



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 : 112 / D3C / 2019  
N° de série : 06 / ECO / 2019

## 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 intégrée des escargots pour la surveillance de la contamination métallique des sols : approches chimique, biologique et écotoxicologique.**

Présentée par :

**BELHIOUANI Hadjer épouse SEGHIR**

Le : / /2019

**Devant le jury :**

<b>Président:</b>	MENAD Ahmed	Pr. UFM Constantine 1
<b>Directrice de thèse :</b>	SAHLI Leila	MC.A. UFM Constantine 1
<b>Co-directrice de thèse :</b>	AFRI-MEHENNAOUI Fatima Zohra	Pr. UFM Constantine 1
<b>Examineurs :</b>	OUAHRANI-TOUATI Ghania	Pr. Université Ferhat Abbes Sétif 1
	BAZRI Kamel Eddine	MC.A. UFM Constantine 1

**Année universitaire : 2019/2020**

*“The beautiful thing about learning is that no one can take it away from you”*

**Riley B. King alias B.B. King**

*Je dédie ce travail à tous les miens*

## Remerciements

Je tiens tout d'abord à exprimer ma sincère gratitude et ma profonde reconnaissance à **Mme SAHLI Leila**, maître de conférence A, à l'université des frères Mentouri, Constantine 1, sans qui, cette thèse n'aurait jamais pu voir le jour, j'ai énormément appris avec elle, tant au niveau scientifique qu'au niveau pédagogique. Je la remercie pour sa bienveillance, pour sa confiance, pour sa grande disponibilité, et pour tout le savoir inestimable qu'elle m'a transmis. J'espère avoir été à la hauteur de ses espérances et digne de sa confiance. C'était un honneur de travailler avec elle.

Mes remerciements vont également à **Mme AFRI-MEHENNAOUI Fatima Zohra**, professeure à l'université frères Mentouri, Constantine 1, qui a co-encadré le présent travail.

Aux membres de jury qui ont consacré un temps considérable à la lecture et à l'évaluation de ce travail :

- À **Mr. MENAD Ahmed**, professeur à l'université frères Mentouri, Constantine 1 qui m'a honorée en acceptant de présider ce jury. Qu'il trouve ici l'expression de mes sincères remerciements.
- À **Mme OUAHRANI-TOUATI Ghania**, professeure à l'université Ferhat Abbas, Sétif 1 et À **Mr. BAZRI Kamel Eddine**, maître de conférence A, à l'université des frères Mentouri Constantine 1, qui ont accepté d'examiner ce manuscrit. Qu'ils trouvent ici l'expression de mes sincères remerciements pour l'intérêt qu'ils ont manifesté à l'égard de mes travaux de recherche.
- Je tiens à remercier également **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 son assistance lors des sorties sur terrain, au laboratoire, et lors du lancement de l'élevage des escargots.
- À **Mr. NEUBERT Eike**, conservateur de mollusques au muséum d'histoire naturelle de Berne (MNHNB, Suisse), pour ses conseils, son aide lors de l'identification et la taxonomie des escargots, et sa disponibilité tout au long de cette recherche. Qu'il trouve ici l'expression de ma profonde reconnaissance.

Ce travail a été conduit au niveau du Laboratoire de Biologie et Environnement (LBE), à l'université de Constantine 1, qui était sous la direction de **Mme AMEDDAH Souad**, je lui témoigne ici toute ma reconnaissance pour son assistance.

Mes amitiés et mes remerciements vont aussi à l'équipe « Escargots en bio-indication » alias « *team escargots* » du LBE.

Je remercie également **Mr. MEHENNAOUI Smail**, professeur à l'université Hadj Lakhdar Batna, qui m'a ouvert les portes du Laboratoire d'Environnement, Santé et Production Animales (LESPA, Batna), et qui m'a facilité la tâche en m'octroyant un accès libre au laboratoire et au matériel disponible sur place.

Mes sincères remerciements vont aussi au personnel du Centre de Recherche en Biotechnologie de Constantine (CRBt), et particulièrement aux membres du laboratoire d'Analyses Environnementales, pour leur confiance et les facilités qu'ils m'ont accordé tout au long de mes stages au sein du CRBt de Constantine.

Enfin, je remercie sincèrement toute personne ayant contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce travail de recherche.

**Hadjer Belhiouani**

## Liste des abréviations

**AFNOR** : Agence française de normalisation

**Al** : Aluminium

**ANRH** : Agence Nationale des Ressources Hydrologiques

**As** : Arsenic

**B** : Bore

**BCR-CRM** : Bureau Communautaire de Référence - Certified Reference Materials

**Be** : Béryllium

**C/N** : rapport Carbone Organique et Azote Total

**CaCO<sub>3</sub>** : Carbonates de calcium

**Cd** : Cadmium

**C<sub>d</sub>** : Degré de Contamination

**CdCl<sub>2</sub>** : Chlorure de Cadmium

**CE** : Conductivité Électrique

**CE25** : Concentration qui a un effet sur 25% de la population

**CE50** : Concentration qui a un effet sur 50% de la population

**CEC** : Capacité d'Échange Cationique

**C<sub>f</sub>** : Facteur de Contamination

**cm** : Centimètre

**cmol (+).kg-1** : Centi-Moles par Kilogramme

**CO** ou **C<sub>org</sub>** : Carbone Organique

**Co** : Cobalt

**Cr** : Chrome

**CT** : Calcaire Total

**Cu** : Cuivre

**D** : Indice de diversité de Simpson

**EF** : Facteur d'enrichissement

**Er** : Facteur de risque écologique

**ET** : Écart type

**ETMs** : Éléments Traces Métalliques

**Fe** : Fer

**g.cm<sup>-1</sup>** : Grammes par centimetre

**g.l<sup>-1</sup>** : Grammes par litres

**g** : Gramme

**Ge**: Germanium

**GEPPA** : Groupe d'Étude des Problèmes de Pédologie Appliquée

**h** : Heures

**H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>** : Eau Oxygénée

**H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>** : Acide Sulfurique

**HCl** : Acide Chlorhydrique

**Hg** : Mercure

**HNO<sub>3</sub>** : Acide Nitrique

*i.e.* : C'est-à-dire

**I<sub>géo</sub>** : Indice de Géoaccumulation

**ISO** : International Organization for Standardization

**Km** : Kilomètre

**LOEC** : Dose minimale ayant un effet

**Log** : Logarithme

**m** : mètre

**mg** : Milligramme

**mg.l<sup>-1</sup>** : Milligramme par litre

**ml** : Millilitres

**mm** : Millimètre

**Mn** : manganèse

**MO** : Matière Organique

**mol/l** : mole par litre

**N** : Azote Total

**NaOH** : Soude

**Ni** : Nickel

**NOEC** : Dose sans effet observable

**ONM** : Office National de Météorologie

**Pb** : Plomb

**Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>** : Nitrate de Plomb

**PbO** : Oxydes de Plomb

**PERI** : Indice du risque écologique potentiel

**pH** : Potentiel Hydrogène

**Po** : Polonium

**ppm** : Partie Par Million

**S** : richesse spécifique

**Sb** : Antimoine

**Se** : Selenium

**Si** : Silicium

**SSDS** : Soil Science Division Staff

**Te** : Tellure

**Tr** : Facteurs de Réponses Toxiques

**USDA** : United States Department of Agriculture

**Zn** : Zinc

**µg.g<sup>-1</sup>** : Microgramme par gramme

**µg.g<sup>-1</sup>** : Microgramme par gramme

**µm** : Micromètre

**%** : Pourcentage

**°C** : Degré Celsius



## Liste des tableaux

	<b>Page</b>
<b>Tableau 1</b> Principales propriétés physico-chimiques des ETM étudiés	<b>11</b>
<b>Tableau 2</b> Classification de l'espèce <i>Drimia maritima</i> (L.) Stearn, 1978	<b>43</b>
<b>Tableau 3</b> Conditions de la digestion à chaud lors de l'extraction de la fraction pseudo-totale des ETM à partir du sol.	<b>48</b>
<b>Tableau 4</b> Résultats du dosage des ETM dans l'échantillon de sol de référence	<b>49</b>
<b>Tableau 5</b> Conditions de la digestion à chaud lors de l'extraction des ETM dans <i>D. maritima</i>	<b>51</b>
<b>Tableau 6</b> Résultats du dosage des ETM dans l'échantillon de végétation de référence	<b>52</b>
<b>Tableau 7</b> Conditions de la digestion à chaud lors de l'extraction des ETM dans les différentes parties de <i>cornu aspersum</i> .	<b>58</b>
<b>Tableau 8</b> Résultats du dosage des ETM dans l'échantillon du tissu bovin de référence	<b>59</b>
<b>Tableau 9</b> Portions de nourriture contaminée par le Pb et donnée 3 fois par semaine, exprimées en g.	<b>65</b>
<b>Tableau 10</b> Récapitulatif des concentrations en Pb testées sur les individus issus de l'élevage.	<b>65</b>
<b>Tableau 11</b> Liste systématique des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés durant la saison printanière au niveau des cinq zones d'études.	<b>68</b>
<b>Tableau 12</b> Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés au printemps dans la zone montagneuse d'Ibn Ziad.	<b>75</b>
<b>Tableau 13</b> Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés au printemps dans la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis.	<b>76</b>
<b>Tableau 14</b> Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés durant le printemps dans la zone urbaine de B'kira.	<b>76</b>
<b>Tableau 15</b> Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés au printemps dans la zone industrielle d'El Hadjar.	<b>77</b>
<b>Tableau 16</b> Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés au printemps dans la zone minière de Djebel Hamimat.	<b>78</b>
<b>Tableau 17</b> Indices écologiques de composition (richesse spécifique et densité) enregistrés durant la saison printanière dans les zones d'étude.	<b>78</b>
<b>Tableau 18</b> Constance des gastéropodes pulmonés terrestres au niveau des cinq zones.	<b>79</b>
<b>Tableau 19</b> Indices écologiques de structures (Indices de biodiversité de Shannon, de Simpson et d'équitabilité de Piélou) des 5 zones d'étude.	<b>81</b>
<b>Tableau 20</b> Liste systématique des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés durant la saison estivale au niveau des zones d'études.	<b>82</b>
<b>Tableau 21</b> Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés durant la saison estivale dans la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis	<b>89</b>
<b>Tableau 22</b> Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés durant la saison printanière dans la zone industrielle d'El Hadjar.	<b>90</b>
<b>Tableau 23</b> Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés durant la saison estivale dans la zone montagneuse d'Ibn Ziad.	<b>91</b>

<b>Tableau 24</b>	Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés durant la saison printanière dans la zone urbaine de B'kira.	<b>91</b>
<b>Tableau 25</b>	Indices écologiques de composition (richesse spécifique et densité) enregistrés durant la saison estivale dans des 4 zones d'étude	<b>92</b>
<b>Tableau 26</b>	Constance des gastéropodes pulmonés terrestres au niveau des quatre zones durant la saison estivale.	<b>93</b>
<b>Tableau 27</b>	Indices écologiques de structures (Indices de biodiversité de Shannon, de Simpson et d'équitabilité de Piélou) enregistrés durant la saison estivale dans les zones d'étude.	<b>94</b>
<b>Tableau 28</b>	Résultats de la caractérisation physico-chimique des sols	<b>102</b>
<b>Tableau 29</b>	Grille d'évaluation de la nature des sols en fonction du pH	<b>104</b>
<b>Tableau 30</b>	Grille d'appréciation de la salinité des sols en fonction de la conductivité électrique	<b>105</b>
<b>Tableau 31</b>	Grille de détermination des classes de calcaire total du sol	<b>107</b>
<b>Tableau 32</b>	Grille d'appréciation des taux de carbone organique dans le sol	<b>108</b>
<b>Tableau 33</b>	Grille d'évaluation des teneurs en azote dans le sol	<b>109</b>
<b>Tableau 34</b>	Interprétation du rapport C/N dans le sol	<b>110</b>
<b>Tableau 35</b>	Classement de la capacité d'échange cationique des sols	<b>111</b>
<b>Tableau 36</b>	Résultats de l'analyse granulométrique des sols étudiés	<b>112</b>
<b>Tableau 37</b>	Données statistiques des teneurs en ETM dans les sols des zones d'étude	<b>116</b>
<b>Tableau 38</b>	Données statistiques des teneurs en ETM biodisponibles au niveau des cinq zones d'étude.	<b>121</b>
<b>Tableau 39</b>	Synthèse des fonds géochimiques et teneurs en ETMs dans la croûte continentale et dans les sols admises dans le monde ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ).	<b>131</b>
<b>Tableau 40</b>	Matrice de corrélations entre paramètres physico-chimiques et les teneurs en ETM des sols-Zone urbaine de B'kira	<b>143</b>
<b>Tableau 41</b>	Matrice de corrélations entre paramètres physicochimiques et les teneurs en ETM des sols-Zone industrielle El Hadjar	<b>143</b>
<b>Tableau 42</b>	Matrice de corrélations entre paramètres physicochimiques et les teneurs en ETM des sols-Zone sub-montagneuse Ibn Badis	<b>144</b>
<b>Tableau 43</b>	Matrice de corrélations entre paramètres physicochimiques et les teneurs en ETM des sols-Zone montagneuse Ibn Ziad	<b>145</b>
<b>Tableau 44</b>	Matrice de corrélations entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs en ETM des sols-Zone minière Djebel Hamimat	<b>146</b>
<b>Tableau 45</b>	Classes de contamination des sols en fonction de l'indice de géoaccumulation (Müller, 1981).	<b>152</b>
<b>Tableau 46</b>	Classes de contamination des sols en fonction du facteur de contamination (Hakanson, 1980).	<b>154</b>
<b>Tableau 47</b>	Classes de contamination des sols en fonction du facteur d'enrichissement	<b>157</b>
<b>Tableau 48</b>	Classes de contamination des sols en fonction du degré de contamination	<b>159</b>
<b>Tableau 49</b>	Classes de contamination des sols en fonction de l'indice de charge polluante	<b>163</b>
<b>Tableau 50</b>	Classes de contamination des sols en fonction de l'indice du risque écologiques potentiel (PERI)	<b>165</b>
<b>Tableau 51</b>	Données statistiques des teneurs en ETM dans l'espèce végétale <i>D. maritima</i>	<b>169</b>
<b>Tableau 52</b>	Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et <i>D. maritima</i> -Zone urbaine de B'kira	<b>179</b>
<b>Tableau 53</b>	Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et de <i>D. maritima</i> -Zone industrielle d'El Hadjar	<b>180</b>
<b>Tableau 54</b>	Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et <i>D. maritima</i> -Zone sub-montagneuse d'Ibn Badis	<b>181</b>

<b>Tableau 55</b>	Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et <i>D. maritima</i> -Zone montagneuse d'Ibn Ziad	<b>181</b>
<b>Tableau 56</b>	Valeurs moyennes des FBC pour l'espèce <i>D. maritima</i> en fonction des ETM analysés et des zones étudiées	<b>183</b>
<b>Tableau 57</b>	Données statistiques des teneurs en ETM dans les différentes parties (masse viscérale, la masse pédieuse et la coquille) de <i>C. aspersum</i> .	<b>186</b>
<b>Tableau 58</b>	Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et de <i>C. aspersum</i> -Zone urbaine de B'kira	<b>198</b>
<b>Tableau 59</b>	Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et de <i>C. aspersum</i> -Zone industrielle d'El Hadjar	<b>199</b>
<b>Tableau 60</b>	Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et de <i>C. aspersum</i> -Zone sub-montagneuse d'Ibn Badis	<b>200</b>
<b>Tableau 61</b>	Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et de <i>C. aspersum</i> -Zone montagneuse d'Ibn Ziad	<b>201</b>
<b>Tableau 62</b>	Valeurs moyennes des FBC dans les viscères, les pieds et les coquilles de l'espèce <i>C. aspersum</i> en fonction des ETM analysés et des zones étudiées	<b>203</b>
<b>Tableau 63</b>	Évolution des poids moyens (g) des juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps (jours) et des concentrations en cadmium (ppm) dans le substrat	<b>211</b>
<b>Tableau 64</b>	Diamètres moyens (mm) des coquilles des juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps (jours) et des concentrations en cadmium dans le substrat (ppm).	<b>212</b>
<b>Tableau 65</b>	Biomasses moyennes (g) des juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps (jours) et des concentrations en Pb (ppm) dans le substrat.	<b>215</b>
<b>Tableau 66</b>	Diamètres moyennes (g) des juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps (jours) et des concentrations en Pb (ppm) dans le substrat	<b>216</b>
<b>Tableau 67</b>	Coefficients de croissance en biomasse (%) chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps et des concentrations en plomb (ppm) dans le substrat	<b>217</b>
<b>Tableau 68</b>	Coefficients de croissance en diamètre (%) chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps (Jours) et des concentrations en plomb (ppm) dans le substrat.	<b>219</b>
<b>Tableau 69</b>	Coefficients d'inhibition de la croissance pondérale chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps et des concentrations de Pb dans le substrat	<b>220</b>
<b>Tableau 70</b>	Coefficients d'inhibition de la croissance en diamètre chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps et des concentrations de Pb dans le substrat.	<b>222</b>
<b>Tableau 71</b>	Poids moyens (g) des juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps (Jours) et des concentrations en Pb (ppm) dans la nourriture	<b>223</b>
<b>Tableau 72</b>	Diamètres moyens (mm) des coquilles des juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps (jours) et des concentrations en Pb (ppm) dans la nourriture	<b>225</b>
<b>Tableau 73</b>	Coefficients de croissance en biomasse (%) chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps (Jours) et des concentrations en plomb (ppm) dans la nourriture.	<b>226</b>
<b>Tableau 74</b>	Coefficients de croissance en diamètre (%) chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps (Jours) et des concentrations en plomb (ppm) dans la nourriture.	<b>227</b>
<b>Tableau 75</b>	Coefficients d'inhibition de la croissance pondérale chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> , en fonction du temps et des concentrations de Pb dans la nourriture.	<b>228</b>
<b>Tableau 76</b>	Coefficients d'inhibition de la croissance en diamètre chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps et des concentrations de Pb dans la nourriture.	<b>230</b>
<b>Tableau 77</b>	Synthèse des CE50/CE20/LOEC/NOEC ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) obtenues par contamination du substrat, et de la nourriture avec le plomb pour les espèces du genre <i>Helix</i> .	<b>232</b>

## Liste des figures

	<b>Page</b>
<b>Figure 1</b>	Classification périodique des éléments <span style="float: right;">11</span>
<b>Figure 2</b>	Notion de biodisponibilité et concepts associés <span style="float: right;">16</span>
<b>Figure 3</b>	États des ETMs dans le sol <span style="float: right;">17</span>
<b>Figure 4</b>	Correspondances approximatives entre les états et la mobilité des ETMs dans le sol <span style="float: right;">18</span>
<b>Figure 5</b>	Schéma conceptuel sur la différence entre la bioindication active et passive <span style="float: right;">21</span>
<b>Figure 6</b>	Schéma d'une vue externe d'un escargot <span style="float: right;">23</span>
<b>Figure 7</b>	Dissection d'un escargot : Vue dorsale <span style="float: right;">24</span>
<b>Figure 8</b>	Dissection d'un escargot : coupe longitudinale <span style="float: right;">24</span>
<b>Figure 9</b>	Différentes voies de contamination de <i>Cornu aspersum</i> <span style="float: right;">26</span>
<b>Figure 10</b>	Différents niveaux dans les tests écotoxicologiques <span style="float: right;">30</span>
<b>Figure 11</b>	Représentation de la situation géographique de la zone d'étude <span style="float: right;">31</span>
<b>Figure 12</b>	Situation géographique de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis <span style="float: right;">32</span>
<b>Figure 13</b>	Photo de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis <span style="float: right;">33</span>
<b>Figure 14</b>	Photos montrant les impacts anthropiques de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis <span style="float: right;">33</span>
<b>Figure 15</b>	Situation géographique de la zone urbaine de B'kira <span style="float: right;">34</span>
<b>Figure 16</b>	Photos de la zone urbaine de B'kira <span style="float: right;">35</span>
<b>Figure 17</b>	Situation géographique de la zone montagneuse d'Ibn Ziad <span style="float: right;">36</span>
<b>Figure 18</b>	Photos de la zone montagneuse d'Ibn Ziad <span style="float: right;">37</span>
<b>Figure 19</b>	Situation géographique de la zone industrielle d'El Hadjar <span style="float: right;">38</span>
<b>Figure 20</b>	Photos de la zone industrielle d'El Hadjar montrant les déchets solides et les effluents liquides à la périphérie du complexe sidérurgique <span style="float: right;">39</span>
<b>Figure 21</b>	Photos de la zone industrielle d'El Hadjar montrant le dégagement de fumées depuis les cheminées du complexe Arcelor Mittal <span style="float: right;">39</span>
<b>Figure 22</b>	Situation géographique de la zone minière de Djebel Hamimat <span style="float: right;">41</span>
<b>Figure 23</b>	Photos de la zone minière de Djebel Hamimat montrant les mines d'antimoine <span style="float: right;">41</span>
<b>Figure 24</b>	Photo de l'espèce <i>Drimia maritima</i> (L.) Stearn, 1978 dans un quadrat échantillonné, montrant des escargots s'abritant et s'alimentant de son feuillage <span style="float: right;">42</span>
<b>Figure 25</b>	Triangle textural américain utilisé pour déterminer les classes texturales des sols étudiées, système USDA (SSDA, 1993) <span style="float: right;">47</span>
<b>Figure 26</b>	Récapitulatif de la démarche méthodologique faite sur le sol <span style="float: right;">50</span>
<b>Figure 27</b>	Photo de la plante <i>Drimia maritima</i> dans un quadrat échantillonné <span style="float: right;">50</span>
<b>Figure 28</b>	Récapitulatif de la démarche méthodologique faite sur <i>D. maritima</i> <span style="float: right;">52</span>
<b>Figure 29</b>	Tri et comptage des échantillons d'escargots pour l'identification <span style="float: right;">56</span>
<b>Figure 30</b>	Biométrie et dissection des échantillons <span style="float: right;">57</span>
<b>Figure 31</b>	Schémas montrant la ligne de dissection séparant le pied des viscères <span style="float: right;">57</span>
<b>Figure 32</b>	Récapitulatif de la démarche méthodologique effectuée sur les escargots <span style="float: right;">59</span>
<b>Figure 33</b>	Pesées du substrat et sa répartition dans les bacs du test <span style="float: right;">63</span>
<b>Figure 34</b>	Préparation des différentes concentrations du toxique <span style="float: right;">63</span>
<b>Figure 35</b>	Humidification des bacs avec les différentes concentrations du Pb <span style="float: right;">63</span>
<b>Figure 36</b>	Insertion des individus à l'intérieur des bacs avec le substrat contaminé <span style="float: right;">64</span>
<b>Figure 37</b>	Photos de face, de dos et de profil des coquilles des espèces de gastéropodes récoltées durant la saison printanière <span style="float: right;">69</span>
<b>Figure 38</b>	Structure et abondance des espèces des gastéropodes pulmonés récoltées durant la saison printanière au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad <span style="float: right;">70</span>
<b>Figure 39</b>	Structure et abondance des espèces des gastéropodes pulmonés récoltées durant la saison printanière au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis <span style="float: right;">71</span>
<b>Figure 40</b>	Structure et abondance des espèces de gastéropodes pulmonés récoltées au printemps au niveau de la zone urbaine de B'kira <span style="float: right;">72</span>
<b>Figure 41</b>	Structure et abondance des espèces de gastéropodes pulmonés récoltées durant la <span style="float: right;">73</span>

	saison printanière au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar	
<b>Figure 42</b>	Structure et abondance des espèces de gastéropodes pulmonés récoltées au printemps au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat	<b>74</b>
<b>Figure 43</b>	Photos de face, de dos et de profil des coquilles des espèces de gastéropodes récoltées durant la saison estivale	<b>83</b>
<b>Figure 44</b>	Structure et abondance des espèces des gastéropodes pulmonés récoltées durant la saison estivale au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis	<b>85</b>
<b>Figure 45</b>	Structure et abondance des espèces des gastéropodes pulmonés récoltées durant la saison estivale au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar	<b>86</b>
<b>Figure 46</b>	Structure et abondance des espèces des gastéropodes pulmonés récoltées durant la saison estivale au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad	<b>87</b>
<b>Figure 47</b>	Structure et abondance des espèces des gastéropodes pulmonés récoltées durant la saison estivale au niveau de la zone urbaine de B'kira	<b>88</b>
<b>Figure 48</b>	Variations spatiales du pH des sols étudiés	<b>103</b>
<b>Figure 49</b>	Distribution spatiale des valeurs de la conductivité électrique ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) des sols étudiés	<b>105</b>
<b>Figure 50</b>	Variations spatiales des taux en calcaire totale (%) des sols étudiés	<b>106</b>
<b>Figure 51</b>	Distribution spatiale des taux en matière organique (%) et en carbone organique (%) des sols étudiés	<b>107</b>
<b>Figure 52</b>	Variations spatiales des teneurs en azote total (%) dans les sols étudiés	<b>109</b>
<b>Figure 53</b>	Distribution spatiale des ratios C/N (%) enregistrés au niveau des sols étudiés	<b>110</b>
<b>Figure 54</b>	Variations spatiales de la capacité d'échange cationique ( $\text{cmol.kg}^{-1}$ ) dans les sols étudiés	<b>111</b>
<b>Figure 55</b>	Classes texturales enregistrées au niveau de la zone urbaine de B'kira	<b>112</b>
<b>Figure 56</b>	Classes texturales enregistrées au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar	<b>113</b>
<b>Figure 57</b>	Classe texturale enregistrée au niveau de la zone sub montagneuse d'Ibn Badis	<b>114</b>
<b>Figure 58</b>	Classe texturale enregistrée au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad	<b>114</b>
<b>Figure 59</b>	Classe texturale enregistrée au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat	<b>115</b>
<b>Figure 60</b>	Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales en cadmium dans les sols des cinq zones étudiées	<b>117</b>
<b>Figure 61</b>	Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales en chrome dans les sols des cinq zones étudiées	<b>118</b>
<b>Figure 62</b>	Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales en cuivre dans les sols des cinq zones étudiées	<b>119</b>
<b>Figure 63</b>	Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales en plomb dans les sols des cinq zones étudiées	<b>120</b>
<b>Figure 64</b>	Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales en zinc dans les sols des cinq zones étudiées	<b>121</b>
<b>Figure 65</b>	Distribution spatiale des teneurs en Cd biodisponibles dans les sols des cinq zones étudiées	<b>122</b>
<b>Figure 66</b>	Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales et biodisponibles en Cd dans les sols des cinq zones étudiées	<b>123</b>
<b>Figure 67</b>	Distribution spatiale des teneurs en Cd biodisponibles dans les sols des cinq zones étudiées	<b>124</b>
<b>Figure 68</b>	Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales et biodisponibles en Cr dans les sols des cinq zones étudiées	<b>125</b>
<b>Figure 69</b>	Distribution spatiale des teneurs en Cu biodisponibles dans les sols des cinq zones étudiées.	<b>126</b>
<b>Figure 70</b>	Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales et biodisponibles en Cu dans les sols des cinq zones étudiées	<b>127</b>
<b>Figure 71</b>	Distribution spatiale des teneurs en Pb biodisponibles dans les sols des cinq zones étudiées	<b>128</b>

<b>Figure 72</b>	Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales et biodisponibles en Pb dans les sols des cinq zones étudiées	<b>129</b>
<b>Figure 73</b>	Distribution spatiale des teneurs en Zn biodisponibles dans les sols des cinq zones étudiées	<b>130</b>
<b>Figure 74</b>	Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales et biodisponibles en Zn dans les sols des cinq zones étudiées	<b>130</b>
<b>Figure 75</b>	Distribution spatiale des indices de géoaccumulation moyens des sols étudiés	<b>153</b>
<b>Figure 76</b>	Distribution spatiale des facteurs de contamination moyens des sols étudiés	<b>155</b>
<b>Figure 77</b>	Représentations cartographiques des facteurs de contamination à travers les zones étudiées	<b>156</b>
<b>Figure 78</b>	Distribution spatiale des facteurs d'enrichissement moyens des sols étudiés	<b>158</b>
<b>Figure 79</b>	Distribution spatiale des degrés de contamination moyens des sols étudiés	<b>160</b>
<b>Figure 80</b>	Représentation cartographique des degrés de contamination métalliques dans les zones étudiées	<b>161</b>
<b>Figure 81</b>	Carte de synthèse des degrés de contamination moyens dans les zones étudiées	<b>162</b>
<b>Figure 82</b>	Distribution spatiale des indices de charge polluante moyens des sols étudiés	<b>164</b>
<b>Figure 83</b>	Distribution spatiale des indices du risque écologique potentiel des sols étudiés	<b>165</b>
<b>Figure 84</b>	Représentation cartographique des PERI dans les zones étudiées	<b>166</b>
<b>Figure 85</b>	Carte de synthèse de la répartition des PERI moyens dans les zones étudiées	<b>167</b>
<b>Figure 86</b>	Variation spatiale des teneurs en Cd ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) chez <i>D. maritima</i>	<b>170</b>
<b>Figure 87</b>	Variation spatiale des teneurs en Cr ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) chez <i>D. maritima</i>	<b>171</b>
<b>Figure 88</b>	Variation spatiale des teneurs en Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) chez <i>D. maritima</i>	<b>172</b>
<b>Figure 89</b>	Variations spatiales des teneurs en Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) chez <i>D. maritima</i>	<b>173</b>
<b>Figure 90</b>	Variations spatiales des teneurs en Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) chez <i>D. maritima</i>	<b>174</b>
<b>Figure 91</b>	Variation spatiale des FBC dans le feuillage de <i>D. maritima</i>	<b>184</b>
<b>Figure 92</b>	Distribution spatiale des teneurs en Cd dans les différentes parties (viscères, pieds et coquilles) de <i>Cornu aspersum</i>	<b>188</b>
<b>Figure 93</b>	Distribution spatiale des teneurs en Cr dans les différentes parties (viscères, pieds et coquilles) de <i>C. aspersum</i>	<b>189</b>
<b>Figure 94</b>	Variation spatiale des teneurs en Cu dans les différentes parties (viscères, pieds et coquilles) de <i>C. aspersum</i>	<b>190</b>
<b>Figure 95</b>	Distribution spatiale des teneurs en Pb dans les différentes parties (viscères, pieds et coquilles) de <i>C. aspersum</i>	<b>192</b>
<b>Figure 96</b>	Variation spatiale des teneurs en Zn dans les différentes parties (viscères, pieds et coquilles) de <i>C. aspersum</i>	<b>193</b>
<b>Figure 97</b>	Variation spatiale des FBC du Cd dans les viscères, les pieds et les coquilles de <i>C. aspersum</i>	<b>204</b>
<b>Figure 98</b>	Variation spatiale des FBC du Cr dans les viscères, les pieds et les coquilles de <i>C. aspersum</i>	<b>205</b>
<b>Figure 99</b>	Variation spatiale des FBCS du Cu dans les viscères, les pieds et les coquilles de <i>C. aspersum</i>	<b>206</b>
<b>Figure 100</b>	Variation spatiale des FBCS du Pb dans les viscères, les pieds et les coquilles de <i>C. aspersum</i>	<b>207</b>
<b>Figure 101</b>	Variation spatiale des FBC du Zn dans les viscères, les pieds et les coquilles de <i>C. aspersum</i>	<b>208</b>
<b>Figure 102</b>	Variation des poids moyens (g) des juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps (jours) et des concentrations en cadmium dans le substrat (ppm)	<b>212</b>
<b>Figure 103</b>	Variation des diamètres moyens (mm) des juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps (Jours) et des concentrations en cadmium dans le substrat (ppm)	<b>213</b>
<b>Figure 104</b>	Évolution des biomasses moyennes (g) des juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps (jours) et des concentrations en Pb ( $\mu\text{g}/\text{g}$ ) dans le substrat	<b>215</b>
<b>Figure 105</b>	Évolution des diamètres moyens (g) des juvéniles de <i>C. aspersum</i> issus en fonction	<b>216</b>

	du temps (jours) et des concentrations en Pb (ppm) dans le substrat	
<b>Figure 106</b>	Répartition des coefficients de croissance en biomasse (%) chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> issus de l'élevage, en fonction du temps (Jours) et des concentrations en plomb (ppm)	<b>218</b>
<b>Figure 107</b>	Répartition des coefficients de croissance en diamètre chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> issus d'élevage en fonction du temps et des concentrations en plomb dans le substrat	<b>219</b>
<b>Figure 108</b>	Répartition des coefficients d'inhibition de croissance du poids chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps et des concentrations en Pb dans le substrat	<b>221</b>
<b>Figure 109</b>	Répartition des coefficients d'inhibition de croissance en diamètre chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps et des concentrations de Pb dans le substrat	<b>222</b>
<b>Figure 110</b>	Variation des poids moyens (g) des juvéniles de <i>C. aspersum</i> issus d'élevage en fonction du temps (Jours) et des concentrations en Pb (ppm) dans la nourriture	<b>224</b>
<b>Figure 111</b>	Évolution des diamètres des juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps et des concentrations en Pb dans la nourriture	<b>225</b>
<b>Figure 112</b>	Répartition des coefficients de croissance en biomasse (%) chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> issus d'élevage en fonction du temps (Jours) et des concentrations en plomb (ppm) dans la nourriture	<b>226</b>
<b>Figure 113</b>	Coefficients de croissance en diamètre (%) chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> issus en fonction du temps (Jours) et des concentrations en plomb (ppm) dans la nourriture	<b>227</b>
<b>Figure 114</b>	Répartition des coefficients d'inhibition de croissance en poids chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps et des concentrations en Pb dans la nourriture	<b>229</b>
<b>Figure 115</b>	Répartition des coefficients d'inhibition de croissance en diamètre chez les juvéniles de <i>C. aspersum</i> en fonction du temps et des concentrations en Pb dans la nourriture	<b>230</b>

## Sommaire

<b>Introduction générale</b>	<b>1</b>
<b>Chapitre I : Synthèse bibliographique</b>	
<b>I.1. Définition du sol et principales caractéristiques</b>	<b>7</b>
<b>I.2. Contamination des sols par les éléments traces métalliques</b>	<b>8</b>
I.2.1. Généralités sur les métaux lourds	8
I.2.1.1. Métaux	9
I.2.1.2. Métalloïdes	9
I.2.1.3. Éléments traces métalliques (ETM)	10
I.2.1.4. Métaux lourds	10
I.2.2. Propriétés des ETM	11
I.2.2.1. Le cadmium	11
I.2.2.2. Le chrome	12
I.2.2.3. Le cuivre	12
I.2.2.4. Le plomb	13
I.2.2.5. Le zinc	13
I.2.3. Origine des ETM	14
I.2.3.1. Apports telluriques naturels : érosion, transport, sédimentation	14
I.2.3.2. Apports anthropiques	15
<b>I.3. Définition et sources de contamination des sols par les ETM</b>	<b>15</b>
<b>I.4. Comportement et spéciation des ETM dans le sol</b>	<b>16</b>
I.4.1. Adsorption	16
I.4.2. Complexation	17
I.4.3. Précipitation	17
<b>I.5. Les paramètres physico-chimiques qui contrôlent la spéciation et la mobilité des ETM dans le sol</b>	<b>18</b>
I.5.1. le pH	18
I.5.2. La capacité d'échange cationique CEC	18
I.5.3. La matière organique	19
I.5.4. Les oxydes et les hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium	19
I.5.5. Le potentiel Redox	19
<b>I.6. Influence de la pédofaune sur la spéciation et le comportement des ETM</b>	<b>19</b>
<b>I.7. Utilisation des organismes vivants comme bio-indicateurs de la contamination métallique des sols</b>	<b>20</b>
I.7.1. Définition de la bioindication	20
I.7.1.1. Types de bioindication	20
I.7.1.2. Critères requis pour un bon bio-indicateur	21
I.7.2. Intérêt et utilisation des gastéropodes dans la bio-indication	21
I.7.2.1. Gastéropodes : Aperçu général, organisation anatomique et écologie	21



I.7.2.2. Aperçu général	21
I.7.2.3. Biologie et écologie de l'espèce <i>Cornu aspersum</i> : Organisation anatomique et classification	23
I.7.2.4. Intérêt des escargots dans la bioindication	25
I.7.2.5. Voies d'exposition	25
I.7.2.6. Cinétique du transfert des ETM chez les escargots	26

## **I.8. Les tests d'écotoxicité terrestre** 27

I.8.1. Généralités et principes des tests d'écotoxicité	27
I.8.2. Types de tests d'écotoxicité sur escargots	27
I.8.2.1. Les tests mono spécifiques	28
I.8.2.1.1. Les tests d'écotoxicité aiguë	28
I.8.2.1.2. Les tests d'écotoxicité chronique	28
I.8.2.2. Les tests plurispécifiques	29

## **Chapitre II : Matériel et Méthodes**

### **II.1. Choix et localisation des stations de prélèvement** 31

II.1.1. Wilaya de Constantine	31
II.1.1.1. Ibn Badis	32
II.1.1.2. B'kira	34
II.1.1.3. Ibn Ziad	35
II.1.2. Wilaya d'Annaba : zone d'El Hadjar	37
II.1.3. Wilaya d'Oum El Bouaghi : zone de Djebel Hamimat	40

### **II.2. Nature et stratégie des prélèvements** 42

II.2.1. Prélèvement du sol	42
II.2.2. Prélèvement de la végétation	42
II.2.3. Prélèvement des escargots	43

### **II.3. Traitement des échantillons et caractérisation des différentes matrices** 43

#### **II.3.1. Traitement et caractérisation physico-chimique des sols** 43

II.3.1.1. Prétraitement et préparation des échantillons de sols	43
II.3.1.2. Caractérisation physico-chimique des sols	43
II.3.1.2.1. Détermination du potentiel Hydrogène (pH)	44
II.3.1.2.2. Détermination de la conductivité électrique (CE)	44
II.3.1.2.3. Dosage du calcaire total (CaCO <sub>3</sub> )	44
II.3.1.2.4. Dosage du carbone organique et de la matière organique (CO et MO)	45
II.3.1.2.5. Dosage de l'azote total (N)	45
II.3.1.2.6. Détermination du rapport C/N	46
II.3.1.2.7. Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC)	46
II.3.1.2.8. Analyse granulométrique	46
II.3.1.3. Extraction et dosage des ETM dans le sol	47
II.3.1.3.1. Détermination de la fraction métallique pseudo-totale	48
II.3.1.3.2. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'extraction des ETM dans le sol	48
II.3.1.3.3. Détermination de la fraction métallique biodisponible	49

<b>II.3.2. Caractérisation de la végétation</b>	<b>50</b>
II.3.2.1. Prétraitement de la végétation	51
II.3.2.2. Extraction des ETM dans la végétation	51
II.3.2.3. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'extraction des ETM dans la végétation	51
<b>II.3.3. Caractérisation des escargots</b>	<b>53</b>
II.3.3.1. Identification des escargots	53
II.3.3.2. Détermination des paramètres biologiques des escargots	53
II.3.3.3. Détermination des paramètres écologiques	53
II.3.3.3.1. Indices écologiques de composition	53
a. Richesse spécifique	53
b. Densité et abondance relative	54
c. Constance	54
II.3.3.3.2. Indices écologiques de structure	54
a. L'indice de Shannon	54
b. L'indice d'équitabilité de Piélou	55
c. L'indice de Simpson	55
II.3.3.4. Quantification des ETM chez l'espèce <i>Cornu aspersum</i>	56
II.3.3.4.1. Préparation des individus	56
II.3.3.4.2. Extraction et dosage des ETMs dans les différentes parties de <i>C. aspersum</i> : coquilles, pieds et viscères	57
II.3.3.4.3. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'extraction des ETM chez <i>C. aspersum</i>	58
<b>II.4. Essais d'écotoxicité du cadmium et du plomb chez <i>Cornu aspersum</i></b>	<b>60</b>
II.4.1. Tests d'écotoxicité préliminaires	60
II.4.2. Choix du matériel biologique	61
II.4.3. Déroulement des tests d'écotoxicité	61
II.4.3.1. Tests d'écotoxicité par contamination du substrat	61
II.4.3.1.1. Test de référence avec le cadmium comme substance toxique	61
II.4.3.1.2. Test d'écotoxicité préliminaire avec le plomb comme substance toxique	62
II.4.3.2. Tests d'écotoxicité par contamination de la nourriture par le Pb	64
<b>II.5. Traitement statistique des résultats</b>	<b>65</b>

### **Chapitre III : Résultats et Discussion**

<b>III.1. Biodiversité des gastéropodes terrestres</b>	<b>67</b>
<b>III.1.1. Biodiversité malacologique durant la saison printanière</b>	<b>67</b>
III.1.1.1. Structure spatiale des peuplements de gastéropodes terrestres recensés durant la saison printanière	70
III.1.1.1.1. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone d'Ibn Ziad	70
III.1.1.1.2. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone d'Ibn Badis	71
III.1.1.1.3. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone de B'kira	71
III.1.1.1.4. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone d'El Hadjar	72
III.1.1.1.5. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone de Djebel Hamimat	73
III.1.1.2. Variation spatiale des paramètres biométriques des gastéropodes pulmonés	74

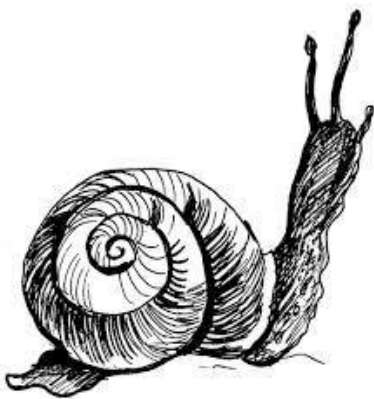
terrestres recensés durant la saison printanière	
III.1.1.2.1. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant le printemps dans la zone d'Ibn Ziad	74
III.1.1.2.2. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant le printemps dans la zone d'Ibn Badis	75
III.1.1.2.3. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant le printemps dans la zone de B'kira	76
III.1.1.2.4. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant le printemps dans la zone d'El Hadjar	77
III.1.1.2.5. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant le printemps dans la zone de Djebel Hamimat	77
III.1.1.3. Variation spatiale des paramètres écologiques durant la saison printanière	78
III.1.1.3.1. Indices écologiques de composition	78
III.1.1.3.2. Indices écologiques de structure	80
<b>III.1.2. Biodiversité malacologique durant la saison estivale</b>	<b>81</b>
III.1.2.1. Structure spatiale des gastéropodes terrestres recensés durant la saison estivale	84
III.1.2.1.1. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone d'Ibn Badis	84
III.1.2.1.2. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone d'El Hadjar	85
III.1.2.1.3. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone d'Ibn Ziad	86
III.1.2.1.4. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone de B'kira	87
III.1.2.2. Variation spatiale des paramètres biométriques des gastéropodes pulmonés terrestres recensés en été	88
III.1.2.2.1. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant l'été dans la zone d'Ibn Badis	88
III.1.2.2.2. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant l'été dans la zone d'El Hadjar	89
III.1.2.2.3. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant l'été dans la zone d'Ibn Ziad	90
III.1.2.2.4. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant l'été dans la zone de B'kira	91
III.1.2.3. Variation spatiale des paramètres écologiques durant la saison estivale	92
III.1.2.3.1. Indices écologiques de composition	92
III.1.2.3.2. Indices écologiques de structure	94
<b>III.1.3. Discussion des résultats relatifs à la biodiversité des gastéropodes</b>	<b>94</b>
<b>III.2. Caractérisation physico-chimique des sols et teneurs en ETM dans les différentes matrices</b>	<b>102</b>
<b>III.2.1. Caractérisation physico-chimique et teneurs en ETM des sols</b>	<b>102</b>
<b>III.2.1.1. Paramètres physico-chimiques des sols</b>	
III.2.1.1.1. Potentiel Hydrogène	102
III.2.1.1.2. La conductivité électrique	104
III.2.1.1.3. Le calcaire total	105
III.2.1.1.4. La matière organique et le carbone organique	107
III.2.1.1.5. L'azote total	108

III.2.1.1.6. Le rapport C/N	109
III.2.1.1.7. La capacité d'échange cationique	110
III.2.1.1.8. Analyse texturale	111
<b>III.2.1.2. Teneurs en ETM dans le sol</b>	<b>116</b>
III.2.1.2.1. Fractions pseudo-totales	116
a. Cadmium	116
b. Chrome	117
c. Cuivre	118
d. Plomb	119
e. Zinc	120
III.2.1.2.2. Fraction biodisponible	121
a. Cadmium	122
b. Chrome	123
c. Cuivre	125
d. Plomb	127
e. Zinc	129
<b>III.2.1.3. Discussion des résultats relatifs à la physico-chimie et les ETM dans le sol</b>	<b>131</b>
III.2.1.3.1. Fraction pseudo-totale	131
a. Cadmium	132
b. Chrome	134
c. Cuivre	135
d. Plomb	136
e. Zinc	138
III.2.1.3.2. La fraction biodisponible	140
a. Cadmium	140
b. Chrome	141
c. Cuivre	141
d. Plomb	141
e. Zinc	142
<b>III.2.1.4. Influence des paramètres physico-chimiques du sol sur les teneurs en ETM pseudo-totales et biodisponibles</b>	<b>142</b>
<b>III.2.1.5. Discussion des corrélations entre paramètres physico-chimiques et teneurs en ETM</b>	<b>146</b>
<b>III.2.1.6. Évaluation des niveaux de contamination par les ETM et des risques écologiques</b>	<b>150</b>
III.2.1.6.1. Indices mono élémentaires	151
a. Indice de géoaccumulation ( $I_{géo}$ )	151
b. Facteur de contamination $C_f$	153
c. Facteur d'enrichissement (EF)	157
III.2.1.6.2. Indices pluri-élémentaires	159
a. Degré de contamination	159
b. Indice de charge polluante (PLI)	163
c. Indice du risque écologique potentiel (PERI)	164
<b>III.2.2. Teneurs en ETM et facteurs de bioconcentration chez <i>Drimia maritima</i></b>	<b>169</b>

<b>III.2.2.1. Teneurs en ETM chez <i>Drimia maritima</i></b>	<b>169</b>
a. Cadmium	169
b. Chrome	170
c. Cuivre	171
d. Plomb	172
e. Zinc	173
<b>III.2.2.2. Discussion des teneurs en ETM chez <i>Drimia maritima</i></b>	<b>174</b>
a. Cadmium	174
b. Chrome	175
c. Cuivre	176
d. Plomb	177
e. Zinc	178
<b>III.2.2.3. Corrélations ETM_sol et ETM_ <i>D. maritima</i></b>	<b>178</b>
<b>III.2.2.4. Facteur de bioconcentration chez <i>Drimia maritima</i></b>	<b>182</b>
<b>III.2.3. Teneurs en ETM et facteurs de bioconcentration chez <i>Cornu aspersum</i></b>	<b>186</b>
<b>III.2.3.1. Teneurs en ETM chez <i>C. aspersum</i></b>	<b>186</b>
a. Cadmium	187
b. Chrome	188
c. Cuivre	189
d. Plomb	191
e. Zinc	192
<b>III.2.3.2. Discussion des teneurs en ETM dans les différentes parties de <i>C. aspersum</i></b>	<b>194</b>
a. Cadmium	194
b. Chrome	195
c. Cuivre	196
d. Plomb	196
e. Zinc	197
<b>III.2.3.3. Corrélations entre les ETM dans le sol et les ETM chez <i>C. aspersum</i></b>	<b>197</b>
<b>III.2.3.4. Facteurs de bioconcentration (FBC) chez <i>C. aspersum</i></b>	<b>202</b>
<b>III.3. Évaluation de l'écotoxicité du plomb sur le développement de <i>Cornu aspersum</i></b>	<b>211</b>
<b>III.3.1. Essai d'écotoxicité par contamination du substrat</b>	<b>211</b>
III.3.1.1. Résultats du test de référence avec le cadmium comme substance toxique	211
a. Évolution de la croissance pondérale	211
b. Évolution de la croissance en diamètre	212
c. Validation du test	213
III.3.1.2. Résultats du test d'écotoxicité avec le plomb comme substance toxique	214
a. Évolution des masses pondérales	214
b. Évolution de la croissance en diamètre	215
c. Calcul des coefficients de croissance	216
c.1. Coefficient de croissance en biomasse KGC,m	216
c.2. Coefficient de croissance en diamètre KGC,d	218
d. Calcul du coefficient d'inhibition de croissance	220

d.1. Calcul des coefficients de l'inhibition de la croissance pondérale $PI_m$	220
d.2. Calcul de l'inhibition de la croissance en diamètre $PI_d$	221
<b>III.3.2. Essai d'écotoxicité par contamination de la nourriture</b>	<b>223</b>
a. Évolution des masses pondérales	223
b. Évolution de la croissance en diamètre	224
c. Calcul des coefficients de croissance	225
c.1. Coefficient de croissance en biomasse $KGC_m$	226
c.2. Coefficients de croissance en diamètre $KGC_d$	227
d. Calcul des coefficients d'inhibition de croissance	228
d.1. Coefficient d'inhibition de la croissance pondérale $PI_m$	228
d.2. Coefficient d'inhibition de croissance en diamètre $PI_d$	229
<b>III.3.3. Discussion des résultats relatifs aux tests d'écotoxicité</b>	<b>231</b>
<b>Conclusion et Perspectives</b>	<b>237</b>
<b>Références bibliographiques</b>	<b>243</b>
<b>Annexes</b>	
<b>Résumé Arabe</b>	
<b>Résumé Français</b>	
<b>Résumé Anglais</b>	

# Introduction



Durant le siècle dernier, L'Homme en soif de gain, et en quête d'argent a contribué de façon significative à la dégradation de son environnement. En effet, les activités anthropiques comme l'agriculture, la foresterie, l'industrie et l'exploitation minière, les transports, ainsi que l'étalement du tissu urbain, ont provoqué, le changement climatique, la déforestation et la désertification, l'épuisement des ressources naturelles et la perte de la biodiversité au niveau mondiale.

Le sol, qui représente un important compartiment de la biosphère, rend de nombreux services à l'Homme : il sert à la production agricole et forestière, il filtre les eaux, régule les cycles biogéochimiques, et abrite une abondante biodiversité. Malheureusement, ce dernier, considéré comme étant un réservoir sans limite, a fait l'objet de déversement de plusieurs substances peu, voir, non biodégradables, ce qui a entraîné son dysfonctionnement *via* la perte de sa biodiversité.

Or, la biodiversité du biote du sol est très importante pour son intégrité, sa fonction, et sa durabilité à long terme, cette dernière est une expression de la diversité des êtres vivants aux niveaux génétique, spécifique et éco-systémique (Harper et Hawksworth, 1994 ; Magurran, 2004).

Compte tenu du déclin rapide et sans précédent actuel de cette dernière dans de nombreuses régions du monde (Sepkoski, 1997 ; Malcolm et Markham, 2000 ; Clausen et York, 2008), il est devenu urgent d'aborder la question de la biodiversité, surtout celle des sols, et souligner la relation étroite qui relie cette dernière au bon fonctionnement de cet écosystème et à sa santé.

En effet, un sol en « bonne santé », est un sol qui a la capacité continue de fonctionner en tant que système vivant vital, afin de maintenir la productivité biologique, de promouvoir la qualité des milieux atmosphérique et aquatique, et préserver la santé des plantes, des animaux et des humains (Pankhurst et al. 1997).

Selon Bachelier (1963), le biote de sol inclut des représentants de tous les groupes de micro-organismes, d'algues et de presque tous les phylums d'animaux, la macrofaune du sol (animaux d'environ 4 à 80 mm) comprend les fourmis, les termites, les amphipodes, les isopodes, les centipèdes, les mille-pattes, les insectes, les vers de terre, les limaces et les escargots, cette dernière est présente près du sommet de la chaîne trophique. Son régime alimentaire est généralement composé de décomposeurs primaires (bactéries, champignons, actinomycètes, par exemple), et de consommateurs secondaires (protozoaires, par exemple). Ainsi, leur abondance reflète l'intégration de nombreux processus biologiques intervenant dans le sol (Pankhurst et al. 1997).



Les rôles de la macrofaune sont multiples, le plus important est la fragmentation et la redistribution des résidus organiques, qui tend à accroître l'activité microbienne, ce qui améliore la décomposition de la matière organique, et par conséquent, rend disponible les éléments nutritifs dans toute la rhizosphère, et améliore la structure du sol (Linden et al. 1994).

La biodiversité des sols est donc étroitement liée à la fonction et à la stabilité de ce compartiment, elle peut donc être considérée comme un bon indicateur de sa qualité (Lavelle, 1996).

Le déclin de la biodiversité des sols est lié à la mauvaise gestion des terres, leur surexploitation, aux changements climatiques, mais surtout aux pollutions ponctuelles et diffuses que subit ce compartiment ; ceci a pour effet de réduire et de compromettre ses avantages et son utilisation à l'échelle mondiale (Clausen et York 2008 ; Colwell, 2009 ; Wagg et al. 2014 ; Wall et al. 2015).

Les éléments-traces métalliques, désignés ETMs, font partie des nombreux polluants menaçant les sols et leur biodiversité. En plus de leur ubiquité, et de leur rémanence, c'est-à-dire qu'ils ne sont pas biodégradables dans l'environnement, ils sont tous fortement toxiques à de fortes teneurs. En effet, si le rôle de certains ETMs comme le B, Fe, Mn, Cu, Zn, Mo et Cl, pour la flore a été établi et confirmé bien avant les années 1940, ce n'est qu'à partir des années 1950 et 1960, et avec l'apparition des maladies Minamata (intoxication au méthylmercure), et Itai-Itai (intoxication au cadmium) au Japon, que la pollution par les ETM a été mise en évidence.

Au cours des quatre dernières décennies, notre compréhension de la biogéochimie environnementale, des effets biologiques et des risques associés aux ETMs a considérablement progressée. La communauté scientifique a beaucoup appris sur les sources de ces éléments, leurs réactions d'adsorption et de désorption, sur leurs spéciations chimiques, leur biodisponibilité, et leur bioaccumulation, et d'importants progrès ont été réalisés dans les domaines de la toxicologie, et de l'écotoxicologie (Alloway, 1995, 2013 ; Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007 ; Hooda, 2010 ; Kabata-Pendias, 2010).

Depuis longtemps, la caractérisation physico-chimique des sols a été perçue comme la principale méthode pour l'évaluation du risque environnemental, bien qu'elle soit efficace quant à la caractérisation et à l'estimation des dangers, cette dernière n'est pas exhaustive, ni assez représentative. En effet, elle ne renseigne pas sur la biodisponibilité des contaminants, ni sur leur transferts éventuels au niveau des chaînes trophiques, ou encore sur leur niveaux de toxicité vis-à-vis des organismes vivants.

De nouvelles approches sont alors apparues, et l'association entre plusieurs disciplines (physiques, biologiques et chimiques) est devenue une évidence, et une nécessité pour pallier aux problèmes liés aux ETM. Néanmoins il reste encore beaucoup à apprendre dans ce domaine (Van Straalen et Krivolutsky, 1996 ; Markert et al. 2003 ; Bennett, 2004 ; Bartell, 2006 ; Fontanetti et al. 2011 ; Parmar et al. 2016).

La bioindication fait partie de ces nouvelles approches, et est complémentaire des analyses physico-chimiques, elle consiste en l'utilisation d'organisme sentinelles, de parties d'organismes, ou encore des communautés d'organismes, capables de refléter « l'état de santé de leur milieu de vie » (Markert et al. 2003).

Durant le siècle dernier, l'Algérie a connu une phase de forte expansion démographique, industrielle, et agricole impliquant l'exploitation irréfléchie de nombreuses de ses ressources naturelles, et provoquant, ainsi, la contamination des sols, et leur dysfonctionnement. Suite à ça, plusieurs travaux ont été conduits au Nord-Est Algérien notamment, dans le but de mesurer les ampleurs de ces pollutions et d'en diminuer les conséquences. Ainsi, les teneurs en ETM du sol, de l'eau, et des sédiments ont été investiguées. L'utilisation de la végétation aquatique, et steppique, de la faune macroinvertérée aquatique, des vers de terre, et des lichens comme organismes bioindicateurs de la qualité des milieux a été faite. (Semadi et Deruelle, 1993 ; Afri-Mehennaoui, 1998 ; Afri-Mehennaoui et al. 2004 ; Beldi et al. 2006, Ouahrani et Gheribi-Aoulmi, 2007 ; Sahli et al. 2011, 2012 ; Sahli, 2012 ; Krika et al. 2013 ; Bentellis et al. 2014 ; Larba, 2014 ; Mebarki et al. 2015, El-Hadef El-Okki et al. 2016 ; Massadeh et al. 2016 ; Zekri et al. 2019).

Dans la continuité de ces travaux de recherche, cette thèse, dont l'intitulé est : « *Utilisation intégrée des escargots pour la surveillance de la contamination métallique des sols : approches chimique, biologique et écotoxicologique* » se propose d'utiliser des organismes bioindicateurs pour l'évaluation de la qualité des sols de 5 zones se situant au Nord-Est Algérien, et se caractérisant par des activités anthropiques relativement importantes : une zone urbaine, industrielle, sub-montagneuse, montagneuse et minière, et ce, en utilisant une approche mixte.

Nos investigations ont, tout d'abord, commencé par l'établissement d'un état des lieux de la biodiversité de la malacofaune au niveau des sites d'étude. Cette étape nous a permis, non seulement de mettre à jour les données malacologiques déjà existantes, mais qui datent des années 1800 (Poiret, 1789 ; Bourguignat, 1864), et de dresser, ainsi, une première liste d'espèces qui constituera une base de données pour les études à venir ; mais aussi, de

comparer la densité et la biodiversité des gastéropodes terrestres en fonction de la pression anthropique exercée sur ces lieux.

Ensuite, nous avons étudié la typologie des sols, et quantifié les teneurs en ETM suivants : cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), plomb (Pb) et zinc (Zn) dans différentes matrices. Ainsi, et en plus des sols, les organismes bioindicateurs étudiés sont : le gastéropode pulmoné terrestre : *Cornu aspersum*, et l'espèce végétale *Drimia maritima* via une approche de bioindication passive.

Notre choix pour l'espèce *Cornu aspersum* repose sur le fait qu'elle soit largement distribuée au niveau de ces zones, facile à identifier et à échantillonner, et relativement facile à élever. Les individus de cette espèce sont des organismes épiédaphiques qui sont capables d'intégrer des sources multiples de contamination (sol, atmosphère, végétaux) par diverses voies : digestives, respiratoire et/ou cutanée. Les capacités de résistance et d'accumulation des métaux ont été démontrées chez ces escargots ; ce sont des bioindicateurs d'exposition et d'effets de nombreux polluants métalliques (Dallinger et Wieser, 1984 ; Beeby, 1985 ; Laskowski et Hopkin, 1996a, 1996b ; Pihan, 2001 ; Beeby et al. 2002 ; Scheifler et al. 2003 ; Dallinger et al. 2004 ; Notten et al. 2006 ; Gimbert et al. 2008 ; De Vaufleury et al. 2009 ; Fritsch 2010 ; Beeby et Richmond, 2011 ; De Vaufleury, 2015).

Pour mieux comprendre le transfert de ces ETM au sein des chaînes trophiques, et déterminer la principale voie de contamination de ces organismes, nous avons calculé les facteurs de bioconcentration des ETM pour la flore en premier lieu, et pour la faune, *via* le sol et *via* la flore, en second lieu.

Enfin, nous avons testé la sensibilité de juvéniles de l'espèce *Cornu aspersum* issus d'élevage, *via* une approche de bioindication active. En effet, plusieurs études ont montré l'intérêt de l'utilisation des stades juvéniles de ce gastéropode dans la bioindication active (Beeby et al. 2002 ; ISO 15952, 2006 ; De Vaufleury et al. 2012).

Les bioessais effectués ont pour but de déterminer les effets sur la survie, et la croissance des juvéniles exposés aux différentes doses des toxiques. Ils ont été conduits selon les recommandations de la norme ISO 15952 (2006), dans des conditions contrôlées de photopériode, d'humidité et de température. Les toxiques utilisés sont le Cd comme substance de référence, et le Pb comme substance toxique. La contamination a concerné le substrat, et la nourriture. Ces tests ont duré 28 jours chacun.

Cette thèse triadique s'est articulée autour de trois grands objectifs :

1. Définition des effets du degré de la perturbation anthropique sur la structure et la diversité des populations de gastéropodes en milieu non contaminé et contaminé (zone urbaine, zone industrielle, zone minière, zone montagnaise et zone sub montagnaise), durant la saison printanière et la saison estivale ;
2. Quantification des teneurs en éléments traces métalliques (ETM) dans les sols, la végétation (*Drimia maritima*), et dans les pieds, les viscères et les coquilles de l'espèce d'escargot *Cornu aspersum*, récoltés dans ces mêmes sites non contaminés et contaminés ;
3. Détermination des effets toxiques des polluants métalliques sur la survie et la croissance d'escargots juvéniles de l'espèce *Cornu aspersum* en conditions contrôlées, sur des individus issus d'élevage, en contaminant le substrat et la nourriture, selon les recommandations de la norme ISO 15952 (2006).

Ce manuscrit est divisé en 4 parties :

1. Une **synthèse bibliographique** qui donne :
  - Un aperçu sur la contamination de la pédosphère par les ETM, leur comportement au sein de celle-ci, ainsi que leurs caractéristiques principales ;
  - Un aperçu sur la diversité de la malacofaune Algérienne, et sur les travaux qui ont été entrepris dans ce domaine ;
  - Un aperçu sur la biologie et l'écologie de l'espèce *Cornu aspersum*, et son utilisation dans la bioindication et la surveillance de la qualité des sols ;
  - Un aperçu sur les bioessais utilisant les invertébrés comme organismes test.
2. Une partie relative à la **méthodologie**, où seront présentés :
  - Les régions d'études ;
  - Les techniques et les méthodes d'échantillonnage et d'identification des gastéropodes ;
  - Les techniques expérimentales et les différents protocoles ;
  - Le déroulement des tests écotoxicologiques.

3. La partie **résultats et discussions**, qui comportera l'interprétation et la discussion des parties suivante :
  - La biodiversité des gastéropodes pulmonés terrestres inventoriés durant les saisons printanière et estivale ;
  - La caractérisation physico-chimique des sols ;
  - Les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM des sols, de la végétation, et des différentes parties de l'escargot *Cornu aspersum* : pieds, viscères et coquilles ;
  - L'évaluation de la contamination métallique des sols grâce à l'utilisation d'indices mono et pluri élémentaires ;
  - La détermination des facteurs de bioconcentration en ETM pour l'espèce végétale *Drimia maritima* et les différentes parties du gastéropode *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 à différentes doses de Cd et de Pb *via* le substrat et la nourriture.
  
4. Une **conclusion** et des **perspectives** clôtureront ce manuscrit.

# **Synthèse**

# **Bibliographique**



### **I.1. Définition du sol et principales caractéristiques**

Avec l'hydrosphère et l'atmosphère, la lithosphère constitue l'un des compartiments majeurs de la biosphère. Cette dernière est constituée essentiellement par l'ensemble des continents émergés, qui sont recouverts d'une fine couche de sol. Elle conditionne la survie, et l'extinction de la plupart des êtres vivants des milieux terrestres (Doran et al. 1996).

Le sol, cette partie superficielle de la lithosphère, soumise à l'action des forces externes de la nature, particulièrement celle de l'atmosphère, a eu une multitude de définitions à travers le temps. En 1883, et à la publication de son livre « Le chernozem russe », Dokoutchaïev donne au sol la définition suivante : « Par sol, on entend les horizons extérieurs des roches naturellement modifiés par l'influence mutuelle de l'eau, de l'air et des organismes vivants et morts » ; et aussi « le sol est un corps naturel indépendant et variant », et c'est ainsi qu'a été fondée la pédologie (Boulaine, 1983).

En 1949, Joffe est venu enrichir cette définition, en supposant que le sol est un corps naturel, de constituants minéraux et organiques différenciés en horizons, et différent du matériau sous-jacent par sa morphologie, ses propriétés physiques, sa composition chimique et ses caractéristiques biologiques. Jenny (2012), l'actualisa, en insistant sur le fait que le sol est un écosystème et qu'il doit être considéré comme étant un corps naturel possédant sa propre organisation et sa propre histoire.

Selon Calvet (2013), les principales caractéristiques du sol sont les suivantes :

- Le sol est un milieu qui peut être perméable. Son espace poral peut renfermer une phase solide (qui est minérale et/ou organique), une phase liquide (correspondant à l'eau et aux éléments dissous, c'est la solution du sol) et une phase gazeuse (ou atmosphère du sol, qui est composée principalement de dioxygène, de méthane, et de dioxyde de carbone). Ces trois phases sont susceptibles de se mouvoir et, donc, de donner lieu à des flux de matière ;
- Le sol est un système ouvert du point de vue thermodynamique. En effet, il existe des échanges constants de matières et d'énergie entre le sol et son environnement. Il est ainsi lié aux autres compartiments de la biosphère de façon continue ;
- Le sol présente une variabilité spatio-temporelle. Sa variabilité spatiale se manifeste dans ses dimensions dans l'espace. On distingue une dimension verticale, représentée par des couches plus ou moins épaisses, appelées « horizons » ; et une dimension latérale, se traduisant par l'existence de différents types de sols, c'est-à-dire qu'un sol peut changer à travers un champ, un bassin versant ou une région. La

variabilité temporelle concerne-t-elle, la durée pendant laquelle les différents phénomènes pédologiques occurred.

Par ailleurs, le sol exerce différentes fonctions. Selon Doran et Parkin (1996) ; Blum (2005) ; Lal (2008) ; Bouma (2010) et Calvet (2013), ces fonctions peuvent être regroupées en trois grands ensembles, à savoir :

- *Des fonctions écologiques*, incluant :
  - La fonction « milieu biologique » : le sol constitue un environnement physique, physico-chimique, chimique et biologique pour les êtres vivants qui l'occupent, il peut aussi abriter d'innombrables organismes vivants qui font de lui un réservoir biologique considérable et très important pour la biodiversité de l'écosystème terrestre ;
  - La fonction environnementale : le sol détermine la qualité de l'eau, de l'air et de la chaîne alimentaire. C'est aussi un milieu de transit, de stockage, et de transformation de nombreuses substances inorganiques et/ou organiques, résultant de processus naturels ou anthropiques ;
  - La fonction « puits et sources » : le sol constitue la plaque tournante dans les cycles biogéochimiques, vu que ces derniers se déroulent dedans.
- *Des fonctions technologiques*, impliquant :
  - La fonction de support mécanique : cette fonction s'exerce à l'égard des végétaux, mais aussi pour les bâtiments et autres infrastructures de transport ;
  - La fonction « source de matériaux » : qui a son importance notamment dans la construction d'habitation et d'industrie.
- *Des fonctions socio-économiques* : le sol est une source d'informations archéologiques intéressante, aussi bien pour la connaissance de son histoire et son évolution que pour celles des communautés humaines qui l'on utilisé.

## **I.2. Contamination des sols par les éléments traces métalliques**

### **I.2.1. Généralités sur les métaux lourds**

Les métaux lourds ou éléments-traces métalliques font partie des nombreux polluants menaçant les sols. Ces composés chimiques, posent un problème environnemental majeur, du fait qu'ils sont rémanents dans l'environnement : c'est-à-dire qu'ils ne sont pas dégradés par les êtres vivants, ils s'accumulent donc dans le sol et persistent tant que perdure la source de contamination. Ajoutons à ceci, leur caractère toxique, qui est connu



depuis l'antiquité pour certains d'entre eux (Storm et al. 1994 ; Kumar et al. 1995 ; Reddad et al. 2003 ; Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007 ; Giller, 2009 ; Kabata-Pendias, 2010 ; Hooda, 2010 ; Guo et al. 2010).

Beaucoup d'éléments-traces métalliques possèdent une utilité dans les processus biologiques. Ils sont considérés comme des nutriments nécessaires à l'état de traces pour la croissance des plantes ainsi que pour la santé humaine et animale. Par exemple, le fer est un composant essentiel de l'hémoglobine, le zinc et le cuivre sont des oligo-éléments indispensables à la croissance des plantes, et le cobalt est requis par les micro-organismes pour la fixation de l'azote atmosphérique et par les ruminants (Bennett, 1993 ; Kabata-Pendias, 2004 ; Johnston, 2005).

Cependant, plusieurs études ont démontré, au contraire, que des éléments tels que l'arsenic, le cadmium, le chrome, le plomb et le mercure peuvent se révéler toxiques et nocifs vis-à-vis des êtres vivants (Kabata-Pendias, 2010 ; Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007 ; Hooda, 2010).

Il existe différentes appellations pour les éléments traces métalliques. Ils ont été appelés «métaux toxiques» ou «métaux-traces», mais c'est le terme «métaux lourds» qui a été le plus couramment et largement utilisé, il désigne principalement le groupes d'éléments ayant une densité supérieure à  $5 \text{ g.cm}^{-3}$  (Hooda, 2010).

Toutefois tous les éléments traces ne sont pas forcément des métaux, il est donc nécessaire de faire la distinction entre métaux, métaux lourds, éléments traces métalliques et métalloïdes.

#### **I.2.1.1. Métaux**

Par définition, un métal est un corps simple, caractérisé par un éclat particulier dit « éclat métallique », une aptitude à la déformation : tantôt ductile et malléable, comme le fer et l'argent, tantôt cassant, comme l'antimoine et le bismuth, une tendance marquée à former des cations, et enfin, et en générale, une bonne conduction de la chaleur et l'électricité (Duval, 1978).

#### **I.2.1.2. Métalloïdes**

Métalloïde est un terme utilisé pour désigner les éléments chimiques dont les propriétés sont intermédiaires entre celles des métaux et celles des non-métaux. Leur activité chimique s'explique par leur caractère d'accepteurs d'électrons. Les métalloïdes sont des oxydants qui se combinent avec les métaux pour former des sels, ils se combinent

facilement avec des protons acides pour donner des acides et lorsqu'ils réagissent avec l'oxygène, ils donnent des anhydrides (Porterfield, 2013). Les métalloïdes sont rassemblés dans une même zone du tableau périodique des éléments et comprennent : le bore (B), le silicium (Si), le germanium (Ge), l'arsenic (As), l'antimoine (Sb), le tellure (Te), et le polonium (Po) (Bonchev, 1981).

### **I.2.1.3. Éléments traces métalliques (ETM)**

Conventionnellement, les éléments traces (ou éléments en traces) sont les 80 éléments chimiques, constituants de la croûte terrestre continentale, dont la concentration est, pour chacun d'entre eux, inférieure à 0,1 %. Ils ne représentent à eux tous que 0,6 % du total, alors que les 12 éléments majeurs interviennent pour 99,4 %. Fer, aluminium et manganèse sont les éléments majeurs les plus souvent analysés. Lorsque les éléments traces sont des métaux (par exemple Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), ils sont nommés «éléments traces métalliques » ou ETM (Baize, 2009).

Par ailleurs, il est nécessaire de distinguer :

- Les oligo-éléments ou métaux essentiels, indispensables au bon fonctionnement des organismes vivants, tels que le cuivre, le fer, le manganèse, le nickel, le zinc et le chrome. Toutefois, présents à des concentrations excessives, ils deviennent toxiques pour les organismes vivants ;
- Les éléments à caractère non indispensable, toxiques aussi quand leurs concentrations dépassent certains seuils, tel que le cadmium et le plomb (Viard-La Rocca, 2004).

### **I.2.1.4. Métaux lourds**

On appelle généralement métaux lourds les éléments métalliques naturels, caractérisés par une masse volumique élevée supérieure à  $5 \text{ g.cm}^{-3}$ . Les métaux lourds sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles, ou encore sous forme de traces. Il s'agit de tous les éléments de transition possédant une orbital d'insaturée (Fourest, 1993). Ces métaux sont présentés dans la figure 1.

L'abréviation que l'on retiendra pour désigner le terme éléments-traces métalliques pour le reste de ce manuscrit est : ETM.

<b>Bloc S</b>												<b>Bloc p</b>					
H		■ Métaux lourds de densité > 5															He
Li	Be											B	C	N	O	F	Ne
Na	Mg	<b>Bloc d</b>										Al	Si	P	S	Cl	Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Te	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
Fr	Ra	Ac	<b>Bloc f</b>														
Lanthanides			Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	
Transuraniens			Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Cf	Bk	Es	Fm	Md	No	Lr	

**Figure 1** : Classification périodique des éléments (Fourest, 1993).

### I.2.2. Propriétés des ETM

En dépit des problèmes environnementaux qu'ils causent, certains ETM peuvent être utiles, voire indispensables à l'homme. En effet, grâce à leurs propriétés physico-chimiques, ils entrent dans la composition d'une grande variété de produits, et se retrouvent à de nombreux niveaux : métallurgie et sidérurgie, chimie, pharmacie, industrie, énergie, etc. Il semble donc assez difficile de s'en passer ou de les substituer.

Les éléments auxquels nous nous sommes intéressés dans cette thèse sont les suivants : Cadmium (Cd), Chrome (Cr), Cuivre (Cu), Plomb (Pb), et Zinc (Zn). Leurs principales propriétés physico-chimiques sont résumées dans le tableau 1.

**Tableau 1.** Principales propriétés physico-chimiques des ETM étudiés (synthèse d'après : Adriano, 2001 ; Kabata-Pendias, 2004, Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007 ; Hooda, 2010 ; Alloway, 2013).

Élément	Symbole	Numéro atomique	Masse atomique (g.mol <sup>-1</sup> )	Densité (g.cm <sup>-3</sup> )	Point de fusion (°C)
Cadmium	<b>Cd</b>	48	112,41	8,65	321,05
Chrome	<b>Cr</b>	24	51,9	7,19	1857
Cuivre	<b>Cu</b>	29	63,54	8,96	1083
Plomb	<b>Pb</b>	82	207,19	11,35	327,5
Zinc	<b>Zn</b>	30	65,38	7,13	419,55

#### I.2.2.1. Le cadmium

Le cadmium (Cd) est un métal non essentiel naturellement présent dans tous les sols sous forme de cation divalent (Cd<sup>2+</sup>) (Alloway, 2013). Il s'oxyde très peu à la température ambiante, et est soluble dans l'acide nitrique dilué et dans les acides chlorhydrique et sulfurique concentrés et chauds (Adriano, 2001). Le cadmium fait partie des éléments les

plus toxiques qui puissent exister sur terre, grâce à sa grande mobilité et sa facilité d'assimilation, il a tendance à s'accumuler dans la chaîne alimentaire, et donc, à provoquer des effets néfastes sur tous les processus biologiques des êtres humains, des animaux et des végétaux, il ne présente, de ce fait, aucun effet bénéfique pour les organismes vivants (Viard-La Rocca, 2004 ; Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007 ; Mahurpawar, 2015 ; Shahid et al. 2016).

#### **I.2.2.2. Le chrome**

Selon Adriano (2001), le chrome, désigné Cr, est omniprésent dans l'environnement, à des concentrations variables dans l'air, le sol, l'eau et toutes les matières biologiques, c'est le métal le plus abondant dans la croûte terrestre en comparaison avec le cobalt, le cuivre, le zinc, le molybdène, le plomb, le nickel, et le cadmium, et se classe 4<sup>ème</sup> parmi les métaux biologiquement importants.

L'utilisation principale du Cr est dans les industries métallurgique et chimique, mais, il a d'abord été utilisé comme pigment grâce à sa couleur jaunâtre (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007).

La teneur en Cr des sols de surface a relativement augmenté en raison de la pollution provenant de diverses sources, dont les principales sont les pigments et les déchets de tannerie, les déchets de fabrication du cuir et les déchets municipaux (Geelhoed et al. 2003 ; Jing et al. 2006 ; Sahinkaya et al. 2012). L'importance biologique du Cr pour les animaux et les humains dépend de son état d'oxydation, ainsi, le Cr (III) est nécessaire pour maintenir le métabolisme normal du glucose, seulement, l'effet cancérigène de ce dernier a été connu depuis la fin du 19<sup>ème</sup> siècle, lorsque les premières tumeurs nasales ont été détectées parmi les travailleurs écossais de la pigmentation au chrome (Adriano, 2001).

#### **I.2.2.3. Le cuivre**

Dans la nature, le cuivre, désigné Cu, se trouve sous deux états d'oxydation : le cuivre (+1) et le cuivre (+2). Il existe également une forme instable de cuivre (+3) (Adriano, 2001). En raison de ses propriétés polyvalentes, le Cu a une large gamme d'utilisation. Il est notamment utilisé pour la production de matériaux conducteurs, pour la génération, la transmission et la conduction du courant, ainsi que pour la fabrication de moteurs et d'équipements électriques. Il entre également dans la fabrication d'articles ménagers, de pièces de monnaie, d'objets d'art et de munitions, ajouté à cela, sa large utilisation dans l'agriculture (engrais, pesticides, etc.) en raison de ses propriétés bactériostatiques, ou

comme additif alimentaire dans la nutrition du bétail et de la volaille (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007).

Le cuivre, comme le manganèse et le fer sont des éléments constitutifs essentiels avec des fonctions spécifiques dans le métabolisme des végétaux ainsi que pour l'homme et les animaux (Viard-La Rocca, 2004). Chez les végétaux, le cuivre est un micronutriment essentiel qui intervient dans plusieurs processus métaboliques où il joue un rôle important dans la photosynthèse, la respiration, le métabolisme de la paroi cellulaire, ainsi que dans la signalisation hormonale (Marschner, 1995 ; Barker et Pilbeam, 2015 ; Hippler et al. 2016)

#### **I.2.2.4. Le plomb**

Tout comme le cadmium, le plomb, désigné Pb, n'est ni essentiel ni bénéfique pour les organismes vivants (Alloway, 2013, Rosabal et al. 2015). Dans le sol, il existe principalement à l'état d'oxydation +2 (Adriano, 2001).

Le plomb est le métal non ferreux le plus récupéré et recyclé. Il est attaqué par l'acide nitrique et est peu réactif avec les différents éléments chimiques, mais peut se combiner avec différents atomes pour donner divers composés comme l'oxyde de plomb, les carbonates de plomb et les chromates de plomb (Di Benedetto, 1997). Il a principalement été utilisé pour ses propriétés antidétonantes dans l'essence à partir des années vingt, mais son utilisation est de plus en plus prohibée à cause de sa toxicité (Alloway, 2013 ; Oh et al. 2017).

Cet élément a une mobilité réduite dans le sol et tend à s'accumuler dans les horizons de surface où ils peut devenir biodisponible pendant une longue période, causant des effets nocifs sur l'homme, les animaux et les écosystèmes (Adriano, 2001 ; Viard-La Rocca, 2004).

#### **I.2.2.5. Le zinc**

Le zinc, désigné Zn, est le quatrième métal le plus produit au monde après le fer, l'aluminium et le cuivre (Adriano, 2001). Il est présent sous l'état d'oxydation (+2) dans le milieu naturel, et est utilisé principalement pour la galvanisation et dans la fabrication des équipements automobiles, ainsi que dans différentes productions chimiques : caoutchouc, pigments, plastique, lubrifiants et pesticides (Di Benedetto, 1997 ; Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007).

Cet élément joue également plusieurs fonctions fondamentales, et entre dans les processus métaboliques des protéines, des glucides et de l'ADN, il est donc essentiel pour la croissance, le développement et la reproduction des êtres humains, mais peut devenir toxique quand ses concentrations sont trop élevées (Apgar, 1992 ; Prasad, 2013).

### **I.2.3. Origine des ETM**

Les ETM sont naturellement présents dans les sols. Leur concentration constitue le bruit de fond géochimique ou fond pédo-géochimique naturel, et correspond principalement aux apports de la roche mère sur laquelle ces sols se sont développés. Ainsi, la richesse d'un sol en ETM dépendra de la composition en ETM de la roche mère. C'est pourquoi, les fonds pédo-géochimiques varient à l'échelle mondiale en fonction de la géologie et du type de genèse de la couche supérieure (Viard-La Rocca, 2004). Mais ils peuvent aussi avoir une origine anthropozoiq, provenant le plus souvent des différentes activités humaines. On distingue donc une origine tellurique naturelle et une origine anthropique.

#### **I.2.3.1. Apports telluriques naturels : érosion, transport, sédimentation**

Les métaux sont naturellement présents dans la croûte terrestre. Depuis la formation de la Terre, ils suivent un cycle géochimique qui conduit à une distribution hétérogène de leurs concentrations à la surface du globe (Garrett, 2000). Ils sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles. Néanmoins, des concentrations importantes peuvent être mesurées dans certains sites, tout particulièrement autour des massifs granitiques. L'érosion de l'écorce terrestre est susceptible d'enrichir les cours d'eau en ETM. Les éléments fixés dans les roches sous forme d'oxydes ou de silicates sont peu altérables chimiquement : les oxydes et silicates métalliques sont libérés de la roche par érosion et transportés sous forme de particules. Ceux qui sont présents dans les roches sous forme de sulfures et de carbonates sont au contraire attaqués chimiquement et très facilement dissous dans l'eau (Le Goff et Bonnomet, 2004). Des apports par la voie atmosphérique peuvent aussi avoir lieu : volcanisme, érosion et transport éoliens de poussières, transport d'aérosols d'origine océanique, feux de forêts, etc. Certaines eaux souterraines, en particulier dans les régions volcaniques ou les nappes profondes, sont très riches en ETM (Le Goff et Bonnomet, 2004).

### **I.2.3.2. Apports anthropiques**

Du fait de leurs propriétés physiques intéressantes (bons conducteurs de chaleur et d'électricité, caractéristiques de dureté, de malléabilité, possibilités d'alliages, propriétés catalytiques, etc.), les ETM sont très largement utilisés par l'homme (Adriano, 2001 ; Miquel, 2003 ; Hooda, 2010 ; Alloway, 2013). Les principales sources anthropiques des ETM sont :

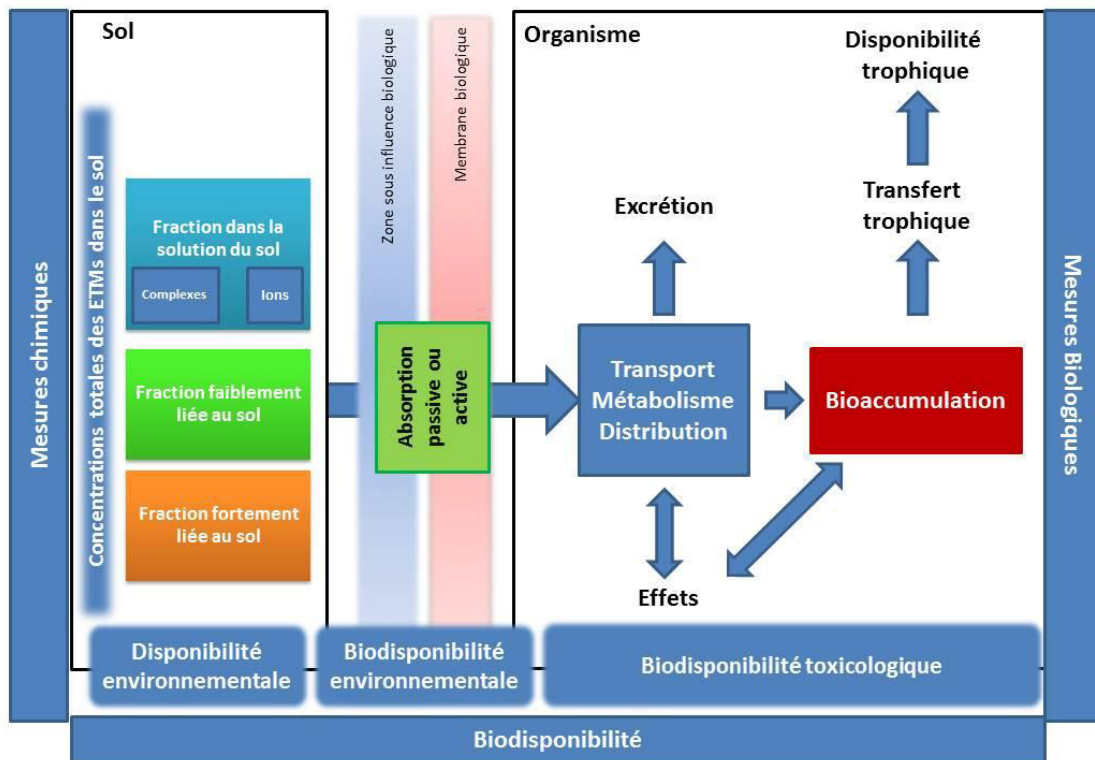
- Les dépôts atmosphériques, provenant de la combustion du charbon, de bois et de l'essence ;
- L'extraction, la fusion et la fabrication de métaux ferreux et non ferreux ;
- L'incinération des déchets, la production d'engrais phosphatés et de ciment ;
- L'épandage de boues d'épuration, de fumier animal et d'autres déchets organiques issus de l'agriculture et des industries alimentaires ;
- Les rejets et les déchets industriels,
- L'utilisation d'engrais, de chaux et de pesticides en agriculture (Hooda, 2010).

### **I.3. Définition et sources de contamination des sols par les ETM**

Un site pollué se définit comme un site présentant un risque pérenne, réel ou potentiel, pour la santé humaine et/ou l'environnement, du fait d'une pollution résultant d'activités anthropiques actuelles ou anciennes (Viard-La Rocca, 2004). Pour les ETM, la contamination d'un sol est avérée lorsque la teneur en un élément donné est supérieure à la concentration "naturelle" du sol, ou de ce que l'on appelle le fond pédo-géo-chimique naturel, et ce, en dehors de tout apport d'origine humaine (Baize, 1997).

La contamination des sols par les ETM est considérée comme une dégradation chimique des sols. Cette dégradation pose un problème environnemental majeur étant donné que, la présence de ces micropolluants inorganiques dans le sol peut mettre en péril les écosystèmes, les chaînes alimentaires et la santé humaine en raison des effets toxiques qu'ils peuvent provoquer sur les êtres vivants (micro-organismes, végétaux, animaux et Homme) (Ramade, 2012).

Toutefois, la toxicité des ETM dépend de deux facteurs importants : leur teneur dans les sols mais surtout de la forme sous laquelle ils se trouvent, appelée également spéciation. La connaissance de la spéciation des ETM dans les sols permet d'évaluer le risque de passage dans les plantes et les organismes vivants, on parlera alors de biodisponibilité. Quand il s'agit du risque de transfert vers les eaux souterraines ou les eaux de surface, on parlera de mobilité ou de disponibilité environnementale (Figure 2) (King et al. 2008).



**Figure 2.** Notion de biodisponibilité et concepts associés, adapté, d'après Fritsch (2010).

#### I.4. Comportement et spéciation des ETM dans le sol

Les figures 3 et 4 représentent schématiquement le comportement des ETM dans le sol. Les ETM sont présents sous différentes formes chimiques et peuvent se lier à différents constituants du sol. Ils peuvent changer de forme ou migrer vers d'autres constituants du sol selon les conditions physico-chimiques. Ces changements rendent les ETM plus ou moins mobiles dans les sols et plus ou moins disponibles pour les organismes vivants (Qasim, 2015), et les phénomènes qui entrent en jeu sont l'adsorption physique et chimique, la complexation ainsi que la précipitation.

##### I.4.1. Adsorption

En chimie, l'adsorption est un phénomène de surface par lequel des atomes, des ions ou des molécules (adsorbats) se fixent sur une surface solide (adsorbant) depuis une phase gazeuse, liquide ou une solution solide (McNaught, 1997). On distingue deux types d'adsorption, selon les mécanismes mis en jeu : (Deschamps et al. 2006)

- **Adsorption physique** : elle est attribuable à l'attraction électrostatique d'un soluté par une surface polarisée, afin de maintenir l'électro-neutralité. L'adsorption physique est généralement facilement réversible (Manceau et al. 2002) . La faculté



d'un matériau à retenir des cations par adsorption physique est appelée C.E.C (capacité d'échange cationique).

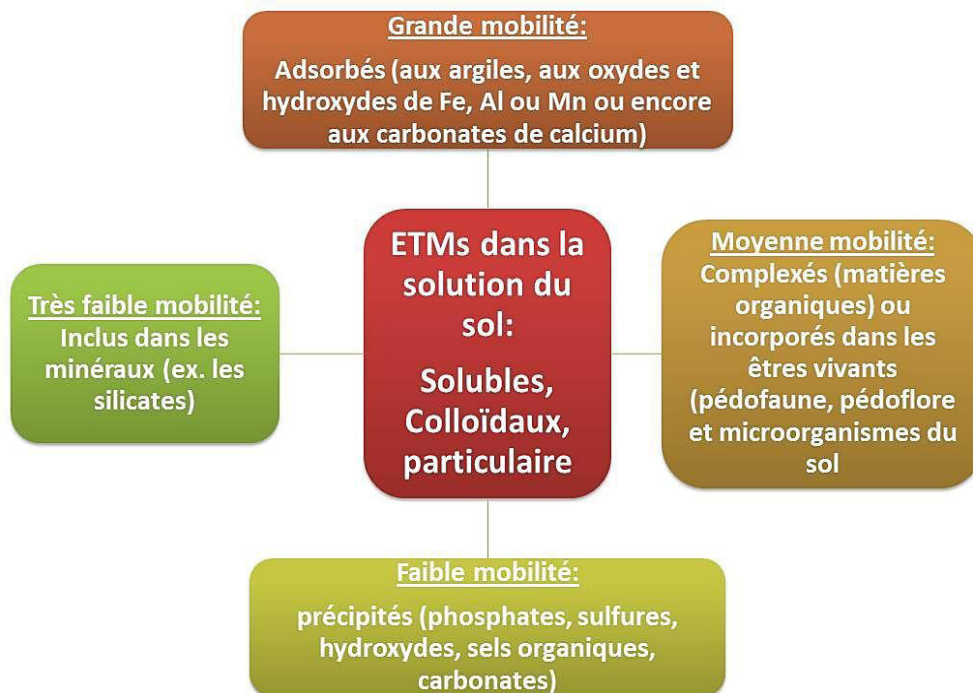
- **Adsorption chimique** : dans ce cas, la molécule adhère à la surface par des liaisons ioniques ou covalentes. Elle est souvent difficilement réversible et spécifique, c'est-à-dire qu'elle n'est possible qu'entre éléments ayant une configuration électronique adaptée (Sigg et al. 2001)

#### I.4.2. Complexation

La réaction de complexation entre un micropolluant cationique et un site de surface forme des liaisons beaucoup plus stables que les réactions d'échange d'ions. Cependant, en fonction du micropolluant considéré, les phases solides impliquées dans leur rétention et/ou les forces de liaison mises en jeu peuvent être très différentes (King et al. 2008).

#### I.4.3. Précipitation

Par définition, le phénomène de précipitation est le passage d'une espèce de l'état dissout à l'état solide. Les ETM peuvent précipiter dans l'eau des pores ou à la surface des particules solides. Dans un milieu naturel, les éléments précipitent principalement sous forme d'hydroxyde, de carbonates, de phosphates ou de sulfures (Deschamps et al. 2006).



**Figure 3.** États des ETMs dans le sol, adapté, d'après, Robert et Juste (1999).

Localisation des métaux	Mobilité		
	Immobilés	Peu Mobiles	Très mobiles
Solution			Dissous
Minéraux argileux		Adsorbés complexes sphères externes	Adsorbés complexes sphères externes
Oxydes et hydroxydes Al, Fe et Mn	Métaux à l'intérieur des réseaux cristallins	Adsorbés complexes sphères externes	Adsorbés complexes sphères externes
Carbonates	Métaux à l'intérieur des réseaux cristallins	Métaux à l'intérieur des réseaux cristallins	
Substances humiques		Adsorbés complexes sphères externes	Adsorbés complexes sphères externes

**Figure 4 :** Correspondances approximatives entre les états et la mobilité des ETMs dans le sol, adapté, d'après, Calvet (2013).

