirits by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Food Chem.* 101, 1296-1304.

**Juříčková L., P. Šída J. Horáčková V. Ložek and Pokorný P. 2020.** “The Lost Paradise of Snails: Transformation of the middle-Holocene Forest Ecosystems in Bohemia, Czech Republic, as Revealed by Declining Land Snail Diversity.” *The Holocene* 30 (9): 1254-1265.

**Kabata-Pendias A. 2004.** Soil-plant transfer of trace elements—an environmental issue. *Geoderma* 122, 143-149.

**Kabata-Pendias A. 2011.** Trace Elements in Soils and Plants. Taylor and Francis Boca Raton London New York. 548p.

**Kabata-Pendias A., 2010.** Trace elements in soils and plants. CRC press. 98 p.

**Kébré M.B. 2013.** Gestion des Ressources en Eau dans les Régions Arides: Analyse Expérimentale d'un Sol Type du Burkina Faso et Modélisation Numérique des Transferts d'Eau (Doctoral dissertation, Université Montpellier II-Sciences et Techniques du Languedoc). France. 2 (7) 432-437.

**Keddari D., Afri-Mehennaoui F.Z., Smatti-Hamza I., Djeddi H., Sahli L. et Mehennaoui S. 2019.** Évaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques (cadmium, cuivre, nickel et zinc) des sédiments de l’oued Boumerzoug et ses affluents, et leur transfert vers la chénopodiacée *spinacia oleracea* (L.). *Journal Water Sci.* 32, 255-273.

**Keddari D., Smatti-Hamza I., Mehennaoui S., Sahli L., and Afri-Mehennaoui F.Z. 2021.** Occurrence and distribution of heavy metals in the tissues of *Physa acuta* (D.) in relation to

the contamination level of sediments from Boumerzoug wadi (Algeria). *Environmental Forensics*, 1-16.

**Kerney M.P., and Cameron R.A.D. 1999.** Guide des escargots et limaces d'Europe. Identification et biologie de plus de 300 espèces. Adaptation française A. Bertrand, Lausanne et Paris: Delachaux et Niestlé. 370p.

**Kerney M.P., Cameron R.A.D. and Jungbluth J.H. 1983.** Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. Ein Bestimmungsbuch für Biologen und Naturfreunde, 1-384. Hamburg, Berlin. (Parey): Taf. 1-24.

**Khadhar S., Sdiri A., Chekirben A., Azouzi R., Charef A. 2020.** Integration of sequential extraction, chemical analysis and statistical tools for the availability risk assessment of heavy metals in sludge amended soils. *Environmental Pollution* 263, 114543.

**Khedidja, A., and Boudoukha A. 2019.** "Quality Assessment of Shallow Groundwater for Irrigation Purposes in Tadjenanet-Chelghoum Laid Area (Eastern Algeria)." *International Journal of River Basin Management*. 19(2):1-18

**Kicińska A. 2016.** Assessment of the road traffic impact on accumulation of selected elements in soils developed on Krynica and Bystrica subunit (Magura Nappe, Polish Outer Carpathians). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 11(1), 245-254.

**Kim Y., Ha E.H., Park H., Ha M., Kim Y., Hong Y.C., Kim E.-J. et Kim B.N. 2013.** Prenatal lead and cadmium co-exposure and infant neurodevelopment at 6 months of age: the Mothers and Children's Environmental Health (MOCEH) study. *Neurotoxicology*, 35, 15-22.

**Kiniouar H., Hani A., et Kapelan Z. 2017.** Water demand assessment of the upper semi-arid sub-catchment of a Mediterranean basin. *Energy Procedia* 119, 870-882.

**Kitman J.L. 2005.** L'histoire secrète du plomb. Editions Allia. 49p.

**Kong Y., Sun H., Zhang S., Zhao B., Zhao Q., Zhang X. et Li H. 2021.** Oxidation Process of Lead Sulfide Nanoparticle in the Atmosphere or Natural Water and Influence on Toxicity toward *Chlorella Vulgaris*. *J. Hazard. Mater.* 126016.

**Kopittke P.M., Menzies N.W., Wang P., McKenna B.A. et Lombi E. 2019.** Soil and the intensification of agriculture for global food security. *Environ. Int.* 132, 105078.

**Kowalczyk-Pecka D., Kowalczuk-Vasilev E., Puchalski A., Klebaniuk R. 2018.** Peroxidation and unsaturation indices as potential biomarkers of multifarious zinc and copper micro-supplementation in *Helix pomatia* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 148, 713-720.

**Kravchenko A.N. et Guber A.K. 2017.** Soil pores and their contributions to soil carbon processes. *Geoderma* 287, 31-39.

**Krika A. et Krika F. 2017.** Evaluation of the status of heavy metal pollution in surface water and sediments of the Nil River (North Eastern Algeria). *Pollution* 3, 301-310.

- Krika A. et Krika, F. 2018.** Assessment of heavy metals pollution in water and sediments of Djendjen river, North Eastern Algeria. *Pollution* 4, 495-502.
- Krika A., and Krika F. 2017.** “Evaluation of the Status of Heavy Metal Pollution in Surface Water and Sediments of the Nil River (North Eastern Algeria).” *Pollution* 3: 301-310.
- Krika A., Rached O., and Du Laing G. 2013.** Assessment of Atmospheric Lead Contamination of Banks Soils Using Soils Tamarisk Grove: Case Study of the Kebir-Rhumel (Algeria). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 8(1), 207-216.
- Lakherwal D. 2014.** Adsorption of heavy metals: a review. *Int. J. Environ. Res. Dev.* 4, 41-48.
- Larbaa R., and Soltani N. 2013.** “Diversity of the Terrestrial Gastropods in the Northeast Algeria: Spatial and Temporal Distribution.” *European Journal of Experimental Biology* 3 (4): 209-215.
- Laroche B., Thorette J. et Lacassin J. C. 2006.** L’artificialisation des sols: pressions urbaines et inventaire des sols. *Étude et gestion des sols*. 13(3), 223-235.
- Laskowski R., Hopkin S.P. 1996.** Effect of Zn, Cu, Pb, and Cd on fitness in snails (*Helix aspersa*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 34, 59-69.
- Latosińska J.O.L.A.N.T.A. 2017.** Influence of temperature and time of sewage sludge incineration on the mobility of heavy metals. *Environment Protection Engineering*, 43(4).
- Lazizi A., and Laifa A. 2020.** Assessment of the Surface Water Quality: A Case of Wadi El-Kébir West Watershed, Skikda, North-East Algeria. *Nature Environment and Pollution Technology* 19 (5(Supp)): 1977-1985.
- Le Bissonnais Y., Thorette J., Bardet C. et Daroussin J. 2002.** L’érosion hydrique des sols en France. Rapport INRA, IFEN, 106p.
- Lees R.E.M. et Langlois P.H. 1994.** Le plomb dans l’environnement. *Can. J. Public Heal.* *Can. Sante Publique* 151-153.
- Leone F., De Richemond N.M. et Freddy V. 2021.** Aléas naturels et gestion des risques. Presses Universitaires de France, 288 p.
- Leygonie R. 1993.** Les métaux lourds dans l’air: sources, émissions, mesure, effets. *Pollut. Atmos.* 139, 63-74.
- Li F., Zhou L., Liu J. X., Liang Y., and Zhang G.J. 2019.** High-entropy pyrochlores with low thermal conductivity for thermal barrier coating materials. *Journal of Advanced Ceramics*, 8(4), 576-582.
- Li W., McKinnon W.R., and Dahn J.R. 1994.** Lithium intercalation from aqueous solutions. *Journal of the Electrochemical Society*, 141(9), 2310.

**Li X., Chen Q., Zhou Y., Tyrer M., and Yu Y. (2014).** Stabilization of heavy metals in MSWI fly ash using silica fume. *Waste Management*, 34(12), 2494-2504.

**Lin E.K.S. 2014.** Flux et stocks de métaux sur des parcelles agricoles de grande culture: synthèse de quatre années du suivi du réseau QUASAPROVE (PhD Thesis). Ecole Nationale Supérieure en Environnement, Géorressources et Ingénierie du Développement Durable (ENSEGID), France. 182p.

**Lodi M., and Koene J.M. 2016.** The love-darts of land snails: integrating physiology, morphology and behaviour. *Journal of Molluscan Studies*, 82(1), 1-10.

**Loizeau V. 2014.** Prise en compte d'un modèle de sol multi-couches pour la simulation multi-milieux à l'échelle européenne des polluants organiques persistants (PhD Thesis). Paris Est. France. 221p.

**Maas S., Scheifler R., Benslama M., Crini N., Lucot E., Brahmia Z., Benyacoub S., and Giraudoux P. 2010.** Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental pollution*, 158(6), 2294-2301.

**Malcolm J. R., & Markham A. 2000.** Global warming and terrestrial biodiversity decline. A modelling approach." *World Wildlife for Nature*. 102p.

**Malle K.G. 1992.** Zinc in the environment. *Z. WASSER- ABWASSER-Forsch.-J. WATER WASTEWATER Res.-ACTA Hydrochim. Hydrobiol.* 196-204.

**Manzl C., Krumschnabel G., Schwarzbaum P.J., Dallinger R. 2004.** Acute toxicity of cadmium and copper in hepatopancreas cells from the Roman snail (*Helix pomatia*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology* 138, 45-52.