## I.5. Les paramètres physico-chimiques qui contrôlent la spéciation et la mobilité des ETM dans le sol

### I.5.1. le pH

La mobilité relative de certains éléments-traces métalliques dans les sols est grandement influencée par le pH. Fuller (1977) l'a résumé comme suit :

- Dans les sols acides (pH 4,2 à 6,6) : le Cd, Hg, Ni et Zn sont relativement mobiles ; As, Be et Cr sont modérément mobiles, et Cu, Pb et Se sont lentement mobiles ;
- Dans les sols neutres à alcalins (pH 6,7 à 7,8) : As et Cr sont relativement mobiles ; Be, Cd, Hg et Zn sont modérément mobiles ; Cu, Pb et Ni sont lentement mobiles.

### I.5.2. La capacité d'échange cationique CEC

La capacité d'échange cationique (CEC) du sol dépend largement de la quantité et du type d'argile, du taux de la matière organique et de la quantité de fer, de manganèse et d'oxydes d'aluminium contenu dans le sol en question. En général, il est admis que : plus la CEC d'un sol est élevée, plus elle limite la solubilité des métaux (Adriano, 2001 ; Hooda, 2010 ; Kabata-Pendias, 2010 ; Alloway, 2013).

### **I.5.3. La matière organique**

Certains éléments traces (comme le Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) présentent une grande affinité pour la matière organique du sol, plus précisément pour l'humus. La matière organique possède à la fois la propriété d'échange de cations et la capacité de chélation, des complexes solubles et insolubles quelque peu stables entre les ETM et la matière organique du sol peuvent se former. Ces complexes résultent de la liaison des ETM à travers les fonctions carboxyles et phénoliques de la matière organique (Alloway, 1995, 2013 ; Adriano, 2001 ; Kabata-Pendias, 2010).

### **I.5.4. Les oxydes et les hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium**

Jenne (1968) et Adriano (2001) ont démontré que les oxydes fer, de manganèse et d'aluminium étaient importants dans l'absorption et le blocage de divers ETM. En effet, les oxydes et les hydroxydes précipitent sous des conditions basiques, ce qui empêche leur dissolution, évitant ainsi, la libération des ETM dans la solution du sol (Kabata-Pendias, 2010 ; Alloway, 2013).

### **I.5.5. Le potentiel Redox**

La teneur en eau des sols influence la capacité de rétention des ETM à travers des réactions d'oxydoréduction biologiques ou chimiques. Les données de Bingham et al. (1976), de Kabata-Pendias et Mukherjee (2007), et de Hooda (2010) sur les concentrations d'ETM dans la solution du sol extraite d'un sol traité par les boues d'épuration indiquent que la solubilité est réduite pour les éléments Cd, Cu et Zn et que la solubilité est accrue pour Mn et le Fe dans des conditions réductrices. En revanche, en conditions oxydantes, les composés du fer et du manganèse sont très peu solubles.

### **I.6. Influence de la pédofaune sur la spéciation et le comportement des ETM**

D'une manière générale, seules les formes libres sont assimilables par les plantes et les microorganismes. Au fur et à mesure du prélèvement en solution des formes libres par les organismes vivants, les micropolluants retenus sous forme échangeable par les constituants du sol sont relégués en solution. Les animaux du sol, s'ils sont également contaminés *via* la solution du sol, peuvent, en fonction de leur régime alimentaire et de leur mode de vie, s'intoxiquer *via* l'ingestion de constituants auxquels des contaminants seraient liés (matières organiques du sol). Par conséquent, l'estimation de la fraction bio-disponible de micropolluants nécessite de connaître la spéciation des micropolluants à la fois dans la

solution du sol et dans la phase solide. La fraction bio-disponible est de surcroît dépendante de l'organisme cible considéré (King et al. 2008).

## **I.7. Utilisation des organismes vivants comme bio-indicateurs de la contamination métallique des sols**

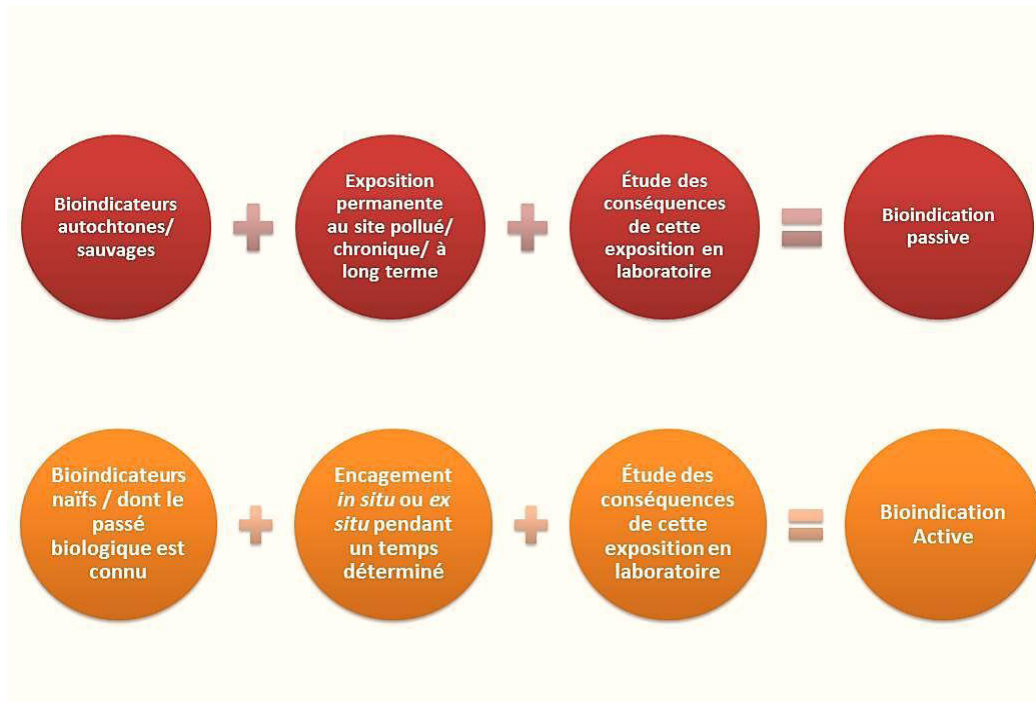
### **I.7.1. Définition de la bioindication**

Selon Ramade (2012), bioindicateur, est un terme synonyme d'indicateurs biologiques, désignant des espèces végétales ou animales qui par suite de leurs particularités écologiques sont l'indice précoce de modifications abiotiques ou biotiques de l'environnement dues à tel ou tel type d'action humaine (organismes sentinelles).

#### **I.7.1.1. Types de bioindication**

Il existe deux types de bioindication : la bioindication passive et la bio-indication active. La figure 5 récapitule les différences entre ces deux dernières.

- **La bioindication passive** : Elle utilise des organismes polluo-sensibles, autochtones, sauvages, exposés de manière permanente aux sites pollués, et qui pourront alerter lors d'un événement de pollution. Les mesures faites lors de ce type de bioindication concernent une exposition chronique et à long terme et permettent d'étudier les réponses des organismes dans des conditions écologiquement représentatives. Par contre, il n'est pas possible de connaître précisément le moment de l'exposition au polluant (Fritsch, 2010).
- **La bioindication active** : Elle consiste en l'exposition d'organismes dont le passé biologique est connu par l'expérimentateur sur le site contaminé. C'est l'encagement *in situ* d'organismes sentinelles dans un environnement en conditions, éventuellement, standardisées durant un temps déterminé. Suite à cette exposition « forcée », les bioindicateurs sont retirés de cet environnement pour étudier les conséquences de cette exposition. En plus de la connaissance du passé biologique des individus, cette approche permet de connaître le lieu et la durée d'exposition ce qui facilite l'interprétation des réponses observées et l'évaluation de la relation dose/réponse (Coeurdassier et al. 2001 ; Gimbert, 2006 ; De Vaufléury et al. 2009 ; Fritsch, 2010 ; Pauget, 2012).



**Figure 5** : Schéma conceptuel sur la différence entre la bioindication active et passive.

### I.7.1.2. Critères requis pour un bon bio-indicateur

Selon Hopkin et al. (1989), et Walker et al. (2005), un bon bioindicateur de la qualité des sols doit répondre aux critères suivants :

- Il doit participer activement au fonctionnement de l'écosystème ;
- Être sédentaire, largement distribué et facile à identifier et à échantillonner ;
- Être tolérant aux fortes contaminations de l'environnement et bioaccumulateur ;
- Avoir une écologie et une physiologie connue.

## I.7.2. Intérêt et utilisation des gastéropodes dans la bio-indication

### I.7.2.1. Gastéropodes : Aperçu général, organisation anatomique et écologie

#### I.7.2.2. Aperçu général

Étymologiquement, le mot gastéropode est une combinaison de deux termes grecques : « γαστήρ » prononcé gastèr et qui veut dire ventre, et « ποδός » prononcé podòs et qui veut dire pied. Les Gastéropodes sont des mollusques qui possédaient primitivement une symétrie bilatérale qui se trouve profondément altérée dans les espèces actuelles. C'est une classe de mollusques établie par Georges Cuvier en 1798 qui renferme les animaux les plus évolués de cet embranchement. Avec une richesse spécifique allant jusqu'à 85,000 espèces comprenant 24,000 espèces déjà décrites (Chapman, 2009), les gastéropodes représentent le deuxième phylum le plus diversifié après les insectes (McArthur et Harasewych, 2003).

Selon Barker (2001), les gastéropodes sont représentés dans les environnements terrestres par les groupes suivants : les Hydrocenoidea, les Helicinoidea, les Cyclophoroidea, les Rissooidea, les Littorinoidea, les Ellobioidea, les Onchidioidea, les Rathousioidea, les Succineoidea ainsi que toutes les superfamilles des Stylommatophores qui contient la grande majorité des gastéropodes terrestres. Néanmoins, dans certaines régions du globe, comme l'Amérique centrale et îles des Caraïbes, ce sont les prosobranches, considérés comme étant les gastéropodes terrestres les plus primitifs, qui constituent la partie la plus importante de la faune malacologique.

En Algérie, les premières études importantes de biodiversité et de systématique des gastéropodes pulmonés terrestres remontent au 18<sup>ème</sup> et au 19<sup>ème</sup> siècle, avec les travaux de Poiret et Bourguignat, ces auteurs ont décrit de manière relativement exhaustive de nombreux groupes malacologiques d'Algérie et d'Afrique du nord. Depuis, et en dépit de ces recherche intéressantes, la malacofaune de l'Algérie reste largement méconnue. Plusieurs chercheurs se sont alors intéressés à la biodiversité des gastéropodes : dans les années 1990, Damerджи a contribué de façon significative à l'étude biosystématique des mollusques gastéropodes pulmonés terrestres de la région de Tlemcen, s'en est suivi d'autres études, qui était surtout axées sur l'association à la végétation autochtone aux escargots (Damerджи et al. 2005 ; Damerджи, 2008 ; 2009 ; 2012). Il y eu, ensuite, des travaux sur la diversité malacologique à l'extrême Est du pays, plus particulièrement au Park National d'El Kala et dans la wilaya d'Annaba (Boudechiche, 2007 ; Douafer et Soltani, 2014). D'autres études de biosurveillance utilisant l'espèce *Cornu aspersum* comme espèce indicatrice de la qualité des milieux terrestres ont été faites (Larba, 2014). Ajouté à cela, les études d'inventaires faites au niveau du centre du pays, en Kabylie, (Bouaziz-Yahiatene and Medjdoub-Bensaad 2016), mais qui ont aussi révisé l'espèce *Massyleae vermiculata* (Bouaziz-Yahiatene et al. 2017).

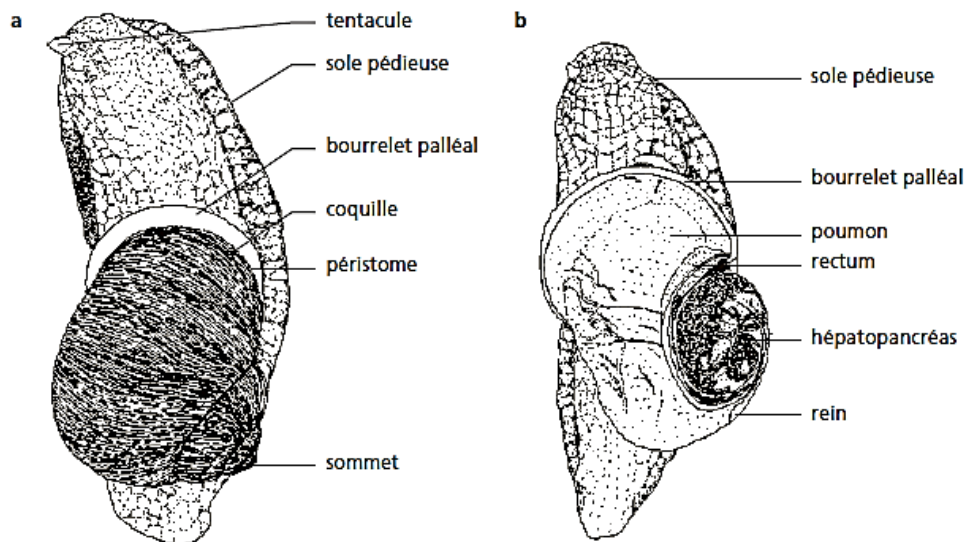
Au cours de cette thèse, nous nous sommes d'abord intéressés à la biodiversité de la faune malacologique de la région de Constantine et de ses environs, vu que les seuls travaux qui existent pour cette région remontent au siècle dernier. Le but étant de mettre à jour les données que l'on a déjà sur ce groupe faunistique.

Ensuite, nous nous sommes intéressés particulièrement à l'espèce *Cornu aspersum*, communément appelée petit-gris. En plus d'être largement répandue et facile à identifier et à échantillonner, cette espèce est dotée de fortes capacités d'accumulation et de résistance vis-à-vis des ETM, elle a fait l'objet de multiples études sur la bioindication active ou passive de la contamination métallique des sols (Coeurdassier et al. 2001 ; Viard et al.

2004, Gorbi et al. 2008 ; Fritsch, 2010). Aussi, la norme ISO15952 (2006) a été mise en place pour évaluer les effets des polluants sur la survie et la croissance des escargots juvéniles appartenant justement à l'espèce *Cornu aspersum* par contamination du sol.

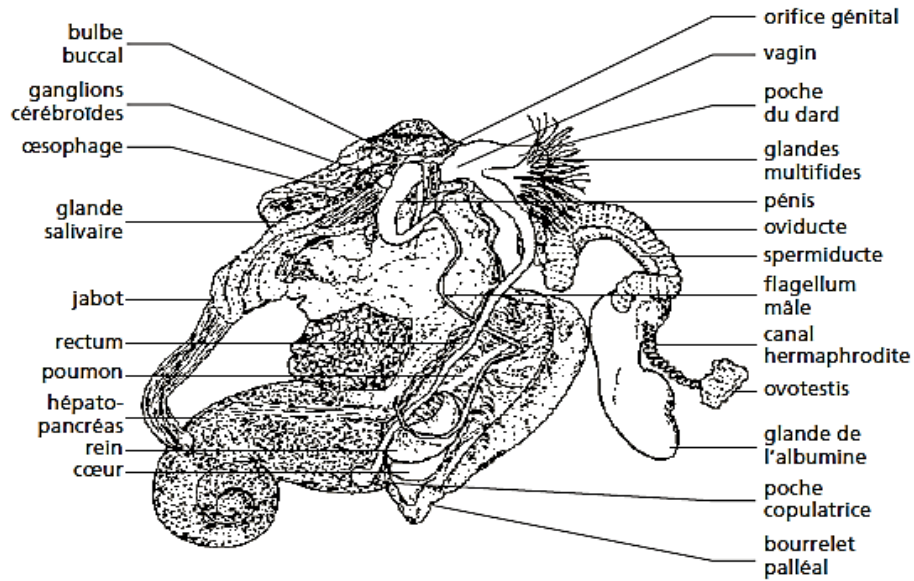
### I.7.2.3. Biologie et écologie de l'espèce *Cornu aspersum* : Organisation anatomique et classification

*Cornu aspersum* (syn. *Cantareus aspersus* ou *Helix aspersa apersa* O.F. Müller, 1774) communément appelé petit-gris, est un mollusque gastéropode pulmoné qui fait partie de l'ordre de Stylommatophores, de la famille des Helicidae. Il possède une coquille dextre (*i.e.* qui s'enroule de gauche à droite), de couleur brun-jaune avec un diamètre moyen de 30 mm. Le corps de l'escargot est composé de deux parties distinctes : la sole pédieuse ou le pied et la masse viscérale (Figures 6, 7 et 8). Le pied lui permet de se déplacer avec un mouvement de glisse aidé par l'excrétion d'un mucus qui réduit la friction avec les surfaces rugueuses. Il comporte le système nerveux, la partie antérieure du tube digestif, la sole pédieuse et musculieuse. Les viscères sont constitués des organes présents dans le tortillon à l'intérieur de la coquille à savoir : le rein, l'hépatopancréas, le cœur et une partie de l'appareil génital qui se prolonge jusque dans le pied (Baurand, 2014).

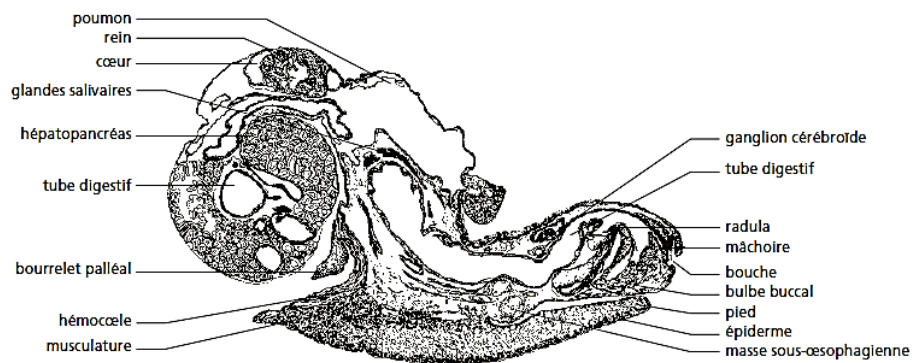


**Figure 6** : Schéma d'une vue externe d'un escargot

**a.** Animal dans sa coquille ; **b.** Animal extrait de sa coquille (Heusser et Dupuy, 2015).



**Figure 7** : Dissection d'un escargot : Vue dorsale (Heusser et Dupuy, 2015).



**Figure 8** : Dissection d'un escargot : coupe longitudinale (Heusser et Dupuy, 2015).

Le petit-gris est une espèce ubiquiste, originaire des pays méditerranéens et de la façade atlantique française, très répandue en Europe et dans le monde. *C. aspersum* est assez rare dans les champs et les prairies, et préfère fréquenter la périphérie des zones cultivées, les lisières de forêts, voire les milieux forestiers (Kerney and Cameron 2006).

Il a un régime alimentaire non spécialisé, mais essentiellement composé de plantes : herbacées, graminées, légumes de culture, lichens, certaines céréales et champignons (Barker, 2001 ; Chevalier, 2001). L'escargot mastique ses aliments à l'aide d'une langue râpeuse appelée radula. Le sol fait également partie de son alimentation, et constitue un apport en calcium indispensable à la formation de sa coquille et influençant sa croissance (Gomot et al. 1989 ; Dallinger et al. 2001). *Cornu aspersum* est surtout actif la



nuit et en période humide. Les jours trop secs, il entre en estivation en se fixant contre une paroi et en obturant sa coquille d'un voile blanchâtre que l'on appelle l'épiphragme (Barker, 2001). À partir du mois d'octobre, l'escargot hiberne en s'enfouissant dans le sol ou en s'abritant dans les interstices des murs. Sa coquille est alors obturée par un épiphragme épais. Il reprend généralement son activité au printemps quand les températures avoisinent les 12-14°C. (Kerney et Cameron, 2006).

#### **I.7.2.4. Intérêt des escargots dans la bioindication**

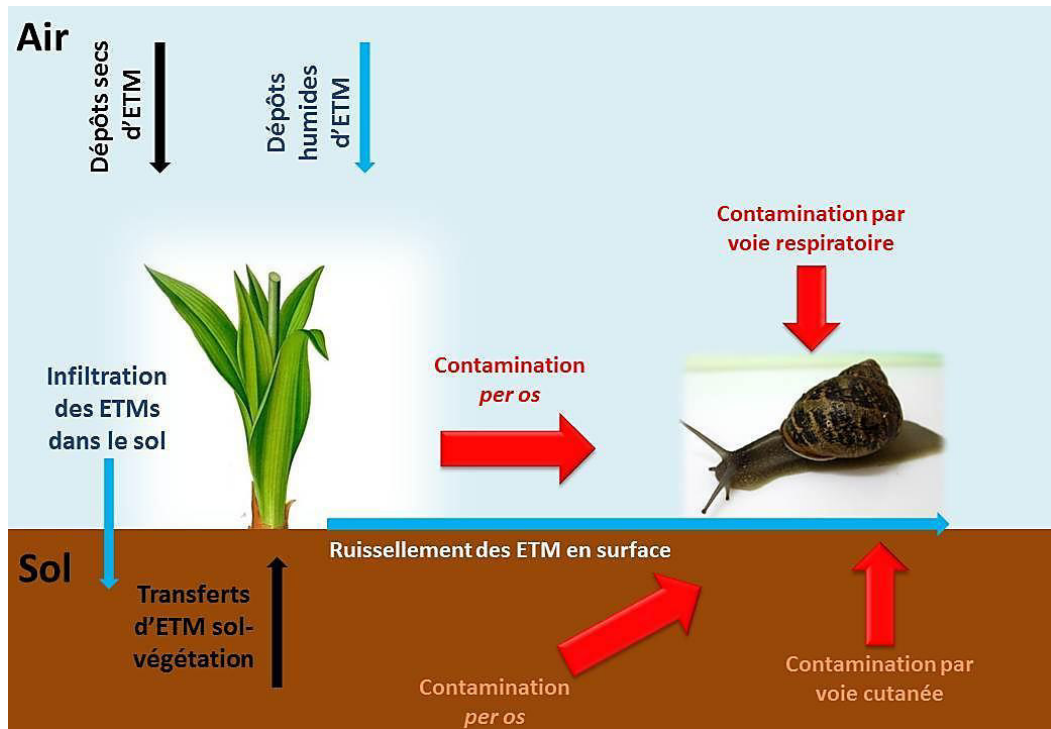
Plusieurs études ont démontré que les escargots terrestres possédaient un fort pouvoir bio-accumulateur, et de fortes capacités de résistance vis-à-vis des ETM. Ces facultés sont liées en partie, à la présence d'un système de détoxification situé au niveau de l'hépatopancréas. Ce dernier est capable de séquestrer certains éléments comme le Cd ou le Zn dans les tissus digestifs (Beeby, 1983, 1985, 1987, 2001, 2002 ; Dallinger, 1984 ; Newman, 1994).

En 2006, un test écotoxicologique évaluant les effets des substances chimiques polluantes et des matrices contaminées sur la survie et la croissance de juvéniles appartenant à l'espèce *Cornu aspersum* a été normalisé sur le plan international : ISO15952 (2006).

Différentes espèces d'escargots, comme : *Cornu aspersum*, *Massylaea vermiculata*, *Theba pisana*, *Cepaea nemoralis*, ont également été utilisées afin de connaître l'état de santé de différents sols, et de suivre les transferts des différents types de polluants : organiques, métalliques, ou radionucléides dans les chaînes trophiques (Notten et al. 2005, 2006 ; Gimbert, 2006 ; Fritsch, 2010 ; Itziou et Dimitriadis 2011 ; El-Shenawy et al. 2012 ; Pauget, 2012 ; Madejón et al. 2013 ; Baurand, 2014 ; Mleiki et al. 2015).

#### **I.7.2.5. Voies d'exposition**

Les stades juvéniles et adultes de *Cornu aspersum* sont utilisés dans de nombreuses études portant sur la biosurveillance. Grâce à leur place au sein de l'écosystème terrestre, les escargots sont capables d'intégrer de multiples sources de contamination (sol, atmosphère, végétation) *via* diverses voies (Figure 9) : voie orale (*Per os*), voie respiratoire et/ou voie cutanée (Gomot et al. 1989 ; Vaufleury et Pihan 2002 ; Gorbi et al. 2008 ; De Vaufleury et al. 2012). Dès qu'a lieu la contamination, les risques encourus par ces organismes vivants dépendent de la durée d'exposition au toxique, et de la dose à laquelle ils ont été exposés (Thybaud, 1998).



**Figure 9 :** Différentes voies de contamination de *Cornu aspersum*, adapté de Pihan (2001).

#### 1.7.2.6. Cinétique du transfert des ETM chez les escargots

Depuis environ 40 ans, de nombreuses études sur le rôle des gastéropodes terrestres dans l'accumulation de métaux ont été réalisées, et il est devenu évident que les gastéropodes font partie des espèces d'invertébrés qui présentent les capacités les plus élevées pour l'accumulation de métal dans tout le règne animal (Coughtrey et Martin 1977 ; Dallinger et Wieser 1984 ; Dallinger, 1993).

Le transfert des ETM à l'interface sol-organisme dépend à la fois de l'élément métallique considéré, des propriétés du sol, de l'eau interstitielle, ainsi que des caractéristiques spécifiques à chaque organisme notamment les voies d'absorption, les stratégies de détoxification et d'excrétion (Gimbert, 2006).

Les fortes aptitudes d'accumulation des ETM chez les gastéropodes pulmonés terrestres dépendent notamment de l'efficacité des systèmes de détoxification que possède ces organismes, ces derniers font appel à des structures de séquestration et de compartimentation intracellulaire, ou encore à leurs capacités limitées à excréter certains ETM dans le but d'éviter les pertes excessives en eau (Dallinger et al. 2001b ; Gimbert, 2006).

L'accumulation des ETM dans les gastéropodes est la résultante de processus comme l'absorption, la distribution, le stockage et l'excrétion (Dallinger, 1993), il a été démontré, que chez toutes les espèces de gastéropodes étudiées, c'est la glande digestive ou

l'hépatopancréas qui contient systématiquement les teneurs les plus élevées en Cd, en Pb et en Zn. (Dallinger et Wieser 1984 ; Chabicoovsky et al. 2004 ; Viard et al. 2004).

La masse pédieuse contribue, quant à elle, de façon moins importante que l'hépatopancréas dans l'accumulation des ETM, surtout dans le cas du Cu, qui est associé à l'hémocyanine, mais ceci reste non négligeable (Pihan, 2001 ; Chabicoovsky et al. 2003 ; Dallinger et al. 2004. Enfin, le manteau ou la coquille est l'organe qui contribue le moins à l'accumulation des ETM, mais peut constituer un lieu de stockage temporaire notamment pour le Pb, en attendant que la charge sur les autres organes diminue (Beeby et Richmond 1989, 2002 ; Newman et al. 1994).

L'évaluation de la biodisponibilité environnementale, en tant que fraction réellement prélevée par les organismes, peut-être simplement mesurée en analysant le contenu en ETM d'un organisme après exposition à un environnement contaminé durant une période donnée.

## **I.8. Les tests d'écotoxicité terrestre**

### **I.8.1. Généralités et principes des tests d'écotoxicité**

Les composés toxiques présents dans les sols ou les déchets, peuvent affecter les différentes espèces présentes dans les sols. L'évaluation de l'écotoxicité des sols et des déchets fait appel à l'utilisation de divers bioessais dont certains font l'objet d'une normalisation au niveau national ou international. Il existe peu de tests standardisés pour l'évaluation de la contamination du sol ou la détermination du potentiel toxique de polluants sur la faune du sol (Thybaud, 1998 ; Coeurdassier et al. 2003 ; Viard-La Rocca, 2004 ; Gimbert et al. 2006 ; Notten et al. 2006 ; De Vaufleury et al. 2012 ; Pauget et al. 2013). Les tests d'écotoxicité s'appuient sur le principe de causalité entre la dose et la réponse à travers la mise en œuvre de tests biologiques sur des organismes aquatiques ou terrestres vivants appartenant à divers niveaux trophiques, à l'aide de méthodes standardisées ou adaptées. Les effets toxiques sont mesurés en laboratoire ou sur terrain en exposant des organismes indicateurs à l'échantillon par comparaison avec un témoin. Les résultats de ces essais permettent de compléter les analyses physico chimiques, et d'évaluer, à titre préventif, le risque de dégradation d'un écosystème.

### **I.8.2. Types de tests d'écotoxicité sur escargots**

Les moyens d'étude de l'effet potentiel d'une substance chimique ou d'un effluent vis-à-vis des organismes vivants, développés au niveau des laboratoires sont très divers puisqu'ils

vont des essais de toxicité mono spécifiques jusqu'à l'emploi de microcosmes. Les tests ont pour objet d'évaluer la sensibilité d'un ou de plusieurs taxon à un toxique.

Ainsi, ils peuvent être monospécifiques (un essai sur une seule espèce), ou plurispécifiques (sur plusieurs espèces) (Calow, 2003 ; Walker et al. 2005).

### **I.8.2.1. Les tests mono spécifiques**

La grande majorité des tests réalisés en laboratoire sont monospécifiques, l'exposition aux contaminants ne concerne qu'une espèce représentative d'un niveau trophique déterminé. L'utilisation importante et courante des essais monospécifiques est liée à leurs nombreux avantages.

Leur mise en œuvre est en effet simple et rapide pour un coût modéré. La pertinence des informations qu'ils fournissent est également un atout car ils possèdent généralement une sensibilité et une reproductibilité de bonne qualité (Roche et al. 2002 ; Calow et Forbes, 2003). Il est possible de différencier deux catégories principales de tests monospécifiques (Charissou et al. 2006 ; Ferro et al. 2013 ; Bour, 2015) :

#### **I.8.2.1.1. Les tests d'écotoxicité aiguë**

Ce sont des essais à court terme, au cours desquels les effets doivent se révéler sur une courte durée (de quelques heures à quelques jours en fonction du cycle de vie de l'animal, moins de 10% de sa durée de vie) après l'exposition à un toxique, et au cours desquels il y a généralement mortalité des organismes exposés.

L'écotoxicité aiguë se manifeste donc après exposition à un stimulus suffisamment important pour induire une réponse biologique rapide.

Si aucun effet n'est observé, la substance n'a pas d'effets écotoxiques aigus dans les conditions de l'essai ; ce qui ne veut pas dire pour autant que cette substance ne présente pas d'écotoxicité chronique. Ces essais permettent d'établir une relation entre la concentration d'exposition et l'intensité de l'effet.

Les résultats sont généralement exprimés par une CL50 qui est la concentration pour laquelle les effets létaux sont observés pour 50 % des individus testés (Boucheseiche et al. 2002).

#### **I.8.2.1.2. Les tests d'écotoxicité chronique**

Ce sont des tests qui permettent de déterminer l'écotoxicité chronique (à moyen ou à long terme) de l'organisme d'essai. Le temps d'exposition correspond en principe à plus de 10

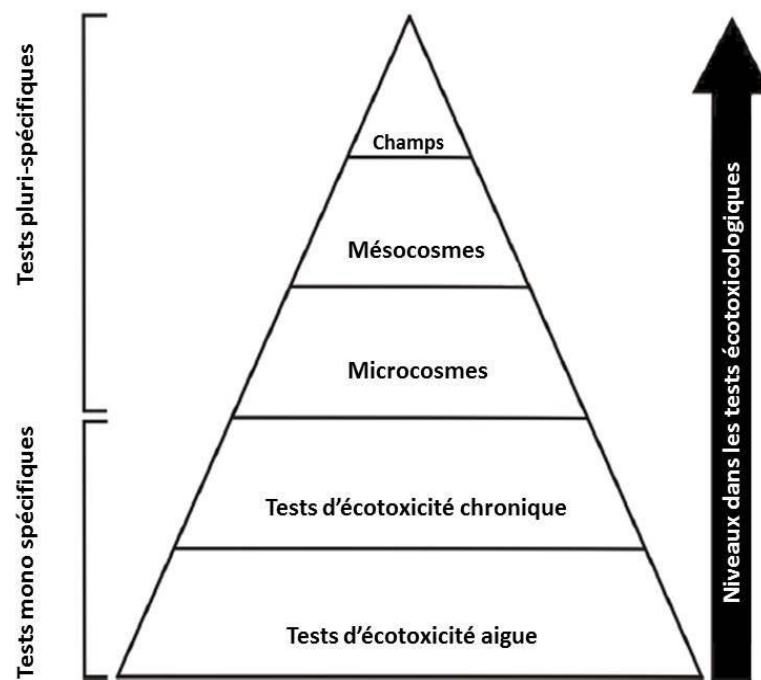
% de la durée de vie probable de l'organisme en dehors de facteurs de stress et doit intégrer plusieurs stades critiques de son cycle de vie (Manusadžianas et al. 2012). L'écotoxicité chronique s'exprime après exposition unique (continue ou répétée) à une substance toxique à faibles concentrations. En plus de la CE50 ou CE25, les essais à moyen et long terme permettent de déterminer aussi deux concentrations expérimentales :

- La NOEC (No Observed Effect Concentration) : la concentration la plus forte pour laquelle aucun effet significatif par rapport au témoin n'est observée sur l'espèce étudiée dans les conditions de l'essai ;
- La LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) : la concentration la plus basse testée pour laquelle un effet significatif par rapport au témoin est observé dans les conditions de l'essai.

L'écotoxicité s'exprime à travers des critères d'effets sub-létaux tels que l'inhibition de la croissance, l'activité trophique, la reproduction, etc.

#### **I.8.2.2. Les tests plurispécifiques**

Les mésocosmes et les microcosmes reproduisent des écosystèmes artificiellement enfermés, constitués par la mise en place de composantes abiotiques et de plusieurs espèces représentatives des niveaux trophiques du milieu simulé (Caquet et al. 1996 ; Sahli, 2012). La distinction entre microcosmes et mésocosmes dépend essentiellement des tailles des systèmes réalisés. Leur utilisation permet de se placer à un niveau de la représentativité des écosystèmes (Calow et Forbes, 2003). La figure 10 récapitule la différence entre les tests mono et pluri-spécifiques.



**Figure 10 :** Différents niveaux dans les tests écotoxicologiques, adapté, d'après Walker et al. 2005).

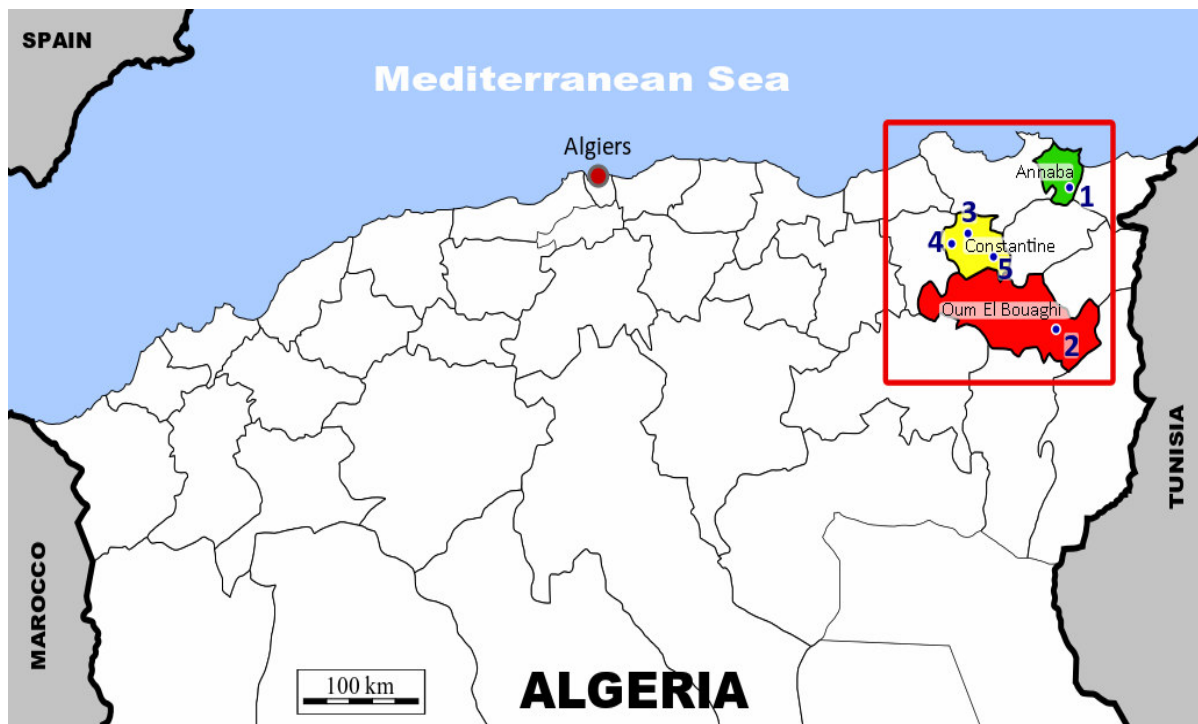
# Matériel et méthodes



## II.1. Choix et localisation des stations de prélèvement

### II.1.1. Présentation des zones d'étude

Notre zone étude est localisée au Nord-Est Algérien et a concerné la région hydrographique du Constantinois-Seybousse-Mellegue (plus particulièrement le bassin versant du Kébir-Rhumel et celui de la Seybousse). Cette région englobe administrativement 14 wilayas et les wilayas concernées par cette étude sont : Constantine, Annaba et Oum el Bouaghi. La figure 11 représente la situation géographique de la zone d'étude.



**Figure 11** : Représentation de la situation géographique de la zone d'étude.

#### II.1.1. Wilaya de Constantine

Nous avons effectué des investigations dans 3 différentes zones dans la wilaya de Constantine, à savoir : Ibn Badis, B'kira et Ibn Ziad. Ces 3 zones possèdent les mêmes caractéristiques géologiques et climatiques, mais ce qui les distingue c'est l'intensité des perturbations anthropiques.

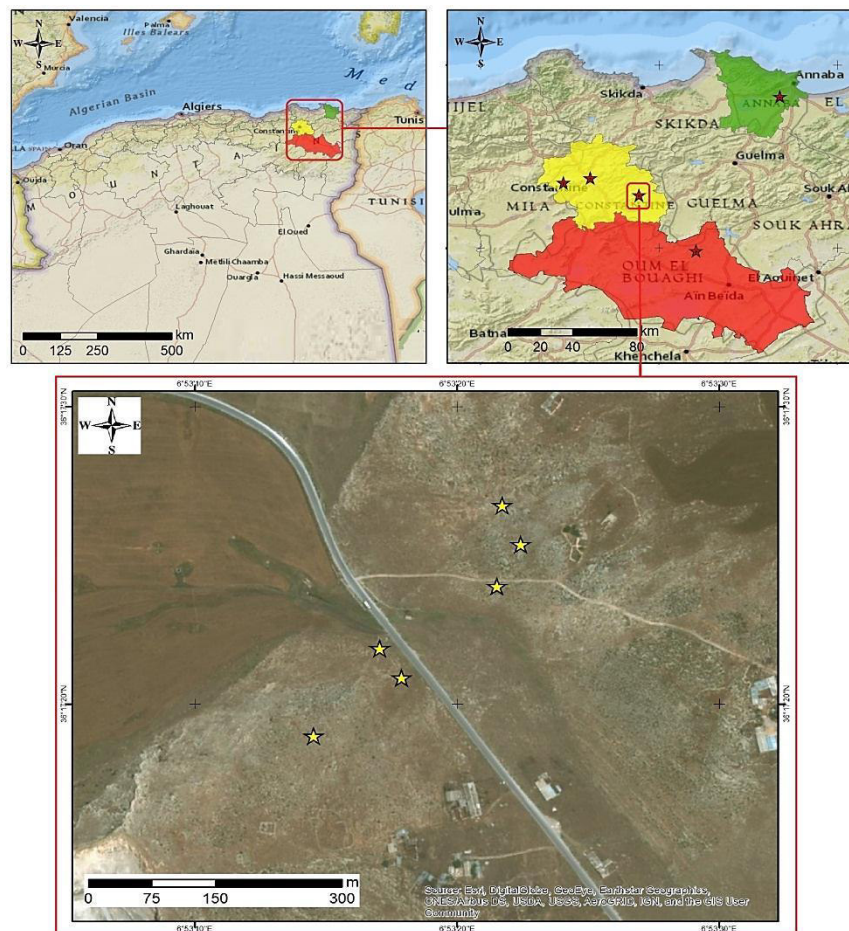
La wilaya de Constantine est caractérisée par une prédominance de terrains tendres constitués de marnes et d'argiles, de faible à moyenne résistance, avec prédominance des formations calcaires marneuses et des formations de marnes, conglomérats et calcaires lacustres. Ces formations, peu ou pas tectonisées, correspondent au miopliocène et au quaternaire qui constituent le bassin de Constantine (Mebarki, 2005).



Le climat de la zone est de type méditerranéen. La moyenne pluviométrique varie de 500 mm à 700 mm par an. La région de Constantine se situe dans l'étage bioclimatique semi-aride à hiver frais, et été chaud et sec. Il subit des influences de l'étage méditerranéen bioclimatique sub-humide en hiver et de l'atlas saharien en été (Mebarki, 2005).

### II.1.1.1. Ibn Badis

Ibn Badis, anciennement appelée El Haria, est une commune de la wilaya de Constantine en Algérie. Le prélèvement des échantillons a été effectué au niveau du mi-versant du Djebel Oum Settas, dont les coordonnées géographiques sont les suivantes :  $36^{\circ}17'21.78''N$ ,  $6^{\circ}53'17.56''E$ . Cette zone d'échantillonnage est perchée à une altitude de 916 m. C'est une zone sub-montagneuse, traversée par le chemin wilayal N°133, qui relie la commune d'Ain Abid à la commune d'Ibn Badis. Elle est caractérisée par la présence de nombreuses carrières d'agrégats et de carbonates de calcium ainsi que de plusieurs parcs à ferraille (Figures 13 et 14). La figure 12 représente la situation géographique de la zone d'Ibn Badis.



**Figure 12 :** Situation géographique de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis.



**Figure 13 :** Photo de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis

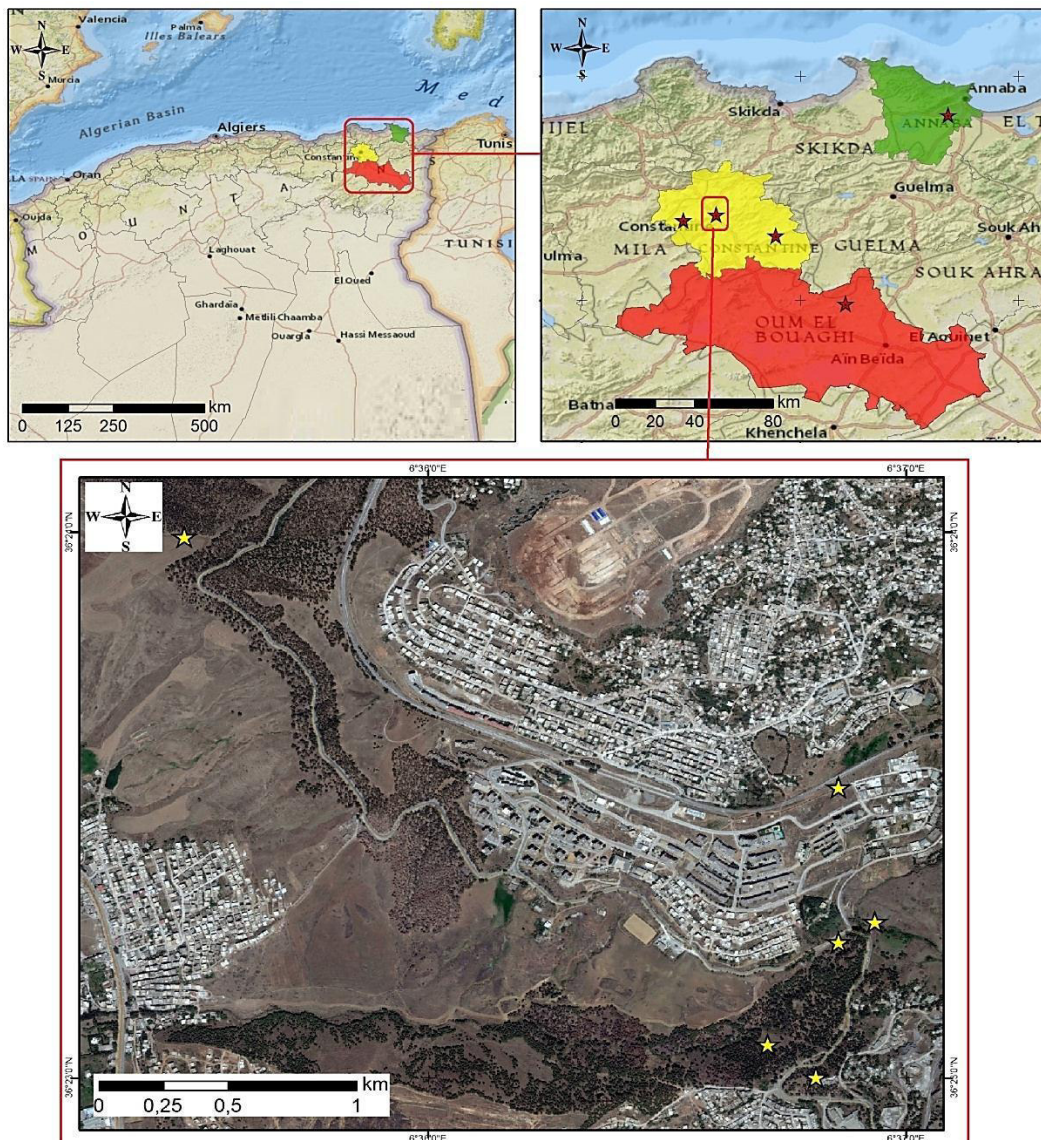


**Figure 14 :** Photos montrant les impacts anthropiques de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis.

### II.1.1.2. B'kira

Dans la commune de Hamma Bouziane et à 7 km au nord de Constantine se situe la zone urbaine de B'kira. La zone d'échantillonnage se situe le long de la route nationale N°3 reliant la ville de Constantine à la commune de Hamma Bouziane, ses coordonnées géographiques sont :  $36^{\circ}23'51''\text{N}$  et  $6^{\circ}36'49''\text{E}$ . L'altitude est de 627 m.

La wilaya de Constantine a connu depuis ces dernières décennies une extension difficilement contrôlée de l'urbanisation, du secteur industriel et du trafic routier. La région de B'kira est soumise à une perturbation anthropique due, notamment, au trafic routier important, à une pollution atmosphérique due aux rejets de la cimenterie de Hamma Bouziane, et à la présence de déchets urbains peu ou non dégradables comme le caoutchouc, le plastique, des déchets de construction, etc. (Figure 16). La figure 15 représente la situation géographique de la zone urbaine de B'kira.



**Figure 15** : Situation géographique de la zone urbaine de B'kira



**Figure 16 :** Photos de la zone urbaine de B'kira.

### II.1.1.3. Ibn Ziad

Cette zone d'étude est située dans la wilaya de Constantine, ses coordonnées géographiques sont  $36^{\circ}21'05.28''N$  et  $6^{\circ}27'45.68''E$ , l'altitude est de 993 m. Ibn-Ziad (anciennement appelée Rouffach) est une commune qui se situe au nord-ouest de la wilaya de Constantine en Algérie. Elle est construite sur pente et abreuée par une source naturelle appelée « al manbouê ». Elle est caractérisée par la culture de blé et de plantes maraîchères. Elle abrite aussi une station de traitement et d'épuration des eaux usées (STEP), la plus importante de la wilaya puisqu'elle traite, principalement, les eaux usées de la ville de Constantine.

L'échantillonnage a été effectué dans le mont (ou Djebel) Chikh Zouaoui. Notre choix pour cette zone est justifié par son éloignement de toute source de perturbation anthropique (figure 18). La figure 17 représente la situation géographique de la zone montagneuse d'Ibn Ziad.

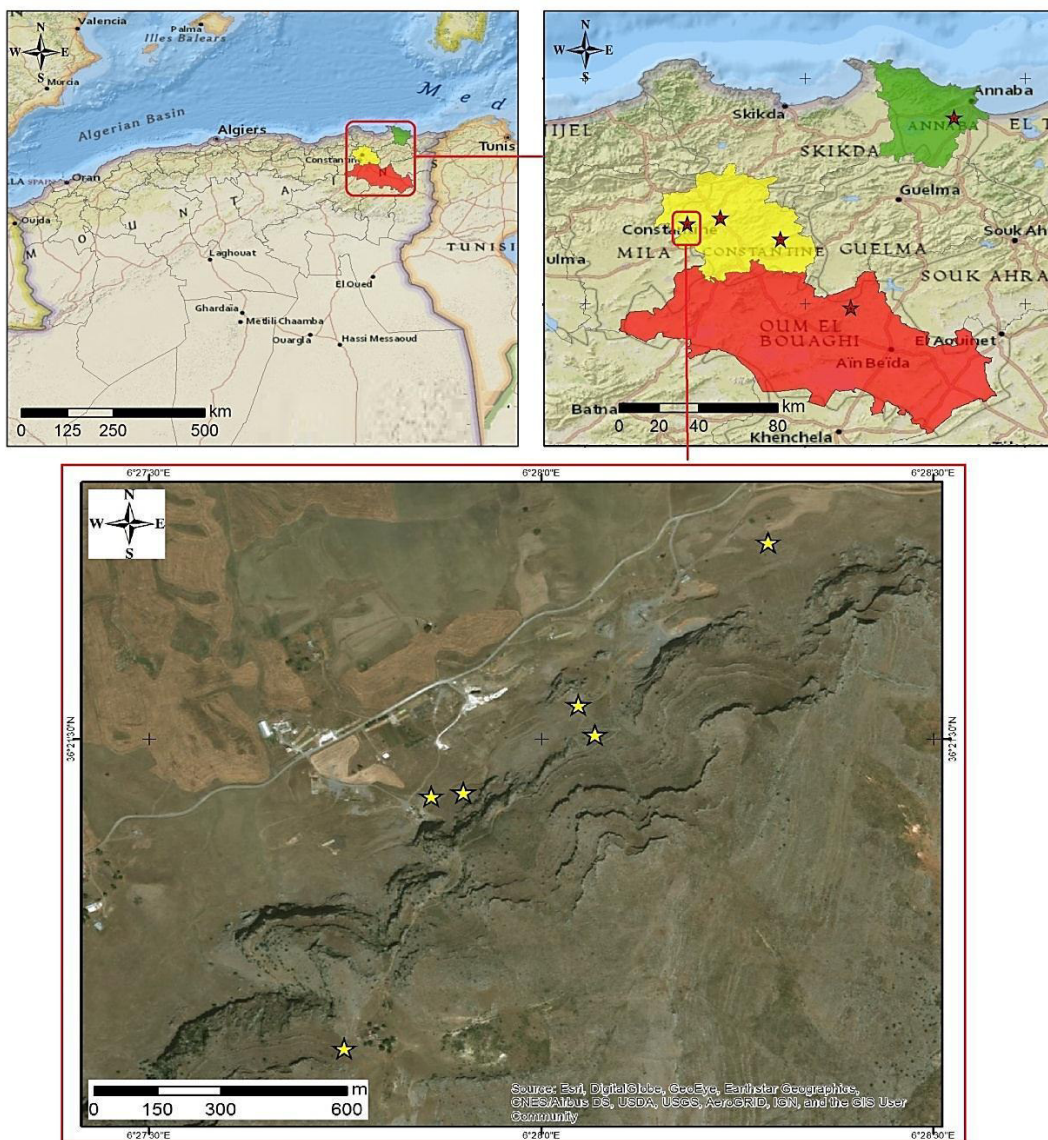


Figure 17 : Situation géographique de la zone montagneuse d'Ibn Ziad

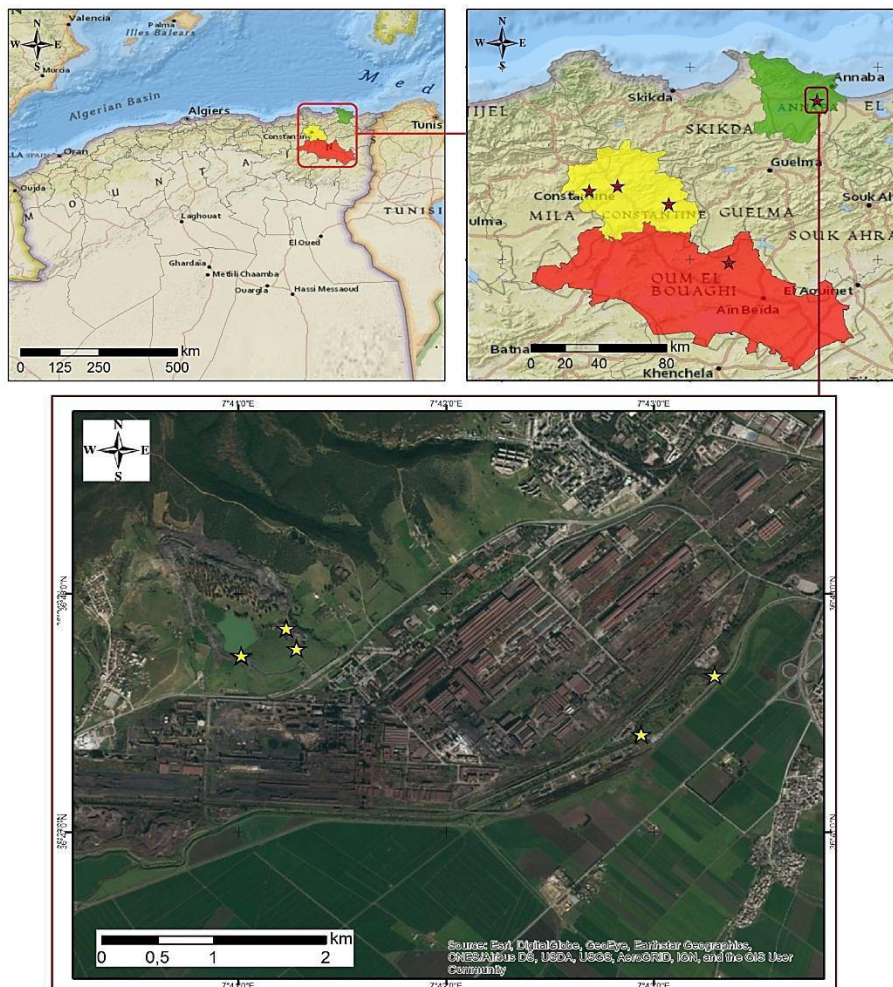


**Figure 18 :** Photos de la zone montagneuse d'Ibn Ziad.

### **II.1.2. Wilaya d'Annaba : zone d'El Hadjar**

La géologie de la région d'Annaba est représentée par trois formations principales : les dépôts alluvionnaires perméables du quaternaire ayant une importance capitale pour l'hydrogéologie de la région, et les deux formations imperméables ou semi-perméables qui constituent les frontières des réservoirs naturels. Ces formations sont représentées par les grès Numidiens et les formations Triasiques (Chouabbi, 1987 ; Chaoui et al. 2013). Notre région d'étude est située dans le bassin versant de la Seybousse, d'après l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH), la pluviométrie varie sur ce bassin en

moyenne de 450 mm au sud à 735 mm au nord. Les températures moyennes maximales annuelles sont de 23.8°C et les minimales sont de 12.9°C. Ses coordonnées géographiques sont les suivantes : 36°47'44.74''N et 7°41'02.49''E, l'altitude est de 52m. La ville d'Annaba est connue pour son secteur industriel, qui tend à valoriser les produits miniers (sidérurgie d'El-Hadjar, engrais chimiques d'Asmidal, et Fertial, etc.), et les activités annexes. Elle est aussi connue pour son secteur agricole qui est dominé par la culture céréalière ainsi que les cultures maraichères, et son secteur agroalimentaire (conditionnement de la tomate entre autres), (ANRH, 1999). Notre choix pour cette zone est étayé par la présence du grand complexe sidérurgique d'El Hadjar Arcelor Mittal. Nous nous sommes intéressés à sa périphérie lors de l'échantillonnage en raison de la présence de différentes sources de perturbation anthropiques, à savoir, des dégagements de fumées, la présence d'effluents liquides, de remblais contaminés et de déchets solides peu ou non biodégradables (figures 20 et 21). La figure 19 représente la situation géographique de la zone industrielle d'El Hadjar.



**Figure 19 :** Situation géographique de la zone industrielle d'El Hadjar.



**Figure 20** : Photos de la zone industrielle d'El Hadjar montrant les déchets solides et les effluents liquides à la périphérie du complexe sidérurgique.



**Figure 21** : Photos de la zone industrielle d'El Hadjar montrant le dégagement de fumées depuis les cheminées du complexe Arcelor Mittal.



### II.1.3. Wilaya d'Oum El Bouaghi : zone de Djebel Hamimat

Cette zone a fait l'objet de nombreuses études antérieures dont celle de Rached-Mosbah et Gardou (1988) ; Rached-Mosbah et al. (1992) ; Rached-Mosbah, (1993). La géologie de la région a aussi été établie par Boisson et Neybergh (1977). Cette zone se présente en une demi-boutonnière anticlinale avec un axe Sud-Ouest-Nord-Est formant, un axe à convexité Sud-Est, le côté Nord est tranché et écaillé. La série est datée du crétacé inférieur. Les concentrations métallifères de l'antimoine apparaissent sur les flancs, dans différents niveaux calcaires fissurés et bréchifiés, et sont liées à la tectonique (Bentellis-Mosbah et Rached 2006). Le sommet est caractérisé par la présence d'une croûte calcaire, et le long des oueds, il y a présence d'alluvions actuelles et récentes (Rached-Mosbah, 1983).

La wilaya d'Oum el Bouaghi se situe à environ 14 km de notre zone d'étude et d'après l'Office National de Météorologie (ONM), la zone d'étude fait partie de l'étage bioclimatique semi-aride à hiver frais, avec une Température minimale moyenne annuelle avoisinant les 9,7°C, Température maximale moyenne annuelle de 23,1°C et des précipitations totales annuelles de l'ordre de 200,86 mm.

Le Djebel Hammimat abritait le plus important gisement d'antimoine d'Algérie au 19<sup>ème</sup> siècle, cette ancienne mine d'antimoine avait fait l'objet d'une exploitation à ciel ouvert jusqu'en 1952, qui a été ensuite, cédée en concession (Boisson et Neybergh, 1977). Cette mine antimonifère, même abandonnée, exerce manifestement encore ses effets néfastes sur l'environnement. Des études faites sur les sols et la végétation steppique locale ont montré qu'ils étaient contaminés par le plomb et le cadmium notamment (Rached-Mosbah et Gardou 1988 ; Rached-Mosbah et al. 1992 ; Rached-Mosbah, 1993 ; Bentellis-Mosbah et Rached 2006, Bentellis et al. 2014 ; Zekri et al. 2019).

Notre site de prélèvement est localisé à proximité de Aïn Babouche, situé à 878m d'altitude et possédant les coordonnées géographiques suivantes : 35°59'03.14''N et 7°12'04.08''E (figure 23). La figure 22 représente la situation géographique de la zone minière de Djebel Hamimat.

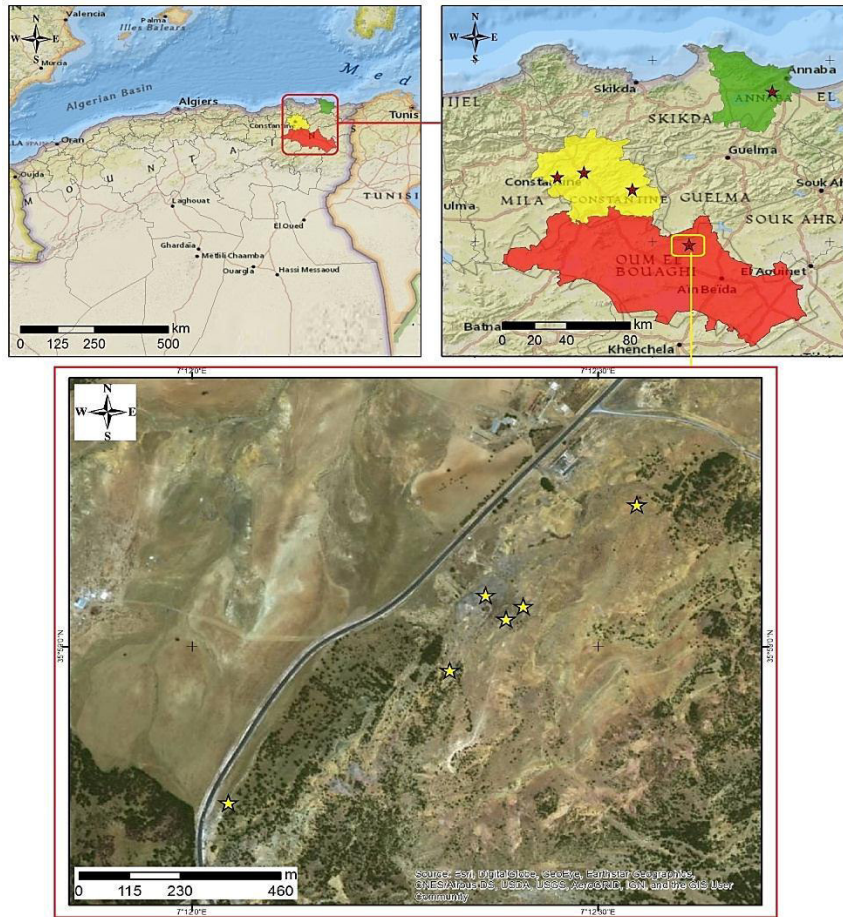


Figure 22 : Situation géographique de la zone minière de Djebel Hamimat



Figure 23 : Photos de la zone minière de Djebel Hamimat montrant les mines d'antimoine.

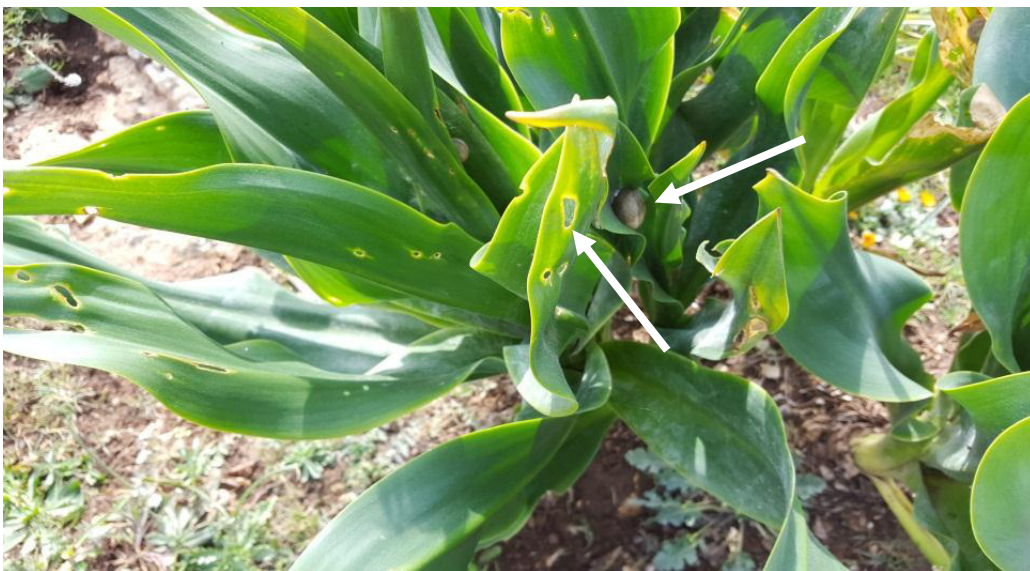
## II.2. Nature et stratégie des prélèvements

### II.2.1. Prélèvement du sol

L'échantillonnage a été fait selon une méthode aléatoire. La récolte des escargots a été accompagnée par un prélèvement de sol présent dans chaque quadrat, ce dernier a concerné l'horizon de surface 0-20cm, car les escargots sont, pour la plus part des organismes épi-édaphiques. Cette tâche a été accomplie à l'aide d'une tarière en acier dur et 8 à 10 carottes ont été prélevées dans chaque quadrat. L'échantillon analysé est un échantillon moyen représentatif du quadrat.

### II.2.2. Prélèvement de la végétation

La cueillette de la végétation s'est faite dans les mêmes quadrats dans lesquels nous avons prélevé le sol et les escargots. Nous avons cueilli l'espèce *Drimia maritima* (L.) Stearn, 1978 (Synonyme : *Urginea maritima* (L) Baker), dans le but de quantifier les teneurs en ETM dans l'espèce et de connaître, ainsi, le niveau de contamination au niveau du premier maillon de la chaîne trophique. Nous avons opté pour cette espèce car elle constitue un abri et une source d'alimentation pour les escargots (Figure 24). En effet, au cours de l'échantillonnage, nous avons remarqué que la quasi-totalité des individus se trouvaient sur le feuillage de cette plante herbacée (Figure 24). Cette plante bulbeuse au feuillage caduc appartient à la famille des Liliacées. La taxonomie de l'espèce est représentée dans le tableau 2.



**Figure 24 :** Photo de l'espèce *Drimia maritima* (L.) Stearn, 1978 dans un quadrat échantillonné, montrant des escargots s'abritant et s'alimentant de son feuillage.

**Tableau 2** : Classification de l'espèce *Drimia maritima* (L.) Stearn, 1978

<b>Classification</b>	
<b>Règne</b>	Plantae
<b>Division</b>	Magnoliophyta
<b>Classe</b>	Liliopsida
<b>Ordre</b>	Liliales
<b>Famille</b>	Liliaceae
<b>Genre</b>	Drimia
<b>Espèce</b>	<i>Drimia maritima</i> (L.) Stearn, 1978

### II.2.3. Prélèvement des escargots

Le ramassage d'escargots a été effectué durant deux saisons : printemps et été. Le choix des parcelles était aléatoire ; il dépendait notamment de la présence et/ou abondance d'un nombre suffisant d'individus. Chaque zone est partagée en 6 parcelles allant de 2 à 8m<sup>2</sup>. Une chasse à vue a été effectuée, c'est une méthode largement utilisée en malacologie et seuls les individus vivants ont été récoltés ; les limaces n'ont pas été prises en considération, car, leur activité dépend fortement des conditions climatiques à savoir, un fort taux d'humidité (Rollo, 1991).

Le ramassage des escargots a été fait à la main, en faisant attention à ne pas écraser les individus vivants, ceux-ci ont été placés dans des boîtes en plastiques dont les couvercles sont perforés pour permettre l'aération jusqu'à l'arrivée au laboratoire. Ensuite, ces spécimens ont été identifiés, numérotés et conservés dans de l'alcool à 70°. Ceux destinés à la quantification d'ETM ont été séparés de ceux utilisés pour l'identification et la biodiversité.

## II.3. Traitement des échantillons et caractérisation des différentes matrices

### II.3.1. Traitement et caractérisation physico-chimique des sols

#### II.3.1.1. Prétraitement et préparation des échantillons de sols

Les échantillons de sols prélevés ont été préalablement séchés à l'air libre sur du papier kraft durant environs 15 jours. Les grosses mottes de terre ont été réduites en petits morceaux puis broyés à l'aide d'un mortier en porcelaine afin de les transformer en fines particules. Le tout a été tamisé à travers un tamis de mailles de 2mm. Ils ont été ensuite ensachés dans des sacs en papier kraft à température ambiante jusqu'à analyse.

#### II.3.1.2. Caractérisation physico-chimique des sols

La caractérisation physico-chimique des sols est une étape cruciale dans notre étude, elle est couramment pratiquée en vue de connaître le comportement des agents polluants. Elle a

été faite selon des méthodes normalisées sur le plan international. Les paramètres étudiés au cours de cette thèse sont : le Potentiel Hydrogène (pH en unité 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 dans le sol (C en %), l'azote total (N en %), le rapport carbone sur Azote (C/N), la capacité d'échange cationique (CEC en  $\text{cmol.Kg}^{-1}$ ), et enfin, l'analyse granulométrique (argile, limon et sable en %).

#### **II.3.1.2.1. Détermination du potentiel Hydrogène (pH)**

Le pH est une propriété du sol importante à connaître. C'est le reflet de la concentration de la phase liquide du sol en ions  $\text{H}^+$  et la capacité de la phase solide à libérer des cations  $\text{Al}^{3+}$  (Calvet, 2013). La variation du pH, qu'elle soit naturelle ou anthropique, est un facteur déterminant sur la mobilité des ETM. En effet, elle régit la spéciation des métaux, leur solubilité, leur transport et leur biodisponibilité éventuelle dans la solution du sol. Elle affecte aussi les processus d'adsorption et/ou de désorption (John et Leventhal, 1995).

Ce paramètre a été déterminé dans une mixture sol/eau distillée suivant un rapport pondéro-volumique de 1/2,5, selon la norme NF X 31-103 (1998). Il a été mesuré dans le surnageant à l'aide d'un pH mètre de terrain, étalonné avec des solutions dont le pH est connu. Le pH est exprimé en unité pH.

#### **II.3.1.2.2. Détermination de la conductivité électrique (CE)**

La conductivité électrique est une mesure qui chiffre la capacité d'une solution à laisser passer un courant électrique, ainsi, elle augmente avec la salinité de cette dernière. Elle dépend de la teneur et de la nature des sels solubles présents dans ce sol. Lors de l'analyse du sol, ce paramètre a été déterminé dans une suspension sol/eau distillée selon un rapport pondéro-volumique de 1/5 selon la méthode ISO 11265 (1994).

La mesure de la conductivité électrique est effectuée sur le surnageant obtenu après centrifugation à l'aide d'un conductimètre (Model WTW/Multi 3420). Elle est exprimée en ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

#### **II.3.1.2.3. Dosage du calcaire total ( $\text{CaCO}_3$ )**

Les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des ETM, soit par adsorption, soit 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 à l'aide du calcimètre de Bernard selon la norme NF ISO 10693 (1995). Les taux en calcaire total sont exprimés en (%).

#### II.3.1.2.4. Dosage du carbone organique et de la matière organique (CO et MO)

La matière organique influence de manière significative le comportement de nombreux ETM, notamment le fer, le cuivre et le plomb (Hooda, 2010). Ces derniers peuvent être retenus sous forme échangeable ou à l'état de complexes.

Le dosage de la matière organique a été effectué selon la méthode de Walkley et Black (Duchaufour, 1991). Ce dosage est basé sur l'oxydation du carbone par le bichromate de potassium en milieu fortement acide (acide sulfurique), et un dosage de l'excès de bichromate de potassium en utilisant de la diphénylamine qui indiquera l'oxydoréduction. Les résultats obtenus sont exprimés en pourcentage (%) de carbone organique ( $C_{org}$ ) et le taux de la matière organique est donné par la relation suivante :

$$MO \% = 1,75 \times C$$

#### II.3.1.2.5. Dosage de l'azote total (N)

L'azote se trouve dans toutes les fractions des matières organiques du sol, dans des composés très divers, libres ou liés aux minéraux et aux substances humiques (Calvet, 2013). Le taux d'azote total dans le sol a été déterminé en suivant la méthode de Kjeldahl. Cette dernière s'effectue en deux étapes principales : la minéralisation qui a pour finalité de dégrader la matière organique azotée sous forme de sel d'ammonium et la distillation de l'ammonium et sa transformation en ammoniac en ajoutant de la soude (NaOH).

La teneur en azote Kjeldahl (N) est exprimée en milligrammes par grammes de matières sèches, et est donné par l'équation suivante :

$$N(\%) = \frac{N \times (v_1 - v_0) \times 0,0014}{m} \times 100$$

Où :

**N** est la normalité de l'acide sulfurique

**V<sub>1</sub>** est le volume, en millilitres, d'acide sulfurique utilisé pour l'échantillon

**V<sub>0</sub>** est le volume, en millilitres, d'acide sulfurique utilisé dans l'essai à blanc

**M** est la masse, en grammes, de l'échantillon du sol séché à l'air libre

### II.3.1.2.6. Détermination du rapport C/N

En calculant le taux de carbone organique (C%) et le taux d'azote total (N%), nous avons pu déterminer le rapport massique carbone sur azote (C/N), qui est un indicateur de l'activité biologique du sol, traduisant l'aptitude de ce dernier à décomposer la matière organique.

### II.3.1.2.7. Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique d'un sol est la quantité de cations que celui-ci peut retenir sur son complexe adsorbant. Elle fournit un effet tampon aux changements du pH, de la quantité de nutriments disponibles, des niveaux de calcium et des changements structurels du sol (Hazelton et Murphy, 2007).

La méthode suivie pour la détermination de la CEC est la Méthode à l'oxalate d'ammonium ou méthode Riehm (AFNOR X 31-130). Elle consiste en un échange des cations retenus par l'échantillon de sol avec les ions ammonium d'une solution aqueuse et neutre d'oxalate d'ammonium en présence de carbonate de calcium. La CEC est déterminée par mesure de la concentration des ions ammonium libres dans le filtrat. Cette mesure est effectuée par dosage de l'azote ammoniacal (Baize, 2000).

La détermination de la CEC a été faite en appliquant la formule suivant :

$$T = \frac{(V_2 - V_1) \cdot c \cdot 50 \cdot 2 \cdot 100}{M \cdot V}$$

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

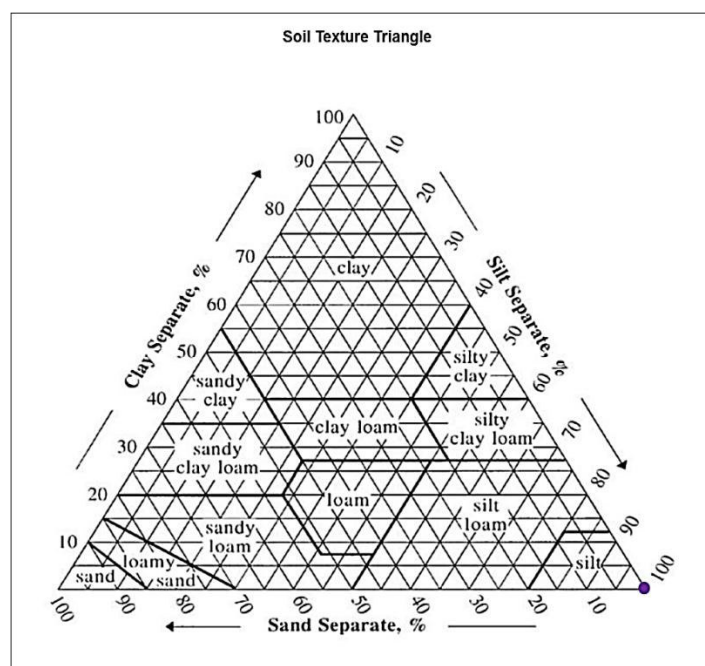
**V** : Volume de filtration

### II.3.1.2.8. Analyse granulométrique

Les propriétés physiques, mécaniques et hydriques des sols dépendent d'une manière ou d'une autre de leur composition granulométrique. L'analyse granulométrique est une qualification globale des propriétés des matériaux terreux et, par conséquent des sols ou des horizons de sols d'où ils sont issus. Elle est désignée par une appellation texturale

établie à partir d'un diagramme basé sur les teneurs en argile granulométrique, en limons granulométriques et en sables granulométriques (Calvet, 2013).

L'analyse granulométrique a été réalisée selon la norme NF X 31-107 (AFNOR, 2003). La détermination des fractions les plus fines ( $< 50 \mu\text{m}$ ) s'est effectuée au moyen de 3 prélèvements successifs (en premier lieu les argiles, les limons fins et les limons grossiers, en deuxième lieu : les argiles et les limons fins et en troisième lieu les argiles), à l'aide de la pipette de Robinson dans une suspension de sol en cours de sédimentation. La fraction des sables fins est séparée par passage sur tamis de  $50 \mu\text{m}$  et sous une eau courante de la suspension après prélèvements des fractions fines. Les prélèvements et le tamisage sont réalisés après destruction de la matière organique par l'eau oxygénée ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) sur une prise d'essai de 30 g. Les résultats sont exprimés en % du poids de l'échantillon initial et permettent de déterminer la texture globale des sols en se référant à un triangle textural. Pour l'interprétation des résultats, nous avons projeté les valeurs obtenus sur le triangle textural américain du système de *United States Department of Agriculture (USDA)* (Figure 25, Annexe 1).



**Figure 25 :** Triangle textural américain utilisé pour déterminer les classes texturales des sols étudiées, système USDA (SSDA, 1993).

### II.3.1.3. Extraction et dosage des ETM dans le sol

La concentration totale en ETM dans un sol n'est pas forcément équivalente à la quantité réellement disponible pour les organismes vivants (Viard-La Rocca, 2004). Plusieurs méthodes normalisées sur le plan international recommandent la caractérisation des teneurs



pseudo-totales en ETM, mais ne prennent pas en compte le pool labile (*i.e.* le pool disponible et réellement assimilable par les organismes vivants). C'est pourquoi, il s'avère important d'associer cette caractérisation des teneurs pseudo-totales en ETM à celle de sa fraction biodisponible.

Au cours de notre étude, et en plus de la détermination des fractions pseudo-totales en ETM dans les sols, nous avons opté pour la détermination de la fraction biodisponible. Il est à noter que la matière organique à laquelle sont chélatés les ETM, et dont se nourrissent, en partie, les escargots, représente le principal facteur extrinsèque qui détermine les taux d'absorption des métaux par ces mêmes organismes (Dallinger, 1993). Les méthodes utilisées pour déterminer les deux fractions sont décrites ci-dessous.

### II.3.1.3.1. Détermination de la fraction métallique pseudo-totale

La détermination de la fraction pseudo-totale en ETM a été effectuée par digestion humide à l'eau régale selon une technique inspirée de la norme NF-ISO 11466 (1995). Cette dernière consiste à ajouter 10 ml d'eau régale (mélange de trois parts d'acide chlorhydrique HCl concentré et d'une part d'acide nitrique HNO<sub>3</sub>) à 0,5g de sol, et à laisser la digestion à froid se faire pendant toute une nuit. On procède ensuite à une digestion à chaud dans des bombes en téflon mis sous pression dans un four micro-onde (modèle Speedwave MWS-2. BERGHOF B). Cette digestion à chaud se déroule en 3 étapes selon les conditions décrites dans le tableau 3.

Après digestion, le résidu est filtré sur papier filtre sans cendres (Whatman 540), le volume est ajusté à 20 ml avec de l'eau désionisée. Les extraits sont conservés à 4 °C dans des flacons en polypropylène (préalablement traités à l'acide nitrique 5 %) jusqu'au analyse.

**Tableau 3 :** Conditions de la digestion à chaud lors de l'extraction de la fraction pseudo-totale des ETM à partir du sol.

	1 <sup>ère</sup> étape	2 <sup>ème</sup> étape	3 <sup>ème</sup> étape
<b>Température (°C)</b>	180°C	100°C	100°C
<b>Puissance (%)</b>	80%	80%	40%
<b>Temps (min)</b>	10 min	10 min	5 min

### II.3.1.3.2. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'extraction des ETM dans le sol

En plus des essais à blanc, et pour valider les résultats de notre extraction d'ETM, un échantillon de sol de référence certifié (BCR-CRM 141R : sol limoneux calcaire) a été

utilisé. Pour cela, des répétitions de la minéralisation de l'échantillon de sol de référence ont été effectuées dans les mêmes conditions de minéralisation. Pour les blancs, la même méthode a été suivie, mais en utilisant seulement les réactifs. Les résultats du dosage des ETM dans l'échantillon de sol de référence sont récapitulés dans le tableau 4. Les pourcentages de récupérations calculés par rapport à la moyenne sont dans l'ensemble satisfaisants.

**Tableau 4** : Résultats du dosage des ETM dans l'échantillon de sol de référence.

	Valeurs certifiées ( $\mu\text{g/g}$ )	Valeur observées ( $\mu\text{g/g}$ )	Récupération (%)
<b>Cd</b>	14 $\pm$ 0.4	14.85 $\pm$ 0.01	106.07
<b>Cr</b>	138 $\pm$ 5.0	136.2 $\pm$ 0.2	98.69
<b>Cu</b>	46.9 $\pm$ 1.8	43.02 $\pm$ 0.69	91.72
<b>Pb</b>	51.3 $\pm$ 2.0	48.65 $\pm$ 0.94	94.83
<b>Zn</b>	270 $\pm$ 8	245.2 $\pm$ 0.52	90.81

Le dosage des ETM a été effectué par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (SAA) à flamme de type Shimadzu AA-6800. La flamme utilisée correspond à un mélange air-acétylène.

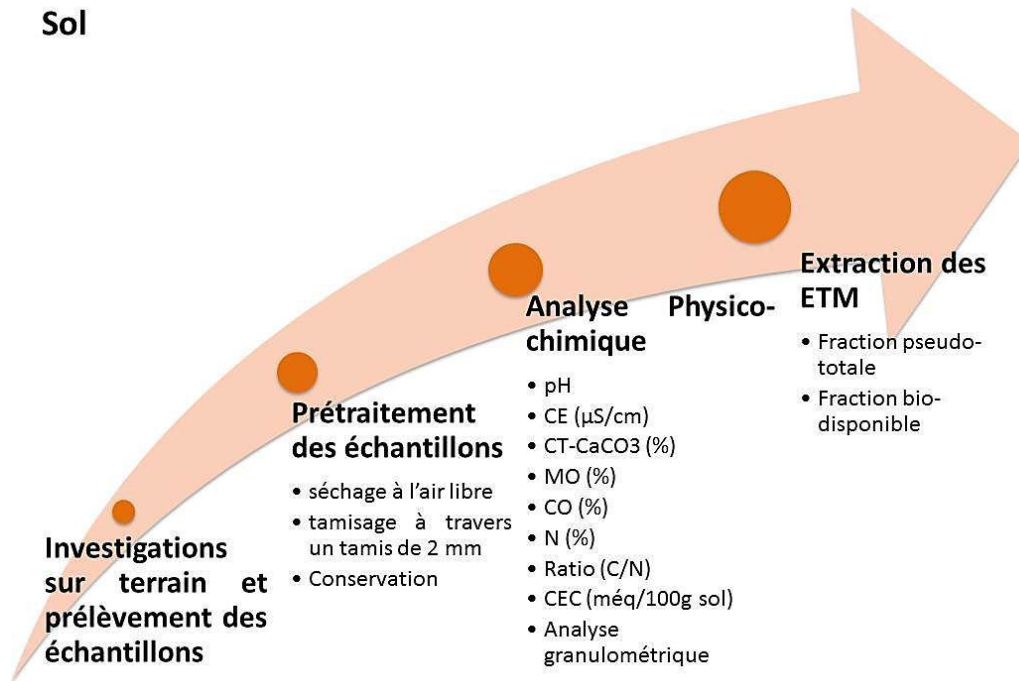
#### **II.3.1.3.3. Détermination de la fraction métallique biodisponible**

La biodisponibilité caractérise l'aptitude d'un élément à passer d'un compartiment du sol vers un organisme. Les quantités des ETM susceptibles d'être prélevés par les escargots sont extraites des échantillons de sol selon la norme NF X 31-120 (2003).

Cette méthode consiste à mélanger 5g  $\pm$ 0,01g de sol à une solution d'extraction composée d'EDTA dissodique et d'acétate d'ammonium. La solution obtenue est agitée puis centrifugée à 3000 tours/minutes pendant 10 minutes. Après centrifugation, le surnageant est filtré sur papier filtre sans cendres (Whatman 540). Les extraits sont conservés à 4° C dans des flacons en polypropylène (préalablement traités à l'acide nitrique 5 %) jusqu'à analyse.

La fraction métallique estimée comme étant biodisponible est dosée dans le surnageant obtenu par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (SAA) à flamme de type Shimadzu AA-6800. La flamme utilisée correspond à un mélange air-acétylène.

Les principales analyses physico-chimiques effectuées sur le compartiment sol sont récapitulées dans la figure 26.



**Figure 26** : Récapitulatif de la démarche méthodologique faite sur le sol.

### II.3.2. Caractérisation de la végétation

Parmi les espèces végétales se trouvant à l'intérieur des quadrats échantillonnés, nous avons choisi l'espèce *Drimia maritima* (Liliaceae) (syn. *Urginea maritima* (L.) Stearn, 1978) pour en extraire les ETMs. Et pour cause, lors des campagnes d'échantillonnage, nous avons remarqué que les escargots sont particulièrement friands de cette plante herbacée, cette dernière leur sert de nourriture mais aussi d'abri (Figure 27). Ceci nous permettra de suivre le transfert des micropolluants métalliques le long de la chaîne alimentaire.



**Figure 27** : Photo de la plante *Drimia maritima* dans un quadrat échantillonné.

### II.3.2.1. Prétraitement de la végétation

L'extraction des ETM a concerné la partie aérienne de la plante, c'est-à-dire son feuillage. La végétation récoltée a préalablement été nettoyée et coupée en petits morceaux. Elle a ensuite été séchée dans une étuve réglée à 65°C pendant 48h ou jusqu'à obtention d'une masse constante. Ces morceaux sont réduits en poudre à l'aide d'un broyeur électrique et conservés dans des sacs hermétiques jusqu'à analyse.

### II.3.2.2. Extraction des ETM dans la végétation

La mise en solution des ETM est réalisée sur 300 mg d'échantillon de l'espèce *Drimia maritima*, préalablement séchés et finement broyés. Ces broyats sont placés dans des réacteurs en téflon, et 3ml de peroxyde d'hydrogène (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) à 30%, ainsi que 2ml d'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>) à 65% leur sont ajoutés. Le tout est digéré dans un four micro-onde (modèle Speedwave MWS-2. BERGHOF B) en 3 étapes selon le programme détaillé dans le tableau 5.

**Tableau 5 :** Conditions de la digestion à chaud lors de l'extraction des ETM dans *D. maritima*.

	1ère étape	2ème étape	3ème étape
<b>Température (°C)</b>	175°C	180°C	100°C
<b>Puissance (%)</b>	75%	90%	40%
<b>Temps (min)</b>	5mn	10mn	10mn

Après la digestion à chaud et le refroidissement des réacteurs en téflon, le contenu de ces derniers est filtrés à travers du papier filtre sans cendres ((Whatman 540) dans des fioles de 25ml, et la récupération est faite avec de l'eau pure. Les filtrats sont conservés à 4°C jusqu'à analyse.

Pareillement que pour les échantillons du sol, le dosage des ETM dans la végétation a été effectué par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (SAA) à flamme de type Shimadzu AA-6800. La flamme utilisée correspond à un mélange air-acétylène.

### II.3.2.3. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'extraction des ETM dans la végétation

Pour vérifier cette méthode d'extraction des ETM dans la végétation, et pour en assurer la reproductibilité, nous avons effectué une minéralisation d'un échantillon de végétation de

référence, il s'agit des feuilles de l'espèce végétale *Olea europaea* du Bureau de la Commission de Référence (BCR N°62 : *Olea europaea*).

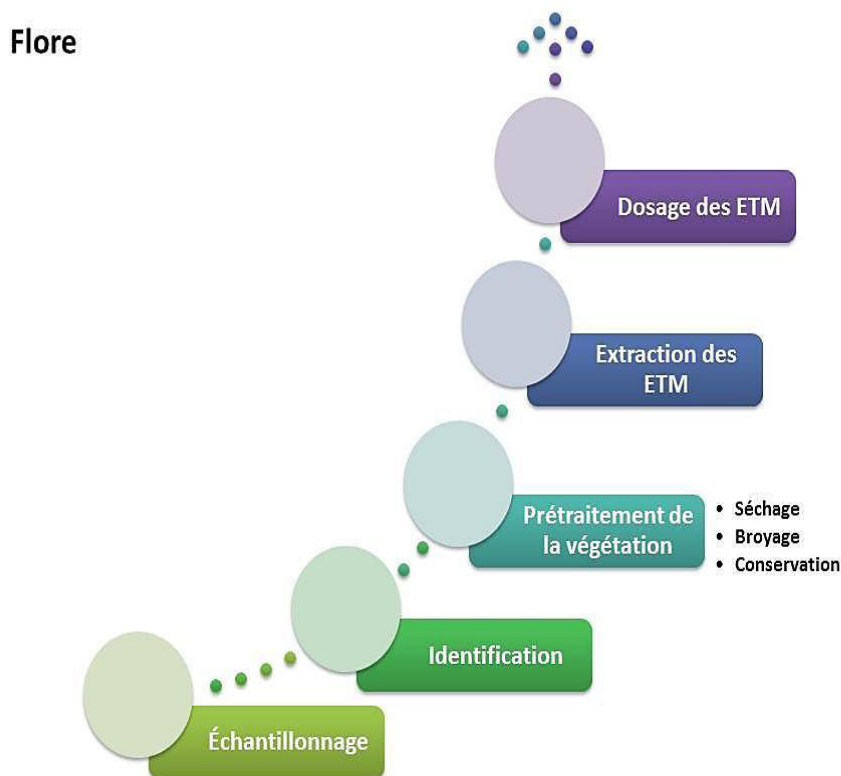
Des répétitions de l'échantillon de référence et des essais à blanc ont été effectuées selon les mêmes conditions de minéralisation appliquées pour la végétation étudiées.

Pour les blancs, la même méthode a été suivie, mais en utilisant seulement les réactifs. Les résultats du dosage des ETM dans l'échantillon de végétation de référence sont récapitulés dans le tableau 6. Les pourcentages de récupérations calculés par rapport à la moyenne pour le Cd, Cu, Pb et Zn sont dans l'ensemble satisfaisants.

**Tableau 6** : Résultats du dosage des ETM dans l'échantillon de végétation de référence.

	Valeurs certifiées ( $\mu\text{g/g}$ )	Valeurs observées ( $\mu\text{g/g}$ )	Récupération (%)
Cd	0.1 $\pm$ 0.2	0,09 $\pm$ 0,01	92.11
Cr	-	28,55 $\pm$ 4,63	-
Cu	46.6 $\pm$ 1.8	45,81 $\pm$ 0,32	98.31
Pb	25.0 $\pm$ 1.5	24,17 $\pm$ 1,17	96.68
Zn	16.0 $\pm$ 0.7	15,31 $\pm$ 0,34	95.68

L'ensemble des traitements effectués sur la végétation est récapitulé dans la figure 28.



**Figure 28** : Récapitulatif de la démarche méthodologique faite sur *D.maritima*.

### **II.3.3. Caractérisation des escargots**

#### **II.3.3.1. Identification des escargots**

Les escargots récoltés ont fait l'objet d'un comptage préliminaire et d'un nettoyage pour que les critères d'identification ne soient pas masqués. Ils ont ensuite été triés selon leur ressemblances morphologiques afin d'être catégorisés.

Pour l'identification, nous nous sommes basés essentiellement sur les aspects extérieurs de l'animal, à savoir : la taille, la forme, la couleur et l'ornementation de la coquille (Figure 27).

L'identification a été établie jusqu'au rang de l'espèce en utilisant les clés d'identification suivantes : Revised Classification, Nomenclator and Typification of Gastropod and Monoplacophoran Families (Bouchet et al. 2017) et The Biology of Terrestrial Gastropods (Barker, 2001).

Cette identification a été confirmée et/ou corrigée avec le Dr. NEUBERT Eike, conservateur en malacologie, au département des invertébrés dans le muséum national d'histoire naturelle de Berne (Suisse).

#### **II.3.3.2. Détermination des paramètres biologiques des escargots**

Une étude biométrique de toutes les espèces récoltées a été effectuée. Le diamètre (mm) et la hauteur (mm) de la coquille ont été mesurés à l'aide d'un pied à coulisse digital. Le poids frais total de l'animal a été mesuré avec une balance de précision (Figure 28).

#### **II.3.3.3. Détermination des paramètres écologiques**

Pour traiter les résultats de l'inventaire, nous avons calculé les indices écologiques de composition à savoir : la richesse spécifique, la densité et l'abondance relative ainsi que la constance et les indices écologiques de structure, à savoir les indices de biodiversité telle que : l'indice de Shannon-Weaver, l'indice de Simpson et l'équitabilité de Pielou.

##### **II.3.3.3.1. Indices écologiques de composition**

###### **a. Richesse spécifique**

Elle représente un des paramètres fondamentaux caractéristiques d'un peuplement. C'est le nombre total d'espèces que comporte le peuplement considéré dans un écosystème donné (Ramade, 2009).

### b. Densité et abondance relative

La connaissance de la densité d'une population constitue un paramètre démographique primordial, elle s'exprime en nombre d'individus rapporté à l'unité de surface (Ramade, 2009).

### c. Constance

L'indice de constance, exprimé en pourcentage, est calculé pour chaque espèce selon l'équation suivante :

$$C = \frac{p * 100}{P}$$

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.

Selon la valeur obtenue de (C), on distingue généralement les 3 catégories suivantes (Dajoz, 1971) :

- Espèces constantes, présentes dans plus de 50% des relevés ;
- Espèces accessoires, présentes dans 25 à 50% des relevés ;
- Espèces accidentelles présentes dans moins de 25% des relevés.

#### II.3.3.3.2. Indices écologiques de structure

Ces indices écologiques de structures sont représentés par les indices de biodiversité. L'étude quantitative de la diversité spécifique peut être réalisée selon différentes approches, qui sont basées sur l'usage d'indices de diversité dont la formulation est relativement complexe. Les indices de biodiversité calculés sont les suivants :

##### a. L'indice de Shannon

L'indice de Shannon est un indice commun et très largement utilisé. Il suppose que les individus sont échantillonnés au hasard dans une communauté infiniment grande et que toutes les espèces sont représentées dans l'échantillon (Magurran, 2004). Il est calculé à partir de l'équation suivante :

$$(H') = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Où :

**H'** : est l'indice de diversité de Shannon ;

**p<sub>i</sub>** : est la proportion d'individus appartenant à l'espèce i. Nous pouvons estimer cette proportion comme suit :  $p_i = n_i / N$ , où **n<sub>i</sub>** est le nombre d'individus appartenant à l'espèce i et **N** est le nombre total des individus ;

**S** : est le nombre total d'espèces (richesse spécifique).

La valeur de l'indice de Shannon varie de 0 (traduisant la présence d'une seule espèce) à  $\log S$  (signifiant que toutes les espèces possèdent la même dominance) (Grall & Coïc, 2006).

### b. L'indice d'équitabilité de Pielou

L'indice de diversité de Shannon est souvent associé à l'indice d'équitabilité de Pielou. Le terme d'équitabilité est une traduction du terme « *evenness* », introduit en écologie numérique par Pielou (Ramade, 2009).

L'équitabilité, qui traduit la qualité d'organisation d'une communauté, est calculée grâce à l'équation suivante :

$$(J) = \frac{H'}{H'_{max}} = \frac{H'}{\ln S}$$

Où :

**J** : est l'indice d'équitabilité de Pielou ;

**H'** : est l'indice de diversité de Shannon ;

**H'<sub>max</sub>** : est la valeur maximale possible de H' ;

**S** : est le nombre total d'espèces.

La valeur obtenue quant au calcul de cet indice, doit obligatoirement osciller entre 0 et 1, un indice d'équitabilité équivalent à 1 traduit une équirépartition des espèces et un milieu proche des conditions idéales (Mulder et al. 2004).

### c. L'indice de Simpson

Cet indice de diversité, proposé par Simpson en 1965 est moins sensible à la richesse et plus sensible à l'uniformité de la répartition des espèces (Colwell 2009). Il mesure la probabilité que, deux individus sélectionnés au hasard, appartiennent à la même espèce (Grall & Coïc, 2006). Il est donné par la formule suivante :



$$(D) = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Où :

**D** : est l'indice de diversité de Simpson ;

**p<sub>i</sub>** : est le nombre d'individus appartenant à l'espèce *i*, et  $p_i = n_i / N$ , où **n<sub>i</sub>** est le nombre d'individus appartenant à l'espèce *i* et **N** est le nombre total des individus ;

**S** : est le nombre total des espèces.

Cet indice varie de 0 (diversité minimum) à 1 (diversité maximum), (Magurran, 2004).

### II.3.3.4. Quantification des ETM chez l'espèce *Cornu aspersum*

#### II.3.3.4.1. Préparation des individus

Parmi les espèces récoltées au cours de l'inventaire, nous nous sommes particulièrement intéressés à l'espèce *Cornu aspersum*, (synonyme *Cantareuse aspersus*, *Helix aspersa aspersa*) qui, en plus d'être largement répandue, et facile à identifier et à échantillonner, est dotée de fortes capacités d'accumulation et de résistance vis-à-vis des ETM.

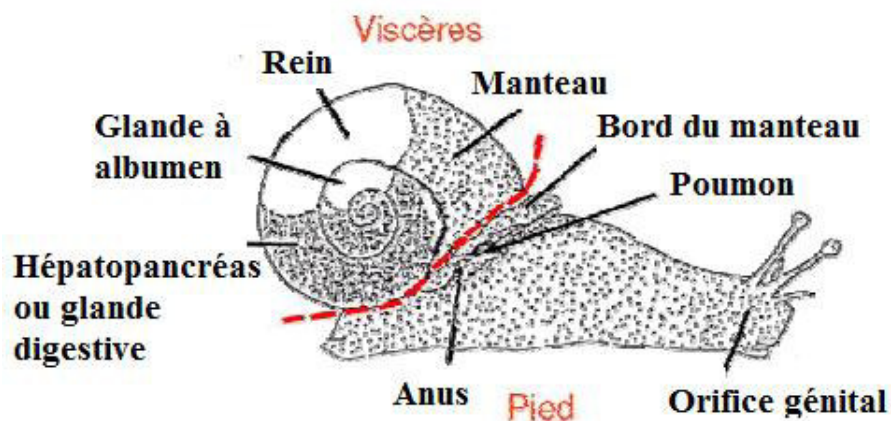
Cette espèce a fait l'objet de multiples études sur la bioindication active ou passive de la contamination métallique des sols (Coourdassier et al. 2001 ; Beeby et Richmond 2002 ; Viard et al. 2004 ; Regoli et al. 2005 ; Gorbi et al. 2008 ; Fritsch 2010 ; De Vaufléury, 2015). Après le tri, l'identification et la biométrie, les escargots appartenant à l'espèce *Cornu aspersum* sont mis à jeun durant 24 heures afin que le contenu de leur tube digestif soit évacué. Les animaux sont ensuite sacrifiés par congélation pendant 48 heures puis disséqués, les coquilles sont séparées de la masse viscérale à l'aide d'une pince, et la masse viscérale est séparée de la masse pédieuse en utilisant un pack de dissection (Figures 29, 30 et 30).



**Figure 29** : Tri et comptage des échantillons d'escargots pour l'identification



**Figure 30** : Biométrie et dissection des échantillons



**Figure 31** : Schémas montrant la ligne de dissection séparant le pied des viscères, adapté de Daguzan (1983).

Les tissus mous et les coquilles ont été séchés jusqu'à masse constante dans une étuve réglée à 65°C, puis broyées à l'aide d'un mortier en agate et conservés dans des sachets hermétiques jusqu'à analyse.

#### **II.3.3.4.2. Extraction et dosage des ETMs dans les différentes parties de *C. aspersum* : coquilles, pieds et viscères**

Les techniques d'extraction des ETM dans les tissus biologiques diffèrent d'un auteur à l'autre. La meilleure méthode doit rendre compte d'un minimum de concentration et

présenter le maximum de précision. Plusieurs travaux portant sur la détermination des teneurs en ETM dans des échantillons biologiques s'appuient sur des méthodes utilisant différents extractants chimiques tel que : l'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>), le peroxyde d'hydrogène (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), l'acide chlorhydrique (HCl), l'acide fluorhydrique (HF), ou encore, l'acide perchlorique (HClO<sub>4</sub>) (Matusiewicz, 1989, 1991 ; Niazi, 1993 ; Qasim, 2015).

Par ailleurs, plusieurs auteurs préconisent la digestion humide à l'eau régale (Dos Santos et al. 2009 ; Nakib, 2010 ; Wojnicki et al. 2013 ; Wang H et al. 2015).

Dans le cadre de cette étude, l'extraction des ETM dans les différentes parties de l'espèce *Cornu aspersum* (la sole pédieuse, la masse viscérale et la coquille) a été effectuée par digestion humide avec l'eau régale au four micro-onde (modèle Speedwave MWS-2. BERGHOF B). La technique consiste à ajouter 10 ml d'eau régale à 400 mg de broyats des différentes parties de l'escargot. On procède ensuite à une digestion à chaud dans des bombes en téflon sous pression dans un four microonde selon les conditions décrites dans le tableau ci-dessous (Tableau 7).

Après la digestion, le résidu est filtré sur papier filtre sans cendres (Whatman 540), le volume est ajusté à 20 ml avec de l'eau désionisée. Les extraits sont conservés à 4° C dans des flacons en polypropylène (préalablement traités à l'acide nitrique 5 %), et ce, jusqu'à analyse.

**Tableau 7 :** Conditions de la digestion à chaud lors de l'extraction des ETM dans les différentes parties de *cornu aspersum*.

	1ère étape	2ème étape	3ème étape
<b>Température (°C)</b>	150°C	200°C	100°C
<b>Puissance (%)</b>	80%	80%	10%
<b>Temps (min)</b>	5mn	10mn	10mn

#### **II.3.3.4.3. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'extraction des ETM chez *C. aspersum***

Pour certifier cette méthode d'extraction des ETM dans les tissus des escargots, nous avons effectué une minéralisation d'un lyophilisat de foie de bovin du Bureau de la commission de référence (BCR CRM 185R : foie de bovin). Deux répétitions de l'échantillon de référence et des essais à blanc ont été effectuées selon les mêmes conditions de minéralisation appliquées pour les tissus des escargots. Pour les blancs, la même méthode a été suivie, mais en utilisant seulement les réactifs. Les résultats du dosage des ETM dans l'échantillon du tissu bovin de référence sont récapitulés dans le tableau 8. Les

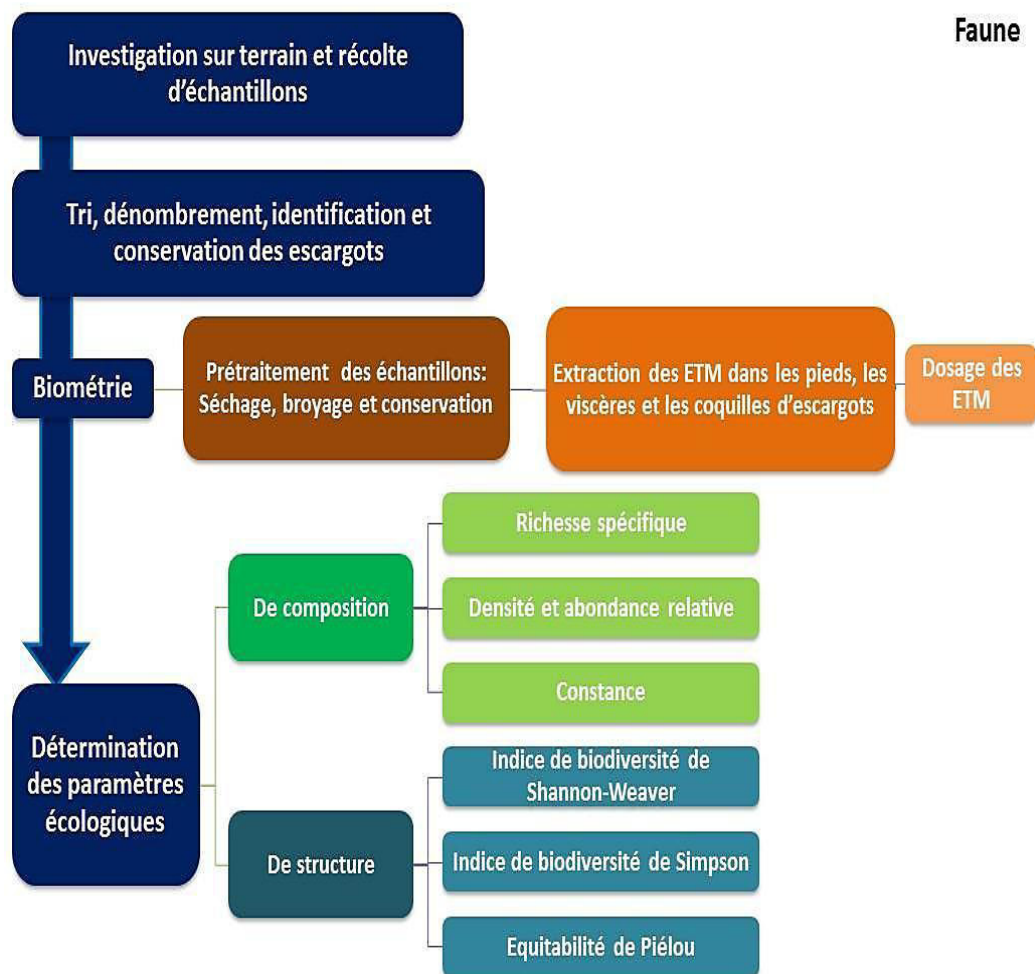
pourcentages de récupérations calculés par rapport à la moyenne pour le Cd, Cu, Pb et Zn, et par rapport à la limite inférieure de l'intervalle pour le chrome, sont dans l'ensemble satisfaisants.

**Tableau 8** : Résultats du dosage des ETM dans l'échantillon du tissu bovin de référence

	Valeurs certifiées ( $\mu\text{g/g}$ )	valeurs observées ( $\mu\text{g/g}$ )	Récupération (%)
<b>Cd</b>	0.544 $\pm$ 0.017	0,491 $\pm$ 0,03	90.25
<b>Cr</b>	0.026-0.088	0,029 $\pm$ 0,05	115.38
<b>Cu</b>	277 $\pm$ 5	278,03 $\pm$ 0,2	100.37
<b>Pb</b>	0.172 $\pm$ 0.009	0,170 $\pm$ 0,002	98.83
<b>Zn</b>	138.6 $\pm$ 2.1	134,11 $\pm$ 4,43	96.76

Comme pour les échantillons du sol, le dosage des ETM dans les différentes parties de l'animal a été effectué par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (SAA) à flamme de type Shimadzu AA-6800. La flamme utilisée correspond à un mélange air-acétylène.

L'ensemble des traitements effectués sur les gastéropodes est récapitulé dans la figure 32.



**Figure 32** : Récapitulatif de la démarche méthodologique effectuée sur les escargots.

#### **II.4. Essais d'écotoxicité du cadmium et du plomb chez *Cornu aspersum***

Afin de déterminer les effets écotoxiques des polluants métalliques sur la survie et la croissance d'escargots juvéniles de l'espèce *Cornu aspersum* en conditions contrôlées, nous avons effectué des tests d'écotoxicité préliminaires avec le plomb comme substance toxique accompagné d'un test de contrôle avec le cadmium comme substance de référence. Les tests effectués au cours de cette étude sont encadrés par la norme ISO15952 (2006). Ils sont préliminaires, sub-chroniques et semi-statiques et ont concerné la contamination du substrat et la contamination de la nourriture.

Nous avons réalisé ces tests préliminaires afin d'expérimenter la sensibilité et le comportement de ces juvéniles face aux agents polluants, mais aussi afin de cerner, au mieux, les concentrations des ETM susceptibles d'induire des effets toxiques chez ce gastéropode.

Au cours de ces tests, nous avons utilisé des individus issus d'un élevage que l'on a effectué au niveau du laboratoire de biologie et environnement (LBE). Il s'agit d'un élevage lancé en 2016, avec des géniteurs récoltés au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad. Ce dernier a pour objectif l'obtention d'individus juvéniles dont le passé biologique est connu, pour les utiliser dans ces tests préliminaires.

Cet élevage a été maintenu dans des conditions contrôlées de lumière, de température, et d'humidité : la photopériode doit être de 12 heures minimum, la température doit avoisiner les  $20\pm 2^{\circ}\text{C}$  et enfin, l'humidité au sein des bacs d'élevage doit être aux alentours de 80 à 85%. Les bacs servant à l'élevage doivent être tapissés d'un sol drainé et suffisamment meuble d'une épaisseur d'au moins 10cm pour permettre la pondaison.

Et ce dernier doit être régulièrement amendé en carbonates de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ) pour permettre le bon développement des coquilles des gastéropodes. Les escargots ont été nourris *ad libitum* tout au long de l'élevage, et une nourriture variée comprenant légumes et céréales leur a été donnée pour permettre leur bon développement. Davantage de détail sur l'élevage est donné en annexe 2.

Ainsi, c'est avec des individus issus de la deuxième génération que l'on a pu effectuer ce test préliminaire.

##### **II.4.1. Tests d'écotoxicité préliminaires**

Au cours de cette étude, et afin de déterminer les effets toxiques des polluants métalliques sur la survie et la croissance d'escargots juvéniles appartenant à l'espèce *Cornu aspersum* en conditions contrôlées, nous avons, tout d'abord, commencé par faire un test de contrôle

avec le Cd comme substance de référence. Ensuite, nous avons procédé à des tests d'écotoxicité préliminaires, impliquant la contamination du substrat et de la nourriture avec des doses croissantes en Pb.

#### **II.4.2. Choix du matériel biologique**

Le bio-indicateur choisi et utilisé lors de cette étude est l'espèce *Cornu aspersum* (O.F. Müller, 1774), (Anciennement appelé : *Helix aspersa aspersa*, synonyme : *Cantareus aspersus*). Notre choix pour cette espèce est justifié par le fait qu'elle soit très largement utilisée dans des études de bioindication de la contamination métallique des sols et ce, depuis pratiquement 40 ans. Ses capacités de résistance et d'accumulation ont été prouvées. *Cornu aspersum*, est donc, un bon bio-indicateur d'exposition, et d'effet de nombreux polluants métalliques. (Crowell, 1973 ; Beeby et Eaves, 1983 ; Dallinger et Wieser, 1984 ; Beeby, 1985 ; Beeby et Richmond, 1987 ; Dallinger, 1993; Dallinger et Rainbow, 1993 ; Dallinger, 1994 ; Newman et al. 1994 ; Laskowski et Hopkin, 1996 ; Dallinger et al. 1997 ; Gomot-De Vaufleury et Pihan, 2000 ; Beeby, 2001 ; Coeurdassier et al. 2001 ; Dallinger et al. 2001 ; Beeby et al. 2002 ; Beeby et Richmond, 2002 ; Gimbert, 2006 ; Gimbert et al. 2006 ; Gimbert et al. 2008 ; Fritsch, 2010 ; Beeby et Richmond, 2011 ; De Vaufleury et al. 2012 ; De Vaufleury, 2015).

Ces tests *ex-situ*, ont été effectués au laboratoire selon les recommandations de la norme ISO15952 (2006). Ils sont préliminaires, et ont été effectués avec des juvéniles de la deuxième génération, et issus d'un élevage mis en place au niveau du Laboratoire de Biologie et Environnement. Les conditions de ce dernier sont décrites en détail en annexe 2. Les individus possédant les caractéristiques citées ci-dessous sont retenus :

- Juvéniles âgés de 3 à 5 semaines ;
- Ayant une masse fraîche comprise entre  $(1 \pm 0,3)$  g ;
- Ayant un diamètre de la coquille de  $(15,5 \pm 1)$  mm.

#### **II.4.3. Déroulement des tests d'écotoxicité**

##### **II.4.3.1. Tests d'écotoxicité par contamination du substrat**

###### **II.4.3.1.1. Test de référence avec le cadmium comme substance toxique**

Selon les directives de la norme ISO15952 (2006), un test de contrôle a été effectué utilisant le Chlorure de Cadmium ( $\text{CdCl}_2$ ) comme substance de référence, afin de tester la sensibilité des organismes d'essai dans les conditions du test. Pour les individus issus

d'élevage, les concentrations en Cd testées pour ce test de référence sont les suivantes : témoin, 50 ppm, 100 ppm, 500 ppm et 1000 ppm.

Les effets des substances toxiques sur le comportement (jeûne provoqué par la répulsion de la nourriture ou du sol contaminé et par l'estivation induite, production excessive de mucus), sur l'aspect physique de l'animal (apparition de lésions), ou encore sur la croissance (masse fraîche, diamètre et hauteur de la coquille) sont notés et mesurés tous les 7 jours à l'aide d'un pied à coulisse digitale ayant une précision de 0,1mm et une balance ayant une précision de 0,1g.

#### **II.4.3.1.2. Test d'écotoxicité préliminaire avec le plomb comme substance toxique**

Un test d'écotoxicité préliminaire subchronique et semi-statique a été effectué selon les directives de la norme ISO 15952 (2006). Il a pour but de déterminer les effets toxiques du plomb présent dans le sol, sur la survie et croissance des escargots juvéniles de l'espèce *Cornu aspersum*. Il est de type semi-statique car le substrat est changé et re-contaminé tous les 7 jours, et il est sub-chronique car il ne dure que 28 jours (4 semaines).

Ainsi, pour le substrat du test, nous avons utilisé du sol naturel non contaminé prélevé dans la forêt de Chettabah, au niveau de la commune d'Ain Smara, dans la wilaya de Constantine. Les coordonnées du point de prélèvement sont : 36°19'12.3"N et 6°27'58.2"E. Ce sol a préalablement été traité selon les recommandations de la norme ISO 15952 (2006), et, la caractérisation physico chimique de ce dernier est décrite en annexe 4.

Le test a été effectué dans des bacs transparents (type boîtes à souris) qui contiennent 100 g de sol, chacun humidifié à raison de 50 à 60 % de sa capacité de rétention d'eau, avec des solutions contenant des concentrations croissantes en plomb.

En plus du témoin (sol humidifié avec de l'eau distillée), quatre concentrations ont été testées : 50ppm, 100ppm, 500ppm, 1000ppm, selon les recommandations de la norme ISO15952 (2006). Comme c'est un test préliminaire et afin de cerner au mieux les concentrations susceptibles d'entraîner des effets toxiques chez les organismes testés, une concentration supplémentaire a été testée : 2000ppm de Pb.

Le substrat du test ainsi que l'opération d'humidification sont renouvelés chaque 7 jour pendant toute la période du test. Après sélection des individus destinés aux tests (selon les critères exigés par la norme et sus cités), cinq individus juvéniles sont introduits dans chaque bac. Ces derniers sont fermés avec des couvercles perforés pour permettre leur aération pendant les deux premières semaines du test. À partir de la troisième semaine et afin d'éviter un effet de groupe négatif sur la croissance des *Cornu aspersum*, le couvercle

est remplacé par des bacs mis à l'envers et perforés afin d'agrandir l'espace. Pour la nourriture et afin de satisfaire les besoins énergétiques des individus testés et éliminer l'effet d'un stress autre que le toxique (le plomb dans notre cas), de la laitue fraîche non contaminée a été fourni *ad libitum* pendant toute la période du test.

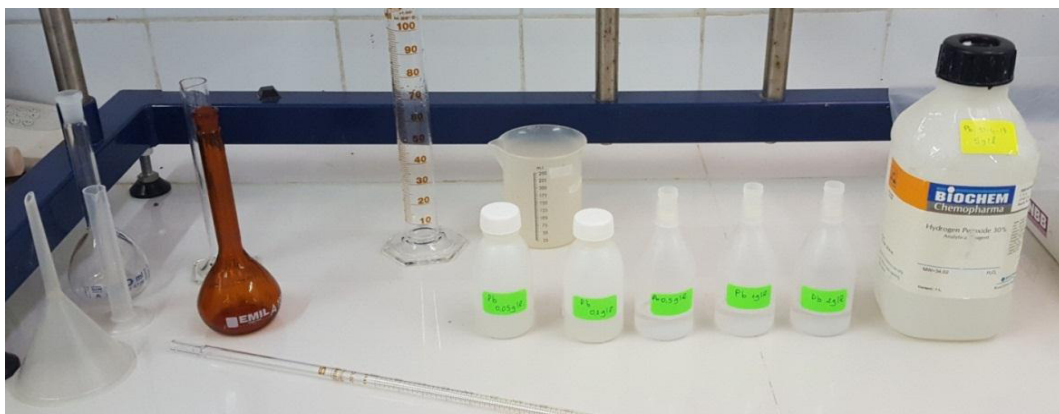
Une fois fermés, les bacs sont placés dans les conditions suivantes pendant les 28 jours du test :

- Une température ambiante de  $20\pm 2^\circ$  ;
- Une photopériode jours-nuit 18h-6h ;
- Une intensité d'éclairage (lumière artificielle) de l'ordre de 50 lux à 100 lux.

Chaque 3 jours : les bacs sont nettoyés et les fèces enlevés, le substrat est humidifié à 50 voire à 60% de sa capacité de rétention d'eau, et la nourriture est renouvelée si besoin. Les figures 33, 34, 35, et 36 représentent des photos du déroulement des tests.

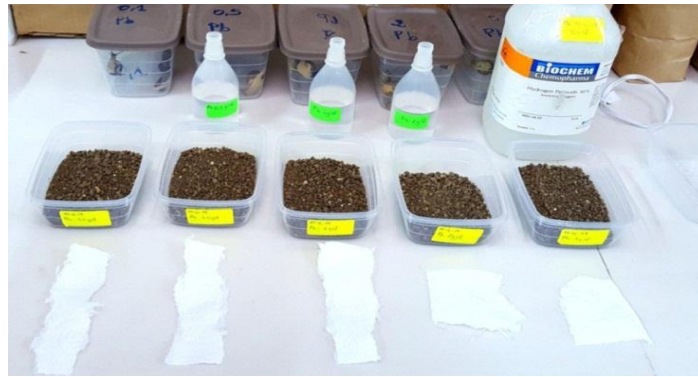


**Figure 33 :** Pesées du substrat et sa répartition dans les bacs du test.



**Figure 34 :** Préparation des différentes concentrations du toxique.





**Figure 35 :** Humidification des bacs avec les différentes concentrations du Pb.



**Figure 36 :** Insertion des individus à l'intérieur des bacs avec le substrat contaminé.

Les effets des substances toxiques sur le comportement (jeûne provoqué par la répulsion de la nourriture et/ou du sol contaminé, et par l'estivation induite avec le collage au niveau des parois des bacs) ; sur l'aspect physique de l'animal (apparition de lésions, de sécrétions excessives de mucus, etc.) sont notés. La croissance (masse fraîche, diamètre et hauteur de la coquille) est mesurée tous les 7 jours à l'aide d'un pied à coulisse digitale ayant une précision de 0,1mm et une balance ayant une précision de 0,1g.

#### **II.4.3.2. Tests d'écotoxicité par contamination de la nourriture par le Pb**

La contamination par l'aliment permet de tester les effets d'une intoxication par la voie digestive (Viard-La Rocca 2004). Mise à part les modalités de contamination et donc la voie de contamination des escargots, les différentes étapes de cette méthode sont similaires aux étapes des tests d'écotoxicité effectués sur le substrat. Les juvéniles de *Cornu aspersum* issus de l'élevage sont nourris pendant 28 jours avec de la nourriture contaminée (ISO 15952, 2006).

La nourriture est fournie sous forme de farine, préalablement déshydratée dans une étuve à 30°C pendant 1 heure, et contaminée avec des doses croissantes de plomb préalablement préparées (comme pour le substrat, nous avons utilisé le nitrate de plomb  $Pb(NO_3)_2$ ).

Pour les juvéniles issus de l'élevage, et en plus du témoin, les concentrations suivantes ont été testées : 50ppm, 100ppm, 500ppm, 1000ppm et 2000 ppm.

La contamination de l'aliment sec s'est effectuée par vaporisation de la solution toxique sur la farine de manière à former un mélange farine-solution toxique homogène et à obtenir une humidité finale de 20% (ISO 15952, 2006). Le renouvellement de la nourriture s'effectue trois fois par semaine selon le tableau 9 (ISO 15952, 2006).

**Tableau 9 :** Portions de nourriture contaminée par le Pb et donnée 3 fois par semaine, exprimées en g.

<b>Semaines</b>	<b>Portion de nourriture donnée 3 fois par semaine (g)</b>
<b>1<sup>ère</sup> semaine</b>	3
<b>2<sup>ème</sup> semaine</b>	4
<b>3<sup>ème</sup> semaine</b>	7
<b>4<sup>ème</sup> semaine</b>	8

Comme pour les tests sur substrat contaminé, et en suivant les directives de la norme ISO 15952 (2006), les effets des substances toxiques sur le comportement (jeûne provoqué par la répulsion de la nourriture contaminée et par l'estivation induite) ; sur l'aspect physique de l'animal (apparition de lésions, sécrétion excessive de mucus, etc.) ; ou encore, sur la croissance (masse fraîche, diamètre et hauteur de la coquille), sont notés, et mesurés tous les 7 jours. Cette opération est effectuée à l'aide d'un pied à coulisse digitale ayant une précision de 0,1mm, et une balance ayant une précision de 0,1g.

Le tableau 10 synthétise l'ensemble des concentrations en Cd et en Pb testées durant tous les tests.

**Tableau 10 :** Récapitulatif des concentrations en Pb testées sur les individus issus de l'élevage.

<b>Concentrations (ppm)</b>	<b>Test de référence (CdCl<sub>2</sub>-substrat)</b>	<b>Test préliminaire (Pb sur substrat)</b>	<b>Test préliminaire (Pb sur nourriture)</b>
<b>Témoin</b>	x	x	x
<b>50</b>	x	x	x
<b>100</b>	x	x	x
<b>500</b>	x	x	x
<b>1000</b>	x	x	x
<b>2000</b>		x	x

## **II.5. Traitement statistique des résultats**

L'ensemble des résultats obtenus lors de cette étude a été soumis à une étude statistique. Ainsi, dans le but de mieux visualiser les résultats obtenus quant à biodiversité des gastéropodes, leur densité et leur distribution au niveau des zones investiguées, nous les

avons représentés graphiquement. Il en est de même pour les résultats de la caractérisation physico-chimique des sols, et leurs teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM, les teneurs en ETM de la végétation *D. maritima*, et dans les différentes parties du gastéropode *C. aspersum* (masses viscérales, masses pédieuses et coquilles).

Nous avons aussi procédé au calcul de leurs statistiques descriptives.

Et afin de faire ressortir les effets zones et organes, nous avons effectué une analyse de la variance à un facteur suivie par le test post hoc de Newman-Keuls.

Nous avons aussi déterminé les corrélations existantes entre

- ✚ les paramètres physico-chimiques et les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les sols dans un premier lieu ;
- ✚ entre les teneurs en ETM dans la végétation *D. maritima*, et les teneurs pseudo-totales et bio-disponibles en ETM dans les sols dans un second lieu ;
- ✚ puis entre les teneurs en ETM dans les différentes parties du gastéropode *C. aspersum* (masses viscérales, masses pédieuses et coquilles), et les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les sols dans un troisième lieu.

Enfin, pour les essais d'écotoxicité sur l'espèce *C. aspersum*, impliquant la contamination du substrat et de la nourriture, nous avons calculé ou encore, estimé les CE<sub>25</sub> et les CE<sub>50</sub>, et ce, à l'aide de la macro Regtox 7.0.5 (macro pour Microsoft Excel, mise à disposition par Éric Vindimian, INERIS, France).

Le logiciel utilisé pour les traitements statistiques est STATISTICA 7.0.

# Résultats et discussion



*« ...il faut de tout pour faire un monde »*

**Albert Camus, La Peste, 1947**

### III.1. Biodiversité des gastéropodes terrestres

#### III.1.1. Biodiversité malacologique durant la saison printanière

Les résultats relatifs aux différentes espèces récoltées lors de la campagne de printemps sont récapitulés dans le tableau 11 et illustrés par la figure 37. Le tableau 11 récapitule la liste systématique des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés lors de l'étude au niveau des cinq zones. La Figure 37 représente des photos de face, de dos et de profil des coquilles des différentes espèces récoltées.

Au total et pour les 5 zones investiguées, nous avons dénombré 2632 individus appartenant à 11 espèces de gastéropodes pulmonés terrestres et distribués entre 2 ordres : les Stylommatophores et les Littorinimorphes, et 7 familles, à savoir : Hélicidae, Geomitridae, Hygromiidae, Sphincterochilidae, Achatinidae, Enidae et Pomatiidae. Ces familles comprennent 10 genres qui sont : *Massylaea* (Möllendorff, 1898), *Cornu* (Born, 1778), *Cantareus* (Risso, 1826), *Theba* (Risso, 1826), *Xerosecta* (Monterosato, 1892), *Ganula* (Gittenberger, 1969), *Sphincterochila* (Ancey, 1887), *Rumina* (Risso, 1826), *Mastus* (Beck, 1837) et *Tudorella* (Fischer, 1885).

La famille la plus riche en espèces est celle des hélicidae avec les quatre espèces suivantes : *Massylaea vermiculata* (Müller, 1774) ; *Cornu aspersum* (Müller, 1774) ; *Cantareus apertus* (Born, 1778) et *Theba pisana* (Müller, 1774). Elle est suivie par la famille des Sphincterochilidae, qui comprend deux espèces : *Sphincterochila candidissima* (Draparnaud, 1801) et *Sphincterochila otthiana* (Forbes, 1838).

Le restant des familles est représenté chacun par une seule espèce : la famille des Hygromiidae est représentée par l'espèce *Ganula flava* (Terver, 1839), la famille des Geomitridae est représentée par l'espèce *Xerosecta cespitum* (Draparnaud, 1801), la famille des Achatinidae est représentée par l'espèce *Rumina decollata* (Linnaeus, 1758), la famille des Enidae est représentée par l'espèce *Mastus pupa* (Linnaeus, 1758), et enfin, la famille des Pomatiidae est représentée par l'espèce *Tudorella sulcata* (Draparnaud, 1805)

**Tableau 11.** Liste systématique des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés durant la saison printanière au niveau des cinq zones d'études.

Règne	Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Genre	Espèce
Animal	Mollusques	Gastéropodes	Stylommatophores	Hélicidae (Rafinesque, 1815)	Massylaea (Möllendorff, 1898)	<i>Massylaea vermiculata</i> (Müller, 1774)
					Cornu (Born, 1778)	<i>Cornu aspersum</i> (Müller, 1774)
					Cantareus (Risso, 1826)	<i>Cantareus apertus</i> (Born, 1778)
					Theba (Risso, 1826)	<i>Theba pisana</i> (Müller, 1774)
				Geomitridae (C.R. Boettger, 1909)	Xerosecta (Monterosato, 1892)	<i>Xerosecta cespitum</i> (Draparnaud, 1801)
				Hygromiidae (Tryon, 1866)	Ganula (Gittenberger, 1969)	<i>Ganula flava</i> (Terver, 1839)
				Sphincterochilidae (Zilch, 1960)	Sphincterochila (Ancey, 1887)	<i>Sphincterochila candidissima</i> (Draparnaud, 1801)
						<i>Sphincterochila otthiana</i> (Forbes, 1838)
				Achatinidae (Swianson, 1840)	Rumina (Risso, 1826)	<i>Rumina decollata</i> (Linnaeus, 1758)
			Enidae (B. B. Woodward, 1903)	Mastus (Beck, 1837)	<i>Mastus pupa</i> (Linnaeus, 1758)	
			Littorinimorpha	Pomatiidae (Newton, 1891)	Tudorella (Fischer, 1885)	<i>Tudorella sulcata</i> (Draparnaud, 1805)



**Figure 37 :** Photos de face, de dos et de profil des coquilles des espèces de gastéropodes récoltées durant la saison printanière.

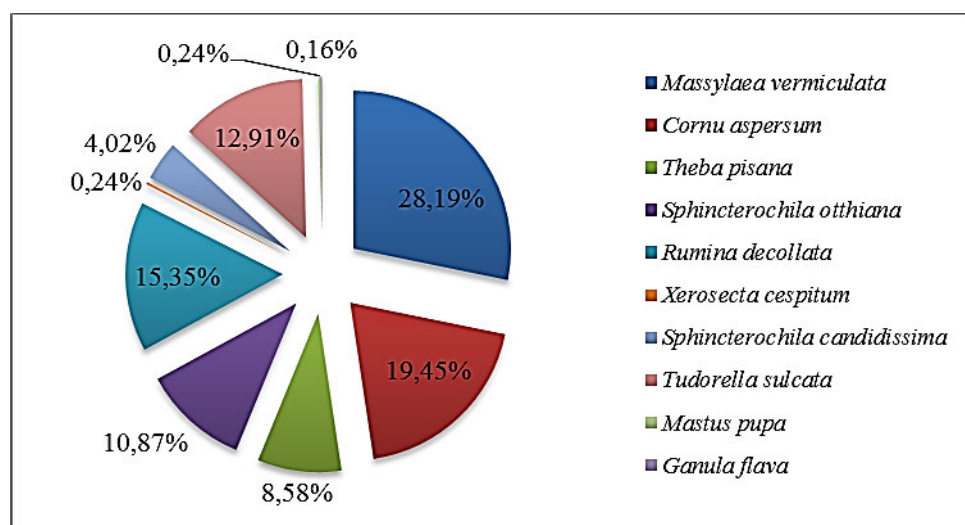


### III.1.1.1. Structure spatiale des peuplements de gastéropodes terrestres recensés durant la saison printanière

La biodiversité des gastéropodes récoltés durant la période printanière varie considérablement d'une zone à une autre. Ainsi, la diversité et la densité les plus élevées ont été notées au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad, puis au niveau d'Ibn Badis. Les zones les moins riches en individus et en espèces sont : la zone urbaine de B'kira, la zone industrielle d'El Hadjar, et la zone minière de Djebel Hamimat respectivement.

#### III.1.1.1.1. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone d'Ibn Ziad

La Figure 38 illustre la structure et l'abondance des espèces de gastéropodes pulmonés récoltées au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad. Les résultats d'investigations sur terrain montrent que la zone d'Ibn Ziad est la zone la plus riche en individus et en espèces. En effet, nous avons récolté au niveau de cette zone 1270 individus appartenant à 10 espèces de gastéropodes, distribués entre neuf genres (*Massylaea*, *Cornu*, *Theba*, *Sphincterochila*, *Rumina*, *Xerosecta*, *Mastus*, *Ganula* et *Tudorella*) et six famille (Hélicidae, Hygromiidae, Geomitridae, Sphincterochilidae, Achatinidae, Enidae et Pomatiidae). Les espèces qui dominent du point de vue effectif sont : *M. vermiculata* et *C. aspersum* avec 28,19% et 19,45% respectivement. Elles sont suivies par les espèces *R. decollata* (15,35%), *T. sulcata* (12,91%) et *S. otthiana* (10,87%). Viennent ensuite les espèces *T. pisana* avec 8,58% et *S. candidissima* avec 4,02%. Enfin, et dans une moindre mesure, on signale des pourcentages relativement faibles pour les espèces *M. pupa*, *X. cespitum* et *G. flava* avec des taux qui ne dépassent pas les 0,25%.



**Figure 38 :** Structure et abondance des espèces des gastéropodes pulmonés récoltées durant la saison printanière au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad.

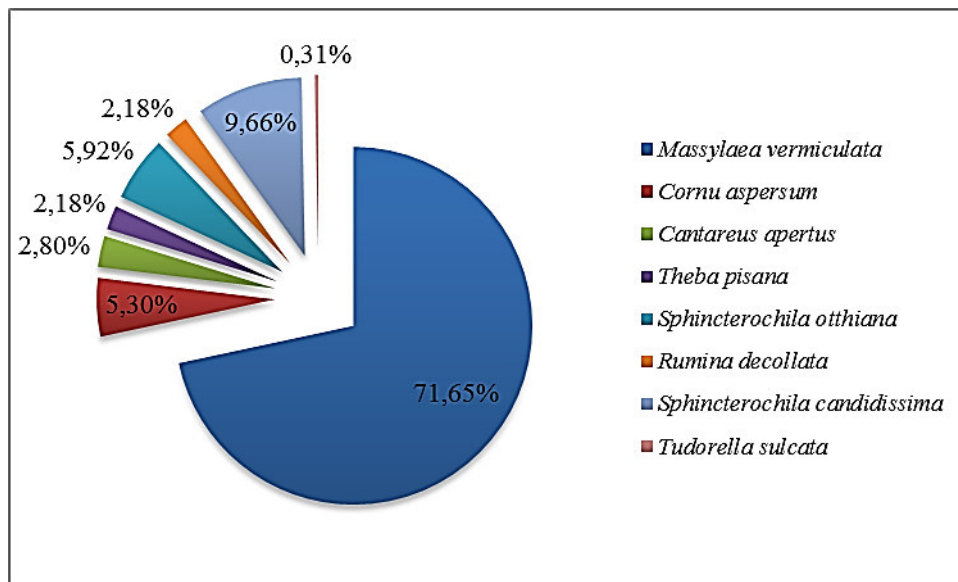
### III.1.1.1.2. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone d'Ibn Badis

La Figure 39 illustre la structure et l'abondance des espèces de gastéropodes pulmonés récoltées au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis.

La zone montagneuse d'Ibn Ziad est suivie par la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, avec 321 individus recensés, appartenant à 8 espèces distribuées entre 7 genres (*Massylaea*, *Cornu*, *Cantareus*, *Theba*, *Sphincterochila*, *Rumina* et *Tudorella*) et 4 familles (*Helicidae*, *Sphincterochilidae*, *Achatinidae* et *Pomatiidae*).

L'espèce *M. vermiculata* domine largement la totalité de l'effectif avec un pourcentage dépassant les 71%. Elle est suivie par les espèces *S. candidissima* (9,66%), *S. otthiana* (5,92%) et *C. aspersum* (5,30%).

La dominance minimale est enregistrée chez les espèces *C. apertus* (2,80%), *T. pisana* et *R. decollata* (avec 2,18% chacune), ainsi que chez *T. sulcata* avec un pourcentage de 0,31%.



**Figure 39 :** Structure et abondance des espèces des gastéropodes pulmonés récoltées durant la saison printanière au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis.

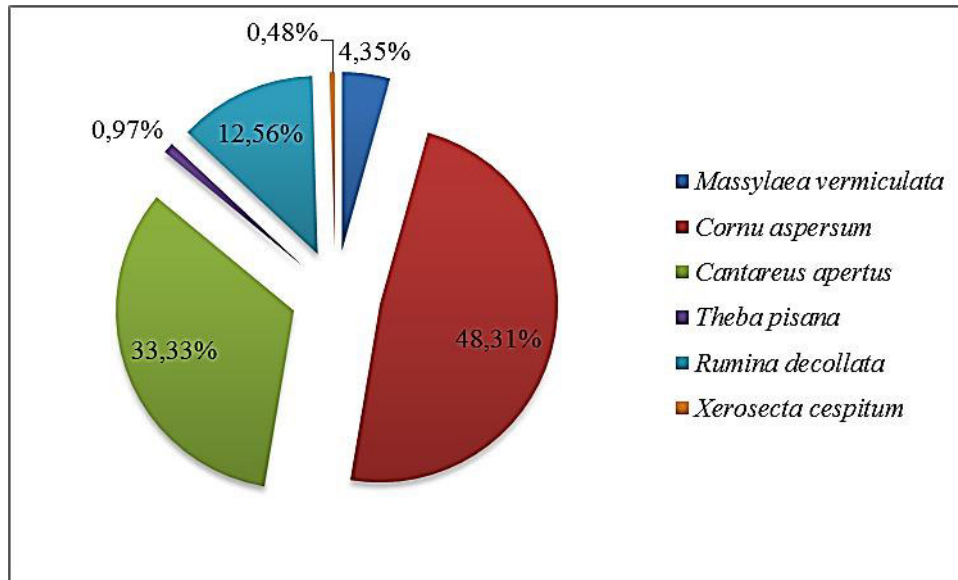
### III.1.1.1.3. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone de B'kira

La structure et l'abondance du peuplement de gastéropodes pulmonés récoltés au niveau de la zone urbaine de B'kira est représentée dans la figure 40.

Avec 207 individus appartenant à 6 espèces, la zone urbaine de B'kira est la zone la plus riche en espèces et en individus après celles d'Ibn Ziad et d'Ibn Badis. Ces 6 espèces sont réparties entre quatre genres (*Cantareus*, *Cornu*, *Theba*, *Xerosecta* et *Rumina*) et quatre familles (*Helicidae*, *Hygromiidae*, *Geomitridae* et *Achatinidae*).

Les espèces *C. aspersum* et *C. apertus* sont les espèces les plus abondantes avec des taux de 48,31% et 33,33% respectivement ; elles sont suivies par les espèces *R. decollata* et *M. vermiculata* dont le nombre d'individus représente 12,56% et 4,35% de l'effectif total.

La dominance atteint son niveau le plus faible chez les espèces *T. pisana* et *X. cespitum* avec des pourcentages inférieurs à 1%.



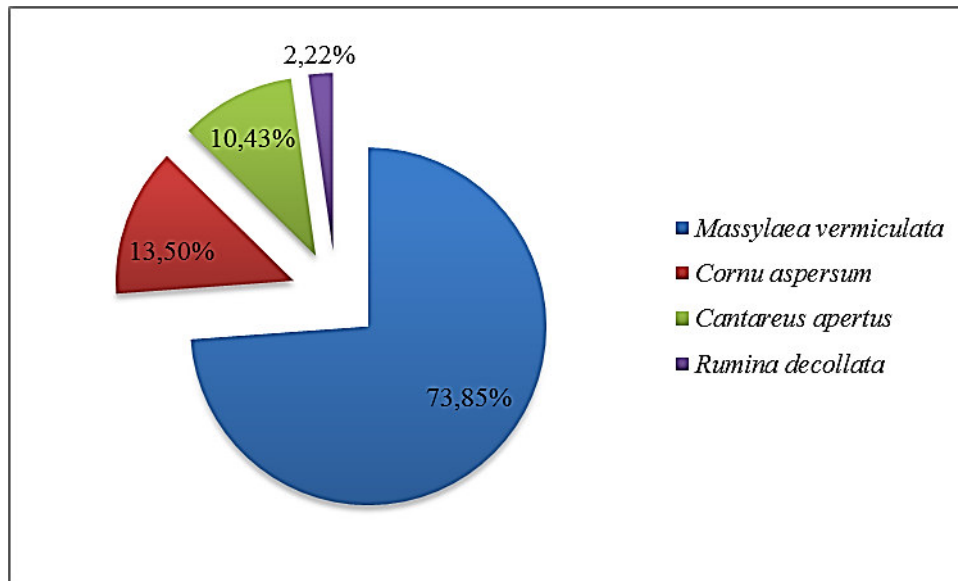
**Figure 40 :** Structure et abondance des espèces de gastéropodes pulmonés récoltées au printemps au niveau de la zone urbaine de B'kira.

#### III.1.1.1.4. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone d'El Hadjar

La Figure 41 illustre la structure et l'abondance des espèces de gastéropodes pulmonés récoltés au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar.

Avec 585 individus inventoriés et représentés par 4 espèces, la zone industrielle d'El Hadjar est l'une des zones les plus pauvres en espèces. Ces 4 espèces appartiennent à quatre genres (*Massylaea*, *Cantareus*, *Cornu* et *Rumina*) et à deux familles (*Helicidae* et *Achatinidae*). Une fois de plus, l'effectif le plus important est enregistré chez l'espèce *M. vermiculata*, qui domine largement dans cette zone avec un pourcentage de 73,85%.

Les espèces *C. aspersum* et *C. apertus* représentent respectivement 13,50% et 10,43% de l'effectif total. Enfin, l'espèce *R. decollata* est la moins abondante avec un pourcentage de 2,22%.



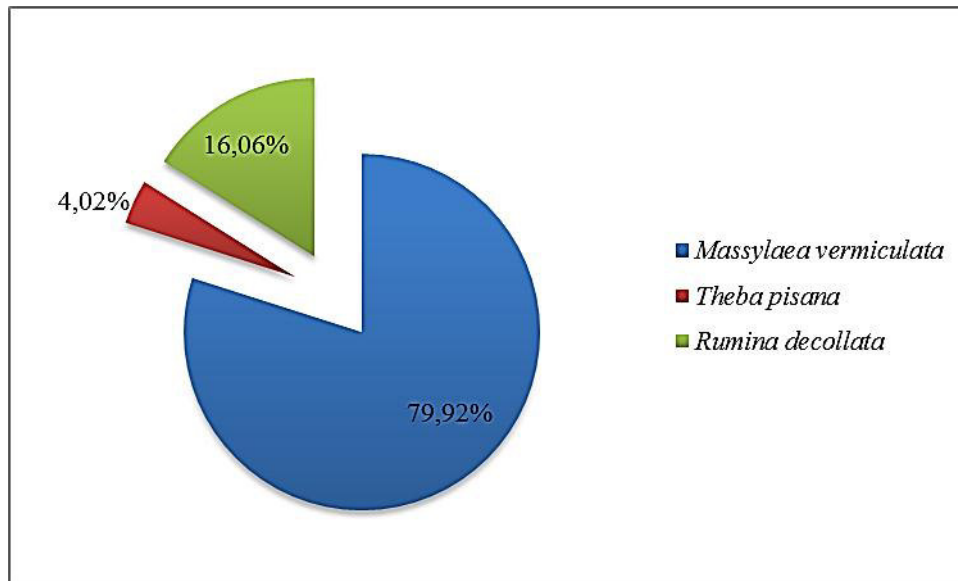
**Figure 41** : Structure et abondance des espèces de gastéropodes pulmonés récoltées durant la saison printanière au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar.

#### III.1.1.1.5. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone de Djebel Hamimat

La structure et l'abondance des escargots récoltés au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat sont illustrées par la figure 42.

Durant cette campagne printanière, c'est au niveau de la zone minière abandonnée de Djebel Hamimat que l'on a enregistré le nombre le plus faible en espèces en comparaison aux autres zones étudiées. Ainsi, cette zone comprend 3 espèces de gastéropodes pulmonés terrestres répartis entre trois genres (*Massylaea*, *Theba* et *Rumina*) et deux familles (Hélicidae et Achatinidae).

L'espèce la plus abondante est *M. vermiculata*, avec un pourcentage proche de 80% ; elle est largement distribuée au niveau de cette zone. *R. decollata* et *T. Pisana* sont moins présentes avec des taux de 16,06% et 4,04% respectivement.



**Figure 42 :** Structure et abondance des espèces de gastéropodes pulmonés récoltées au printemps au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat.

### III.1.1.2. Variation spatiale des paramètres biométriques des gastéropodes pulmonés terrestres recensés durant la saison printanière

Les paramètres biométriques comprennent la mesure de la masse pondérale, du diamètre, ainsi que de la hauteur des coquilles de tous les gastéropodes inventoriés. Durant la saison printanière, c'est au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad que l'on a inventorié le plus d'espèces, cette dernière est suivie de la zone sub montagneuse d'Ibn Badis, ensuite de la zone urbaine de B'kira, puis de la zone industrielle d'El Hadjar, et enfin, de la zone minière de Djebel Hamimat.

#### III.1.1.2.1. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant le printemps dans la zone d'Ibn Ziad

Les résultats de la biométrie des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés durant la saison printanière au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad sont récapitulés dans le tableau 12.

Ces résultats indiquent que l'espèce *C. aspersum* possède le poids le plus élevé avec une valeur de  $9,31 \pm 4,04$  g. Cette espèce détient aussi le diamètre le plus grand avec une moyenne de  $27,16 \pm 6,34$  mm. En ce qui concerne la hauteur, c'est l'espèce *R. decollata* qui dispose de la valeur la plus élevée parmi les espèces récoltées, à savoir  $35,50 \pm 5,11$  mm. Cependant, l'espèce *G. flava* enregistre le poids et la hauteur les moins importants, soit :

1,19±0,01 g et 5,24±0,37 mm respectivement. Le diamètre le plus petit est enregistré chez l'espèce *M. pupa* avec une valeur moyenne de 5,29±0,24 mm.

**Tableau 12 :** Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés au printemps dans la zone montagneuse d'Ibn Ziad.

<b>Espèces</b>	<b>Masse pondérale (g)</b>	<b>Diamètre (mm)</b>	<b>Hauteur (mm)</b>
<i>R. decollata</i>	7,41±2,10	12,93±2,99	35,50±5,11
<i>C. aspersum</i>	9,31±4,04	27,16±6,34	15,65±4,13
<i>M. vermiculata</i>	5,38±2,95	23,89±4,27	11,63±2,50
<i>T. pisana</i>	3,06±1,10	20,62±2,31	11,31±1,31
<i>T. sulcata</i>	2,30±0,80	10,32±0,72	17,31±1,50
<i>S. candidissima</i>	3,18±0,83	19,12±1,36	11,90±1,05
<i>S. otthiana</i>	3,57±1,62	22,80±2,84	10,47±1,95
<i>X. cespitum</i>	2,40±0,47	20,72±0,69	10,60±2,75
<i>M. pupa</i>	1,21±0,08	5,29±0,24	13,41±0,34
<i>G. flava</i>	1,19±0,01	10,22±0,30	5,24±0,37

### III.1.1.2.2. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant le printemps dans la zone d'Ibn Badis

Les moyennes et les écart-types de la biométrie des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés au printemps au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis sont résumés dans le tableau 13.

Les résultats de la biométrie obtenus dans la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis montrent que, et comme dans la zone montagneuse d'Ibn Ziad, la masse pondérale la plus élevée a été enregistrée chez l'espèce *C. aspersum*, avec une moyenne de 9,39±3,61 g ; il en est de même pour le diamètre. Cette espèce possède la plus grande valeur en comparaison avec les autres espèces, soit 32,62±5,81 mm. L'espèce *R. decollata* enregistre, une fois de plus, la hauteur de coquille la plus élevée avec une moyenne de 37,47±4,32 mm.

Néanmoins, l'espèce *T. sulcata* dispose des poids et des diamètres les plus faibles, avec des moyennes de : 2,33 g et 10,45 mm respectivement. La hauteur la plus petite est enregistrée chez l'espèce *S. otthiana* avec 9,98±1,59 mm.

**Tableau 13 :** Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés au printemps dans la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis.

Espèces	Masse pondérale (g)	Diamètre (mm)	Hauteur (mm)
<i>M. vermiculata</i>	3,53±2,04	26,12±6,60	12,45±3,80
<i>C. apertus</i>	1,74±0,42	18,09±5,64	7,41±3,79
<i>C. aspersum</i>	9,39±3,61	32,62±5,81	19,28±4,42
<i>R. decollata</i>	4,84±0,80	14,37±1,81	37,47±4,32
<i>T. Pisana</i>	3,87±1,06	22,30±2,62	12,27±1,71
<i>S. candidissima</i>	3,20±0,85	19,09±1,34	12,02±1,09
<i>S. otthiana</i>	3,53±1,57	22,93±2,10	9,98±1,59
<i>T. sulcata</i>	2,33±0	10,45±0	18,58±0

### III.1.1.2.3. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant le printemps dans la zone de B'kira

Les moyennes et les écart-types de la biométrie des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés au niveau de la zone urbaine de B'kira sont récapitulés dans le tableau 14.

Les résultats des mesures biométriques effectuées sur les individus récoltés dans la zone urbaine de B'kira, montrent que l'espèce *C. aspersum* est la plus volumineuse avec une masse pondérale moyenne de l'ordre de 7,61±5,52 g, elle possède aussi le diamètre le plus grand, avec une moyenne de 26,22±9,91 mm. La hauteur la plus élevée est enregistrée chez l'espèce *R. decollata* avec une moyenne de 34,89±5,54 mm.

Toutefois, les valeurs minimales de poids, de diamètre et de hauteur sont notées chez l'espèce *X. cespitum* avec des moyennes de 1,78 g ; 19,98 mm et 7,88 mm respectivement.

**Tableau 14 :** Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés durant le printemps dans la zone urbaine de B'kira.

Espèces	Masse pondérale (g)	Diamètre (mm)	Hauteur (mm)
<i>M. vermiculata</i>	2,89±1,57	20,98±4,02	11,41±6,62
<i>C. aspersum</i>	7,61±5,52	26,22±9,91	15,04±7,90
<i>C. apertus</i>	3,05±1,33	21,10±2,76	9,41±1,73
<i>T. pisana</i>	2,64±0,88	22,65±0,87	13,27±0,49
<i>R. decollata</i>	4,31±1,13	13,72±1,57	34,89±5,54
<i>X. cespitum</i>	1,78±0	19,98±0	7,88±0

#### III.1.1.2.4. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant le printemps dans la zone d'El Hadjar

Les moyennes et les écart-types des paramètres biométriques des gastéropodes pulmonés terrestres recensés en saison printanière au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar sont résumés dans le tableau 15.

Les valeurs de biométrie obtenues dans la zone industrielle d'El Hadjar montrent, une fois de plus, que c'est l'espèce *C. aspersum* qui détient les valeurs de poids et de diamètre les plus élevées, avec des moyennes de  $6,00 \pm 3,10$  g et de  $25,74 \pm 4,83$  mm respectivement. Pour la hauteur, c'est aussi l'espèce *R. decollata* qui présente la valeur la plus élevée par rapport aux autres espèces de cette zone, à savoir :  $31,33 \pm 5,81$  mm. Cependant, c'est chez cette espèce que la masse pondérale et le diamètre sont les plus bas, avec des valeurs de l'ordre de  $2,76 \pm 0,85$  g et de  $11,08 \pm 1,97$  mm respectivement. La hauteur la plus faible est, néanmoins, notée chez l'espèce *C. apertus*, avec une moyenne de  $9,82 \pm 0,73$  mm.

**Tableau 15 :** Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés au printemps dans la zone industrielle d'El Hadjar.

<b>Espèces</b>	<b>Masse pondérale (g)</b>	<b>Diamètre (mm)</b>	<b>Hauteur (mm)</b>
<i>M. vermiculata</i>	$3,60 \pm 0,86$	$23,69 \pm 2,61$	$12,54 \pm 1,10$
<i>C. aspersum</i>	$6,00 \pm 3,10$	$25,74 \pm 4,83$	$15,43 \pm 2,73$
<i>C. apertus</i>	$4,07 \pm 1,09$	$24,14 \pm 1,77$	$9,82 \pm 0,73$
<i>R. decollata</i>	$2,76 \pm 0,85$	$11,08 \pm 1,97$	$31,33 \pm 5,81$

#### III.1.1.2.5. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant le printemps dans la zone de Djebel Hamimat

Le tableau 16 récapitule les résultats de la biométrie obtenue chez les individus récoltés au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat durant la saison printanière.

La zone minière abandonnée de Djebel Hamimat est considérée comme étant la moins riche en espèces par rapport aux autres zones étudiées. Les résultats de la biométrie indiquent que les valeurs maximales de la masse pondérale et du diamètre sont atteintes chez l'espèce *M. vermiculata* avec des moyennes de  $5,72 \pm 2,30$  g et de  $25,81 \pm 6,58$  mm respectivement.

Cependant, c'est chez cette même espèce que la valeur de hauteur la plus basse est atteinte ( $10,33 \pm 4,10$  mm). *Rumina decollata* détient encore une fois la valeur la plus élevée en ce qui concerne la hauteur avec une moyenne de  $36,21 \pm 1,38$  mm, mais aussi le diamètre le



plus petit avec une valeur de  $14,98 \pm 0,69$  mm. Enfin, la masse pondérale la plus faible est notée chez l'espèce *T. pisana* avec une valeur moyenne de  $2,19 \pm 0,67$  g.

**Tableau 16 :** Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés au printemps dans la zone minière de Djebel Hamimat.

Espèces	Masse pondérale (g)	Diamètre (mm)	Hauteur (mm)
<i>M. vermiculata</i>	$5,72 \pm 2,30$	$25,81 \pm 6,58$	$10,33 \pm 4,10$
<i>T. pisana</i>	$2,19 \pm 0,67$	$21,10 \pm 1,63$	$11,55 \pm 1,22$
<i>R. decollata</i>	$4,03 \pm 0,62$	$14,98 \pm 0,69$	$36,21 \pm 1,38$

### III.1.1.3. Variation spatiale des paramètres écologiques durant la saison printanière

#### III.1.1.3.1. Indices écologiques de composition

Les indices écologiques de composition employés lors de notre étude sont la richesse spécifique, la densité ainsi que la constance des espèces. Ces paramètres varient considérablement d'une zone à une autre.

Le tableau 17 récapitule les valeurs de la richesse spécifique et de la densité des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés au niveau des 5 zones étudiées. L'examen de ce tableau montre que le nombre le plus élevé en espèces et en individus est atteint dans la zone montagneuse d'Ibn Ziad avec 11 espèces et 1270 individus recensés au total. La densité la plus faible est enregistrée dans la zone urbaine de B'kira avec 207 individus, et la richesse spécifique la plus faible est enregistrée dans la zone minière de Djebel Hamimat avec 3 espèces.

**Tableau 17 :** Indices écologiques de composition (Richesse spécifique et densité) enregistrés durant la saison printanière dans les zones d'étude.

Indices écologiques de composition	Ibn Ziad	Ibn Badis	B'kira	El-Hadjar	Djebel Hamimat
Richesse spécifique	11	8	6	4	3
Densité	1270	321	207	585	249
Nombre total de relevés	6				

Les données relatives à la constance des espèces dans les différentes zones étudiées sont synthétisées dans le tableau 18. Ce paramètre est interprété selon les 3 classes établies par Dajoz (1971) (*Cf. Chapitre Matériel et méthodes, page 54*). Les résultats obtenus seront présentés en fonction de la richesse spécifique de chaque zone, de la zone la plus riche en espèce à la zone la moins riche.

**Tableau 18** : Constance des gastéropodes pulmonés terrestres au niveau des cinq zones.

Espèces	Ibn Ziad	Ibn Badis	B'kira	El Hadjer	Dj.Hamimat
<i>M. vermiculata</i>	100,0	100,0	33,33	83,33	100
<i>R. decollata</i>	100,0	50,00	50,00	33,33	33,33
<i>C. apertus</i>	-	50,00	50,00	16,67	-
<i>C. aspersum</i>	100,0	33,33	83,33	33,33	-
<i>T. pisana</i>	83,33	33,33	16,67	-	33,33
<i>T. sulcata</i>	66,67	16,67	-	-	-
<i>S. otthiana</i>	50,00	50,00	-	-	-
<i>S. candidissima</i>	33,33	50,00	-	-	-
<i>G. flava</i>	16,67	-	-	-	-
<i>M. pupa</i>	16,67	-	-	-	-
<i>X. cespitum</i>	16,67	-	16,67	-	-

Au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad, les espèces *M. vermiculata*, *R. decollata*, *C. aspersum*, *T. pisana*, *T. sulcata*, *S. otthiana* sont présentes dans plus de 50% des relevés, elles sont donc considérées comme étant des espèces constantes. Avec une constance de 33,33%, l'espèce *S. candidissima* est considérée comme étant une espèce accessoire. Enfin, les espèces *G. flava*, *M. pupa*, *X. cespitum* sont considérées comme étant des espèces accidentelles, avec des constances équivalentes à 16,67%.

Au niveau de la zone sub montagneuse d'Ibn Badis, les espèces *M. vermiculata*, *C. apertus*, *R. decollata*, *S. candidissima*, *S. otthiana*, sont signalées dans plus de 50% des relevés effectués, elles sont donc considérées comme étant des espèces constantes. Les espèces *C. aspersum* et *T. pisana* sont, quant à elles, des espèces accessoires, avec des constances respectives de 33,33%. Enfin, l'espèce *T. sulcata* est considérée comme étant une espèce accidentelle avec une constance inférieure à 25%.

Pour la zone urbaine de B'kira, nous avons recensé 3 espèces constantes, à savoir : *C. aspersum*, *C. apertus* et *R. decollata*, en effet, ces dernières sont présentes dans plus de 50% des relevés. L'espèce *M. vermiculata* est considérée comme étant une espèce accessoire avec une constance de l'ordre de 33,33%. Enfin, les espèces *T. pisana* et *X. cespitum* sont des espèces accidentelles avec des constances ne dépassant pas les 25%.

Au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar, nous avons enregistré la présence d'une espèce constante, à savoir, *M. vermiculata* avec une présence dans 83,33% des relevés, de deux espèces accessoires qui sont : *C. aspersum* et *R. decollata*, avec une présence dans 33,33% des relevés, et enfin, d'une seule espèce accidentelle, qui est *C. apertus* qui est présente dans seulement 16,67% des relevés.

Au niveau de la zone minière abandonnée (Djebel Hamimat), nous avons enregistré la présence de l'espèce *M. vermiculata* dans 100% des relevés effectués, ce qui en fait une

espèce constante. Néanmoins, les espèces *T. pisana* et *R. decollata* sont considérées comme étant des espèces accessoires avec une présence de 33,33% dans tous les relevés pour les deux.

### III.1.1.3.2. Indices écologiques de structure

Les indices écologiques de structures sont représentés par les indices de biodiversité. À cet effet, l'indice de biodiversité de Shannon, l'équitabilité de Piélou et l'indice de biodiversité de Simpson ont été calculés et interprétés conformément aux formules décrites dans le chapitre matériel et méthodes. Les résultats relatifs à ces indices de biodiversité et d'équirépartition durant la saison printanière sont récapitulés dans le tableau 19.

Avec un indice de Shannon de l'ordre de 1,873, une équitabilité de 0,781, et un indice de Simpson égale à 0,822, la zone montagneuse d'Ibn Ziad est manifestement la zone la plus diversifiée par rapport aux autres zones étudiées. C'est aussi la zone qui se rapproche le plus des conditions idéales grâce à l'équirépartition de ses espèces (une valeur d'équitabilité très proche de 1).

C'est ensuite la zone urbaine de B'kira qui succède à la zone montagneuse, avec un indice de Shannon de l'ordre de 1,185, un indice de Simpson de 0,637, et une équitabilité de 0,661. C'est cette zone qui se rapproche le plus des conditions idéales par rapport aux zones restantes.

Après la zone urbaine, vient la zone sub montagneuse d'Ibn Badis, qui se caractérise par un indice de Shannon de l'ordre de 1,073, et un indice de Simpson de l'ordre de 0,469. Mais avec une équitabilité équivalente à 0,515, on en déduit que les espèces au niveau de ce site sub montagneux sont régulièrement réparties.

Concernant la zone d'El Hadjar, nous avons enregistré des indices de biodiversité relativement faibles par rapport aux zones précédentes. Ainsi, au niveau de cette zone industrielle, l'indice de Shannon a atteint une valeur de 0,814, et l'indice de Simpson une valeur de 0,425. Mais l'équitabilité est de 0,587, ce qui démontre une répartition relativement régulière des espèces.

Enfin, la zone minière de Djebel Hamimat est la zone la moins diversifiée, avec des indices de biodiversité relativement faibles allant de 0,333 pour l'indice de Simpson à 0,602 pour l'indice de Shannon. La répartition des espèces est, quant à elle, relativement irrégulière en comparaison avec les zones précédentes, en effet, l'indice d'équitabilité de Piélou au niveau de ce site minier est de l'ordre de 0,548.

**Tableau 19 :** Indices écologiques de structures (Indices de biodiversité de Shannon, de Simpson et d'équitabilité de Piélou) des 5 zones d'étude.

Indices de biodiversité	Ibn Ziad	Ibn Badis	B'kira	El Hadjar	Djebel Hamimat
Indice de Shannon (H')	1,873	1,073	1,185	0,814	0,602
Équitabilité de Piélou (J)	0,781	0,515	0,661	0,587	0,548
Indice de Simpson	0,822	0,469	0,637	0,425	0,333

### III.1.2. Biodiversité malacologique durant la saison estivale

Les résultats relatifs aux différentes espèces de gastéropodes pulmonés terrestres récoltées durant la campagne estivale sont synthétisés au niveau du tableau 22, et illustrés par la figure 43. Le tableau 20 récapitule la liste systématique des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés lors de cette saison. La Figure 38 représente des photos de face, de dos et de profil des coquilles des différentes espèces de gastéropodes récoltées.

Au total, nous avons dénombré 637 individus appartenant à 2 ordres de gastéropodes : les Stylommatophores et les Littorinimorphes.

Ces individus sont distribués entre 7 familles, qui sont : les Helicidae (Rafinesque, 1815), les Achatinidae (Swianson, 1840), les Enidae (Woodward, 1903 (1880)), les Geomitridae (Boettger, 1909), les Sphincterochilidae (Zilch, 1960), les Ferussaciidae (Bourguignat, 1883), et enfin, les Pomatiidae (Newton, 1891).

Ces familles comprennent 14 genres qui sont : *Cantareus* (Risso, 1826), *Cornu* (Born, 1778), *Massylaea* (Möllendorff, 1898), *Otala* Schumacher, 1817, *Theba* (Risso, 1826), *Rumina* (Risso, 1826), *Xerosecta* (Monterosato, 1892), *Mauronapaeus* (Kobelt, 1899), *Cernuella* (Schlüter, 1838), *Trochoidea* (Brown, 1827), *Cochlicella* (Férussac, 1821), *Sphincterochila* (Ancey, 1887), *Ferussacia* (Risso, 1826), et enfin, *Tudorella* (Fischer, 1885).

À ces genres, appartiennent 15 espèces : *Cantareus apertus* (Born, 1778), *Cornu aspersum* (Müller, 1774), *Massylaea vermiculata* (Müller, 1774), *Otala punctata* (Müller, 1774), *Theba pisana* (Müller, 1774), *Rumina decollata* (Linnaeus, 1758), *Xerosecta sp.*, *Mauronapaeus terverii* (Dupotet in E. A. Forbes, 1838), *Cernuella sp.*, *Trochoidea elegans* (Gmelin, 1791), *Cochlicella acuta* (Müller, 1774), *Cochlicella barbara* (Linnaeus, 1758), *Sphincterochila othiana* (Forbes, 1838), *Ferussacia folliculum* (Schröter, 1784), et *Tudorella sulcata* (Draparnaud, 1805).

**Tableau 20** : Liste systématique des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés durant la saison estivale au niveau des zones d'études.

Règne	Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Genre	Espèce
Animal	Mollusques	Gastéropodes	Stylommatophores	Hélicidae (Rafinesque, 1815)	Cantareus (Risso, 1826)	<i>Cantareus apertus</i> (Born, 1778)
					Cornu (Born, 1778)	<i>Cornu aspersum</i> (Müller, 1774)
					Massylaea (Möllendorff, 1898)	<i>Massylaea vermiculata</i> (Müller, 1774)
					Otala (Schumacher, 1817)	<i>Otala punctata</i> (Müller, 1774)
					Theba (Risso, 1826)	<i>Theba pisana</i> (Müller, 1774)
				Achatinidae (Swianson, 1840)	Rumina (Risso, 1826)	<i>Rumina decollata</i> (Linnaeus, 1758)
				Enidae (B. B. Woodward, 1903 (1880))	Mauronapaeus (Kobelt, 1899)	<i>Mauronapaeus terverii</i> (Dupotet in E. A. Forbes, 1838)
				Geomitridae (C.R. Boettger, 1909)	Ceruellia (Schlüter, 1838)	<i>Ceruellia sp.</i>
					Trochoidea (T. Brown, 1827)	<i>Trochoidea elegans</i> (Gmelin, 1791)
					Cochlicella (A. Férussac, 1821)	<i>Cochlicella acuta</i> (Müller, 1774)
						<i>Cochlicella barbara</i> (Linnaeus, 1758)
					Xerosecta (Monterosato, 1892)	<i>Xerosecta sp.</i>
				Sphincterochilidae (Zilch, 1960)	Sphincterochila (Ancy, 1887)	<i>Sphincterochila otthiana</i> (Forbes, 1838)
				Ferussaciidae (Bourguignat, 1883)	Ferussacia (Risso, 1826)	<i>Ferussacia folliculum</i> (Schröter, 1784)
			Littorinimorpha	Pomatiidae (Newton, 1891)	Tudorella (Fischer, 1885)	<i>Tudorella sulcata</i> (Draparnaud, 1805)



**Figure 43 :** Photos de face, de dos et de profil des coquilles des espèces de gastéropodes récoltées durant la saison estivale.

### III.1.2.1. Structure spatiale des gastéropodes terrestres recensés durant la saison estivale

Il est à noter que durant la saison estivale, nous avons enregistré une absence totale de gastéropodes pulmonés au niveau de l'ancienne zone minière de Djebel Hamimat, elle n'a donc pas été prise en considération lors des traitements des résultats. La biodiversité des gastéropodes récoltés en saison estivale varie, non seulement, par rapport à la saison printanière, mais aussi d'une zone investiguée à une autre. Ainsi, la diversité la plus élevée a été notée au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis puis au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar. Les zones les moins riches en espèces par rapport à ces dernières sont : la zone montagneuse d'Ibn Ziad, puis la zone urbaine de B'kira.

#### III.1.2.1.1. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone d'Ibn Badis

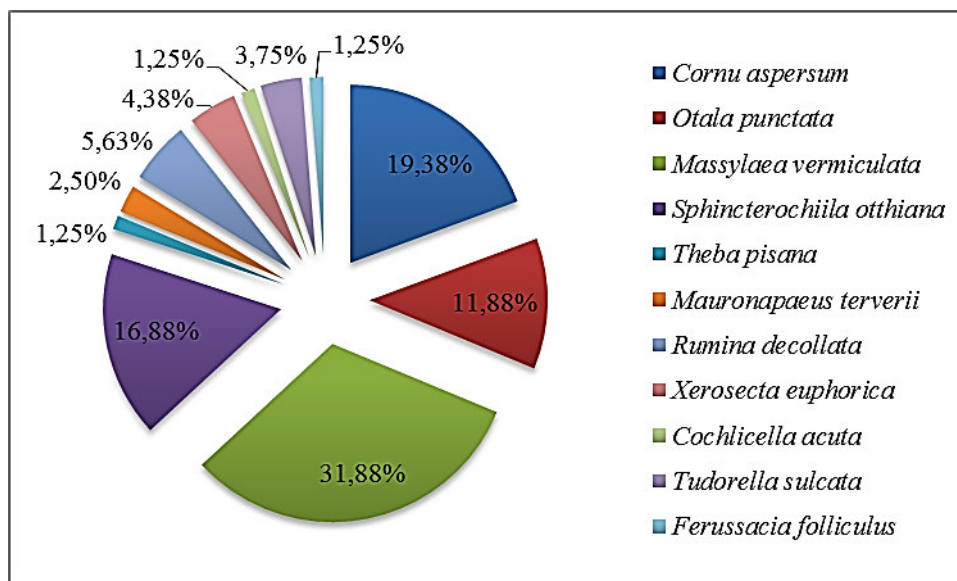
La structure et abondance des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés au cours de la saison estivale dans la zone d'Ibn Badis sont représentées dans la figure 44.

C'est au niveau de cette zone sub-montagneuse que nous avons enregistré le nombre le plus élevé en espèces. En effet, les 160 individus récoltés à Ibn Badis appartiennent à 11 espèces, à savoir : *C. aspersum*, *O. punctata*, *M. vermiculata*, *S. otthiana*, *T. pisana*, *M. terverii*, *R. decollata*, *Xerosecta sp.*, *C. acuta*, *T. sulcata*, et enfin, *F. folliculum*.

L'espèce la plus dominante du point de vue nombre d'individus est *M. vermiculata*, avec un pourcentage de l'ordre de 31,88%. Elle est suivie des espèces : *C. aspersum*, *S. otthiana* et *O. punctata* avec des taux respectifs de 19,38%, 16,88% et 11,88%.

Dans une moindre mesure, les espèces : *R. decollata*, *Xerosecta sp.*, *T. sulcata* et *M. terverii* sont représentés par les pourcentages : 5,63%, 4,38%, 3,75%, et 2,5% respectivement.

Enfin, les taux le plus faible (1,25%) sont détenus par les espèces *Theba pisana*, *Ferussacia folliculum* et *Cochlicella acuta*.



**Figure 44 :** Structure et abondance des espèces des gastéropodes pulmonés récoltées durant la saison estivale au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis.

#### III.1.2.1.2. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone d'El Hadjar

La structure et l'abondance des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés en été au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar sont représentées par des secteurs dans la figure 45.

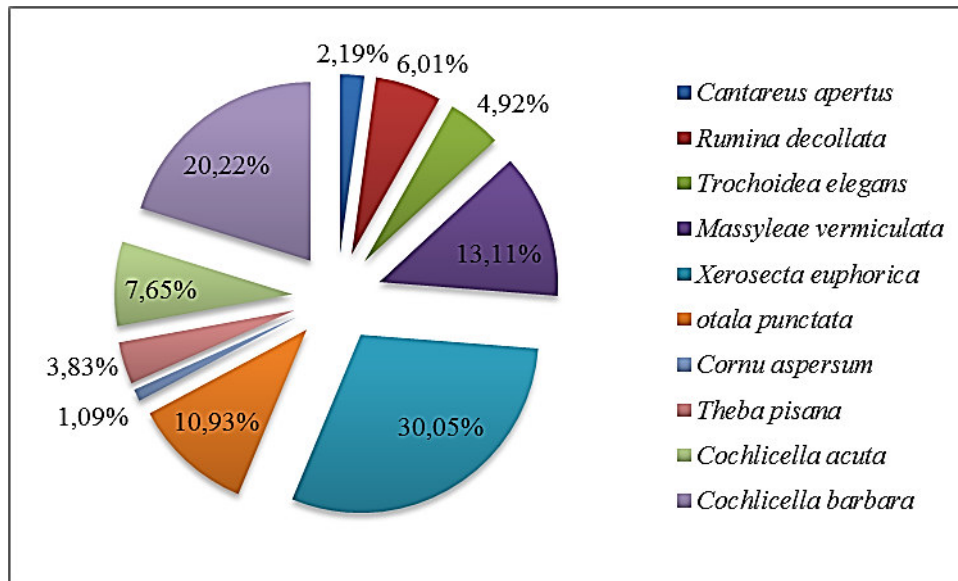
Contrairement à la zone précédente, c'est au niveau de cette zone que nous avons enregistré le nombre le plus élevé d'individus, à savoir, 183. Ces individus appartiennent aux 10 espèces suivantes : *C. apertus*, *R. decollata*, *T. elegans*, *M. vermiculata*, *Xerosecta sp.*, *O. punctata*, *C. aspersum*, *T. pisana*, *C. acuta*, et *C. barbara*.

L'espèce la plus dominante du point de vue nombre d'individus est *Xerosecta sp.* avec un pourcentage de l'ordre de 30,05%. Elle est suivie par l'espèce *C. barbara* avec un taux de 20,22%.

De façon moins importante, les espèces *M. vermiculata*, *O. punctata*, *C. acuta* et *R. decollata* sont représentés par les pourcentages respectifs suivants : 13,11%, 10,93%, 7,65%, et 6,01%.

Les espèces *C. apertus*, *T. elegans*, *C. aspersum* et *T. pisana* possèdent le nombre le plus bas en individus avec des taux ne dépassant pas les 5%.





**Figure 45 :** Structure et abondance des espèces des gastéropodes pulmonés récoltées durant la saison estivale au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar

### III.1.2.1.3. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone d'Ibn Ziad

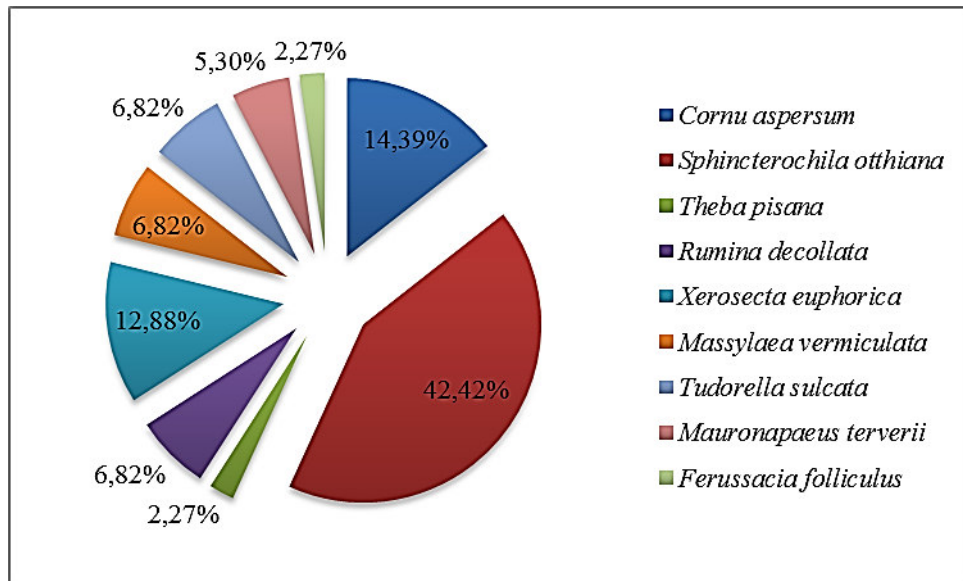
La structure et l'abondance des gastéropodes pulmonés récoltés au cours de la saison estivale au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad sont représentées par des secteurs dans la figure 46.

Au niveau de cette zone, et contrairement à la saison printanière, où nous avons enregistré le nombre le plus élevé en individus et en espèces (1270 individus appartenant à 10 espèces), nous avons noté seulement 132 individus, appartenant à 9 espèces qui sont : *C. aspersum*, *S. otthiana*, *T. pisana*, *R. decollata*, *Xerosecta sp.*, *M. vermiculata*, *T. sulcata*, *M. terverii* et *F. folliculum*.

L'espèce la plus dense enregistrée au niveau de cette zone montagneuse est *S. otthiana* avec un taux dépassant les 42%. Elle est suivie par les espèces : *C. aspersum* avec un taux de 14,39% et *Xerosecta sp.* avec un taux de 12,88%.

Le reste des espèces, c'est-à-dire : *R. decollata*, *M. vermiculata* et *T. sulcata* est représenté par le pourcentage suivant : 6,82%.

L'espèce *M. terverii* est représentée par un taux 5,30%, et enfin, les espèces *T. pisana* et *F. folliculum* sont représentées chacune par 2,27% par rapport au nombre total d'individus.

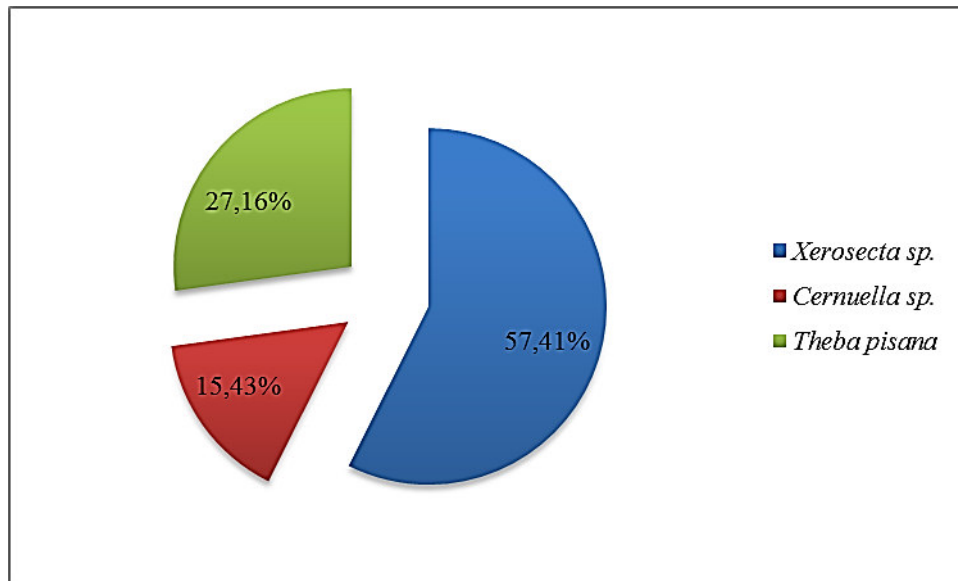


**Figure 46 :** Structure et abondance des espèces des gastéropodes pulmonés récoltées durant la saison estivale au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad.

#### III.1.2.1.4. Structure et abondance des gastéropodes dans la zone de B'kira

La structure et l'abondance des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés au cours de la saison estivale au niveau de la zone urbaine de B'kira sont représentées dans la figure 47. Comme pour la zone montagneuse d'Ibn Ziad, et contrairement à la saison printanière (au cours de laquelle nous avons enregistré 207 individus appartenant à 6 espèces), nous avons récolté seulement 162 individus appartenant à 3 espèces : *Xerosecta sp.*, *T. pisana* et *Cernuella sp.*

L'espèce la plus dense est *Xerosecta sp.* avec un pourcentage d'individus de l'ordre de 57,41% du nombre total. Elle est suivie par l'espèce *T. pisana* avec un taux 27,16% du nombre total, et enfin, l'espèce *Cernuella sp.* qui est représentée par un pourcentage équivalent à 15,43%.



**Figure 47 :** Structure et abondance des espèces des gastéropodes pulmonés récoltées durant la saison estivale au niveau de la zone urbaine de B'kira.

### III.1.2.2. Variation spatiale des paramètres biométriques des gastéropodes pulmonés terrestres recensés en été

#### III.1.2.2.1. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant l'été dans la zone d'Ibn Badis

Les résultats de la biométrie des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés durant le printemps au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis sont récapitulés dans le tableau 21.

Ces résultats indiquent que l'espèce *C. aspersum* possède le poids le plus élevé avec une valeur de  $9,59 \pm 5,18$  g. Cette espèce détient aussi le diamètre le plus grand avec une moyenne de  $31,60 \pm 8,00$  mm.

En ce qui concerne la hauteur, c'est l'espèce *R. decollata* qui dispose de la valeur la plus élevée parmi toutes les espèces récoltées, à savoir  $36,71 \pm 5,48$  mm.

Cependant, l'espèce *F. folliculum* enregistre le poids et le diamètre les moins importants, soit :  $0,12 \pm 0,06$  g et  $3,74 \pm 0,16$  mm respectivement.

La hauteur la plus faible est enregistrée chez l'espèce *Cochlicella acuta* avec une valeur moyenne de  $7,18 \pm 0,79$  mm.

**Tableau 21 :** Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés durant la saison estivale dans la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis.

<b>Espèces</b>	<b>Masse pondérale (g)</b>	<b>Diamètre (mm)</b>	<b>Hauteur (mm)</b>
<i>C. aspersum</i>	9,59±5,18	31,60±8,00	20,84±6,14
<i>O. punctata</i>	7,01±2,53	30,34±5,11	17,82±2,38
<i>M. vermiculata</i>	7,00±1,95	31,19±3,64	17,95±2,28
<i>S. Otthiana</i>	2,41±0,68	23,37±3,79	10,53±2,10
<i>T. pisana</i>	0,94±0,39	14,10±3,18	8,22±3,39
<i>M. terverii</i>	0,88±0,06	5,37±0,23	12,76±0,80
<i>R. decollata</i>	5,20±2,69	15,64±0,78	36,71±5,48
<i>Xerosecta sp.</i>	1,11±0,77	13,64±3,51	7,59±2,22
<i>C. acuta</i>	0,14±0,06	4,30±0,46	7,18±0,79
<i>T. sulcata</i>	1,44±0,23	10,64±1,26	17,97±2,49
<i>F. folliculum</i>	0,12±0,06	3,74±0,16	11,70±0,83

#### III.1.2.2.2. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant l'été dans la zone d'El Hadjar

Les moyennes et les écart-types des valeurs biométriques mesurées sur les gastéropodes pulmonés terrestres récoltés durant l'été au niveau de la zone d'El Hadjar sont résumés au niveau du tableau 22.

Les valeurs de biométrie obtenues dans cette zone industrielle, montrent que c'est l'espèce *C. aspersum* qui détient une fois de plus les valeurs de poids et de diamètre les plus élevés, avec des moyennes de l'ordre de 9,23±0,83 g et de 35,27±0,16 mm respectivement.

Pour la hauteur, c'est *R. decollata* qui présente la valeur la plus élevée par rapport aux autres espèces de cette zone, à savoir : 25,30±7,67 mm.

Les valeurs les plus basses de la masse pondérale et de la hauteur sont enregistrées chez l'espèce *T. elegans* avec des valeurs moyennes égales à 0,16±0,03g et 4,82±0,35 mm respectivement.

Cependant, le diamètre moyen le plus faible a été noté chez l'espèce *C. acuta* avec une moyenne de 5,02 mm ±0,80.

**Tableau 22 :** Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés durant la saison printanière dans la zone industrielle d'El Hadjar.

<b>Espèces</b>	<b>Masse pondérale (g)</b>	<b>Diamètre (mm)</b>	<b>Hauteur (mm)</b>
<i>C. apertus</i>	1,10±1,45	16,41±6,39	9,41±4,05
<i>R. decollata</i>	2,48±1,38	10,90±2,60	25,30±7,67
<i>T. elegans</i>	0,16±0,03	8,44±1,00	4,82±0,35
<i>M. vermiculata</i>	3,95±1,67	25,10±6,51	13,91±2,92
<i>Xerosecta sp.</i>	0,77±0,40	13,92±3,19	7,41±1,75
<i>O. punctata</i>	4,46±1,61	28,99±2,38	16,75±1,27
<i>C. aspersum</i>	9,23±0,83	35,27±0,16	22,45±0,25
<i>T. pisana</i>	1,69±0,39	19,69±2,57	11,39±1,64
<i>C. acuta</i>	0,62±0,16	5,02±0,80	9,52±0,71
<i>C. barbara</i>	0,76±0,10	6,11±0,77	8,32±0,85

### III.1.2.2.3. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant l'été dans la zone d'Ibn Ziad

Les mesures biométriques effectuées sur les escargots récoltés au cours de la saison estivale, et au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad sont représentées par leurs moyennes  $\pm$  écart-types dans le tableau 23.

D'après ce dernier, et comme pour les zones étudiées précédemment, la masse pondérale la plus élevée est détenue par l'espèce *C. aspersum* avec une moyenne de l'ordre de 9,05±1,46 g. Il en est de même pour le diamètre, avec une valeur moyenne de 33,19±1,83 mm. Et c'est l'espèce *R. decollata* qui dispose de la hauteur la plus élevée avec une valeur moyenne de 38,46±4,80 mm.

Néanmoins, les valeurs les plus faibles de la masse pondérale et du diamètre sont détenues par l'espèce *F. folliculum* avec des moyennes respectives de 0,06±0,03 g, et 3,63±0,22 mm.

Enfin, c'est chez l'espèce *Xerosecta sp.* que l'on a enregistré la hauteur la plus basse avec une valeur moyenne de l'ordre de 8,46±4,11 mm.

**Tableau 23 :** Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés durant la saison estivale dans la zone montagneuse d'Ibn Ziad.