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

**Mayer J., Zimmermann M., Weggler K., Reiser R., Bürge D., Bucheli T. et Richner W. 2019.** Valeurs limites pour les engrais de recyclage minéraux: le concept suisse. *Rech Agron Suisse* 10, 4-11.

**McBride M.B., Martinez C.E., Topp E. et Evans L. 2000.** Trace metal solubility and speciation in a calcareous soil 18 years after no-till sludge application. *Soil Sci.* 165, 646-656.

**Mebarki A. 2005.** Hydrologie des bassins versants de l'est Algérien : Ressources en eau, aménagement et environnement. Thèse de doctorat d'état. Université Mentouri- Constantine. 360p.

**Mebarki A., and Thomas C. 1988.** Analyse des relations entre écoulements superficiels et souterrains à partir des 1300 hydrogrammes des cours d'eau. Application au bassin du Kébir-Rhumel dans le Constantinois (Algérie). *Hydrologie continentale* 3 (2): 89-103.

- Mebarki, A. 1982.** Le bassin du Kébir-Rhumel (Algérie) (PhD thesis). Université Nancy 2. France. 267p.
- Meunier C. et Zérroual T. 2006.** Transport durable et développement économique. Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie. Dossier 8. 125p.
- Michaels D., Monforton C., Lurie P. 2006.** Selected science: an industry campaign to undermine an OSHA hexavalent chromium standard. *Environmental Health* 5, 1-8.
- Michaud L.G. 1833.** Biographie universelle, ancienne et moderne: Partie mythologique, ou Histoire, par ordre alphabétique, des personnages des temps héroïques et des divinités grecques, italiennes, égyptiennes, hindoues, japonaises, scandinaves, celtes, mexicaines, etc (Vol. 55). Chez L-G. Michaud, Libraire-Éditeur. 628p.
- Mienis H.K., and Rittner O. 2010.** “The Presence of Life Specimens of *Monacha Cartusiana* (O.F. Müller, 1774) and *Cernuella Virgata* (Da Costa, 1778) (Mollusca, Gastropoda, Hygromiidae) Has Prevented the Import of 23 Tons of Apples from France into Israel.” *MalaCo* 6: 268-269.
- Milivojević J., DJekić V., Perišić V., Simić Z. et Luković K. 2018.** Copper accumulation and availability in Serbian smonitza soil, in: Congress Proceedings: 2<sup>nd</sup> International and 14th National Congress of Soil Science Society of Serbia Solutions and Projections for Sustainable Soil Management. Novi Sad n 05. Serbia. 15-22.
- Millennium Ecosystem Assessment M. E. A. 2005.** Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis. A1 (12-22).
- Mimanne G., Benhabib K., Benghalem A. et Taleb S. 2014.** Etude de l’Adsorption des Métaux Lourds (Pb et Cd) en Solution Aqueuse sur Charbon Actif et Montmorillonite Sodée de l’Ouest Algérien (Study of the Adsorption of Heavy Metals (Pb and Cd) in Aqueous Solution on Activated Carbon and Sodium Montmorillonite from Western Algeria). *J Mater Env. Sci* 5, 1298-1307.
- Minkina T., Mandzhieva S., Fedorov Y., Bauer T., Nevidomskyay D. et Chaplignin V. 2013.** Influence of organic matter on the mobility of copper, lead and zinc in soil 26, 406-409.
- Mobarak S.A. 2016.** The Malformation Effect of Chlorfluazuron on the Reproductive System of Land Snail *Eobania Vermiculata*. *The Journal of Basic and Applied Zoology*. 74: 51-55.
- Moghal A.A.B., Lateef M.A., Mohammed S. A. S., Lemboye K., CS Chittoori B., and Almajed A. 2020.** Efficacy of enzymatically induced calcium carbonate precipitation in the retention of heavy metal ions. *Sustainability*, 12(17).
- Montoya A.L., Parra J.L., et Wolff M. 2021.** Structure and diversity of hoverflies (Diptera: Syrphidae) in northwestern Colombian Paramos: towards the identification of bioindicator species in the Tropical Andes. *Journal of Insect Conservation*, 25(5), 809-828.

- Morelli S., Traversa D., Colombo M., Raue K., Strube C., Pollmeier M., Di Cesare A. 2020.** The effect of the hibernation on the larval development of *Troglostrongylus brevior* in the land snail *Cornu aspersum*. *Veterinary parasitology* 282, 109123.
- Mouedhen I., Coudert L., Blais J.F. et Mercier G. 2019.** Prediction of physical separation of metals from soils contaminated with municipal solid waste ashes and metallurgical residues. *Waste Manag.* 93, 138-152.
- Multigner L., Kadhel P., Rouget F., Blanchet P. et Cordier S. 2016.** Chlordecone exposure and adverse effects in French West Indies populations. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 3-8.
- Nabholz J.V. 1991.** Environmental hazard and risk assessment under the United States toxic substances control act. *Science of the total environment*, 109, 649-665.
- Nacke H., Gonçalves A.C., Schwantes D., Nava I.A., Strey L., and Coelho G.F. 2013.** Availability of heavy metals (Cd, Pb, and Cr) in agriculture from commercial fertilizers. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 64(4), 537-544.
- Neubert E. 2014.** Revision of *Helix* Linnaeus, 1758 in Its Eastern Mediterranean Distribution Area and Reassignment of *Helix Godetiana* Kobelt, 1878 to *Maltzanella* Hesse, 1917 (Gastropoda, Pulmonata, Helicidae). *Contributions to Zoology* 26: 1-200.
- Newbold T., Oppenheimer P., Etard A. et Williams J.J. 2020.** Tropical and Mediterranean biodiversity is disproportionately sensitive to land-use and climate change. *Nat. Ecol. Evol.* 4, 1630-1638.
- Nga L.E., Sadjó S.M. et Zame P.Z. 2016.** Evaluation de la contamination métallique des sols exposés à l'incinération des pneus d'automobiles dans la ville de Ngaoundéré (Cameroun) Assessment of metal contamination of soils exposed to car tires burning in Ngaoundere (Cameroon). *J Mater Env. Sci* 7, 4633-4645.
- Nicolai A. 2010. "The Impact of Diet Treatment on Reproduction and Thermophysiological Processes in the Land Snails *Cornu Aspersum* and *Helix Pomatia*". PhD diss., Université Rennes I. 201p.
- Niemiec T., Lozicki A., Pietrasik R., Pawęta S., Rygalo-Galewska A., Matusiewicz M. et Zglińska K. 2021.** Impact of Ag nanoparticles (AgNPs) and multimicrobial preparation (EM) on the carcass, mineral, and fatty acid composition of *Cornu aspersum aspersum* snails. *Animals*. 11, 7, 1926.
- Ning Y., Zhang X., Li B., Wang Y. et Guo J. 2019.** Distribution of Cd and Cu Fractions in Chinese Soils and Their Relationships with Soil pH: A Meta-Analysis. *Sustainability* 11, 337.
- Noël V., and Bichain J. M. 2018.** Première observation de *Ceruella virgata* (da Costa, 1778)(Gastropoda, Geomitridae) en Alsace (France). *Bulletin de la Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar*, 75, 35-40.

- Nordgren A., Bååth E. et Söderström B. 1985.** Soil microfungi in an area polluted by heavy metals. *Can. J. Bot.* 63, p 448-455.
- Notten M. J., Oosthoek A. J., Rozema J., & Aerts R. 2006.** Heavy metal pollution affects consumption and reproduction of the landsnail *Cepaea nemoralis* fed on naturally polluted *Urtica dioica* leaves. *Ecotoxicology*, 15(3), 295-304.
- Novotny T.E., Lum K., Smith E., Wang V., and Barnes R. 2009.** Cigarettes butts and the case for an environmental policy on hazardous cigarette waste. *International journal of environmental research and public health*, 6(5), 1691-1705.
- Otmane Z. 2019.** Elimination du chrome hexavalent par adsorption sur les boues activées issues de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Djelfa (PhD Thesis). Université-Ziane Achour-Djelfa: Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie. Algérie. 48p.
- Ouadjenia-Marouf F., Marouf R., Schott J., and Yahiaoui A. 2013.** Removal of Cu (II), Cd (II) and Cr (III) ions from aqueous solution by dam silt. *Arabian Journal of Chemistry*, 6(4), 401-406.
- Ouahrani G., and Gheribi-Aoulmi Z. 2007.** Apport des lombriciens à l'estimation des éléments traces (Cd, Cu, Pb et Zn) des sols bordant l'oued Rhumel (Constantine). *Ecologia Mediterranea*, 33(1), 73-84.
- Ouakouak M. L., Zaitouni M. G., and Arya B. 2020.** Ethical leadership, emotional leadership, and quitting intentions in public organizations: does employee motivation play a role?. *Leadership and Organization Development Journal*.12-54.
- Ounnas F. 2011.** Influence de la matrice sol sur la biodisponibilité orale des Polluants Organiques Persistants chez les ruminants laitiers (PhD Thesis). Institut National Polytechnique de Lorraine. 209p.
- Oze C., Bird D.K. et Fendorf S. 2007.** Genesis of hexavalent chromium from natural sources in soil and groundwater. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 104, 6544-6549.
- Oze C., Fendorf S., Bird D.K. et Coleman R.G. 2004.** Chromium geochemistry in serpentinized ultramafic rocks and serpentine soils from the Franciscan complex of California. *Am. J. Sci.* 304, 67-101.
- Park M., Daniels K.D., Wu S., Ziska A.D. et Snyder S.A. 2020.** Magnetic ion-exchange (MIEX) resin for perfluorinated alkylsubstance (PFAS) removal in groundwater: Roles of atomic charges for adsorption. *Water Res.* 181, 115897.
- Pazou E.Y.A., Pazou J.A. et Adamou M.R. 2020.** Dosage des métaux lourds dans le sol et les produits maraîchers du site maraîcher de Houéyiho au Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 14, 1893-1901.