<b>Espèces</b>	<b>Masse pondérale (g)</b>	<b>Diamètre (mm)</b>	<b>Hauteur (mm)</b>
<i>C. aspersum</i>	9,05±1,46	33,19±1,83	18,22±1,52
<i>S. otthiana</i>	2,24±0,41	23,55±1,28	10,39±1,03
<i>T. pisana</i>	4,20±0,51	27,27±0,18	12,60±1,61
<i>R. decollata</i>	5,49±2,12	15,18±1,64	38,46±4,80
<i>Xerosecta sp.</i>	1,88±1,71	17,69±8,38	8,46±4,11
<i>M. vermiculata</i>	5,70±1,33	29,69±4,63	15,96±2,20
<i>T. sulcata</i>	1,44±0,21	10,43±0,57	17,43±1,30
<i>M. terverii</i>	0,11±0,01	4,65±0,66	11,84±1,11
<i>F. folliculum</i>	0,06±0,03	3,63±0,22	10,32±1,78

#### III.1.2.2.4. Structure des paramètres biométriques des gastéropodes recensés durant l'été dans la zone de B'kira

Les moyennes et les écart-types des valeurs biométriques mesurées sur les gastéropodes pulmonés terrestres récoltés durant la saison estivale au niveau de la zone urbaine de B'kira sont récapitulées dans le tableau 24.

Cette zone est considérée comme étant la moins riche et la moins dense par rapport aux zones précédentes. Selon le tableau 26, l'espèce *T. pisana* est la plus imposante du point de vue mesures biométriques. Les poids, les diamètres et les hauteurs les plus élevés sont notés chez cette espèce en comparaison avec les deux autres espèces recensées (avec des moyennes respectives de 3,88±0,67 g, 26,62±2,10 mm et 12,89±1,22 mm).

Cependant, c'est l'espèce *Xerosecta sp.* qui possède les valeurs biométriques les plus basses, avec une masse pondérale moyenne de 2,92±0,76 g, un diamètre moyen de 24,02±2,51 mm, et une hauteur moyenne de 11,59±1,20 mm.

**Tableau 24 :** Moyennes et écart-types des masses pondérales (g), diamètres (mm) et hauteurs (mm) des gastéropodes récoltés durant la saison printanière dans la zone urbaine de B'kira.

<b>Espèces</b>	<b>Masse pondérale (g)</b>	<b>Diamètre (mm)</b>	<b>Hauteur (mm)</b>
<i>Xerosecta euphorica</i>	2,92±0,76	24,02±2,51	11,59±1,20
<i>Ceriuella sp.</i>	3,44±1,61	24,08±6,20	11,94±2,29
<i>Theba pisana</i>	3,88±0,67	26,62±2,10	12,89±1,22

### III.1.2.3. Variation spatiale des paramètres écologiques durant la saison estivale

#### III.1.2.3.1. Indices écologiques de composition

Le tableau 25 récapitule les valeurs de la richesse spécifique et de la densité des gastéropodes pulmonés terrestres récoltés durant la saison estivale au niveau des 4 zones étudiées. Les données relatives à la constance des espèces durant cette même période, dans les différentes zones étudiées sont synthétisées dans les tableaux 28.

Comme pour la saison printanière, les indices écologiques de composition employés lors de notre étude sont la richesse spécifique, la densité ainsi que la constance des espèces. Ces paramètres présentent des variations relativement importantes d'une zone à une autre. Et varient aussi considérablement par rapport à la saison printanière. Ainsi, le nombre le plus élevé en espèces enregistré durant la saison estivale, est atteint dans la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis avec 11 espèces. La densité la plus élevée est, quant à elle, enregistrée au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar avec pas moins de 183 individus. La densité la plus faible est enregistrée dans la zone montagneuse d'Ibn Ziad avec 132 individus, et la richesse spécifique la plus faible est enregistrée dans la zone urbaine de B'kira, avec un total de 3 espèces.

**Tableau 25 :** Indices écologiques de composition (Richesse spécifique et densité) enregistrés durant la saison estivale dans des 4 zones d'étude.

Indices écologiques de composition	Ibn Badis	El Hadjar	Ibn Ziad	B'kira
Richesse spécifique	11	10	9	3
Densité	160	183	132	162
Nombre total de relevés	6			

Les données relatives à la constance des espèces récoltées durant la saison estivale dans les différentes zones étudiées et comme pour la saison printanière, sont interprétés selon les 3 classes établies par Dajoz (1971) (Cf. *Chapitre Matériel et méthodes*, page 54). Ces dernières sont récapitulées dans le tableau 26. Les résultats obtenus seront présentés en fonction de la richesse spécifique de chaque zone, de la zone la plus riche en espèce à la zone la moins riche.

Ainsi, au niveau de la zone sub-montagneuse, nous avons enregistré la présence de 7 espèces constantes, à savoir : *C. aspersum*, *M. vermiculata*, et *S. Otthiana* avec une constance de 100% ; ces espèces sont suivies par *O. punctata* et *R. decollata* avec des constances de l'ordre de 83,33% chacune, et *M. terverii* ainsi que *Xerosecta sp.* avec une constance de 50%. Les espèces *T. pisana* et *T. sulcata* sont considérées comme étant des

espèces accessoires, avec une constance de l'ordre de 33 ; 33%. Enfin, les espèces *C. acuta* et *F. folliculum* sont considérées comme étant accidentelles avec des constances inférieures à 25%.

Au niveau de la zone industrielle, nous avons enregistré 5 espèces constantes, à savoir, *Xerosecta sp.*, avec une présence dans 66,67% des relevés, et *M. vermiculata*, *R. decollata*, *T. pisana*, *T. elegans* avec une présence dans 50% des relevés pour chacune des espèces. Les espèces *C. apertus*, *C. Acuta*, et *O. punctata* sont considérées comme étant des espèces accessoires avec une présence dans 33,33% des relevés. Enfin, les espèces *C. barbara* et *C. aspersum* sont, quant à elles, des espèces accidentelles avec une présence dans moins de 25% des relevés.

Au niveau de la zone montagneuse (Ibn Ziad), la majorité des espèces sont constantes, il s'agit de : *S. otthiana*, *Xerosecta sp.*, *Co. aspersum*, *M. vermiculata*, *R. decollata* et *T. sulcata* qui ont été présentes dans plus de 50% des relevés effectués au niveau de cette zone en période estivale. L'espèce *M. terverii* est la seule espèce accessoire, avec une constance de 33,33%. Enfin, les espèces *F. folliculum* et *T. pisana* sont considérées comme étant accidentelles avec une constance de 16,67% pour chacune d'elles.

Au niveau de la zone urbaine (B'kira), nous n'avons enregistré que des espèces accessoires, présentes chacune dans 50% des relevés, et représentées par les espèces suivantes : *Cernuella sp.*, *T. pisana* et *Xerosecta sp.*

**Tableau 26 :** Constance des gastéropodes pulmonés terrestres au niveau des quatre zones durant la saison estivale.

<b>Espèces</b>	<b>Ibn Badis</b>	<b>El Hadjar</b>	<b>Ibn Ziad</b>	<b>B'kira</b>
<i>C. aspersum</i>	100,0	16,67	66,67	-
<i>M. vermiculata</i>	100,0	50,00	66,67	-
<i>S. Otthiana</i>	100,0	-	100,0	-
<i>O. punctata</i>	83,33	33,33	-	-
<i>R. decollata</i>	83,33	50,00	66,67	-
<i>M. terverii</i>	50,00	-	33,33	-
<i>Xerosecta sp.</i>	50,00	66,67	83,33	50,00
<i>T. elegans</i>	-	50,00	-	-
<i>T. pisana</i>	33,33	50,00	16,67	50,00
<i>T. sulcata</i>	33,33	-	66,67	-
<i>C. apertus</i>	-	33,33	-	-
<i>C. acuta</i>	16,67	33,33	-	-
<i>C. barbara</i>	-	16,67	-	-
<i>F. folliculum</i>	16,67	-	16,67	-
<i>Cernuella sp.</i>	-	-	-	50,00



### III.1.2.3.2. Indices écologiques de structure

Comme pour la saison printanière, nous avons calculé les indices de biodiversité de Shannon, l'équitabilité de Piélou et l'indice de biodiversité de Simpson. Les résultats relatifs au calcul de ces indices sont synthétisés dans le tableau 27.

Avec un indice de Shannon de l'ordre de 1,964, et un indice de Simpson de 0,82, la zone industrielle d'El Hadjar est considérée comme étant la zone la plus biodiversifiée ; Contrairement à la zone urbaine de B'kira, qui possède des valeurs respectives de 0,961 et 0,5729. L'équitabilité est, quant à elle, est équivalent à 0,8747 dans cette dernière, ce qui en fait une zone proche des conditions idéale du point de vue répartition des espèces.

La valeur d'équitabilité la plus faible a été enregistrée au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, avec 0,7983. En conséquent, la répartition des espèces au sein de cette zone est considérée comme étant irrégulière.

**Tableau 27 :** Indices écologiques de structures (Indices de biodiversité de Shannon, de Simpson et d'équitabilité de Piélou) enregistrés durant la saison estivale dans les zones d'étude.

Indices de biodiversité	Ibn Badis	El Hadjar	Ibn Ziad	B'kira
<b>Indice de Shannon (H')</b>	1,914	1,964	1,784	0,961
<b>Equitabilité de Piélou (J)</b>	0,798	0,853	0,812	0,875
<b>Indice de Simpson</b>	0,811	0,826	0,765	0,572

### III.1.3. Discussion des résultats relatifs à la biodiversité des gastéropodes

L'objectif de ce volet de la thèse était d'établir un état des lieux, de recenser les espèces de gastéropodes pulmonés terrestres et de comparer la biodiversité présente dans 5 zones situées dans le nord-est Algérien, et ce, au cours de la saison printanière et la saison estivale.

Ces zones sont caractérisées par des activités anthropiques relativement importantes. Ainsi, nous avons, une zone minière abandonnée, une zone industrielle, une zone urbaine, une zone sub-montagneuse sous l'influence d'activités anthropiques, et enfin, une zone montagneuse éloignée de toute source de perturbation anthropique. Nous nous sommes donc intéressés à l'étude de la distribution et la biodiversité des gastéropodes pulmonés terrestres en fonction de la présence ou absence des activités anthropiques et de leur intensité.

Les investigations sur terrain durant les deux campagnes d'échantillonnage, nous ont permis d'inventorier, au total : 3269 individus, appartenant à 19 espèces de gastéropodes

pulmonés terrestres. Ainsi, nous avons récolté les espèces suivantes : *M. vermiculata* (Müller, 1774), *C. aspersum* (Müller, 1774), *C. apertus* (Born, 1778), *T. pisana* (Müller, 1774), *X. cespitum* (Draparnaud, 1801), *G. flava* (Terver, 1839), *S. candidissima* (Draparnaud, 1801), *S. otthiana* (Forbes, 1838), *R. decollata* (Linnaeus, 1758), *M. pupa* (Linnaeus, 1758), *T. sulcataf* (Pallary, 1936), *O. punctata* (O. F. Müller, 1774), *M. terverii* (Dupotet in E. A. Forbes, 1838), *T. elegans* (Gmelin, 1791), *C. acuta* (Müller, 1774), *C. barbara* (Linnaeus, 1758), *F. folliculum* (Schröter, 1784), *Cernuella sp.*, et *Xerosecta sp.*

Ces 19 espèces sont distribuées entre 8 familles : Helicidae, Hygromiidae, Sphincterochilidae, Achatinidae, Enidae, Geomitridae, Ferussaciidae, et Pomatiidae, et 16 genres qui sont : Massylaea, Cornu, Cantareus, Theba, Xerosecta, Ganula, Sphincterochila, Rumina, Mastus, Tudorella, Otala, Mauronapaeus, Cernuella, Trochoidea, Cochlicella, et enfin, Ferussacia.

Il est à noter qu'au cours de la saison estivale, et contrairement à la saison printanière, nous avons enregistré une absence totale de gastéropodes terrestres au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat, ce qui est probablement dû à la sécheresse extrême et aux températures élevées qu'a connu cette région pendant l'été 2018. En effet, les données météorologiques relatives à cette période font état d'une moyenne de précipitations durant cette saison estivale (mois de juin, juillet et août 2018) de 11,09 mm, et de températures moyennes minimales de 17,13°C, et maximales de 32°C, avec un pic de chaleur durant le mois de juillet, et une température extrême de l'ordre de 41.5°C enregistrée le 4 Juillet 2018.

Outre les espèces constantes, et que l'on a récolté durant les deux saisons, nous avons remarqué l'apparition de nouvelles espèces durant la période estivale, et qui n'étaient pas là durant la période printanière, surtout au niveau de la zone industrielle, de la zone montagneuse et de la zone sub-montagneuse. Il s'agit notamment des espèces : *Otala punctata*, *Mauronapaeus terverii*, *Cochlicella acuta*, *Cochlicella barbara*, *Ferussacia folliculum*, *Cernuella sp.*, et *Trochoidea elegans*.

*Otala punctata* est une espèce qui est originaire du pourtour de la Méditerranée occidentale avec une distribution allant de la France au nord-ouest de l'Algérie, et un endémisme spécifique à la Péninsule Ibérique (Nicholas et Schembri, 2010). Elle a été répertoriée durant la saison estivale au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, et de la zone industrielle d'El Hadjar, avec des taux respectifs de l'ordre de 11,88% et 10,93%.

Avec sa coquille solide, blanchâtre ou brun grisâtre, caractérisée par des bandes indistinctes interrompues par des taches blanches, et ressemblant fortement à l'espèce *M.*

*vermiculata*, *O. punctata* fait partie de la famille des helicidae. La biologie d'*O. punctata* n'est pas bien documentée, et plus de travaux ont été publiés sur des helicidae similaires comme : *Otala lactea* et *Massyleae vermiculata*, qui sont toutes des espèces méditerranéennes thermophiles partageant la même morphologie, écologie et cycle de vie (Barbara et Schembri, 2008 ; De Mattia et Mascia, 2011). Elles occupent généralement des habitats perturbés tels que les terrains vacants, les rangées de clôtures et les bordures de routes (Elliot et Pierce, 1992), et tolèrent aussi bien les environnements secs qu'humides (Gaskoin, 1862). En tant qu'hélicoïde thermophile, et ressemblant fortement à *O. punctata*, *O. lactea* subit alternativement des périodes de croissance réduite et active et une activité de reproduction correspondant à une activité estivante (avril à septembre) (Albrecht, 2001). L'espèce *M. terverii* est une espèce appartenant à la famille des enidae (anciennement appelée bulimidae). Elle est largement présente dans le pourtour méditerranéen, et notamment en Afrique du nord, où une étude faite par Abbes et al. (2009) a révisé et confirmé sa présence. Lors de notre étude, on a pu la récolter en saison estivale au niveau de la zone montagneuse et sub-montagneuse, avec un taux d'environ 2%.

Selon (Beckmann, 2007), *T. elegans* est une espèce caractéristique des milieux rocailleux, secs et exposés au soleil comme les dunes, les prairies, et les zones herbacées, la reproduction de cette espèce a lieu généralement en juillet. Elle a été récoltée durant la saison estivale au niveau de la zone industrielle avec un pourcentage de 4,92% de l'effectif total.

*Ferussacia folliculum* (Schröter, 1784) est un petit gastéropode terrestre herbivore, caractérisé par une coquille fusiforme-ovée, jaunâtre à brun pâle très brillante. Il prospère dans les habitats aussi bien naturels que perturbés, sous les pierres, la litière et dans les endroits herbacés et humides (Sablon et al. 2017). Il peut résister à de longues périodes sèches en se retirant dans sa coquille derrière un épiphragme calcaire (Welter-Schultes, 2012). Selon (Kerney et al. 1999 ; Falkner et al. 2002), *F. folliculum* est originaire de la région méditerranéenne occidentale, où son aire de répartition naturelle s'étend du Portugal, de l'Espagne, de la côte méditerranéenne française, des îles Baléares, de la Corse, la Sardaigne, Malte, et la Sicile, au sud de l'Italie continentale et de la Grèce, il est aussi présent le long de la côte nord-africaine, du Maroc à la Tunisie. Cependant, plus récemment, en 2014, l'espèce a été trouvée dans un jardin botanique alpin en Hautes-Alpes en France, à une altitude de 2100 m, ce qui montre la capacité de cette espèce à survivre plus au nord, et à des altitudes plus élevées par rapport à son aire de répartition naturelle (Perrier, 2014). Durant la campagne d'été, cette espèce a été rencontrée au niveau de la

zone montagneuse et sub-montagneuse avec des pourcentages de l'ordre de 2,27% et 1,25% respectivement.

La distribution originale du genre *Cernuella* est la Méditerranée occidentale, comprenant l'Europe du sud et l'Afrique du nord, ce genre de gastéropode a une préférence pour les régions arides caractérisées par des sols sableux et calcaires (Stojnic et al. 2015).

Parmi les espèces les plus étudiées de ce genre, le gastéropode ravageur *C. virgata*, qui, en grand nombre, cause des dégâts économiques importants aux cultures en hiver et au printemps, tandis qu'en été, les individus de cette espèce estivent en s'agglutinent sur les tiges des céréales et des légumineuses à grains pour éviter la dessiccation et les températures trop élevées (Baker 1986 ; 2012). Cette espèce a été signalée en région urbaine durant la saison estivale avec un pourcentage de 15,43% de l'effectif total.

Les espèces *C. acuta* et *C. barbara* appartiennent à la famille cochlicella, elles présentent donc pratiquement les mêmes caractéristiques. *Cochlicella acuta*, ou "cornet étroit" est une espèce qui préfère les habitats sableux, calcaires, secs, ouverts et exposés au soleil. Elle est moins exigeante que *C. barbara* en humidité, et est trouvée uniquement dans les habitats sans gel (Kerney et al. 1999). Elle a été récoltée au niveau de la zone industrielle et de la zone sub-montagneuse, avec un taux de 2,51% de l'effectif total.

L'espèce *C. barbara*, communément appelée "cornet méditerranéen", provient de la région méditerranéenne et de l'Europe occidentale (Roth et Hertz, 1997). Son habitat préférentiel est les sites secs et exposés près de la mer, en particulier sur les dunes, et on la trouve rarement à l'intérieur des continents vu qu'elle est sensible au gel (Kerney et Cameron, 1979). Elle a été récoltée au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar (qui est une zone côtière) durant la saison estivale, avec un taux avoisinant les 6% (5,81%) de l'effectif total récolté en été.

Dans une étude faite par Kempster et Charwat (2003) sur trois espèces d'escargots terrestres : *Theba pisana* (Müller, 1774), *Cernuella virgata* (Da Costa, 1778) et *Cochlicella acuta* (Müller, 1774), qui sont introduites en Australie depuis la région méditerranéenne, et qui posent, depuis une vingtaine d'années, d'importants problèmes économiques pour les cultures dans cette zone, et dans l'optique d'une meilleure gestion de ces gastéropodes ravageurs, une série d'expérimentation a été faite en laboratoire. La capacité de résistance de ces 3 espèces face à des températures de surface élevées pendant des durées variables a été testée. Les résultats indiquent, que les individus appartenant à l'espèce *T. pisana* sont morts au bout de 3h à 55°C, ceux appartenant à l'espèce *C. virgata* et *C. acuta* ont survécu plus longtemps, avec une mortalité enregistrée après 2 expositions successives de 6h à

55°C. Ceci prouve la capacité des genres : *theba*, *cernuella* et *cochlicella* à s'adapter aux chaleurs extrêmes.

Une étude faite au Nord-Ouest de l'Algérie, dans la wilaya de Tlemcen et selon un transect nord-sud, du littoral à la steppe a montré qu'il existe 62 espèces de gastéropodes groupées en 6 familles (Damerdji, 2008). Une autre étude a été faite dans l'extrême Nord-Est Algérien et qui a porté sur la biodiversité de la famille des Hélicidae dans le parc National d'El Kala a montré qu'il existe 13 espèces malacologiques (Boudechiche, 2007). Une étude plus récente faite par Douafer et Soltani (2014) dans quelques biotopes du Nord-Est Algérien a démontré qu'il existait 11 espèces appartenant à 6 familles de gastéropodes terrestres : *milacidae*, *hélicidae*, *cochlicellidae*, *subulinidae*, *enidae*, et *hygromiidae*. Enfin, une étude conduite dans la région de la grande Kabylie et dont le but était de connaître la biodiversité malacologique de cette région a fait état de 26 espèces appartenant à 10 familles de gastéropodes (Bouaziz-Yahiatene et Medjdoub-Bensaad, 2016).

Plusieurs études relatives à la distribution des gastéropodes pulmonés terrestres ont été effectuées dans le monde, elles ont montré que la distribution de ces derniers peut être affectée soit par les propriétés physico-chimiques du sol (Gärdenfors et al. 1995 ; Ondina et al. 1998 ; 2004), soit par les facteurs climatiques (Hermida et al. 1994), ou encore par le type de la végétation présente (Nekola, 2003 ; Ondina et Mato, 2001 ; Outeiro et al. 1993 ; Radea et Mylonas, 1992).

Les zones minière et industrielle sont les zones les moins riches en espèces. La zone minière, même si elle est en arrêt d'exploitation, détient le niveau le plus bas de la biodiversité. Plusieurs travaux relativement récents et relatifs à l'influence des mines d'antimoine à ciel ouvert sur les zones environnantes ont démontré que cet endroit contient des taux élevés en ETM, notamment en arsenic, en zinc, en antimoine et en plomb (Rached-Mosbah et Gardou, 1988 ; Rached-Mosbah et al. 1992 ; Bentellis et al. 2014 ; Zekri et al. 2019). Les concentrations en ETM atteignent des valeurs telles que c'est ce qui a probablement réduit le taux de biodiversité dans cette région.

La zone industrielle est caractérisée par la présence du complexe sidérurgique Arcelor-Mittal. Plusieurs travaux ont démontré la dégradation des lieux notamment à cause de la pollution métallique qui est prépondérante dans la région (Semadi et Deruelle, 1993 ; Abdennour et al. 2000 ; Beldi et al. 2006). Ajouté à cela, le transport des polluants sous forme de poussières métalliques *via* le vent, par exemple le cadmium présent dans fertilisants phosphatés, et qui est amendé dans les régions périphériques (Hamon et al.

1998). En conséquence, la biodiversité des gastéropodes a certainement altérée à cause de ces facteurs.

Cependant, Nous avons constaté que l'espèce qui domine dans ces zones-là du point de vue effectif est *M. vermiculata*, avec des pourcentages de 73,85% au printemps, et 13,11% en été dans la zone industrielle d'El Hadjar et 79, 92% dans la zone minière de Djebel Hamimat au printemps, ceci prouve les capacités d'adaptation de cette espèce aux endroits fortement pollués.

Il existe des espèces de gastéropodes pulmonés terrestres qui sont strictement limitées aux écosystèmes non perturbés tandis que d'autres indiquent des habitats dégradés, entre autre, par l'exploitation humaine, comme *M. vermiculata* (Itziou et Dimitriadis, 2011a), ou encore *C. nemoralis* (Gimbert, 2006 ; Fritsch, 2010), ces espèces possèdent donc un intérêt particulier pour l'indication des conditions environnementales.

Une étude récente a été menée dans ce sens et a démontré que l'espèce *M. vermiculata* est une espèce pertinente dans la bioindication de la qualité des sols, elle peut être utilisée dans des approches écotoxicologiques pour évaluer l'impact biologique des polluants (Itziou et Dimitriadis, 2011).

Les populations de *Massyleae vermiculata* (anciennement appelées *Eobania vermiculata*), ont été étudiées de manière approfondie en Grèce. Sur la base d'un ombilic couvert, et non couvert pour distinguer les adultes des juvéniles respectivement, les auteurs ont conclu qu'à un moment donné de l'année, deux générations coexistent normalement ; *M. vermiculata* est également signalée comme étant très adaptable aux variations climatiques, en hibernation ou estivante selon la saison, et accumulatrice de polluants inorganiques, notamment d'éléments traces métalliques, comme le mercure atmosphérique (Lazaridou-Dimitriadou et Kattoulas, 1981 ; 1983 ; 1991, Bertani et al. 1994).

Les résultats obtenus durant la saison printanière montrent que la zone la plus riche en individus et en espèces est la zone montagneuse d'Ibn Ziad avec 1270 individus appartenant à 11 espèces. Cette zone est dominée principalement par les trois espèces suivante : *M. vermiculata* (à 28,19%), *C. aspersum* (à 19,45%) et *R. decollata* (à 15,35%). La zone montagneuse d'Ibn Ziad, et selon l'interprétation de (Dajoz, 1971), est aussi une zone qui abrite des espèces constantes, accessoires et accidentelles. En effet, elle est située à plus de 990 m d'altitude et est éloignée de toute source anthropique perturbatrice.

Toutefois, la zone la moins riche spécifiquement est la zone minière abandonnée de Djebel Hamimat, avec 3 espèces dont la plus abondante est *M. vermiculata*, avec un pourcentage de 79,92%. Malgré l'arrêt de l'exploitation minière dans cette zone depuis plus de 65ans.

Les vestiges de ces mines antimonifères à ciel ouvert exercent, manifestement, encore leurs effets néfastes sur la faune et la flore environnante.

L'espèce *C. aspersum* est une espèce ubiquiste, elle est présente dans une large gamme d'habitats et de climats, de la Méditerranée aux zones tempérées, océaniques et tropicales cette espèce est largement distribuée en Afrique du Nord, à l'exception des zones présahariennes (Chevallier, 1977). Durant notre étude, elle a été signalée pendant les deux saisons dans toutes les zones (mise à part la zone urbaine durant l'été). Elle représente 16,83% de l'effectif total. Cependant, elle est absente dans la zone minière quelle que soit la saison, ce qui indique que cette dernière n'est pas son aire de répartition géographique.

L'espèce *R. decollata* est une espèce fortement invasive, elle est native du pourtour méditerranéen, et elle est adaptée aux conditions climatiques arides (De Francesco et Lagiglia, 2007). Elle a été signalée dans toutes les zones échantillonnées, et elle représente 10,86% de l'effectif total.

Le genre *Tudorella* appartient à la famille des Pomatiidae (Bodon, 1995). D'après les résultats obtenus, nous constatons qu'il est représenté par une seule espèce, à savoir : *T. sulcata*. On rencontre habituellement cette dernière le long des côtes de la Méditerranée occidentale de la péninsule ibérique à Malte (Europe du Sud) et du Maroc à la Libye en Afrique du Nord (Sacchi, 1958). Une étude récente faite par (Pfenninger et al. 2010) a démontré que cette espèce est une espèce endémique de l'Algérie. En effet, et d'après les analyses phylogénétiques elle appartient au clade 7. Son existence est confirmée puisqu'elle a été signalée au niveau de la zone montagneuse et sub-montagneuse durant la saison printanière et la saison estivale avec des pourcentages respectifs de 6,27% et 2,35% de l'effectif total.

Des études précédentes faites au Nord-Est algérien ont démontré l'existence de l'espèce *T. pisana* au niveau de cette zone (Larba, 2014). Cette espèce est signalée dans plusieurs sites échantillonnés avec un taux de 4,84% de l'effectif total. Elle est considérée comme étant invasive et largement disséminée grâce aux activités anthropiques, ses aires naturelles de répartition sont la Méditerranée et les côtes atlantiques adjacentes (Däumer et al. 2012).

Les travaux faits par Damerdji (2008) dans la région de Tlemcen dans le Nord-Ouest du pays ont décrit de nombreuses espèces. Parmi elles, l'espèce *S. candidissima*, qui est l'espèce la plus largement distribuée dans la famille des sphincterochilidae, et dans l'Ouest du pays. Sa distribution est principalement régit par les facteurs climatiques plus particulièrement la température et l'humidité relative de l'air ainsi que la nature du sol, ajouté à cela, les facteurs anthropogéniques comme les activités agro-pastorales entre autre

(Damerdji, 1990). Elle représente 3,12% de l'effectif total et a été signalée dans les zones montagneuse et sub-montagneuse.

L'espèce *S. otthiana*, qui fait partie aussi de la famille des sphincterochilidae représente 5,97% de l'effectif total, c'est aussi une espèce qui est largement distribuée en Algérie et endémique de la région de Constantine (Abbes et al. 2011).



*« Lorsque la dernière goutte d'eau sera polluée, le dernier animal chassé et le dernier arbre coupé, l'homme blanc comprendra que l'argent ne se mange pas ».*

**Sitting Bull, chef de tribu et médecin des Lakotas Hunkpapas.**

## III.2. Caractérisation physico-chimique des sols et teneurs en ETM dans les différentes matrices

### III.2.1. Caractérisation physico-chimique et teneurs en ETM des sols

#### III.2.1.1. Paramètres physico-chimiques des sols

La caractérisation physico-chimique des sols des différents sites étudiés a porté sur les propriétés suivantes : le potentiel hydrogène (pH), la conductivité électrique (CE), le calcaire total (CT), la matière organique (MO), l'azote total (N), le rapport C/N, la capacité d'échange cationique (CEC), et enfin, l'analyse granulométrique, à savoir le taux d'argiles (A), de limons (L) et de sables (S). Les résultats obtenus pour les sols des 5 zones étudiées sont représentés séparément par leurs statistiques (minimum, maximum, moyenne et écart type) dans le tableau 28.

**Tableau 28** : Résultats de la caractérisation physico-chimique des sols

	<b>pH</b>	<b>CE (<math>\mu\text{S/cm}</math>)</b>	<b>CaCO<sub>3</sub> (%)</b>	<b>MO (%)</b>	<b>CO (%)</b>	<b>N (%)</b>	<b>C/N (%)</b>	<b>CEC (<math>\text{cmol.Kg}^{-1}</math>)</b>
<b>B'kira</b>								
<b>Min</b>	7.52	82.2	18.10	2.41	1.38	0.007	6,78	29,50
<b>Max</b>	8.40	138.87	28.98	4.17	2.38	0.238	337,96	42,50
<b>Moy</b>	7.98 <sup>a</sup>	110.07 <sup>a</sup>	24.23 <sup>a</sup>	3.21 <sup>a</sup>	1.84 <sup>a</sup>	0.099	101,59	38,00 <sup>b</sup>
<b>ET</b>	0.32	24.22	4.46	0.77	0.44	0.100	128,12	4,75
<b>El Hadjar</b>								
<b>Min</b>	7.60	85.25	10.59	3.31	1.89	0.014	38,02	14,50
<b>Max</b>	8.39	135.45	17.01	5.87	3.35	0.084	202,78	34,00
<b>Moy</b>	8.10 <sup>a</sup>	114.63 <sup>a</sup>	13.51 <sup>ab</sup>	4.5 <sup>b</sup>	2.59 <sup>b</sup>	0.050	73,38	22,92 <sup>a</sup>
<b>ET</b>	0.27	21.45	2.33	0.92	0.52	0.020	65,49	7,88
<b>Ibn Badis</b>								
<b>Min</b>	7.08	125.65	0.39	3.70	2.11	0.014	86,58	43,00
<b>Max</b>	7.63	218	4.31	5.68	3.28	0.035	232,09	70,00
<b>Moy</b>	7.27 <sup>b</sup>	171.53 <sup>b</sup>	2.09 <sup>b</sup>	4.8 <sup>b</sup>	2.76 <sup>b</sup>	0.020	134,53	54,25 <sup>c</sup>
<b>ET</b>	0.22	40.10	1.81	0.84	0.48	0.009	57,90	9,11
<b>Ibn Ziad</b>								
<b>Min</b>	7.07	121.1	8.24	3.57	2.04	0.028	7,05	51,50
<b>Max</b>	7.57	301	24.69	6.13	3.50	0.497	83,45	61,50
<b>Moy</b>	7.30 <sup>b</sup>	213.02 <sup>c</sup>	16.66 <sup>ab</sup>	4.7 <sup>b</sup>	2.70 <sup>b</sup>	0.130	48,18	53,08 <sup>c</sup>
<b>ET</b>	0.16	67.90	6.59	1.12	0.64	0.180	30,83	7,81
<b>Djebel Hamimat</b>								
<b>Min</b>	7.46	155.3	5.49	4.21	2.40	0.007	18,25	20,00
<b>Max</b>	8.25	396.5	25.87	6.38	3.65	0.190	427,66	34,50
<b>Moy</b>	7.91 <sup>b</sup>	239.01 <sup>c</sup>	19.50 <sup>ab</sup>	5.6 <sup>b</sup>	3.20 <sup>b</sup>	0.050	196,19	26,58 <sup>a</sup>
<b>ET</b>	0.30	94.92	7.38	0.85	0.48	0.070	153,01	5,61

a, b, c, ab : TNK significatif à 5% ; n= 30 échantillons

#### III.2.1.1.1. Potentiel Hydrogène

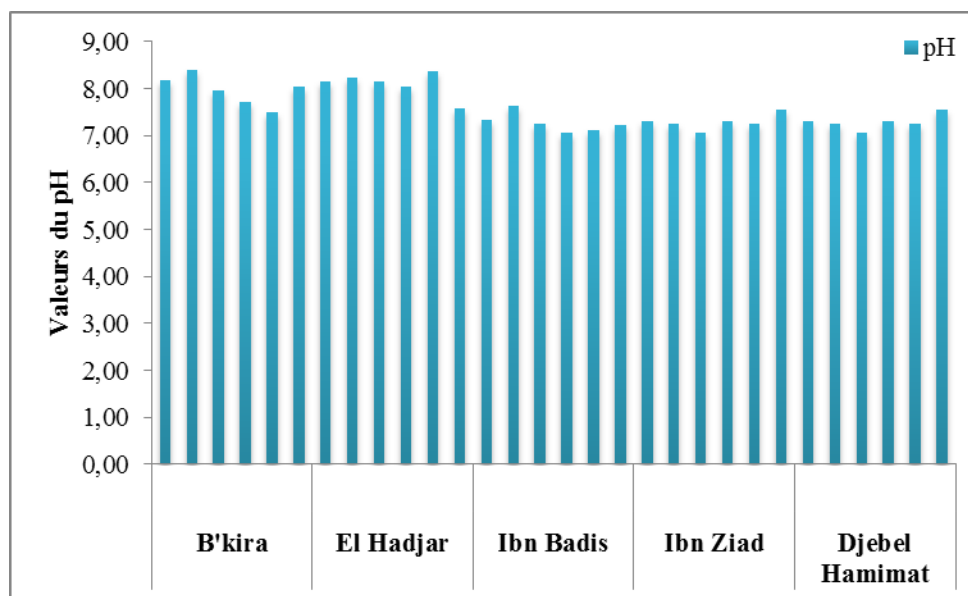
La détermination du pH des sols est un indicateur de leur acidité, de leur neutralité ou de leur alcalinité. La figure 43 représente la variation spatiale du pH des sols étudiés. Nous

nous sommes basés sur la grille d'appréciation des pH du sol établie par SSDS (1993) pour l'interprétation de nos résultats (Tableau 29).

Ainsi, et d'après le tableau 28 et la figure 48, le pH des sols de la zone montagneuse d'Ibn Ziad varie entre un minimum de 7,07 et un maximum de 7,57 avec une moyenne de 7,30 et un écart type de 0,16, on conclue donc que les sols de cette zone sont neutres. Même constat pour les sols de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, leur pH est neutre avec un minimum de 7,08 ; un maximum de 7,63 ; une moyenne de 7,27 et un écart type de 0,22.

Avec un minimum de 7,52 ; un maximum de 8,40 et une moyenne de  $7.98 \pm 0.32$ , les sols de la zone urbaine de B'kira sont considérés comme étant alcalins. Il en est de même pour la zone industrielle d'El Hadjar et la zone minière de Djebel Hamimat. En effet, avec une moyenne de  $8,10 \pm 0.27$  dans la zone industrielle, et une moyenne de  $7,91 \pm 0.30$  dans la zone minière, les sols de ces deux zones sont de nature alcaline.

Il est à noter que la variabilité d'un point de prélèvement à l'autre enregistrée pour chaque zone est non significative, et ce pour l'ensemble des régions investiguées. Cependant l'Anova à un facteur a révélé un effet zone significatif ( $F= 19.25$  ;  $p < 0,001$ ). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 5 zones en deux groupes homogènes ; le premier (a) formé par la zone urbaine de B'kira et la zone industrielle d'El Hadjar, et le second (b) formé par la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, la montagne d'Ibn Ziad, et la zone minière de Djebel Hamimat (tab. 36).



**Figure 48** : Variations spatiales du pH des sols étudiés.

**Tableau 29** : Grille d'évaluation de la nature des sols en fonction du pH (SSDS, 1993).

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

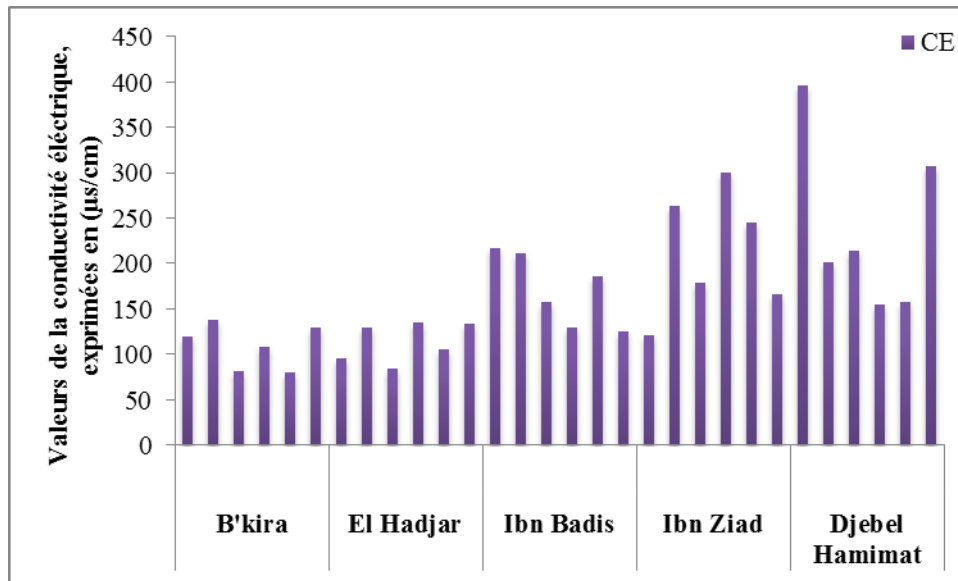
### III.2.1.1.2. La conductivité électrique

Comme pour l'acidité, la salinité des sols est identifiée et quantifiée à partir de la composition ionique de la solution du sol (Calvet, 2013). La figure 49 représente la variation spatiale de la conductivité électrique des sols étudiés.

D'après la grille d'appréciation de la salinité des sols établie par la SSDS (1993) présentée dans le tableau 30, les résultats montrent que les sols de la zone urbaine, de la zone industrielle et de la zone sub-montagneuse sont des sols non salins, avec des CE moyennes ne dépassant pas les 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , et qui sont de l'ordre de 110,07  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , de 114,63  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et de 171,53  $\mu\text{S}/\text{cm}$  respectivement (tableau 28).

Cependant, les zones montagneuse et minière possèdent des sols dont la salinité est très faible avec des valeurs moyennes de 213.02  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et 239.01  $\mu\text{S}/\text{cm}$  respectivement.

De même que pour le pH, l'*Anova* a révélé un effet point de prélèvement non significatif, et un effet zone significatif pour ( $F= 6,11$  ;  $p < 0,01$ ). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 5 zones en trois groupes homogènes. Le premier (a) est formé par la zone industrielle d'El Hadjar et B'kira caractérisées par des CE relativement faibles, le second (b) formé par la zone d'Ibn Badis, et le dernier (c) regroupe les zone d'Ibn Ziad et Djebel Hamimat (tab. 28).



**Figure 49 :** Distribution spatiale des valeurs de la conductivité électrique ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) des sols étudiés.

**Tableau 30 :** Grille d'appréciation de la salinité des sols en fonction de la conductivité électrique (SSDS, 1993).

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

### III.2.1.1.3. Le calcaire total

Le taux en  $\text{CaCO}_3$  d'un sol est déduit à partir d'une courbe d'étalonnage réalisée avec une série de quantités connues de carbonates de calcium, à savoir : 25 mg, 50 mg, 100 mg, 150 mg, 200 mg et 300 mg. La distribution spatiale des taux en calcaire total enregistrés au niveau des 5 zones d'étude est représentée par la figure 50.

Les résultats du dosage du calcaire total obtenus sont interprétés selon les normes données par le Groupe d'Étude des Problèmes de Pédologie Appliquée (GEPPA) in Baize (1988).

Selon le tableau 31 et la figure 50, nous constatons que pour la zone de B'kira, nous avons enregistré une valeur du calcaire total minimum de 18.10% et un maximum de 28.98%, avec une moyenne de  $24.23 \pm 4.46\%$ , ce qui fait des sols de cette zone urbaine des sols modérément calcaire, avec la présence de points fortement calcaire notamment le premier et le quatrième.

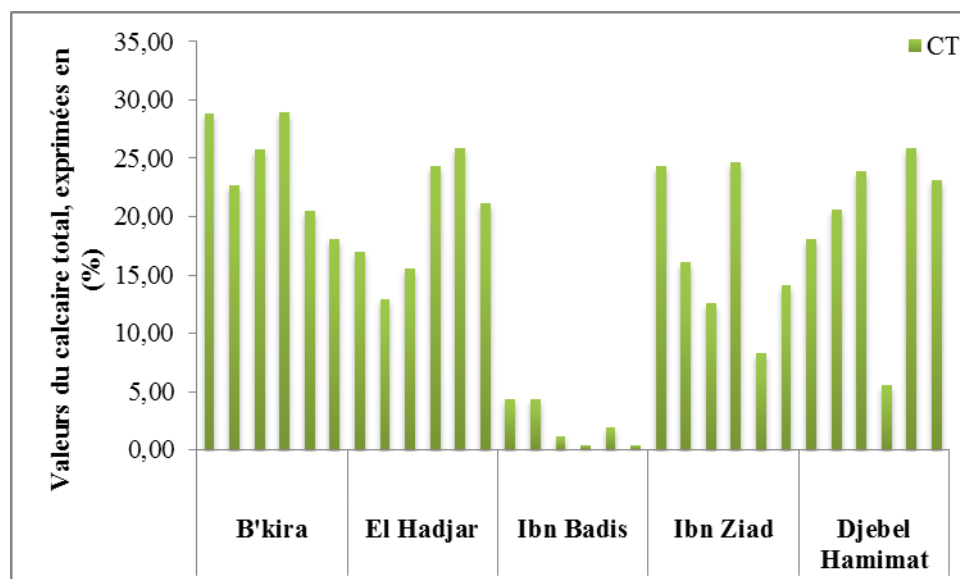
Au niveau de la zone d'El Hadjar, nous avons enregistré un taux minimum de 10.59% ; un maximum de 17.01% et une moyenne de  $13.51 \pm 2.33\%$ , ce qui fait des sols de cette zone industrielle, des sols modérément calcaire aussi.

Même constat pour la zone montagneuse d'Ibn Ziad, dont les sols sont aussi modérément calcaires, et dont les résultats varient d'un minimum de 8.24% à un maximum de 24.69% avec une moyenne de  $16.66 \pm 6.59\%$ .

Avec un minimum de 5.49%, un maximum de 25.87%, et une moyenne de  $19.50 \pm 7.38\%$ , la zone minière de Djebel Hamimat est une zone dont les sols sont modérément calcaires, avec un point fortement calcaire qui est le 5<sup>ème</sup> point de prélèvement.

La zone sub-montagneuse d'Ibn Badis est une zone dont les sols sont peu calcaires, en effet, nous avons enregistré une valeur minimale de 0.39% contre une valeur maximale de 4.31% avec une moyenne de  $2.09 \pm 1.81\%$ .

La variabilité spatiale des taux en calcaire total est non significative pour une même zone (intra-zone), et significative entre les zones (inter-zones) pour ( $F= 3,31$  ;  $p < 0,05$ ). La comparaison des moyennes par le test de Student-Newman-Keuls (SNKt) a fait ressortir 3 groupes homogènes (tab. 28) ; celui formé par la zone urbaine de B'kira (a) caractérisé par des taux relativement important, celui formé par la zone d'Ibn Badis (b) avec des taux en carbonates faibles, et un groupe intermédiaire (ab) formé par les zones montagneuse (Ibn Ziad), industrielle (El Hadjar) et minière (Djebel Hamimat).



**Figure 50** : Variations spatiales des taux en calcaire totale (%) des sols étudiés.

**Tableau 31** : Grille de détermination des classes de calcaire total du sol (Baize, 1988).

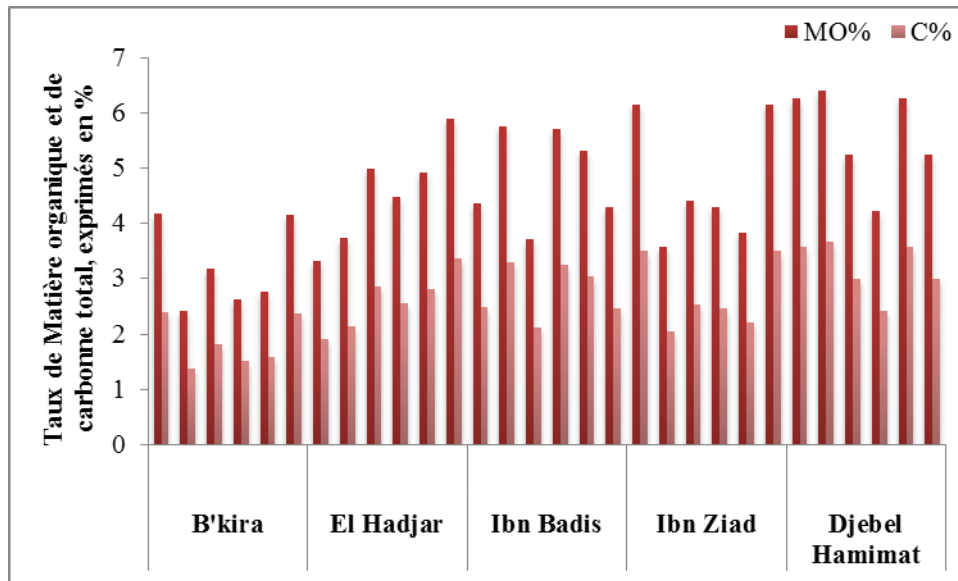
Classe	CaCO <sub>3</sub> (%)
<i>Non calcaire</i>	≤ 1
<i>Peu calcaire</i>	1 % -5
<i>Modérément calcaire</i>	5%-25
<i>Fortement calcaire</i>	25%-50
<i>Très fortement calcaire</i>	50%-80

#### III.2.1.1.4. La matière organique et le carbone organique

La matière organique du sol est la matière qui provient directement de la décomposition des plantes et des animaux. Elle est considérée comme le support de la microfaune et de la microflore les plus importantes du sol (Hazelton et Murphy, 2007). *Via* sa décomposition et ses interactions avec les autres composantes du sol, elle est en grande partie responsable de la stabilité physique et de la fertilité chimique des sols (Allison, 1973 ; Charman et Roper, 2007).

La figure 51 représente la variation spatiale du taux de la matière organique et du taux de carbone organique dans les sols étudiés. Les résultats obtenus montrent que la variation des taux de carbone organique suit celle de la matière organique (figure 51). Selon la grille d'appréciation établie par Hazelton et Murphy (2007) illustrée par le tableau 32, nous interprétons nos résultats comme suit : la zone urbaine de B'kira possède un taux modéré en carbone organique (1,84±0,44%). Les zones industrielle, montagneuse et sub-montagneuse possèdent des taux élevés en carbone organique avec des valeurs moyennes de l'ordre de 2,59±0,52% ; 2,70±0,64% ; et 2,76±0,48% respectivement. Enfin, la zone minière possède un taux très élevé en carbone organique ; la moyenne est de 3,20±0,48%.

Nous constatons ainsi une variabilité relativement importante d'une zone à l'autre. Cette dernière est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif pour (F= 5,38 ; p < 0,01), avec une répartition des zones en deux groupes homogènes selon le test de Student-Newman-Keuls (SNKt) : la zone de B'kira (a) se détache dans un groupe à part avec les taux les plus faibles. Alors que les zones d'El Hadjar, Ibn Ziad, Ibn Badis et Djebel Hamimat forme le deuxième groupe (b), caractérisé par des taux en carbone organique plus élevés (tab. 28).



**Figure 51 :** Distribution spatiale des taux en matière organique (%) et en carbone organique (%) des sols étudiés.

**Tableau 32 :** Grille d'appréciation des taux de carbone organique 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

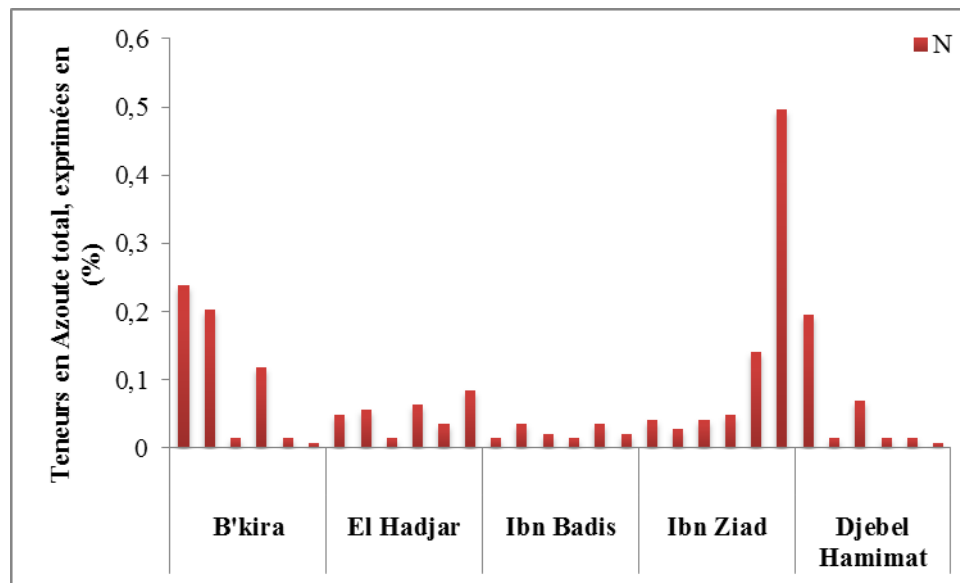
### III.2.1.1.5. L'azote total

L'azote se trouve dans toutes les fractions des matières organiques du sol, dans des composés très divers, libres ou liés aux minéraux et aux substances humiques, sa quantité dans le sol dépend de plusieurs facteurs : la végétation, le climat, le type de sol et les modalités d'utilisation des sols (Calvet, 2013).

La figure 52 représente la variation spatiale des taux de l'azote total dans les sols étudiés. D'après les classes établies par (SSDS, 1993) synthétisées dans le tableau 33, nous interprétons nos résultats comme suit : avec des taux moyens de l'ordre de  $0,050 \pm 0,02\%$  ;  $0,05 \pm 0,07\%$  et  $0,02 \pm 0,009\%$  respectivement, les sols des zones industrielle, minière et sub-montagneuse sont considérées, comme étant riches en azote. Les sols de la zone urbaine et de la zone montagneuse sont moyennement riches en azote, avec des taux moyens oscillant entre 0,1-0,2 %.



Il est à noter que l'analyse de la variance à un facteur n'a pas révélé d'effet significatif aussi bien pour les points de prélèvements au sein d'une même zone, qu'entre les zones.



**Figure 52 :** Variations spatiales des teneurs en azote total (%) dans les sols étudiés.

**Tableau 33 :** Grille d'évaluation des teneurs en azote dans le sol (SSDS, 1993).

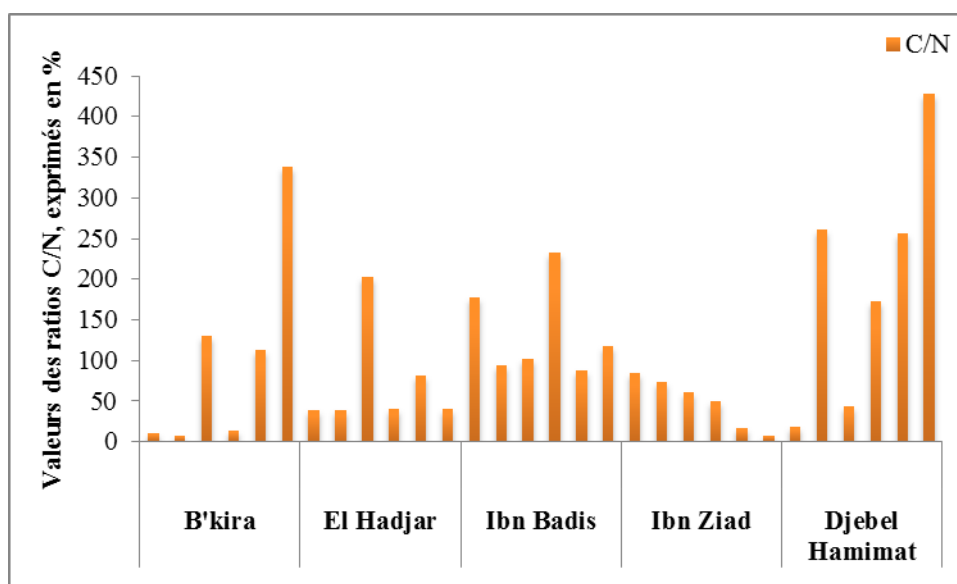
Classe	N(%)
<i>Faiblement riche en azote</i>	<0,1 %
<i>Moyennement riche en azote</i>	0,1-0,2 %
<i>Riche en azote</i>	0,2- 0,3
<i>Très riche en azote</i>	> 0,3 %

### III.2.1.1.6. Le rapport C/N

Le ratio carbone sur azote est un indicateur du bon fonctionnement du sol. Il permet une appréciation du degré de décomposition de la matière organique, et de son évolution dans le temps (Duchaufour, 1991). La figure 53 représente la variation spatiale du rapport C/N des sols étudiés. Nous avons interprété nos résultats en nous basant sur les classes établies par Allison (1973) représentées dans le tableau 34.

Ainsi, les résultats obtenus quant au calcul de ce rapport, montrent qu'il y a un ralentissement de la décomposition de la matière organique dans tous les sols étudiés. En effet, les ratios obtenus dépassent largement les 25%.

Pareillement que pour l'azote, l'Anova à un facteur n'a pas révélé d'effet significatif aussi bien pour les points de prélèvements au sein d'une même zone, qu'entre les zones.



**Figure 53 :** Distribution spatiale des ratios C/N (%) enregistrés au niveau des sols étudiés.

**Tableau 34 :** Interprétation du rapport C/N dans le sol selon (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

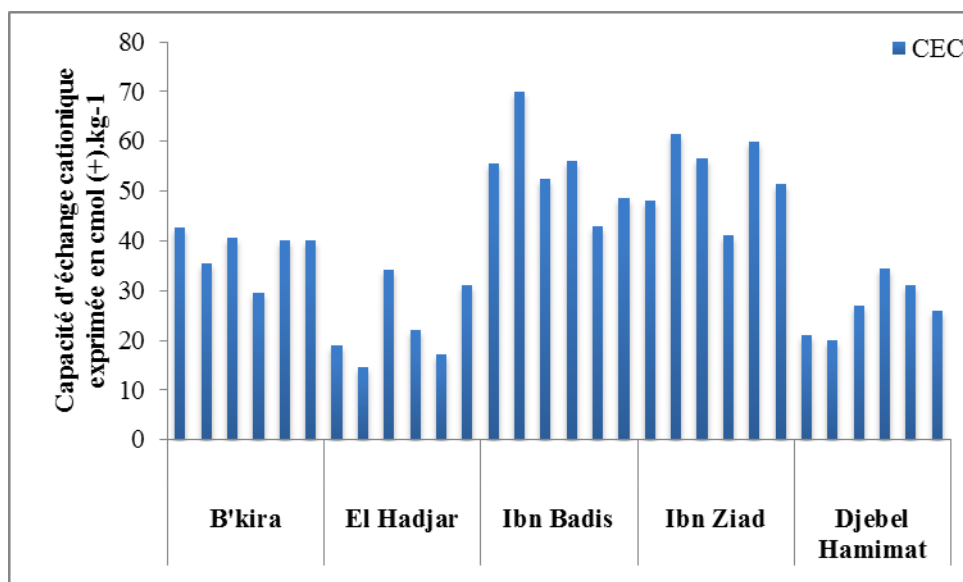
### III.2.1.1.7. La capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique conditionne des processus très importants, notamment la nutrition minérale des végétaux et la rétention des polluants (Calvet, 2013). Elle fournit aussi un effet tampon aux changements de pH, des nutriments disponibles, des niveaux de calcium et des changements structurels du sol (Hazelton et Murphy, 2007). C'est une grandeur qui sert à apprécier la qualité globale des sols.

La distribution spatiale de la capacité d'échange cationique est représentée dans la figure 54. Nous nous sommes basés sur les classes établies par Metson (1957) in Hazelton et Murphy (2007) pour interpréter nos résultats (tableau 35).

Ainsi, en nous référant à ce dernier, et à la figure 54, nous constatons que les sols de la zone industrielle d'El Hadjar sont dotés d'une CEC modérée avec une valeur moyenne de  $22,92 \pm 7,88 \text{ cmol.kg}^{-1}$ . Avec des valeurs moyennes respectives de  $26,58 \pm 5,61 \text{ cmol.kg}^{-1}$  et  $38,00 \pm 4,75 \text{ cmol.kg}^{-1}$ , les sols de la zone urbaine de B'kira et ceux de la zone minière de Djebel Hamimat sont dotés d'une capacité d'échange cationique élevée. Enfin, les CEC les plus élevées ont été enregistrées au niveau des zones montagneuse et sub-montagneuse d'Ibn Ziad et d'Ibn Badis, avec des valeurs dépassant les  $40 \text{ cmol.kg}^{-1}$ .

Cette variabilité entre les zones a été confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif pour ( $F= 24,35$  ;  $p < 0,001$ ). Le test de Student-Newman-Keuls (SNKt) a fait ressortir 3 groupes homogènes ; le premier (a), formé par les zones industrielle d'El Hadjar et minière de Djebel Hamimat avec des CEC faibles, le second (b), formé par la zone urbaine de B'kira avec des CEC moyennes, et enfin le troisième (c), formé par les zones d'Ibn Ziad et Ibn Badis avec des CEC plus importantes (tab. 28).



**Figure 54** : Variations spatiales de la capacité d'échange cationique ( $\text{cmol.kg}^{-1}$ ) dans les sols étudiés.

**Table 35** : Classement de la capacité d'échange cationique des sols Metson (1957) in Hazelton et Murphy (2007).

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

### III.2.1.1.8. Analyse texturale

Le tableau 36 représente les moyennes  $\pm$  écarts types obtenus lors l'analyse granulométrique des sols étudiés. Les figures 50, 51, 52, 53, et 54, représentent les classes texturales obtenues pour les différents sols étudiés.

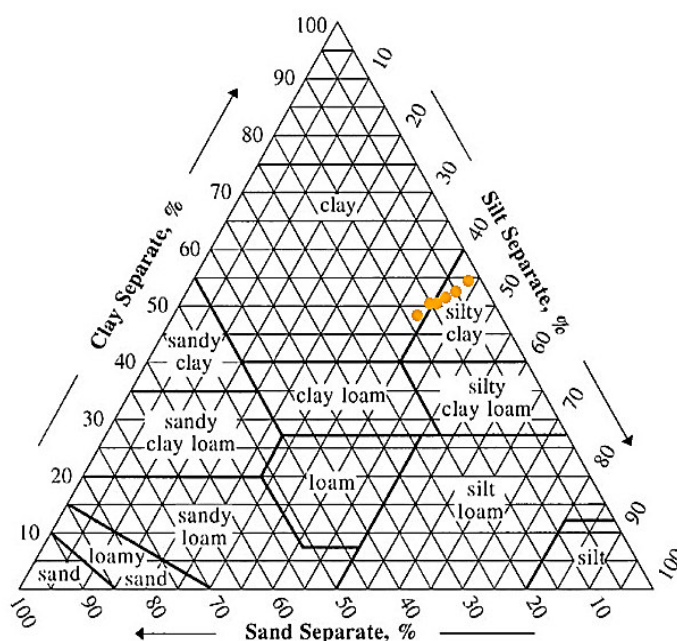
**Tableau 36** : Résultats de l'analyse granulométrique des sols étudiés.

Zones	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
<b>B'kira</b>	50,96±2,02 <sup>c</sup>	46,14±1,96 <sup>b</sup>	8,61±4,09 <sup>b</sup>
<b>El Hadjar</b>	38,80±3,65 <sup>b</sup>	42,25±4,45 <sup>b</sup>	2,11±0,23 <sup>a</sup>
<b>Ibn Badis</b>	69,61±1,39 <sup>d</sup>	30,02±1,44 <sup>a</sup>	4,44±2,60 <sup>a</sup>
<b>Ibn Ziad</b>	47,37±8,88 <sup>c</sup>	64,58±0,29 <sup>d</sup>	1,11±0,64 <sup>a</sup>
<b>Djebel Hamimat</b>	32,43±3,00 <sup>a</sup>	62,77±6,73 <sup>c</sup>	1,96±1,25 <sup>a</sup>

L'analyse granulométrique effectuée sur les sols des cinq zones étudiées montre qu'il y a des variations relativement importantes dans la répartition des classes texturales. En effet, l'ensemble des sols étudiés possèdent des textures argileuses, argilo-limoneuses, ou limono-argileuses.

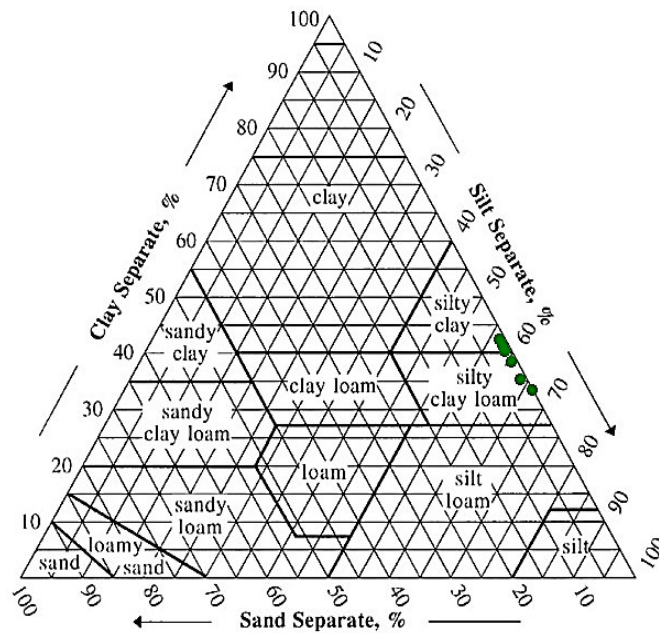
En projetant les pourcentages d'argiles, de limons et de sables sur le triangle texturale établi par le USDA (Cf. *Annexe 1*) ; nous avons pu déterminer les classes texturales des sols étudiés.

Ainsi, la zone urbaine de B'kira, avec des taux d'argiles moyens de l'ordre de 50,96±2,02%, de limons moyens de l'ordre de 46,14±1,96% et de sables moyens de l'ordre de 8,61±4,09%, est une zone dont les sols sont argileux à argilo-limoneux (figure 55).

**Figure 55** : Classes texturales enregistrées au niveau de la zone urbaine de B'kira.

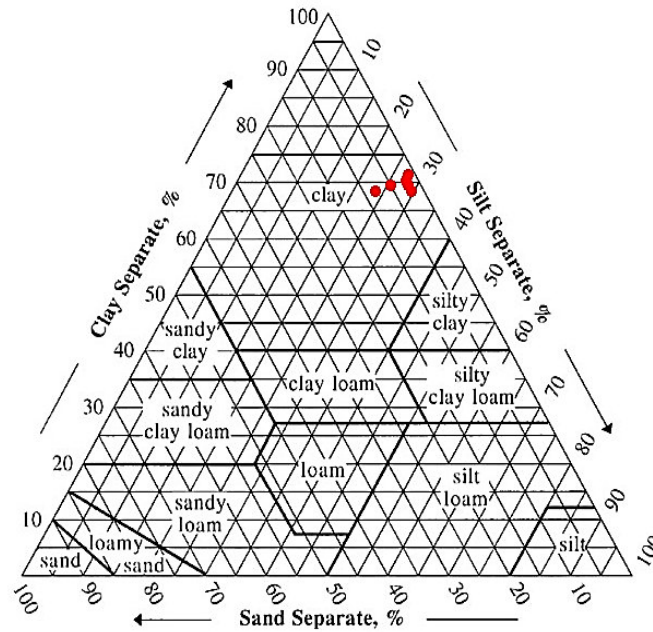
Avec des valeurs moyennes de l'ordre de 38,80±3,65% d'argiles, de l'ordre de 42,25±4,45% de limons, et de l'ordre de 2,11±0,23% de sables, les sols de la zone

industrielle d'El Hadjar sont considérés comme étant des sols argilo-limoneux à limoneux argileux (figure 56).



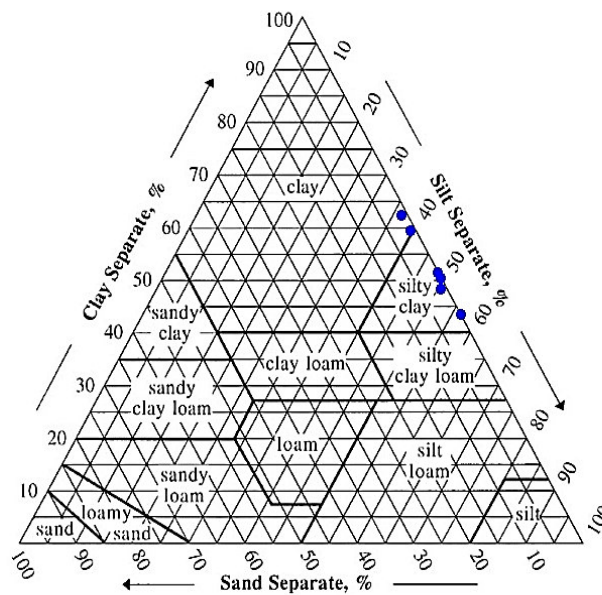
**Figure 56 :** Classes texturales enregistrées au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar.

C'est au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, que l'on a enregistré les taux les plus élevés en argile. En effet, cette fraction est représentée par un taux de  $69,61 \pm 1,39\%$ . La valeur moyenne de la fraction limoneuse est de  $30,02 \pm 1,44\%$ , tandis que la fraction sablonneuse est de  $4,44 \pm 2,60\%$ . Ces valeurs confèrent aux sols de cette zone sub-montagneuse la texture argileuse (figure 57).



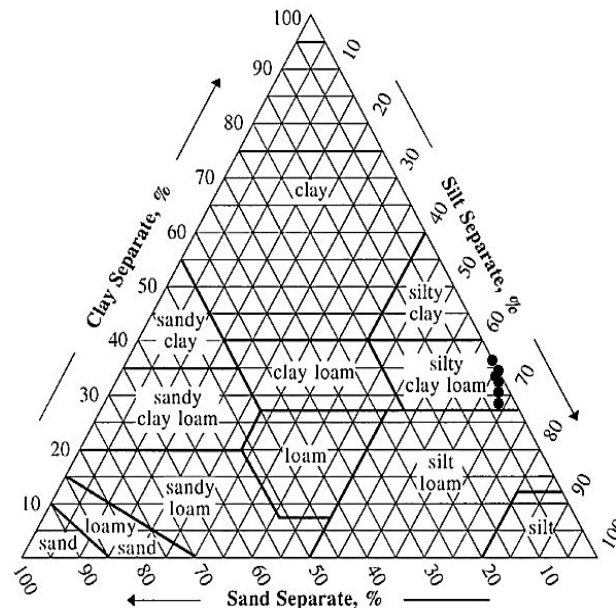
**Figure 57 :** Classe texturale enregistrée au niveau de la zone sub montagneuse d’Ibn Badis.

En ce qui concerne la zone montagneuse d’Ibn Ziad, nous avons enregistré des valeurs moyennes suivantes :  $47,37 \pm 8,88\%$  d’argiles,  $64,58 \pm 0,29\%$  de limons, et  $1,11 \pm 0,64\%$  de sables. D’après le triangle textural utilisé pour l’interprétation des résultats, les sols de cette zones sont considérés comme étant argileux à argilo-limoneux (figure 58).



**Figure 58 :** Classe texturale enregistrée au niveau de la zone montagneuse d’Ibn Ziad.

Enfin, pour la zone minière de Djebel Hamimat, nous avons obtenu les valeurs moyennes suivantes :  $32,43 \pm 3,00\%$  d'argiles,  $62,77 \pm 6,73\%$  de limons, et  $1,96 \pm 1,25\%$  de sables, on en déduit que les sols de cette zone sont limoneux argileux (figure 59).



**Figure 59** : Classe texturale enregistrée au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat.

La variabilité des teneurs en argiles d'une zone à l'autre est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet zone significatif pour ( $F= 56.16$  et  $p<0.001$ ), avec une répartition des zones étudiées en quatre groupes homogènes selon le test de Student-Newman-Keuls (tab. 36) : la zone de Djebel Hamimat (a), la zone d'El Hadjar (b), les zones d'Ibn Ziad et B'kira qui forment un groupe à part (c), et enfin, la zone d'Ibn Badis, qui forme le quatrième groupe (d). De même, la variabilité des teneurs en limons d'une zone l'autre est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet zone significatif pour ( $F = 89.18$  et  $p<0.001$ ), avec une répartition des zones étudiées en quatre groupes homogènes selon le test de Student-Newman-Keuls (tab. 36) : la zone de Ibn Badis (a), les zone d'El Hadjar et de B'kira (b), la zone de Djebel Hamimat, formant le troisième groupe (c), et enfin, la zone d'Ibn Ziad, formant le quatrième groupe (d). La variabilité des teneurs en sables d'une zone l'autre est confirmée par l'analyse de la variance, qui a révélé un effet zone significatif pour ( $F = 10.83$  et  $p<0.001$ ) ; avec une répartition des zones étudiées en deux groupes homogènes selon le test de Student-Newman-Keuls (tab. 36) : les zones d'Ibn Ziad, de Djebel Hamimat, d'El Hadjar et d'Ibn Badis forment un premier groupe (a), tandis que les zone de B'kira forme le deuxième groupe (b).

### III.2.1.2. Teneurs en ETM dans le sol

Dans cette partie, seront présentés et discutés les résultats relatifs aux teneurs en ETMs dans le sol (fraction pseudo-totale et biodisponible). Chaque élément sera exposé individuellement d'une manière détaillée.

#### III.2.1.2.1. Fractions pseudo-totales

Les concentrations pseudo-totales ont été déterminées pour les 5 éléments étudiés, à savoir : le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb et le zinc, au niveau des sols des cinq zones étudiées. Les teneurs en ETM sont représentés par leurs valeurs statistiques (minima, maxima, moyennes et écarts type) dans le tableau 37.

**Tableau 37** : Données statistiques des teneurs en ETM dans les sols des zones d'étude.

<b>Cd (<math>\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}</math>)</b>	<b>Cr (<math>\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}</math>)</b>	<b>Cu (<math>\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}</math>)</b>	<b>Pb (<math>\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}</math>)</b>	<b>Zn (<math>\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}</math>)</b>
<b>B'kira</b>				
[0,02-0,37] 0,16±0,12	[52,13-72,81] 61,20±9,10 <sup>ab</sup>	[20,60-28,23] 23,44±2,57 <sup>a</sup>	[17,90-63,72] 36,41±18,96 <sup>a</sup>	[86,76-109,72] 98,42±8,85 <sup>a</sup>
<b>El-Hadjar</b>				
[0,33-0,89] 0,59±0,23	[8,08-72,35] 51,46±23,71 <sup>ab</sup>	[13,45-91,20] 50,64±31,86 <sup>c</sup>	[94,88-248,14] 201,82±63,26 <sup>c</sup>	[505,70-657,31] 575,15±62,67 <sup>b</sup>
<b>Ibn Badis</b>				
[0,41-0,70] 0,54±0,12	[58,88-76,85] 67,04±6,14 <sup>b</sup>	[19,15-23,45] 20,93±1,41 <sup>a</sup>	[14,88-26,74] 21,86±3,96 <sup>a</sup>	[0,46-98,30] 69,49±35,34 <sup>a</sup>
<b>Ibn Ziad</b>				
[1,18-2,25] 1,53±0,39	[50,34-75,51] 61,42±8,44 <sup>ab</sup>	[20,48-34,81] 26,11±5,00 <sup>a</sup>	[36,27-76,74] 58,48±16,48 <sup>a</sup>	[128,11-560,64] 405,20±165,05 <sup>b</sup>
<b>Djebel Hamimat</b>				
[0,12-8,17] 2,39±2,98	[30,56-56,63] 42,17±10,10 <sup>a</sup>	[26,82-39,15] 33,26±5,04 <sup>b</sup>	[16,51-1918,60] 606,58±810,28 <sup>b</sup>	[84,67-650,08] 416,28±251,38 <sup>b</sup>

a, b, c, ab : groupes homogènes, test post-hoc de SNKt. ( $p < 0.05$ ) ; n= 30 échantillons

#### a. Cadmium

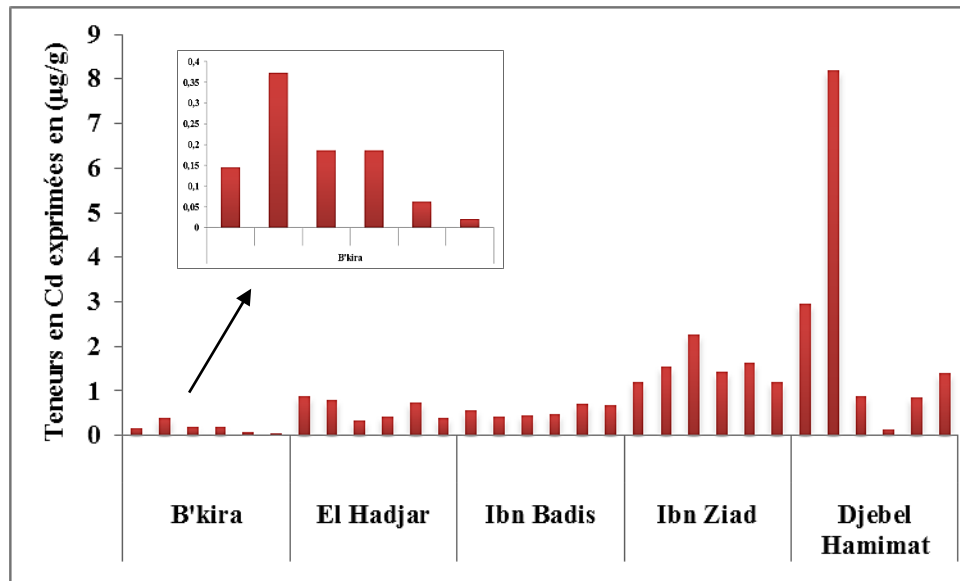
La figure 60 représente la distribution spatiale des concentrations en cadmium dans les sols étudiés. D'après cette dernière, nous remarquons qu'il existe des variations des concentrations en Cd relativement importantes d'une zone à une autre.

Ainsi, avec une moyenne de l'ordre de :  $0,16 \pm 0,12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , la zone urbaine de B'kira est la moins riche en Cd par rapport aux autres zones étudiées. Les zones sub-montagneuse, industrielle et montagneuse, avec des moyennes respectives de  $0,54 \pm 0,12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ,  $0,59 \pm 0,23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  et  $1,53 \pm 0,39 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  sont considérées comme étant relativement riches en Cd. Enfin, l'ancienne zone minière de Djebel Hamimat, avec une moyenne de  $2,39 \pm 2,98 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  est la zone dont les teneurs en Cd sont les plus élevées. En effet, c'est la zone qui détient la



teneur la plus élevée en Cd enregistrée au cours de cette étude avec une valeur maximale de  $8,17 \mu\text{g.g}^{-1}$  (tableau 37).

Néanmoins, cette variabilité d'une zone de prélèvement à l'autre est non significative.



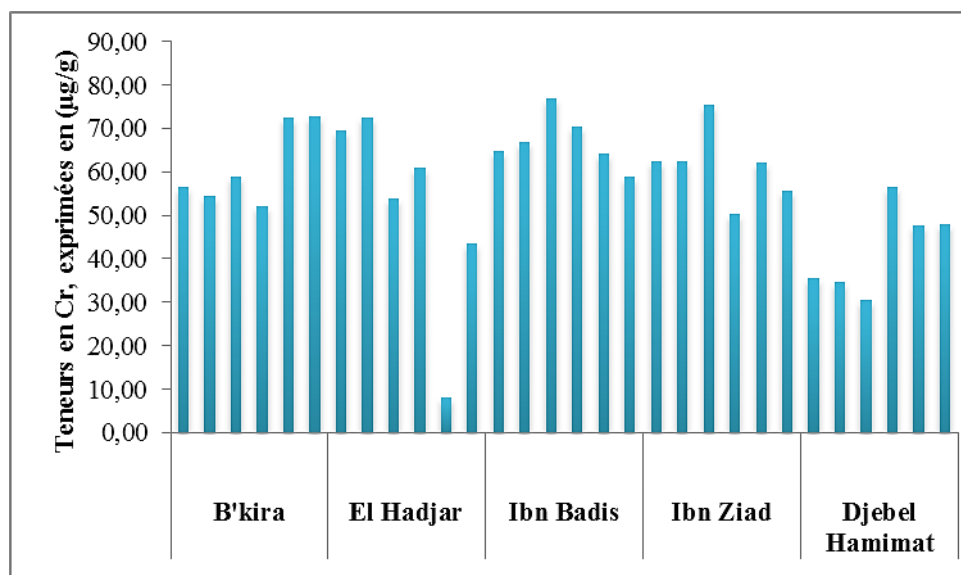
**Figure 60** : Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales en cadmium dans les sols des cinq zones étudiées.

### b. Chrome

La figure 61 représente la variation spatiale des teneurs en chrome dans les sols étudiés. Pour cet élément, nous avons enregistré des variations considérables au niveau de toutes les zones étudiées. En effet, avec une moyenne de  $42,17 \pm 10,10 \mu\text{g.g}^{-1}$ , la zone minière de Djebel Hamimat est la moins riche en chrome. Elle est suivie de la zone industrielle d'El Hadjar, avec une moyenne de  $51,46 \pm 23,71 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Les concentrations en Cr dans les sols des zones urbaine de B'kira et industrielle d'El Hadjar sont plus élevées, les moyennes respectives sont de  $61,20 \pm 9,10 \mu\text{g.g}^{-1}$  et  $61,42 \pm 8,44 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Enfin, c'est au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis que l'on a enregistré les valeurs les plus élevées, avec une moyenne de  $67,04 \pm 6,14 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

Cette variabilité dans l'espace a été mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet zone significatif pour ( $F = 3.39$  ;  $p < 0.05$ ). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 5 zones en trois groupes homogènes. Le premier (a), qui est caractérisé par des concentrations relativement faibles en Cr, est formé par la zone minière abandonnée de Djebel Hamimat. Le deuxième groupe (ab), qui est caractérisé par des teneurs plus ou moins élevées en Cr, est formé par la zone industrielle d'El Hadjar, la zone urbaine de B'kira, ainsi que de la zone montagneuse d'Ibn Ziad.

Enfin, le 3<sup>ème</sup> groupe (b), qui ne contient que la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, est caractérisé par les concentrations les plus fortes en Cr (tab. 37).



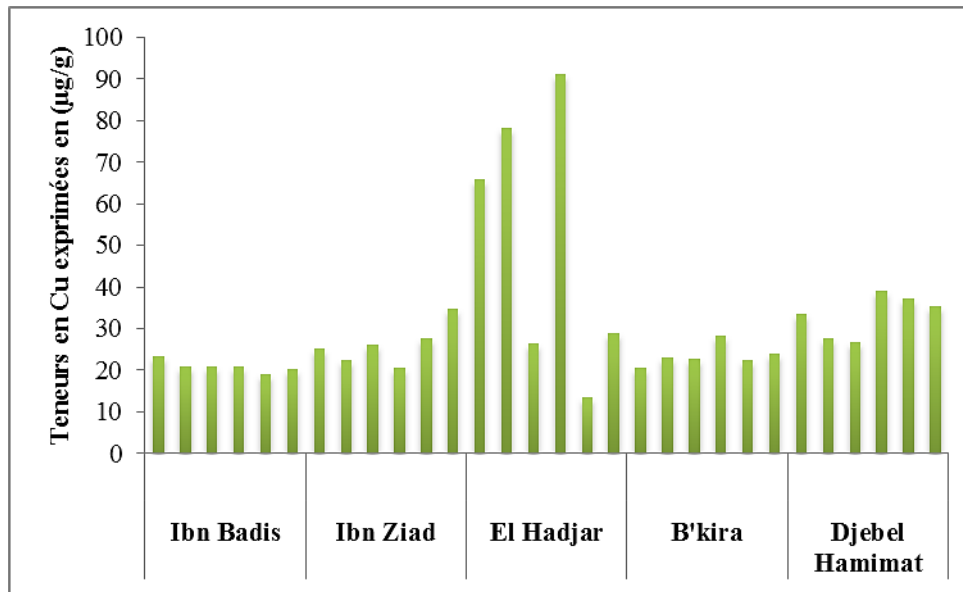
**Figure 61 :** Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales en chrome dans les sols des cinq zones étudiées.

### c. Cuivre

La figure 62 représente la variation spatiale des teneurs en cuivre dans les sols étudiés. Le cuivre fait partie des oligo-éléments essentiels aux plantes, aux animaux et à l'Homme, mais à de fortes teneurs, il peut devenir potentiellement toxique. Nous remarquons qu'il existe des variations relativement importantes des teneurs en cuivre d'une zone à une autre. En effet, au niveau des zones sub-montagneuse, urbaine et montagneuse, nous avons enregistré les teneurs les plus faibles en Cu, avec des moyennes respectives de  $20,93 \pm 1,41 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $23,44 \pm 2,57 \mu\text{g.g}^{-1}$ , et  $26,11 \pm 5,00 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Ces zones sont suivies par la zone minière abandonnée de Djebel Hamimat, qui est caractérisée par des teneurs plus ou moins élevées en Cu, où nous avons enregistré une moyenne de l'ordre de  $33,26 \pm 5,04 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Enfin, c'est la zone industrielle d'El-Hadjar qui est caractérisée par les teneurs les plus élevées en Cu, avec une moyenne de l'ordre de  $50,64 \pm 31,86 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

Cette variabilité est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet zone significatif pour ( $F = 4.00$  ;  $p < 0.05$ ). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 5 zones en trois groupes homogènes. Le premier (a) est formé par les trois zones échantillonnées dans la wilaya de Constantine (Ibn Badis, B'kira et Ibn Ziad) caractérisées par des concentrations relativement faibles en cuivre par rapport aux deux autres zones. Le deuxième (b) ne contient que la zone minière (Djebel Hamimat), et

enfin la zone industrielle d'El Hadjar avec des concentrations en cuivre deux fois plus importante que celle du premier groupe se détache dans un groupe à part (c) (tab. 37).



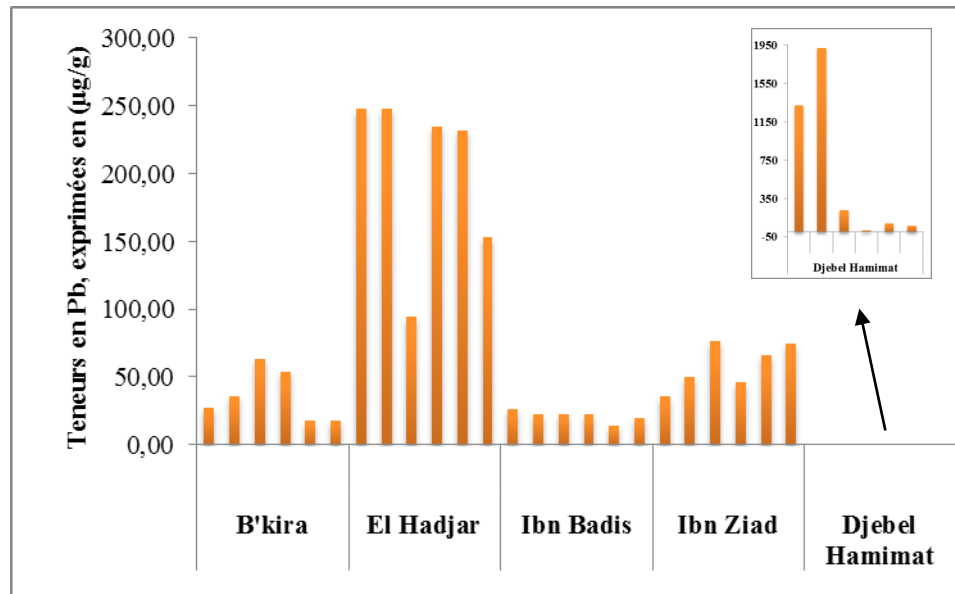
**Figure 62 :** Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales en cuivre dans les sols des cinq zones étudiées.

#### d. Plomb

La figure 63 représente la distribution spatiale des teneurs en plomb dans les sols étudiés. Conformément à cette dernière, nous remarquons qu'il existe des fluctuations relativement importantes non seulement d'une zone à une autre, mais aussi au sein des mêmes zones d'études. En effet, les teneurs en Pb les plus faibles ont été enregistrées au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, de la zone urbaine de B'kira, ainsi qu'au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad avec des moyennes respectives de  $21,86 \pm 3,96 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ,  $36,41 \pm 18,96 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , et  $58,48 \pm 16,48 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Ces zones sont suivies par la zone industrielle d'El Hadjar, qui est caractérisée par des teneurs en Pb relativement élevées, et une moyenne de l'ordre de  $201,82 \pm 63,26 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Enfin, les teneurs les plus élevées en cet élément, sont enregistrées au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat avec une valeur moyenne de l'ordre de  $606,58 \pm 810,28 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ .

Cette variabilité dans l'espace est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet zone significatif pour ( $F = 13.39$  ;  $p < 0.001$ ). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 5 zones en trois groupes homogènes. Le premier (a) est formé les zones sub-montagneuse d'Ibn Badis, urbaine de B'kira et montagneuse d'Ibn Ziad caractérisées par des concentrations faibles en plomb. Le deuxième (b) est formé par la zone minière de Djebel Hamimat avec des concentrations en plomb 3 à 7 fois plus

importante que celles du premier groupe, et enfin le troisième (c) est formé par la zone industrielle d'El Hadjar caractérisée par des concentrations en plomb 1.5 fois plus importantes que celle du groupe b (tab. 37).



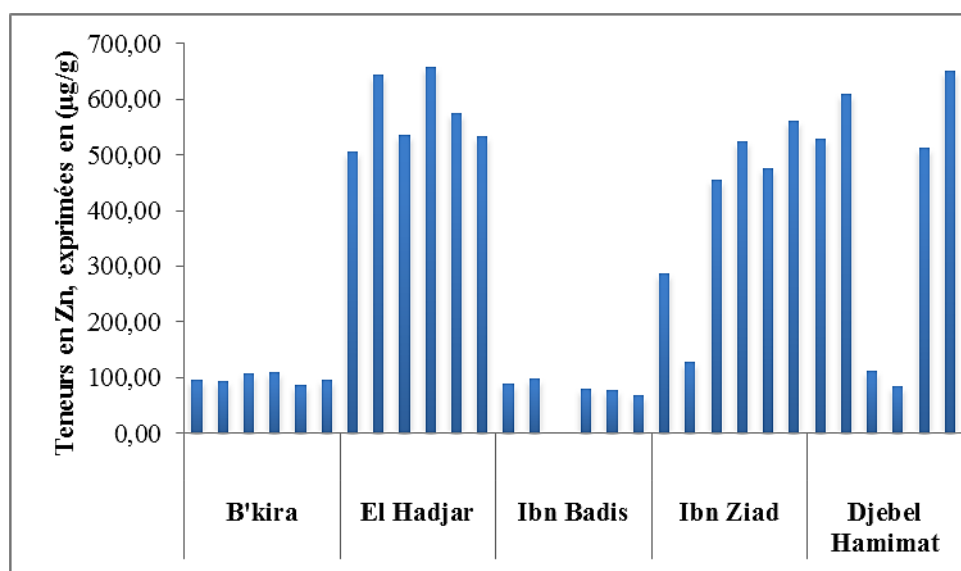
**Figure 63 :** Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales en plomb dans les sols des cinq zones étudiées.

#### e. Zinc

La figure 64 représente la variation spatiale des teneurs en zinc dans les sols étudiés. D'après cette dernière, nous remarquons qu'il existe des variations considérables surtout d'une zone à une autre.

Ainsi, avec des teneurs moyennes respectives de  $69,49 \pm 35,34$  et  $98,42 \pm 8,85$ , les zones sub-montagneuse d'Ibn Badis et urbaine de B'kira sont caractérisées par des teneurs faibles en Zn. Cependant, les zones montagneuse d'Ibn Ziad, minière de Djebel Hamimat, et industrielle d'El Hadjar sont caractérisées par des teneurs relativement élevées en Zn. En effet, au niveau de ces zones, nous avons enregistré les valeurs moyennes suivantes :  $405,20 \pm 165,05 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $416,28 \pm 251,38 \mu\text{g.g}^{-1}$ , et  $575,15 \pm 62,67 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

Cette variabilité dans l'espace a été confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet zone significatif pour ( $F = 15,14$  ;  $p < 0,001$ ). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 5 zones en deux groupes homogènes. Le premier (a) est formé par les zones urbaine de B'kira, et sub-montagneuse d'Ibn Badis, le deuxième (b) est formé par les zones montagneuse d'Ibn Ziad, minière de Djebel Hamimat, et industrielle d'El Hadjar caractérisées par des concentrations en zinc dans le sol deux à trois fois plus importantes que celles des zones du premier groupe (tab. 37).



**Figure 64 :** Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales en zinc dans les sols des cinq zones étudiées.

### III.2.1.2.2. Fraction biodisponible

Les résultats des concentrations en ETM considérées comme étant biodisponibles pour les organismes vivants, extraits à l'EDTA, (*cf. chapitre matériel et méthodes*) sont représentées dans le tableau 38 par leurs valeurs statistiques (minima, maxima, moyennes et écarts types).