**Peakall D., & Burger J. 2003.** Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(1), 110-121.

**Péchaud J. 1884.** “Anodontes nouvelles de France.” *Bulletins de la Société Malacologique de France* 1: 189-196.

**Pedrini-Martha V., Schnegg R., Schäfer G.G., Lieb B., Salvenmoser W., Dallinger R., 2021.** Responsiveness of metallothionein and hemocyanin genes to cadmium and copper exposure in the garden snail *Cornu aspersum*. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology* 335, 228-238.

**Pélessier-Alicot A.L., Palmière C., Kintz P., Augsburger M., Tuchtan-Torrents L., Garcia P., Baillif-Couniou V., Sastre C., Piercecchi M.D. et Léonetti G. 2020.** Évaluation post-mortem du statut nutritionnel chez un nourrisson par dosage des marqueurs biochimiques dans le sang et le sérum et criblage des oligo-éléments dans les cheveux. *Toxicol. Anal. Clin.* 32, 217-222.

**Pepper I.L., Gerba C.P., Newby D.T. et Rice C.W. 2009.** Soil: a public health threat or savior?. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(5), 416-432.

**Pereira A. P. D. A., Bini D., Rodrigues E. G., Santana M. C., & Bran Nogueira Cardoso E. J. 2020.** Bioindicators of soil quality in mixed plantations of eucalyptus and leguminous trees, in: *Mixed Plantations of Eucalyptus and Leguminous Trees*. Springer, pp. 173–192.

**Perrono P. 1999.** Les micropolluants métalliques des boues de stations d'épuration urbaine et l'épandage agricole. Mémoire D.U.E.S.S. Vol. 62. DEP Université Picardie Amiens. France. 146p.

**Pfenninger M., Véla E., Jesse R., Elejalde M.A., Liberto F., Magnin F., Martínez-Ortí A. 2010.** “Temporal speciation pattern in the western Mediterranean genus *Tudorella* P. Fischer, 1885 (Gastropoda, Pomatiidae) supports the Tyrrhenian vicariance hypothesis”. *Mol Phylogenet Evol* 54: 427- 436.

**Picaud C. 2017.** Oligo-éléments: excès, carences et conseil officinal (PhD Thesis). Département de vPharmacie. Université De Limoges. France. 241p.

**Pimm S. L., Jenkins C. N., Abell R., Brooks T. M., Gittleman J. L., Joppa L. N., Raven P. H. Roberts C. M & Sexton J.O. 2014.** The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *science*, 344(6187), 1246752.

**Prasad A.S. 1984.** Discovery and importance of zinc in human nutrition in: *Federation Proceedings*. pp. 2829-2834.

**Prévot V., Backeljau T., and Jordaens K. 2015.** “Morphometric Evaluation of DNA-based Cryptic Taxa in the Terrestrial Decollate Snail genus *Rumina*.” *Journal of Molluscan Studies* 81 (2): 223-232.

- Prévoit V., Jordaens K., and Backeljau T. 2014.** “Predominance of a Single Phylogenetic Species in Colonization Events among a Sextet of Decollate Land Snail, *Rumina decollata* (Mollusca: Pulmonata: Subulinidae), Species.” Danzmann R (Ed.). *Genome* 57: 161-167.
- Prévoit V., Jordaens K., Sonet G., and Backeljau T. 2013.** “Exploring Species Level Taxonomy and Species Delimitation Methods in the Facultatively Self-Fertilizing Land Snail Genus *Rumina* (Gastropoda: Pulmonata).” *PLoS ONE* 8 (4): e60736.
- Puente A.I. 1995.** “El género *Xerosecta* Monterosato, 1892 (Stylommatophora: Helicoidea: Hygromiidae: Hygromiinae) en la Península Ibérica.” *Iberus* 13 (2): 35-85.
- Puglisi I., Brida S., Stoleru V., Torino V., Sellitto V.M. et Baglieri A. 2021.** Application of Novel Microorganism-Based Formulations as Alternative to the Use of Iron Chelates in Strawberry Cultivation. *Agriculture* 11, 217.
- Qian P., Schoenau J.J., Wu T. et Mooleki S.P. 2003.** Copper and zinc amounts and distribution in soil as influenced by application of animal manure in east-central Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 83, 197-202.
- Ramade F. 2008.** Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité. Dunod. 302p.
- Rebouh S., and Ribouh B. 2018.** Développement durable face à l'évolution de l'impact polluant de la ville de Hamma Bouziane. *Sciences and Technologie. D, Sciences de la terre*, 119-129.
- Reitano A., Liberto F., Giglio S., Grasso R., and Spena M.T. 2012.** “Terrestrial Molluscs from the RNI “grotta Conza” (Palermo, Sicily) (Gastropoda Architaenioglossa Pulmonata).” *Biodiversity Journal* 3: 555-570.
- Reyna, P., and Gordillo S. 2018.** “First Report of the Non- Native Snail *Rumina Decollata* (Linnaeus, 1758) (Subulinidae: Gastropoda) in Córdoba (Argentina): Implications for Biodiversity and Human Health.” *American Malacological Bulletin* 36 (1): 150-152.
- Rickes E.L., Brink N.G., Koniuszy P.R., Wood T.R. et Folkers K. 1948.** Vitamin B12, a cobalt complex. *Science*. 108, 2797: 134-134.
- Rieuwerts J. 2017.** The elements of environmental pollution. Routledge. London. 352p.
- Rittschof D., and McClellan-Green P. 2005.** Molluscs as Multidisciplinary Models in Environment Toxicology. *Marine Pollution Bulletin* 50 (4): 369-373.
- Roberts C.M., McClean C.J., Veron J.E., Hawkins J.P., Allen G.R., McAlliste D. E., Cristina G. Mittermeier F.W., Schueler M., Spalding F., Wellscarly V & Werner T. B. 2002.** Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, 295(5558), 1280-1284.

- Robidas M. 2011.** Évaluation du potentiel de risques toxicologiques et écotoxicologiques de teneurs naturelles en métaux dans les Appalaches et les Basses-terres au Québec (PhD Thesis). Université de Sherbrooke. Canada. 168 p.
- Rodríguez-Eugenio N., McLaughlin M. et Pennock D. 2018.** Soil pollution: a hidden reality. Rome, FAO. 142 p.
- Rollo C.D. 1991.** Endogenous and exogenous regulation of activity in *Deroceras reticulatum*, a weather-sensitive terrestrial slug. *Malacologia* 33: 199-220.
- Rossi N. 2008.** Écologie des communautés planctoniques méditerranéennes et étude des métaux lourds (Cuivre, Plomb, Cadmium) dans différents compartiments de deux écosystèmes côtiers (Toulon, France) (PhD Thesis). Université du Sud Toulon Var. France. 148p.
- Roubet C., and Hachi S. 2008.** *Leucochroa Candidissima* Draparnaud. Encyclopédie berbère. 28-29, 1 June 2013. Accessed 25 septembre 2020. <http://journals.openedition.org/encyclopedieberbere/328>.
- Rouibah M., Fennineche H. et Herikeche M., 2018.** Contribution à l'étude de quelques facteurs causant le dépérissement du chêne-liège (*Quercus suber* L.) dans le littoral ouest de Jijel (Algérie). *Agriculture and Forestry Journal*. 2, 2.
- Rubio B., Nombela M. A., and Vilas F. 2000.** Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution. *Marine pollution bulletin*, 40(11), 968-980.
- Rzepka M.A. et Cuny D. 2008.** Biosurveillance végétale et fongique des ETM atmosphériques. *Air Pur*, 75, 66-79.
- Sahli L. 2012.** Étude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais (Thèse de Doctorat). Université Mentouri Constantine, Constantine, Algérie. 215p.
- Sahli L., Afri-Mehennaoui F.Z., El-Hadef El-Okki M., Férard J.F. et Mehennaoui S. 2012.** Assessment of sediment quality and pore water ecotoxicity in Kebir Rhumel basin (NE-Algeria): a combined approach. *Water Sci. Technol.* 65, 393-401.
- Sahli L., Afri-Mehennaoui F.Z., El-Hadef-El-Okki M., Blaise C., and Mehennaoui S. 2011.** Spatial and Seasonal Variations and Ecotoxicological Significance of Sediment Trace Metal Concentrations in Kebir-Rhumel Basin (Northeast of Algeria). *Water Science and Technology* 64 (8): 1759–1766.
- Sahli L., Belhiouani H., Burga Pérez K.F., El-Hadef-El-Okki M., Afri-Mehennaoui F.Z., Férard J.F., and Mehennaoui S. 2021.** Assessment of Freshwater Sediment Quality: Potential Ecological Risk and Ecotoxicity Tests as Complementary Approaches. *Chemistry and Ecology* 37 (3): 219-233.

**Sahraoui A.S., Verweij R.A., Belhiouani H., Cheriti O., van Gestel C.A.M. et Sahli, L. 2021.** Dose-dependent effects of lead and cadmium and the influence of soil properties on their uptake by *Helix aspersa*: an ecotoxicity test approach. *Ecotoxicology* 30, 331-342.

**Salem SS, EL-Belely EF, Niedbala G, Alnoman MM, Hassan SE-D, Eid AM, Shaheen TI, Elkelish A, Fouda A. 2020.** Bactericidal and In-Vitro Cytotoxic Efficacy of Silver Nanoparticles (Ag-NPs) Fabricated by Endophytic Actinomycetes and Their Use as Coating for the Textile Fabrics. *Nanomaterials.*; 10(10):2082.

**Sall M. L., Diaw A. K. D., Gningue-Sall D., Efremova Aaron S., & Aaron J. J. 2020.** Toxic heavy metals: impact on the environment and human health, and treatment with conducting organic polymers, a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(24), 29927-29942.

**Sarafraz M.M., Dareh Baghi A., Safaei M.R., Leon A.S., Ghomashchi R., Goodarzi M., Lin C.X. 2019.** Assessment of iron oxide (III)-therminol 66 nanofluid as a novel working fluid in a convective radiator heating system for buildings. *Energies* 12, 4327.

**Sayadi S., Allouche N., Jaoua M. et Aloui F. 2000.** Detrimental effects of high molecular-mass polyphenols on olive mill wastewater biotreatment. *Process Biochem.* 35, 725-735.

**Scheifler R., Brahim M.B., Gomot-De Vaufleury A., Carnus J.M., & Badot P. M. 2003.** A field method using microcosms to evaluate transfer of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn from sewage sludge amended forest soils to *Helix aspersa* snails. *Environmental Pollution*, 122(3), 343-350.

**Schilthuizen M. et Rutjes H.A. 2001.** Land snail diversity in a square kilometre of tropical rainforest in Sabah, Malaysian Borneo. *Journal of Molluscan Studies*, 67: 417-423.

**Schmielau L., Dvorak M., Niederwanger M., Dobieszewski N., Pedrini-Martha V., Ladurner P., Pedregal J.R.G., Maréchal J.D., Dallinger R., 2019.** Differential response to Cadmium exposure by expression of a two and a three-domain metallothionein isoform in the land winkle *Pomatias elegans*: valuating the marine heritage of a land snail. *Science of the total environment* 648, 561-571.

**Segalen P. et Ségalen, P. 1964.** Le fer dans les sols. Tome XII - Fascicule 1. Office de la recherche scientifique et technique Outre-Mer - ORSTOM. 6 : 5-11.

**Selander R.K., and Kaufman D.W. 1973.** Self-fertilization and Genetic Population Structure in a Colonizing Land Snail. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 70 (4): 1186-1190.

**Selmi M. 2020.** Etude expérimentale et modélisation du comportement des sols meubles traités par un agent tensio-actif (PhD Thesis). Lyon. France 164 p.

**Shacklette H.T., and Boerngen J.G. 1984.** Element concentrations in soils and other surficial materials of the conterminous United States (Vol. 1270). Washington, DC: US Government Printing Office.

- Shearer, A. et Atkinson J.W. 2001.** Comparative analysis of food-finding behavior of an herbivorous and a carnivorous land snail. *Invertebr. Biol.* 120, 199-205.
- Sherene T. 2010.** Mobility and transport of heavy metals in polluted soil environment. In *Biological forum-an international journal.* 2, 2: 112-121.
- Sheta A.s, Alsewailem M., Sallam A. 2004.** Pedological characteristics of the soils of wadi Bishah in southwestern regions Saudi Arabia. *Journal of King Saud University* 17, 47-62.
- Sierra J. 2020.** Comment l'altitude affecte-elle la dégradation de la matière organique des sols du sud de la Basse-Terre? (PhD Thesis). INRAE. France. 243 p.
- Sigg L., Behra P. et Stumm W. 2001.** *Chimie des milieux aquatiques.* Dunod. 497p.
- Singh B., Singh B. P., and Cowie A.L. 2010.** Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Soil Research*, 48(7), 516-525.
- Smit C.E., and van Gestel C.A.M. 1998.** Effects of soil type, prepercolation, and ageing on bioaccumulation and toxicity of zinc for the springtail *Folsomia candida*. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 17(6), 1132-1141.
- Snyman R.G., Reinecke A.J., Reinecke S.A. 2009.** Quantitative Changes in Digestive Gland Cells and Oocytes of *Helix aspersa*, as Biomarkers of Copper Oxychloride Exposure Under Field Conditions. *Bull Environ Contam Toxicol* 83, 19-22.
- Soares A., & Calow P. 1993.** *Progress in standardization of aquatic toxicity tests.* CRC Press. 94p.
- Soil Survey Division Staff- SSDS. 1993.** *Soil survey manual.* United States Department of Agriculture. 12p.
- Soltani, A.A., Bermad A., Boutaghane H., Oukil A., Abdalla O., Hasbaia M., Oulebsir R., Zeroual S., and Lefkir A. 2020.** An Integrated Approach for Assessing Surface Water Quality: Case of Beni Haroun Dam (Northeast Algeria). *Environmental Monitoring and Assessment.* 192 (10): 1-17.
- Sturba L., Fattorini N., Liberatori G., Vannuccini M.L., Nannoni F., Protano G., Tursi A., and Corsi I. 2020.** Multi-model Inference Analysis of Toxicological Responses and Levels of Heavy Metals in Soft Tissue of Land Snail *Cornu Aspersum* Caged in Proximity to an Industrial Setting. *Ecological Indicators.* 119: 106782.
- Stürzenbaum S.R., Georgiev O., Morgan A.J. et Kille P. 2004.** Cadmium detoxification in earthworms: from genes to cells. *Environ. Sci. Technol.* 38, 6283-6289.
- Suarez-Ulloa V., Gonzalez-Romero R., et Eirin-Lopez J.M. 2015.** Environmental epigenetics: a promising venue for developing next-generation pollution biomonitoring tools in marine invertebrates. *Marine Pollution Bulletin*, 98(1-2), 5-13.

- Sunder-Plassmann G. et Hörl W.H. 1995.** Importance of iron supply for erythropoietin therapy. *Nephrol. Dial. Transplant.* 10, 2070-2076.
- Sutherland R. A., and Tolosa C. A. 2000.** Multi-element analysis of road-deposited sediment in an urban drainage basin, Honolulu, Hawaii. *Environmental pollution*, 110(3), 483-495.
- Suttle N.F. 1986.** Copper deficiency in ruminants; recent developments. *Vet. Rec.* 119, 519-522.
- Swaileh K.M., Ezzughayyar A. 2000.** Effects of dietary Cd and Cu on feeding and growth rates of the landsnail *Helix engaddensis*. *Ecotoxicology and environmental safety* 47, 253-260.
- Taziwa R., Meyer E., Katwire D. et Ntozakhe L. 2017.** Influence of Carbon Modification on the Morphological, Structural, and Optical Properties of Zinc Oxide Nanoparticles Synthesized by Pneumatic Spray Pyrolysis Technique, *Journal of Nanomaterials*. Vol. 2017.
- Terrouche A., Ali-Khodja H., Kemmouche A., Bouziane M., Derradji A., and Charron A. 2016.** Identification of sources of atmospheric particulate matter and trace metals in Constantine, Algeria. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 9(1), 69-82.
- Terrouche A., Ali-Khodja H., Talbi M., Bencharif-Madani F., Charron A., and Derradji A. 2015.** Roadside PM10 and associated metals in Constantine, Algeria. *International Journal of Environmental Studies*, 72(1), 74-86.
- Thomas P., Voisin C. et Merdy C. 1993.** Huit années de mesures des métaux lourds dans l'atmosphère de l'agglomération lilloise. *Hommes Terres Nord*, 1, 92-98.
- Tissier-Raffin M., Morin D., Galey L. & Garrigou A. 2020.** Rendre effectif le droit à un environnement sain: les défis scientifiques et juridiques soulevés par le concept d'exposome. *Revue juridique de l'environnement*, (HS20), 39-80.
- Triffault-Bouchet G. 2004.** Effets sur les écosystèmes aquatiques lenticques des émissions de polluants provenant de différents modes de valorisation/élimination de déchets-Application à des mâchefers d'IUOM et à des boues de dragage de canaux (PhD Thesis). Chambéry. France. 212p.
- USDA (United States Department of Agriculture). 2008.** "Port of Tacoma *Cernuella virgata* (*C. virgata*) Eradication Program in Pierce County, Washington". *Environmental Assessment*. Des Moines, Washington, 12 pp.
- Valarmathi S., Pandian M. R., and Senthilkumar B. 2013.** Incidence and screening of wound infection causing microorganisms. *Journal of Academy Industry Research*, 1(8), 508-510.