**Tableau 38 :** Données statistiques des teneurs en ETM biodisponibles au niveau des cinq zones d'étude.

Cd ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Cr ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )
<b>B'kira</b>				
[0,08-0,21] 0,14±0,04 <sup>a</sup>	[1,69-4,16] 2,87±0,90	[0,43-0,82] 0,56±0,15 <sup>a</sup>	[2,61-8,25] 4,907±2,44 <sup>b</sup>	[0,95-4,59] 1,93±1,38 <sup>a</sup>
<b>El Hadjar</b>				
[0,17-0,27] 0,20±0,03 <sup>a</sup>	[2,25-4,16] 3,16±0,70	[0,31-4,46] 1,95±1,41 <sup>b</sup>	[2,26-21,68] 13,88±6,89 <sup>c</sup>	[5,20-18,83] 11,79±5,45 <sup>b</sup>
<b>Ibn Badis</b>				
[0,04-0,17] 0,14±0,02 <sup>a</sup>	[2,81-4,27] 3,41±0,51	[0,71-0,96] 0,82±0,08 <sup>a</sup>	[1,80-2,61] 2,28±0,32 <sup>a</sup>	[0,89-5,23] 1,98±1,67 <sup>a</sup>
<b>Ibn Ziad</b>				
[0,19-0,42] 0,31±0,11 <sup>b</sup>	[0,90-2,58] 2,04±0,67	[0,68-0,96] 0,80±0,09 <sup>a</sup>	[1,68-4,18] 3,22±0,85 <sup>a</sup>	[3,72-8,81] 5,57±2,09 <sup>a</sup>
<b>Djebel Hamimat</b>				
[0,04-0,19] 0,12±0,06 <sup>a</sup>	[0,67-4,16] 3,20±1,27	[0,31-1,19] 0,68±0,31 <sup>a</sup>	[1,16-102,55] 27,22±40,47 <sup>c</sup>	[0,49-11,27] 6,67±4,28 <sup>a</sup>

a, b, c, ab : groupes homogènes, test post-hoc de SNKt. ( $p < 0,05$ )

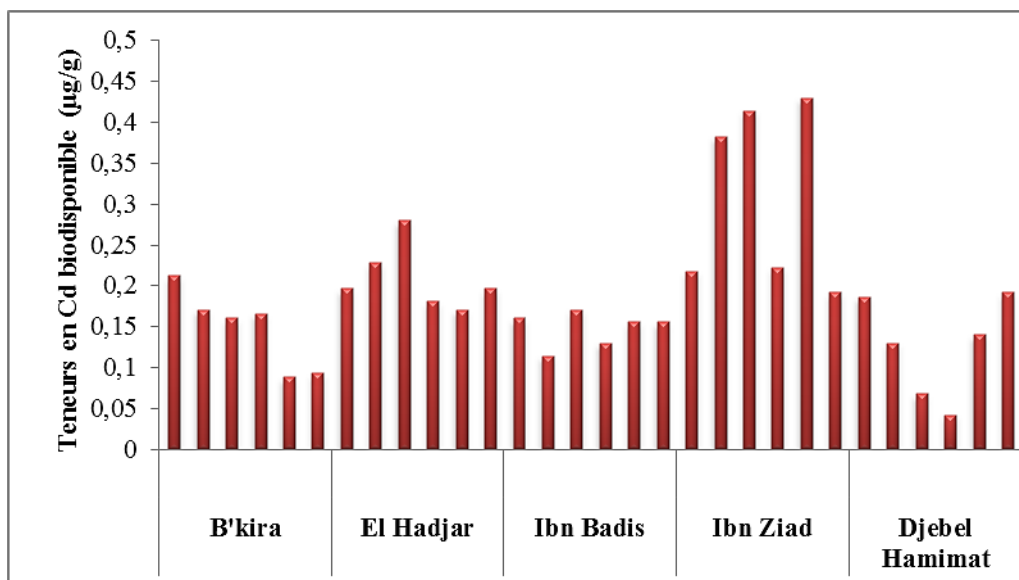
### a. Cadmium

La figure 65 illustre les variations spatiales des teneurs en Cd considérées comme étant biodisponibles pour les êtres vivants.

En examinant cette dernière, nous remarquons qu'il existe des fluctuations relativement importantes d'une zone à une autre. En effet, les teneurs en Cd biodisponible les plus faibles ont été enregistrées au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat, avec une valeur moyenne de  $0,12 \pm 0,06 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Les zones sub-montagneuse d'Ibn Badis, urbaine de B'kira et industrielle d'El Hadjar sont elles aussi caractérisées par des teneurs faibles en Cd biodisponible, avec des moyennes oscillant entre  $0,14 \pm 0,02 \mu\text{g.g}^{-1}$  et  $0,20 \pm 0,03 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

Toutefois, c'est au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad, que nous avons enregistré les teneurs les plus élevées en Cd biodisponible avec une valeur moyenne pour cette zone de  $0,31 \pm 0,11 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

Cette variation de la fraction biodisponible des teneurs en cadmium d'une zone à l'autre a été confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif pour ( $F = 8,25$  ;  $p < 0.001$ ). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 5 zones étudiées en deux groupes homogènes. Le premier groupe (a) caractérisé par des concentrations allant de  $0.12 \mu\text{g/g}$  à  $0.20 \mu\text{g/g}$ , est formé par les zones minière de Djebel Hamimat, sub-montagneuse d'Ibn Badis, urbaine de B'kira et industrielle d'El Hadjar, et le deuxième groupe (b) est formé par la zone montagneuse d'Ibn Ziad caractérisée par des taux en cadmium biodisponible 1.5 à 2.5 fois plus importants que ceux des zones du premier groupe (tab. 38).

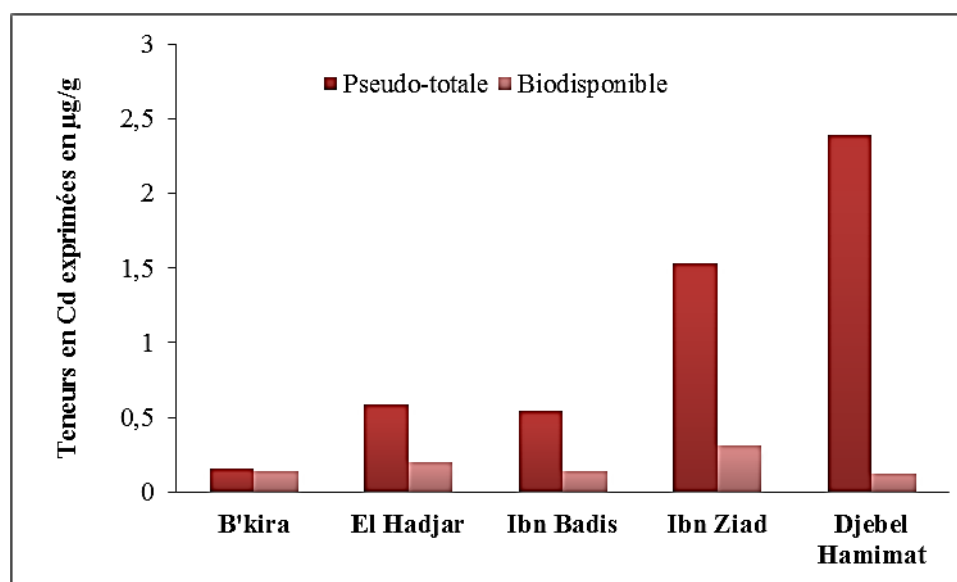


**Figure 65** : Distribution spatiale des teneurs en Cd biodisponibles dans les sols des cinq zones étudiées.

Par ailleurs, il apparaît de l'analyse de la figure 66, qui illustre la différence entre les concentrations pseudo-totales et biodisponibles en Cd au niveau des sols des cinq zones étudiées, que les concentrations pseudo-totales en Cd dépassent largement celles considérées comme étant biodisponibles, et ce, dans toutes les zones étudiées.

Le plus grand écart entre les teneurs en Cd pseudo-totales, et celle considérées comme étant biodisponibles, a été enregistré au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat, avec des moyennes de  $2,39 \pm 2,98 \mu\text{g.g}^{-1}$  versus  $0,12 \pm 0,06 \mu\text{g.g}^{-1}$ , ce qui stipule que c'est seulement 5,02% du Cd présent dans le sol qui est biodisponible pour la faune et/ou la flore.

Cependant, le plus petit écart a été noté au niveau de la zone urbaine de B'kira, avec des moyennes de  $0,16 \pm 0,12 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la fraction pseudo-totale contre  $0,14 \pm 0,04 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la fraction biodisponible. Cette dernière représente donc 87,50% de la fraction pseudo-totale.



**Figure 66 :** Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales et biodisponibles en Cd dans les sols des cinq zones étudiées.

### b. Chrome

La figure 67 représente les variations spatiales des teneurs en Cr considérées comme étant biodisponibles pour la faune et/ou la flore. En analysant cette dernière, nous remarquons qu'il existe des fluctuations plus ou moins importantes d'une zone à une autre.

En effet, les teneurs en Cr biodisponibles les plus élevées ont été enregistrées au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis avec une moyenne de l'ordre de  $3,41 \pm 0,51 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Les zones minière de Djebel Hamimat, industrielle d'El Hadjar et urbaine de B'kira sont

aussi caractérisées par des concentrations en Cr biodisponible importantes avec des moyennes respectives de  $3,20 \pm 1,27 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $3,16 \pm 0,70 \mu\text{g.g}^{-1}$ , et  $2,87 \pm 0,90 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Enfin, c'est la zone d'Ibn Ziad qui détient la teneur en Cr biodisponible la plus faible avec une valeur moyenne de  $2,04 \pm 0,67 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

Néanmoins, cette variabilité des teneurs en Cr biodisponibles d'une zone de prélèvement à l'autre est non significative (tab. 38).



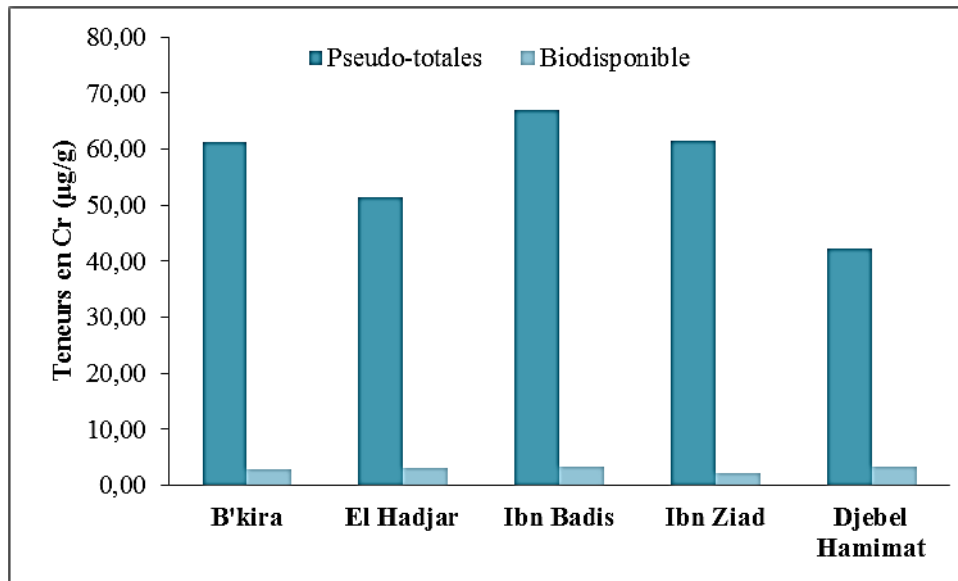
**Figure 67** : Distribution spatiale des teneurs en Cd biodisponibles dans les sols des cinq zones étudiées.

Par ailleurs, en analysant la figure 68 qui schématise la différence entre les concentrations pseudo-totales et biodisponibles en Cr au niveau des sols des cinq zones étudiées, il apparaît que les concentrations pseudo-totales en Cr dépassent amplement celles considérées comme étant biodisponibles, et ce, dans toutes les zones étudiées.

Le plus grand écart entre les teneurs en Cr pseudo-totales, et biodisponibles a été enregistré au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad, avec des moyennes de  $61,42 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la fraction pseudo-totale, contre  $2,04 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la fraction considérée comme étant biodisponible, ce qui stipule que c'est seulement 3,32% de la fraction pseudo-totale qui est biodisponible pour les êtres vivants.

Néanmoins, le plus petit écart a été noté au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat avec des moyennes de  $42,17 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la fraction pseudo-totale contre  $3,20 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la fraction biodisponible. Ceci stipule que 7,59% de la teneur pseudo-totale en chrome dans les sols de cette zone minière est biodisponible pour la faune et/ou la flore.





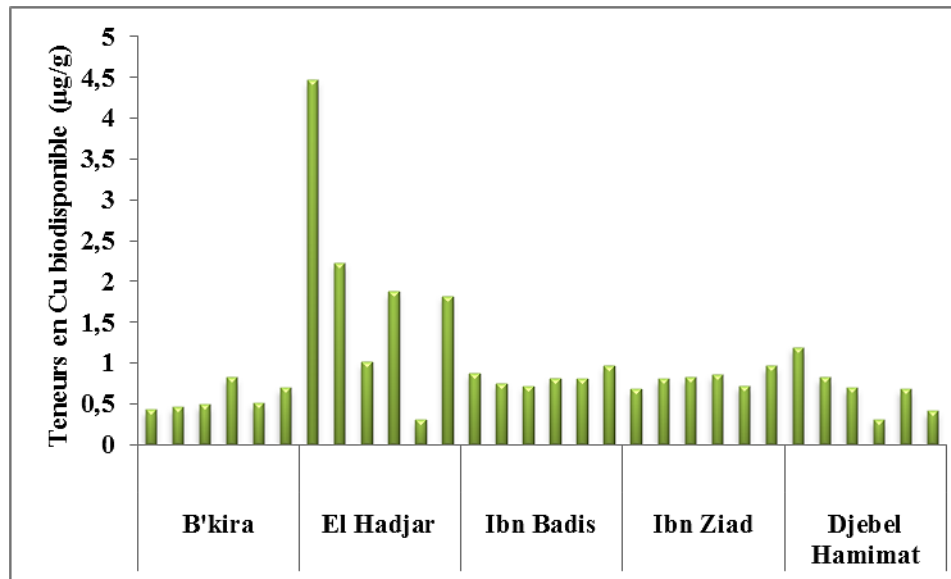
**Figure 68 :** Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales et biodisponibles en Cr dans les sols des cinq zones étudiées.

### c. Cuivre

La figure 69 représente les variations spatiales des teneurs en cuivre considérées comme étant biodisponibles pour les êtres vivants. En analysant cette dernière, on remarque qu'il y a des fluctuations relativement considérables d'une zone à une autre.

Ainsi, c'est au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar que l'on a enregistré les teneurs en Cu biodisponible les plus élevées, avec une moyenne de  $1,95 \pm 1,41 \mu\text{g.g}^{-1}$ . En contrepartie, c'est au niveau des zones urbaine de B'kira et minière de Djebel Hamimat que l'on a enregistré les valeurs les plus basses ( $0,56 \pm 0,15 \mu\text{g.g}^{-1}$  et  $0,68 \pm 0,31 \mu\text{g.g}^{-1}$  respectivement). Les zones montagneuse d'Ibn Ziad et sub-montagneuse d'Ibn Badis sont, quant à elles caractérisées par des valeurs moyennes de l'ordre de  $0,80 \pm 0,09 \mu\text{g.g}^{-1}$  et  $0,82 \pm 0,08 \mu\text{g.g}^{-1}$  respectivement.

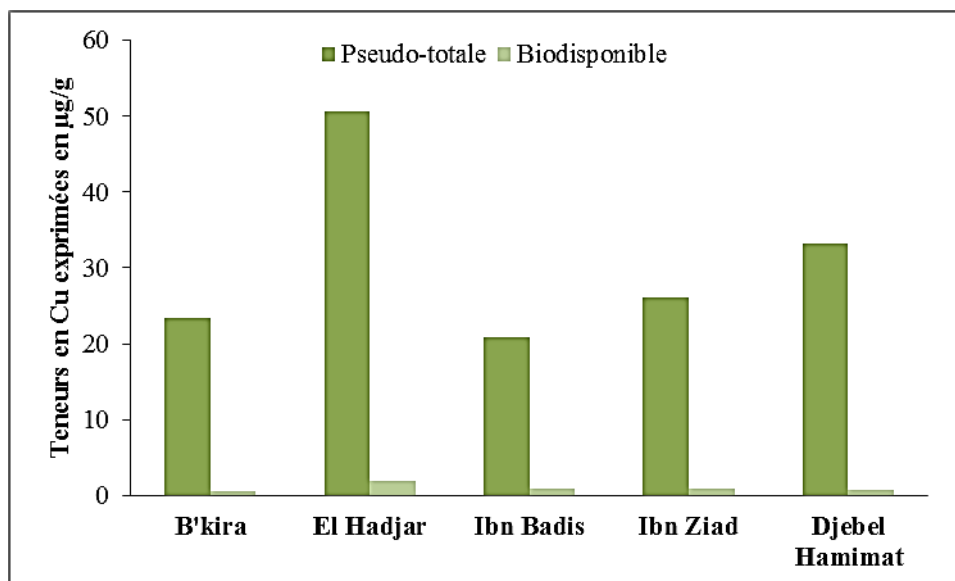
La variation des teneurs en cuivre biodisponible pour les êtres vivants en fonction des zones a été confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif pour ( $F=4,40$  ;  $p < 0,01$ ). De même que pour le cadmium, le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 5 zones étudiées en deux groupes homogènes. Le premier groupe (a) caractérisé par des concentrations en cuivre biodisponible allant de  $0,56 \mu\text{g/g}$  à  $0,82 \mu\text{g/g}$ , est formé par les zones urbaine de B'kira, minière de Djebel Hamimat, montagneuse d'Ibn Ziad et sub-montagneuse d'Ibn Badis, le deuxième groupe (b) est formé par la zone industrielle d'El Hadjar caractérisée par des taux en cuivre biodisponible 2 à 3 fois plus importants que ceux des zones du premier groupe (tab. 38).



**Figure 69 :** Distribution spatiale des teneurs en Cu biodisponibles dans les sols des cinq zones étudiées.

Par ailleurs, la distribution spatiale des teneurs pseudo-totales et biodisponibles en Cu, et exprimées en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , dans les zones d'étude est représentée par les histogrammes de la figure 70. Après l'analyse de cette dernière, nous constatons, une fois de plus, que la plus grande différence entre ces deux fractions a été notée au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat avec une moyenne de  $33,26\pm 5,04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de Cu enregistrée pour la fraction pseudo-total *versus*  $0,68\pm 0,31 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de Cu pour la fraction biodisponible. Ceci représente seulement 2,04% de Cu qui est réellement disponible pour la faune est/ou la flore.

Toutefois, l'écart le moins important entre les deux fractions est enregistré au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, avec des moyennes de  $20,93 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  pour la fraction pseudo-totale, contre  $0,82 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  pour la fraction biodisponible. Cette dernière représente environ 3,92% de la fraction pseudo-totale.

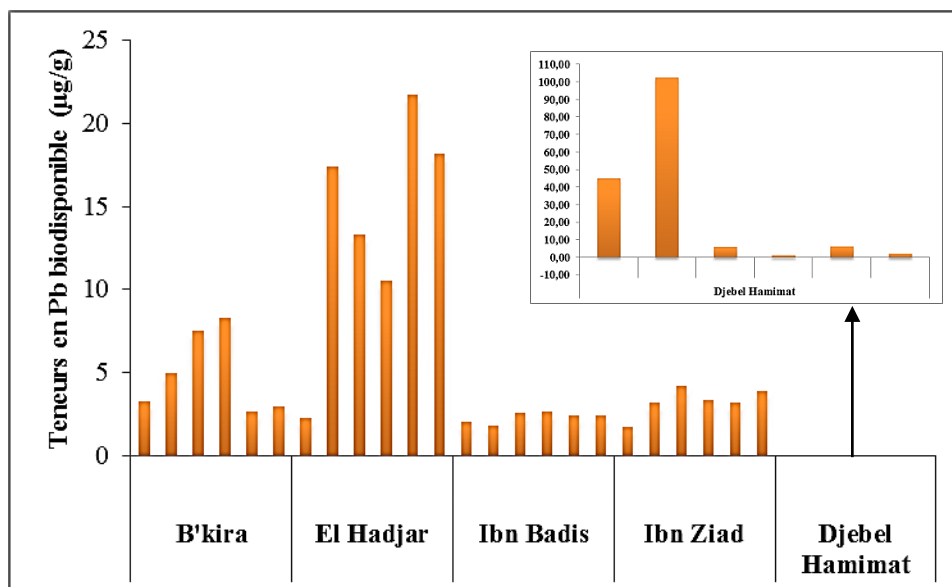


**Figure 70 :** Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales et biodisponibles en Cu dans les sols des cinq zones étudiées.

#### d. Plomb

La figure 71 représente la distribution spatiale des teneurs en plomb considérées comme étant biodisponibles pour les êtres vivants. D'après cette dernière, on remarque qu'il y a, des variations considérables d'une zone à une autre. Ainsi, les teneurs les plus faibles en Pb biodisponible sont enregistrées au niveau des zones sub-montagneuse d'Ibn Badis avec  $2,28 \pm 0,32 \mu\text{g.g}^{-1}$ , montagneuse d'Ibn Ziad avec  $3,22 \pm 0,85 \mu\text{g.g}^{-1}$  et urbain de B'kira avec  $4,907 \pm 2,44 \mu\text{g.g}^{-1}$ . À ces zones, succède la zone industrielle d'El Hadjar, avec une moyenne de l'ordre de  $13,88 \pm 6,89 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Enfin, c'est au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat que l'on a enregistré les teneurs les plus élevées en Pb biodisponible, la moyenne étant de  $27,22 \pm 40,47 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

La variation des teneurs en Pb biodisponible en fonction des zones a été confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif pour ( $F = 4,35$  ;  $p < 0.01$ ). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 5 zones étudiées en trois groupes homogènes. Le premier groupe (a) caractérisé par des concentrations en plomb biodisponible relativement faibles, est formé par les zones montagneuse d'Ibn Ziad et sub-montagneuse d'Ibn Badis, le deuxième groupe (b), est formé par la zone urbaine de B'kira. Enfin, le troisième groupe (c), formé par les zones minière Djebel Hamimat et industrielle d'El Hadjar, et caractérisé par des taux en plomb biodisponible 7 fois plus importants que ceux du premier groupe et 1.5 fois plus importants que ceux du deuxième.

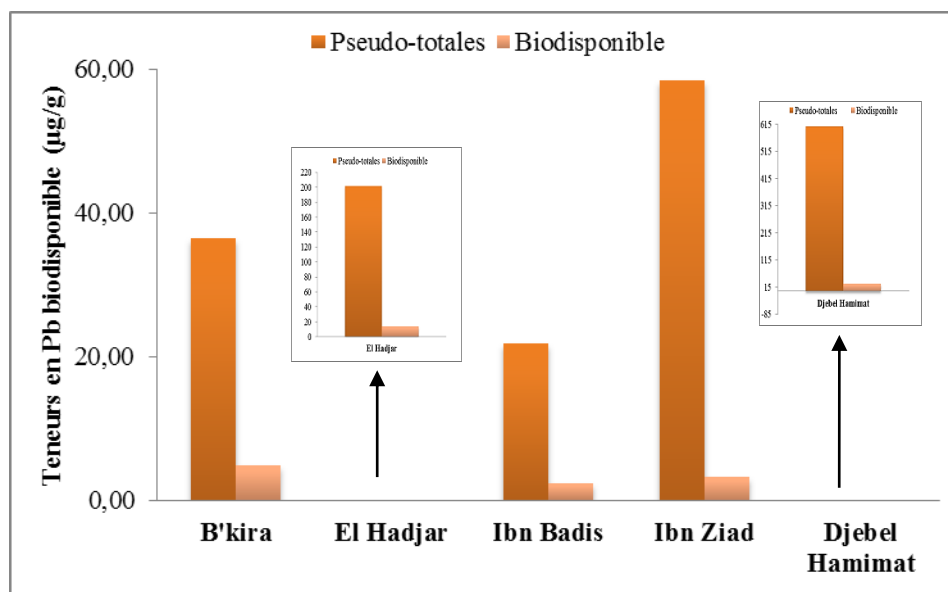


**Figure 71 :** Distribution spatiale des teneurs en Pb biodisponibles dans les sols des cinq zones étudiées.

Par ailleurs, il apparaît qu'il existe des fluctuations relativement importantes entre les deux fractions à l'intérieur d'une même zone d'une part, et entre les différentes zones d'autre part (fig 72).

Comme pour le Cd, nous remarquons que l'écart le plus important a été enregistré dans la zone minière de Djebel Hamimat, avec une valeur moyenne de  $606,58 \pm 810,28 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  pour la fraction pseudo-totale contre  $27,22 \pm 40,47 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  pour la fraction biodisponible, cette dernière représente seulement 4,49% de la fraction pseudo-totale.

En revanche, le plus petit écart entre ces deux fractions a été constaté au niveau de la zone urbaine de B'kira. Ceci démontre que cette zone est sujette à une plus grande contamination plombique, et donc, à une disponibilité plus élevée de cet élément pour la faune et la flore existante sur les lieux. En effet, la teneur pseudo-totale moyenne en Pb dans cette zone est de l'ordre de  $36,42 \mu\text{g}/\text{g}$ , tandis que la teneur moyenne biodisponible en Pb est de 4,91%, cette dernière représente donc 13,47% de la fraction pseudo-totale (fig. 72).

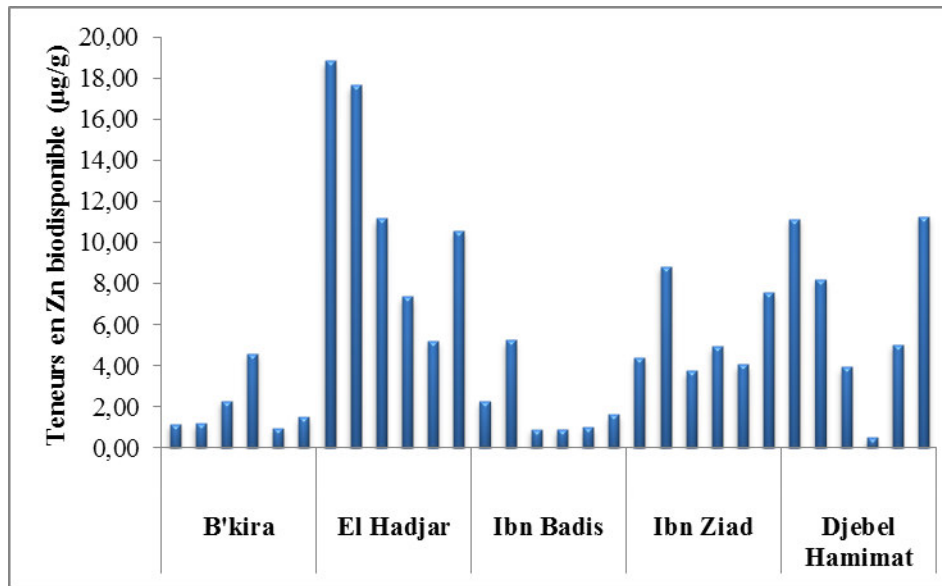


**Figure 72 :** Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales et biodisponibles en Pb dans les sols des cinq zones étudiées.

#### e. Zinc

La figure 73 représente les variations spatiales des teneurs en Zn considérées comme étant biodisponibles pour la faune et/ou la flore. En nous référant à cette dernière, nous constatons qu'il existe des variations de ces teneurs et qui sont relativement importantes d'une zone à une autre. En effet, c'est au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar que nous avons enregistré les teneurs les plus élevées en Zn biodisponible, avec une moyenne de  $11,79 \pm 5,45 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Les zones urbaine, montagneuse, sub-montagneuse et minière se caractérisent par des teneurs en Zn biodisponible plus ou moins faible (moyennes respectives de :  $1,93 \pm 1,38 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $1,98 \pm 1,67 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $5,57 \pm 2,09 \mu\text{g.g}^{-1}$ , et  $6,67 \pm 4,28 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Cette variation a été confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif pour ( $F = 8,65$  ;  $p < 0,001$ ). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 5 zones étudiées en deux groupes homogènes.

La répartition est identique à celle du cuivre. Ainsi, les zones caractérisées par des concentrations en cuivre biodisponible allant de  $1,93 \mu\text{g/g}$  à  $6,67 \mu\text{g/g}$  (B'kira, Ibn Badis, Ibn Ziad, et Djebel Hamimat) forment le groupe (a). La zone industrielle d'El Hadjar se détache dans un groupe à part (b) et est caractérisée par des taux en zinc biodisponible 2 à 6 fois plus importants que ceux des zones du premier groupe (tab. 38).

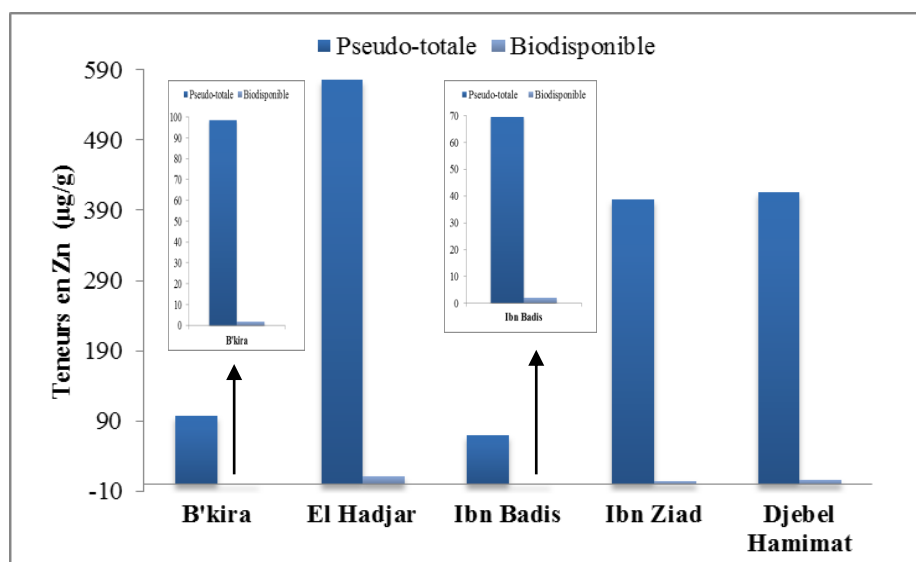


**Figure 73 :** Distribution spatiale des teneurs en Zn biodisponibles dans les sols des cinq zones étudiées.

Aussi, et comme pour les ETM analysés auparavant, nous constatons qu'il y a des variations entre les deux fractions étudiées à l'intérieur d'une même zone, et entre les zones. Mais les écarts entre les deux fractions est surtout perceptible au niveau des mêmes zones.

Ainsi, c'est au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad que l'écart entre les deux fractions est moindre, avec des valeurs moyennes allant de  $405,20 \pm 165,05 \mu\text{g.g}^{-1}$  enregistrée pour la fraction pseudo-totale et  $5,57 \pm 2,09 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la fraction biodisponible ; cette dernière représente donc 1,37% de la fraction pseudo-totale.

En contrepartie, c'est la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis qui détient l'écart le moins important entre les deux fractions en Zn. en effet, la moyenne de la fraction pseudo-totale est l'ordre de  $69,49 \mu\text{g.g}^{-1}$ , et celle de la fraction biodisponible est de l'ordre de  $1,98 \mu\text{g/g}$ . la fraction biodisponible représente donc 2,85% de la fraction pseudo-totale. Néanmoins, cet écart est considéré comme faible (fig. 74)



**Figure 74 :** Distribution spatiale des teneurs pseudo-totales et biodisponibles en Zn dans les sols des cinq zones étudiées.

### III.2.1.3. Discussion des résultats relatifs à la physico-chimie et les ETM dans le sol

#### III.2.1.3.1. Fraction pseudo-totale

Le bruit de fond géochimique et les teneurs en ETMs dans les sols sont régis par plusieurs facteurs, dont les plus importants sont les propriétés géologiques, et physico-chimiques des sols. Afin d'interpréter et discuter les résultats relatifs aux teneurs pseudo-totales en ETM dans les sols étudiés, nous avons choisi de les comparer avec les valeurs seuils établies par quelques auteurs dans le monde, en raison de l'absence de réglementation en Algérie relative aux teneurs en ETM acceptables dans les sols (fond géochimique), et de l'exhaustivité et la récence de ces travaux. Ainsi, le tableau 39 regroupe quelques valeurs seuils communément retenues dans le monde, pour des sols non pollués, et établies par certains auteurs.

**Tableau 39 :** Synthèse des fonds géochimiques et teneurs en ETMs dans la croûte continentale et dans les sols admises dans le monde ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ).

	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Référence
Moyennes dans la croûte continentale	0.1	100	55	15	70	Kabata-Pendias et Pendias (2001)
Moyennes admises dans les sols mondiaux	0.41	59,5	38.9	27	70	Kabata-Pendias (2010).
Moyennes dans la croûte continentale	0,1	100	60	14.8	10-100	Nriagu (1978)
Moyennes admises dans les sols mondiaux	0,1-0,3	5-68	2-50	17	55	Alloway (1995, 2013)
Moyennes dans la croûte continentale	0.06-0.9	20-220	24-55	13-16	10-105	Swaine (1978)
Moyennes admises dans les sols mondiaux	0,5	54	20	30	64	Cox (1979) Adriano (2001, 2017)

### a. Cadmium

Globalement, les valeurs moyennes obtenues lors du dosage de cet élément sont de l'ordre de :  $0,16 \pm 0,12 \text{ mg.kg}^{-1}$  pour la zone urbaine, de  $0,54 \pm 0,12 \text{ mg.kg}^{-1}$  pour la zone sub-montagneuse, de  $0,59 \pm 0,23 \text{ mg.kg}^{-1}$  pour la zone industrielle, de  $1,53 \pm 0,39 \text{ mg.kg}^{-1}$  pour la zone montagneuse d'Ibn Ziad, et enfin, de  $2,39 \pm 2,98 \text{ mg.kg}^{-1}$  pour la zone minière de Djebel Hamimat.

Ces dernières révèlent une contamination relativement importante par le cadmium dans quatre zones étudiées sur cinq : il s'agit de la zone industrielle d'El Hadjar, de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, de la zone montagneuse d'Ibn Ziad et de la zone minière de Djebel Hamimat. En effet, les teneurs moyennes admises dans le monde varient selon les auteurs de : 0,1 à 0,3  $\text{mg.kg}^{-1}$  (Alloway, 1995 ; 2013), à 0,5  $\text{mg.kg}^{-1}$  (Adriano, 2001 ; 2017), en passant par 0,41  $\text{mg.kg}^{-1}$  (Kabata-Pendias et Pendias, 2001, Kabata-Pendias, 2010). Au-delà de ces fonds géochimiques, les sols sont donc considérés comme étant contaminés par le cadmium.

Dans les sols naturels, la teneur en Cd est largement influencée par la quantité de cet élément dans la roche mère, et qui est bien souvent inférieure à 1 ppm (Kabata-Pendias, 2010). Cependant, toutes les valeurs supérieures au bruit de fond géochimique reflètent un impact de l'activité anthropique sur les teneurs des sols de surface en Cd. En effet, les sources diffuses de Cd, notamment les engrais phosphatés, et les dépôts atmosphériques, ont augmenté les concentrations de Cd dans le sol d'environ 0,1, voir 0,3  $\text{mg.kg}^{-1}$  Cd, et ce, par rapport aux niveaux préindustriels (Alloway, 2013).

La séquence enregistrée par rapport au niveau d'enrichissement des cinq zones est la suivante :

$$\text{Cd}_{\text{Djebel Hamimat}} > \text{Cd}_{\text{Ibn Ziad}} > \text{Cd}_{\text{El Hadjar}} > \text{Cd}_{\text{Ibn Badis}} > \text{Cd}_{\text{B'kira}}$$

Ainsi, les teneurs les plus élevées en Cd ont été enregistrées au niveau de la zone de Djebel Hamimat, avec un minimum de  $0,12 \mu\text{g.g}^{-1}$ , un maximum de  $8,17 \mu\text{g.g}^{-1}$  et une moyenne de  $2,39 \pm 2,98 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Cette zone minière abandonnée depuis plus d'une cinquantaine d'années a fait l'objet de plusieurs études qui ont révélé l'action des puits d'antimoine présents sur place sur les sols et la végétation environnante. En effet, Bentellis et al. (2014) ont enregistré un minimum de  $0,05 \mu\text{g.g}^{-1}$ , un maximum de  $1,1 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour une moyenne de  $0,22 \pm 0,29 \mu\text{g.g}^{-1}$  de cadmium dans les sols de cette région. Plus récemment, Zekri et al. (2019) ont enregistré un minimum de  $0,11 \mu\text{g.g}^{-1}$  et un maximum de  $6 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour une moyenne de  $0,88 \pm 1,36 \mu\text{g.g}^{-1}$  au niveau des sols de cette région.



Pour la zone industrielle d'El Hadjar, nous avons enregistré une valeur minimale de 0,33  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , et maximale de 0,89  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  et une moyenne de  $0,59\pm 0,23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de Cd. Dans une étude récente faite par Benselhoub et al. (2015) au niveau de la wilaya d'Annaba, visant à surveiller la contamination métallique de sols prélevés sur différents sites de la ville, incluant : le centre-ville, près de l'aciérie d'El Hadjar, aux alentours des communes de Sidi Amar et d'El Bouni, ainsi qu'à la périphérie de l'aéroport, les auteurs ont trouvé les concentrations suivantes en Cd : 0,50  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , 0,43  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  et 0,78  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Cet auteur a attribué les teneurs élevées en Cd notamment à la présence de l'usine d'engrais phosphatés « Fertial », qui se trouve à proximité de cette zone industrielle, sachant que les fertilisants phosphatés sont connus pour leur contenance en Cd, ceci peut donc constituer une source majeure d'apport en cet élément dans les sols (Grant et al. 2018).

Par ailleurs, dans une étude visant à déterminer les concentrations et le degré de contamination par différents ETM, dont le cadmium, dans les sols des trois zones industrielles à Arak, en Iran, Solgi et al. (2012) ont trouvé les teneurs moyennes en Cd suivantes : 0,74  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , 1,23  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , 1,63  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ .

Rueda-Holgado et al. (2016), dans leur tentative de caractériser à long terme des dépôts atmosphériques afin de surveiller les teneurs en éléments majeurs et en oligo-éléments autour d'un important complexe industriel situé dans la région de Puchuncaví au Chili, et durant deux campagnes d'échantillonnage (en mai 2010, et mai 2011), ont trouvé les concentrations moyennes suivantes en Cd : 8,56  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , 0,87  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , 1,44  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  et 0,18  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  durant la première campagne, et 3,82  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , 1,58  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , 2,92  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  et 1,75  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  durant la deuxième, et ce, dans les dépôts atmosphériques recueillis. Puis, à partir de ces résultats, les auteurs ont estimé les charges en Cd dans les sols situés à la périphérie de ce complexe industriel grâce à une méthodologie basée sur un échantillonnage de fractionnement élémentaire atmosphérique, une digestion acide, et un dosage en utilisant l'ICP-MS. À l'issue de cette méthode, les auteurs ont confirmé l'influence des retombés atmosphériques chargés en polluants métalliques sur la contamination des sols environnants par le Cd.

Les zones de B'kira, Ibn Ziad et Ibn Badis font partie du bassin versant Kebir Rhumel sur lequel plusieurs études ont été effectuées notamment celles relatives au niveau de contamination par les ETM (El Hadeff El Okki et al. 2015 ; Sahli et al. 2012, 2011, Ouahrani et Gheribi, 2007 ; Afri-Mehennaoui et al. 2004). Ces auteurs ont enregistré des concentrations allant de 0.56  $\mu\text{g}/\text{g}$  pour les sédiments à 5.7  $\mu\text{g}/\text{g}$  pour les sols des bordures de l'oued Rhumel, et ont conclu que cet enrichissement est principalement d'origine

agricole et est sans doute liée à la contamination des engrais phosphatés notamment ceux provenant de la mine de Djebel Onk à Tebessa ; l'une des plus grandes réserves de phosphates en Algérie.

### b. Chrome

Les résultats obtenus quant au dosage du Cr dans le sol révèlent des variations relativement importantes d'une zone à une autre. Comme pour chaque élément-trace métallique, les valeurs seuils diffèrent d'un auteur à un autre et d'une région à une autre. Pour le chrome, les moyennes normales admises dans le monde oscillent entre  $54 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Adriano, 2001 ; 2017) à  $68 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Alloway, 2013), en passant par  $59,5 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Kabata-Pendias, 2001, 2011).

La concentration en Cr dans les sols étudiés a suivi l'ordre d'abondance suivant :

$$\text{Cr}_{\text{Ibn Badis}} > \text{Cr}_{\text{Ibn Ziad}} > \text{Cr}_{\text{B'kira}} > \text{Cr}_{\text{El Hadjar}} > \text{Cr}_{\text{Djebel Hamimat}}$$

Avec un minimum de  $30,56 \mu\text{g.g}^{-1}$ , un maximum de  $56,63 \mu\text{g.g}^{-1}$  et une moyenne de  $42,17 \pm 10,10 \mu\text{g.g}^{-1}$ , la zone minière de Djebel Hamimat est la moins riche en chrome par rapport aux autres sites étudiés. Les valeurs obtenues au niveau de cette zone ne dépassent pas, ou alors dépassent mais que par endroit la moyenne mondiale établie par ces quelques auteurs (tab. 39). Cependant, des travaux fait sur le même site font état des teneurs en Cr suivantes : un minimum de  $70 \mu\text{g.g}^{-1}$ , un maximum de  $130 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour une moyenne de  $92 \pm 12,97 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Bentellis et al. 2014), ou encore, un minimum de  $74,49 \mu\text{g.g}^{-1}$ , un maximum de  $170,45 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour une moyenne de  $111,54 \pm 26,37 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Zekri et al. 2019). Dans la zone industrielle d'El Hadjar, nous avons enregistré une valeur minimale de  $8,08 \mu\text{g.g}^{-1}$ , maximale de  $72,35 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour une moyenne de  $51,46 \pm 23,71 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Dans une étude conduite par Maas et al. (2010), visant à évaluer le transfert et les effets des éléments-traces métalliques dans les réseaux alimentaires, la distribution spatiale du Cd, Cr, Cu, Pb et Zn dans 101 échantillons de sols de surface, et échantillonnés sur une large zone autour de la ville d'Annaba, a été investiguée. Les auteurs ont trouvé que le Cr y est présent avec une moyenne de  $30,9 \pm 14,9$ , mais qu'il présentait une seule valeur anormalement élevée (qui est de  $111,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Selon ces mêmes auteurs, ces teneurs assez faibles en Cr pourraient être expliqués par le fait que les agriculteurs de la région n'utilisent pas d'amendements riches en Cr, ou alors, que la contamination n'a pas eu lieu car les teneurs en Cr dans ces engrais sont trop faibles.

La teneur moyenne en Cr enregistrée au niveau de la zone urbaine de B'kira est de l'ordre de  $61,20 \pm 9,10 \mu\text{g.g}^{-1}$ , dans la zone montagneuse d'Ibn Ziad est de  $61,42 \pm 8,44 \mu\text{g.g}^{-1}$ , et

dans la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis  $67,04 \pm 6,14 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Ces zones sont caractérisées par le fait qu'elles possèdent les teneurs les plus élevées en Cr enregistrées lors de cette étude, et aussi par le fait qu'elles se trouvent toutes au niveau du bassin versant Kébir-Rhumel. Ce dernier a fait l'objet de plusieurs études de bioindication et de monitoring de polluants métalliques notamment dans la flore, la faune invertébrée, les eaux ainsi que les sédiments (Afri-Mehennaoui et al. 2008 ; Sahli, 2012 ; Sahli et al. 2012 ; 2011). Une autre étude conduite sur cette même zone, par El-Hadef El-Okki et al. (2016) visant à déterminer les teneurs en ETM dans les sols des berges de l'Oued Rhumel a fait état d'un enrichissement par endroit, notamment en Cr. En effet, les teneurs en Cr dans cette zone varient d'un minimum de  $49,7 \mu\text{g.g}^{-1}$  à un maximum de  $74,5 \mu\text{g.g}^{-1}$  avec une moyenne de  $62,75 \pm 9,06 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Selon ces mêmes auteurs, l'origine de ce dernier pourrait être attribuée aux rejets des industries présents dans la région.

### c. Cuivre

Le cuivre fait partie des microéléments essentiels au bon fonctionnement de nombreux processus biologiques, cependant, une teneur trop élevée de cet élément dans les sols le rend potentiellement toxique (Hooda, 2010).

Les teneurs moyennes en Cu admises dans le monde varient d'une zone à une autre, et dépendent fortement de la géologie (Alloway, 2013). L'abondance en Cu est surtout associée à la texture du sol ; en effet, les teneurs en cet élément sont généralement les plus faibles dans les sols sablonneux légers, et les plus élevés dans les sols limoneux (Kabata-Pendias 2010). Sa teneur moyenne dans les sols mondiaux considérée comme étant normale varie de 20 ppm (Adriano, 2017, 2001) à 50 ppm (Alloway, 2013, 1995), en passant par 38,9 ppm (Kabata-Pendias, 2010).

Globalement, les teneurs moyennes en Cu dans les sols investigués sont de l'ordre de  $20,93 \pm 1,41 \mu\text{g.g}^{-1}$  au niveau de la zone d'Ibn Badis, de  $23,44 \pm 2,57 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans la zone de B'kira, de  $26,11 \pm 5,00 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans la zone d'Ibn Ziad, de  $33,26 \pm 5,04 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans la zone de Djebel Hamimat, et de  $50,64 \pm 31,86 \mu\text{g.g}^{-1}$  au niveau de la zone d'El Hadjar. L'enrichissement en Cu au niveau des sols des zones étudiées suit la séquence suivante :

$$\text{Cu}_{\text{El Hadjar}} > \text{Cu}_{\text{Djebel Hamimat}} > \text{Cu}_{\text{Ibn Ziad}} > \text{Cu}_{\text{B'kira}} > \text{Cu}_{\text{Ibn Badis}}$$

Avec un minimum de  $13,45 \mu\text{g.g}^{-1}$ , un maximum  $91,20 \mu\text{g.g}^{-1}$  et une moyenne de  $50,64 \pm 31,86 \mu\text{g.g}^{-1}$ , la zone industrielle d'El Hadjar détient la teneur la plus élevée en Cu par rapport aux autres zones investiguées. Dans une étude faite au niveau de la ville d'Annaba, Maas et al. (2010) ont enregistré les teneurs suivantes : un minimum de 0.2

$\mu\text{g.g}^{-1}$ , et un maximum de  $132.1 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour une moyenne de  $39.0 \pm 35.9 \mu\text{g.g}^{-1}$  de Cu dans les sols de surface. Une autre étude qui a porté sur l'évaluation des niveaux de contamination par les ETM dans la région, a fait état des teneurs en Cu moyennes suivantes :  $24,549 \mu\text{g.g}^{-1}$ , de  $5,379 \mu\text{g.g}^{-1}$  et de  $7,439 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Benselhoub et al. 2015). Généralement, l'élévation des teneurs en Cu dans les sols est la résultante de son utilisation fréquente notamment dans les pratiques agricoles. En effet, l'utilisation des produits phytosanitaires en agriculture, en particulier la bouillie bordelaise et les fongicides peut contribuer à l'élévation des taux en cuivre dans les sols (Alloway, 1995). Une autre source de contamination des sols par le Cu est : les dépôts atmosphériques issus des industries environnantes (Kabata-Pendias, 2004). Les valeurs légèrement élevées, (ou élevées par endroit) en Cu dans la zone industrielle d'El Hadjar pourraient avoir pour origine l'épandage d'engrais dans la région, vue que le complexe sidérurgique ArceloMittal est entouré de terrains à vocation agricole, qui sont toujours en exploitation.

Pour le reste des zones, les teneurs en Cu n'ont pas dépassé les valeurs seuils. Pour la zone minière de Djebel Hamimat, Bentellis et al. (2014) ont enregistré les teneurs suivantes : un minimum de  $23.20 \mu\text{g.g}^{-1}$  et un maximum de  $42.00 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour une moyenne de  $32.49 \pm 4.55 \mu\text{g.g}^{-1}$  de Cu.

Dans une étude faite par Ouahrani et Gheribi-Aoulmi (2007) ayant pour objectif d'évaluer l'apport des lombriciens dans l'estimation des éléments traces (Cd, Cu, Pb et Zn) des sols bordant l'oued Rhumel dans la wilaya de Constantine, les auteurs ont enregistré une teneur moyenne en Cu de l'ordre de  $8,07 \pm 1,69 \text{ ppm}$ . En investiguant la contamination par les ETM au niveau du bassin versant Kébir-Rhumel, Sahli et al. (2011), ont enregistré les teneurs en Cu suivantes dans 148 échantillons de sédiments : un minimum de  $9 \mu\text{g/g}$ , et un maximum de  $446 \mu\text{g/g}$  pour une moyenne de  $47,2 \pm 44,8 \mu\text{g/g}$ . Dans les sols des berges de l'oued Rhumel, en région urbaine de la wilaya de Constantine, El-Hadef El-Okki et al. (2016) ont enregistré la teneur moyenne en Cu suivante :  $19.8 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Tous ces résultats sont comparables aux résultats trouvés au cours de cette étude au niveau de la wilaya de Constantine.

#### **d. Plomb**

Globalement, les valeurs moyennes obtenues quant au dosage de cet élément sont de l'ordre de :  $21,86 \pm 3,96$  pour la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, de  $36,41 \pm 18,96$  pour la zone urbaine de B'kira, de  $58,48 \pm 16,48$  pour la zone montagneuse d'Ibn Ziad, de

201,82±63,26 pour la zone industrielle d'El Hadjar, et enfin, de 606,58±810,28 pour la zone minière de Djebel Hamimat.

La concentration en Pb dans les sols étudiés suit la séquence suivante :

$$\text{Pb}_{\text{Djebel Hamimat}} > \text{Pb}_{\text{El Hadjar}} > \text{Pb}_{\text{Ibn Ziad}} > \text{Pb}_{\text{B'kira}} > \text{Pb}_{\text{Ibn Badis}}$$

Si l'on prend en compte les valeurs seuils établies dans le monde, et au-delà desquels les zones étudiées sont considérées comme étant contaminées par le plomb, nous remarquons que la contamination par le plomb a touché 4 zones sur 5. En effet, selon Adriano (2017, 2001), cette valeur est de 30ppm, selon Kabata-Pendias (2010) et Kabata-Pendias and Pendias (2001), cette valeur seuil est de 27 ppm, et d'après Alloway (2013) elle est de 17 ppm.

Les teneurs les plus faibles en Pb ont été enregistrées au niveau de la zone sub-montagnaise d'Ibn Badis, puis au niveau de la zone urbaine et enfin, au niveau de la zone montagneuse. Plusieurs auteurs ayant travaillé sur cette région ont rapporté les teneurs moyennes suivantes : 50,82 ± 7,53 ppm de Pb (Ouahrani et Gheribi-Aoulmi, 2007) ; 31,0 µg.g<sup>-1</sup> de Pb (El-Hadef El-Okki et al. 2016) ; de 69,6 µg/g de Pb au niveau des sédiments de l'Oued Rhumel (Sahli et al. 2011). Ces valeurs sont relativement comparables aux valeurs obtenues dans la présente étude, et indique une contamination, par endroit, par cet élément. La zone urbaine de B'kira et ses alentours a fait l'objet de plusieurs études portant sur la contamination des lieux par les ETMs, ainsi, les sols, les cours d'eau, les sédiments, la faune et la flore ont été étudiés, et ces études ont prouvé la contamination des lieux par le Pb (Sahli, 2012 ; Sahli et al. 2011 ; 2012 ; Mehennaoui et al. 2004 ; Afri-Mehennaoui, 1998).

L'étude de Maas et al. (2010) dans la ville d'Annaba a fait état d'une teneur médiane en Pb, mesurée sur 101 échantillons de sols de l'ordre de 42,3 mg.kg<sup>-1</sup> avec un minimum de 3.1 mg.kg<sup>-1</sup> et un maximum de 823.7 mg.kg<sup>-1</sup>. L'étude de Bensehoub et al. (2015), également faite au niveau de la wilaya d'Annaba, a rapporté les teneurs en Pb moyennes suivantes : 196,94 µg/g au niveau du centre-ville d'Annaba, 46,75 µg/g au niveau de la commune de Sidi Ammar, 22,78 µg/g au niveau de la commune d'El Bouni, et enfin, de 14,77 µg/g au niveau de la périphérie de l'aéroport. La présente étude s'est déroulée près de la commune de Sidi Ammar, au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar, et nous avons enregistré un minimum de 94,88 µg/g, et un maximum de 248,14 µg/g, pour une teneur moyenne de l'ordre de 201,82±63,26 µg/g.

L'étude de Rueda-Holgado et al. (2016) a confirmé aussi l'influence des retombées atmosphériques issues des fumées d'un complexe industriel au Chili, et chargées en polluants métalliques sur la contamination des sols environnants.

Le Pb fait partie des éléments les plus utilisés par l'homme au fil du temps. Cela a conduit à une pollution étendue des sols de surface à l'échelle locale, principalement liée à l'extraction et à la fusion du métal et à l'ajout de composés de plomb organique à l'essence pour leurs propriétés antidétonantes (Adriano, 2017 ; 2001). La contamination par le Pb au niveau de cette zone industrielle pourrait surtout être attribuée aux rejets atmosphériques des industries présentes sur place, mais aussi à l'utilisation, par les moyens de transport de carburants avec plomb. En effet, dans les pays dits en développement, comme l'Algérie, les carburants contenant du plomb sont encore largement utilisés.

Des travaux conduits dans la zone minière de Djebel Hamimat, ont aussi démontré la contamination des sols et de la flore steppique présente dans cette région par le Pb. Bentellis et al. (2014) ont rapporté les teneurs suivantes en Pb dans 30 échantillons de sol : un minimum de 34 µg/g, et un maximum de 145 µg/g pour une valeur moyenne de 61.78±29.5 µg/g. L'étude, plus récente de Zekri et al. (2019) a rapporté des valeurs encore plus élevées : un minimum de 37.87 µg/g et un maximum de 1503.43 µg/g pour une moyenne de 346.21±409.11 µg/g. Nos résultats sont comparables à ces derniers puisque nous avons enregistré un minimum de 16,51 µg/g et un maximum de 1918,60 µg/g pour une moyenne de 606,58±810,28 µg/g. Il apparaît donc que cette zone est fortement contaminée par le Pb, et ceci est manifestement la conséquence des vestiges miniers qui affectent l'environnement jusqu'à présent.

#### **e. Zinc**

Les teneurs en Zn obtenus dans la présente étude varient de façon relativement importante d'une zone à une autre. En effet, nous avons enregistré les valeurs moyennes suivantes : 69,49±35,34 µg/g dans la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, 98,42±8,85 µg/g dans la zone urbaine de B'kira, 405,20±165,05 µg/g dans la zone montagneuse d'Ibn Ziad, 416,28±251,38 µg/g dans la zone minière de Djebel Hamimat, et enfin, 575,15±62,67 µg/g dans la zone industrielle d'El Hadjar. Les teneurs en Zn dans les sols étudiés suivent donc la séquence suivante :

$$\text{Zn}_{\text{El Hadjar}} > \text{Zn}_{\text{Djebel Hamimat}} > \text{Zn}_{\text{Ibn Ziad}} > \text{Zn}_{\text{B'kira}} > \text{Zn}_{\text{Ibn Badis}}$$

Comme pour les autres éléments, les teneurs moyennes mondiales en zinc considérées comme étant normales varient d'une région à une autre et d'un auteur à un autre. Ainsi,

pour Alloway (1995, 2013) cette valeur est de 55 ppm, pour Adriano (2001, 2017), cette valeur est de 64 ppm, et pour Kabata-Pendias et Pendias, et Kabata-Pendias (2001, 2010), cette valeur référence est de : 70 ppm. En prenant en considération la valeur référence la plus élevée (70 ppm), nous constatons que la contamination par le Zn a touché quatre zones sur cinq dans la présente étude.

La teneur moyenne la plus basse a été notée dans le site sub-montagneux d'Ibn Badis, avec des valeurs relativement élevée par endroits, et pouvant atteindre les 98,30  $\mu\text{g/g}$  de Zn.

Les teneurs en Zn dans le reste des zones dépassent largement les valeurs références. En effet, au niveau des zones urbaine de B'kira, et montagneuse d'Ibn Ziad, les valeurs maximales peuvent atteindre 109,72  $\mu\text{g/g}$  et 560,64  $\mu\text{g/g}$  de Zn respectivement. Les auteurs ayant investigué les zones alentours ont fait état d'une teneur moyenne en Zn de 101,96 $\pm$ 18,55 ppm dans 99 échantillons de sols investigués (Ouahrani et Gheribi-Aoulmi, 2007) ; d'un minimum de 38  $\mu\text{g/g}$ , d'un maximum de 641  $\mu\text{g/g}$ , et d'une moyenne de l'ordre de 144 $\pm$ 100  $\mu\text{g/g}$  dans 148 échantillons de sédiments provenant des Oueds du bassin Kébir-Rhumel (Sahli et al. 2011). Ou encore, d'un minimum de 73,2  $\text{mg.kg}^{-1}$ , et d'un maximum de 134  $\text{mg.kg}^{-1}$  avec une moyenne de 97,7  $\text{mg.kg}^{-1}$  de Zn (El-Hadef El-Okki et al. 2016). Ces valeurs concordent avec ceux de la présente étude et indiquent une contamination par le Zn qui pourrait avoir plusieurs sources, notamment dans la fabrication de batteries, des équipements automobile, et des appareils ménagers.

La zone minière de Djebel Hamimat est elle aussi touchée par cette contamination par le Zn vue que les teneurs en cet élément dépassent aussi les normes. Les auteurs ayant travaillé sur cette région font état d'un minimum de 92  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , d'un maximum de 324  $\mu\text{g.g}^{-1}$  et d'une moyenne de 182.46 $\pm$ 63.37  $\mu\text{g.g}^{-1}$  (Bentellis et al. 2014). Aussi, d'un minimum de 78.6  $\mu\text{g.g}^{-1}$  et d'un maximum de 455.36  $\mu\text{g.g}^{-1}$  pour une moyenne de 199.12 $\pm$ 98.94  $\mu\text{g.g}^{-1}$  de zinc dans les 24 échantillons de sol analysés (Zekri et al. 2019). Nos résultats concordent avec les leurs puisque nous avons enregistré les valeurs suivantes : un minimum de 84,67  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , et un maximum de 650,08  $\mu\text{g.g}^{-1}$  pour une moyenne de 416,28 $\pm$ 251,38  $\mu\text{g.g}^{-1}$ . Les sols contaminés par le zinc possédant un impact négatif sur les environnants qui se trouvent souvent autour des fonderies de Zn et près des sites miniers (Alloway, 2013).

C'est au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar que nous avons enregistré les teneurs les plus élevées en Zn. Benselhoub et al. (2015), ayant travaillé sur cette zone ont rapporté les teneurs moyennes en Zn suivantes : 184,79  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , 34,17  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , 22,66  $\mu\text{g.g}^{-1}$  et

14  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Mass et al. (2010) ont fait état d'un minimum de 4,7  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , d'un maximum de 258,8  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , avec une moyenne de  $67,5\pm 42,6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ .

Le zinc est naturellement présent dans tous les sols à des concentrations typiques comprises entre 10 et 105  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  mais c'est les activités humaines qui ont enrichi les couches arables de zinc avec les dépôts atmosphériques, la fertilisation et l'épandage de boues d'épuration (Adriano, 2017; Alloway, 2013). Selon Benselhoub et al. (2015), l'enrichissement en zinc dans la ville d'Annaba et dans la région d'El Bouni notamment constatés lors de leur étude, a pour raison l'exposition de ces zones aux rejets atmosphériques des industries aérotechniques (aciérie d'El Hadjar et de l'usine d'engrais phosphatés « Ferial »), ainsi que l'utilisation des produits phytosanitaires dans la plaine agricole de la Seybousse.

### **III.2.1.3.2. La fraction biodisponible**

La fraction biodisponible concerne l'ensemble des éléments principalement retenus par des liaisons électrostatiques sur les argiles, la MO et les oxydes de fer et de manganèse. Il existe un intérêt croissant pour la détermination de la fraction métallique biodisponible dans les sols, en plus des teneurs totales, lors de l'évaluation du niveau de contamination et du risque. En effet, c'est la fraction qui est réellement capable d'entrer et d'affecter les systèmes biologiques des êtres vivants, contrairement à la fraction totale (Peijnenburg et al. 2007 ; Brand et al. 2009). En comparant les teneurs pseudo-totales en ETM obtenues pour les sols avec les teneurs biodisponibles, nous constatons que la fraction pseudo-totale est nettement supérieure à la fraction biodisponible, et ce, pour tous les éléments étudiés.

#### **a. Cadmium**

Pour cet élément, les valeurs moyennes de la fraction biodisponible en Cd varient d'un minimum de :  $0,12\pm 0,06 \mu\text{g/g}$  au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat à un maximum de  $0,31\pm 0,11 \mu\text{g/g}$  au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad.

Cependant, l'écart le moins important entre la fraction pseudo-totale et la fraction biodisponible, et indiquant donc une disponibilité élevée de cet élément pour la faune et/ou la flore a été observé au niveau de la zone urbaine de B'kira, avec un taux de 87,50% ; ceci indique l'origine anthropique de cet élément dans cette zone, et prouve qu'il n'est pas lié aux particules du sol.



**b. Chrome**

Pour le chrome, les teneurs moyennes considérées comme étant biodisponibles varient d'un minimum de  $2,04 \pm 0,67$  dans la zone montagneuse d'Ibn Ziad à un maximum de  $3,41 \pm 0,51$  dans la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis. Mirchell (1964), dans son étude faite en Ecosse pour tester l'efficacité de différents agents chélatants, et où le chrome considéré comme étant biodisponible a été extrait des couches superficielles des sols arables, les résultats ont fait état de  $<0,01$  à  $1,0$  ppm de Cr biodisponible en utilisant de l'HOAc (acide acétique) et de  $0,1$  à  $4,0$  ppm de Cr biodisponible avec de l'EDTA. Nos résultats sont encore une fois comparables à ces derniers. Souvent, la forme extractible d'un oligo-élément n'est pas directement liée au contenu total dans le sol, et seule une faible fraction du Cr total dans le sol est extractible avec des agents d'extraction (Adriano, 2001).

**c. Cuivre**

Pour le cuivre, les teneurs moyennes en Cu biodisponible enregistrées dans la présente étude varient d'un minimum de  $0,56 \pm 0,15$   $\mu\text{g/g}$  dans la zone urbaine de B'kira à  $1,95 \pm 1,41$   $\mu\text{g/g}$  dans la zone industrielle d'El Hadjar. Parmi les agents chélatants utilisés pour extraire les éléments traces, les plus communément utilisés sont l'EDTA et le DTPA ; alors que le Cu total dans les sols en conditions normales varie de  $1$  à  $50$  ppm, le Cu biodisponible peut varier de seulement  $0,1$  à  $10$  ppm en fonction du type d'extractant utilisé (Adriano, 2001). Mitchell (1964), a constaté, lors de l'extraction du Cu biodisponible, avec de l'EDTA à partir de quelques échantillons de sols en Écosse, que la valeur du Cu biodisponible variait entre  $0,30$  et  $10$  ppm. Nos résultats concordent encore une fois avec ces valeurs.

**d. Plomb**

Pour cet élément, les teneurs moyennes de la fraction biodisponible enregistrées lors de cette étude varient entre un minimum de  $2,28 \pm 0,32$   $\mu\text{g/g}$  au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis et un maximum de  $27,22 \pm 40,47$   $\mu\text{g/g}$  dans la zone minière de Djebel Hamimat.

Excepté pour les résultats obtenus au niveau de la zone minière, où l'on a remarqué des teneurs assez élevées en Pb biodisponible par endroit, les résultats obtenus pour les autres zones et éléments se rapprochent relativement de ceux recueillis par Reaves et Berrow (1984). En effet, ces derniers ont rapporté, pour les sols écossais, une teneur moyenne en Pb biodisponible de  $0,24$  ppm, dans un intervalle de  $0,016$  à  $3,4$  ppm.

### e. Zinc

Pour le zinc, les concentrations moyennes considérées comme étant biodisponibles varient entre un minimum de  $1,98 \pm 1,67 \mu\text{g/g}$  enregistré au niveau du site sub-montagneux d'Ibn Badis, à un maximum de  $11,79 \pm 5,45 \mu\text{g/g}$  enregistré dans la zone industrielle d'El Hadjar. Encore une fois, les quantités extraites ne représentent qu'une infime fraction de la teneur pseudo-totale en zinc. En voulant estimer le Zn biodisponible, Stewart et Berger, (1965) ont trouvé les valeurs moyennes suivantes : 0,81 ppm et 4,5 ppm pour une teneur totale en Zn dans les sols étudiés de 55,2 ppm. Aussi, Trierweiler et Lindsay, (1969), en utilisant divers agents extractants pour estimer la fraction réellement assimilables pour les organismes vivants, ont rapporté des valeurs moyennes de 5 ppm, 1,6 ppm et 1 ppm de Zn biodisponible dans des sols contenant une teneur pseudo-totale de 59 ppm.

#### III.2.1.4. Influence des paramètres physico-chimiques du sol sur les teneurs en ETM pseudo-totales et biodisponibles

Afin de faire ressortir les relations qui pourraient exister entre les paramètres physico-chimiques du sol et les teneurs en ETM pseudo-totales et biodisponibles, nous avons effectué des corrélations entre les différentes variables analysées. Ces dernières permettent d'établir l'origine des éléments concernés, et d'estimer la représentativité des analyses. Les propriétés physico-chimiques des sols influencent la spéciation des ETM et conditionnent généralement leur solubilité, leur mobilité ainsi que leur toxicité vis-à-vis des organismes, la disponibilité des ETM pour les êtres vivants ainsi que leur écotoxicité dépendent aussi de leurs interactions avec les fractions organiques et/ou minérales du sol (Bonnard, 2010). Les résultats des corrélations établies entre les paramètres physico-chimiques des sols et les teneurs en ETM pseudo-totales et biodisponibles sont récapitulés dans les tableaux 40, 41, 42, 43 et 44. Notons que seules les corrélations positives significatives sont prises en considération.

Le tableau 40 représente l'ensemble des corrélations qui existent entre les paramètres physico-chimiques mesurés dans le sol, et les teneurs en ETM pseudo-totales et biodisponibles enregistrées au niveau des sols de la zone urbaine de B'kira. L'examen de ce dernier montre que :

- Le  $\text{Cd}_{\text{total}}$  est corrélé au pH ainsi qu'à l'azote total ;
- Le  $\text{Cd}_{\text{biodisponible}}$  est corrélé au pH, au calcaire total, à l'azote total, ainsi qu'à la fraction sablonneuse ;
- Le  $\text{Cr}_{\text{total}}$  est corrélé à la capacité d'échange cationique ;

- Le  $Cr_{\text{biodisponible}}$  est corrélé aux fractions argileuse et limoneuse ;
- Le  $Cu_{\text{total}}$  est corrélé aux fractions argileuse et limoneuse ;
- Le  $Cu_{\text{biodisponible}}$  est corrélé aux fractions argileuse et limoneuse ;
- Enfin, le  $Pb_{\text{total}}$  et le  $Pb_{\text{biodisponible}}$ , ainsi que le  $Zn_{\text{total}}$  et le  $Zn_{\text{Biodisponible}}$  sont corrélés avec le taux de calcaire total dans le sol.

**Tableau 40** : Matrice de corrélations entre paramètres physico-chimiques et les teneurs en ETM des sols-Zone urbaine de B'kira

	$Cd_T$	$Cd_{Bd}$	$Cr_T$	$Cr_{Bd}$	$Cu_T$	$Cu_{Bd}$	$Pb_T$	$Pb_{Bd}$	$Zn_T$	$Zn_{Bd}$
<b>pH</b>	0,58*	0,54*	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CE</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>MO</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CO</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CT</b>	-	0,85***	-	-	-	-	0,62**	0,60**	0,64**	0,55*
<b>N</b>	0,62**	0,83***	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CEC</b>	-	-	0,52*	-	-	-	-	-	-	-
<b>A</b>	-	-	-	0,60**	0,69**	0,80***	-	-	-	-
<b>L</b>	-	-	-	0,60**	0,69**	0,80***	-	-	-	-
<b>S</b>	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-

\* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,01$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$

Le tableau 41 représente l'ensemble des corrélations qui existent entre les paramètres physico-chimiques du sol, et les teneurs en ETM pseudo-totales et biodisponibles au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar. En analysant ce dernier, il apparaît que :

- Le  $Cd_{\text{total}}$  est corrélé au pH et à la fraction limoneuse ;
- Le  $Cd_{\text{biodisponible}}$  est corrélé à la capacité d'échange cationique ;
- Le  $Cu_{\text{total}}$  et le  $Zn_{\text{total}}$  corrélé à la conductivité électrique ;
- Le  $Cu_{\text{biodisponible}}$ , le  $Pb_{\text{total}}$  et le  $Zn_{\text{biodisponible}}$  sont corrélés à la fraction limoneuse ;
- Enfin, le  $Pb_{\text{biodisponible}}$  est corrélé à la matière organique et au carbone organique.

**Tableau 41** : Matrice de corrélations entre paramètres physicochimiques et les teneurs en ETM des sols-Zone industrielle El Hadjar

	$Cd_T$	$Cd_{Bd}$	$Cr_T$	$Cr_{Bd}$	$Cu_T$	$Cu_{Bd}$	$Pb_T$	$Pb_{Bd}$	$Zn_T$	$Zn_{Bd}$
<b>pH</b>	0,54*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CE</b>	-	-	-	-	0,46*	-	-	-	0,64**	-
<b>MO</b>	-	-	-	-	-	-	-	0,63**	-	-
<b>CO</b>	-	-	-	-	-	-	-	0,63**	-	-
<b>CT</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>N</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CEC</b>	-	0,53*	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>A</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>L</b>	0,90***	-	-	-	-	0,43*	0,57*	-	-	0,41*
<b>S</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

\* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,01$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$

Le tableau 42 représente l'ensemble des corrélations qui existent entre les paramètres physico-chimiques mesurés dans le sol, et les teneurs en ETM pseudo-totales et biodisponibles enregistrées au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis.

D'après l'analyse de ce dernier, il apparaît que :

- Le  $Cd_{total}$ , le  $Cd_{biodisponible}$ , ainsi que  $Cu_{biodisponible}$  sont corrélés à la fraction limoneuse ;
- Le  $Cr_{total}$  et le  $Pb_{biodisponible}$  sont corrélés à la fraction argileuse ;
- Le  $Cu_{total}$  est corrélé à la conductivité électrique, au calcaire total, à la capacité d'échange cationique, ainsi qu'à la fraction sablonneuse ;
- Le  $Pb_{total}$  est corrélé au pH, au calcaire total, à la capacité d'échange cationique, ainsi qu'à la fraction sablonneuse ;
- Le  $Zn_{total}$  est corrélé à la matière organique, au carbone organique, au calcaire total, ainsi qu'à la fraction sablonneuse ;
- Enfin, le  $Zn_{biodisponible}$  est corrélé avec tous les paramètres physico-chimiques sauf les fractions argileuse et limoneuse.

**Tableau 42** : Matrice de corrélations entre paramètres physicochimiques et les teneurs en ETM des sols-Zone sub-montagneuse Ibn Badis

	$Cd_T$	$Cd_{Bd}$	$Cr_T$	$Cr_{Bd}$	$Cu_T$	$Cu_{Bd}$	$Pb_T$	$Pb_{Bd}$	$Zn_T$	$Zn_{Bd}$
<b>pH</b>	-	-	-	-	-	-	0,41*	-	-	0,95***
<b>CE</b>	-	-	-	-	0,44*	-	-	-	-	0,61**
<b>MO</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,72***	0,40*
<b>CO</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,72***	0,40*
<b>CT</b>	-	-	-	-	0,56*	-	0,40*	-	0,48*	0,75***
<b>N</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,46*
<b>CEC</b>	-	-	-	-	0,41*	-	0,64**	-	-	0,85***
<b>A</b>	-	-	0,60**	-	-	-	-	0,61**	-	-
<b>L</b>	0,53*	0,46*	-	-	-	0,55*	-	-	-	-
<b>S</b>	-	-	-	-	0,83***	-	0,63**	-	0,47*	0,53*

\* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,01$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$

Le tableau 43 représente l'ensemble des corrélations qui existent entre les paramètres physico-chimiques mesurés dans le sol, et les teneurs en ETM pseudo-totales et biodisponibles enregistrées au niveau de la montagneuse d'Ibn Ziad. En analysant le tableau 43, on remarque ce qui suit :

- Le  $Cd_{total}$  et le  $Cd_{biodisponible}$  sont corrélés à la capacité d'échange cationique et à la fraction limoneuse ;
- Le  $Cr_{total}$  est corrélé à la capacité d'échange cationique ;
- Le  $Cr_{biodisponible}$  est corrélé à la conductivité électrique et aux limons ;
- Le  $Cu_{total}$  est corrélé au pH, à la matière organique, au carbone organique et à l'azote total ;
- Le  $Cu_{biodisponible}$  est corrélé au pH et à l'azote total ;
- Le  $Pb_{total}$  est corrélé à l'azote total et à la capacité d'échange cationique ;
- Le  $Pb_{biodisponible}$  est corrélé à la fraction limoneuse ;
- Le  $Zn_{total}$  est corrélé à l'azote total et à fraction limoneuse ;
- Enfin, le  $Zn_{biodisponible}$  est corrélé au pH.

**Tableau 43** : Matrice de corrélations entre paramètres physicochimiques et les teneurs en ETM des sols-Zone montagneuse Ibn Ziad

	$Cd_T$	$Cd_{Bd}$	$Cr_T$	$Cr_{Bd}$	$Cu_T$	$Cu_{Bd}$	$Pb_T$	$Pb_{Bd}$	$Zn_T$	$Zn_{Bd}$
<b>pH</b>	-	-	-	-	0,59*	0,52*	-	-	-	0,50*
<b>CE</b>	-	-	-	0,73***	-	-	-	-	-	-
<b>MO</b>	-	-	-	-	0,58*	-	-	-	-	-
<b>CO</b>	-	-	-	-	0,58*	-	-	-	-	-
<b>CT</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>N</b>	-	-	-	-	0,90***	0,69**	0,54*	-	0,55*	-
<b>CEC</b>	0,43*	0,82***	0,60**	-	-	-	0,44*	-	-	-
<b>A</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>L</b>	0,50*	0,41*	-	0,94***	-	-	-	0,65**	0,49*	-
<b>S</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

\* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,01$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$

Le tableau 44 représente l'ensemble des corrélations qui existent entre les paramètres physico-chimiques mesurés dans le sol, et les teneurs en ETM pseudo-totales et biodisponibles enregistrées au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat. En se référant à ce dernier, on remarque que :

- Le  $Cd_{total}$ , le  $Pb_{total}$  ainsi que le  $Pb_{biodisponible}$  sont corrélés à la matière organique et au carbone organique ;
- Le  $Cd_{biodisponible}$  et le  $Zn_{total}$  sont corrélés au pH, à la conductivité électrique, à la matière organique, au carbone organique et au calcaire total ;
- Le  $Cr_{total}$  et le  $Cu_{total}$  sont corrélés au pH ainsi qu'à la CEC, et les fractions argileuse et limoneuse ;
- Le  $Cr_{biodisponible}$  est corrélé à la fraction sablonneuse ;

- Le Cu biodisponible est corrélé à la conductivité électrique, à la matière organique, au carbone organique ainsi qu'à la fraction sablonneuse ;
- le Zn biodisponible sont corrélés au pH, à la conductivité électrique, à la matière organique, au carbone organique et au calcaire total et à l'azote total.

**Tableau 44** : Matrice de corrélations entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs en ETM des sols-Zone minière Djebel Hamimat

	Cd <sub>T</sub>	Cd <sub>Bd</sub>	Cr <sub>T</sub>	Cr <sub>Bd</sub>	Cu <sub>T</sub>	Cu <sub>Bd</sub>	Pb <sub>T</sub>	Pb <sub>Bd</sub>	Zn <sub>T</sub>	Zn <sub>Bd</sub>
<b>pH</b>	-	0,60**	0,57*	-	0,55*	-	-	-	0,58*	0,52*
<b>CE</b>	-	0,73***	-	-	-	0,59*	-	-	0,45*	0,83***
<b>MO</b>	0,62**	0,63**	-	-	-	0,79***	0,67**	0,64**	0,72***	0,60**
<b>CO</b>	0,62**	0,63**	-	-	-	0,79***	0,67**	0,64**	0,72***	0,60**
<b>CT</b>	-	0,52*	-	-	-	-	-	-	0,52*	0,48*
<b>N</b>	-	-	-	-	-	0,82***	-	-	-	0,40*
<b>CEC</b>	-	-	0,77***	-	0,68**	-	-	-	-	-
<b>A</b>	-	-	0,75***	-	0,49*	-	-	-	-	-
<b>L</b>	-	-	0,75***	-	0,49*	-	-	-	-	-
<b>S</b>	-	-	-	0,48*	-	0,87***	0,52*	-	-	-

\* : p < 0,05 ; \*\* : p < 0,01 ; \*\*\* : p < 0,001

### III.2.1.5. Discussion des corrélations entre paramètres physico-chimiques et teneurs en ETM

De nombreuses transformations chimiques et physico-chimiques ont lieu dans la solution du sol. Cette dernière conditionne la biodisponibilité des éléments chimiques, notamment les ETM, et assure leur transfert dans les eaux et l'atmosphère *via* les différents processus auxquelles elle participe. Les propriétés physico-chimiques des sols étudiés présentent des variations relativement importantes d'une zone à une autre.

Les résultats obtenus quant à la mesure du pH des sols montrent que les sols des zones montagneuses et sub-montagneuses sont neutres, tandis que ceux de la zone urbaine, industrielle et minière sont alcalins, avec des tendances neutres par endroit. La variation du pH, qu'elle soit naturelle ou anthropique, est un facteur déterminant sur la mobilité des ETM. En effet, elle régit la spéciation des métaux, leur solubilité, leur transport et leur biodisponibilité éventuelle dans la solution du sol, elle affecte aussi les processus d'adsorption et/ou de désorption (John et Leventhal, 1995). L'abaissement du pH favorise la mobilité des ETM, notamment par la mise en solution des sels métalliques, ou encore, la destruction de la phase de rétention (Perrono, 1999).

Plusieurs métaux tels que le Fe, l'Al, le Cu, le Zn et le Cd peuvent être précipités sous forme d'hydroxydes sous pH neutre à alcalin (Hooda, 2013). Selon Adriano (2017, 2001) ; Alloway (2013) ; Hooda (2010) et Kabata-Pendias (2010), pour le Cd, il est recommandé que le pH du sol soit maintenu à un niveau de référence de 6,5 ou plus sur les terres

recevant des fertilisants contenant du cadmium. En règle générale, l'absorption du Cd par les plantes augmente presque toujours avec une diminution du pH. Pour le Cr, ce paramètre affecte la solubilité des formes du Cr et donc sa sorption par les sols et sa biodisponibilité pour les plantes et donc pour les êtres vivants, ainsi, son adsorption diminue avec l'augmentation du pH. La solubilité et la biodisponibilité du Cu pour les plantes et donc les êtres vivants dépendent aussi du pH des sols, ainsi, sa biodisponibilité est considérablement réduite à un pH neutre, et facilement disponible à un pH inférieur à 6, en particulier à pH = 5. La toxicité du Pb est inversement proportionnelle au pH du sol, c'est-à-dire que cet élément est biodisponible lorsque les valeurs du pH sont inférieures à 7. Comme pour les autres ETM, La solubilité et la phytodisponibilité du zinc est inversement lié au pH du sol.

Cependant, les éléments existants en tant qu'anions, par exemple l'As, le Mo, le Se, le Cr(VI), sont plus mobiles en conditions alcalines (Hooda, 2013), l'existence d'une corrélation significative entre la fraction pseudo-totale du Cr et le pH alcalin au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat (tab. 44) pourrait expliquer les teneurs relativement élevées en Cr au niveau de ce site minier.

La présence du Cd dans des sols riches en chlorures conduit à la formation du complexe  $\text{CdCl}^+$  qui est soluble dans la solution du sol même si ces derniers sont alcalins (Li et al. 1994). La corrélation significative et/ou très significatives existantes entre les teneurs pseudo-totales et biodisponible en Cd, surtout au niveau des zones industrielle d'El Hadjar, et urbaine de B'kira (tab. 40 et 41), et le pH alcalin au niveau de ces zones suggère que le cadmium se trouve, éventuellement, sous cette forme soluble.

Selon Hooda (2010), à un pH alcalin, ce sont les complexes hydroxyle anioniques ( $\text{Cu}(\text{OH})_3^-$ ,  $\text{Cu}(\text{OH})_4^{2-}$ ) qui sont les espèces chimiques de Cu dominantes dans la solution du sol. Aussi, la solubilité du carbonate de cuivre ( $\text{CuCO}_3$ ) constitue la forme inorganique soluble dominante du Cu dans les solutions des sols neutres et alcalines (Hooda, 2010). L'existence de corrélations significatives entre la fraction pseudo-totale du Cu et le pH neutre et/ou basique au niveau des zones d'Ibn Ziad, et de Djebel Hamimat (tab. 43 et 44) suppose que cet élément est sous cette forme soluble, d'où ses teneurs relativement élevées.

Selon Tiller (1972), la fraction labile en Zn varie d'un sol à l'autre, avec une labilité généralement plus faible dans les sols alcalins que dans les sols acides. Mais d'après Kabata-Pendias (2011), il existe deux mécanismes différents de sorption du Zn : le premier en milieu acide, lié à des sites d'échange de cations, et l'autre en milieu alcalin fortement

influencé par les ligands organiques. L'existence de corrélations significatives, voir, très significatives entre les fractions pseudo-totales et biodisponibles en Zn au niveau des zones minière, montagneuse et sub montagneuse (tab. 42, 43 et 44) et le pH neutre ou alcalin au niveau de ces zones laisse supposer que cet enrichissement plus ou moins important en Zn au niveau de ces sols est influencé par les ligands organiques.

Selon Alloway (2013), le plomb dans les sols existe principalement à l'état d'oxydation +2. Dans les sols alcalins, la solubilité peut augmenter en raison de la formation de complexes solubles de Pb-organique et de Pb-hydroxy (McBride, 1994). La présence de corrélations significative entre les teneurs pseudo-totales en Pb et le pH neutre à légèrement alcalin par endroit au niveau de ce site sub-montagneux laisse présumer qu'il y a formations de ces complexes solubles de Pb.

Comme pour l'acidité, la salinité des sols est identifiée et quantifiée à partir de la composition ionique de la solution du sol (Calvet, 2013). Les résultats obtenus quant à la mesure de ce paramètre montrent que les sols des zones urbain, industrielle et sub-montagneuse sont non salins, tandis que ceux des zones montagneuse et minière sont caractérisés par une salinité très faible. La mobilité et la biodisponibilité des ETMs dans le sol est régit par plusieurs facteurs, parmi lesquels, la salinité du sol. Une étude faite sur des pommes de terre cultivées au sud de l'Australie, a démontré que les tubercules de ces dernières contenaient des teneurs très élevées en Cd (jusqu'à 1500 mg.kg<sup>-1</sup>), qui étaient dues à la salinité de l'eau d'irrigation utilisée (McLaughlin et al. 1994). Cette relation entre l'augmentation relativement importante de la salinité dans la solution du sol et la biodisponibilité des ETM est surtout confirmée pour les fractions pseudo-totales en Cu et en Zn au niveau de la zone industrielle d'El-Hadjar, la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, ainsi que la zone minière de Djebel Hamimat, mais aussi pour les fractions de Cd, Cr et Zn biodisponibles pour les zones d'Ibn Badis, Ibn Ziad et Djebel Hamimat.

Concernant la matière organique du sol ou MO, c'est la matière qui provient directement de la décomposition des plantes et des animaux, elle est considérée comme le support de la microfaune et de la microflore les plus importantes du sol (Hazelton et Murphy, 2007). *Via* sa décomposition et ses interactions avec les autres composantes du sol, elle est en grande partie responsable de la stabilité physique et de la fertilité chimique des sols (Allison 1973, Charman et Roper 2007). Les résultats obtenus lors de l'analyse de ce paramètre indiquent que les sols de la zone urbaine sont modérément riches en MO, les sols des zones industrielle, montagneuse et sub-montagneuse possèdent un taux élevé en MO, et que les sols de la zone minière sont très riches en MO. Il est à noter que cette dernière influence de



manière significative le comportement de nombreux ETMs dans le sol, notamment le fer, le cuivre et le plomb (Hooda, 2010). Elle possède à la fois, la propriété d'échange de cations, et la capacité de chélation (Adriano, 2001). Donc, si les sols sont très riches en MO, les ETMs peuvent être retenus sous forme échangeable ou à l'état de complexes dans le sol, ce qui facilitera leur biodisponibilité. L'étude des corrélations existantes entre les fractions pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les zones investiguées a confirmé cette relation ETM-Matière organique/carbone organique puisque cette corrélation est hautement significative pour le  $Pb_{\text{biodisponible}}$  au niveau d'El Hadjar. En effet, cet élément est très souvent fortement lié aux matières humiques, et aux oxydes de fer dans les sols, il est cependant immobile dans les sols, sauf s'il est présent à des concentrations très élevées (Alloway, 2013). Cette corrélation est aussi valable pour le  $Zn_{\text{total}}$  et le  $Zn_{\text{biodisponible}}$  au niveau d'Ibn Badis, pour le  $Cu_{\text{total}}$  au niveau d'Ibn Ziad, qui, est sans, doute présent à l'état divalent ( $Cu^{2+}$ ), et présente une forte affinité avec la matière organique (Alloway, 2013), et pour toutes les fractions de tous les métaux (excepté le  $Cu_{\text{total}}$  et le  $Cr_{\text{total}}$  et biodisponible). Les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des ETMs, soit par adsorption, soit par précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, ou encore par insertion dans le réseau de  $CaCO_3$  (Perrono, 1999). Les taux de carbonates de calcium obtenus lors de l'analyse de l'ensemble des sols étudiés sont modérés, ils varient tous entre 5% et 25%, ceci pourrait donc affecter le comportement des ETMs dans ces sols. En effet, un taux élevé en carbonates rend le milieu favorable à la fixation des ETM grâce à des phénomènes comme la précipitation par exemple (Alloway, 1995). L'étude des corrélations existantes entre les fractions pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les zones investiguées a confirmé cette relation : teneurs relativement élevées en ETM et taux modérés en  $CaCO_3$  surtout pour : les fractions pseudo-totales de Pb et de Zn, et les fractions biodisponibles de Cd, de Pb et de Zn au niveau de la zone de B'kira. Aussi pour les fractions pseudo-totales de Cu, de Pb et de Zn, et biodisponible en Zn dans la zone d'Ibn Badis, et enfin, pour le Cd biodisponible et les deux fractions de Zn au niveau de la zone de Djebel Hamimat.

L'azote se trouve dans toutes les fractions des matières organiques du sol, dans des composés très divers, libres ou liés aux minéraux et aux substances humiques, sa quantité dans le sol dépend de plusieurs facteurs : le temps, la végétation, le climat, le type de sol et les modalités d'utilisation des sols (Calvet, 2013). Les analyses de ce paramètre montrent que les sols sont faiblement à moyennement riches en azote. Comme ce dernier est lié aux fractions de la matière organique du sol, il pourra retenir ou complexer les ETMs dans le

sol. Les corrélations significatives, voir, très significatives qui existent entre les fractions pseudo-totales et biodisponibles des ETM et les taux relativement importants en azote ont permis de mettre en évidence cette relation. Citons par exemple les corrélations significatives qui existent entre les deux fractions (pseudo-totales et biodisponible) du Cd dans la zone de B'kira, les corrélations très significatives entre les fractions pseudo-totales du Cu, Pb et Zn et biodisponible du Cu dans la zone d'Ibn Ziad (tab. 43)

Les résultats obtenus concernant la capacité d'échange cationique des sols indiquent qu'elle est modérée à très élevée, elle conditionne des processus très importants, notamment la nutrition minérale des végétaux et la rétention des polluants (Calvet, 2013). Elle fournit aussi un effet tampon aux changements de pH, des nutriments disponibles, des niveaux de calcium et des changements structurels du sol (Hazelton et Murphy, 2007). C'est une grandeur qui sert à apprécier la qualité globale des sols. Les résultats obtenus montrent que les sols étudiés sont dotés d'une CEC modérée à très élevée, ceci traduit leur capacité éventuelle à retenir les cations, et en conséquence les ETMs. Ceci est confirmé par l'étude des corrélations entre la CEC et les teneurs en ETM, dans la zone de B'kira où le  $C_{r\text{total}}$  est positivement corrélé à la CEC, dans la zone d'El Hadjar, où ce paramètre est corrélé au  $Cd_{\text{biodisponible}}$ , dans la zone d'Ibn Badis, où il est corrélé à la fraction pseudo-totale du Cu et du Pb, dans la zone d'Ibn Ziad, où la CEC est corrélée aux fractions pseudo-totale du Cd, Cu et Pb et à la fraction biodisponible du Cd. Et enfin, au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat où la CEC est corrélée de façon très significative aux teneurs pseudo-totales en Cu et Cr.

Les propriétés physiques, mécaniques et hydriques des sols dépendent d'une manière ou d'une autre de leur composition granulométrique. En analysant la granulométrie des sols étudiés, nous constatons qu'ils varient entre les classes texturales suivantes : argileuse, argilo-limoneuse, ou encore, limono-argileuse. Le point commun entre ces textures c'est la présence relativement importante d'argiles, ce qui traduit une forte capacité de rétention d'eau, et donc beaucoup d'humidité, mais aussi une adsorption potentielle d'ETMs.

#### **III.2.1.6. Évaluation des niveaux de contamination par les ETM et des risques écologiques**

Avec la prise de conscience environnementale, la compréhension des conséquences sanitaires et écologiques que peuvent avoir les teneurs excessives en ETMs dans les sols, ainsi que la nécessité de mieux comprendre leur comportement et leur devenir dans l'environnement, de nouvelles approches sont apparues. L'objectif de ces dernières est de

fournir une évaluation appropriée de la qualité des sols, et dans la mesure du possible, d'arrêter leur dégradation progressive. Il est à noter que l'analyse de la teneur totale en ETMs dans le sol ne fournit pas d'informations complètes sur le degré de contamination du sol, en conséquence, elle ne peut toujours pas être une méthode d'évaluation fiable et suffisante pour une appréciation exhaustive de la qualité du sol (Hong-gulet al. 2012; Kowalska et al. 2018).

De nombreuses études géochimiques ont contribué à la création d'indices mono et pluri-élémentaires pouvant être utilisées pour évaluer la qualité du sol. Ces indices ont, d'abord, été utilisés pour l'évaluation de la qualité des sédiments des cours d'eau, et l'un des premiers indices, l'Igéo ou indice de géoaccumulation, a été développé par Müller (1969). Ensuite, ils ont été adaptés, et utilisés pour l'évaluation de la qualité des sols. Ainsi, les indices de pollution peuvent être considérés comme un outil et un guide pour une évaluation géochimique complète de l'état de santé du sol (Mazurek et al. 2017). Ils permettent souvent de déterminer si l'accumulation de ces derniers est due à un processus naturel, ou le résultat d'activités anthropiques.

Dans cette étude, et en plus de la détermination des teneurs en ETMs dans les sols (pseudo-totales et biodisponibles), nous nous sommes proposés d'évaluer la qualité réelle des sols étudiés en utilisant des indices mono et pluri-élémentaires. Ces indices ont été calculés par rapport aux teneurs métalliques moyennes et références admises dans le monde, établies par (Kabata-Pendias, 2010). Les données analytiques obtenues précédemment ont été utilisées pour le calcul d'indices mono-élémentaires comme : l'indice de géoaccumulation ( $I_{géo}$ ), le facteur de contamination ( $C_f$ ), le facteur d'enrichissement (EF), et d'indices pluri-élémentaires comme : le degré de contamination ( $C_d$ ), l'indice de charge polluante (PLI), et enfin, l'indice de risque écologie potentiel (PERI).