- Valdés J., Vargas G., Sifeddine A., Ortlieb L., and Guinez M. 2005.** Distribution and enrichment evaluation of heavy metals in Mejillones Bay (23 S), Northern Chile: geochemical and statistical approach. *Marine Pollution Bulletin*, 50(12), 1558-1568.
- Van Beelen P. et Doelman P. 1997.** Significance and application of microbial toxicity tests in assessing ecotoxicological risks of contaminants in soil and sediment. *Chemosphere*, 34, 455-499.
- van den Akker J.J.H. et Canarache A. 2001.** Two European concerted actions on subsoil compaction', *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 42, 1: 15-22.
- van Gestel C.A.M. 2008.** Physico-chemical and biological parameters determine metal bioavailability in soils. *Sci. Total Environ.*, 406, 385-395.
- van Gestel C.A.M. 2012.** Soil ecotoxicology: state of the art and future directions. *ZooKeys*, 275-296.
- Van Haluwyn C., Cuny D. et Garrec J.P. 2011.** Introduction générale - Définitions, concepts et enjeux généraux de la biosurveillance de la qualité de l'air. *Pollution Atmosphérique*, Numéro spécial : 7-13.
- Vankar P.S. et Bajpai D. 2008.** Phyto-remediation of chrome-VI of tannery effluent by *Trichoderma* species. *Desalination*, 222, 255-262.
- Vanobberghen, F., 2011.** La phytoremédiation en Wallonie: évaluation du potentiel d'assainissement des sols contaminés en métaux lourds. Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire de Bruxelles, Belgique. 90p.
- Varlet J. 1997.** Les grands aéroports internationaux français (Roissy, Orly, Satolas, Nice): enjeux et retombées territoriales, in: *Annales de Géographie*. JSTOR, pp. 155-182.
- Vasiliev D. et Greenwood S. 2021.** The role of climate change in pollinator decline across the Northern Hemisphere is underestimated. *Sci. Total Environ.*, 775 : 145788.
- Vendetti J.E., Lee C., and LaFollette P. 2018.** Five New Records of Introduced Terrestrial Gastropods in Southern California Discovered by Citizen Science. *American Malacological Bulletin*, 36 (2): 232-247.
- Verheijen F.G.A., Jones R.J.A., Rickson R.J., Smith C.J., Bastos A.C., Nunes J. P. et Keizer J.J. 2012.** Concise overview of European soil erosion research and evaluation. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Soil and Plant Science*, 62(sup2), 185-190.
- Villanneau E., Saby N.P., Arrouays D., Jolivet C.C., Boulonne L., Caria G., Barriuso E., Bispod A. et Briand, O. 2009.** Spatial distribution of lindane in topsoil of Northern France. *Chemosphere*, 77(9), 1249-1255.
- Vranken I. 2010.** Pollution et contamination des sols aux métaux lourds dues à l'industrie métallurgique à Lubumbashi: Empreinte écologique, impact paysager, pistes de gestion. (PhD Thesis). Université Libre Bruxelles, Belgique. 118p.

- Walker C.H., Sibly R.M. et Peakall D.B. 2005.** Principles of ecotoxicology. 3rd Edition. CRC press. Boca Raton. 344p.
- Wang Q.R., Cui Y.S., Liu X.M., Dong Y.T. et Christie P. 2003.** Soil contamination and plant uptake of heavy metals at polluted sites in China. *J. Environ. Sci. Health Part A*, 38, 823-838.
- Wang X., Sun T., Zhu H., Han T., Wang J. et Dai H. 2020.** Roles of pH, cation valence, and ionic strength in the stability and aggregation behavior of zinc oxide nanoparticles. *J. Environ. Manage*, 267, 110656.
- Watts-Williams S. J., Turney T.W., Patti A.F., and Cavagnaro T.R. 2014.** Uptake of zinc and phosphorus by plants is affected by zinc fertiliser material and arbuscular mycorrhizas. *Plant and Soil*, 376(1), 165-175.
- Wei B., Yu J., Cao Z., Meng M., Yang L. et Chen Q. 2020.** The availability and accumulation of heavy metals in greenhouse soils associated with intensive fertilizer application. *Int. J. Environ. Res. Public. Health*, 17, 5359.
- Welter-Schultes F. 1998.** “Albinaria in Central and Eastern Crete: Distribution Map of the Species (Pulmonata: Clausiliidae).” *Journal of Molluscan Studies*, 64 (3): 275-279.
- Welter-Schultes F. 2012.** European Non-marine Molluscs, a Guide for Species Identification. Ed. Planet Poster, Gottingen, Germany. 757p.
- Weng L.P., Koopal L.K., Hiemstra T., Meeussen J.C. et Van Riemsdijk W.H. 2005.** Interactions of calcium and fulvic acid at the goethite-water interface. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 69, 325-339.
- Wong K.W., Yap C.K., Nulit R., Hamzah M.S., Chen S.K., Cheng W.H., Karami A. et Al-Shami S.A. 2017.** Effects of anthropogenic activities on the heavy metal levels in the clams and sediments in a tropical river. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 24, 116-134.
- Xian Y., Wang M., Chen W., 2015.** Quantitative assessment on soil enzyme activities of heavy metal contaminated soils with various soil properties. *Chemosphere*, 139, 604-608.
- Xu S., Xing Y., Liu S., Hao X., Chen W., Huang Q., 2020.** Characterization of Cd<sup>2+</sup> biosorption by *Pseudomonas* sp. strain 375, a novel biosorbent isolated from soil polluted with heavy metals in Southern China. *Chemosphere*, 240, 124893.
- Yamada F. 2020.** La gestion des déchets ménagers d'Antananarivo: la dichotomie entre la haute ville et les bas quartiers. *La gestion des déchets ménagers d'Antananarivo*. Ed. L'Harmattan, Paris, France. 236 p.
- Yamada K. 2013.** Cobalt: its role in health and disease. *Interrelat. Essent. Met. Ions Hum. Dis.*, 295-320.

**Zhang H., Sun W., Li W. et Wang Y. 2021.** Physical and chemical characterization of fugitive particulate matter emissions of the iron and steel industry. *Atmospheric Pollut. Res.*, 13(1) : 101272.

**Zhang L. et Van Gestel C.A.M. 2017.** Toxicokinetics and toxicodynamics of lead in the soil invertebrate *Enchytraeus crypticus*. *Environment Pollution*, 225, 534-541.

**Zhao F.J. et Wang P. 2020.** Arsenic and cadmium accumulation in rice and mitigation strategies. *Plant Soil*, 446, 1-21.

**Zheng Q., Hu Y., Zhang S., Noll L., Böckle T., Dietrich M., Herbold C.W., Eichorst S.A., Wobken D. et Richter A. 2019.** Soil multifunctionality is affected by the soil environment and by microbial community composition and diversity. *Soil Biol. Biochemistry*, 136, 107521.

**Zhou X., Shen Y., Fu X. et Wu F. 2018.** Application of sodium silicate enhances cucumber resistance to *Fusarium* wilt and alters soil microbial communities. *Front. Plant Science*, 9, 624.

**Zilli F., Marchese M. et Paggi A. 2009.** Life cycle of *Goeldichironomus holoprasinus* Goeldi (Diptera: Chironomidae) in laboratory. *Neotrop. Entomology*, 38, 472-476.

# *ANNEXES*

## ANNEXE I

### Recette nourriture escargots : Farine

	%	5 kg	1 kg	500 gr	250 gr
<u>Carbonates de calcium</u>	18	900	180	90	45
<u>Protéines de soja</u>	10	500	100	50	25
<u>Farine de blé</u>	20	1000	200	100	50
<u>Son de blé</u>	10	500	100	50	25
<u>Farine de maïs</u>	16	800	160	80	40
<u>Farine d'orge</u>	16	800	160	80	40
<u>Graine de Tournesol</u>	6	300	60	30	15
<u>Phosphates de calcium</u>	2	100	20	10	5
<u>Mixture de vitamines ( C, B12, D, E...)</u>	1	50	10	5	2.5
<u>Méthyl de parabène</u>	1	50	10	5	2.5

## ANNEXE II

### Elevage escargots : *Cornu aspersum*

#### Éléments de zootechnie

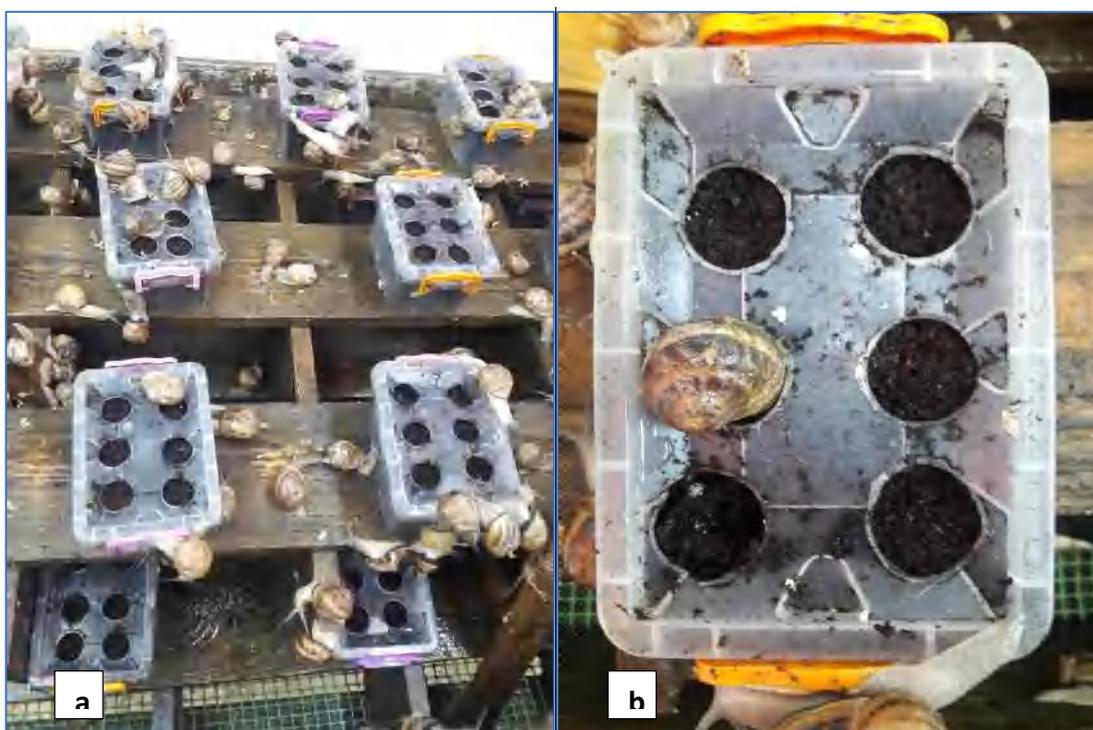
##### 1. Géniteurs

L'élevage a été entamé en utilisant des adultes géniteurs sains de l'espèce *Cornu aspersum* issus d'une récolte entreprise dans la zone montagneuse de Teniet el Ferradi à Kairouane en Tunisie éloignée de toutes sources de perturbations anthropiques (coordonnées DMS 35°40'32.93"N ; 9°57'33.99"E).

##### 2. Enceintes et substrat

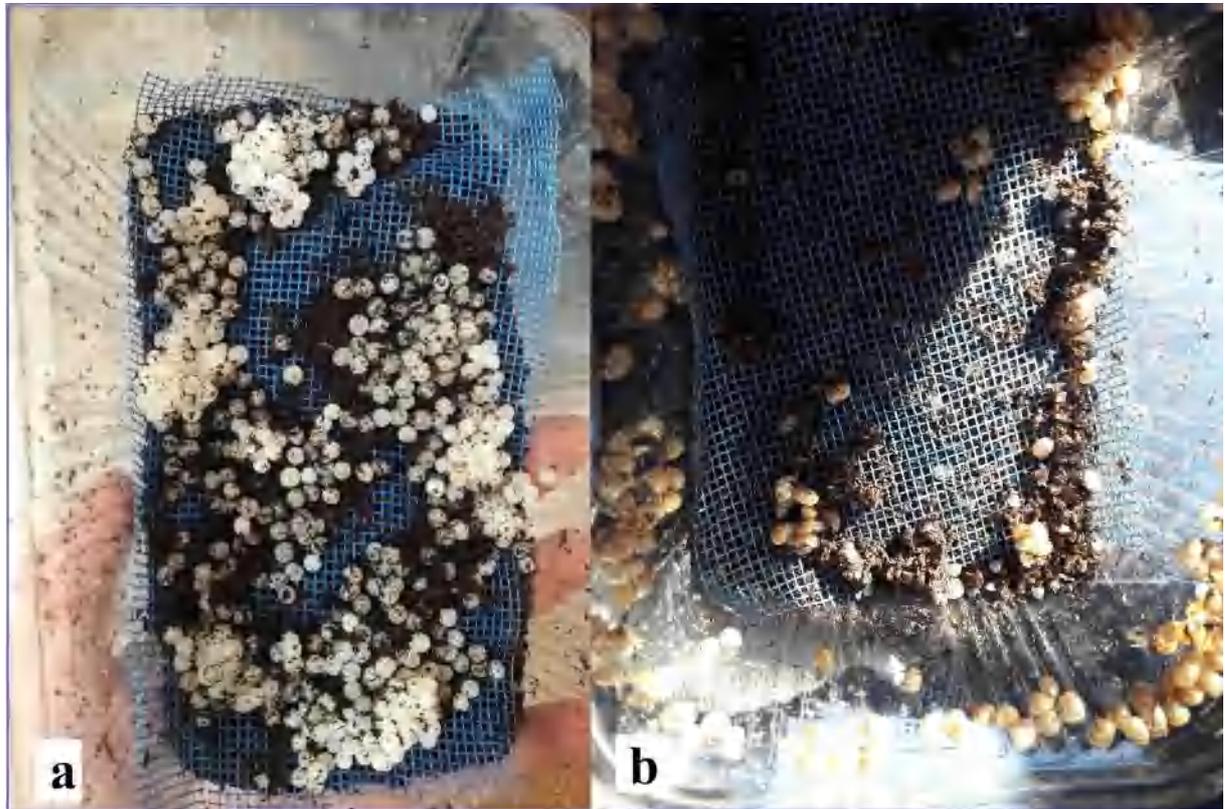
Un élevage bio a été entrepris et maintenu par le laboratoire privé « Heli'Na » en collaboration avec l'université de Kairouan. Le laboratoire est composé par une chambre (1) d'accouplement et ponte où les individus sont entreposés sur des planches en bois en libre circulation (Figure I).

La ponte se fait dans des boîtes de 16\*8\*10 cm (Longueur\*Largeur\*Hauteur), remplies de terre propre et qui sont trouées par un cercle de 23 mm (Diamètre moyen d'un *C. aspersum* adulte). Les individus se placent instinctivement sur le trou en recherche d'un sol suffisamment meuble et drainé pour éviter le compactage, et pour permettre aux adultes d'enfouir facilement leurs œufs.



**Figure I.** Disposition des escargots dans la chambre d'accouplement et de ponte : a) accouplement sur les planches en bois b) ponte dans les boîtes de sol meuble - Laboratoire « Heli'Na ». 24.12.2018.

Après 48h passées de la ponte, les œufs sont récupérés et placés délicatement sur des grilles dans de nouvelles boîtes de longueur, largeur et Hauteur de 16cm, 8cm et 10 cm, respectivement (Figure II). Ceci est pour assurer qu'après la ponte, les naissains ne soient pas bousculés et endommagés par les adultes.



**Figure II.** Disposition des escargots dans les boîtes pour l'éclosion : a) Déposition des œufs sur la grille b) Ecllosion des œufs - Laboratoire « Heli'Na ». 25 et 28.12.2018.

Les naissains sont ensuite libérés dans le potager (Figure III) ou sont cultivées, la laitue, des concombres et des navets Bio.



**Figure III.** Potager de salade verte, concombres et navets blancs.

### 3. Conditions d'élevage

#### 3.1. Humidité

L'activité des escargots dépend amplement de l'humidité (Nekola, 2003). C'est pour cela qu'ils sont plus actifs la nuit (de l'aurore au crépuscule) et réduisent leur activité jusqu'à hibernation ou estivation dans les conditions de chaleur et de sécheresse. C'est pour cela qu'un système de brumisation permanent est installé et dans les chambre d'élevage et que les champs sont humidifier par système d'arrosage de façon à garder un taux d'humidité entre 80 à 85%.

#### 3.2. Température

La température corporelle des escargots est influencée par la température du milieu environnant car ils sont Poïkilothermes. Leurs fonctions physiologiques sont très influencées par la température du milieu extérieur. C'est pour cela que la température des chambres d'élevage est contrôlée maintenue entre 20 et 24°C.

#### 3.3. Photopériode



L'élevage des escargots nécessite un cycle de lumière-obscurité circadien de 16h-8h.

**ANNEXE III**  
**Concentrations effectives EC(x)**

Métal	Paramètre de croissance	Externes (sol)					Internes				
		EC5	EC10	EC15	EC20	EC25	EC5	EC10	EC15	EC20	EC25
Cr	Biomasse	26,5	43,9	60,1	76,0	92,4	1,2	2,8	4,7	6,8	9,3
	Diamètre	101,5	144,3	179,3	211,2	241,8	7,5	15,2	23,4	32,5	42,5
	Hauteur	113,2	156,6	191,5	222,8	252,5	9,5	18,2	27,2	36,8	47,2
Cu	Biomasse	80,2	128,8	172,7	215,4	258,5	0,03	0,16	0,42	0,90	1,67
	Diamètre	391,7	486,2	555,8	614,6	668,0	52,6	141,6	261,5	415,0	607,7
	Hauteur	421,3	514,7	582,6	639,6	690,8	0,0002	0,0039	0,0219	0,0800	0,2332
Zn	Biomasse	588,5	678,5	741,0	791,9	836,5	7,4E-07	4,3E-05	5,4E-04	3,6E-03	1,7E-02
	Diamètre	734,01	828,98	893,84	946,00	991,37	0,001	0,009	0,047	0,162	0,445
	Hauteur	719,5	815,2	880,7	933,5	979,5	3,1E-07	1,9E-04	1,0E-02	2,0E-01	2,4E+00

# *RESUMES*

## ملخص

يشهد العالم حاليا أزمة انقراض التنوع البيولوجي السادسة، و لأول مرة هذه الظاهرة ناتجة عن الأنشطة البشرية والتلوث الذي تولده.

إن حالة التربة في حوض الكبير الرمال (شمال شرق الجزائر) وتنوعها البيولوجي لا يفلت من هذا الواقع ، خاصة نظرا لتكاثر الأنشطة هناك وارتفاع تراكيز الملوثات المعدنية هناك.