### III.2.1.6.1. Indices mono élémentaires

#### a. Indice de géoaccumulation ( $I_{géo}$ )

Cet indice mono-élémentaire permet l'évaluation des niveaux de contamination dans le sol pour chaque ETM. C'est un indice simple et précis, qui implique l'utilisation d'un facteur de correction (1,5) pour réduire les variations possibles causées par d'éventuels effets lithogènes. Il est calculé selon l'équation suivante (Taylor and McLennan, 1995) :

$$I_{géo} = \log_2 \left[ \frac{C_x}{1,5 (C_{refx})} \right]$$

Où :

- $I_{géo}$  : est l'indice de géoaccumulation ;
- $C_x$  : est la teneur de l'élément x dans un échantillon du sol ;
- $C_{réf\ x}$  : est le bruit de fond géochimique pour cet élément x.

Müller (1981) a proposé 7 classes pour interpréter cet indice. Ces dernières sont récapitulées dans le tableau 45

**Tableau 45** : Classes de contamination des sols en fonction de l'indice de géoaccumulation (Müller, 1981).

Classe	Valeurs	Interprétation
1	$I_{géo} < 0$	Non contaminé
2	$0 < I_{géo} < 1$	Non contaminé à modérément contaminé
3	$1 < I_{géo} < 2$	Modérément contaminé
4	$2 < I_{géo} < 3$	Contamination modérée à élevée
5	$3 < I_{géo} < 4$	Contamination élevée
6	$4 < I_{géo} < 5$	Contamination élevée à extrêmement élevée
7	$I_{géo} > 5$	Contamination extrêmement élevée

Les résultats relatifs au calcul de cet indice sont représentés par des histogrammes dans la figure 75. D'après cette dernière, les indices de géoaccumulation obtenus pour la zone de B'kira sont tous négatifs, et ce quel que soit l'élément. Cette zone urbaine est donc considérée comme étant non contaminée par les ETM analysés. Nous avons enregistré la séquence suivante pour cette zone :

$$I_{géo\ Cd} < I_{géo\ Cu} < I_{géo\ Cr} < I_{géo\ Pb} < I_{géo\ Zn}$$

Au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar, nous avons enregistré deux classes de contamination. En effet, avec des valeurs d' $I_{géo}$  inférieures à zéro, la zone industrielle d'El Hadjer est considérée comme étant non contaminée par le Cd, le Cr et le Cu. Cependant, avec des valeurs d' $I_{géo}$  de l'ordre de 2,24 et de 2,45 pour le Pb et le Zn, ce site est considéré comme étant modérément contaminé par le Pb et le Zn. Ainsi, les valeurs d' $I_{géo}$  pour cette zone suivent l'ordre de croissance suivant :

$$I_{géo\ Cr} < I_{géo\ Cu} < I_{géo\ Cd} < I_{géo\ Pb} < I_{géo\ Zn}$$

Pour la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, et comme pour la zone urbaine de B'kira, nous avons enregistré des valeurs négatives de l' $I_{géo}$ , et ce, pour tous les éléments analysés. Cette zone est donc considérée comme étant non contaminée par les ETM analysés au cours de cette étude. Les valeurs de l' $I_{géo}$  au niveau de ce site sub-montagneux suivent l'ordre suivant :

$$I_{géo\ Zn} < I_{géo\ Cu} < I_{géo\ Pb} < I_{géo\ Cr} < I_{géo\ Cd}$$

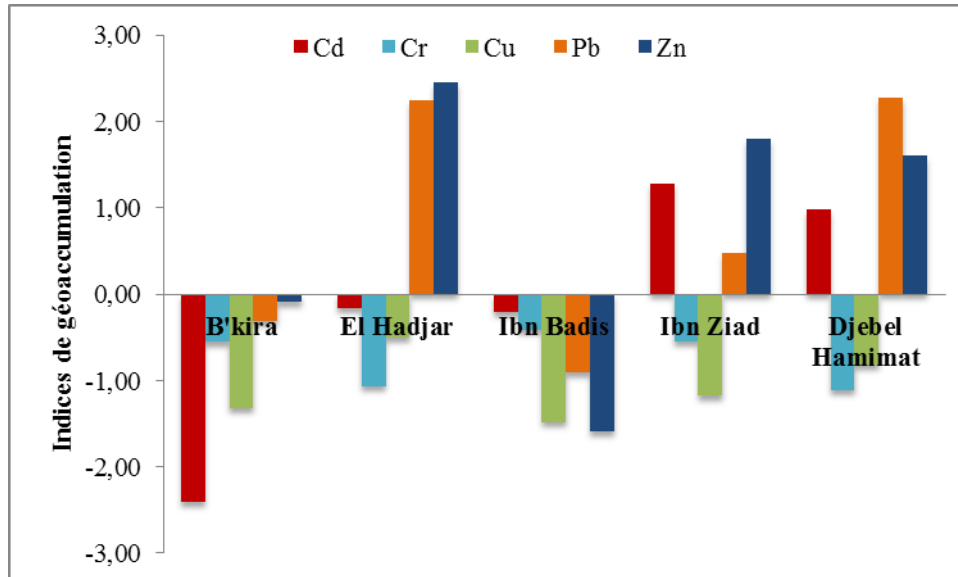
Au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad, nous avons enregistré 3 classes de contamination, avec des  $I_{géo}$  détenus par les éléments Cr et Cu, et donc, indiquant une

absence de contamination par ces derniers. Ensuite, avec un  $I_{géo}$  compris entre 0 et 1, cette zone montagneuse est considérée comme étant non contaminée à modérément contaminée par le Pb. Enfin, avec des  $I_{géo}$  compris entre 1 et 2, cette zone est considérée comme étant modérément contaminée par le Cd et le Zn. La séquence enregistrée au niveau de la zone d'Ibn Ziad est la suivante :

$$I_{géo\ Zn} > I_{géo\ Cd} > I_{géo\ Pb} > I_{géo\ Cr} > I_{géo\ Cu}$$

Enfin, au niveau du site minier de Djebel Hamimat, nous avons enregistré 4 classes de contamination. La première, représentée par des valeurs d' $I_{géo}$  inférieures à 0, indiquant donc une absence de contamination par le Cr et le Cu. La deuxième classe, représentée par une valeur d' $I_{géo}$  comprise entre 0 et 1, et indiquant une absence de contamination, voir une contamination modérée par le Cd. La troisième classe, représentée par une valeur d' $I_{géo}$  comprise entre 1 et 2, et indiquant une contamination modérée par le Zn. et enfin, la quatrième classe, représentée par un  $I_{géo}$  compris entre 2 et 3, et indiquant une contamination modérée à élevée par le Pb. La séquence enregistrée pour les  $I_{géo}$  au niveau de cette zone est :

$$I_{géo\ Zn} > I_{géo\ Pb} > I_{géo\ Cd} < I_{géo\ Cu} < I_{géo\ Cr}$$



**Figure 75 :** Distribution spatiale des indices de géoaccumulation moyens des sols étudiés.

#### b. Facteur de contamination $C_f$

Le facteur de contamination, désigné  $C_f$  est un indice mono-élémentaire, c'est le ratio entre la teneur totale en un seul ETM d'un sol donné et la teneur de référence de ce même élément ; il est calculé selon l'équation suivante (Hakanson, 1980) :

$$C_f = C_x / C_{réf.x}$$

Pour l'interprétation de cet indice, Hakanson, (1980) a établi 4 classes qui sont récapitulées dans le tableau 46.

**Tableau 46 :** Classes de contamination des sols en fonction du facteur de contamination (Hakanson, 1980).

Classe	Valeurs	Interprétation
1	$C_f < 1$	Faible contamination
2	$1 \leq C_f < 3$	Contamination modérée
3	$3 \leq C_f < 6$	Contamination considérable
4	$C_f \geq 6$	Contamination très élevée

Les résultats relatifs au calcul de ce facteur sont représentés par des histogrammes dans la figure 76. Pour la zone de B'kira, nous avons enregistré deux classes de contamination. La première, avec des  $C_f$  inférieurs à 1, et qui sont de l'ordre de 0,40 et 0,60, indiquant que cette zone urbaine est considérée comme étant faiblement contaminée par le Cd et le Cu. Ensuite, les valeurs moyennes de  $C_f$  compris entre 1 et 3 indiquent une contamination modérée par le Cr, le Pb et le Zn.

La séquence enregistrée pour les  $C_f$  calculés pour la zone urbaine est la suivante :

$$C_{fCd} < C_{fCu} < C_{fCr} < C_{fPb} < C_{fZn}$$

Au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar, nous avons enregistré trois classes de contamination. La première représentée par une valeur inférieure à 1 (de l'ordre de 0,86), et indiquant une faible contamination par le Cr. La deuxième, représentée par deux valeurs moyennes de  $C_f$  comprises entre 1 et 3, et indiquant une contamination modérée par le Cu et le Cd. Enfin, deux valeurs moyennes de  $C_f$  nettement supérieures à 6 (de l'ordre de 7,47 et 8,22), et indiquant une contamination très élevées par le Pb et le Zn. La séquence enregistrée pour les éléments étudiés est la suivante :

$$C_{fCr} < C_{fCu} < C_{fCd} < C_{fPb} < C_{fZn}$$

Au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, nous avons enregistré deux classes de contamination : la première, représentée par des valeurs moyennes de  $C_f$  inférieures à 1 (de l'ordre de 0,54, 0,81 et 0,99) et indiquant une faible contamination par le Cu, le Pb et le Zn. la deuxième, représentée par des valeurs moyennes de  $C_f$  comprises entre 1 et 3 (de l'ordre de 1,32 et 1,13), indiquant une contamination modérée par le Cd et le Cr. La séquence enregistrée pour ce site est :

$$C_{fCu} < C_{fPb} < C_{fZn} < C_{fCr} < C_{fCd}$$

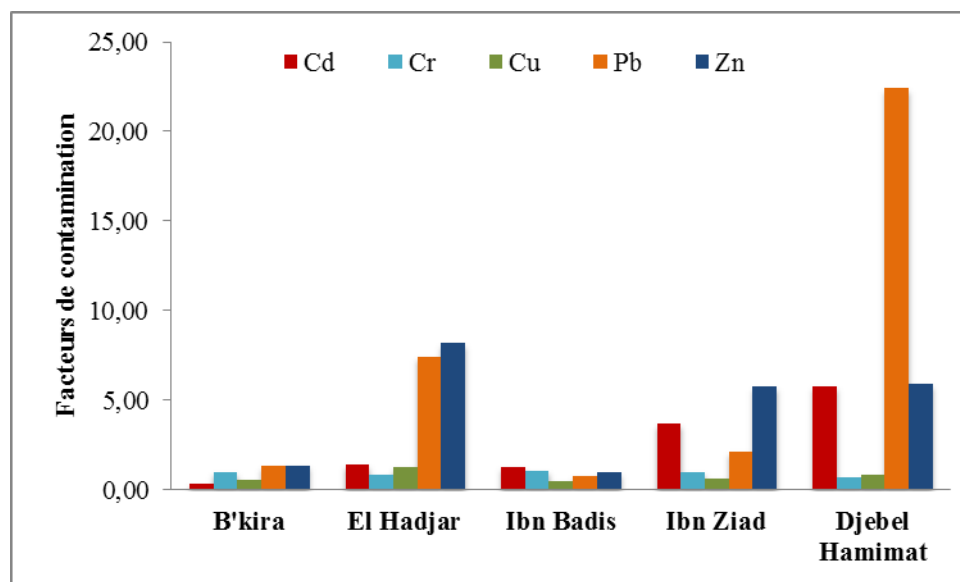
Concernant la zone montagneuse d'Ibn Ziad, les valeurs moyennes du  $C_f$  nous ont permis de distinguer trois classes de contamination. La première représentée par une valeur inférieure à 1 et indiquant une contamination faible par le Cu. La deuxième, représentée par deux valeurs comprises entre 1 et 3, et indiquant une contamination modérée par le Cr et le Pb. Enfin, la troisième classe, caractérisée par des valeurs moyennes de  $C_f$  comprises entre 3 et 6 (de l'ordre de 3,73 et 5,79), et indiquant une contamination considérable par le Cd et le Zn. La contamination par les ETM au niveau de ce site montagneux suit l'ordre suivant :

$$C_{fCu} < C_{fCr} < C_{fPb} < C_{fCd} < C_{fZn}$$

Enfin, au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat, comme au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad, nous avons enregistré trois classes de contamination. La première caractérisée par deux valeurs moyennes de  $C_f$  inférieures à la valeur de 1 et indiquant une contamination faible par le Cr et le Cu. La deuxième, caractérisée par deux valeurs moyennes de  $C_f$  comprises entre 3 et 6, et indiquant une contamination considérable par le Cd et le Zn. Enfin, la troisième classe, représentée par une valeur moyennes de  $C_f$  largement supérieure à 6 (de l'ordre de 22,47), et indiquant une contamination très élevée par Pb.

Ainsi, pour l'ensemble des ETM analysés au niveau de ce site minier, le facteur de contamination suit la séquence suivante :

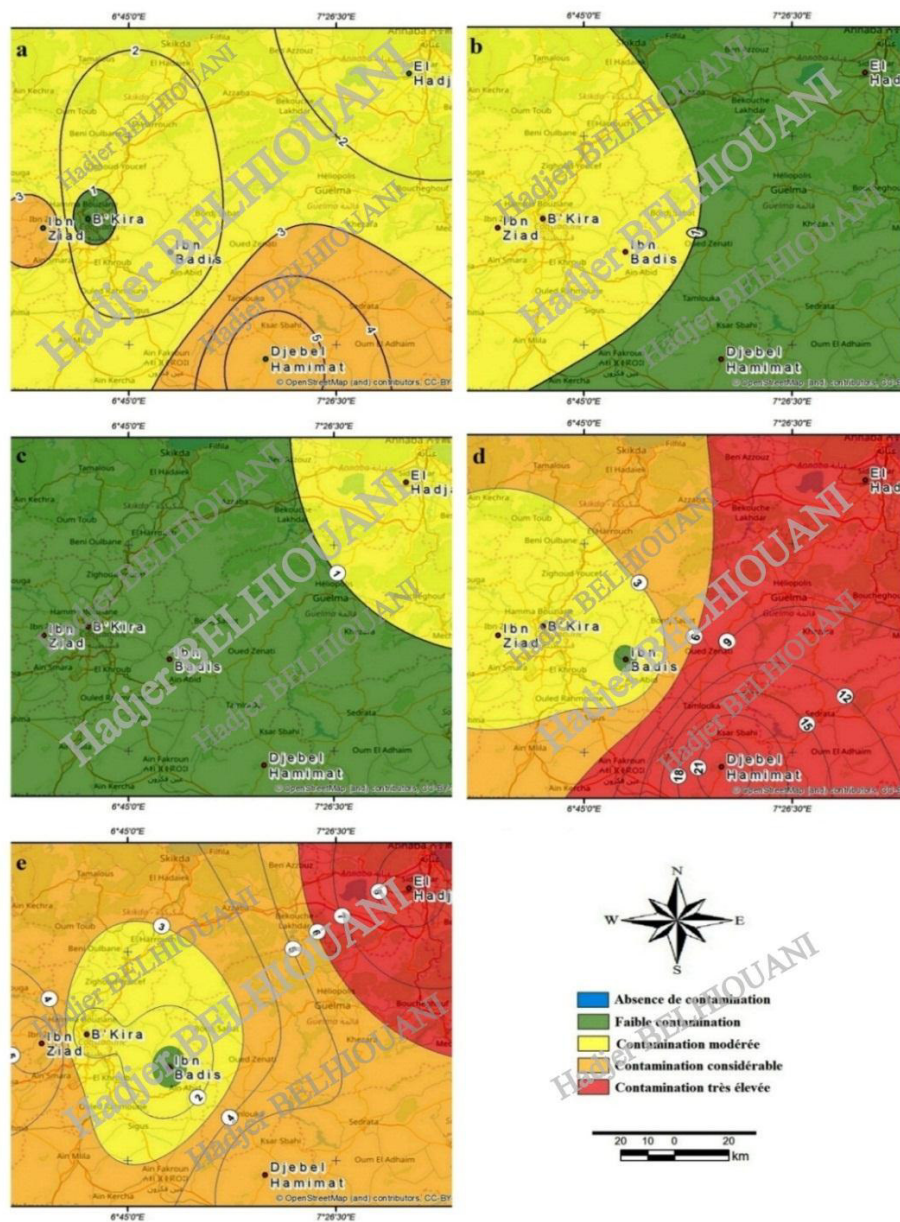
$$C_{fPb} > C_{fZn} > C_{fCd} > C_{fCu} > C_{fCr}$$



**Figure 76 :** Distribution spatiale des facteurs de contamination moyens des sols étudiés.

Afin d'avoir une meilleure idée sur la distribution spatiales des teneurs en ETMs dans les différentes zones investiguées, des cartes des pollutions monométallique et polymétallique

des sols ont été réalisées en utilisant le logiciel ArcGIS 10.1. Ainsi, la représentation cartographique des facteurs de contamination nous a permis de mieux visualiser cette contamination monométallique en fonction des perturbations anthropiques au niveau des zones d'étude. Chaque carte représente le facteur de contamination par un ETM donné, et ce, pour toutes les zones. Il en ressort que c'est la zone minière de Djebel Hamimat qui est la plus touchée par cette contamination mono-élémentaire, puis la zone industrielle d'El Hadjar, puis la zone montagneuse d'Ibn Ziad. Les zones urbaine de B'kira et sub-montagneuse d'Ibn Badis sont considérées comme étant faiblement contaminées en comparaison avec les autres zones étudiées (fig. 77).



**Figure 77 :** Représentations cartographiques des facteurs de contamination à travers les zones étudiées (a : Cd ; b : Cr ; c : Cu ; d : Pb ; e : Zn).



### c. Facteur d'enrichissement (EF)

Cet indice mono-élémentaire vise à évaluer les contributions relatives des apports naturels et anthropiques de métaux lourds aux sols (Valdés et al. 2005). C'est le ratio entre la teneur en un ETM x d'un échantillon de sol donné sur sa teneur en un élément référence, et entre la teneur seuil du même échantillon en un ETM x sur la teneur seuil de l'élément de référence. Les éléments de référence les plus couramment utilisés incluent : le fer, l'aluminium, le calcium, le titane, scandium et le manganèse (Loska et al., 1997). Dans le cadre de cette étude, nous avons choisi de travailler avec le Fe comme élément de référence, car selon Kabata-Pendias (2010), le fer est le métal le plus important et l'un des constituants majeurs de la lithosphère, sa teneur moyenne dans la croûte terrestre est d'environ 5%, il joue un rôle particulier dans le comportement de plusieurs oligo-éléments, et se trouve dans une position intermédiaire entre les macro et les micronutriments chez les plantes, les animaux et les êtres humains. Le facteur d'enrichissement est calculé à l'aide de l'équation suivante (Sutherland, 2000) :

$$EF = (C_x / C_{Fe})_{sol} / (C_{réf,x} / C_{réf,Fe})$$

Où :

- $C_x$  : est la concentration en une 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.

Pour l'interprétation des résultats, nous nous sommes basés sur les 5 classes données par (Sutherland, 2000). Celles-ci sont synthétisées dans le tableau 47.

**Tableau 47 :** Classes de contamination des sols en fonction du facteur d'enrichissement.

Classe	Valeur	Interprétation
1	$EF < 2$	Déficient à enrichissement minimal
2	$2 \leq EF < 5$	Enrichissement modéré
3	$5 \leq EF < 20$	Enrichissement élevé
4	$20 \leq EF < 40$	Enrichissement très élevé
5	$EF \geq 40$	Enrichissement extrêmement élevé

Les résultats du calcul de cet indice mono élémentaire sont représentés par leurs moyennes sous forme d'histogrammes dans la figure 78. Globalement, pour la zone urbaine de B'kira, il y a une déficience ou un enrichissement minimal pour l'ensemble des ETM étudiés. En effet, toutes les valeurs du facteur d'enrichissement sont nettement inférieures à 2. La séquence enregistrée est :

$$EF_{Cd} < EF_{Cu} < EF_{Cr} < EF_{Pb} < EF_{Zn}.$$

Pour la zone industrielle d'El Hadjar, on enregistre un enrichissement relativement important qui dépend des ETM investigués. En effet, l'enrichissement est déficient à minimal pour le Cd, Cr et Cu, et il est modéré pour le Pb et Zn. La séquence d'enrichissement enregistrée est :

$$EF_{Cr} < EF_{Cu} < EF_{Cd} < EF_{Pb} < EF_{Zn}.$$

Concernant la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, l'enrichissement en ETM est également plus ou moins important. Nous avons enregistré un enrichissement minimal en Cr, Cu et Zn, et un enrichissement modéré en Cd et en Pb. Pour ce site sub-montagneux, nous avons enregistré la séquence suivante :

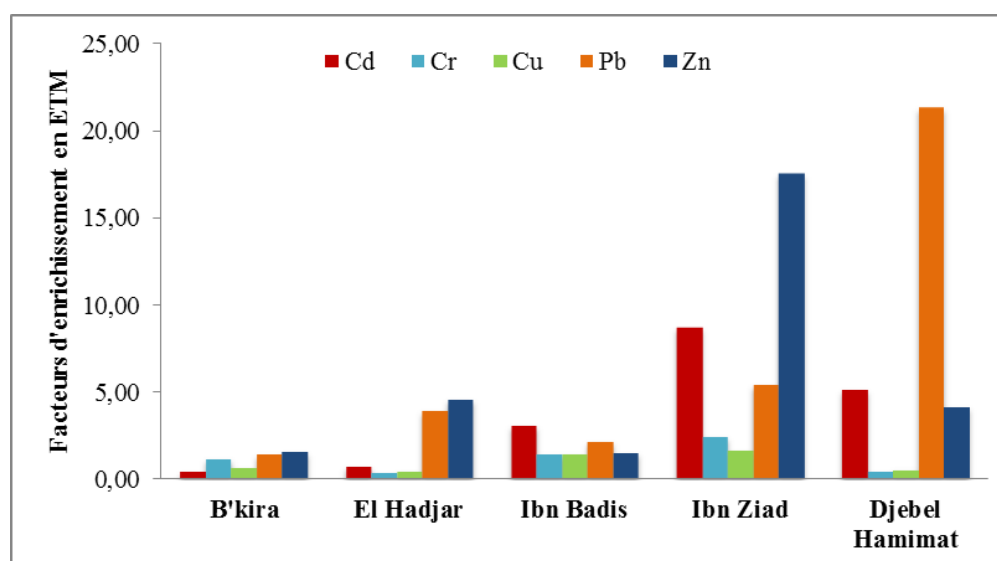
$$EF_{Cr} < EF_{Cu} < EF_{Zn} < EF_{Pb} < EF_{Cd}.$$

En ce qui concerne la zone montagneuse d'Ibn Ziad, nous avons enregistré trois classes de contamination en ETM. En effet, l'enrichissement est déficient à minimal pour le Cu, il est modéré pour le Cr, et il est élevé pour le Cd, le Pb ainsi que pour le Zn. Nous avons enregistré l'ordre de croissance suivant :

$$EF_{Cu} < EF_{Cr} < EF_{Pb} < EF_{Cd} < EF_{Zn}.$$

Enfin, en ce qui concerne la zone de Djebel Hamimat, nous avons enregistré trois classes de contamination. En effet, l'enrichissement est minimal, voir déficient pour les éléments Cr et Cu, et il est modéré pour le Zn, et il est élevé pour le Cd et le Pb. La séquence enregistrée est :

$$EF_{Cr} < EF_{Cu} < EF_{Zn} < EF_{Cd} < EF_{Pb}.$$



**Figure 78 :** Distribution spatiale des facteurs d'enrichissement moyens des sols étudiés.

### III.2.1.6.2. Indices pluri-élémentaires

#### a. Degré de contamination

L'évaluation de la contamination des sols par les ETMs peut également être effectuée à l'aide du degré de contamination. Désigné  $C_d$ , cet indice pluri-élémentaire permet d'évaluer la contamination des sols en tenant compte des facteurs de contamination. Il est calculé selon l'équation suivante (Hakanson, 1980) :

$$C_d = \sum_{i=1}^x C_f$$

Où :

- $C_d$  : est le degré de contamination ;
- $i$  : est l'ETM donné ;
- $x$  : est le nombre d'ETM analyses qui est de 5.

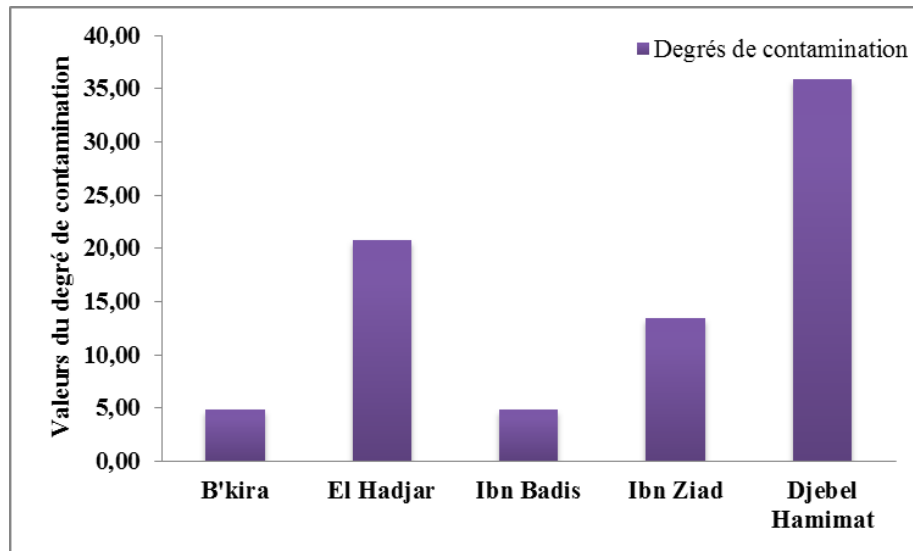
Selon Hakanson (1980), il existe 4 classes qui permettent l'interprétation de cet indice pluri-élémentaire, elles sont synthétisées dans le tableau 48.

**Tableau 48** : Classes de contamination des sols en fonction du degré de contamination.

Classe	Valeur	Interprétation
1	$C_d < 8$	Faible degré de contamination
2	$8 \leq C_d < 16$	Degré de contamination modéré
3	$16 \leq C_d < 32$	Degré de contamination considérable
4	$C_d \geq 32$	Degré de contamination très élevé

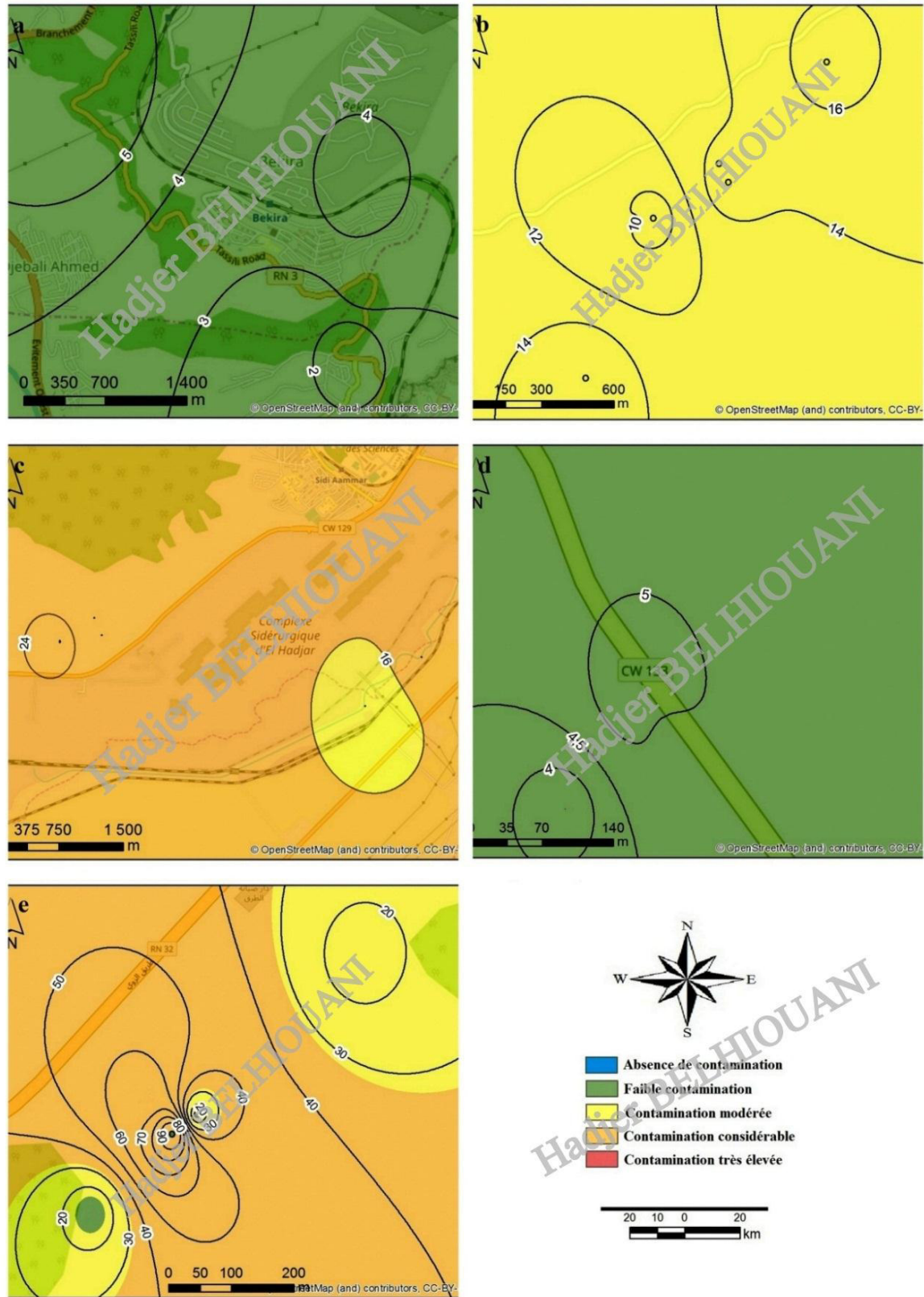
La figure 79 représente la distribution spatiale des degrés de contamination en fonction des zones étudiées. Selon cette dernière, les zone urbaine de B'kira et sub-montagneuse d'Ibn Badis sont considérées comme étant faiblement contaminée par les ETM. En effet, les valeurs moyennes du  $C_d$  enregistrées au niveau de ces deux zones sont largement inférieures à 8, et sont de l'ordre de 4,78 et 4,79 respectivement.

La zone montagneuse, avec une valeur moyenne de  $C_d$  de l'ordre de : 13,39 est considérée comme étant modérément contaminée. La zone industrielle d'El Hadjar est caractérisée par un degré de contamination considérable avec un  $C_d$  équivalent à 20,74. C'est la zone minière de Djebel Hamimat qui détient le degré de contamination le plus élevé avec une valeur moyenne de 35,81, et des valeurs encore plus élevées par endroit, de l'ordre de 65,09 ou encore, de 100,99. Ceci traduit un degré de contamination très élevé.

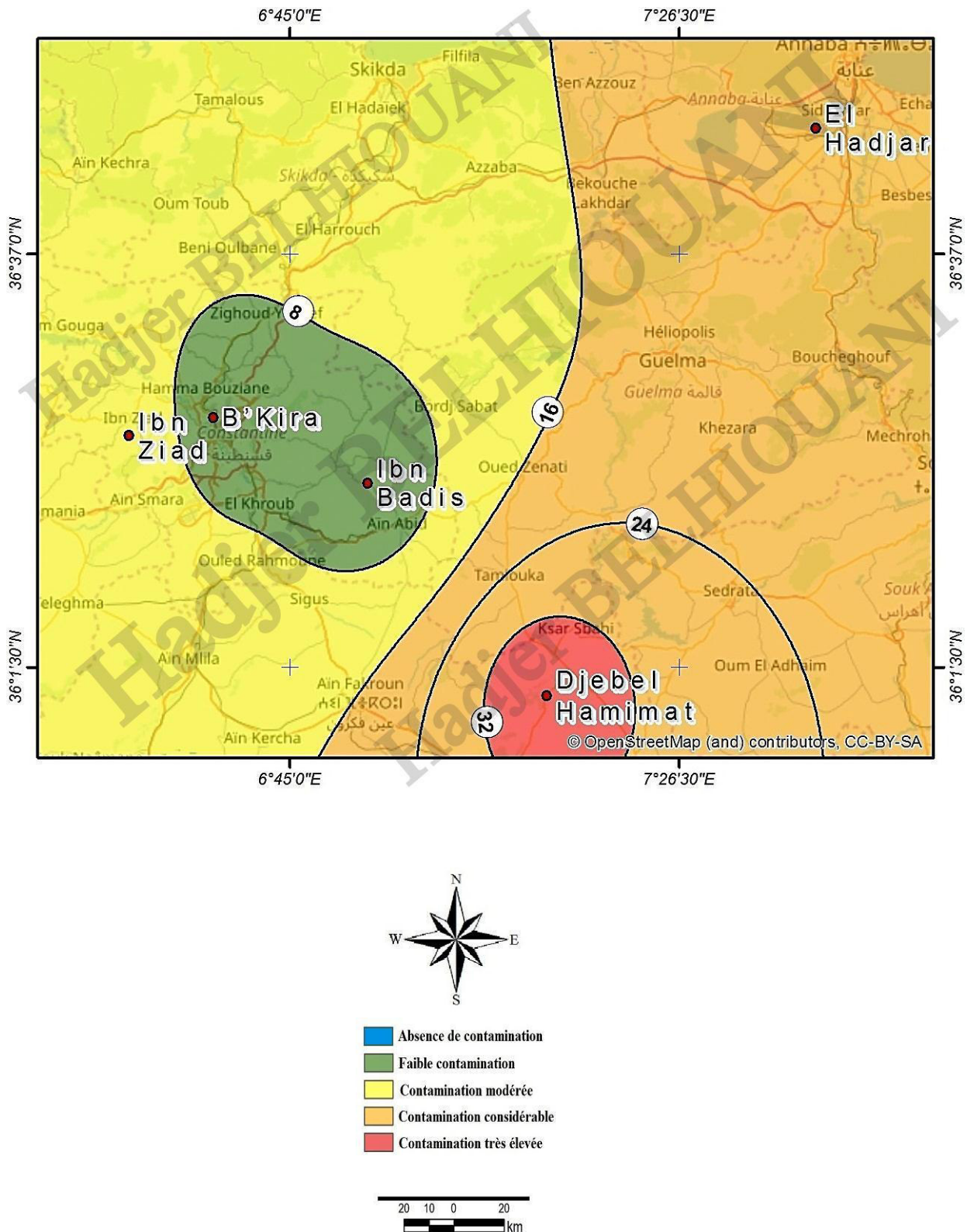


**Figure 79 :** Distribution spatiale des degrés de contamination moyens des sols étudiés.

Par ailleurs, la représentation cartographique des degrés de contamination nous a permis de mieux visualiser cette contamination poly-métallique en fonction des perturbations anthropiques au niveau des zones d'étude. Chaque carte représente les degrés de contamination métalliques moyens dans les zones étudiées. Il en ressort que c'est la zone minière de Djebel Hamimat qui est la plus touchée par cette contamination poly-élémentaire, puis la zone industrielle d'El Hadjar, puis la zone montagneuse d'Ibn Ziad. Les zones urbaine de B'kira et sub-montagneuse d'Ibn Badis sont considérées comme étant faiblement contaminées en comparaison avec les autres zones étudiées (fig. 80).



**Figure 80 :** Représentation cartographique des degrés de contamination métalliques dans les zones étudiées : (a : B'kira ; b : Ibn Ziad ; c : El Hadjar ; d : Ibn Badis ; e : Djebel Hamimat).



**Figure 81 :** Carte de synthèse des degrés de contamination moyens dans les zones étudiées.

### b. Indice de charge polluante (PLI)

Un autre indice pluri-élémentaire utilisé pour l'évaluation de la qualité des sols est l'indice de charge polluante. Désigné PLI pour *Pollution Load Index*, cet indice constitue un moyen simple pour prouver la détérioration de l'état des sols suite à l'accumulation d'ETM dans ce dernier (Varol, 2011). Il dépend du facteur de contamination, et est calculé selon l'équation suivante (Tomlinson et al. 1980):

$$PLI = [C_{f1} \times C_{f2} \times C_{f3} \times \dots \times C_{fn}]^{1/n}$$

Où :

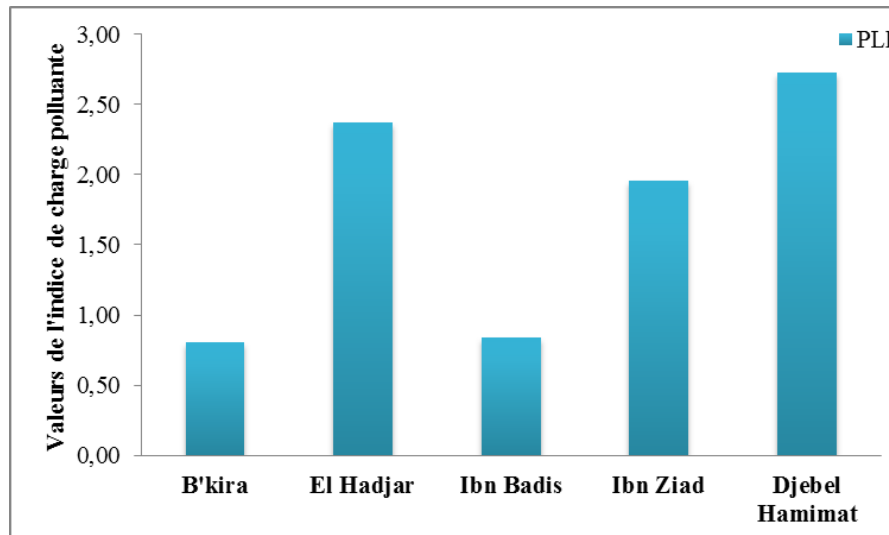
- $C_f$ : est le facteur de contamination
- $n$  = nombre de métaux analysés (5 dans notre cas)

Il existe trois classes d'interprétation de cet indice, elles sont reprises dans le tableau 49.

**Tableau 49 :** Classes de contamination des sols en fonction de l'indice de charge polluante (Tomlinson et al., 1980).

Classe	Valeur	Interprétation
1	PLI < 1	Non pollué
2	PLI = 1	Niveau de base de pollution
3	PLI > 1	Pollution élevée, détérioration progressive du site

Les résultats relatifs au calcul de cet indice sont représentés dans la figure 82. Selon cette dernière, les zones urbaine de B'kira, et sub-montagneuse d'Ibn Badis sont considérées comme étant non polluée, avec des valeurs de PLI moyennes inférieures à 1, et de l'ordre de 0,81 et 0,84 respectivement. Le reste des zones, enregistre des valeurs de PLI supérieurs à 1, et de l'ordre de : 1,96 ; 2,38, et 2,73 pour Ibn Ziad, El Hadjar et Djebel Hamimat respectivement. Par conséquent, la pollution est élevée dans ces sites, et les valeurs du PLI indiquent une détérioration progressive relativement importante des lieux.



**Figure 82 :** Distribution spatiale des indices de charge polluante moyens des sols étudiés.

### c. Indice du risque écologique potentiel (PERI)

L'indice de risque écologique potentiel est un indice pluri-élémentaire, désigné PERI, pour *Potential Ecological Risk Index*. Il fournit un moyen efficace permettant d'évaluer quantitativement le risque écologique provoqué par les pollutions dues à la présence de plusieurs ETMs dans l'environnement (Weland Yang, 2010).

Il prend en compte le facteur de risque écologique potentiel ( $E_r$ ), qui dépend des facteurs de réponses toxiques ( $T_r$ ) et des facteurs de contamination ( $C_f$ ) ; sachant que les facteurs de réponse toxiques sont spécifiques à chaque ETM :  $T_r\text{-Cu} = T_r\text{-Pb} = 5$  ;  $T_r\text{-Cd} = 30$  ;  $T_r\text{-Cr}=2$ , et  $T_r\text{-Zn} = 1$  (Liet al., 2014).

Il est calculé selon l'équation proposée par (Hakanson, 1980) :

$$\text{PERI} = \sum_{i=1}^n E_r$$

$$E_r = T_r \times C_f$$

Où :

- $E_r$  = est le risque écologique potentiel ;
- $C_f$  = est le facteur de contamination ;
- $T_r$  = est le facteur de réponse toxique spécifique à chaque ETM ;
- $n$  = nombre d'ETM analysés=5.

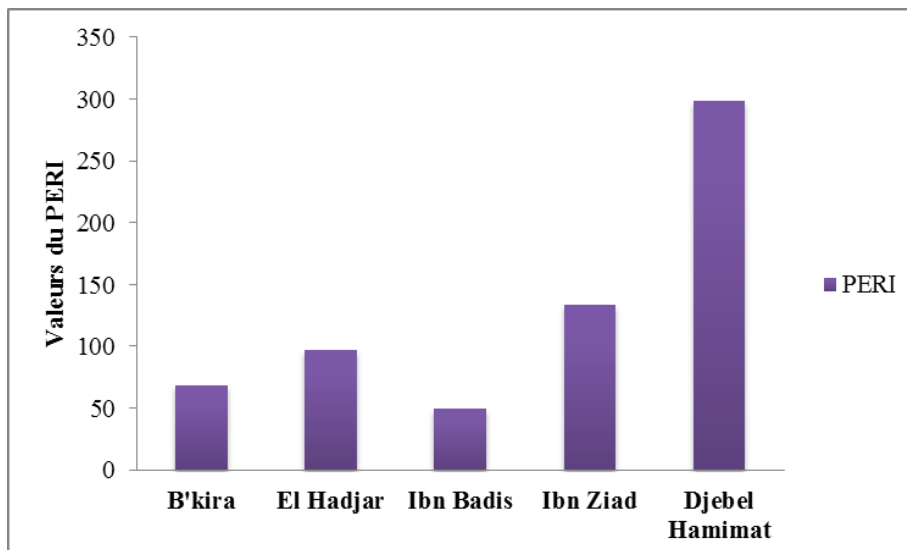
Pour l'interprétation des résultats, nous avons comparé les valeurs obtenues avec les 5 classes établies par Hakanson (1980) et qui sont synthétisées au niveau du tableau 50.



**Tableau 50 :** Classes de contamination des sols en fonction de l'indice du risque écologiques potentiel (PERI) (Hakanson, 1980).

Classes	Valeurs	Interprétation
1	$PERI < 90$	Risque faible
2	$90 \leq PERI < 180$	Risque modéré
3	$180 \leq PERI < 360$	Risque considérable
4	$360 \leq PERI < 720$	Risque élevé
5	$720 \leq PERI$	Risque très élevé

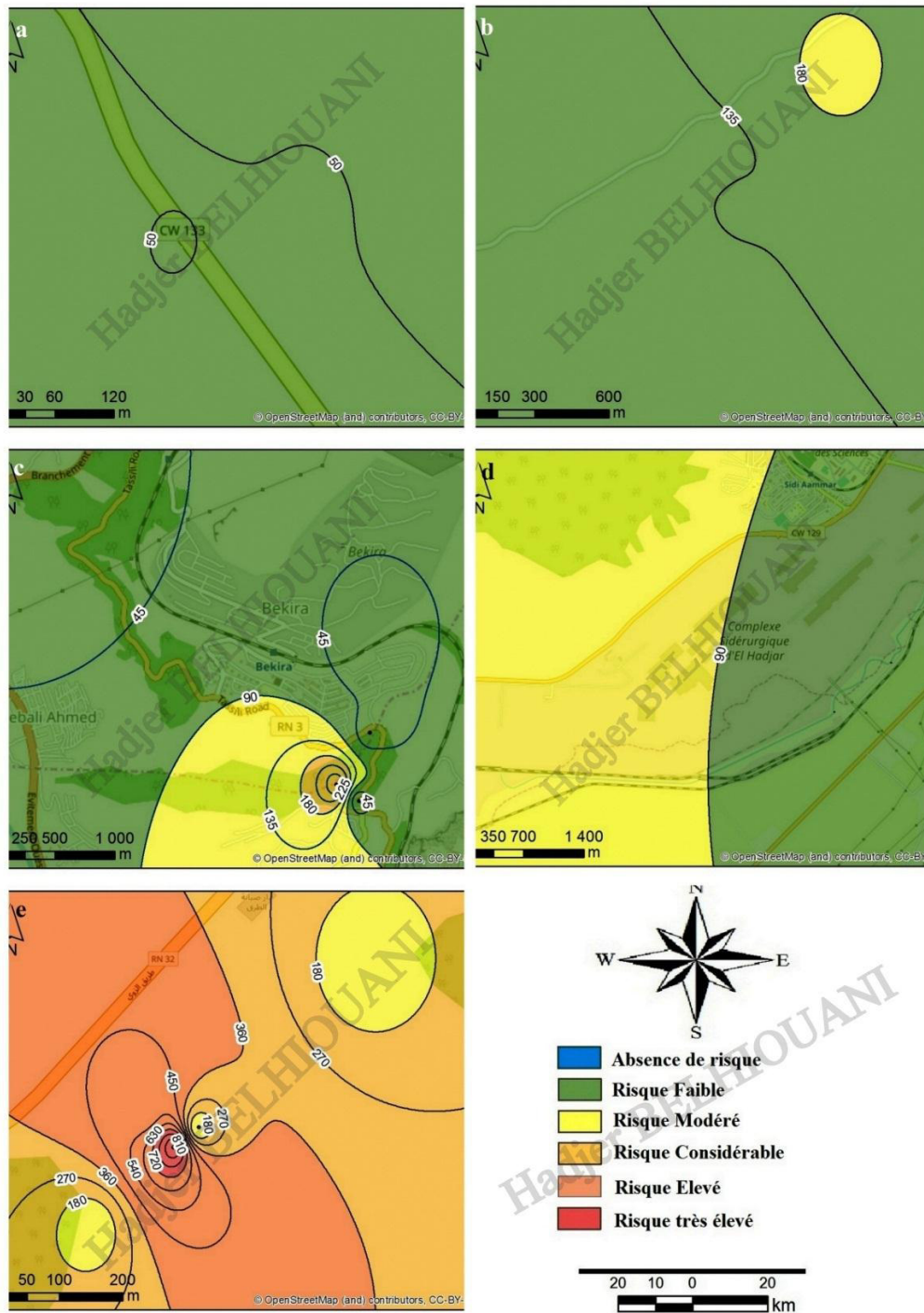
Les résultats obtenus quant au calcul de cet indice de risque pluri-élémentaire sont représentés dans la figure 83. Nous avons enregistré 3 classes de risque pour les cinq zones étudiés. Avec des valeurs moyennes de 49,60 et 68,60, les zones sub-montagneuse et urbaines sont considérées comme étant des zones à faible risque écologique et environnemental. La seconde classe est détenue par la zone industrielle d'El Hadjar avec un PERI de l'ordre de 96,98 et la zone montagneuse, avec un PERI de 134,09. Les teneurs en ETM au niveau de ces zones présentent donc un risque écologique et environnemental modéré. Enfin, avec une valeur moyenne de 299,11, la zone minière de Djebel Hamimat présente un risque écologique et environnemental considérable causé par les teneurs trop élevées des ETMs dans les sols de cette région.



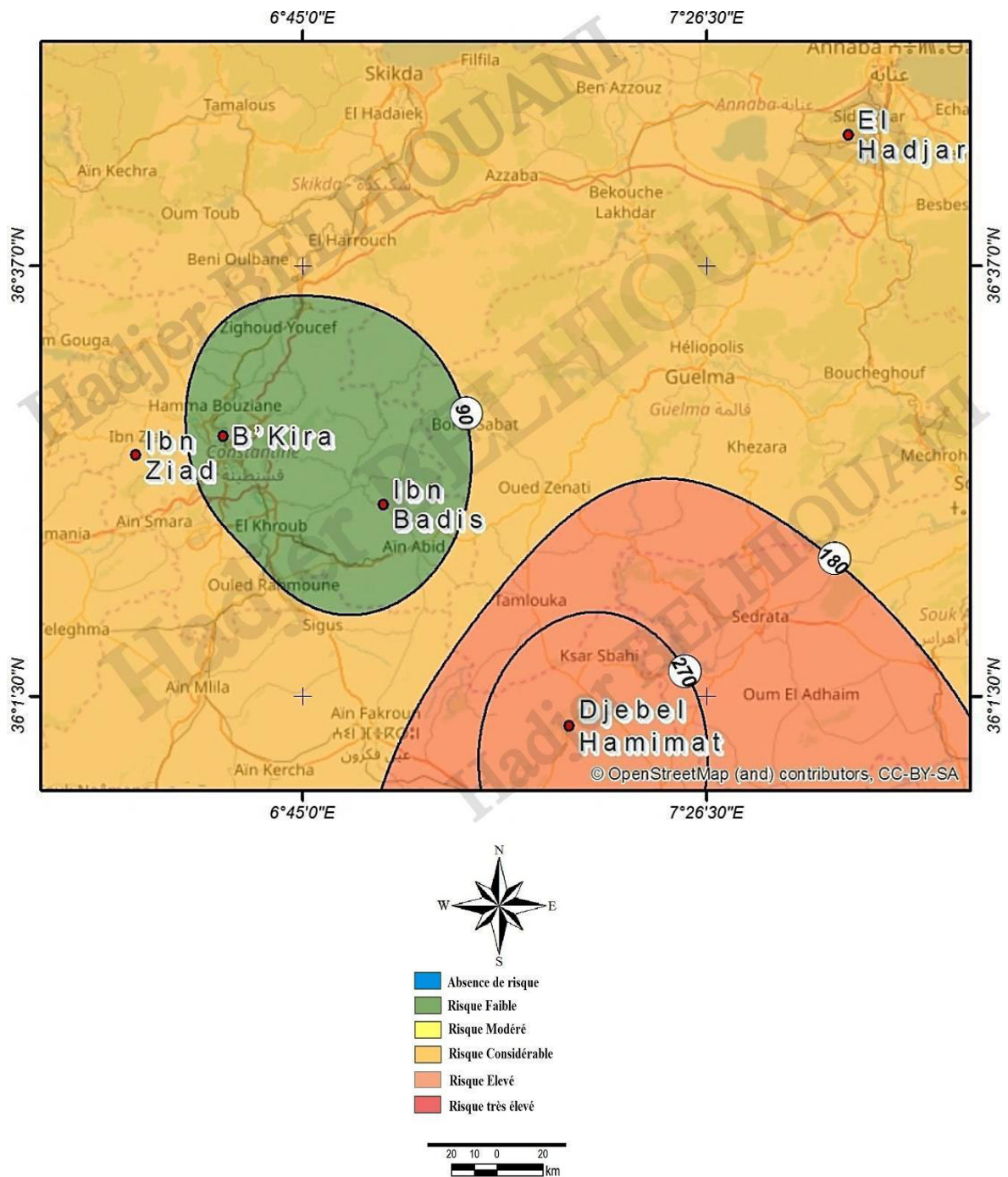
**Figure 83 :** Distribution spatiale des indices du risque écologique potentiel des sols étudiés.

Par ailleurs, la représentation cartographique de cet indice de risque, nous a permis de mieux visualiser son intensité en fonction des zones investiguées. Ainsi, il en ressort que c'est toujours la zone minière de Djebel Hamimat qui est la plus touchée par ce risque écologique potentiel. Elle est suivie par la zone industrielle d'El Hadjar. Ensuite, les zones

urbaine de B’kira, et montagneuse d’Ibn Ziad présentent, elles aussi, un risque écologique potentiel mais qui est relativement faible par rapport aux zones citées en amont. La zone sub-montagneuse d’Ibn Badis est toutefois relativement faiblement concernée par ce risque écologique potentiel induit par les ETM en comparaison avec les autres zones étudiées (fig. 84).



**Figure 84 :** Représentation cartographique des PERI dans les zones étudiées : (a : Ibn Badis ; b : Ibn Ziad ; c : B’kira ; d : El Hadjar ; e : Djebel Hamimat).



**Figure 85 :** Carte de synthèse de la répartition des PERI moyens dans les zones étudiées.

Globalement, les résultats obtenus montrent une variabilité relativement importante du point de vue teneurs en ETM mais aussi et surtout, du point de vue distribution spatiale. Après le calcul de tous ces indices, il s'avère que la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis est considérée comme étant non contaminée à faiblement contaminée, ceci est confirmé par les teneurs pseudo-totales en ETM dans les sols de cette zone, où l'on a enregistré des valeurs inférieures aux bruits de fond géochimiques pris comme référence.

La zone urbaine de B'kira est surtout touchée par une pollution au Pb. En effet, les teneurs en cet élément obtenues lors de la détermination de la fraction pseudo-totale dépasse largement le seuil établi par Kabata-Pendias (2010). Cette zone urbaine et ses alentours ont suscité l'intérêt de nombreux chercheurs depuis environ trente ans. Plusieurs travaux portant sur la contamination par des éléments-traces métalliques du sol, de l'eau et des sédiments ont été conduits, ainsi, les sols et les cours d'eau ont été analysés et l'utilisation des plantes aquatiques, de la faune macro-invertébrée et des vers de terres comme bioindicateurs de la qualité des milieux ont été effectuée. Les résultats obtenus ont confirmé que cette zone est fortement perturbée par les activités anthropiques (El-Hadef El-Okkiet al. 2016 ; Sahli et al. 2011, 2012, 2014 ; Sahli, 2012 ; Afri-Mehennaoulet al. 2004).

Concernant la zone montagneuse d'Ibn Ziad, il s'avère qu'elle est beaucoup plus touchée par le Cd et le Zn. Malgré son éloignement de toute source de perturbation anthropique, il semblerait que les retombées atmosphériques y soient pour beaucoup dans la contamination des sols de cette zone. L'une des principales sources de cadmium est l'utilisation d'engrais et autres produits phytosanitaires sur les terres agricoles (Adriano, 2001), et cette zone est entourée de terres agricoles, ceci pourrait éventuellement être la cause des teneurs élevées en Cd dans les sols de cette zone. Ajouté à cela, les teneurs élevées en Zn, qui peuvent avoir comme source les retombées atmosphériques et le transport par le vent.

Le calcul des indices mono et pluri-élémentaires a prouvé aussi la contamination de la zone industrielle d'El Hadjar, et notamment par le Pb et le Zn. Cette pollution peut être attribuée à l'emplacement des zones échantillonnées par rapport au complexe sidérurgiques AcelorMittal, et l'usine de fabrication de fertilisants et autres engrais, dont les effets sont notables. Plusieurs études ont prouvé la contamination de ces lieux par les ETM : sol, faune et flore (Semadland Deruelle, 1993; Beldi et al. 2006; Rabah, 2014).

Par ailleurs, plusieurs études ont été conduites dans la zone minière de Djebel Hamimat, dans la wilaya d'Oum El Bouaghi ; elles ont démontré la contamination des lieux par l'antimoine et par le plomb particulièrement (Bentellis et al., 2014; Rached-Mosbah and Gardou, 1988; Rached-Mosbah, 1993). Cette zone caractérisée par la présence d'une ancienne exploitation minière antimonifère, est en arrêt d'exploitation de plus de 60 ans. En calculant les indices mono et pluri-élémentaires, nous avons trouvé des valeurs alarmantes, et des valeurs très importantes, notamment pour Cd, Pb, et Zn. Ces vestiges de

l'ancienne exploitation exercent, manifestement, jusqu'à ce jour leur effets néfastes sur l'environnement et la faune et la flore environnante.

### III.2.2. Teneurs en ETM et facteurs de bioconcentration chez *Drimia maritima*

#### III.2.2.1. Teneurs en ETM chez *Drimia maritima*

Comme pour le sol et pour la faune, les teneurs en Cd, Cr, Cu, Pb et Zn ont été déterminées pour la végétation échantillonnée au niveau des cinq zones d'études. Par ailleurs, et par soucis d'homogénéité, et de même que pour la faune, nous n'avons pas pris en considération la zone minière de Djebel Hamimat, car nous avons observé une absence totale de l'espèce *Drimia maritima*.

Les teneurs en ETMs obtenues en analysant la végétation échantillonnées au niveau des zones d'étude sont représentés par leurs statistiques (minima, maxima, moyennes et écarts type) et récapitulées dans le tableau 51.

**Tableau 51** : Données statistiques des teneurs en ETM dans l'espèce végétale *Driamia maritima*.

Cd ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Cr ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )
<b>B'kira</b>				
[0,38-0,81] 0,59±0,16 <sup>a</sup>	[24,34-33,71] 28,40±3,69	[3,93-6,02] 5,06±0,76	[1,93-9,69] 5,24±2,60	[23,61-39,23] 33,68±5,71 <sup>a</sup>
<b>El Hadjar</b>				
[1,07-1,33] 1,22±0,12 <sup>b</sup>	[25,28-36,52] 29,49±3,91	[4,76-35,97] 15,99±14,76	[0,48-9,69] 6,13±3,26	[20,48-102,36] 57,82±32,59 <sup>c</sup>
<b>Ibn Badis</b>				
[0,60-1,29] 1,00±0,23 <sup>b</sup>	[18,73-31,84] 26,06±5,60	[4,68-6,61] 5,66±0,81	[2,42-9,69] 7,10±3,11	[24,57-33,34] 28,37±3,93 <sup>a</sup>
<b>Ibn Ziad</b>				
[0,56-1,07] 0,75±0,19 <sup>a</sup>	[14,98-33,71] 23,88±7,17	[6,02-8,78] 7,39±1,10	[3,87-10,65] 7,10±2,76	[37,14-50,66] 42,21±5,05 <sup>b</sup>

a, b, c, ab : groupes homogènes, test post-hoc de SNKt. ( $p < 0.05$ ) ; n= 24 échantillons

#### a. Cadmium

La figure 86 illustre l'évolution dans l'espace des teneurs en Cd exprimés en ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) dans les zones d'étude.

Selon cette dernière, les concentrations les plus élevées en Cd ont été enregistrées au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar avec une moyenne de  $1,22 \pm 0,12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Cette zone est suivie par la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, la zone montagnaise d'Ibn Ziad

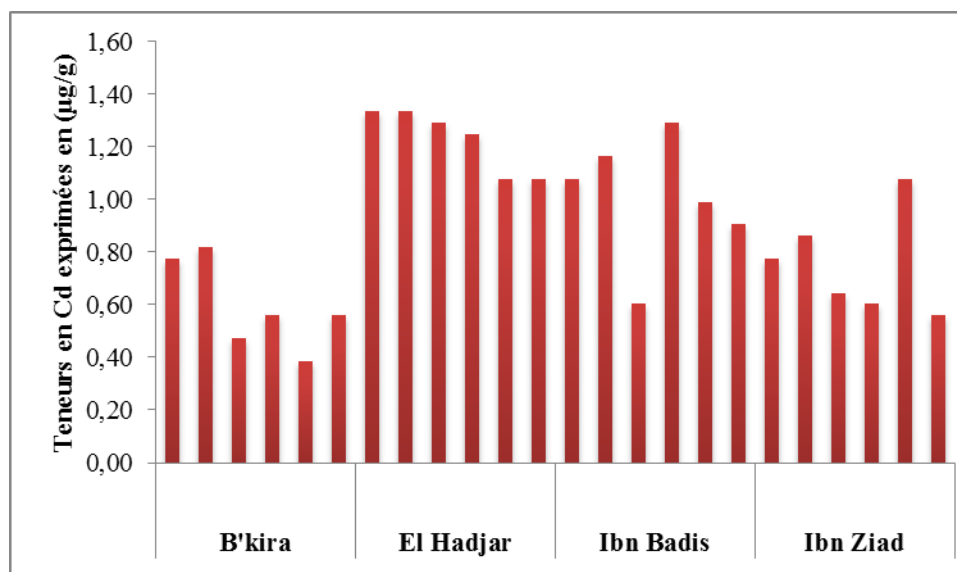
et la zone urbaine de B'kira avec des concentrations moyennes en Cd de  $1,00 \pm 0,23 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $0,75 \pm 0,19 \mu\text{g.g}^{-1}$  et  $0,59 \pm 0,16 \mu\text{g.g}^{-1}$  respectivement.

Il apparaît ainsi que l'accumulation du cadmium dans le feuillage de la végétation varie en fonction des zones, et donc de la concentration en cadmium dans le sol. Nous avons enregistré la séquence suivante pour les concentrations moyennes en cadmium chez l'espèce *Drimia maritima* :

*Zone industrielle (El Hadjar) > Zone sub-montagneuse (Ibn Badis) > Zone montagneuse (Ibn Ziad) > Zone urbaine (B'kira).*

Cette variabilité d'une zone de prélèvement à l'autre a été mise en évidence par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet significatif pour ( $F = 13,48$  ;  $p < 0.001$ ).

Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 4 zones étudiées en deux groupes homogènes. Le premier (a) caractérisé par les concentrations les plus faibles en cadmium est formé par les zones urbaine de B'kira et montagneuse d'Ibn Ziad, et le deuxième (b) est formé par les zones sub-montagneuse d'Ibn Badis et industrielle d'El Hadjar, caractérisées toutes les deux par des concentrations en cadmium chez *D. maritima* deux fois plus importantes que celle du premier groupe (tab. 51).



**Figure 86 :** Variation spatiale des teneurs en Cd ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) chez *D. maritima*.

### b. Chrome

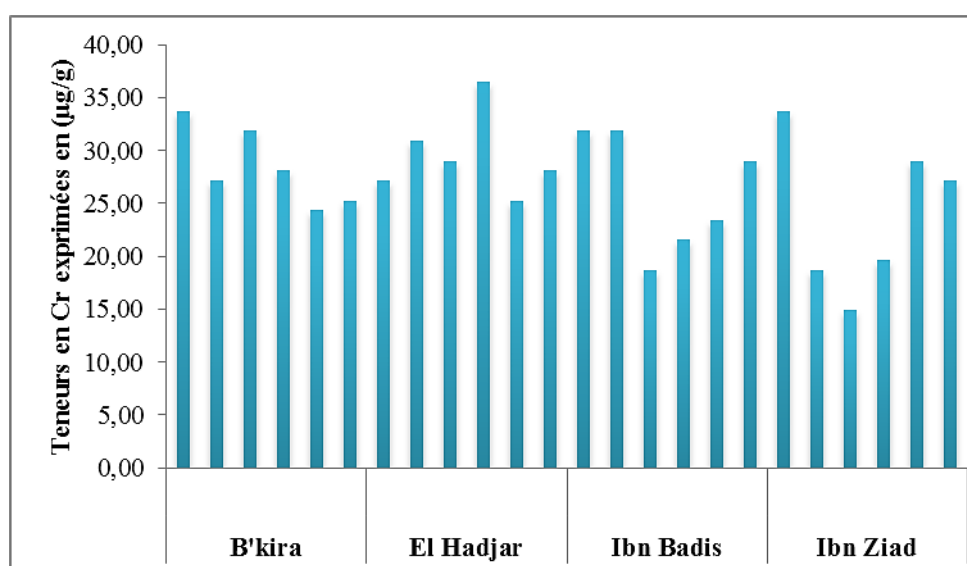
La distribution spatiale des teneurs en chrome exprimés en ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) dans les zones d'étude est représentée dans la figure 87. En analysant cette dernière, nous remarquons qu'il existe des fluctuations relativement importantes des concentrations en Cr dans l'espèce *D. maritima*. Ainsi, les teneurs les plus élevées en Cr ont été enregistrées au niveau de la zone

industrielle d'El Hadjar, avec une moyenne de l'ordre de  $29,49 \pm 3,91 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Cette zone est suivie respectivement par les zones urbaine de B'kira avec une moyenne de  $28,40 \pm 3,69 \mu\text{g.g}^{-1}$ , la zone sub montagneuse d'Ibn Badis, avec une moyenne de  $26,06 \pm 5,60 \mu\text{g.g}^{-1}$ , et enfin, de la zone montagneuse d'Ibn Ziad, avec une moyenne de  $23,88 \pm 7,17 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

De ce fait, nous avons enregistré l'ordre décroissant suivant des concentrations en Cr chez *D. maritima* :

*Zone industrielle (El Hadjar) > Zone urbaine (B'kira) > Zone sub-montagneuse (Ibn Badis) > Zone montagneuse (Ibn Ziad)*

Néanmoins, cette variabilité des teneurs en Cr chez l'espèce *Drimia maritima* d'une zone de prélèvement à une autre est non significative.



**Figure 87** : Variation spatiale des teneurs en Cr ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) chez *D. maritima*

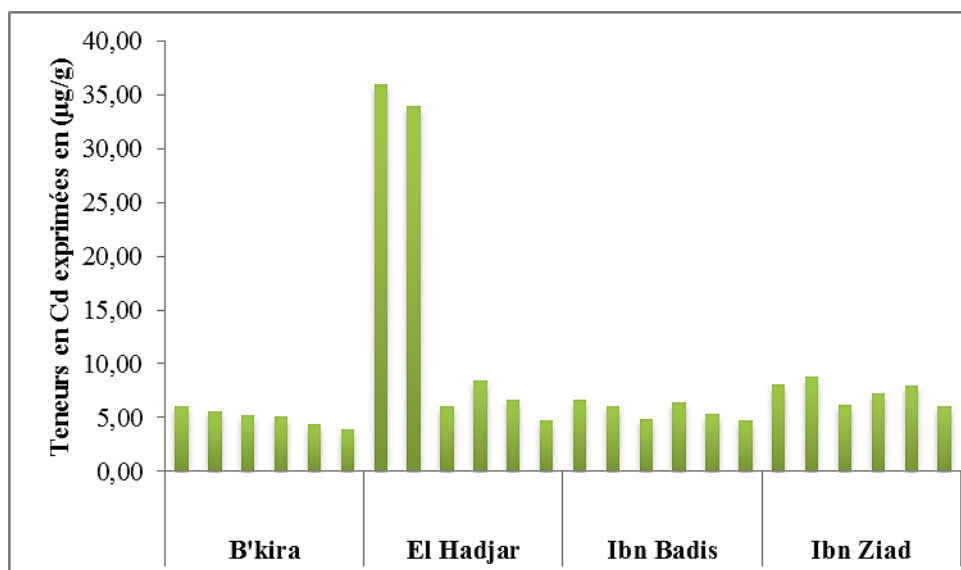
### c. Cuivre

La figure 88 représente la distribution spatiale des teneurs en Cu chez l'espèce *D. maritima* récoltée au niveau des différentes zones d'étude.

En se référant à cette dernière, nous constatons, une fois de plus que c'est au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar que ladite espèce accumule le plus de cuivre. La concentration moyenne en Cu dans cette zone varie de  $4,76 \mu\text{g.g}^{-1}$  à  $35,97 \mu\text{g.g}^{-1}$  avec une moyenne de  $15,99 \pm 14,76 \mu\text{g.g}^{-1}$ . L'accumulation du cuivre chez cette même espèce prélevée au niveau des zones montagneuse, sub-montagneuse et urbaine est moins importante. Nous avons enregistré des concentrations moyennes de l'ordre de :  $7,39 \pm 1,10 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $5,66 \pm 0,81 \mu\text{g.g}^{-1}$  et  $5,06 \pm 0,76 \mu\text{g.g}^{-1}$  respectivement. Notons que l'analyse de la variance n'a pas révélé d'effet zone significatif.

Ainsi, l'accumulation du cuivre au niveau de l'espèce *D. maritima* a suivie l'ordre suivant :

*Zone industrielle (El Hadjar) > Zone montagneuse (Ibn Ziad) > Zone sub-montagneuse (Ibn Badis) > Zone urbaine (B'kira).*



**Figure 88 :** Variation spatiale des teneurs en Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) chez *D. maritima*.

#### d. Plomb

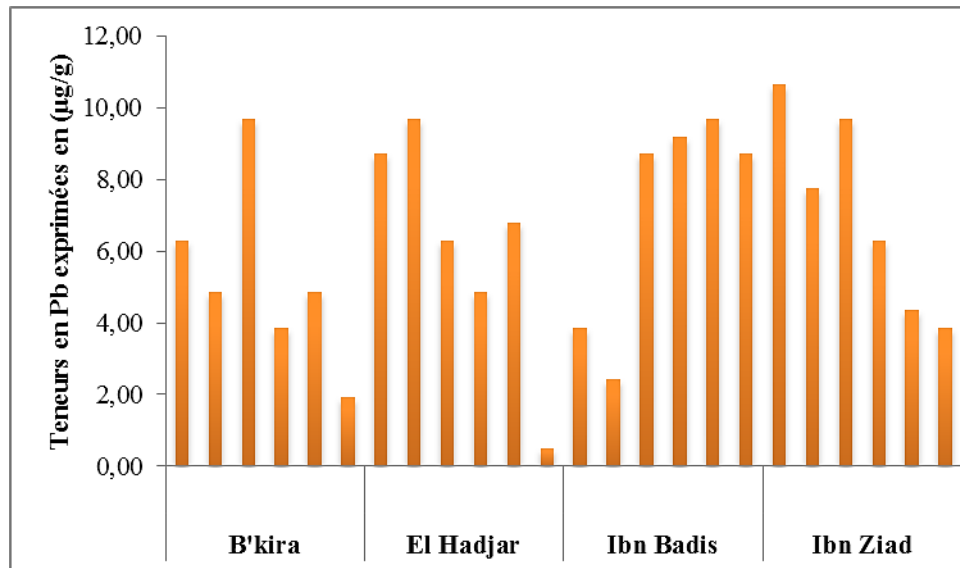
La figure 89 représente les variations spatiales des teneurs en Pb dans l'espèce *D. maritima*. D'après cette dernière, nous remarquons que les teneurs en Pb quantifiées présentent des fluctuations non seulement d'une zone à l'autre mais aussi pour une même zone de prélèvement.

En effet, les teneurs les plus faibles en Pb chez l'espèce *D. maritima* ont été enregistrées au niveau de la zone urbaine de B'kira, avec une moyenne de  $5,24 \pm 2,60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Cette zone est suivie par la zone industrielle d'El Hadjar, sub-montagneuse d'Ibn Badis et montagneuse d'Ibn Ziad, avec des moyennes de l'ordre de  $6,13 \pm 3,26 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ,  $7,10 \pm 3,11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , et  $7,10 \pm 2,76 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  respectivement. Néanmoins, cette variabilité est non significative.

La séquence enregistrée est la suivante :

*Zone urbaine (B'kira) < Zone industrielle (El Hadjar) < Zone sub-montagneuse (Ibn Badis) < Zone montagneuse (Ibn Ziad)*





**Figure 89 :** Variations spatiales des teneurs en Pb ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) chez *D. maritima*.

#### e. Zinc

Les variations spatiales des teneurs en Zn de l'espèce *D. maritima* des zones étudiées sont représentées par les histogrammes de la figure 90.

Selon cette dernière, les teneurs en zinc varient considérablement d'une zone à une autre. Une fois de plus, les teneurs en Zn les plus importantes ont été enregistrées au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar, avec un minimum de  $20,48 \mu\text{g.g}^{-1}$ , un maximum de  $102,36 \mu\text{g.g}^{-1}$  et une valeur moyenne de  $57,82 \pm 32,59 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

Du point de vue concentration en Zn élevée, c'est la zone d'Ibn Ziad qui succède à la zone industrielle avec une teneur moyenne en Zn de l'ordre de  $42,21 \pm 5,05 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Enfin, nous avons déterminé des concentrations moyennes en Zn allant de  $28,37 \pm 3,93 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis à  $33,68 \pm 5,71 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans la zone urbaine de B'kira (tableau 51).

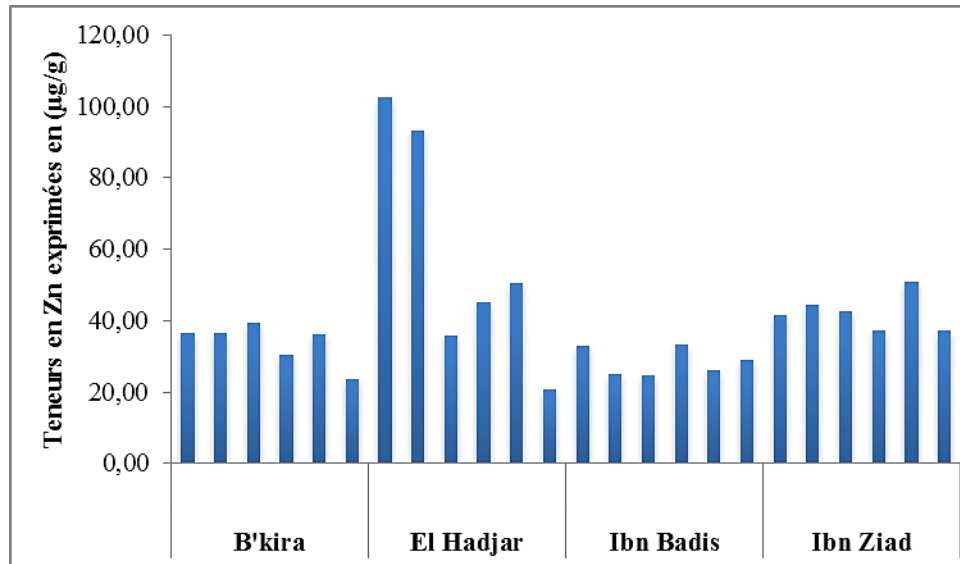
Nous avons donc enregistré la séquence suivante pour les concentrations moyennes en zinc chez l'espèce *Drimia maritima* :

*Zone industrielle (El Hadjar) > Zone montagneuse (Ibn Ziad) > Zone urbaine (B'kira) > Zone sub-montagneuse (Ibn badis)*

Cette variabilité d'une zone de prélèvement à l'autre a été confirmée par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet significatif pour ( $F = 44.28$  ;  $p < 0.001$ ).

Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 4 zones étudiées en trois groupes homogènes. Le premier (a) caractérisé par les concentrations les plus faibles en zinc est formé les zones sub-montagneuse d'Ibn Badis et urbaine de B'kira,

le deuxième (b) avec des concentrations 4 à 6 fois plus importantes que celles du premier groupe est formé par la zone montagneuse d'Ibn Ziad. Enfin, le troisième groupe (c) ne comporte que la zone industrielle d'El Hadjar ; les concentrations quantifiées chez *D. maritima* sont 1.5 à 4 fois plus importantes que celles du deuxième et premier groupe respectivement. (tab. 51)



**Figure 90 :** Variations spatiales des teneurs en Zn ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) chez *D. maritima*.

### III.2.2.2. Discussion des teneurs en ETM chez *Drimia maritima*

#### a. Cadmium

Pour la végétation, les résultats obtenus ont aussi montré une présence assez conséquente de cet élément dans les feuilles de *Drimia maritima*. En effet, la valeur maximale a été enregistrée au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar, avec une teneur moyenne de  $1,22 \pm 0,12 \mu\text{g.g}^{-1}$  en Cd. Cette zone est suivie par la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, la zone montagneuse d'Ibn Ziad et la zone urbaine de B'kira avec des concentrations moyennes en Cd de  $1,00 \pm 0,23 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $0,75 \pm 0,19 \mu\text{g.g}^{-1}$  et  $0,59 \pm 0,16 \mu\text{g.g}^{-1}$  respectivement. L'espèce *D. maritima* est une plante herbacée faisant partie de la famille des liliacées, ce type de végétation, peuvent être utilisées pour déterminer la qualité des sols et connaître le taux des ETMs dans les sols sur lesquels sont cultivées ces plantes (Nworie et al. 2019). Le bulbe de *D. maritima* possède la particularité d'accumuler fortement les ETM (Al-Tardeh et al. 2008).

En Inde, Rai et al. (2011) ont conduit une étude dans 6 différentes localités, sur une plante appartenant à la famille des liliacées (*Aloe barbadensis* Miller), visant à connaître les concentrations en ETM dans les feuilles de cette dernière ; les auteurs ont enregistré des

concentrations en Cd allant de  $1.2\pm 0.1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  à  $1.93\pm 0.4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Dans une autre étude faite dans la réserve naturelle Bentaël, au Liban, ayant pour but de déterminer l'impact de la construction d'une autoroute aux alentours de cette réserve, Hourri et al. (2019) ont trouvé les concentrations suivantes au niveau des feuilles de l'espèce *D. maritima* : environ 4 ppm de Cd au niveau d'un site contrôle, environ 20 ppm de Cd dans un site moyennement pollué et environ 60 ppm de Cd dans un site sensé être très pollué.

Dans une étude visant à connaître la répartition des métaux lourds dans 14 espèces végétales qui poussent naturellement autour de décharges incontrôlées, et dans le but d'identifier les plantes pouvant être utilisées à des fins de phytoremédiation des sols contaminés au Maroc, Fait et al. (2018) ont rapporté la teneur moyenne suivante en Cd dans l'espèce *D. maritima* :  $18.66\pm 0.08 \text{ mg/kg}$  au niveau de la rhizosphère,  $2.81\pm 0.14 \text{ mg/kg}$  au niveau de la partie arienne de la plante, et  $3.29\pm 0.03 \text{ mg/kg}$  au niveau des racines. Généralement, une grande partie du cadmium est accumulée dans les tissus racinaires, même lorsque le cadmium pénètre dans la plante par le système foliaire (Kabata-Pendias, 2011). Les résultats obtenus lors de cette étude sont comparables à tous ces travaux.

#### **b. Chrome**

Les valeurs moyennes obtenues quant au dosage de cet élément dans le feuillage de *D. maritima* oscillent entre un minimum de  $23,88\pm 7,17 \mu\text{g/g}$  dans la zone montagneuse d'Ibn Badis et un maximum de  $29,49\pm 3,91 \mu\text{g/g}$  enregistré au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar. Dans les sols normaux, les concentrations de Cr dans les plantes sont généralement inférieures à 1 ppm et dépassent rarement 5 ppm (Adriano, 1986).

Dans une étude faite par Nworie et al. (2019) ayant pour but d'investiguer l'absorption des oligo-éléments par quelques plantes herbacées sur un site contaminé par plusieurs éléments traces métalliques, les auteurs ont trouvé les teneurs en Cr suivantes :  $46 \mu\text{g/g}$  dans les racines de l'espèce *Dactylis glomerata* (Poaceae) contre  $0,3 \mu\text{g/g}$  dans ses pousses ; et ont trouvé  $35 \mu\text{g/g}$  de Cr dans les racines de *Lolium pratense* (Poaceae) contre  $0,3 \mu\text{g/g}$  dans ses pousses.

Selon Kuboi et al. (1986), la famille des Liliaeae possède un pouvoir de bioaccumulation des ETM moyen. Selon Hamid et Hossner (2000), le Cr est surtout immobilisé au niveau des racines.

Fait et al. (2018), dans leur étude visant à caractériser les teneurs en ETM dans quelques espèces végétales, pour les utiliser ensuite dans la phytoremédiation des sols pollués, ont

trouvé les concentrations moyennes suivantes en Cr :  $79.23 \pm 1.25$  mg/Kg au niveau de la rhizosphère,  $18.03 \pm 0.07$  mg/Kg au niveau de la partie aérienne, et  $23.47 \pm 0.26$  mg/Kg au niveau des racines de la plante *D. maritima*. Ces résultats concordent encore une fois avec ceux trouvés au cours de cette étude.

Le Cr a une importance considérable car il s'agit d'un élément essentiel de la nutrition humaine et animale (Hooda, 2010). La forme la plus disponible pour les plantes est le  $\text{Cr}^{6+}$  qui est une forme très instable dans un sol normal, les conditions de sa disponibilité dépendent principalement des propriétés du sol, en particulier de sa texture et de son pH. Cette espèce chimique peut attaquer l'ADN, les protéines, les lipides membranaires et perturber par conséquent l'intégrité cellulaire de la plante (Kabata-Pendias, 2010). En outre, une forte absorption du Cr par les plantes peut réduire la concentration de macronutriments majeurs tels que potassium, phosphore, fer et magnésium (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

### c. Cuivre

Le cuivre est l'un des micronutriments essentiels à la nutrition normale des plantes. Il est requis à de très petites quantités : entre 5 et 20 ppm sont suffisants pour une croissance normale, ainsi une valeur inférieure 4 ppm est considéré comme une valeur déficiente, et une valeur supérieure à 20 ppm est considérée comme toxique (Adriano, 2001). *Grosso modo*, les résultats obtenus pour cet élément ne semblent pas présenter un danger de toxicité au cuivre. Cependant, la présence, par endroit, de teneurs élevées en Cu, particulièrement à El Hadjar, où l'on a enregistré des valeurs respectives de  $35,98 \mu\text{g.g}^{-1}$  et  $33,97 \mu\text{g.g}^{-1}$  de Cu, qui dépassent donc les 20 ppm considérés comme des valeurs seuils par Adriano (2001), pourraient constituer une source de contamination par le cuivre. Nos résultats concordent relativement bien avec ceux de Fait et al. (2018). En effet, L'étude de faite par ces derniers et conduite au Maroc, dans le but de déterminer le comportement de plusieurs ETM vis-à-vis de quelques plantes herbacées, a fait état des concentrations en Cu suivantes :  $103.3 \pm 4.61$  mg/Kg au niveau de la rhizosphère,  $82.18 \pm 9.71$  mg/Kg au niveau de la partie aérienne, et enfin,  $95.81 \pm 7.52$  mg/Kg au niveau du bulbe de *D. maritima*. Pour cet élément et pour cette espèce, les auteurs ont remarqué qu'elle a non seulement accumulé des niveaux élevés de Cu dans ses racines, mais aussi qu'elle a restreint la translocation de Cu vers les parties aériennes. Ils ont conclu alors que l'espèce *D. maritima* a une bonne capacité d'accumulation du Cu, et qu'elle peut être utilisée dans la phytostabilisation de cet élément.

Le cuivre, faisant partie des micronutriments essentiels pour les plantes est un constituant de plusieurs enzymes «clés» et joue également des fonctions importantes dans les processus physiologiques, telles que la photosynthèse et la respiration, le métabolisme des glucides et des nitrates, la perméabilité à l'eau, la reproduction et la résistance aux maladies. La carence en Cu affecte fortement les processus physiologiques et donc la production végétale (Kabata-Pendias, 2010).

#### **d. Plomb**

Pour l'espèce *D. maritima*, les concentrations en Pb au niveau des feuilles varient entre un minimum de  $5,24 \pm 2,60 \mu\text{g.g}^{-1}$  enregistré au niveau de la zone urbaine de B'kira, et un maximum de  $7,10 \pm 2,76 \mu\text{g.g}^{-1}$  enregistré au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad. Il est généralement admis que le Pb atmosphérique augmente la teneur en Pb de la végétation, principalement, par dépôt de particules (Adriano, 2001). Selon Kabata-Pendias et Pendias (2001), les teneurs en Pb considérées comme étant normales pour les plantes est située entre 5 et  $10 \mu\text{g.g}^{-1}$  ; cette teneur est légèrement dépassée par endroit, au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad ( $10,65 \mu\text{g/g}$  de Pb). Ceci pourrait être dû aux retombées atmosphériques sur cette région. Dans une étude faite par Rai et al. (2011), les auteurs ont rapporté les concentrations moyennes suivantes en Pb dans le feuillage de la plante *Aloe vera* L. (*Aloe barbandensis* Miller (liliacées) :  $12 \pm 2 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $24 \pm 3 \mu\text{g.g}^{-1}$  et  $10 \pm 1 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans cette plante issue de 3 sites d'échantillonnage différents en Inde. L'étude de Fait et al. (2018), visant à comprendre le comportement de quelques ETM vis-à-vis de quelques espèces végétales a rapporté les concentrations moyennes en plomb suivantes :  $256.22 \pm 12.73 \text{ mg/Kg}$  au niveau de la rhizosphère,  $59.15 \pm 2.55 \text{ mg/Kg}$  au niveau de la partie aérienne, et enfin,  $20.74 \pm 1.77 \text{ mg/Kg}$  au niveau des racines. Nos résultats sont en accord avec ces derniers, et confirment les capacités accumulatrices de la plante *D. maritima*.

Le plomb est un métal à très faible mobilité ; l'essentiel de sa portion est retenue dans le sol au niveau de la racine (Oropeza-Garcia et al. 2014). Une fois transporté dans la plante, il peut endommager les membranes, les enzymes et divers composants protéiques. De petites proportions de Pb peuvent inhiber la respiration et la photosynthèse en raison de la perturbation de la réaction en chaîne par transfert d'électrons (Doğanlar et Atmaca, 2011).

### e. Zinc

Pour l'espèce *D. maritima*, les teneurs en Zn obtenues lors de cette étude varient d'un minimum de  $28,37 \pm 3,93 \mu\text{g.g}^{-1}$  au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, à un maximum de  $57,82 \pm 32,59 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans la zone industrielle d'El Hadjar. Ces derniers concordent relativement bien avec les résultats obtenus par Fait et al. (2018), qui ont fait état des concentrations moyennes en Zn suivantes :  $1592.16 \pm 33.89 \text{ mg/Kg}$  au niveau de la région de la rhizosphère,  $91.76 \pm 5.82 \text{ mg/Kg}$  au niveau de la partie aérienne, et  $109.11 \pm 2.42 \text{ mg/Kg}$  au niveau du bulbe de *D. maritima*.

Le zinc est connu pour être présent à des concentrations relativement élevées par rapport à d'autres ETMs, tels que Cu, Pb et Ni (Alloway, 2013). D'après Markert, (1992), les teneurs en Zn normalement admises pour les plantes varient entre  $10 \mu\text{g.g}^{-1}$  et  $150 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Ces valeurs ne sont pas dépassées dans l'ensemble des zones étudiées, donc, il n'y a pas de risque de contamination par le zinc *via* la végétation. Certains éléments-traces métalliques sont requis dans des quantités minimales et d'autres en concentrations plus élevées. Le problème apparaît lorsque des éléments non essentiels sont absorbés en grandes proportions ; ces métaux deviennent alors toxiques, surtout que leur caractère stable les rend persistants et non dégradables (Srivastava et al. 2017).

#### III.2.2.3. Corrélations ETM\_sol et ETM\_ *D. maritima*

Les corrélations entre les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les sols, et les teneurs en ETM chez *D. maritima* permettent d'en savoir plus sur l'aptitude de cette espèce à accumuler les ETM du sol, ainsi que sur les interactions qui pourraient exister entre ces éléments. Comme pour les corrélations existant entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs métalliques pseudo-totales et biodisponibles dans le sol, nous n'avons pris en considération que les corrélations positives existant entre les concentrations en ETMs dans la végétation et dans les sols.

Les résultats des corrélations établies entre les teneurs en ETM quantifiées dans le sol et chez *D. maritima* sont récapitulés dans les tableaux 52, 53, 54 et 55. Notons que seules les corrélations positives significatives sont prises en considération.

Le tableau 52 récapitule l'ensemble des corrélations qui existent entre les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les sols échantillonnés, et les teneurs en ETM dans l'espèce *D. maritima* enregistrées au niveau de la zone urbaine de B'kira.

L'examen de ce dernier montre que :

- Le Cd contenu dans le feuillage de l'espèce *D. maritima* est corrélé aux fractions pseudo-totales et biodisponibles du Cd et du Pb dans le sol.
- Le Cr contenu dans l'espèce *D. maritima* est corrélé au Cd biodisponible et au Zn total ;
- Le Cu et le Zn contenu dans la végétation est corrélé aux fractions pseudo-totales et biodisponibles du Cd ;
- Enfin, le Pb présent dans la végétation est corrélé au Cd biodisponible.

**Tableau 52** : Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et *D. maritima*-

Zone urbaine de B'kira

	Cd <sub>v</sub>	Cr <sub>v</sub>	Cu <sub>v</sub>	Pb <sub>v</sub>	Zn <sub>v</sub>
Cd <sub>T</sub>	0,63**		0,69**		0,50*
Cd <sub>Bd</sub>	0,71**	0,86***	0,95***	0,47*	0,47*
Cr <sub>T</sub>	-	-	-	-	-
Cr <sub>Bd</sub>	-	-	-	-	-
Cu <sub>T</sub>	-	-	-	-	-
Cu <sub>Bd</sub>	-	-	-	-	-
Pb <sub>T</sub>	0,64**	-	-	-	-
Pb <sub>Bd</sub>	0,64**	-	-	-	-
Zn <sub>T</sub>	-	0,49*	-	-	-
Zn <sub>Bd</sub>	-	-	-	-	-

\* : p < 0,05 ; \*\* : p < 0,01 ; \*\*\* : p < 0,001

Le tableau 53 synthétise l'ensemble des corrélations qui existent entre les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les sols échantillonnés, et les teneurs en ETM chez *D. maritima* enregistrées au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar. D'après ce dernier, on remarque que :

- Le Cd présent au niveau du feuillage de l'espèce étudiée est corrélé aux fractions pseudo-totales du Cr et du Cu ainsi qu'aux fractions biodisponibles du Cd, du Cr, du Cu et du Zn ;
- Le Cr présent dans la végétation est corrélé aux teneurs pseudo-totales du Cr, du Cu et du Zn ;
- Le Cu présent dans la végétation est corrélé aux teneurs pseudo-totales du Cd, Cr, Cu et Pb ; ainsi qu'aux teneurs biodisponibles du Cu et du Zn ;
- Le Pb contenu dans la végétation est corrélé aux Cd total et Pb total ainsi qu'aux fractions biodisponibles du Cr et du Zn.
- Enfin, le Zn contenu dans la végétation est corrélé aux fractions pseudo-totales du Cd, Cr, Cu et Pb, ainsi qu'aux fractions biodisponibles du Cu et du Zn.

**Tableau 53** : Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et de *D. maritima*-  
Zone industrielle d'El Hadjar

	<b>Cd<sub>v</sub></b>	<b>Cr<sub>v</sub></b>	<b>Cu<sub>v</sub></b>	<b>Pb<sub>v</sub></b>	<b>Zn<sub>v</sub></b>
<b>Cd<sub>T</sub></b>	-	-	0,82 <sup>***</sup>	0,73 <sup>***</sup>	0,89 <sup>***</sup>
<b>Cd<sub>Bd</sub></b>	0,51 <sup>*</sup>	-	-	-	-
<b>Cr<sub>T</sub></b>	0,86 <sup>***</sup>	0,53 <sup>*</sup>	0,65 <sup>**</sup>	-	0,51 <sup>*</sup>
<b>Cr<sub>Bd</sub></b>	0,58	-	-	0,41 <sup>*</sup>	-
<b>Cu<sub>T</sub></b>	0,66 <sup>**</sup>	0,78 <sup>***</sup>	0,56 <sup>*</sup>		0,53
<b>Cu<sub>Bd</sub></b>	0,59 <sup>**</sup>	-	0,78 <sup>***</sup>		0,70 <sup>**</sup>
<b>Pb<sub>T</sub></b>	-	-	0,60 <sup>**</sup>	0,50 <sup>*</sup>	0,70 <sup>**</sup>
<b>Pb<sub>Bd</sub></b>	-	-	-	-	-
<b>Zn<sub>T</sub></b>	-	0,75 <sup>***</sup>	-	-	-
<b>Zn<sub>Bd</sub></b>	0,74 <sup>***</sup>	-	0,90 <sup>***</sup>	0,53 <sup>*</sup>	0,77 <sup>**</sup>

\* : p < 0,05 ; \*\* : p < 0,01 ; \*\*\* : p < 0,001

Le tableau 54 synthétise l'ensemble des corrélations qui existent entre les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les sols échantillonnés, et celles enregistrées chez *D. maritima* au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis.

Conformément à ce dernier, on remarque que :

- Le Cd présent dans la végétation est corrélé au Zn<sub>total</sub> ;
- Le Cr contenu dans la végétation est corrélé aux fractions pseudo-totales et biodisponibles du Cu et du Zn ;
- Le Cu contenu dans la végétation est corrélé aux fractions pseudo-totales du Cu, du Pb et du Zn ;
- Le Pb contenu dans la végétation est corrélé aux fractions pseudo-totales du Cd et du Pb, ainsi qu'à la fraction biodisponible du Pb ;
- Enfin, le Zn contenu dans la végétation est corrélé aux fractions pseudo-totales du Cu, du Pb et du Zn, ainsi qu'à la fraction biodisponible du Cu.



**Tableau 54** : Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et *D. maritima* -  
Zone sub-montagneuse d'Ibn Badis

	Cdv	Cr <sub>v</sub>	Cu <sub>v</sub>	Pbv	Znv
<b>Cd<sub>T</sub></b>	-	-	-	0,45*	-
<b>Cd<sub>Bd</sub></b>	-	-	-	0,44*	-
<b>Cr<sub>T</sub></b>	-	-	-	-	-
<b>Cr<sub>Bd</sub></b>	-	-	-	-	-
<b>Cu<sub>T</sub></b>	-	0,43*	0,60**	-	0,51*
<b>Cu<sub>Bd</sub></b>	-	0,48*	-	-	0,55*
<b>Pb<sub>T</sub></b>	-	-	0,54*	-	0,45*
<b>Pb<sub>Bd</sub></b>	-	-	-	0,94***	-
<b>Zn<sub>T</sub></b>	0,88***	0,73***	0,65**	-	0,41*
<b>Zn<sub>Bd</sub></b>	-	0,74***	-	-	-

\* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,01$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$

Le tableau 55 synthétise l'ensemble des corrélations qui existent entre les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les sols échantillonnés, et les teneurs en ETM chez *D. maritima* enregistrées au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad.

Selon ce dernier, nous remarquons que :

- Le Cd présent dans la végétation est corrélé au Cd<sub>biodisponible</sub> ;
- Le Pb présent dans la végétation est corrélé au Cr<sub>total</sub> ;
- Enfin, le Zn présent dans la végétation est corrélé au Cd<sub>biodisponible</sub> et au Cr<sub>total</sub>.

**Tableau 55** : Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et *D. maritima*-  
Zone montagneuse d'Ibn Ziad

	Cdv	Cr <sub>v</sub>	Cu <sub>v</sub>	Pbv	Znv
<b>Cd<sub>T</sub></b>	-	-	-	-	-
<b>Cd<sub>Bd</sub></b>	0,65**	-	-	-	0,82***
<b>Cr<sub>T</sub></b>	-	-	-	0,57*	0,44*
<b>Cr<sub>Bd</sub></b>	-	-	-	-	-
<b>Cu<sub>T</sub></b>	-	-	-	-	-
<b>Cu<sub>Bd</sub></b>	-	-	-	-	-
<b>Pb<sub>T</sub></b>	-	-	-	-	-
<b>Pb<sub>Bd</sub></b>	-	-	-	-	-
<b>Zn<sub>T</sub></b>	-	-	-	-	-
<b>Zn<sub>Bd</sub></b>	-	-	-	-	-

\* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,01$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$

Par ailleurs, en étudiant les corrélations qui existent entre les teneurs en ETM dans la végétation et les teneurs pseudo-totales et biodisponibles dans le sol, on a trouvé de

multiples corrélations positives qui existent entre elles. En effet, selon Kabata-Pendias, (2011), les interactions Cd-Zn sont couramment observées et toutes les conclusions mènent au fait que le Zn réduit l'absorption du Cd par les systèmes racinaire et foliaire. Cette interaction a été observée dans toutes les zones, et des corrélations très hautement significatives ont été notées surtout au niveau des zones industrielle et montagneuse (tab. 53 et 55). Les interactions entre Cd et Cu sont également couramment observées et sont complexes. En effet, les interactions entre ces deux éléments sont à la fois antagonistes et synergiques quant à l'absorption d'éléments par les racines. L'effet inhibiteur du Cu sur l'absorption du Cd est le plus souvent rapporté. Cette interférence a été observée notamment en zone urbaine et en zone industrielle (tab. 52 et 53). L'interaction qui existe entre le Zn et le Pb est antagoniste, en effet, elle a tendance à affecter négativement la translocation de chaque élément des racines aux sommets. Cette dernière a été observée surtout dans la zone industrielle et dans la zone sub-montagneuse (tab. 53 et 54). L'interaction Pb-Cd consiste en l'effet stimulant du Pb sur l'absorption du Cd par les racines des plantes, elle peut donc perturber le transport transmembranaire des ions. Cette dernière a été observée en zone urbaine, industrielle et sub-montagneuse (tab 52, 53 et 54). Les interrelations Cu-Cr peuvent se produire dans les tissus végétaux, ainsi que dans les milieux racinaires externes. Les réactions antagonistes sont apparemment liées à la valence variable du Cr. Cette interaction a été observée en milieu montagneux, sub-montagneux et industriel (tab. 53, 54, et 55). Enfin, les interactions Cu-Zn sont elles aussi couramment observées. Ces métaux, essentiel en petites doses à la croissance des plantes, sont apparemment absorbés par le même mécanisme et par conséquent, chacun peut inhiber de manière compétitive l'absorption racinaire de l'autre. Cette interaction a été observée en milieu sub-montagneux et industriel (tab. 53 et 54).

#### **III.2.2.4. Facteur de bioconcentration chez *Drimia maritima***

Le facteur de bioconcentration, désigné FBC, a été calculé pour mieux interpréter les résultats obtenus jusque-là. En effet, ce facteur aide à évaluer l'efficacité des plantes à accumuler les ETM, et leur capacité à les transporter des racines vers les parties aériennes, et, par conséquent, d'identifier la pertinence des plantes pour la phytoextraction et la phytostabilisation des différents ETM (Marchiol et al. 2004).

Il est calculé selon la formule suivante (Ghosh & Singh, 2005) :

$$BCF = C_{\text{tissu végétal}} / C_{\text{sol}}$$

Où :

- $C_{\text{tissu végétal}}$  : est la concentration en ETM au niveau du tissu végétal (feuillage dans notre cas)
- $C_{\text{sol}}$  : est la concentration en ETM au niveau du compartiment dans lequel il se trouve (sol dans notre cas)

Le FBC est présenté pour l'ensemble des ETM et les zones étudiées dans le tableau 56 et la figure 91. Pour ce facteur, et au niveau du feuillage de la plante *D. maritima*, nous remarquons que les facteurs de bioconcentrations diffèrent d'une zone investiguée à une autre.

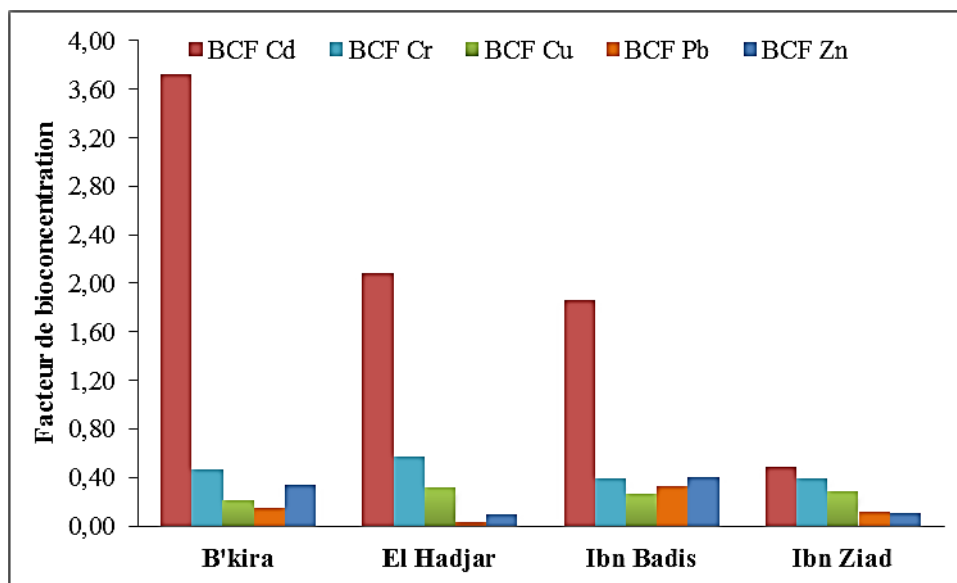
**Tableau 56 :** Valeurs moyennes des FBC pour l'espèce *D. maritima* en fonction des ETM analysés et des zones étudiées.

	<b>FBC Cd</b>	<b>FBC Cr</b>	<b>FBC Cu</b>	<b>FBC Pb</b>	<b>FBC Zn</b>
<b>B'kira</b>	3,73	0,46	0,22	0,14	0,34
<b>El Hadjar</b>	2,08	0,57	0,32	0,03	0,10
<b>Ibn Badis</b>	1,86	0,39	0,27	0,33	0,41
<b>Ibn Ziad</b>	0,49	0,39	0,28	0,12	0,10

Les séquences enregistrées sont les suivantes :

- Zone urbaine de B'kira :  $FBC_{Cd} > FBC_{Cr} > FBC_{Zn} > FBC_{Cu} > FBC_{Pb}$
- Zone industrielle d'El Hadjar :  $FBC_{Cd} > FBC_{Cr} > FBC_{Cu} > FBC_{Zn} > FBC_{Pb}$
- Zone sub-montagneuse d'Ibn Badis :  $FBC_{Cd} > FBC_{Zn} > FBC_{Cr} > FBC_{Pb} > FBC_{Cu}$
- Zone montagneuse d'Ibn Ziad :  $FBC_{Cd} > FBC_{Cr} > FBC_{Cu} > FBC_{Pb} > FBC_{Zn}$

Néanmoins, le FBC le plus élevé a été enregistré au niveau de toutes les zones pour l'élément Cd, preuve que cette plante accumule le Cd dans son feuillage.



**Figure 91** : Variation spatiale des FBC dans le feuillage de *D. maritima*.

Les plantes herbacées possèdent un énorme potentiel d'accumulation de fortes teneurs en ETM dans les racines, les tiges et les feuilles. Cependant, la plupart des plantes hyperaccumulatrices rapportés appartiennent à des familles de graminées (Mukherjee et al. 2016). Onder et al. (2007) ont trouvé des corrélations significatives entre les teneurs en Pb et Cu dans le sol et dans des plantes herbacées échantillonnées sur 8 sites en Turquie et ont obtenu les valeurs suivantes pour le Pb (0,44), et pour le Cu (0,70). Des observations similaires ont également été faites par Fakayode et Onianwa (2002) autour d'une zone industrielle au Nigéria, où de fortes corrélations significatives ont été observées entre la teneur en Cd dans le sol et dans des plantes herbacées. Ces auteurs ont rapporté la valeur de 0,83 pour le cadmium. Polechonska et al. (2013) ont utilisé *Polygonum aviculare* sur 79 sites différents avec des niveaux de pollution variables, et ont trouvé que le facteur de bioaccumulation pour cette plante herbacée est de (0,5) pour le Zn. Nworie et al. (2019), en calculant le facteur de bioaccumulation pour plusieurs espèces herbacées, ont rapporté la une valeur de 0.27 pour le Chrome pour l'espèce *Dactylis glomerata*. Tous ces résultats concordent relativement bien avec les nôtres.

L'étude conduite par Fait et al. (2018), a fait état des FBC dans l'espèce *D. maritima* suivants : 0,17 pour le Cd, 0,51 pour le Cr, 0,92 pour le Cu, 0,08 pour le Pb, et enfin, 0,07 pour le Zn. Nos résultats sont en concordance avec ces derniers, puisque nous avons obtenus des valeurs relativement similaires pour l'ensemble des éléments, excepté pour le Cd. Selon Yoon et al. (2006), un BCF > 1 indique que l'espèce végétale a la capacité

d'absorber les ETM du sol par les racines et de limiter leur mobilité aux pousses, elle peut, en conséquent, être utilisée dans la phytostabilisation de ces derniers.

Les FBC supérieures à la valeur de 1 ont tous été enregistrés pour l'élément cadmium, ce qui confirme, que non seulement, il y a contamination par le Cd au niveau de ces zones, surtout au niveau de la zone urbaine de B'kira, mais aussi que l'espèce *D. maritima* est une espèce dotée de fortes capacités accumulatrices.

### III.2.3. Teneurs en ETM et facteurs de bioconcentration chez *Cornu aspersum*

#### III.2.3.1. Teneurs en ETM chez *C. aspersum*

Comme pour le sol, et pour la flore, les teneurs en Cd, Cr, Cu, Pb et Zn ont été déterminées dans les différentes parties du gastéropode : *Cornu aspersum*. Ainsi, nous avons investigué les teneurs en ETM dans la masse viscérale, la masse pédieuse et la coquille de cet animal. Ces dernières sont récapitulées dans le tableau 57. Il est à noter qu'au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat, nous avons enregistré une absence totale de l'espèce *Cornu aspersum*.

**Tableau 57** : Données statistiques des teneurs en ETM dans les différentes parties (masse viscérale, la masse pédieuse et la coquille) de *C. aspersum*.

Parties de l'animal	Cd ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Cr ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )
<b>B'kira</b>					
Masse viscérale	[2,07-3,03] 2,49±0,39 <sup>a</sup>	[16,29-33,71] 24,39±7,75 <sup>a</sup>	[46,13-74,10] 55,68±10,66 <sup>a</sup>	[11,34-73,55] 34,71±24,07 <sup>a</sup>	[110,18-695,27] 268,67±236,45 <sup>a</sup>
Masse pédieuse	[0,34-0,85] 0,60±0,18 <sup>b</sup>	[6,87-16,85] 11,27±4,42 <sup>b</sup>	[48,19-75,70] 56,47±10,27 <sup>a</sup>	[7,56-12,21] 9,37±1,91 <sup>b</sup>	[49,78-69,60] 57,35±7,66 <sup>b</sup>
Coquilles	[0,41-0,70] 0,55±0,10 <sup>b</sup>	[3,93-25,84] 15,96±7,65 <sup>b</sup>	[1,36-3,06] 2,12±0,72 <sup>b</sup>	[9,01-18,60] 12,65±3,29 <sup>b</sup>	[5,79-10,01] 7,78±1,62 <sup>b</sup>
<b>El Hadjar</b>					
Masse viscérale	[1,99-6,96] 4,37±1,77 <sup>a</sup>	[21,91-31,46] 26,88±3,41 <sup>a</sup>	[39,21-58,68] 49,96±6,73 <sup>b</sup>	[23,26-115,99] 70,56±31,63 <sup>a</sup>	[598,98-827,44] 717,97±77,51 <sup>a</sup>
Masse pédieuse	[0,98-1,06] 1,02±0,03 <sup>b</sup>	[6,74-8,99] 7,82±0,80 <sup>b</sup>	[46,54-83,89] 67,16±12,91 <sup>a</sup>	[6,98-9,30] 8,33±0,86 <sup>b</sup>	[63,46-72,01] 67,91±2,90 <sup>b</sup>
Coquilles	[0,08-0,54] 0,30±0,17 <sup>b</sup>	[4,49-10,11] 7,19±2,01 <sup>b</sup>	[1,66-2,31] 2,02±0,23 <sup>c</sup>	[10,76-12,50] 11,68±0,64 <sup>b</sup>	[9,25-12,27] 10,82±1,03 <sup>c</sup>
<b>Ibn Badis</b>					
Masse viscérale	[3,31-4,09] 3,76±0,27 <sup>a</sup>	[14,04-15,73] 14,75±0,58 <sup>b</sup>	[18,02-73,64] 45,25±18,97 <sup>a</sup>	[5,52-6,98] 6,23±0,50 <sup>b</sup>	[90,73-107,35] 99,21±5,67 <sup>a</sup>
Masse pédieuse	[0,72-0,80] 0,77±0,03 <sup>b</sup>	[10,11-12,92] 11,75±0,96 <sup>c</sup>	[20,43-77,01] 48,13±19,29 <sup>a</sup>	[3,49-5,81] 4,68±0,79 <sup>c</sup>	[52,36-56,24] 54,34±1,32 <sup>b</sup>
Coquilles	[0,44-0,57] 0,52±0,04 <sup>c</sup>	[23,60-25,28] 24,58±0,58 <sup>a</sup>	[0,90-1,15] 1,03±0,09 <sup>b</sup>	[8,14-11,92] 10,07±1,29 <sup>a</sup>	[4,43-6,07] 5,27±0,56 <sup>c</sup>
<b>Ibn Ziad</b>					
Masse viscérale	[4,63-13,53] 7,67±3,09 <sup>a</sup>	[9,55-21,35] 15,07±4,51 <sup>b</sup>	[39,96-74,00] 51,99±12,63 <sup>b</sup>	[0,29-12,79] 5,33±5,05	[67,11-115,00] 85,23±16,76 <sup>a</sup>
Masse pédieuse	[1,11-3,21] 2,09±0,71 <sup>b</sup>	[11,24-19,10] 14,89±2,63 <sup>b</sup>	[52,06-113,25] 73,55±23,97 <sup>a</sup>	[0,87-15,41] 7,32±6,19	[42,25-55,03] 48,27±4,30 <sup>b</sup>
Coquilles	[0,34-0,85] 0,61±0,17 <sup>b</sup>	[16,85-35,96] 25,75±7,57 <sup>a</sup>	[0,65-3,66] 1,91±1,07 <sup>c</sup>	[6,40-18,31] 12,06±4,78	[4,11-16,23] 7,97±4,26 <sup>c</sup>

a, b, c : groupes homogènes, test post-hoc de SNKt. ( $p < 0.05$ ) ; n = 24 échantillons

### a. Cadmium

La figure 92 représente la distribution spatiale des teneurs en Cd dans les différentes parties du gastéropode *Cornu aspersum*.

Les résultats obtenus quant au dosage du Cd dans les différentes parties de l'espèce *C. aspersum* confirment la présence de cet élément dans tous les échantillons. Nous avons enregistré l'ordre décroissant suivant des concentrations : Viscères >> Pieds > Coquilles, au niveau de toutes les zones.

En effet, les teneurs les plus élevées en Cd ont été enregistrées au niveau des masses viscérales avec des moyennes de l'ordre de  $2,47 \pm 0,43 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la zone urbaine de B'kira,  $3,69 \pm 0,54 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la zone sub montagneuse d'Ibn Badis,  $4,47 \pm 3,51 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la zone industrielle d'El-Hadjar et enfin,  $7,67 \pm 3,08 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la zone montagneuse d'Ibn Ziad. Des teneurs moindres que celles contenues dans les viscères ont été enregistrées au niveau des masses pédieuses, avec des valeurs moyennes de l'ordre de  $0,59 \pm 0,19 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans la zone de B'kira,  $0,76 \pm 0,05 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans la zone d'Ibn Badis,  $1,02 \pm 0,05 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans la zone d'El Hadjar et enfin,  $2,09 \pm 0,70 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans la zone d'Ibn Ziad. Enfin, les teneurs les plus faibles en Cd ont été enregistrées au niveau des coquilles, avec une moyenne de  $0,31 \pm 0,32 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans la zone industrielle,  $0,50 \pm 0,09 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans la zone d'Ibn Badis,  $0,55 \pm 0,11 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans la zone de B'kira et enfin,  $0,61 \pm 0,16 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans la zone d'Ibn Ziad.

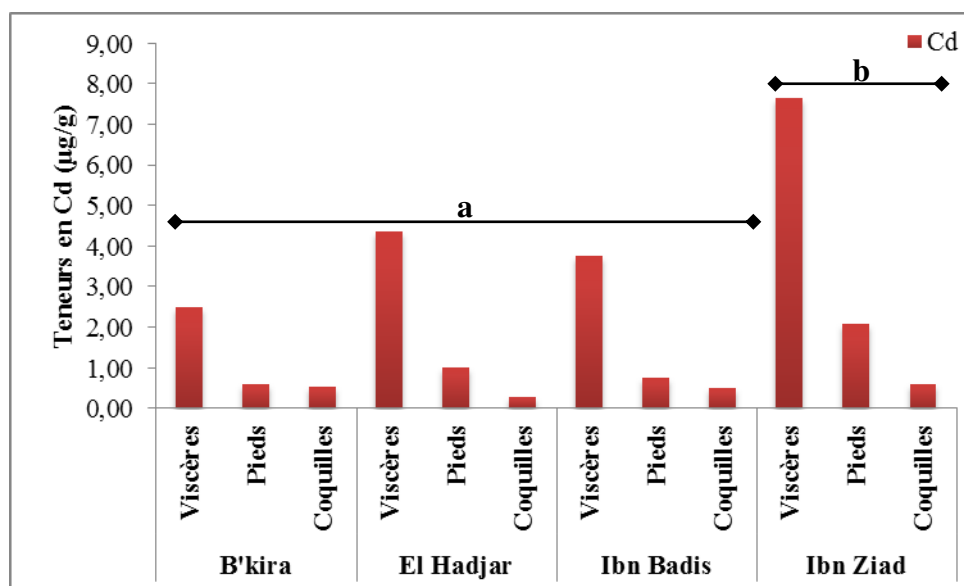
Cette variabilité d'une partie à l'autre a été confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif avec ( $F = 783,47$  ;  $p < 0.001$  pour Ibn Badis,  $F = 24,78$  ;  $p < 0.001$  pour Ibn Ziad,  $F = 29,65$  ;  $p < 0.001$  pour El Hadjar,  $F = 118,74$  ;  $p < 0.01$  pour B'kira,  $F = 783,47$ ). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 3 parties analysées en trois groupes homogènes pour la zone d'Ibn Badis, et en deux groupes pour les zones de B'kira, El Hadjar et Ibn Ziad (tab. 57).

Par ailleurs, il apparaît aussi que l'accumulation du cadmium dans les différentes parties de *C. aspersum* varie en fonction des zones, et donc de la concentration en cadmium dans le sol. Nous avons enregistré la séquence suivante pour les concentrations moyennes (viscères, pieds et coquilles) en cadmium chez *C. aspersum* :

*Zone montagneuse (Ibn Ziad) > Zone industrielle (El Hadjar) > Zone sub-montagneuse (Ibn Badis) > Zone urbaine (B'kira)*

Cette variation dans l'espace a été mise en évidence par l'anova à un facteur qui a révélé un effet significatif pour ( $F = 3,41$  ;  $p < 0.05$ ). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a fait ressortir deux groupes homogènes ; le premier (a) formé par les zones urbaine de B'kira, sub-montagneuse d'Ibn Badis et industrielle d'El Hadjar, et le deuxième

(b) formé par zone montagneuse d'Ibn Ziad caractérisée par les concentrations les plus élevées en cadmium et ce quel que soit la partie analysée (fig.90).



**Figure 92 :** Distribution spatiale des teneurs en Cd dans les différentes parties (viscères, pieds et coquilles) de *C. aspersum*.

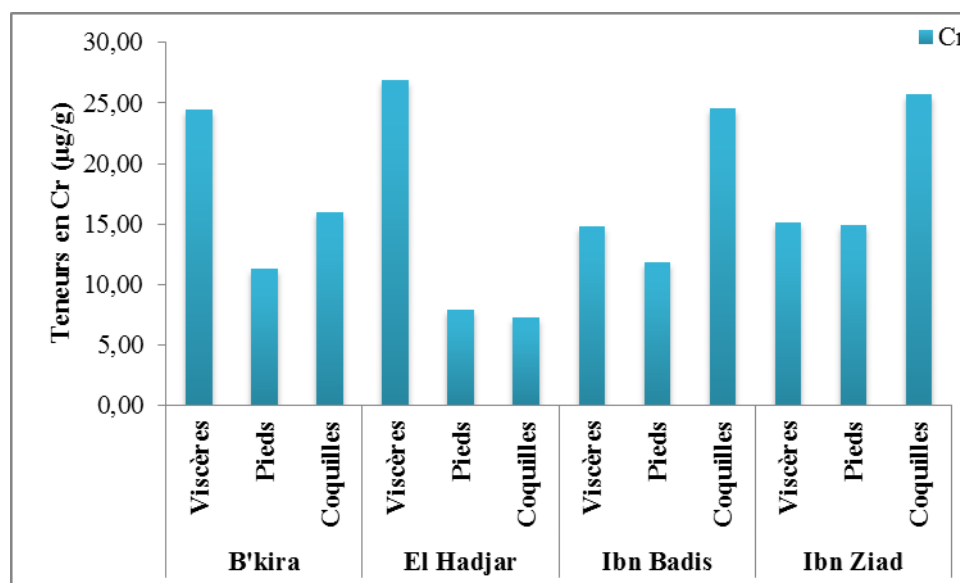
### b. Chrome

La figure 93 représente la distribution spatiale des concentrations en Cr dans les différentes parties de l'escargot *Cornu aspersum*. Les résultats obtenus quant au dosage de cet élément dans les différentes parties de l'espèce *C. aspersum* confirment la présence de cet élément dans tous les échantillons. Selon cette dernière, nous avons enregistré l'ordre de concentration suivant : Coquilles > Viscères > Pieds, au niveau des zones montagneuse d'Ibn Ziad et sub montagneuse d'Ibn Badis ; avec des concentrations moyennes de l'ordre de  $15,07 \mu\text{g.g}^{-1}$  ;  $14,89 \mu\text{g.g}^{-1}$  ;  $25,75 \mu\text{g.g}^{-1}$ , et  $14,75 \mu\text{g.g}^{-1}$  ;  $11,75 \mu\text{g.g}^{-1}$  ;  $24,58 \mu\text{g.g}^{-1}$  respectivement. Ensuite, nous avons enregistré l'ordre d'abondance en Cr suivant : Viscères > Coquilles > Pieds au niveau de la zone urbaine de B'kira, avec les moyennes suivantes :  $24,39 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $11,27 \mu\text{g.g}^{-1}$ , et  $15,96 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Enfin, la séquence suivante : Viscères > Pieds > Coquilles au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar, avec des teneurs moyennes respectives de :  $26,88 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $7,82 \mu\text{g.g}^{-1}$ , et  $7,19 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

Cette variabilité d'un organe de l'animal à l'autre a été confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif pour ( $F = 512,52$  ;  $p < 0.001$  pour Ibn Badis,  $F = 8,21$  ;  $p < 0.01$  pour Ibn Ziad,  $F = 153,31$  ;  $p < 0.001$  pour El Hadjar,  $F = 118,74$  ;  $p < 0.01$  pour B'kira). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 3



parties analysées en trois groupes homogènes pour Ibn Badis, et en deux groupes pour les zones de B'kira, El Hadjar et Ibn Ziad (tab. 57).



**Figure 93 :** Distribution spatiale des teneurs en Cr dans les différentes parties (viscères, pieds et coquilles) de *C. aspersum*.

De plus, il apparaît que l'accumulation du chrome dans les différentes parties de *C. aspersum* dépend des teneurs en chrome dans le sol. En effet, des fluctuations remarquables entre les zones ont été enregistrées par rapport aux teneurs en Cr chez *C. aspersum*. Nous avons enregistré la séquence suivante pour les concentrations moyennes en chrome chez *C. aspersum* :

*Zone montagneuse (Ibn Ziad) > Zone urbaine (B'kira > Zone sub-montagneuse (Ibn Badis) > Zone industrielle (El Hadjar)*

Néanmoins, cette variabilité des concentrations en chrome chez *C. aspersum* d'une zone de prélèvement à l'autre est non significative.

### c. Cuivre

La variation spatiale des teneurs en Cu dans les différentes parties (viscères, pieds et coquilles) de l'escargot *C. aspersum* est représentée par la figure 94.

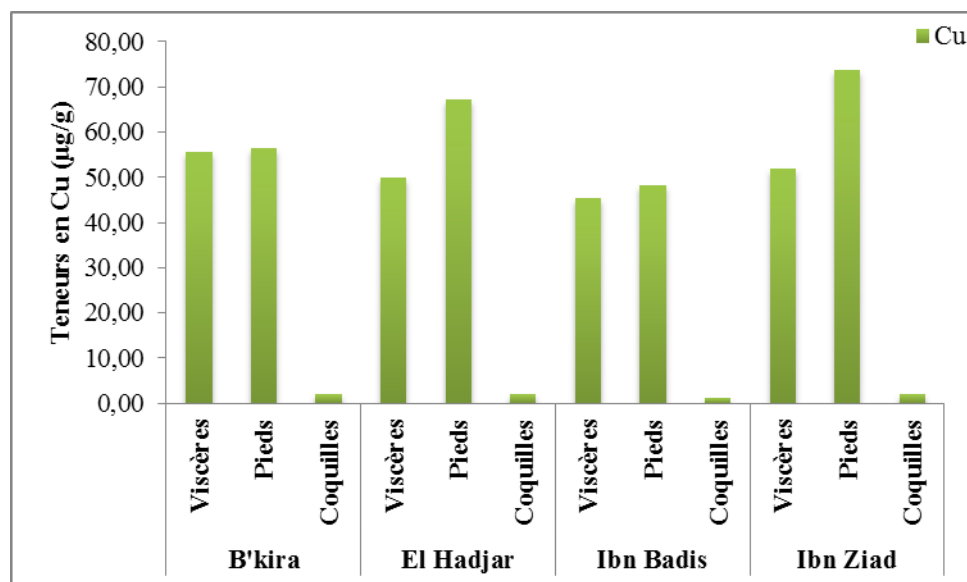
Pour cet élément, et contrairement au Cd et Cr, nous avons enregistré l'ordre suivant pour les teneurs en Cu : Pieds > Viscères >> Coquilles. En effet, l'analyse de la figure 92 permet de constater que les teneurs les plus élevées en Cu ont été enregistrées au niveau des masses pédieuses avec des valeurs moyennes de l'ordre de  $73,55 \pm 23,96 \mu\text{g.g}^{-1}$  au

niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad,  $65,21 \pm 26,41 \mu\text{g.g}^{-1}$  au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar,  $56,84 \pm 11,43 \mu\text{g.g}^{-1}$  au niveau de la zone urbaine de B'kira et enfin,  $48,71 \pm 40,00 \mu\text{g.g}^{-1}$  au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis (tableau 57).

Dans une moindre mesure, nous avons enregistré des teneurs en Cu moyennes de l'ordre de  $54,53 \pm 11,50 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $51,99 \pm 12,62 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $48,94 \pm 13,77 \mu\text{g.g}^{-1}$  et  $45,83 \pm 39,33 \mu\text{g.g}^{-1}$  au niveau de la zone urbaine, la zone montagneuse, la zone industrielle et la zone sub-montagneuse respectivement.

Enfin, les concentrations les plus basses en Cu ont été notées pour les coquilles avec des teneurs allant d'une valeur moyenne minimale de  $1,02 \pm 0,17 \mu\text{g.g}^{-1}$  enregistrée au niveau de la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis à une valeur moyenne maximale de  $2,11 \pm 0,80 \mu\text{g.g}^{-1}$  enregistrée dans la zone urbaine de B'kira.

La variation des teneurs en cuivre dans les différentes parties analysées chez *C. aspersum* a été confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif pour ( $F = 18,02$  ;  $p < 0.001$  pour Ibn Badis,  $F = 33,08$  ;  $p < 0.001$  pour Ibn Ziad,  $F = 92,85$  ;  $p < 0.001$  pour El Hadjar,  $F = 74,32$  ;  $p < 0.001$  pour B'kira). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 3 parties analysées dans deux groupes homogènes pour les zones d'Ibn Badis et B'kira, et dans 3 groupes pour les zones d'Ibn Ziad et El Hadjar (tab. 57).



**Figure 94 :** Variation spatiale des teneurs en Cu dans les différentes parties (viscères, pieds et coquilles) de *C. aspersum*.

Par ailleurs, il apparaît aussi que l'accumulation du cuivre dans les différentes parties de *C. aspersum* varie en fonction des zones, et donc de la concentration en cuivre dans le sol.

Nous avons enregistré la séquence suivante pour les concentrations moyennes en cuivre chez *C. aspersum* :

*Zone montagneuse (Ibn Ziad) > Zone industrielle (El Hadjar) > Zone urbaine (B'kira) >  
Zone sub-montagneuse (Ibn Badis)*

Mais, de même que pour le chrome, la variation des concentrations en cuivre chez *C. aspersum* en fonction des zones est non significative.

#### **d. Plomb**

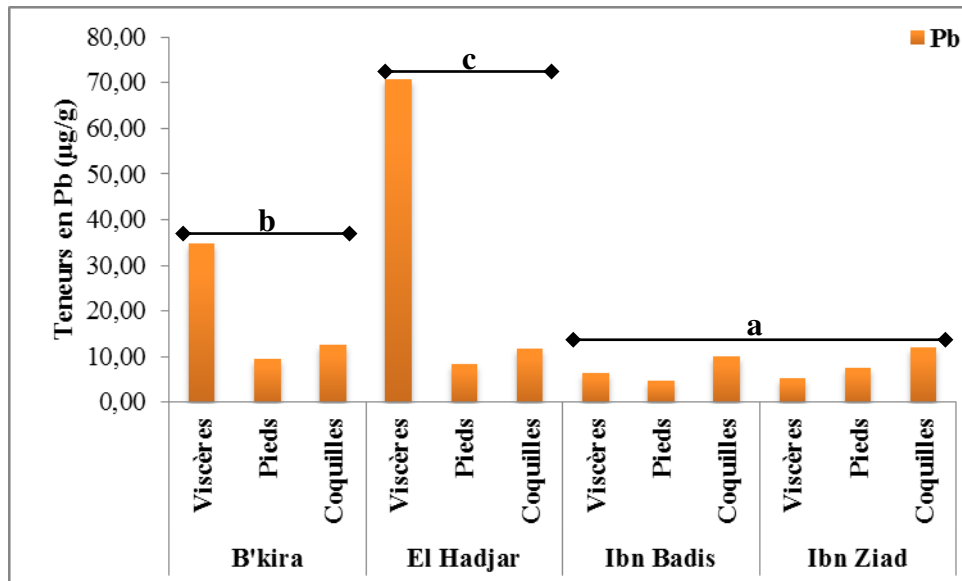
La figure 95 représente la distribution spatiale des teneurs en Pb dans les différentes parties de l'escargot *C. aspersum*. En analysant cette dernière, nous constatons que les teneurs en Pb varient non seulement d'une zone à une autre mais aussi, d'une partie de l'animale à une autre. En effet, pour les zones urbaine et industrielle, nous avons enregistré l'ordre d'abondance en Pb suivant : Viscères >> Coquilles > Pieds avec des moyennes de l'ordre de 34,71  $\mu\text{g.g}^{-1}$  et 70,56  $\mu\text{g.g}^{-1}$  pour les viscères, 12,65  $\mu\text{g.g}^{-1}$  et 11,68  $\mu\text{g.g}^{-1}$  pour les coquilles et 9,37  $\mu\text{g.g}^{-1}$  et 8,33  $\mu\text{g.g}^{-1}$  pour les pieds dans des deux zones respectivement.

Pour la zone sub-montagneuse d'Ibn Badis, l'ordre des teneurs en Pb dans les différentes parties de l'animal est le suivant : Coquilles > Viscères > Pieds, avec des valeurs moyennes de l'ordre de 10,07  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , 6,23  $\mu\text{g.g}^{-1}$  et 4,68  $\mu\text{g.g}^{-1}$  respectivement.

Enfin, pour la zone montagneuse d'Ibn Ziad, les concentrations en Pb ont suivi l'ordre d'abondance suivant : Coquilles > Pieds > Viscères, avec des moyennes de 12,06  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , 7,32  $\mu\text{g.g}^{-1}$  et 5,33  $\mu\text{g.g}^{-1}$  respectivement (tableau 57).

Cette variabilité de la concentration en plomb d'une partie à l'autre a été confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif pour ( $F = 53,6$  ;  $p < 0.001$  pour Ibn Badis,  $F = 20,36$  ;  $p < 0.001$  pour El Hadjar,  $F = 5,42$  ;  $p < 0.05$  pour B'kira). Pour la Zone d'Ibn Ziad, l'*anova* n'a pas révélé d'effet significatif.

Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 3 parties analysées en trois groupes homogènes pour Ibn Badis, et deux groupes pour El Hadjar et B'kira (tab. 57).



**Figure 95 :** Distribution spatiale des teneurs en Pb dans les différentes parties (viscères, pieds et coquilles) de *C. aspersum*.

Par ailleurs, il apparaît aussi que l'accumulation du plomb dans les différentes parties de *C. aspersum* est zone-dépendante, et dépend donc des concentrations en plomb dans le sol. Nous avons enregistré la séquence suivante pour les concentrations moyennes en plomb chez *C. aspersum* :

*Zone industrielle (El Hadjar) > Zone urbaine (B'kira) > Zone montagnaise (Ibn Ziad) > Zone sub-montagnaise (Ibn Badis)*

Cette variation dans l'espace a été mise en évidence par l'*anova* à un facteur qui a révélé un effet significatif pour ( $F = 5,48 ; p < 0.01$ ).

Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a fait ressortir 3 groupes homogènes. Le premier (a), formé par les zones sub-montagnaise d'Ibn Badis, et montagnaise d'Ibn Ziad. Le deuxième (b), caractérisé par des concentrations moyennes deux fois plus importantes, est formé par la zone urbaine de B'kira, et enfin le troisième groupe (c) est formé par la zone industrielle d'El Hadjar, et caractérisé par des concentrations en plomb chez *C. aspersum* 1.5 à 4 fois plus importantes que celles enregistrées chez les individus du 2<sup>ème</sup> et 1<sup>er</sup> groupe respectivement (fig. 93).

#### e. Zinc

La variation spatiale des teneurs en Zn dans les différentes parties (viscères, pieds et coquilles) de l'escargot *Cornu aspersum* est représentée par la figure 96.

D'après cette dernière, les concentrations en Zn suivent l'ordre suivant : Viscères > Pieds > Coquilles, et ce, pour l'ensemble des zones étudiées.

Ainsi, pour les viscères, nous avons enregistré des valeurs fortement variables d'une zone à une autre, elles suivent la séquence suivante :

$$\text{Viscères}_{El\ Hadjar} \gg \text{Viscères}_{B'kira} \gg \text{Viscères}_{Ibn\ Badis} > \text{Viscères}_{Ibn\ Ziad}$$

Contrairement à la zone montagneuse, dont la valeur moyenne est de  $85,22 \pm 16,76 \mu\text{g.g}^{-1}$ , la zone industrielle est la plus touchée par ces fortes teneurs en Zn, et détient une concentration moyenne en Zn de  $717,97 \pm 77,51 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

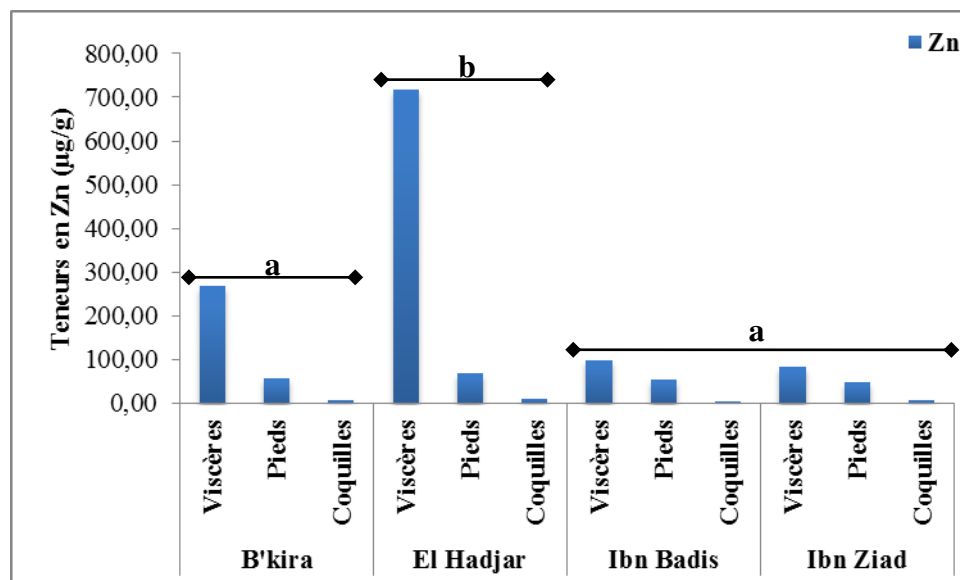
Pour les masses pédieuses, nous avons enregistré l'ordre d'abondance suivant :

$$\text{Pieds}_{El\ Hadjar} > \text{Pieds}_{B'kira} > \text{Pieds}_{Ibn\ Badis} > \text{Pieds}_{Ibn\ Ziad}$$

Avec des valeurs moyennes de l'ordre de :  $67,91 \pm 2,90 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $57,35 \pm 7,66 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $54,34 \pm 1,32 \mu\text{g.g}^{-1}$ , et  $48,27 \pm 4,30 \mu\text{g.g}^{-1}$  respectivement.

Enfin, c'est au niveau des coquilles que l'on a noté les teneurs les plus faibles en Zn avec des moyennes allant de  $5,25 \pm 1,15 \mu\text{g.g}^{-1}$  au niveau de la zone sub montagneuse d'Ibn Badis, à  $10,75 \pm 2,13 \mu\text{g.g}^{-1}$  au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar (Tableau 70).

Cette variabilité des teneurs en zinc dans les différentes parties de *C. aspersum* a été confirmée par l'*anova* a un facteur qui a révélé un effet significatif pour ( $F = 73,28$  ;  $p < 0.001$  pour Ibn Badis,  $F = 28,66$  ;  $p < 0.001$  pour Ibn Ziad,  $F = 421,82$  ;  $p < 0.001$  pour El Hadjar,  $F = 52,54$  ;  $p < 0.001$  pour B'kira). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les 3 parties analysées en deux groupes homogènes pour l'ensemble des zones (tab. 57).



**Figure 96 :** Variation spatiale des teneurs en Zn dans les différentes parties (viscères, pieds et coquilles) de *C. aspersum*.

Par ailleurs, il apparaît aussi que l'accumulation du zinc dans les différentes parties de *C. aspersum* est zone-dépendante. Elle varie donc en fonction des concentrations en zinc dans le sol. Nous avons enregistré la séquence suivante pour les concentrations moyennes en zinc chez l'espèce *C. aspersum* en fonction des zones :

*Zone industrielle (El Hadjar) > Zone urbaine (B'kira) > Zone sub-montagneuse (Ibn Badis) > Zone montagneuse (Ibn Ziad)*

Cette variation dans l'espace a été mise en évidence par l'*anova* à un facteur qui a révélé un effet zone significatif pour ( $F = 8,74$  ;  $p < 0,001$ ). Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a fait ressortir 2 groupes homogènes ; le premier (a) formé par les zones montagneuse (Ibn Ziad), sub-montagneuse (Ibn Badis), et urbaine (B'kira), et le deuxième (a) caractérisé par des concentrations moyennes chez *C. aspersum* 4 à 6 fois plus importantes que celles quantifiées chez les individus du premier groupe est formé par la zone industrielle d'El Hadjar (fig. 94).

### **III. 2.3.2. Discussion des teneurs en ETM dans les différentes parties de *Cornu aspersum***

#### **a. Cadmium**

Pour l'espèce *C. aspersum*, les valeurs obtenues quant au dosage de cet élément dans les viscères sont nettement plus importantes par rapport aux teneurs trouvées dans les masses pédieuses et les coquilles, et ce, dans toutes les zones investiguées. En effet, les teneurs en Cd dans cette partie du gastéropode sont de l'ordre de  $2,49 \pm 0,39 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la zone urbaine de B'kira, de  $3,76 \pm 0,27 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la zone sub-montagneuse de Ibn Badis, de  $4,37 \pm 1,77 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la zone industrielle d'El-Hadjar et enfin, de  $7,67 \pm 3,09 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour la zone montagneuse d'Ibn Ziad. Plusieurs études utilisant *C. aspersum* comme espèce bioindicatrice de la contamination métallique des sols, ont conclu que cet organisme accumule les ETMs de façon significative dans les tissus mous par rapport aux coquilles (Dallinger et Wieser, 1984). Beeby et Richmond (2002), dans leur étude ayant pour objectif la quantification de la pollution par les ETMs dans le Royaume Uni, ont trouvé les valeurs moyennes suivantes pour le Cd :  $8,62 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans les masses viscérales contre  $2,59 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans les masses pédieuses, et ont confirmé que c'est les tissus mous qui accumulent cet élément le plus. Dans une autre étude conduite pour connaître l'impact du cadmium présent dans le sol sur les escargots terrestres en Roumanie, Nica et al. (2015) ont démontré que la concentration de cet élément se faisait principalement dans les viscères, mais affectait aussi, la coquille. En effet, la présence de Cd à des concentrations élevées

affectait de manière significative la croissance de cette dernière, et donc, la survie de ces gastéropodes, l'élévation du taux de Cd dans la coquille semblait également affecter son intégrité.

### **b. Chrome**

Les teneurs moyennes en Cr obtenues dans cette étude varient considérablement non seulement d'une zone étudiée à une autre, mais aussi d'une partie de l'animal à une autre. En effet, pour la zone urbaine de B'kira, c'est au niveau des masses viscérales que l'on a enregistré les taux les plus élevés en Cr, puis au niveau des coquilles puis au niveau des pieds. Dans la zone industrielle d'El Hadjar, c'est au niveau des viscères puis, des pieds et des coquilles que le chrome est plus concentré. Cependant, au niveau de la zone montagnaise et sub-montagnaise, la teneur la plus élevée en Cr est enregistrée au niveau des coquilles, puis au niveau des viscères, et enfin au niveau des pieds.

Dans l'étude de Cœurdassier et al. (2000), la toxicité de  $\text{Cr}^{6+}$  a été déterminée en laboratoire chez les juvéniles de l'escargot *Helix aspersa*. Les effets sur la croissance ont été évalués sur des animaux élevés dans des conditions contrôlées. L'inhibition de la croissance était fonction de la dose, et les concentrations les plus élevées ont été observées dans les viscères, les niveaux étant de 0,79  $\mu\text{g/g}$  de Cr chez les témoins et atteignant 3067  $\mu\text{g/g}$  de Cr chez les animaux exposés à la dose maximale (1250  $\mu\text{g/g}$ ). Ces niveaux élevés de bioaccumulation, ajoutés aux concentrations plus faibles de Cr excrété dans les matières fécales, suggèrent que le chrome n'est pas régulé physiologiquement par *Helix aspersa*.

Dans leur étude visant à déterminer l'absorption orale et la biodistribution du platine et du chrome par l'escargot de jardin (*Helix aspersa*, syn. *C. aspersum*) en utilisant la spectrométrie de masse à ions nano-secondaires, Eybe et al. (2013), après avoir exposé deux lots d'individus de cette espèce à des doses de : 2044  $\mu\text{g/g}$  et 15403  $\mu\text{g/g}$  de chrome *via* la nourriture, ont rapporté les teneurs moyennes en Cr suivantes : 122,1  $\mu\text{g/g}$  dans les coquilles *versus* 1125  $\mu\text{g/g}$  dans les viscères des gastéropodes exposés à 2044  $\mu\text{g/g}$  de Cr, et des valeurs de 20,3  $\mu\text{g/g}$  dans les coquilles *versus* 131  $\mu\text{g/g}$  dans les viscères des gastéropodes exposés à 15403  $\mu\text{g/g}$  de Cr. Ils ont conclu que pour les tissus mous ainsi que la coquille, les concentrations les plus élevées en Cr ont été observées dans le groupe exposé aux doses les plus faibles en Cr.

Il est à noter que la toxicité du chrome est liée à son état d'oxydation ; en effet, le  $\text{Cr}^{3+}$  est la forme la plus stable, tandis que le  $\text{Cr}^{6+}$  est l'état le plus nocif pour les organismes vivants (Tchounwou et al. 2012).

### c. Cuivre

Pour l'escargot *C. aspersum*, et contrairement au Cd, les valeurs en Cu les plus élevées ont été enregistrées au niveau des pieds, puis au niveau des viscères. Nos résultats concordent avec la littérature, cette espèce est macro-concentratrice de cuivre, et avec l'étude de (Pihan, 2001), qui a confirmé la capacité de cette espèce à accumuler le cuivre dans le pied aussi bien que dans les viscères.

Dans leur étude visant à évaluer la survie et la croissance d'escargots juvéniles élevés au labo et mis en contact avec des sols pollués ou non *via* des microcosmes, et afin d'obtenir des données pour la biosurveillance de l'impact environnemental des produits chimiques polluant ces sols, De Vaufleury et Pihan (2000) ont évalué la mortalité, le taux de croissance ainsi que la bioaccumulation des ETMs dans les pieds et les viscères de ces gastéropodes. Le dosage d'ETM, notamment du Cu bioaccumulé dans les tissus de ces escargots sentinelles a donné les teneurs suivantes :  $124 \pm 14 \mu\text{g/g}$  de Cu dans les pieds contre  $83 \pm 11 \mu\text{g/g}$  de Cu dans les viscères pour un premier lot, et  $169 \pm 51 \mu\text{g/g}$  de Cu dans les pieds contre  $88 \pm 28 \mu\text{g/g}$  de Cu dans les viscères dans le deuxième lot.

### d. Plomb

Les teneurs en Pb enregistrées pour les différentes parties de l'espèce *C. aspersum* varient considérablement selon la zone étudiée. En effet, nous avons enregistré des concentrations plus élevées en Pb au niveau des masses viscérales en comparaison avec les masses pédieuses dans les zones industrielle et urbaine. En contrepartie, et au niveau des zones montagneuse et sub-montagneuse, c'est au niveau des coquilles que les teneurs en Pb les plus élevées sont enregistrées.

L'espèce *C. aspersum* a longtemps été utilisée dans des études de bioindication passive et active de la contamination en ETM des sols, et notamment en Pb. L'étude conduite par Coughtrey et Martin (1977), où la présence de plomb, de zinc, de cadmium et de cuivre chez des individus d'*Helix aspersa* (*Syn. C. aspersum*) à partir de deux sites présentant différents degrés de contamination a été investiguée, a rapporté les concentrations en Pb dans les viscères suivantes :  $38.99 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans un premier échantillon,  $24.69 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans un deuxième,  $31.49 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans un troisième, et  $16.46 \mu\text{g.g}^{-1}$  de Pb dans un quatrième échantillon. Les valeurs obtenues lors de cette étude concordent avec ces travaux puisque l'on a enregistré des valeurs moyennes allant de  $32,26 \mu\text{g.g}^{-1}$  à  $69,62 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

Pour les zones montagneuse et sub montagneuse, où nous avons enregistré des valeurs de Pb plus élevées au niveau des coquilles par rapport aux autres parties de l'animal, ce



phénomène pourrait s'expliquer par le fait que la coquille peut être utilisée comme un lieu de stockage à court terme pour le plomb, et ce, pour réduire la charge des tissus mous en période de forte incidence de Pb, et la relâcher à nouveau lorsque les concentrations de tissus mous commencent à chuter. Dans tous les cas, la coquille est une partie importante du mécanisme de désintoxication des métaux de l'animal, aidant peut-être à tamponner les tissus de la même manière que le squelette chez les vertébrés (Beeby et Richmond, 1989).

#### e. Zinc

Les teneurs obtenues au niveau des différentes parties de l'escargot *C. aspersum* enregistrent le même ordre de concentration que celui du Cd, c'est-à-dire :  $Zn_{\text{Viscères}} > Zn_{\text{Pieds}} > Zn_{\text{Coquilles}}$ . De nombreux travaux ayant investigué les teneurs en Zn dans les parties du mollusque *C. aspersum*, ont été conduits. Parmi lesquelles, celle de Gomot et Pihan (1997). Ces auteurs ont comparé l'accumulation du Zn, et du Cu dans deux sous espèces d'*Helix aspersa*. Ils ont trouvé les teneurs en Zn suivantes pour l'espèce *Helix aspersa aspersa* : 65  $\mu\text{g.g}^{-1}$  dans les pieds, et 255  $\mu\text{g.g}^{-1}$  dans les viscères pour le premier échantillon ; 45  $\mu\text{g.g}^{-1}$  dans les pieds, et 427  $\mu\text{g.g}^{-1}$  dans les viscères pour le 2<sup>ème</sup> échantillon ; 71  $\mu\text{g.g}^{-1}$  dans les pieds, et 157  $\mu\text{g.g}^{-1}$  dans les viscères pour le 3<sup>ème</sup> échantillon ; et enfin, 70  $\mu\text{g.g}^{-1}$  contre 259  $\mu\text{g.g}^{-1}$  pour le 4<sup>ème</sup> échantillon, dans les pieds, et les viscères, respectivement. Nos résultats sont comparables à ces derniers.

#### III.2.3.3. Corrélations entre les ETM dans le sol et les ETM chez *C. aspersum*

Les corrélations entre les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les sols, et les teneurs en ETM dans les trois parties de l'espèce *C. aspersum* permettent d'établir l'origine des ETM, d'étudier leur biodisponibilité et d'apprécier la représentativité des analyses.

Les résultats des corrélations établies entre les teneurs en ETM quantifiées dans le sol et les différentes parties de *C. aspersum* sont récapitulés dans les tableaux 58, 59, 60 et 61. Notons que seules les corrélations positives significatives sont prises en considération.

Le tableau 58 représente l'ensemble des corrélations qui existent entre les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les sols échantillonnés, et les teneurs en ETM dans les trois parties de l'espèce *C. aspersum* enregistrées au niveau de la zone urbaine de B'kira. L'examen de ce dernier montre que :

- Le Cd et le Cu présents dans les viscères sont corrélés avec le  $Cd_{\text{total}}$ , le  $Pb_{\text{total}}$ , ainsi que le  $Pb_{\text{biodisponible}}$  ;

- Le Cd présent dans les viscères est corrélé positivement au Cd<sub>total</sub> et le Cd présent dans les pieds est corrélé au Cd<sub>total</sub> et au Cd<sub>biodisponible</sub> ;
- Le Cd présent dans les coquilles est corrélé avec le Cr<sub>total</sub>, le Pb<sub>total</sub>, ainsi que le Pb biodisponible ;
- Le Cr présent dans les viscères et le Pb présent dans les coquilles sont corrélés avec le Cr<sub>total</sub> ;
- Le Cr des coquilles est corrélé avec le Cr<sub>total</sub>, le Cr<sub>biodisponible</sub> et le Cu<sub>biodisponible</sub> ;
- Le Cu et le Zn présents dans les coquilles, ainsi que le Zn présent dans les viscères sont corrélés avec le Cr<sub>biodisponible</sub>, le Cu<sub>total</sub>, le Cu<sub>biodisponible</sub> et le Zn<sub>biodisponible</sub> ;
- Le Pb présent dans les viscères ainsi que le Zn présent dans les pieds sont corrélés avec le Cr<sub>biodisponible</sub>, le Cu<sub>total</sub>, le Cu<sub>biodisponible</sub>, le Zn<sub>total</sub> et le Zn<sub>biodisponible</sub>.

**Tableau 58** : Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et de *C. aspersum*-  
Zone urbaine de B'kira

	Cd <sub>T</sub>	Cd <sub>Bd</sub>	Cr <sub>T</sub>	Cr <sub>Bd</sub>	Cu <sub>T</sub>	Cu <sub>Bd</sub>	Pb <sub>T</sub>	Pb <sub>Bd</sub>	Zn <sub>T</sub>	Zn <sub>Bd</sub>
Cd <sub>vs</sub>	0,45*	-	-	-	-	-	0,65**	0,66**	-	-
Cd <sub>p</sub>	0,48*	0,70**	-	-	-	-	-	-	-	-
Cd <sub>c</sub>	-	-	0,48*	-	-	-	0,42*	0,43*	-	-
Cr <sub>vs</sub>	-	-	0,67**	-	-	-	-	-	-	-
Cr <sub>p</sub>	0,51*	0,82***	-	-	-	-	-	-	-	-
Cr <sub>c</sub>	-	-	0,72***	0,62**	-	0,52*	-	-	-	-
Cu <sub>vs</sub>	0,70**	-	-	-	-	-	0,85***	0,85***	-	-
Cu <sub>p</sub>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cu <sub>c</sub>	-	-	-	0,90***	0,69**	0,91***	-	-	-	0,50*
Pb <sub>vs</sub>	-	-	-	0,70**	0,75***	0,58*	-	-	0,51*	0,80***
Pb <sub>p</sub>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pb <sub>c</sub>	-	-	0,54*	-	-	-	-	-	-	-
Zn <sub>vs</sub>	-	-	-	0,82***	0,81***	0,72***	-	-	-	0,77***
Zn <sub>p</sub>	-	-	-	0,67**	0,64**	0,51*	-	-	0,61**	0,82***
Zn <sub>c</sub>	-	-	-	0,97***	0,78***	0,94***	-	-	-	0,66**

\* : p < 0,05 ; \*\* : p < 0,01 ; \*\*\* : p < 0,001

Le tableau 59 indique l'ensemble des corrélations qui existent entre les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les sols échantillonnés, et les teneurs en ETM dans les trois parties de l'espèce *C. aspersum* enregistrées au niveau de la zone industrielle d'El Hadjar. L'examen de ce dernier montre que tous les ETM, c'est-à-dire Cd, Cr, Cu, Pb et Zn qui sont présents dans toutes les parties du gastéropode *C. aspersum* sont positivement corrélés avec le Cd<sub>biodisponible</sub> ainsi que le Cr<sub>biodisponible</sub> (mise à part le chrome

présent dans les viscères et le plomb présent dans les coquilles qui ne présentent aucune corrélation positive avec les ETM analysés).

**Tableau 59** : Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et de *C. aspersum*-  
Zone industrielle d'El Hadjar

	<b>Cd<sub>T</sub></b>	<b>Cd<sub>Bd</sub></b>	<b>Cr<sub>T</sub></b>	<b>Cr<sub>Bd</sub></b>	<b>Cu<sub>T</sub></b>	<b>Cu<sub>Bd</sub></b>	<b>Pb<sub>T</sub></b>	<b>Pb<sub>Bd</sub></b>	<b>Zn<sub>T</sub></b>	<b>Zn<sub>Bd</sub></b>
<b>Cd<sub>vs</sub></b>	-	0,82***	-	0,81***	-	-	-	-	-	-
<b>Cd<sub>p</sub></b>	-	0,82***	-	0,81***	-	-	-	-	-	-
<b>Cd<sub>c</sub></b>	-	0,82***	-	0,81***	-	-	-	-	-	-
<b>Cr<sub>vs</sub></b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Cr<sub>p</sub></b>	-	0,82***	-	0,81***	-	-	-	-	-	-
<b>Cr<sub>c</sub></b>	-	0,82***	-	0,81***	-	-	-	-	-	-
<b>Cu<sub>vs</sub></b>	-	0,62**	-	0,60**	-	-	-	-	-	-
<b>Cu<sub>p</sub></b>	-	0,62**	-	0,60**	-	-	-	-	-	-
<b>Cu<sub>c</sub></b>	-	0,62**	-	0,60**	-	-	-	-	-	-
<b>Pb<sub>vs</sub></b>	-	0,77***	-	0,73***	-	-	-	-	-	-
<b>Pb<sub>p</sub></b>	-	0,48*	-	0,48*	-	-	-	-	-	-
<b>Pb<sub>c</sub></b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Zn<sub>vs</sub></b>	-	0,74***	-	0,70***	-	-	-	-	-	-
<b>Zn<sub>p</sub></b>	-	0,74***	-	0,70***	-	-	-	-	-	-
<b>Zn<sub>c</sub></b>	-	0,74***	-	0,70***	-	-	-	-	-	-

\* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,01$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$

Le tableau 60 indique l'ensemble des corrélations qui existent entre les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les sols échantillonnés, et les teneurs en ETM dans les trois parties de l'espèce *C. aspersum* enregistrées au niveau de la zone sub montagneuse d'Ibn Badis. En analysant ce dernier, on remarque que :

- Le Cd présent dans les viscères, dans les pieds et les coquilles, ainsi que le Cr présent dans les pieds et les coquilles du gastéropode *C. aspersum*, sont corrélés avec le Cd, le Cr et le Pb biodisponibles ;
- Le Cu contenu dans les viscères, les pieds et les coquilles, ainsi que le Pb présent dans les viscères sont corrélés avec le Cd et le Pb biodisponibles ;
- Enfin, le Cr contenu dans les viscères, le Pb contenu dans les pieds et les coquilles ainsi que le Zn contenu dans les trois parties de l'animal sont corrélés avec les deux fractions de Zn : pseudo-totale et biodisponible.

**Tableau 60** : Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et de *C. aspersum*-  
Zone sub-montagneuse d'Ibn Badis

	<b>Cd<sub>T</sub></b>	<b>Cd<sub>Bd</sub></b>	<b>Cr<sub>T</sub></b>	<b>Cr<sub>Bd</sub></b>	<b>Cu<sub>T</sub></b>	<b>Cu<sub>Bd</sub></b>	<b>Pb<sub>T</sub></b>	<b>Pb<sub>Bd</sub></b>	<b>Zn<sub>T</sub></b>	<b>Zn<sub>Bd</sub></b>
<b>Cd<sub>vs</sub></b>	-	0,71***	-	0,43**	-	-	-	0,87***	-	-
<b>Cd<sub>p</sub></b>	-	0,71***	-	0,43**	-	-	-	0,87***	-	-
<b>Cd<sub>c</sub></b>	-	0,71***	-	0,43**	-	-	-	0,87***	-	-
<b>Cr<sub>vs</sub></b>	-		-		-	-	-		-	-
<b>Cr<sub>p</sub></b>	-	0,71***	-	0,43**	-	-	-	0,87***	-	-
<b>Cr<sub>c</sub></b>	-	0,71***	-	0,43**	-	-	-	0,87***	-	-
<b>Cu<sub>vs</sub></b>	-	0,94***	-	-	-	-	-	0,56*	-	-
<b>Cu<sub>p</sub></b>	-	0,94***	-	-	-	-	-	0,56*	-	-
<b>Cu<sub>c</sub></b>	-	0,94***	-	-	-	-	-	0,56*	-	-
<b>Pb<sub>vs</sub></b>	-	0,94***	-	-	-	-	-	0,56*	-	-
<b>Pb<sub>p</sub></b>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84***	0,71***
<b>Pb<sub>c</sub></b>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84***	0,71***
<b>Zn<sub>vs</sub></b>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84***	0,71***
<b>Zn<sub>p</sub></b>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84***	0,71***
<b>Zn<sub>c</sub></b>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84***	0,71***

\* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,01$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$

Le tableau 61 expose l'ensemble des corrélations qui existent entre les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les sols échantillonnés, et les teneurs en ETM dans les trois parties de l'espèce *C. aspersum* enregistrées au niveau de la zone montagneuse d'Ibn Ziad. D'après ce dernier, il apparaît que :

- Le Cd contenu dans les viscères de l'espèce *C. aspersum* est corrélé aux fractions pseudo-totales du Cd et du Cr, ainsi qu'aux fractions biodisponibles du Cd, du Cr et du Pb ;
- Le Cd contenu dans les pieds est corrélé aux fractions totales et biodisponibles du Cd, du Cr, et du Pb ainsi qu'au Zn<sub>total</sub> ;
- Le Cd contenu dans les coquilles est corrélé aux fractions pseudo-totales du Cd, Cr, Cu et Pb, ainsi qu'aux fractions biodisponibles du Cd et du Pb ;
- Le Cr contenu dans les masses pédieuses est corrélé avec les fractions biodisponibles du Cr, du Cu, du Pb ainsi qu'à la fraction pseudo-totale du Zn ;
- Le Cr contenu dans les coquilles est corrélé avec les fractions pseudo-totales du Cu et du Pb, ainsi qu'aux fractions biodisponibles du Cu et du Zn ;
- Le Cu contenu dans les masses pédieuses du *C. aspersum* est corrélées au Cd<sub>total</sub>, au Pb<sub>total</sub>, au Zn<sub>total</sub> ainsi qu'aux fractions biodisponibles du Cd, du Cr et du Pb ;
- Le Cu contenu dans les masses pédieuses est corrélé au Cr<sub>biodisponible</sub> et au Zn<sub>total</sub> ;

- Le Cu contenu dans les coquilles est corrélé aux fractions pseudo-totales du Cu et du Pb, ainsi qu'aux fractions pseudo-totales du Cu, Pb et Zn
- Le Pb contenu dans les viscères est corrélé aux fractions totales du Cd et du Cr
- Et enfin, le Pb et le Zn contenus dans les masses pédieuses sont corrélés au Cu biodisponible et au Zn<sub>total</sub> respectivement.

**Tableau 61** : Matrice de corrélations entre les teneurs en ETM des sols et de *C. aspersum*-  
Zone montagneuse d'Ibn Ziad

	<b>Cd<sub>T</sub></b>	<b>Cd<sub>Bd</sub></b>	<b>Cr<sub>T</sub></b>	<b>Cr<sub>Bd</sub></b>	<b>Cu<sub>T</sub></b>	<b>Cu<sub>Bd</sub></b>	<b>Pb<sub>T</sub></b>	<b>Pb<sub>Bd</sub></b>	<b>Zn<sub>T</sub></b>	<b>Zn<sub>Bd</sub></b>
<b>Cd<sub>vs</sub></b>	0,96***	0,59*	0,72***	0,62**	-	-	-	0,50*	-	-
<b>Cd<sub>p</sub></b>	0,84***	0,50*	0,44*	0,80***	-	-	0,76***	0,85***	0,55*	-
<b>Cd<sub>c</sub></b>	0,63**	0,57*	0,89***	-	0,43*	-	0,66**	0,41*	-	-
<b>Cr<sub>vs</sub></b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Cr<sub>p</sub></b>	-	-	-	0,52*	-	0,72***	-	0,59*	0,60**	-
<b>Cr<sub>c</sub></b>	-	-	-	-	0,60**	0,51*	0,49*	-	-	0,60**
<b>Cu<sub>vs</sub></b>	0,50*	0,62**	-	0,69**	-	-	0,56*	0,40*	0,50*	-
<b>Cu<sub>p</sub></b>	-	-	-	0,58*	-	-	-	-	0,42*	-
<b>Cu<sub>c</sub></b>	-	-	-	-	0,69**	0,76***	0,65**	0,60**	-	0,71***
<b>Pb<sub>vs</sub></b>	0,53*	-	0,53*	-	-	-	-	-	-	-
<b>Pb<sub>p</sub></b>	-	-	-	-	-	0,42*	-	-	-	-
<b>Pb<sub>c</sub></b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Zn<sub>vs</sub></b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Zn<sub>p</sub></b>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,55*	-
<b>Zn<sub>c</sub></b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

\* : p < 0,05 ; \*\* : p < 0,01 ; \*\*\* : p < 0,001

En étudiant les corrélations qui existent entre les teneurs en ETM dans les différentes parties du gastéropode *Cornu aspersum* et les teneurs en ETM pseudo-totales et biodisponibles dans le sol, on a trouvé de multiples corrélations positives qui existent entre elles. Selon Berger et Dallinger (1993) in Pihan (2001), et si l'on prend le cas de la corrélation qui existe entre le cadmium et le zinc, chez le gastéropode *Helix pomatia*, il n'y a aucun impact des teneurs élevées en zinc dans la nourriture et/ou le substrat sur l'assimilation du cadmium et inversement (*i.e.* Il n'y a ni synergie, ni antagonisme). Les concentrations en zinc dans les organes d'*Helix pomatia* ne sont pas influencées par la présence du cadmium dans la nourriture et/ou le substrat, et réciproquement aussi, une exposition au cadmium n'a pas d'effet sur la distribution corporelle du zinc et réciproquement.

#### III.2.3.4. Facteurs de bioconcentration (FBC) chez *C. aspersum*

L'évaluation de la bioconcentration des divers xénobiotiques chez les organismes vivants constitue une étape importante dans l'évaluation des risques liés à ces derniers. De nombreux invertébrés terrestres, et notamment les gastéropodes pulmonés, sont dotés de fortes capacités accumulatrices de divers polluants organiques ou inorganiques, et ont l'avantage de refléter la qualité de leur milieu de vie (Viard-La Rocca, 2004).

Le facteur de bioconcentration est un facteur couramment utilisé, c'est le ratio entre la concentration d'un xénobiotique (ETM ou autre) dans le tissu d'un organisme vivant, et la concentration de ce même xénobiotique dans son environnement. Il est calculé selon la formule suivante (Zhao et al. 2003) :

$$\mathbf{FBC}_S = C_{\text{tissu animal}} / C_{\text{sol}}$$

Où :

- $C_{\text{tissu animal}}$  : est la concentration d'un xénobiotique (ETM dans notre cas) donné dans le tissu animal,
- $C_{\text{sol/eau/air}}$  : est la concentration d'un xénobiotique dans le compartiment dans lequel il se trouve (sol dans notre cas).

Par ailleurs, le régime alimentaire des gastéropodes diffère autant que leurs habitudes. Les plantes de tous types et stades de développement, la litière, le bois, les animaux morts et même vivants peuvent constituer un aliment pour les gastéropodes (Speiser, 2001). Ainsi, lors de l'étude des processus de transfert et bioconcentration des ETM par ces organismes vivants, il convient non seulement de considérer le sol sur lequel les escargots rampent et se nourrissent, mais également le reste de leur régime alimentaire. Ainsi, en plus du FBC par rapport au sol, nous avons également calculé les facteurs de bioconcentration par rapport à *D. maritima*. Ces facteurs ont été calculés selon la formule suivante :

$$\mathbf{FBC}_V = C_{\text{tissu animal}} / C_{\text{tissu végétal}}$$

Où :

- $C_{\text{tissu animal}}$  : est la concentration d'un xénobiotique (ETM dans notre cas) donné dans le tissu animal,
- $C_{\text{Tissu végétal}}$  : est la concentration d'un xénobiotique dans le tissu végétal (*D. maritima* dans notre cas).

Les résultats relatifs au calcul des facteurs de bioconcentrations sont représentés par des histogrammes pour chaque élément, chaque partie du gastéropode, et chaque zone dans le tableau 62 et les figures 97, 98, 99, 100, et 101.

**Tableau 62 :** Valeurs moyennes des FBC dans les viscères, les pieds et les coquilles de l'espèce *C. aspersum* en fonction des ETM analysés et des zones étudiées

		Cd		Cr		Cu		Pb		Zn	
		FBC <sub>S</sub>	FBC <sub>V</sub>	FBC <sub>S</sub>	FBC <sub>V</sub>	FBC <sub>S</sub>	FBC <sub>V</sub>	FBC <sub>S</sub>	FBC <sub>V</sub>	FBC <sub>S</sub>	FBC <sub>V</sub>
<b>B'kira</b>	<b>Viscères</b>	15,57	4,18	0,4	0,86	2,38	11	0,95	6,61	2,73	7,98
	<b>Pieds</b>	3,75	1,01	0,18	0,4	2,41	11,16	0,26	1,79	0,58	1,7
	<b>Coquilles</b>	3,46	0,93	0,26	0,56	0,09	0,42	0,35	2,41	0,08	0,23
<b>El Hadjar</b>	<b>Viscères</b>	7,41	3,56	0,52	0,91	0,99	3,12	0,35	11,5	1,25	12,42
	<b>Pieds</b>	1,73	0,83	0,15	0,27	1,33	4,2	0,04	1,36	0,12	1,17
	<b>Coquilles</b>	0,51	0,24	0,14	0,24	0,04	0,13	0,06	1,9	0,02	0,19
<b>Ibn Badis</b>	<b>Viscères</b>	6,95	3,74	0,22	0,57	2,16	7,99	0,29	0,88	1,43	3,5
	<b>Pieds</b>	1,42	0,77	0,18	0,45	2,3	8,5	0,21	0,66	0,78	1,92
	<b>Coquilles</b>	0,95	0,51	0,37	0,94	0,05	0,18	0,46	1,42	0,08	0,19
<b>Ibn Ziad</b>	<b>Viscères</b>	5,01	10,17	0,25	0,63	1,99	7,03	0,09	0,75	0,21	2,02
	<b>Pieds</b>	1,37	2,77	0,24	0,62	2,82	9,95	0,13	1,03	0,12	1,14
	<b>Coquilles</b>	0,4	0,81	0,42	1,08	0,07	0,26	0,21	1,7	0,02	0,19

FBC<sub>S</sub> : facteur de bioconcentration par rapport au sol

FBC<sub>V</sub> : facteur de bioconcentration par rapport à *D. maritima*

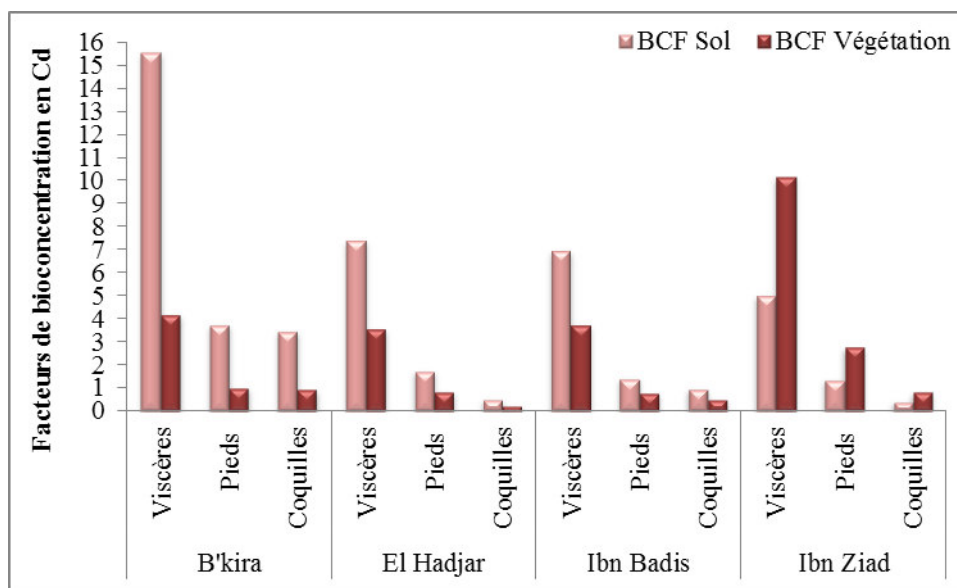
L'examen de ce tableau montre que le FBC<sub>S</sub> varie considérablement non seulement en fonction de l'élément, mais aussi, en fonction des différentes parties du gastéropode *C. aspersum*.

La séquence enregistrée pour le cadmium est :

$$FBC_{S\_Cd\ Viscères} > FBC_{S\_Cd\ Pieds} > FBC_{S\_Cd\ Coquilles}$$

Les valeurs du FBC<sub>S\_Cd</sub> obtenues pour les viscères varient d'un maximum de 15,57 dans la zone de B'kira, à un minimum de 5,01 dans la zone d'Ibn Ziad. Selon Pihan (2001), un FBC > 2 est signe d'une macroconcentration de l'élément en question. Selon Dallinger (1993), *Helix aspersa aspersa* (syn. *C. aspersum*) est un macroconcentrateur du Cd dans ses viscères. Cette bioconcentration n'a pas d'effets graves sur cette espèce puisque le cadmium est chélaté par des protéines similaires à la métallothionéine (Rabitsch, 1996 ; Dallinger et al. 2004 ; Scheifler et al. 2006 ; Nica et al. 2012). Notons par ailleurs, que plusieurs corrélations ont été enregistrées entre les teneurs en cadmium dans les sols et dans les différentes parties de ladite espèce confirmant ainsi l'hypothèse de bioconcentration du cadmium (tab. 58, 59, 60, et 61). Ainsi, au niveau des zones de B'kira, Ibn Badis et Ibn Ziad, les teneurs pseudo-totales en cadmium dans le sol présentent des

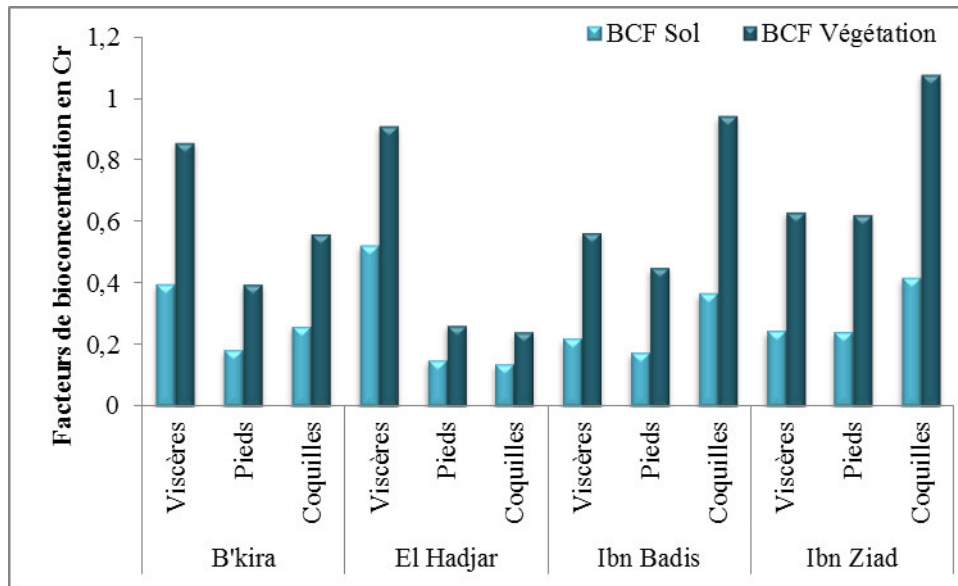
corrélations positives avec celles des viscères ( $r = 0.45, 0.71, \text{ et } 0.96$  respectivement), et celles des pieds ( $r = 0.48, 0.71, \text{ et } 0.84$  respectivement).



**Figure 97 :** Variation spatiale des FBC du Cd dans les viscères, les pieds et les coquilles de *C. aspersum*.

Au niveau de toutes les zones, et pour l'élément Cr, nous avons enregistré des valeurs de  $FBC_S$  inférieures à 1, et ce, dans toutes les parties du gastéropode *C. aspersum*. D'après Pihan (2001), un  $FBC < 1$  est un signe de déconcentration de l'ETM, de la part de l'animal. Nous concluons donc que l'espèce en question déconcentre le Cr. Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés par Pihan (2001). Ceci est également confirmé par les matrices de corrélations établies entre les teneurs totales en Cr et les teneurs dans les différentes parties de *C. aspersum* (tab. 58 et 61). En effet, les corrélations sont non significatives pour les zones d'El Hadjar, Ibn Badis et Ibn Ziad et ceci quel que soit la partie analysée.





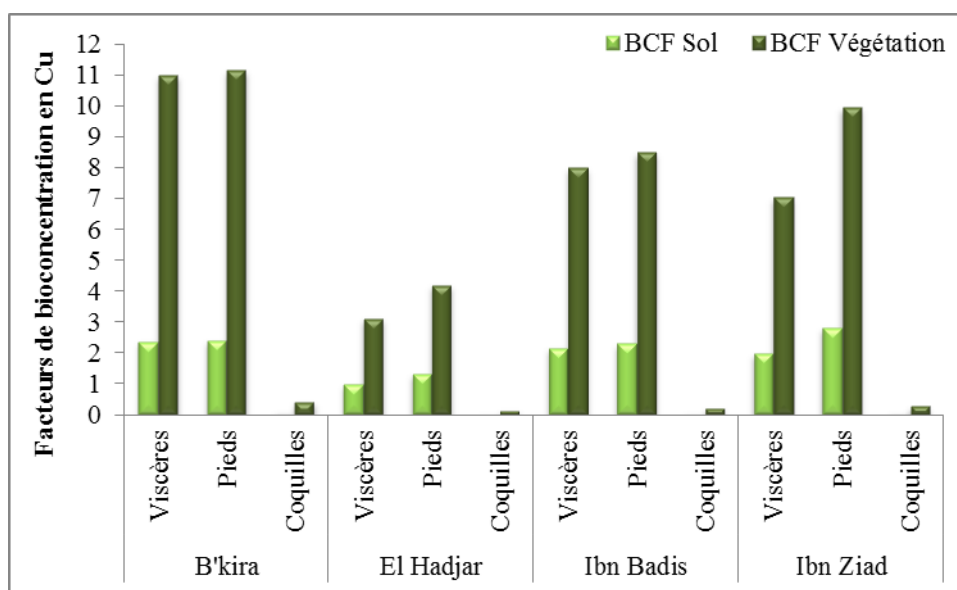
**Figure 98 :** Variation spatiale des FBC du Cr dans les viscères, les pieds et les coquilles de *C. aspersum*.

Pour le cuivre, nous avons enregistré la séquence suivante pour l'ensemble des zones étudiées :

$$FBC_{S\_Cu\ Pieds} > FBC_{S\_Cu\ Viscères} > FBC_{S\_Cu\ Coquilles}$$

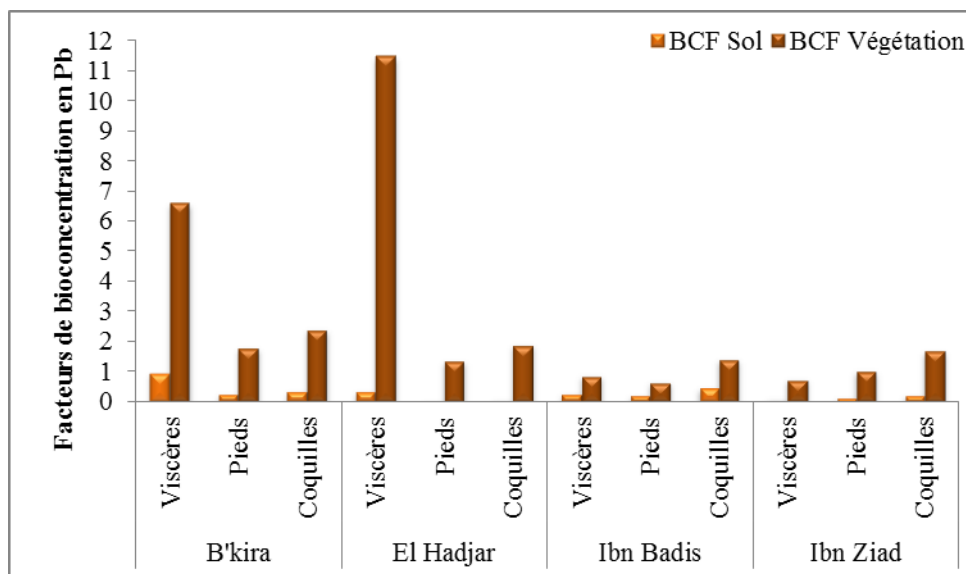
Avec des valeurs de  $FBC_{S\_Cu}$  dans les pieds de 2,21, ce gastéropode est considéré comme étant un macroconcentrateur de cuivre dans sa masse pédieuse. Il en est de même pour les viscères. Inversement, et avec des valeurs de  $FBC_{S\_Cu}$  dans les coquilles toutes inférieures à 1, ce gastéropode est considéré comme un déconcentrateur de Cu.

Le cuivre est un élément essentiel, son absorption peut être régulé par les mollusques (Amiard et al. 1987, Mann et al. 2011). Néanmoins, cette régulation n'est pas toujours possible notamment chez les organismes porteurs d'hémocyanine, tels que les gastéropodes, qui accumulent des concentrations relativement importantes de cuivre contenu dans l'environnement (Dallinger et al. 2005 ; Gomot and Pihan, 1997).



**Figure 99 :** Variation spatiale des FBC<sub>s</sub> du Cu dans les viscères, les pieds et les coquilles de *C. aspersum*.

Comme pour le Cr, et au niveau de toutes les zones, nous avons enregistré des valeurs de FBC<sub>s</sub> en Pb inférieures à 1, et ce dans toutes les parties du gastéropode. D'après l'interprétation de Pihan (2001), c'est un signe de déconcentration du Pb, de la part du gastéropode. Et ce, au niveau de tous ses organes. Ces résultats sont en accord avec ceux de Dallinger (1993), et ceux de Pihan (2001). Notons par ailleurs, que nous avons enregistré des coefficients de corrélations très faibles entre les teneurs en Pb dans le sol et dans les différentes parties de *C. aspersum*, et ceci est valable pour l'ensemble des zones investiguées ; ce qui confirme l'hypothèse de déconcentration du Pb par ladite espèce. Ces résultats sont encore une fois en accord avec ceux de Beeby et Richmond (2003, 2010), lors de l'étude de la bioconcentration du plomb total et biodisponible contenu dans le sol en utilisant *Helix aspersa* comme espèce sentinelle, ces auteurs ont enregistré des coefficients de corrélations très faibles ( $R^2 = 0,16$  ;  $p < 0,001$ ) entre les concentrations en Pb dans les sols et dans les tissus.



**Figure 100** : Variation spatiale des  $FBC_S$  du Pb dans les viscères, les pieds et les coquilles de *C. aspersum*.

Pour le Zn, les facteurs de bioconcentration ont suivi la séquence suivante pour l'ensemble des zones étudiées :

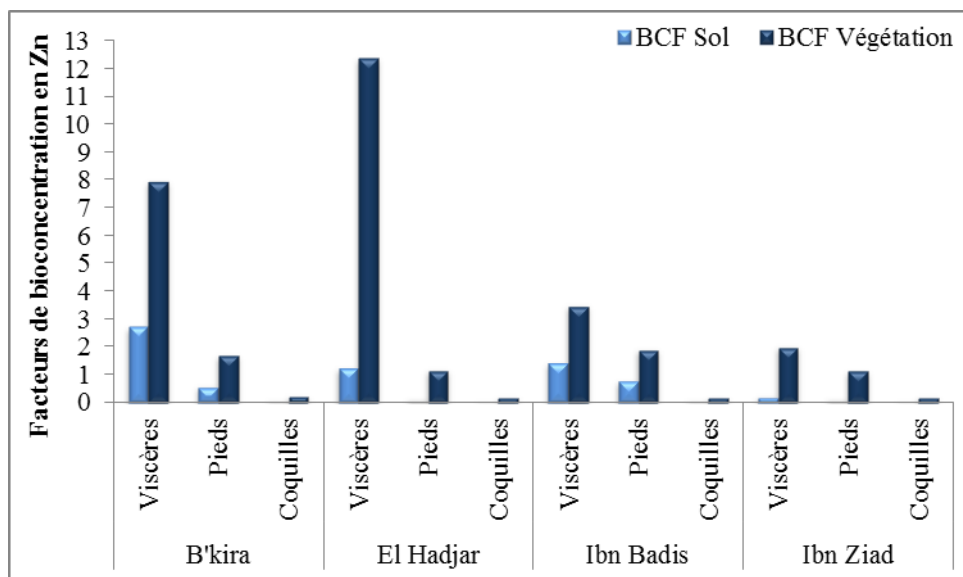
$$FBC_{S\_Zn\ Viscères} > FBC_{S\_Zn\ Pieds} > FBC_{S\_Zn\ Coquilles}$$

Au niveau de la zone urbaine de B'kira, nous avons enregistré un  $FBC_{S\_Zn\ Viscères}$  supérieur à 2, ce qui démontre la capacité de macroconcentration du Zn par les viscères de *C. aspersum*. Au niveau des zones d'El Hadjar, et Ibn Badis, nous avons enregistré des valeurs de  $FBC_{S\_Zn\ Viscères}$  comprises entre 1 et 2, ce qui démontre les capacités microconcentrateur de ce gastéropode pour le Zn au niveau des viscères. Ces résultats concordent avec ceux de Dallinger (1993). Notons aussi que plusieurs corrélations positives ont été enregistrées entre les concentrations en zinc dans les différentes parties de *C. aspersum* et celles des sols notamment au niveau des zones de B'kira, Ibn Badis et Ibn Ziad (tab. 58, 60 et 61).

Pour l'ensemble des zones, les  $FBC_{S\_Zn\ Pieds}$  et  $FBC_{S\_Zn\ Coquilles}$  sont tous inférieurs à la valeur de 1, ce qui prouve la capacité de déconcentration du Zn *via* les pieds et les coquilles. Ces résultats sont aussi en accord avec ceux obtenus par Pihan (2001).

La base physiologique de la relation inverse entre la concentration d'un métal chez un organisme vivant et la concentration d'exposition découle des processus d'absorption des métaux, de leur utilité et des mécanismes de contrôle (McGeer et al. 2003). Ainsi, du fait que le zinc soit un élément essentiel, aux faibles concentrations de ce métal dans l'environnement, les escargots sont capables de le séquestrer et le retenir dans leurs tissus

pour assurer des fonctions essentielles. Lorsque les niveaux d'exposition au Zn sont élevés, les escargots sont en mesure de contrôler la bioaccumulation (Mourier et al. 2011 ; Pauget et al. 2012).



**Figure 101 :** Variation spatiale des FBC du Zn dans les viscères, les pieds et les coquilles de *C. aspersum*.

Par ailleurs, et en examinant les facteurs de bioconcentration par rapport à *D. maritima* ( $FBC_V$ ), nous constatons que ces derniers sont nettement supérieurs à ceux des sols dans le cas du Cr, Cu, Pb et Zn pour l'ensemble des zones investiguées, et dans le cas du cadmium pour la zone d'Ibn Ziad. Notons que pour ce dernier élément (cadmium), les  $FBC_V$  sont nettement inférieurs aux  $FBC_S$  pour les zones de B'kira, El Hadjar et Ibn Badis.

Les  $FBC_V$  enregistrés pour le cadmium (fig. 95) varient d'un minimum de 0.24 (El Hadjar) à un maximum de 10.17 (Ibn Ziad). La séquence enregistrée par rapport aux différentes parties analysées est identique à celle des  $FBC_S$  ( $FBC_{V\_Viscères} > FBC_{V\_Pieds} > FBC_{V\_Coquilles}$ ). Pour le chrome, les valeurs extrêmes enregistrées sont de l'ordre de 0.24 (El Hadjar) et 1.08 (Ibn Ziad). De même que pour le cadmium, les séquences enregistrées sont identiques à celles du sol ; pour Ibn Ziad et Ibn Badis, c'est les coquilles qui détiennent les  $FBC_V$  les plus importants ( $FBC_{V\_coquilles} > FBC_{V\_viscères} > FBC_{V\_pieds}$ ), pour B'kira ( $FBC_{V\_viscères} > FBC_{V\_coquilles} > FBC_{V\_pieds}$ ) et El Hadjar ( $FBC_{V\_viscères} > FBC_{V\_pieds} > FBC_{V\_coquilles}$ ), c'est plutôt les viscères qui accumulent le plus de Cr via *D. maritima*.

Pour le cuivre, nous avons enregistré un  $FBC_V$  maximum de 11.16 (B'kira) contre un minimum de 0.13 (El Hadjar). Encore une fois, la séquence des  $FBC_V$  est identique à celle des sols ( $FBC_{V\_pieds} > FBC_{V\_viscères} > FBC_{V\_coquilles}$ ).

Pour le plomb et contrairement aux résultats obtenus pour le sol, la bioconcentration du plomb par *C. aspersum* via *D. maritima* semble être beaucoup plus importante. Les  $FBC_V$  sont 3 à 32 fois plus importants que les  $FBC_S$  et ceci quel que soit la partie analysée. Le  $FBC_V$  maximum (11.50) a été enregistré pour les viscères au niveau de la région d'El Hadjar alors que le minimum (0.66) dans la région d'Ibn Badis pour les pieds. Les séquences d'accumulation dans les différentes parties de *C. aspersum* sont identiques à celles du sol :  $FBC_{V\_viscères} > FBC_{V\_coquilles} > FBC_{V\_pieds}$  pour B'kira et El Hadjar,  $FBC_{V\_coquilles} > FBC_{V\_viscères} > FBC_{V\_pieds}$  pour Ibn Badis, et  $FBC_{V\_coquilles} > FBC_{V\_pieds} > FBC_{V\_viscères}$  pour Ibn Ziad.

De même pour le zinc, les  $FBC_V$  sont nettement supérieurs aux  $FBC_S$  et ceci quel que soit la partie analysée et quel que soit la zone investiguée. Les valeurs extrêmes sont de l'ordre de 12.42 et 0.19 enregistrées pour les viscères et les coquilles respectivement au niveau de la zone d'El Hadjar. Encore une fois, la séquence est identique à celle des sols :  $FBC_{V\_Viscères} > FBC_{V\_Pieds} > FBC_{V\_Coquilles}$ .