أجريت هذه الدراسة بهدف تقييم الجودة البيئية لتراب الحوض. ولهاذا أخذنا عينات التربة وأفراد حلزون و حتى القواقع من 30 محطة، من أطراف الوديان للحوض المذكور. تم من خلالها إجراء جرد، هذا الأخير و من خلال 6531 فرد ، كشف على وجود 25 نوع حلزون ينتمي إلى 17 جنسًا و 9 عائلات ، تمثل هذه الأنواع في :

*Tudorella sulcata ; Rumina decollata ; Rumina saharica ; Ferussacia carnea ; Ferussacia folliculum ; Mauronapaeus terverii ; Mastus pupa ; Cantareus koraegaelius ; Cornu aspersum ; Cornu sp. ; Eobania constantina ; Eobania vermiculata ; Helix melanostoma ; Massylaea massylaea ; Cernuella virgata ; Cochlicella acuta ; Cochlicella barbara ; Trochoidea pyramidata ; Xerosecta cespitum ; Xerosecta sp. ; Ganula flava ; Sphincterochila candidissima ; Sphincterochila otthiana ; Sphincterochila sp.*

بالإضافة إلى ذلك ، تم الإبلاغ عن أوصافهم المورفولوجية ونمط حياتهم وتوزيعهم ووفرتهم. وهذا التصنيف سمح لنا أيضًا باختيار نوع كـ نموذج بيولوجي للكشف المبكر عن التلوث المعدني. تتعلق الدراسة أيضًا بالوصف الفيزيائي والكيميائي المفصلان للتربة. و كذا قمنا برصد المستويات الإجمالية لـ: الكاديوم، الكروم، النحاس، الرصاص و الزنك. في التربة ، في الكتلة القدمية والكتلة الحشوية للصغار والبالغين. وكانت المستويات المتوسطة في التربة كالتالي:

$Cd = 0.44 \mu\text{g/g} \pm 0.51$ ,  $Cr = 44.56 \mu\text{g/g} \pm 25.54$ ,  $Cu = 15.69 \mu\text{g/g} \pm 6.9$ ,  $Pb = 33.28 \mu\text{g/g} \pm 26.62$ ,  $Zn = 90.82 \mu\text{g/g} \pm 28.21$ .

يثبت حساب المؤشرات أحادية ومتعددة الأولوية وجود تلوث في عدة محطات خاصة في محيط التجمعات الكبيرة مثل مدينة قسنطينة. تظل العناصر الأكثر إثارة للقلق هي الكاديوم و الرصاص و الزنك. أظهرت نتائج فحص أنسجة الحلزون وجود تركيز الكاديوم والكروم والرصاص والزنك في الأحشاء على عكس النحاس الذي يتركز في كتلة القدمية.

أخيرًا ، لتأكيد إمكانات هذا النوع من التعرف المبكر للتلوث ولتحديد المعدلات الكروم والنحاس و الزنك التي تؤثر على نموه (الكتلي و كذا في قطر و ارتفاع القوقعة)، قمنا بإجراء اختبارات حيوية في ظل ظروف خاضعة للرقابة ، التي شملت تلوين التربة. تبين النتائج أن هناك علاقة بين الجرعة والاستجابة التي تؤدي إلى نمو في الوزن ، وهي تأثر بصفة ضئيلة على النمو في القطر و ارتفاع القواقع . سمحت لنا مختلف الاختبارات الحيوية كذلك باستنتاج أن حساب التأثير من تركيزات التربة أعلى من تلك المحسوبة من التركيزات الداخلية ؛ لذلك فهذه الأخيرة تعتبر أفضل مؤشر على سمية المعادن الثلاثة.

**الكلمات المفتاحية :** التنوع البيولوجي؛ ، حوض كبير الرمال ؛ العناصر المعدنية . بطنيات الأقدام ، المراقبة الحيوية السلبية ، المقاييس الحيوية.

## Résumé

Le monde assiste aujourd'hui à la 6<sup>ème</sup> crise d'extinction massive de la biodiversité, résultante pour la première fois des activités anthropiques et les pollutions qu'elles génèrent. L'état des sols du bassin Kébir Rhumel au Nord-Est algérien et sa diversité n'échappe pas à cette réalité, particulièrement avec la multiplication des activités anthropiques et les taux de polluants métalliques particulièrement inquiétant qu'elles engendrent.

Cette étude est menée dans l'objectif d'évaluer la qualité environnementale des sols du Kébir Rhumel. Ainsi dans 30 stations échantillonnées, un état des lieux a été établi par un inventaire partant de 6531 individus de gastéropodes terrestres vivants aux bords des oueds dudit bassin. L'identification a révélé la présence de : *Tudorella sulcata* ; *Rumina decollata* ; *Rumina saharica* ; *Ferussacia carnea* ; *Ferussacia folliculum* ; *Mauronapaeus terverii* ; *Mastus pupa* ; *Cantareus koraegaelius* ; *Cornu aspersum* ; *Cornu* sp. ; *Eobania constantina* ; *Eobania vermiculata* ; *Helix melanostoma* ; *Massylaea massylaea* ; *Cernuella virgata* ; *Cochlicella acuta* ; *Cochlicella barbara* ; *Trochoidea pyramidata* ; *Xerosecta cespitum* ; *Xerosecta* sp. ; *Ganula flava* ; *Sphincterochila candidissima* ; *Sphincterochila otthiana* ; *Sphincterochila* sp. et *Caracollina lenticula*. Ces 25 espèces appartiennent à 17 genres et 09 familles. De plus, leur caractérisation morphologique, leur mode de vie, leurs distributions, et leur abondance ont été rapportés. Ce premier volet de la thèse nous a aussi permis de sélectionner l'espèce *Cornu aspersum* comme modèle biologique de l'indication précoce de la contamination métallique des sols. L'état des lieux à concerner également la caractérisation physico-chimique des sols par une détermination du pH, de la conductivité électrique, du calcaire total, de la CEC, de l'Azote total, de la matière organique, du rapport C/N ainsi que les taux d'argile, de limon et de sable. Par la suite nous avons entrepris une biosurveillance passive de la contamination par le Cd, Cr, Cu, Pb et Zn, en analysant les teneurs pseudo-totales dans les sols et dans la masse pédieuse et viscérale des juvéniles et adultes de *C. aspersum* pour retracer la mobilité des ETM. Les résultats dans les sols étant de : Cd= 0.44µg/g ±0.51, le Cr 44.56µg/g ±25.54, le Cu 15.69µg/g ±6.9, le Pb 33.28 µg/g ±26.62 et le Zn 90.82µg/g ±28.21. Le calcul des indices mono et pluri-élémentaires révèle une contamination dans plusieurs stations et qui est plus importante à proximité des grandes agglomérations notamment la ville de Constantine. Les éléments les plus inquiétants sont le Cd, le Pb et le Zn. Les résultats des teneurs moyennes en ETM dans les tissus d'escargots montrent des teneurs plus importantes de Cd, Cr, Pb, et Zn dans les viscères, contrairement au cuivre qui se concentre dans la masse pédieuse. Les teneurs de la majorité des ETM sont plus importantes chez les juvéniles sauf pour le Cu et le Pb. Les BAF calculés confirment le potentiel accumulateur des ETM par *C. aspersum*. Ils sont macroconcentrateurs de Cd et de Cu, déconcentrateurs de Cr et de Pb, et micro à macroconcentrateurs de Zn suivant le taux de contamination des milieux.

Enfin, Pour confirmer le potentiel des *C. aspersum* à indiquer la contamination précoce et identifier les taux pour lesquels ces éléments affectent les organismes vivants, nous avons exposé des *C. aspersum* juvéniles au Cr, Cu et Zn par la contamination du substrat via des tests d'écotoxicité sub-chronique. Le suivi de ces bioessais conduits en conditions contrôlées ainsi que le calcul du coefficient de croissance (kGC) et l'inhibition de la croissance (Ic) montrent une relation dose-réponse en rapport avec la croissance en biomasse, en diamètre et hauteur des coquilles. Les CE<sub>50</sub> qui affectent la biomasse, le diamètre et la hauteur calculées à partir des concentrations dans le sol sont supérieures à celles calculées à partir des concentrations internes. Ces dernières sont donc meilleures indicatrices de la toxicité de ces trois métaux.

**Mots clés :** Biodiversité ; *Cornu aspersum* ; Bassin Kebir Rhumel ; Sol ; Eléments traces métalliques ; Gastéropodes terrestres ; Biosurveillance passive ; Bioessais.

## Abstract

The world is now witnessing the 6th massive biodiversity extinction crisis, which result for the first time from human activities and the pollution they generate. The state of the soils of the Kebir Rhumel basin (North-East of Algeria) and its diversity do not escape this reality, particularly considering the multiplication of anthropic activities there and the worrying levels of metallic pollutants that they generate.

This study is conducted with the aim of evaluating the environmental quality of these soils. Thus in 30 sampled stations; an inventory was established based on 6531 collected individuals of terrestrial gastropods from the wadis' edges of the said basin. The identification revealed the presence of: *Tudorella sulcata*; *Rumina decollata*; *Rumina saharica*; *Ferussacia carnea*; *Ferussacia folliculum*; *Mauronapaeus terverii*; *Mastus pupa*; *Cantareus koraegaelius*; *Cornu aspersum*; *Cornus* sp. ; *Eobania constantina*; *Eobania vermiculata*; *Helix melanostoma*; *Massylaea massylaea*; *Cernuella virgata*; *Cochlicella acuta*; *Cochlicella barbara*; *Trochoidea pyramidata*; *Xerosecta cespitum*; *Xerosecta* sp. ; *Ganula flava*; *Sphincterochila candidissima*; *Sphincterochila otthiana*; *Sphincterochila* sp. and *Caracollina lenticula*. These 25 species belong to 17 genera and 09 families. In addition, their morphological characterization, lifestyle, distributions, and abundance have been reported. This also allowed us to select the species *Cornu aspersum* as a biological model for the early detection of metallic contamination. The study also concerns the physico-chemical characterization of the soils by determining their pH, electrical conductivity, total limestone, CEC, total nitrogen, organic matter, C/N ratio, as well as clay, silt and sand rates. Subsequently, we undertook a passive biomonitoring of contamination by analyzing the pseudo-total levels of Cd, Cr, Cu, Pb and Zn in the soils, in the pedal and visceral mass of juveniles and adults of *C. aspersum* to trace their mobility. The ETM's mean levels in soils being: Cd= 0.44µg/g ±0.51, Cr 44.56µg/g ±25.54, Cu15.69µg/g ±6.9, Pb 33.28 µg/g ±26.62 and Zn 90.82µg/g ±28.21. The calculation of the mono and pluri-elementary indices proves contamination in several stations especially in the vicinity of large agglomerations as Constantine city. The most worry elements remain Cd, Pb and Zn. The results from snail tissues showed a concentration of Cd, Cr, Pb, and Zn in the viscera, unlike Cu which is concentrated in the pedal mass. The contents of the majority of ETMs are higher in juveniles except for Cu and Pb. The BAFs calculated confirm the metal accumulating potential of *C. aspersum*: Which are Cd and Cu' macroconcentrators, Cr and Pb' deconcentrators, and Zn' micro to macroconcentrators depending on the zinc level in the environments.

Finally, to confirm the potential of *C. aspersum* indicated early contamination and to identify the rates at which Cr, Cu, and Zn affect living organisms, we exposed juvenile *C. aspersum* through substrate contamination via sub-chronic ecotoxicological-assays. The monitoring of these bioassays conducted under controlled conditions which permit us to calculate the growth coefficient (kGC) and the inhibition of growth (Ic), and shows a dose-response relationship to the growth in biomass, in diameter and in height of the shells. . EC<sub>50</sub>s that affect biomass, diameter and height calculated from soil concentrations are higher than those calculated from internal concentrations; therefore they are better indicators of the toxicity of these three metals.

**Keywords:** Biodiversity ; *Cornu aspersum* ; Kebir Rhumel basin ; Soil ; Metallic Trace Elements ; Terrestrial Gastropods; Passive biomonitoring ; Bioassays.

<b>Nom :</b> CHERITI <b>Prénom :</b> Oumnya	<b>Date de soutenance :</b> 30/06/2022												
<b>N° d'ordre :</b> <b>N° de série :</b>													
<b>Thème :</b> <b>Utilisation des gastéropodes pulmonés terrestres comme traceurs de la pollution métallique des sols dans le bassin du Kebir Rhumel : de l'inventaire à la bioindication.</b>													
<p><b>Résumé</b></p> <p>Le monde assiste aujourd'hui à la 6<sup>ème</sup> crise d'extinction massive de la biodiversité, résultante pour la première fois des activités anthropiques et les pollutions qu'elles génèrent. L'état des sols du bassin Kébir Rhumel au Nord-Est algérien et sa diversité n'échappe pas à cette réalité, particulièrement avec la multiplication des activités anthropiques et les taux de polluants métalliques particulièrement inquiétant qu'elles engendrent. Cette étude est menée dans l'objectif d'évaluer la qualité environnementale des sols du Kébir Rhumel. Ainsi dans 30 stations échantillonnées, un état des lieux a été établi par un inventaire partant de 6531 individus de gastéropodes terrestres vivants aux bords des oueds dudit bassin. L'identification a révélé la présence de : <i>Tudorella sulcata</i> ; <i>Rumina decollata</i> ; <i>Rumina saharica</i> ; <i>Ferussacia carnea</i> ; <i>Ferussacia folliculum</i> ; <i>Mauronapaeus terverii</i> ; <i>Mastus pupa</i> ; <i>Cantareus koraegaelius</i> ; <i>Cornu aspersum</i> ; <i>Cornu</i> sp. ; <i>Eobania constantina</i> ; <i>Eobania vermiculata</i> ; <i>Helix melanostoma</i> ; <i>Massylaea massylaea</i> ; <i>Cernuella virgata</i> ; <i>Cochlicella acuta</i> ; <i>Cochlicella barbara</i> ; <i>Trochoidea pyramidata</i> ; <i>Xerosecta cespitum</i> ; <i>Xerosecta</i> sp. ; <i>Ganula flava</i> ; <i>Sphincterochila candidissima</i> ; <i>Sphincterochila otthiana</i> ; <i>Sphincterochila</i> sp. et <i>Caracollina lenticula</i>. Ces 25 espèces appartiennent à 17 genres et 09 familles. De plus, leur caractérisation morphologique, leur mode de vie, leurs distributions, et leur abondance ont été rapportés. Ce premier volet de la thèse nous a aussi permis de sélectionner l'espèce <i>Cornu aspersum</i> comme modèle biologique de l'indication précoce de la contamination métallique des sols. L'état des lieux à concerner également la caractérisation physico-chimique des sols par une détermination du pH, de la conductivité électrique, du calcaire total, de la CEC, de l'Azote total, de la matière organique, du rapport C/N ainsi que les taux d'argile, de limon et de sable. Par la suite nous avons entrepris une biosurveillance passive de la contamination par le Cd, Cr, Cu, Pb et Zn, en analysant les teneurs pseudo-totales dans les sols et dans la masse pédieuse et viscérale des juvéniles et adultes de <i>C. aspersum</i> pour retracer la mobilité des ETM. Les résultats dans les sols étant de : Cd= 0.44µg/g ±0.51, le Cr 44.56µg/g ±25.54, le Cu 15.69µg/g ±6.9, le Pb 33.28 µg/g ±26.62 et le Zn 90.82µg/g ±28.21. Le calcul des indices mono et pluri-élémentaires révèle une contamination dans plusieurs stations et qui est plus importante à proximité des grandes agglomérations notamment la ville de Constantine. Les éléments les plus inquiétants sont le Cd, le Pb et le Zn. Les résultats des teneurs moyennes en ETM dans les tissus d'escargots montrent des teneurs plus importantes de Cd, Cr, Pb, et Zn dans les viscères, contrairement au cuivre qui se concentre dans la masse pédieuse. Les teneurs de la majorité des ETM sont plus importantes chez les juvéniles sauf pour le Cu et le Pb. Les BAF calculés confirment le potentiel accumulateur des ETM par <i>C. aspersum</i>. Ils sont macroconcentrateurs de Cd et de Cu, déconcentrateurs de Cr et de Pb, et micro à macroconcentrateurs de Zn suivant le taux de contamination des milieux.</p> <p>Enfin, Pour confirmer le potentiel des <i>C. aspersum</i> à indiquer la contamination précoce et identifier les taux pour lesquels ces éléments affectent les organismes vivants, nous avons exposé des <i>C. aspersum</i> juvéniles au Cr, Cu et Zn par la contamination du substrat via des tests d'écotoxicité sub-chronique. Le suivi de ces bioessais conduits en conditions contrôlées ainsi que le calcul du coefficient de croissance (kGC) et l'inhibition de la croissance (Ic) montrent une relation dose-réponse en rapport avec la croissance en biomasse, en diamètre et hauteur des coquilles. Les CE50 qui affectent la biomasse, le diamètre et la hauteur calculées à partir des concentrations dans le sol sont supérieures à celles calculées à partir des concentrations internes. Ces dernières sont donc meilleures indicatrices de la toxicité de ces trois métaux.</p>													
<b>Mots clés :</b> Biodiversité ; <i>Cornu aspersum</i> ; Bassin Kebir Rhumel ; Sol ; Eléments traces métalliques ; Gastéropodes terrestres ; Biosurveillance passive ; Bioessais.													
<b>Laboratoire de Biologie et Environnement (LBE)</b>													
<b>Présentée devant le jury :</b> <table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 30%;"><b>Présidente :</b></td> <td style="width: 35%;">AFRI-MEHENNAOUI Fatima Zohra</td> <td style="width: 35%;">Pr. UFM Constantine 1</td> </tr> <tr> <td><b>Directrice de thèse :</b></td> <td>SAHLI Leila</td> <td>Pr. UFM Constantine 1</td> </tr> <tr> <td><b>Examineurs :</b></td> <td>BENSOUILAH Mourad</td> <td>Pr. UBM Annaba</td> </tr> <tr> <td></td> <td>BAZRI Kamel Eddine</td> <td>MC.A. UFM Constantine 1</td> </tr> </table>		<b>Présidente :</b>	AFRI-MEHENNAOUI Fatima Zohra	Pr. UFM Constantine 1	<b>Directrice de thèse :</b>	SAHLI Leila	Pr. UFM Constantine 1	<b>Examineurs :</b>	BENSOUILAH Mourad	Pr. UBM Annaba		BAZRI Kamel Eddine	MC.A. UFM Constantine 1
<b>Présidente :</b>	AFRI-MEHENNAOUI Fatima Zohra	Pr. UFM Constantine 1											
<b>Directrice de thèse :</b>	SAHLI Leila	Pr. UFM Constantine 1											
<b>Examineurs :</b>	BENSOUILAH Mourad	Pr. UBM Annaba											
	BAZRI Kamel Eddine	MC.A. UFM Constantine 1											