L'ensemble des résultats obtenus par rapport au  $FBC_V$  concordent avec la littérature. En effet, dans une étude relative aux transferts de métaux dans un système sol-plante (*Urtica dioica*)-escargot (*Cepaea nemoralis*), les relations entre les concentrations en ETM dans les plantes et les escargots étaient plus fortes qu'entre les sols et les escargots (Notten et al. 2005). Les auteurs ont interprété ce phénomène comme une contribution majeure de la voie digestive (végétal) aux transferts des ETM aux escargots, par rapport à la contribution du sol, considérée aussi comme non négligeable. Par ailleurs, lors de l'utilisation de l'escargot *H. aspersa* comme espèce sentinelle pour la cartographie de la pollution des sols, Beeby et Richmond (2002) ont enregistré des corrélations entre les concentrations en Cd dans le sol et les escargots légèrement supérieures à celles entre les feuilles de *Taraxacum* et les escargots, et ont conclu que les deux compartiments contribuent d'une manière égale dans le phénomène de bioconcentration du cadmium chez *H. aspersa*.

Notons par ailleurs que les  $FBC_S$  et les  $FBC_V$  varient considérablement en fonction des éléments mais aussi des zones ; plusieurs séquences ont ainsi été enregistrées. De telles constatations ont déjà été démontré par Scheifler et al. (2006) lors d'une étude relative au transfert du Cd, Cu, Ni, Pb et Zn le long d'une chaîne trophique (sol-*Lactuca sativa*-*H. aspersa*) ; ces auteurs ont conclu que la contribution du sol et des plantes à l'accumulation des ETM par les gastéropodes varie considérablement en fonction du métal considéré. Par conséquent, en fonction du métal et du régime alimentaire actuel de l'espèce, les relations

entre les concentrations en ETM dans les tissus des gastéropodes et les concentrations dans le sol sont susceptibles de varier considérablement.

*« Toutes les choses sont poison, et rien n'est sans poison ; seule la dose fait qu'une chose n'est pas poison ».*

**Paracelse, médecin et alchimiste du XVe siècle.**

### III.3. Évaluation de l'écotoxicité du plomb sur le développement de *Cornu aspersum*

#### III. 3.1. Essai d'écotoxicité par contamination du substrat

##### III. 3.1.1. Résultats du test de référence avec le cadmium comme substance toxique

Le test de contrôle est généralement conduit avec une substance de référence (préparée à base de CdCl<sub>2</sub> dans notre cas) ; il a pour but de vérifier la survenue de modifications de la sensibilité des organismes testés. Il a été appliqué sur des juvéniles de l'espèce *C. aspersum* issus de l'élevage (Cf. Chapitre matériel et méthodes).

##### a. Évolution de la croissance pondérale

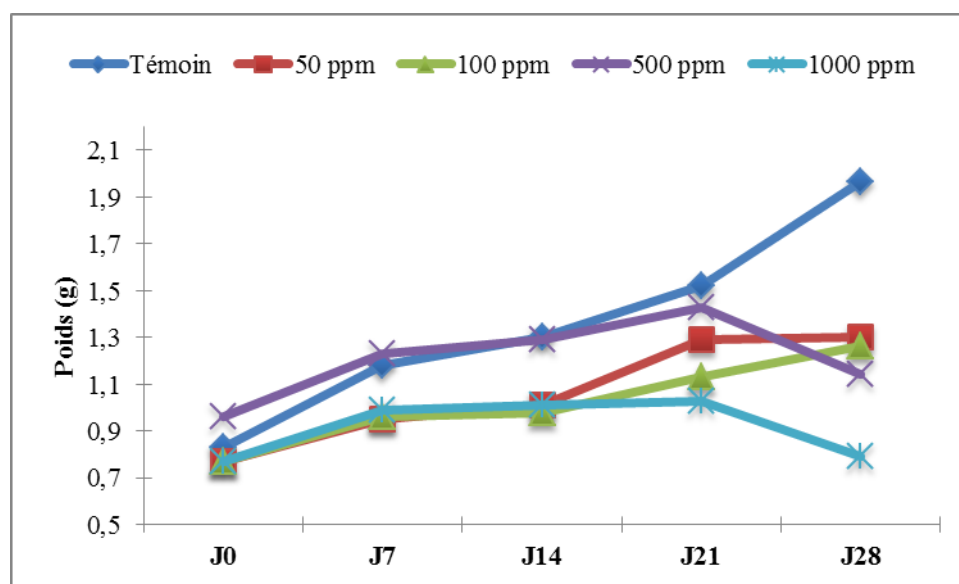
La variation des poids moyens des juvéniles, en fonction du temps et des concentrations de Cd dans le substrat est récapitulée dans le tableau 63, et représentée par les courbes dans la figure 102.

L'examen de ces derniers permet de constater, que l'évolution des masses pondérales chez les juvéniles varie de manière relativement importante d'une semaine à une autre, avec un poids ayant doublé chez les témoins en fin de test. En effet, durant toute la période du test, les poids ont augmenté d'une semaine à l'autre avec des facteurs de croissance de l'ordre de : 1,69 pour les individus exposés à 50 ppm, de 1,64 pour ceux exposés à 100 ppm, et de 1,19 pour les individus exposés à 500 ppm. Cependant, le facteur de croissance le plus faible, qui est de 1,03 a été enregistré chez les juvéniles exposés à 1000 ppm de Cd. Ceci peut être expliqué par l'entrée en hibernation de 4 individus sur 5 exposés à cette dose, et ce, à partir du 14<sup>ème</sup> jour.

**Tableau 63 :** Évolution des poids moyens (g) des juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps (jours) et des concentrations en cadmium (ppm) dans le substrat.

Concentrations (Cd)	J0	J7	J14	J21	J28
<b>Témoin</b>	0,83	1,18	1,3	1,52	1,96
<b>50 ppm</b>	0,77	0,95	1,01	1,29	1,30
<b>100 ppm</b>	0,77	0,96	0,98	1,13	1,26
<b>500 ppm</b>	0,96	1,23	1,29	1,43	1,14
<b>1000 ppm</b>	0,77	0,99	1,01	1,03	0,79





**Figure 102 :** Variation des poids moyens (g) des juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps (jours) et des concentrations en cadmium dans le substrat (ppm).

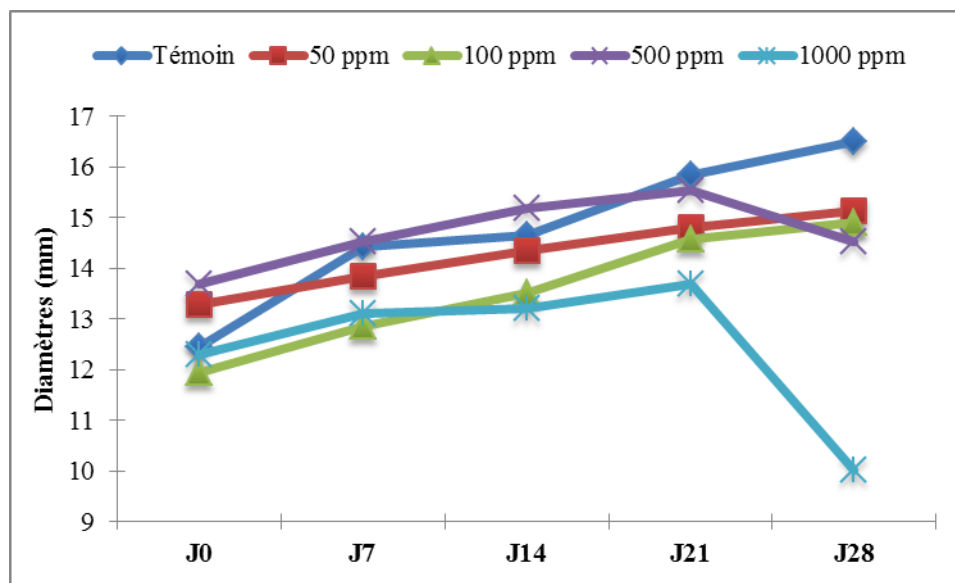
### b. Évolution de la croissance en diamètre

L'évolution de la croissance en diamètres moyens des juvéniles de *C. aspersum*, en fonction du temps, et des concentrations en Cd dans le substrat est résumée dans le tableau 64, et représentée par les courbes dans la figure 103.

D'après ces derniers, nous remarquons que les diamètres évoluent d'une semaine à l'autre, indépendamment de la concentration du toxique dans le substrat. En effet, dès le début du test et jusqu'à la fin, les diamètres augmentent d'un facteur de 1,32 pour les témoins, 1,14 pour les individus exposés à 50 ppm, et 1,06 et 0,82 pour ceux exposés à 500 et 1000 ppm respectivement. Cependant, le facteur de croissance le plus élevé (c'est-à-dire 1,25) a été noté, après les témoins, chez les individus exposés à 100 ppm de Cd dans le substrat.

**Tableau 64 :** Diamètres moyens (mm) des coquilles des juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps (jours) et des concentrations en cadmium dans le substrat (ppm).

Concentrations (Cd)	J0	J7	J14	J21	J28
<b>Témoin</b>	12,45	14,42	14,65	15,84	16,48
<b>50 ppm</b>	13,29	13,85	14,34	14,8	15,12
<b>100 ppm</b>	11,93	12,84	13,51	14,56	14,89
<b>500 ppm</b>	13,68	14,51	15,17	15,54	14,53
<b>1000 ppm</b>	12,3	13,11	13,2	13,69	10,03



**Figure 103 :** Variation des diamètres moyens (mm) des juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps (Jours) et des concentrations en cadmium dans le substrat (ppm).

### c. Validation du test

Les critères de validité pour un essai permettent de s'assurer de la conformité des modes opératoires et de la sensibilité des organismes par rapport aux prescriptions des protocoles. Ces critères sont basés principalement sur la réponse des organismes chez les témoins. Ils ont été suivis et mesurés conformément aux recommandations de la norme ISO 15952 (2006).

Les résultats de l'essai d'écotoxicité sur *C. aspersum* sont validés si les conditions décrites ci-dessous sont simultanément remplies :

- Le pourcentage de mortalité observé chez les témoins est inférieur ou égal à 10% à la fin du test. Ce critère a été respecté puisque nous n'avons relevé aucune mortalité chez les témoins tout au long du test.
- Le coefficient de variation de la croissance chez les témoins est inférieur ou égal à 40% à la fin du test. Ce critère a également été respecté, sa valeur étant de l'ordre de 30,95% pour la biomasse, et 10,49% pour les diamètres.
- La biomasse moyenne chez les témoins doit augmenter d'un facteur de 4 à la fin du test. Ce critère est validé pour 60% des individus sur cinq, la moyenne étant de l'ordre de 2.36.
- Le diamètre moyen chez les témoins doit augmenter d'un facteur de 1.5 à la fin du test. Ce critère a été validé pour 60% des individus testés avec un facteur moyen de 1,32.

- Les résultats de la CE50 obtenue avec le toxique de référence ( $\text{CdCl}_2$ ) doivent se situer entre les limites de l'intervalle défini par la norme ISO 15952 (2006) ; pour la croissance en poids, l'intervalle est (350-650  $\mu\text{g/g}$ ). Au cours de ce test, la CE50 estimée selon le modèle de Hill est de l'ordre de 511.30  $\mu\text{g/g}$ .

En nous basant sur ce qui a été cité ci-dessus, nous pouvons dire que le test effectué est valide.

### III.3.1.2. Résultats du test d'écotoxicité avec le plomb comme substance toxique

Le test sub-chronique préliminaire effectué en conditions contrôlées sur substrat contaminé avec différentes concentrations de Pb a été conduit afin de cerner au mieux les doses susceptibles de causer des perturbations de la croissance en poids et en diamètre chez les juvéniles de *C. aspersum*. Ce test préliminaire a duré 4 semaines, et a été effectué sur des individus issus d'élevage. Les résultats obtenus lors de ce test préliminaire sont présentés ci-dessous.

#### a. Évolution des masses pondérales

La variation de la croissance pondérale des juvéniles de *C. aspersum*, issus d'élevage, et exposés à différentes concentrations de Pb (ppm) dans le substrat est récapitulée dans le tableau 65, et illustrée par des courbes dans la figure 104.

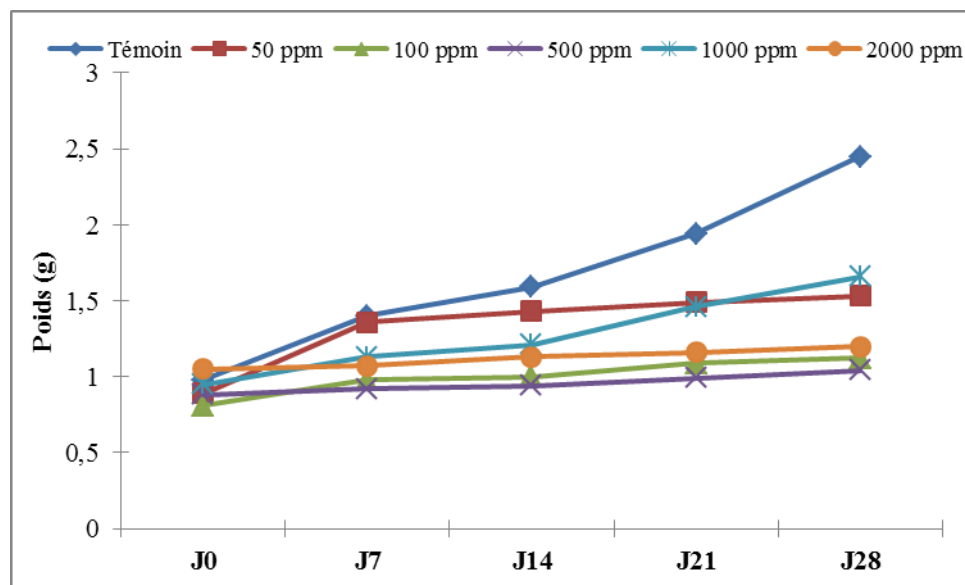
L'examen de ces derniers permet de constater que l'évolution des poids est relativement similaire pour les témoins et pour les individus exposés à 50 ppm de Pb, et ce, de J0 à J7. À partir de cette semaine, et jusqu'à la fin du test, les poids continuent d'augmenter chez les témoins, et deviennent plus ou moins constants chez les individus exposés à 50 ppm de Pb.

De façon moins importante, les masses pondérales varient d'une semaine à l'autre et ce, pour le reste des concentrations en Pb dans le substrat. Les facteurs de croissance sont les suivants : 1,38 ; 1,18 et 1,14 pour les individus exposés à 100 ppm, 500 ppm, et 2000 ppm respectivement.

Il est à noter que, l'évolution des poids des juvéniles exposés à 1000 ppm suit la même tendance que celle des individus citée précédemment, mais à partir de la 2<sup>ème</sup> semaine d'exposition, les poids augmentent d'un facteur de 1,75, avec un poids moyen en fin du test de 1,66 g, laissant supposer qu'à 1000 ppm, le Pb a agi de façon stimulante sur la croissance pondérale de ces individus issus d'élevage.

**Tableau 65 :** Biomasses moyennes (g) des juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps (jours) et des concentrations en Pb (ppm) dans le substrat.

Concentrations (Pb)	J0	J7	J14	J21	J28
<b>Témoin</b>	0,98	1,4	1,59	1,94	2,45
<b>50 ppm</b>	0,89	1,36	1,43	1,49	1,53
<b>100 ppm</b>	0,81	0,98	1	1,09	1,12
<b>500 ppm</b>	0,88	0,92	0,94	0,99	1,04
<b>1000 ppm</b>	0,95	1,13	1,21	1,46	1,66
<b>2000 ppm</b>	1,05	1,07	1,13	1,16	1,2



**Figure 104 :** Évolution des biomasses moyennes (g) des juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps (jours) et des concentrations en Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) dans le substrat.

### b. Évolution de la croissance en diamètre

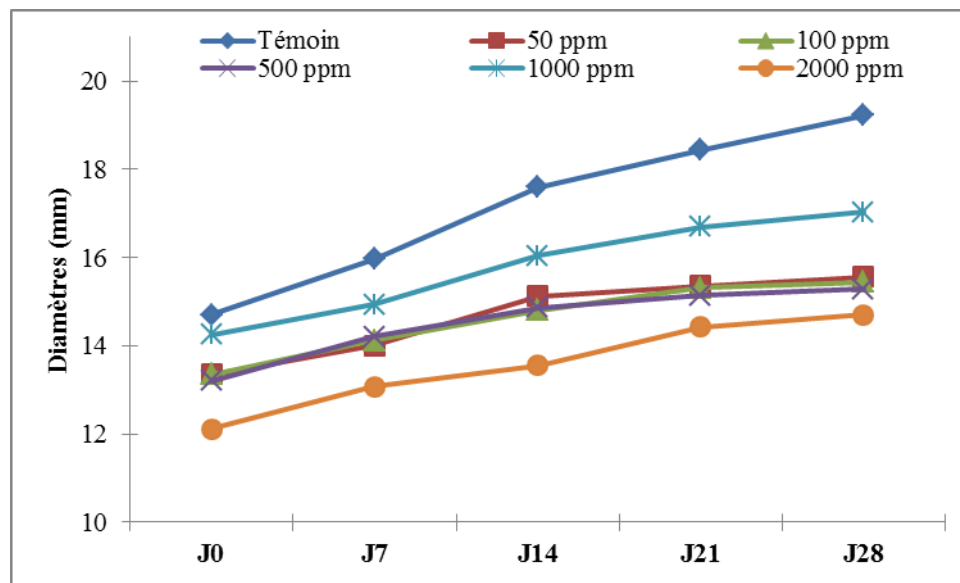
La variation de la croissance en diamètre des juvéniles de *C. aspersum* issus de l'élevage, et exposés à différentes concentrations de Pb dans le sol est synthétisée dans le tableau 66, et illustrée par des courbes dans la figure 105.

L'examen de ces derniers montre que les diamètres moyens varient considérablement d'une semaine à l'autre, et ce, du début, jusqu'à la fin du test (fig. 103). Le diamètre le plus important enregistré à la fin du test est détenu par les témoins avec une valeur moyenne de 19,23 mm. Chez le reste des individus, les diamètres ont augmenté en fonction des facteurs de croissances suivant : 1,17 ; 1,16 ; 1,16 ; 1,20, et enfin 1,21 chez les juvéniles exposés à 50 ppm, 100 ppm, 500 ppm, 1000 ppm, et 2000 ppm respectivement.

Ainsi, nous constatons que l'augmentation de la taille de la coquille des individus testés n'est pas affectée par les doses croissantes en Pb dans le substrat.

**Tableau 66 :** Diamètres moyennes (g) des juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps (jours) et des concentrations en Pb (ppm) dans le substrat

Concentrations (Pb)	J0	J7	J14	J21	J28
Témoin	14,7	15,97	17,6	18,44	19,23
50 ppm	13,35	14,01	15,13	15,36	15,56
100 ppm	13,35	14,12	14,81	15,32	15,45
500 ppm	13,2	14,21	14,87	15,14	15,29
1000 ppm	14,25	14,93	16,04	16,7	17,03
2000 ppm	12,11	13,08	13,55	14,43	14,71



**Figure 105 :** Évolution des diamètres moyens (g) des juvéniles de *C. aspersum* issus en fonction du temps (jours) et des concentrations en Pb (ppm) dans le substrat.

### c. Calcul des coefficients de croissance

Pour chaque concentration du Pb dans les substrats, et en fonction des 4 semaines du test, nous avons déterminé les coefficients de croissance en biomasse et en diamètre juvéniles de l'espèce *C. aspersum*. Ceci nous a permis de mieux visualiser l'évolution des poids et des diamètres en fonction du temps, et des différentes doses du Pb dans le substrat. Ces calculs sont effectués selon les directives de la norme ISO 15952 (2006).

#### c.1. Coefficient de croissance en biomasse $K_{GC,m}$

Afin de mieux évaluer l'évolution du paramètre de la croissance pondérale, nous avons calculé le coefficient de croissance en biomasse, qui est désigné par l'abréviation  $K_{GC,m}$ . Ce coefficient est calculé selon l'équation suivante :

$$K_{GC,m} = \frac{(mt_n - mt_0)}{mt_0} \times 100$$

Où :

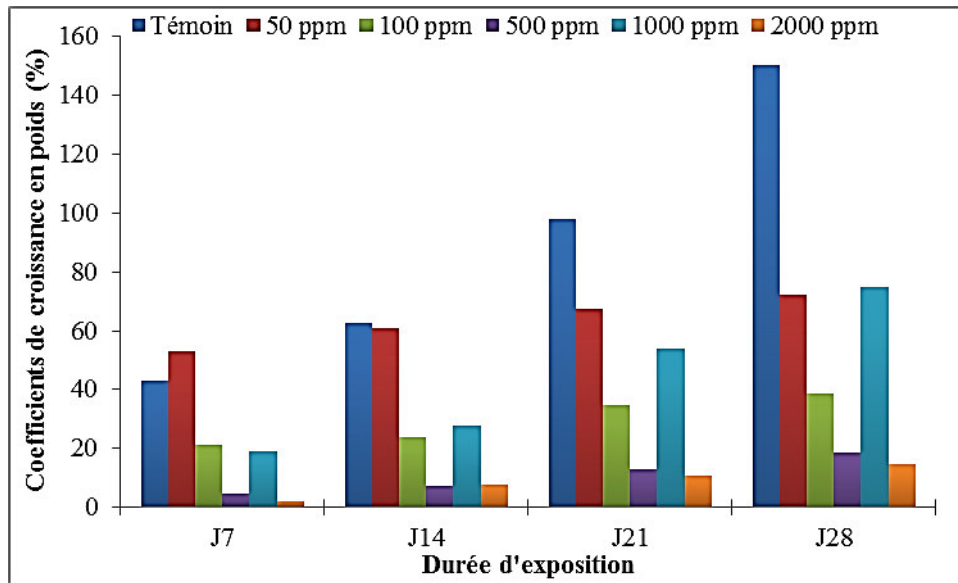
- $K_{GC,m}$  : est le coefficient de croissance en poids ;
- $m_{t_n}$  : est le poids moyen par concentration au temps  $t_n$  en gramme (g) ;
- $m_{t_0}$  : est le poids moyen par concentration au temps  $t_0$  en gramme (g).

Les résultats du calcul des coefficients de croissance en biomasses chez les juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps, et des concentrations en Pb dans le substrat sont synthétisés dans le tableau 67, et illustrés par les histogrammes de la figure 106.

**Tableau 67** : Coefficients de croissance en biomasse (%) chez les juvéniles de *C. aspersum*, en fonction du temps et des concentrations en plomb (ppm) dans le substrat.

Concentration (Pb)	J7	J14	J21	J28
<b>Témoin</b>	42,86	62,24	97,96	150,00
<b>50 ppm</b>	52,81	60,67	67,42	71,91
<b>100 ppm</b>	20,99	23,46	34,57	38,27
<b>500 ppm</b>	4,55	6,82	12,50	18,18
<b>1000 ppm</b>	18,95	27,37	53,68	74,74
<b>2000 ppm</b>	1,90	7,62	10,48	14,29

Selon le tableau 67, nous remarquons que les coefficients de croissance pondérale ont augmenté d'une semaine à une autre, mais de façon moins importante. En effet, le coefficient de croissance pondérale maximal enregistré au cours de ce test est de 150%, cette valeur est détenue par les témoins. Pour le reste des doses en Pb testées, les coefficients de croissance pondérale varient entre un minimum de 14,29% pour les juvéniles exposés à 2000 ppm, à 74,74% pour ceux exposés à 1000 ppm.



**Figure 106 :** Répartition des coefficients de croissance en biomasse (%) chez les juvéniles de *C. aspersum* issus de l'élevage, en fonction du temps (Jours) et des concentrations en plomb (ppm).

### c.2. Coefficient de croissance en diamètre $K_{GC,d}$

De même que pour le coefficient de croissance en biomasse, le coefficient de croissance en diamètre, désigné  $K_{GC,d}$ , permet de mieux visualiser l'évolution de la croissance en diamètre des coquilles des individus testés. Ce coefficient est calculé selon la formule suivante :

$$K_{GC,d} = \frac{(d_{tn} - d_{t0})}{d_{t0}} \times 100$$

Où :

- $K_{GC,d}$  : est le coefficient de croissance en diamètre de la coquille ;
- $d_{tn}$  : est le diamètre moyen par concentration au temps  $t_n$  en millimètres (mm) ;
- $d_{t0}$  : est le diamètre moyen par concentration réplification au temps  $t_0$ , en millimètres (mm).

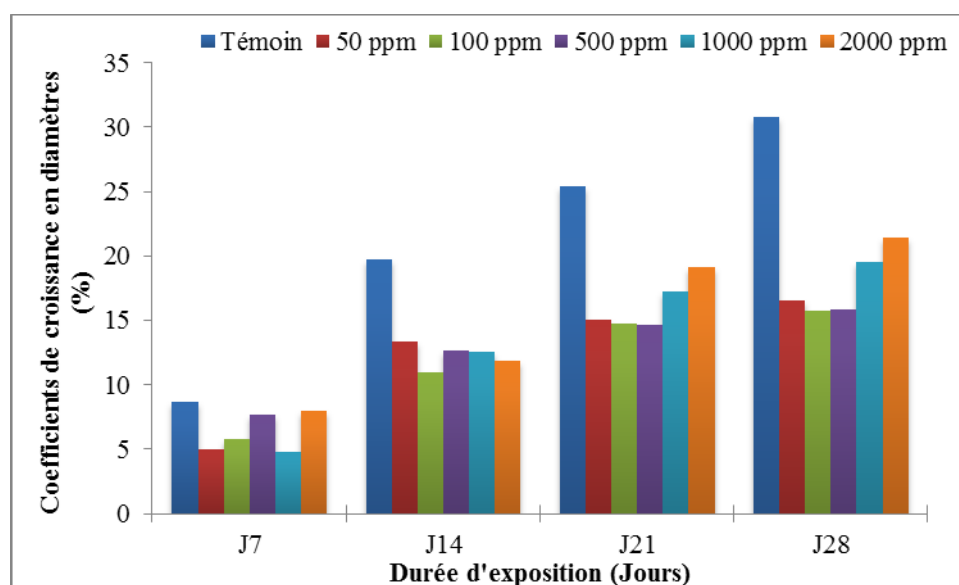
Les résultats du calcul des coefficients de croissance en diamètre chez les juvéniles de *C. aspersum*, en fonction du temps et des concentrations en plomb dans le substrat sont synthétisés dans le tableau 68, et représentés par des histogrammes dans la figure 105.

**Tableau 68 :** Coefficients de croissance en diamètre (%) chez les juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps (Jours) et des concentrations en plomb (ppm) dans le substrat.

Concentration (Pb)	J7	J14	J21	J28
<b>Témoin</b>	8,64	19,73	25,44	30,82
<b>50 ppm</b>	4,94	13,33	15,06	16,55
<b>100 ppm</b>	5,77	10,94	14,76	15,73
<b>500 ppm</b>	7,65	12,65	14,70	15,83
<b>1000 ppm</b>	4,77	12,56	17,19	19,51
<b>2000 ppm</b>	8,01	11,89	19,16	21,47

En se référant au tableau 68 et à la figure 107, nous constatons que les coefficients de croissance en diamètre chez les juvéniles de *C. aspersum* varient considérablement d'une semaine à l'autre et ce, quel que soit la concentration du plomb dans le substrat. Toutefois, ces coefficients atteignent les valeurs les plus élevées chez les témoins.

Il est à noter que les coefficients de croissance sont nettement bas. En effet, à la fin du test, et au bout du 28<sup>ème</sup> jour, les valeurs de ces dernières varient entre 16,55%, 15,73%, 15,83%, 19,51%, et 21,47% pour les individus exposés à 50 ppm, 100 ppm, 500 ppm, 1000 ppm, et 2000 ppm de Pb respectivement.



**Figure 107 :** Répartition des coefficients de croissance en diamètre chez les juvéniles de *C. aspersum* issus d'élevage en fonction du temps et des concentrations en plomb dans le substrat.



#### d. Calcul du coefficient d'inhibition de croissance

Pour chaque concentration du Pb dans le substrat et en fonction des 4 semaines du test, nous avons déterminé le coefficient d'inhibition de la croissance en biomasse et en diamètre. L'objectif de cette démarche étant de visualiser l'inhibition de la croissance de ces deux paramètres biométriques en fonction du temps et des différentes concentrations du Pb dans le sol. Ces calculs sont réalisés selon les directives de la norme ISO 15952 (2006).

##### d.1. Calcul des coefficients de l'inhibition de la croissance pondérale $PI_m$

Le coefficient d'inhibition de la croissance pondérale, désigné  $PI_m$  est calculé à partir de la formule suivante :

$$PI_m = \frac{(m_{0t_n} - m_{0t_0}) - (m'_{t_n} - m'_{t_0})}{(m_{0t_n} - m_{0t_0})} \times 100$$

Avec :

- $PI_m$  : est le pourcentage moyen d'inhibition de la croissance pondérale (%) ;
- $m_{0t_n}$  : est la masse moyenne des escargots à l'instant  $t_n$  chez les témoins, en grammes (g),
- $m_{0t_0}$  : est la masse moyenne des escargots au temps  $t_0$  chez les témoins, en grammes (g),
- $m'_{t_n}$  : est la masse moyenne de l'escargot par concentration au temps  $t_n$ , en grammes (g),
- $m'_{t_0}$  : est la masse moyenne de l'escargot par concentration au temps  $t_0$ , en grammes (g).

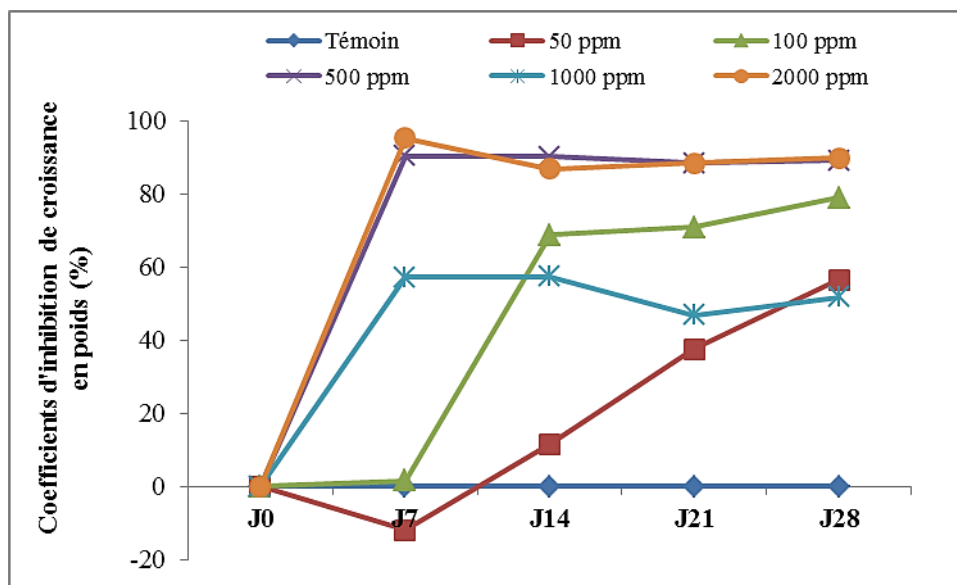
Les résultats du calcul des coefficients d'inhibition de la croissance pondérale chez les juvéniles de *C. aspersum*, en fonction du temps et des concentrations en plomb dans le substrat, sont résumés dans le tableau 69, et représenté par des courbes dans la figure 108.

**Tableau 69** : Coefficients d'inhibition de la croissance pondérale chez les juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps et des concentrations de Pb dans le substrat

Concentrations (Pb)	J7	J14	J21	J28
50 ppm	-11,90	11,48	37,50	56,46
100 ppm	1,52	68,85	70,83	78,91
500 ppm	90,48	90,16	88,54	89,12
1000 ppm	57,14	57,38	46,88	51,70
2000 ppm	95,24	86,89	88,54	89,80

L'analyse du tableau 69 et des courbes de la figure 108 permet de constater que, une fois de plus, les coefficients d'inhibition de croissance en poids subissent des fluctuations assez irrégulières. En effet, ces coefficients d'inhibition de croissance sont négatifs jusqu'au 7<sup>ème</sup> jour, mais augmentent jusqu'à la fin du test pour les individus exposés à 50 ppm de Pb. Ils augmentent de J0 à J7 pour les individus exposés à : 500 ppm, 1000 ppm et 2000 ppm et finissent par baisser légèrement à la fin du test.

Pour les individus exposés à 100 ppm, ces coefficients d'inhibition de croissance sont négatifs de J0 et J7, puis augmentent de manière très significative à partir du 7<sup>ème</sup> jour jusqu'à la fin du test.



**Figure 108 :** Répartition des coefficients d'inhibition de croissance du poids chez les juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps et des concentrations en Pb dans le substrat.

## d.2. Calcul de l'inhibition de la croissance en diamètre $PI_d$

Le coefficient d'inhibition de la croissance en diamètre, désigné  $PI_d$  est calculé à partir de l'équation suivante :

$$PI_d = \frac{(d_{0t_n} - d_{0t_0}) - (d'_{t_n} - d'_{t_0})}{(d_{0t_n} - d_{0t_0})} \times 100$$

Avec :

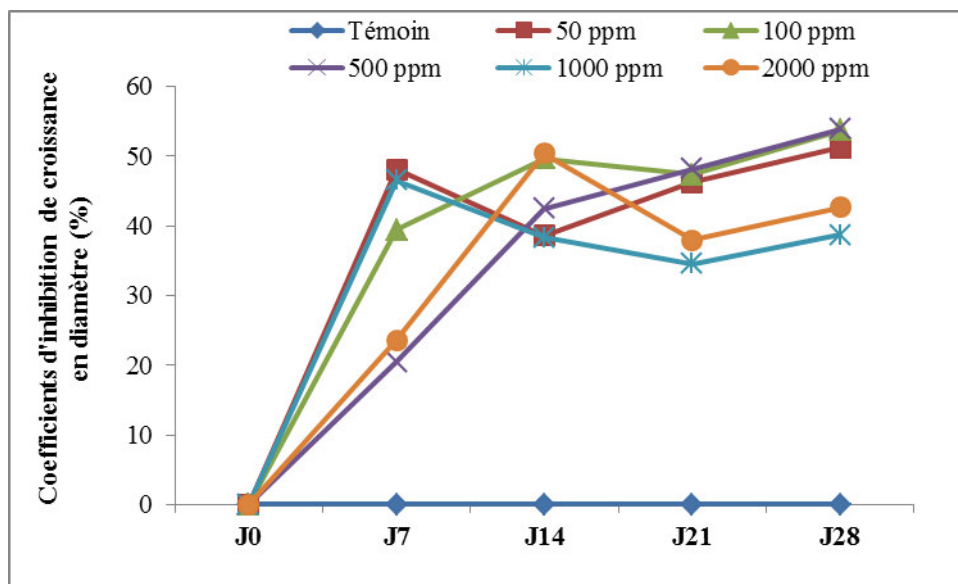
- $PI_d$  est le pourcentage moyen d'inhibition de la croissance du diamètre ;
- $d_{0t_n}$  est le diamètre moyen à l'instant  $t_n$  chez les témoins, en millimètres (mm) ;

- $d_{0t_0}$  est le diamètre moyen au temps  $t_0$  chez les témoins, en millimètres (mm) ;
- $d'_{t_n}$  est le diamètre moyen par concentration au temps  $t_n$ , en millimètres (mm) ;
- $d'_{t_0}$  est le diamètre moyen par concentration au temps  $t_0$ , en millimètres (mm).

Les résultats du calcul des coefficients d'inhibition de la croissance en diamètre chez les juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps et des concentrations en plomb dans le substrat sont récapitulés dans le tableau 70 et représentés par des courbes dans la figure 109.

**Tableau 70** : Coefficients d'inhibition de la croissance en diamètre chez les juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps et des concentrations de Pb dans le substrat.

Concentrations (Pb)	J7	J14	J21	J28
<b>50 ppm</b>	48,03	38,62	46,26	51,21
<b>100 ppm</b>	39,37	49,66	47,33	53,64
<b>500 ppm</b>	20,47	42,41	48,13	53,86
<b>1000 ppm</b>	46,46	38,28	34,49	38,63
<b>2000 ppm</b>	23,62	50,34	37,97	42,60



**Figure 109** : Répartition des coefficients d'inhibition de croissance en diamètre chez les juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps et des concentrations de Pb dans le substrat.

L'analyse du tableau 70 et des courbes de la figure 107 permet de constater que les coefficients d'inhibition de croissance en diamètre chez les juvéniles de *C. aspersum* subissent des variations relativement importantes d'une semaine à une autre.

Nous avons enregistré des valeurs nulles pour les témoins tout au long de la durée du test. Pour les autres concentrations, ces coefficients augmentent au fur et à mesure que les semaines passent, avec quelques fluctuations du 7<sup>ème</sup> au 21<sup>ème</sup> jour. Il est à noter qu'au cours de ce test, nous avons remarqué l'entrée en hibernation de l'ensemble des individus à partir du 7<sup>ème</sup> jour d'exposition, ceci, pourrait donc, expliquer le phénomène d'inhibition de la croissance en diamètres.

### III.3.2. Essai d'écotoxicité par contamination de la nourriture

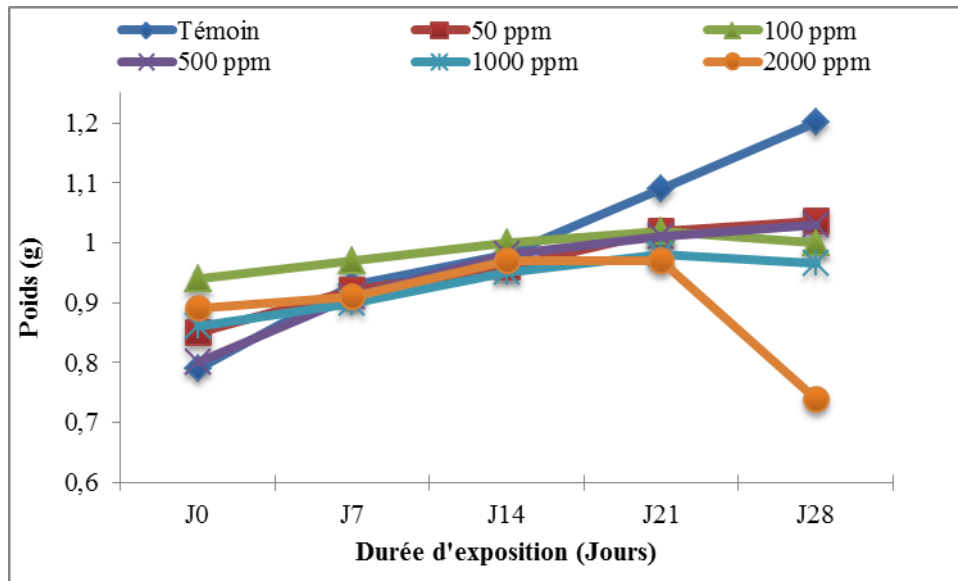
En plus des tests sub-chroniques préliminaires effectués en conditions contrôlées sur des substrats contaminés avec des doses croissantes en Cd et en Pb (intoxication par voie cutanée), un autre test préliminaire a été conduit en contaminant la nourriture destinée à l'alimentation des juvéniles de l'espèce *C. aspersum*. Ce test a pour objectif de cerner au mieux les doses susceptibles d'induire des perturbations de la croissance en poids et en diamètre chez les individus exposés au toxique *via* leur nourriture (intoxication par voie digestive). Ce test préliminaire a duré 4 semaines, et les résultats obtenus sont exposés ci-dessous.

#### a. Évolution des masses pondérales

Les variations de la croissance pondérale des juvéniles de *C. aspersum* issus d'élevage, et exposés à différentes concentrations en Pb dans la nourriture sont résumées dans le tableau 71, et illustrés par des courbes dans la figures 110.

**Tableau 71** : Poids moyens (g) des juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps (Jours) et des concentrations en Pb (ppm) dans la nourriture.

Concentrations (Pb)	J0	J7	J14	J21	J28
Témoin	0,79	0,93	0,98	1,09	1,20
50 ppm	0,85	0,92	0,96	1,02	1,04
100 ppm	0,94	0,97	1	1,02	1,00
500 ppm	0,8	0,91	0,98	1,01	1,03
1000 ppm	0,86	0,9	0,95	0,98	0,97
2000 ppm	0,89	0,91	0,97	0,97	0,74



**Figure 110 :** Variation des poids moyens (g) des juvéniles de *C. aspersum* issus d'élevage en fonction du temps (Jours) et des concentrations en Pb (ppm) dans la nourriture.

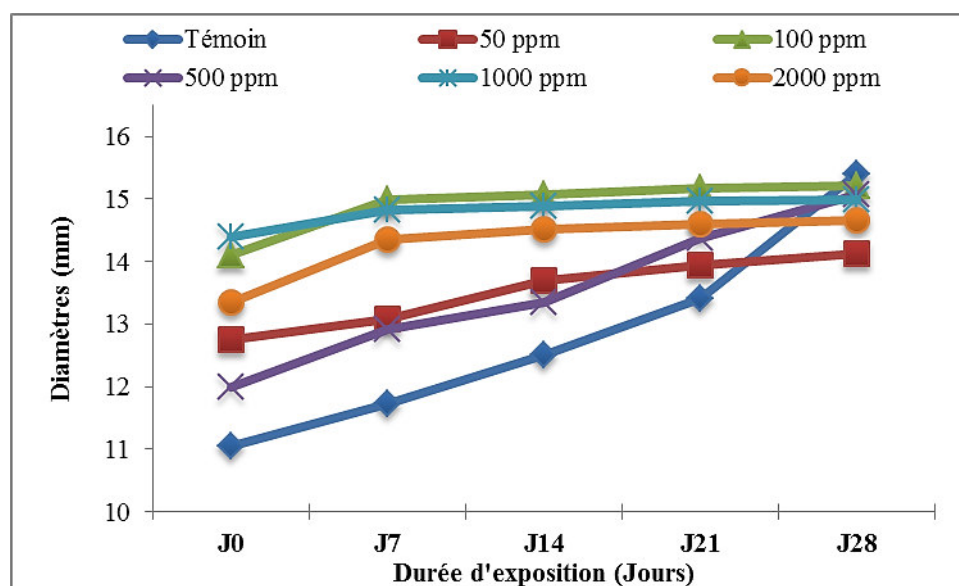
L'examen du tableau 71 et de la figure 108 permet de constater qu'il existe une variation considérable des masses pondérales des juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps. En effet, les poids ont augmenté mais légèrement d'une semaine à une autre, et les facteurs de croissance sont les suivants : 1,52 pour les témoins, 1,22 pour les juvéniles exposés à 50 ppm, 1,06 pour ceux exposés à 100 ppm, 1,29 pour les escargots exposés à 500 ppm, 1,12 pour ceux exposés à 1000 ppm, et enfin, 0,83 pour les juvéniles exposés à 2000 ppm de Pb dans la nourriture. Notons que l'évolution est remarquable chez les témoins par rapport aux concentrations testées.

### **b. Évolution de la croissance en diamètre**

Les variations de la croissance en diamètre des juvéniles de *C. aspersum* exposés à différentes concentrations en Pb *via* la nourriture sont récapitulées dans le tableau 72, et illustrés par des courbes dans la figure 111.

**Tableau 72 :** Diamètres moyens (mm) des coquilles des juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps (jours) et des concentrations en Pb (ppm) dans la nourriture.

Concentrations (Pb)	J0	J7	J14	J21	J28
Témoin	11,04	11,72	12,5	13,41	15,4
50 ppm	12,75	13,07	13,7	13,94	14,13
100 ppm	14,1	14,99	15,07	15,17	15,21
500 ppm	12	12,92	13,34	14,38	15,07
1000 ppm	14,4	14,82	14,89	14,96	15
2000 ppm	13,35	14,35	14,51	14,59	14,65



**Figure 111 :** Évolution des diamètres des juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps et des concentrations en Pb dans la nourriture.

D'après le tableau 72 et les courbes de la figure 111, nous constatons que les diamètres moyens des coquilles de *C. aspersum* varient considérablement d'une semaine à une autre. En effet, depuis le début du test, et jusqu'à sa fin, les diamètres augmentent selon les facteurs de croissance suivants : 1,39 pour les témoins, 1,11 pour les individus exposés à 50 ppm, 1,08 pour les individus exposés à 100 ppm, 1,26 pour les individus exposés à 500 ppm, 1,04 pour les individus exposés à 1000 ppm, et enfin, 1,10 pour les individus exposés à 2000 ppm de Pb *via* la nourriture. Ces résultats indiquent que l'évolution des diamètres est indépendante de la dose du Pb dans la nourriture ingérée par ces organismes.

### c. Calcul des coefficients de croissance

Comme pour les tests effectués sur le substrat, nous avons calculé les coefficients de croissance en biomasse et en diamètres des organismes du test en fonction du temps, et des

différentes concentrations du toxique (Pb) dans la nourriture. Ces calculs ont été faits conformément aux directives de la norme ISO 15952 (2006).

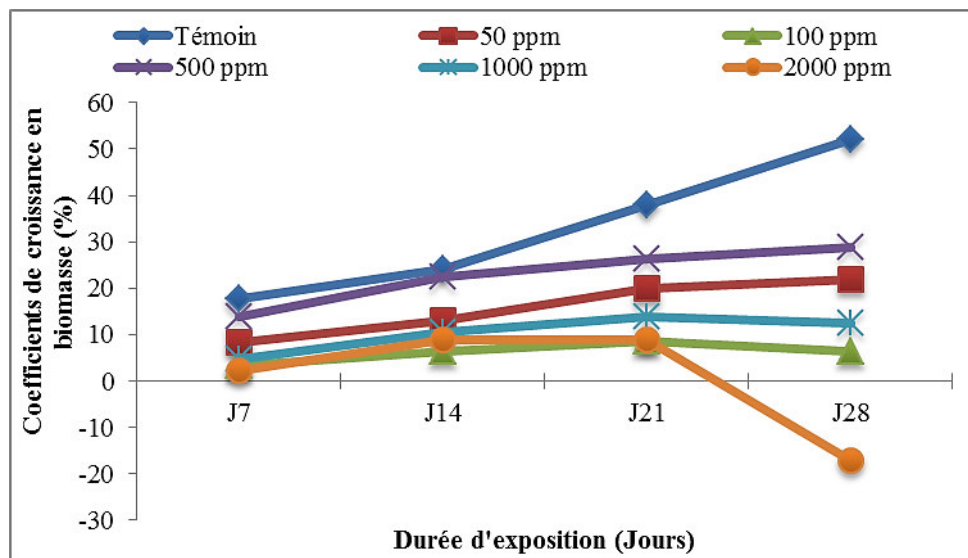
Les coefficients de croissance en biomasse (désigné  $K_{GC,m}$ ) et les coefficients de croissance en diamètre (désigné  $K_{GC,d}$ ) ont été calculés de la même manière que les coefficients calculés lors de la contamination du substrat et en utilisant les mêmes équations (*cf. pages 218,219 et 220*).

### c.1. Coefficient de croissance en biomasse $K_{GC,m}$

Les résultats du calcul des coefficients de croissance en biomasse chez les juvéniles de *C. aspersum*, en fonction du temps et des concentrations en plomb dans la nourriture sont résumés dans le tableau 73, et sont représentés par des courbes dans la figure 112.

**Tableau 73 :** Coefficients de croissance en biomasse (%) chez les juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps (Jours) et des concentrations en plomb (ppm) dans la nourriture.

Concentration (Pb)	J7	J14	J21	J28
Témoin	17,72	24,05	37,97	52,15
50 ppm	8,24	12,94	20,00	21,88
100 ppm	3,19	6,38	8,51	6,38
500 ppm	13,75	22,50	26,25	28,75
1000 ppm	4,65	10,47	13,95	12,33
2000 ppm	2,25	8,99	8,99	-17,08



**Figure 112 :** Répartition des coefficients de croissance en biomasse (%) chez les juvéniles de *C. aspersum* issus d'élevage en fonction du temps (Jours) et des concentrations en plomb (ppm) dans la nourriture.

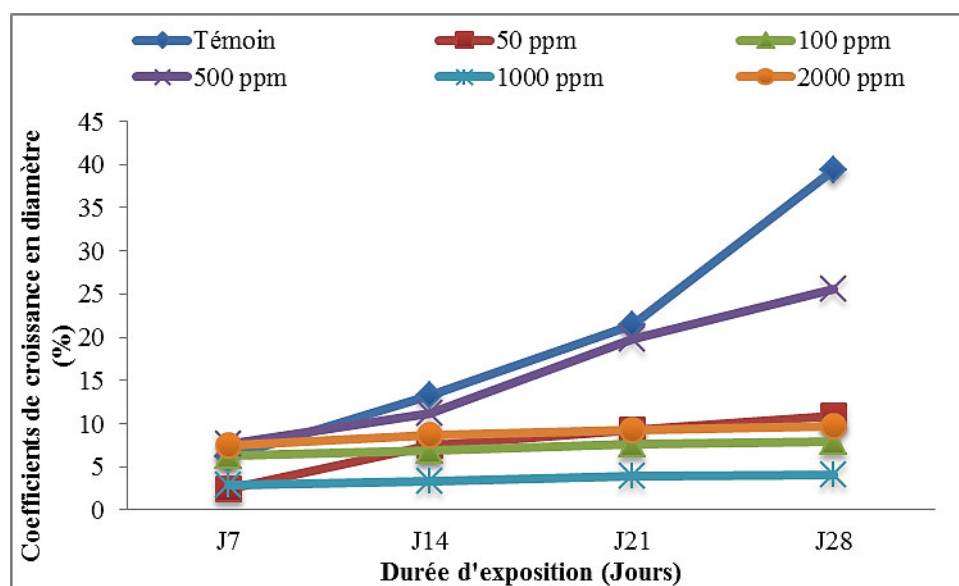
En se référant à la figure 112, on constate qu'il y a une variabilité relativement considérable des coefficients de croissance en biomasse, en fonction du temps et des concentrations en Pb dans la nourriture. En effet, le coefficient de croissance le plus élevé a été noté chez les témoins avec une valeur de 52,15%. En revanche, le coefficient le plus bas, d'une valeur de -17,08% a été enregistré chez les individus exposés à 2000 ppm de Pb *via* leur nourriture.

### c.2. Coefficients de croissance en diamètre $K_{GC,d}$

Les résultats obtenus quant aux coefficients de croissance en diamètre chez les juvéniles de *C. aspersum*, en fonction du temps et des concentrations en plomb dans la nourriture sont synthétisés dans les tableaux 74 et représentés par des courbes dans la figure 113.

**Tableau 74 :** Coefficients de croissance en diamètre (%) chez les juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps (Jours) et des concentrations en plomb (ppm) dans la nourriture.

Concentration (Pb)	J7	J14	J21	J28
<b>Témoin</b>	6,16	13,22	21,47	39,44
<b>50 ppm</b>	2,51	7,45	9,33	10,85
<b>100 ppm</b>	6,31	6,88	7,59	7,89
<b>500 ppm</b>	7,67	11,17	19,83	25,63
<b>1000 ppm</b>	2,92	3,40	3,89	4,11
<b>2000 ppm</b>	7,49	8,69	9,29	9,76



**Figure 113 :** Coefficients de croissance en diamètre (%) chez les juvéniles de *C. aspersum* issus en fonction du temps (Jours) et des concentrations en plomb (ppm) dans la nourriture.



D'après le tableau 74 et la figure 113, nous remarquons que les coefficients de croissance en diamètre chez les juvéniles de *C. aspersum* issus de l'élevage varient considérablement d'une semaine à l'autre. Ces variations ne tiennent pas compte des doses de Pb dans la nourriture. Elles varient entre un maximum de 39,49 % pour les témoins, et un minimum de 4,11% pour les individus exposés à 1000 ppm de Pb *via* la nourriture.

#### d. Calcul des coefficients d'inhibition de croissance

Comme pour les tests effectués sur le substrat, et comme pour les coefficients de croissance, nous avons calculé les coefficients d'inhibition de croissance en biomasse et en diamètres des organismes du test, en fonction du temps et des différentes concentrations en Pb dans la nourriture.

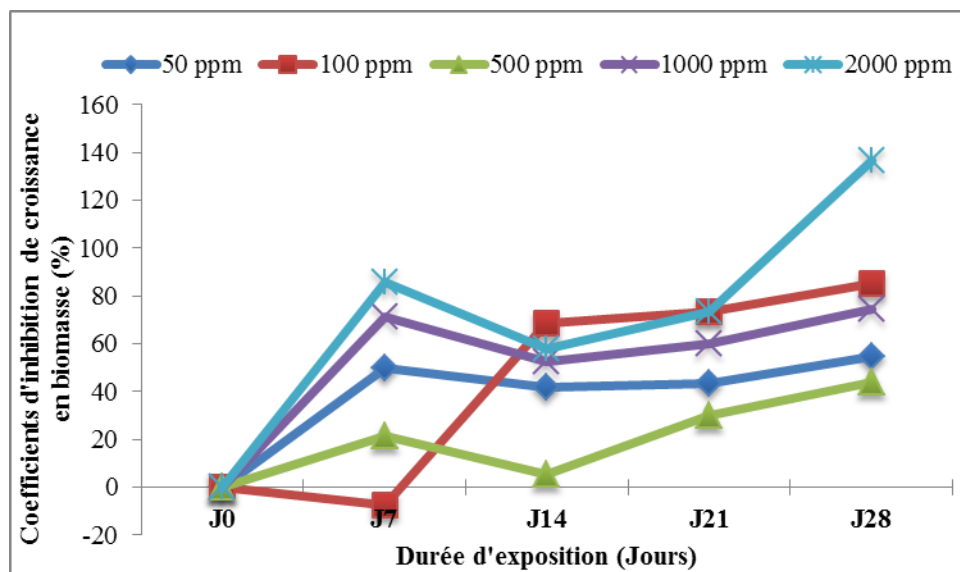
Ces calculs ont été faits selon les recommandations de la norme ISO 15952 (2006). Les coefficients d'inhibition de croissance en biomasse (désigné  $PI_{,m}$ ), et les coefficients d'inhibition de croissance en diamètre (désigné  $PI_{,d}$ ), nous permettent de mieux visualiser l'inhibition de la croissance de ces deux paramètres biométriques en fonction du temps et des différentes concentrations du Pb dans la nourriture. Nous avons utilisé les mêmes équations utilisées lors des tests impliquant la contamination du substrat (*cf. pages 222, 223 et 224*).

##### d.1. Coefficient d'inhibition de la croissance pondérale $PI_{,m}$

Les coefficients d'inhibition de croissance en diamètre chez les juvéniles de *C. aspersum*, obtenus en fonction du temps et des concentrations en plomb dans la nourriture sont résumés dans le tableau 75, et représentés par des courbes dans la figure 114.

**Tableau 75 :** Coefficients d'inhibition de la croissance pondérale chez les juvéniles de *C. aspersum*, en fonction du temps et des concentrations de Pb dans la nourriture.

Concentration (Pb)	J7	J14	J21	J28
<b>50 ppm</b>	50,00	42,11	43,33	54,85
<b>100 ppm</b>	-7,43	68,42	73,33	85,44
<b>500 ppm</b>	21,43	5,26	30,00	44,17
<b>1000 ppm</b>	71,43	52,63	60,00	74,27
<b>2000 ppm</b>	85,71	57,89	73,33	136,89



**Figure 114** : Répartition des coefficients d'inhibition de croissance en poids chez les juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps et des concentrations en Pb dans la nourriture.

D'après le tableau 75 la figure 114, nous constatons que les coefficients d'inhibition de croissance subissent des variations irrégulières durant toute la période du test. En effet, pour les témoins, ces coefficients d'inhibition de croissance restent nuls jusqu'à la fin du test, ceux des individus exposés à 100 ppm de Pb *via* la nourriture sont négatifs, et atteignent une valeur de -7,43% au bout des 7 premiers jours, pour augmenter ensuite à J14 et se stabiliser enfin à partir de cette date. À J28, cette valeur est de 85,44%.

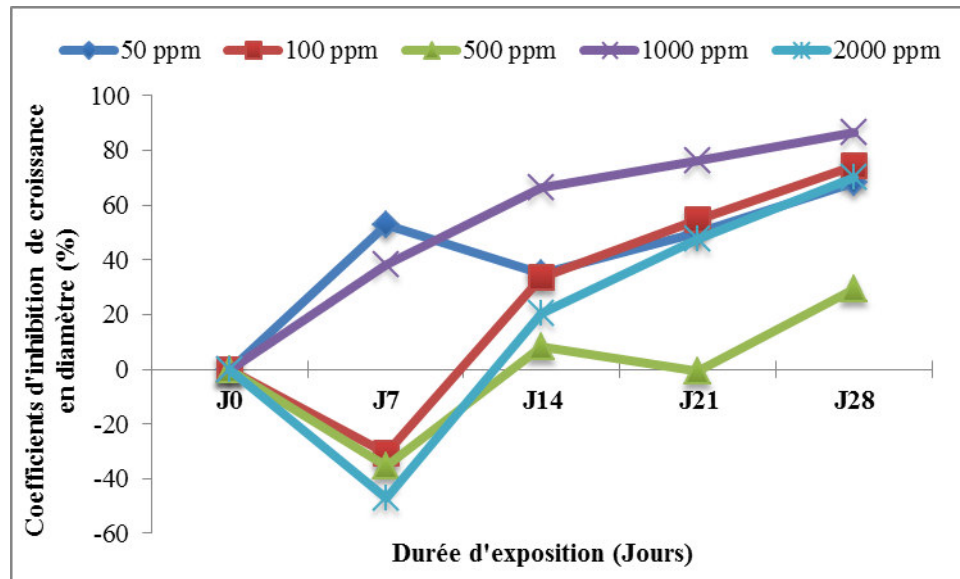
Concernant les individus exposés aux restes des concentrations de Pb *via* la nourriture, les coefficients d'inhibition de croissance en poids augmentent tous à partir de J0 jusqu'à J7 ; ils subissent une baisse relativement importante à J14, mais reprennent la pente et/ou se stabilisent à la fin du test. La valeur la plus élevée du coefficient d'inhibition de croissance en biomasse a été répertoriée chez les juvéniles exposés à 2000 ppm de Pb *via* la nourriture, avec une valeur de 136,89%.

#### **d.2. Coefficient d'inhibition de croissance en diamètre $PI_d$**

Les résultats du calcul des coefficients d'inhibition de croissance en diamètre chez les juvéniles de *C. aspersum*, en fonction du temps et des concentrations en plomb dans la nourriture sont récapitulés dans le tableau 76 et représentés par des courbes dans la figure 115.

**Tableau 76 :** Coefficients d'inhibition de la croissance en diamètre chez les juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps et des concentrations de Pb dans la nourriture.

Concentration (Pb)	J7	J14	J21	J28
50 ppm	52,94	34,93	49,79	68,35
100 ppm	-30,88	33,56	54,85	74,54
500 ppm	-35,29	8,22	-0,42	29,59
1000 ppm	38,24	66,44	76,37	86,24
2000 ppm	-47,06	20,55	47,68	70,18



**Figure 115 :** Répartition des coefficients d'inhibition de croissance en diamètre chez les juvéniles de *C. aspersum* en fonction du temps et des concentrations en Pb dans la nourriture.

D'après le tableau 76 et la figure 115, la répartition des coefficients d'inhibition de croissance en diamètre est très irrégulière pour l'ensemble des organismes testés. Les coefficients d'inhibition de croissance en diamètre sont nuls pour les témoins, et ce du début jusqu'à la fin du teste.

Pour les individus exposés à 100 ppm, à 500 ppm et à 2000 ppm de Pb, ces coefficients sont d'abord négatifs, de J0 à J7, avec des valeurs respectives de -30,88%, -35,29%, et -47,06%. Ces coefficients augmentent ensuite, pour les individus exposés à 100 ppm et à 2000 ppm, à partir du 7<sup>ème</sup> jour d'exposition et ce, jusqu'à la fin.

Pour les individus exposés à 500 ppm, le coefficient d'inhibition de croissance en diamètre diminue à partir de J14 jusqu'à J21, et augmente encore une fois à partir de J21 pour atteindre une valeur de 29,59% à J28.

Concernant les individus exposés à 50 ppm de Pb *via* leur nourriture, le coefficient d'inhibition de croissance en diamètre augmente de J0 à J7, pour dégringoler légèrement à J14, et remonter ensuite jusqu'à la fin du test. Au 28<sup>ème</sup> jour, sa valeur atteint les 68,21%. Enfin, pour les individus exposés à 1000 ppm de Pb *via* leur nourriture, le coefficient d'inhibition de croissance en diamètre augmente en fonction du temps, pour atteindre la valeur de 70,08% à la fin du test.

### III.3.3. Discussion des résultats relatifs aux tests d'écotoxicité

En écotoxicologie, les effets sublétaux sont des effets qui se produisent à des concentrations ou à des doses inférieures à celles provoquant une mortalité, ils sont, le plus souvent, représentés par la modification d'un processus physiologique important, de la croissance, de la reproduction, du comportement, du développement ou d'une qualité similaire, ainsi, dans la plupart des cas, il s'agit d'effets néfastes qui affectent la forme des individus exposés (Newman, 2014).

Pour aider à l'extrapolation des résultats statistiques obtenus lors des bioessais aux conséquences écotoxicologiques significatives, de nombreux concepts et termes descriptifs ont été développés.

L'utilisation de données de toxicité basées sur les relations dose-réponse a l'avantage d'inclure à la fois les effets de seuil et l'intensité de la réponse observée, celles-ci sont généralement exprimées en termes de concentration effective ou efficace ( $CE_x$ ), qui produit un effet chez 20, ou 50% de la population exposée au toxique par exemple (Gagné, 2014). Elles peuvent également être exprimées soit par la concentration sans effet observé, désignée NOEC, qui est la concentration la plus élevée qui ne provoque pas d'effets sur les individus exposés, ou encore, par la LOEC, qui est la concentration la plus faible observée, et ayant un effet sur les individus exposés (Newman, 2014).

Dans cette étude, les tests sub-chroniques préliminaires effectués en conditions contrôlées sur un substrat contaminé avec des doses croissantes en Pb a révélé des perturbations relativement considérables quant au développement des juvéniles issus d'élevage de l'espèce *C. aspersum*. Ces perturbations se traduisent par une baisse de la croissance en biomasse et en diamètre des coquilles des individus du test. Cependant, cette inhibition de croissance est plus importante pour la biomasse que pour le diamètre des coquilles.

Les résultats relatifs à la croissance en biomasse et en diamètre de *C. aspersum* par contamination du substrat, et de la nourriture avec des concentrations croissantes en plomb

ont été exploités afin d'estimer la dose qui entraîne un effet sur 25% ou 50% de la population testée par rapport à une valeur de référence.

Des concentrations efficaces (CE25/CE50) ont ainsi été calculées ou encore estimées pour les tests de contamination du substrat et de la nourriture en utilisant Regtox 7.0.5 (macro pour Microsoft Excel) développée par Vindimian (2005). Les résultats sont récapitulés dans le tableau 77.

En plus des résultats de la présente étude, une synthèse des données bibliographiques relatives aux valeurs d'effets écotoxicologiques (CE50, CE20, LOEC, NOEC) du plomb pour les espèces du genre *Helix* sont donné sur ce même tableau. Ces données concernent l'inhibition de la croissance et du taux de consommation.

**Tableau 77 :** Synthèse des CE50/CE20/LOEC/NOEC ( $\mu\text{g/g}$ ) obtenues par contamination du substrat, et de la nourriture avec le plomb pour les espèces du genre *Helix* (d'après : Laskowsky and Hopkin, 1996 ; Gomot, 1997 ; Coeurdassier et al. 2000 ; Gomot de Vaufleury, 2000 ; Swaileh and Ezzughayyar, 2000-2001).

Espèces	Présente étude				Durée	
	CE50/CE25-substrat		CE50/25-nourriture			
	Biomasse (CE50)	Diamètre (CE25)	Biomasse (CE25)	Diamètre (CE25)		
<i>H. aspersa</i> (juv)	1795.17 [1391-2300]	2073.73 [1976-2711]	> 2000	> 2000	28j	
Synthèse des données bibliographiques						
Espèces	Effets sur la croissance			Taux de consommation		Durée
	NOEC	LOEC	CE50	CE20	CE50	
<i>H. aspersa</i> (juv)	-	-	>30000 <sub>n</sub>	5290 <sub>n</sub>	13900 <sub>n</sub>	90 jours
<i>H. aspersa</i> (adu)	-	-	-	3120 <sub>n</sub>	10000 <sub>n</sub>	90 jours
<i>H. engaddensis</i>	100 <sub>n</sub>	500 <sub>n</sub>	360 <sub>n</sub>		190 <sub>n</sub>	4 semaines

Juv : juvéniles, Adu : adultes

*n* : contamination de la nourriture, *s* : contamination du substrat

NOEC : No Observed Effect Concentration,

LOEC: Lowest Observed Effect Concentration,

CE50 : Concentration Efficace pour 50 % des organismes,

CE20 : Concentration Efficace pour 20 % des organismes.

Lors de l'analyse de l'évolution de la masse pondérale en fonction du temps et des différentes concentrations en Pb dans le sol, nous avons constaté qu'il y avait une inhibition de la croissance en biomasse par rapport aux témoins et aux concentrations croissantes en Pb dans le substrat. Cette baisse de la biomasse est donc dose-dépendante et peut être attribuée au fait qu'il y ait une influence directe du plomb sur le développement des juvéniles de *C. aspersum*. La CE50 est de l'ordre de 1795,17 (1391-2300)  $\mu\text{g/g}$ .

Nos résultats concordent avec la littérature. En effet, plusieurs études ont démontré l'existence d'une relation dose-effet pour le gastéropode terrestre *Cornu aspersum* (syn. *Helix aspersa*), et ce, pour de nombreux contaminants métalliques (Gomot De-Vaufleury, 2000 ; Coeurdassier et al. 2000 ; De Vaufleury et al. 2006).

Durant leur cycle de vie, les gastéropodes pulmonés terrestres sont en perpétuel contact avec le sol, c'est des organismes épiédaphiques : ils sont saprophages, phytophages, et une grande partie de leur cycle de vie se passe dans le sol, comme la ponte, ou encore, l'hibernation (Gomot-De-Vaufleury, 2000 ; Dallinger, 2001 ; Barker, 2001). Aussi, les escargots ingèrent les particules du sol : en effet, leur nourriture normale ne contenant souvent pas suffisamment de calcium pour la ponte et la croissance de leurs coquilles, ces derniers obtiennent plus de calcium en grattant les roches, en ingérant du sol et éventuellement, en l'absorbant par le pied (Graveland, 1996). Ils sont en contact avec le sol *via* leurs masses pédieuses qui sont recouvertes de mucus, substance indispensable à leur reptation, mais aussi responsable de l'excrétion de certains éléments toxiques (la détoxification) (Notten, 2006). Ils peuvent ainsi, intégrer plusieurs voies de contamination : par voie orale, cutanée et enfin, respiratoire (Barker, 2001 ; Fritsch, 2010 ; Gimbert, 2006 ; Gomot et al. 1989). L'accumulation et la détoxification des ETM dans les tissus mous impliquent généralement un coût énergétique supplémentaire, qui, combiné, affecte la croissance des gastéropodes (Walker et al. 2001). En exposant au laboratoire des juvéniles de l'espèce *Helix aspersa* à des concentrations croissantes en Pb *via* la nourriture, Beeby et al. (2002) ont remarqué une baisse de 15 à 25% de la masse de la coquille.

Au cours de notre étude, et étant donné que le sol est contaminé avec des doses croissantes en Pb, la source de contamination est le sol par transmission épithéliale et par ingestion des particules du sol contaminées. En plus du mécanisme d'accumulation du plomb dont ces gastéropodes terrestres sont capables (Dallinger, 1994), la diminution de la biomasse en fonction du temps et des doses croissantes en Pb peut aussi être expliquée par le fait que ces organismes réduisent leur activité, et leur métabolisme en présence d'un toxique, et ce dans le but de minimiser l'absorption et la fixation notamment celle des éléments traces métalliques en milieu fortement contaminé.

Nombreux sont les effets comportementaux qu'ont les escargots vis-à-vis des ETM, parmi eux, une réduction de la prise de la nourriture qui est dose-dépendante, cette dernière est souvent observée chez les individus exposés à des teneurs élevées en ETM *via* leur nourriture : ce comportement a notamment été observé chez *H. aspersa* (Laskowski et Hopkin, 1996a ; Gomot, 1997 ; Russel et al. 1981). Mais aussi chez *H. pomatia*, *H.*

*engaddensis*, et *Cepea nemoralis* (Berger et al. 1993 ; Swaileh et Ezzughayyar, 2000 ; Notten et al. 2006).

Selon Coeurdassier et al. (2002), la voie digestive contribue à environ 90% de l'accumulation du Cd chez des individus de l'espèce *H. aspersa* exposés à un sol contaminé comme seule source de contamination. L'absorption des ETM *via* l'épiderme n'est pas négligeable non plus, cette voie de contamination a fait l'objet de plusieurs études : selon Hopkin (1989) et Ireland (1982), le passage des ions métalliques est assuré par diffusion passive sous forme libre ou sous forme de complexes organométalliques liposolubles. D'après Martin et Deyrup-Olsen (1986), la contamination se fait *via* des structures épithéliales spéciales, comme les « channel cells ». Selon Rainbow et Dallinger (1993), ce passage transmembranaire est assuré par des canaux et des pompes ioniques.

Par ailleurs, la croissance des escargots dépend de la température du milieu (Dittbrenner, 2008). En effet, si les températures sont trop basses, elles auront tendance à inhiber la croissance des escargots, mais sans pour autant limiter leur accumulation en ETM. Selon Viard-La Rocca (2004), la croissance des escargots ne semble pas indiquer une éventuelle contamination métallique les sols, sauf dans les cas où cette dernière est excessive. Cette constatation a été faite par ce même auteur sur le site d'Hargarten aux Mines, laissant supposer que c'est les concentrations trop élevées en plomb dans le sol, et détectées par les escargots, qui limitent leur taux de consommation et donc inhibe partiellement leur croissance.

En ce qui concerne les coefficients de croissance pondérale ce paramètre est influencé par l'augmentation de la concentration en plomb dans le milieu, et tout comme la croissance pondérale, ce paramètre est donc dose-dépendant.

Concernant la croissance en diamètre des juvéniles de *C. aspersum* exposés à des concentrations croissantes en Pb, elle n'est manifestement pas très influencée par les concentrations croissantes en plomb dans le sol. La CE25 est estimée à 2073.73 (1976-2711) µg/g. Ceci peut être attribué au fait que les teneurs internes en plomb au niveau de cet organe chez les individus testés n'ont pas atteints le seuil de toxicité ; contrairement aux viscères et particulièrement l'hépatopancréas, la coquille n'est pas un site de stockage important pour les ETM (Dallinger, 1994 ; 1993 ; Dallinger et al. 1997). En effet, des études faites sur des individus de l'espèce des *C. aspersum* qui ont été prélevés dans des zones fortement contaminées, présentent des concentrations en Pb dans leurs coquilles très faibles par rapport aux quantités totales accumulées dans l'organisme (Beeby, 1985 ; Beeby et Richmond, 2002, 1987 ; Gorbi et al. 2008).

On peut aussi l'attribuer à la durée d'exposition ; en effet, dans cette étude, l'exposition des escargots aux ETM est sub-chronique et n'a duré que 28 jours, cette période n'est peut-être pas suffisante pour mettre en lumière les effets toxiques sublétaux provoqués par l'exposition aux substrats contaminés sur la croissance en diamètre.

Pour ce qui est des coefficients de la croissance en diamètre des coquilles des juvéniles de *C. aspersum* issus d'élevage, ils semblent être non dépendants de la concentration du toxique dans le substrat. Ces résultats sont comparables avec les conclusions faites par Viard-La Rocca (2004) lors de l'utilisation de *C. aspersum* comme espèce sentinelle pour le biomonitoring de sites contaminés par les ETM et les HAP.

En analysant les coefficients d'inhibition de la croissance pondérale, on constate qu'il existe une relation étroite entre l'inhibition de la croissance pondérale et la concentration en plomb dans le substrat. Le plomb perturbe indirectement la croissance des juvéniles. Et contrairement à ces derniers, le plomb a exercé une action plutôt hormétique chez les individus exposés à 1000 ppm de Pb *via* le substrat, où nous avons enregistré un coefficient de croissance en biomasse de l'ordre de 74,74%. Ou encore, chez les juvéniles exposés à 500µg/g *via* leur nourriture, avec un coefficient de croissance en biomasse de l'ordre de 28,75%. On en déduit que le plomb, a donc, exercé un effet bénéfique qui a augmenté avec la dose, puis a atteint un maximum, a décliné, puis est apparu un effet toxique qui a tendance à augmenter avec la dose du plomb dans le milieu. Ce phénomène est souvent observé au début des tests d'écotoxicité lorsque l'organisme test se trouve en contact avec une substance toxique à faible dose. Au terme de ces résultats, il est clair qu'il existe une relation étroite entre l'inhibition de la croissance en biomasse chez *C. aspersum* et la concentration en plomb dans le milieu.

Dans les conditions du test effectué, les individus du test étaient en contact direct avec des substrats contaminés par des concentrations croissantes en plomb, par voies cutanée, et par voie digestive, et voie respiratoire. Ceci pourrait en grande partie expliquer ce phénomène d'inhibition de la croissance qui est dose-dépendant.

Tout comme pour les tests effectués sur le substrat, les tests conduits en contaminant la nourriture destinée à l'alimentation des juvéniles de *C. aspersum* issus d'élevage ont menés aux mêmes constatations : la croissance en masse pondérale est dose-dépendante mais celle du diamètre n'est pas affectée par les concentrations du toxique dans le sol. La CE25 estimée pour la croissance en masse est de l'ordre de 2328µg/g.

Les coefficients de croissance et d'inhibition de croissance semblent aussi être influencés par le comportement des juvéniles de *C. aspersum* au cours du test. En effet, pendant



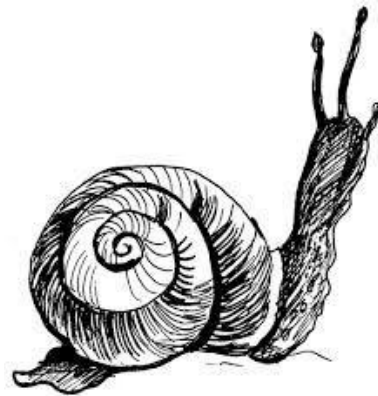
toutes la durée d'exposition, nous avons rapporté les remarques suivantes : production excessive de mucus chez certains individus, léthargie régulière chez d'autres individus, certains individus ne se nourrissaient plus et entrait en dormance pour diminuer leur métabolisme et leur activité. Ces constatations ont aussi été faites par (Viard-La Rocca, 2004) au cours des bioessais effectués en laboratoire et impliquant la contamination de la nourriture par des éléments traces-métalliques. Durant les tests appliqués sur les individus issus de l'élevage, l'hivernation et le jeûne induit sont deux phénomènes observés très régulièrement. Nous avons aussi enregistré une mortalité d'un individu au cours du test impliquant la contamination du substrat avec du Pb. La mort de l'individu en question est survenue au bout du 7<sup>ème</sup> jour d'exposition, et a concerné la dose la plus élevée en Pb, à savoir : 2000 ppm.

Selon Simkiss et Watkins (1990), l'espèce *Helix aspersa*, est capable de déceler les teneurs élevées en ETM dans sa nourriture, stoppe sa consommation, ce qui entraîne la baisse de sa croissance. L'étude menée par Swaileh et Ezzughayyar (2000) a prouvé que ce comportement d'évitement peut aussi être attribué à un phénomène de toxicité. En effet, d'après ces mêmes auteurs, et chez des individus de l'espèce *Helix engaddensis* exposés pendant 4 semaines à des teneurs élevées en Cd et en Cu *via* leur nourriture, adoptaient ce comportement de jeûne provoqué durant toute la période du test. Au bout de la 5<sup>ème</sup> semaine, et dès qu'ils disposaient d'une alimentation non contaminée, les individus qui étaient exposés au Cd limitaient encore leur consommation de nourriture, tandis que ceux qui étaient exposés au Cu, ont repris leur régime normal, laissant présumer que ces comportements d'évitement et de répulsion de la nourriture dépendaient du métal considéré (Swaileh et Ezzughayyar, 2001).

Selon Gimbert (2006), les tests subchroniques visant à évaluer la croissance et la reproduction chez différentes espèces du genre *Helix* font état d'une CE<sub>50</sub> de l'ordre de 100 µg/g de Cd, contre des CE<sub>50</sub> supérieurs à 1000µg/g pour le Cu, le Pb et le Zn. En effet, Gomot-De Vaufleury (2000) a enregistré une absence d'effet létale sur des individus d'*Helix aspersa* soumis à une nourriture contaminée à 4000 µg/g de ces ETM pendant 28 jours. Ce même auteur a même rapporté une absence d'effets sur la croissance d'*Helix aspersa* causés par un aliment contaminé à 30000 µg/g de Pb.

Par ailleurs, d'autres comportements dose-dépendants sont observés en présence de teneurs élevées en ETM dans le milieu comme la baisse de la fécondité, de l'activité reproductrice ou encore du nombre de pontes notamment chez l'espèce *H. aspersa* (Laskowski et Hopkin, 1996a ; Gomot et Kerhoas, 2000).

# Conclusion et perspectives



*« La nature est par définition le complexe vivant dans lequel l'être humain doit enfin trouver sa juste place s'il ne veut pas être éradiqué par ses propres erreurs »*

**Pierre Rabhi, essayiste, romancier, agriculteur, conférencier et écologiste  
Franco-algérien**

L'objectif principal de ce travail de thèse était de souligner l'importance des gastéropodes pulmonés terrestres dans la détermination de la contamination métallique des sols. Pour cela, une approche mixte a été adoptée, impliquant l'utilisation de méthodes biologiques, chimiques et écotoxicologiques.

Cette étude a concerné 5 zones se situant au Nord-Est Algérien et se caractérisant par des activités anthropiques relativement importantes. Ont été investiguées : une zone urbaine, industrielle, minière, sub-montagneuse et montagneuse.

Nos investigations ont, tout d'abord, commencé par l'établissement d'un état des lieux de la biodiversité malacologique au niveau des sites d'étude, ainsi la biodiversité, la structure et la distribution des gastéropodes au niveau de ces zones-là ont été investigués durant les deux saisons : printanière et estivale.

Ensuite, la typologie des sols ainsi que les teneurs en éléments-traces métalliques dans différentes matrices ont été établis à travers une approche d'indication/bioindication passive. Cette dernière a concerné les sols, l'espèce végétale *Drimia maritima*, et le gastéropode *Cornu aspersum*. Les ETM étudiés étaient les suivants : cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), plomb (Pb) et zinc (Zn). À partir des résultats obtenus, nous avons pu évaluer la contamination métallique des sols, en calculant des indices de pollution mono et pluri-élémentaire, et nous avons complété cette évaluation par des représentations cartographiques visant à mieux visualiser cette contamination métallique en fonction des zones et des ETM étudiés. En plus, nous avons déterminé des facteurs de bioconcentration au niveau de la végétation, et au niveau des différentes parties du gastéropode *C. aspersum*, et ce, pour mieux comprendre le transfert de ces ETM dans les chaînes trophiques, et pour déterminer la principale voie de contamination de ces organismes.

Enfin, à travers une approche de bioindication active, nous avons testé la sensibilité de juvéniles de l'espèce *Cornu aspersum* issus d'élevage. Ces tests d'écotoxicité préliminaires ont été effectués selon la norme ISO 15952 (2006), dans des conditions contrôlées de photopériode, d'humidité et de température. Leur objectif était de déterminer les effets sur la survie, et la croissance des juvéniles exposés aux différentes doses des toxiques. La contamination a concerné le substrat et la nourriture, et les toxiques utilisés étaient le Cd comme substance de référence, et le Pb comme substance toxique.

À l'issue de cette étude, les principales conclusions peuvent être résumées ainsi :

**Pour le volet biodiversité malacologique durant les deux saisons :**

Les investigations sur terrain durant les deux campagnes d'échantillonnage, nous ont permis d'inventorier, au total : 3269 individus, appartenant à 19 espèces de gastéropodes

terrestres pulmonés. Ainsi, nous avons récolté les espèces suivantes : *M. vermiculata* (Müller, 1774), *C. aspersum* (Müller, 1774), *C. apertus* (Born, 1778), *T. pisana* (Müller, 1774), *X. cespitum* (Draparnaud, 1801), *G. flava* (Terver, 1839), *S. candidissima* (Draparnaud, 1801), *S. otthiana* (Forbes, 1838), *R. decollata* (Linnaeus, 1758), *M. pupa* (Linnaeus, 1758), *T. Sulcata* (Draparnaud, 1805), *O. punctata* (*O. F. Müller*, 1774), *M. terverii* (*Dupotet in E. A. Forbes*, 1838), *T. elegans* (*Gmelin*, 1791), *C. acuta* (Müller, 1774), *C. barbara* (Linnaeus, 1758), *S. otthiana* (Forbes, 1838), *F. folliculus* (*Gmelin*, 1791), et enfin, *Xerosecta sp.*, et *Cernuella sp.*

Ces espèces sont distribuées entre 8 familles : Hélicidae, Hygromiidae, Sphincterochilidae, Achatinidae, Enidae, Geomitridae, Ferussaciidae, et Pomatiidae et 16 genres : *Massylaea*, *Cornu*, *Cantareus*, *Theba*, *Xerosecta*, *Ganula*, *Sphincterochila*, *Rumina*, *Mastus*, *Tudorella*, *Otala*, *Cernuella*, *Trochoidea*, *Cochlicella*, et enfin, *Ferussacia*.

Il est à noter qu'au cours de la saison estivale, et contrairement à la saison printanière, nous avons enregistré une absence totale de gastéropodes pulmonés terrestres au niveau de la zone minière de Djebel Hamimat, ce qui est probablement dû à la sécheresse et aux températures trop élevées qu'a connu cette région pendant l'été 2018. Outre les espèces constantes, et que l'on a récolté durant les deux saisons, nous avons remarqué l'apparition de nouvelles espèces durant la période estivale, et qui n'étaient pas là durant la période printanière, surtout au niveau de la zone industrielle et de la zone sub montagneuse. Il s'agit des espèces : *Otala punctata*, *Mauronapaeus terverii*, *Cochlicella acuta*, *Cochlicella barbara*, *Ferussacia folliculus*, *Cernuella sp.*, *Xerosecta sp.* et *Trochoidea elegans*.

Globalement, et durant les deux saisons, les masses pondérales les plus élevées et les diamètres les plus grands sont détenus par l'espèce *C. aspersum*, mais les hauteurs les plus élevées sont détenues par l'espèce *R. decollata*. Les indices de biodiversité et les densités sont plus importants au niveau de la zone montagneuse (durant le printemps), et sub montagneuse (durant l'été).

Le nombre relativement important en espèce répertoriées durant les deux saisons, ainsi que la densité de ces dernières prouvent et confirment les capacités d'adaptation des mollusques aux endroits pollués et de concentrer et/ou réguler les polluants métalliques au sein de leur organes.

#### **Pour la typologie physico-chimique des sols :**

Les résultats obtenus montrent que les sols sont neutres à alcalins, ils sont non salins à faiblement salins, ils sont modérément riches à très riches en matière organiques et leurs

taux de carbonates de calcium sont modérés. Les sols étudiés sont aussi faiblement à moyennement riches en azote, et le rapport C/N a largement dépassé les 25% dans tous les sols étudiés, ce qui démontre le ralentissement de la décomposition de la matière organique.

Les résultats obtenus concernant la capacité d'échange cationique des sols indiquent qu'elle est modérée à très élevée, et nous constatons qu'ils varient tous entre les classes texturales suivantes : argileuse, argilo-limoneuse, ou encore, limono-argileuse, avec comme point commun : la présence relativement importante d'argile.

### **Pour la typologie de la contamination métallique des sols :**

Globalement, les résultats obtenus révèlent une contamination relativement importante par les ETMs étudiés. Pour le sol, les teneurs pseudo-totales en cadmium ont suivi l'ordre de concentration suivant :  $Cd_{Djebel\ Hamimat} > Cd_{Ibn\ Ziad} > Cd_{El\ Hadjar} > Cd_{Ibn\ Badis} > Cd_{B'kira}$ . Les teneurs en chrome suivent la séquence suivante :  $Cr_{Ibn\ Badis} > Cr_{Ibn\ Ziad} > Cr_{B'kira} > Cr_{El\ Hadjar} > Cr_{Djebel\ Hamimat}$ . Les concentrations en cuivre suivent la séquence suivante :  $Cu_{El\ Hadjar} > Cu_{Djebel\ Hamimat} > Cu_{Ibn\ Ziad} > Cu_{B'kira} > Cu_{Ibn\ Badis}$ . Le plomb, quant à lui, suit la séquence suivante :  $Pb_{Djebel\ Hamimat} > Pb_{El\ Hadjar} > Pb_{Ibn\ Ziad} > Pb_{B'kira} > Pb_{Ibn\ Badis}$ . Et enfin, le zinc suit cette séquence :  $Zn_{El\ Hadjar} > Zn_{Djebel\ Hamimat} > Zn_{Ibn\ Ziad} > Zn_{B'kira} > Zn_{Ibn\ Badis}$ .

Après la comparaison de ces résultats avec différents fonds géochimiques établis pour les sols mondiaux, nous avons conclu que la zone sub-montagneuse est la moins touchée par cette pollution métallique, contrairement aux zones industrielles et minières : où le Cd et le Pb constitue le plus grand risque pour l'environnement.

Les teneurs biodisponibles en ces ETM varient de façon relativement importante en fonction des zones et des ETMs étudiés. Ainsi, il s'est avéré que c'est le cadmium qui est l'élément le plus inquiétant. En effet, pour cet élément, nous avons enregistré la biodisponibilité la plus élevée pour la faune et/ou la flore avec un pourcentage de l'ordre de 87,50% au niveau de la zone urbaine de B'kira, Ceci indique l'origine anthropique de cet élément.

### **Pour l'évaluation de la contamination des sols par les ETM :**

En plus de la détermination des teneurs en ETMs dans les sols (pseudo-totales et biodisponibles), nous nous sommes proposés d'évaluer la qualité réelle des sols étudiés en utilisant des indices mono et pluri-élémentaires. Grâce à ces derniers, nous avons pu

confirmer la contamination des lieux dans lesquels les seuils d'ETM sont dépassés, et déduire l'origine anthropogénique des ETMs responsables de ces contaminations.

Nous avons complété cette partie par une représentation cartographique d'un indice mono-élémentaire, à savoir le facteur de contamination (FC), et de deux indices poly-élémentaires qui sont le degré de contamination ( $C_d$ ), et l'indice du risque écologique potentiel (PERI). Ceci nous a permis de mieux visualiser l'ampleur de cette contamination ainsi que le risque potentiel au niveau de ces zones.

#### **Pour l'évaluation des teneurs en ETM chez *Drimia maritima* :**

Les teneurs en ETMs au niveau du feuillage de *Drimia maritima* varient faiblement d'une zone à une autre, et globalement, l'espèce n'a pas dépassé les taux réglementaires proposés par la littérature. En effet, pour cette espèce, l'accumulation des ETMs se fait surtout au niveau des bulbes.

En calculant les facteurs de bioconcentration pour la végétation, nous avons obtenus les séquences suivantes :

- Pour la zone urbaine de B'kira :  $FBC_{Cd} > FBC_{Cr} > FBC_{Zn} > FBC_{Cu} > FBC_{Pb}$
- Pour la zone industrielle d'El Hadjar :  $FBC_{Cd} > FBC_{Cr} > FBC_{Cu} > FBC_{Zn} > FBC_{Pb}$
- Pour la Zone sub-montagneuse d'Ibn Badis :  $FBC_{Cd} > FBC_{Zn} > FBC_{Cr} > FBC_{Pb} > FBC_{Cu}$
- Pour la Zone montagneuse d'Ibn Ziad :  $FBC_{Cd} > FBC_{Cr} > FBC_{Cu} > FBC_{Pb} > FBC_{Zn}$

#### **Pour l'évaluation des teneurs en ETM chez *Cornu aspersum* :**

Pour la faune, les concentrations en ETMs dans les viscères sont, dans la plupart des cas, bien supérieures à celles se trouvant dans les masses pédieuses ou dans les coquilles. Néanmoins, Il a été noté que les masses pédieuses, et les coquilles pouvaient concentrer des valeurs élevées en ETM par rapport aux viscères. En effet, pour le Cu, ce sont les pieds qui concentrent la plus grande partie de cet ETM. Ceci est expliqué par le fait que *C. aspersum* est un organisme macro-concentrateur de Cu au niveau de sa sole pédieuse. Et pour le Pb, ce sont les coquilles qui concentrent la plus grande teneur par rapport aux autres organes. Ceci est expliqué par le fait que cette dernière est utilisée par le gastéropode en tant qu'organe de stockage temporaire, et ce, pour réduire la charge des tissus mous en période de forte incidence de Pb. L'animal relâche cette concentration en Pb à nouveau lorsque les concentrations de tissus mous commencent à chuter. Dans ce cas,

la coquille est une partie importante du mécanisme de désintoxication des métaux de l'animal. Ce phénomène a surtout été observé en zone urbaine.

La détermination des facteurs de bioconcentration chez *C. aspersum* a été faite d'une part par rapport au sol, et d'autre part par rapport à l'espèce *D. maritima*. Nous avons constaté que les facteurs de bioconcentration par rapport à la végétation sont nettement supérieurs à ceux des sols dans le cas du Cr, Cu, Pb et Zn pour l'ensemble des zones investiguées, et dans le cas du cadmium pour la zone montagneuse. La comparaison entre ces deux facteurs de bioconcentration a permis de mettre en évidence l'importance de la voie digestive dans le processus de la contamination des gastéropodes.

**Pour l'évaluation de la toxicité du Pb vis-à-vis des juvéniles de *C. aspersum* :**

Les tests sub-chroniques préliminaires effectués en conditions contrôlées sur un substrat contaminé avec des doses croissantes en Pb a révélé des perturbations relativement importantes quant au développement des juvéniles de l'espèce *C. aspersum*. Ces perturbations se traduisent par une baisse de la croissance en biomasse et en diamètre des coquilles des individus du test. Cependant, cette inhibition de croissance est plus importante pour la biomasse que pour le diamètre des coquilles.

Des concentrations efficaces (CE25/CE50) ont été estimées ; pour le test qui a impliqué la contamination du substrat avec des doses croissantes en Pb, nous avons constaté qu'il y avait une inhibition de la croissance en biomasse par rapport aux témoins et aux concentrations croissantes en Pb dans le substrat. La CE50 était de l'ordre de 1795,17 µg/g. Concernant la croissance en diamètre des juvéniles de *C. aspersum*, nous avons constaté qu'elle n'est manifestement pas très influencée par les doses croissantes en plomb. La CE25 était estimée à 2073.73 µg/g.

Enfin, les tests conduits en contaminant la nourriture destinée à l'alimentation des juvéniles de *C. aspersum* ont menés aux mêmes constatations : la croissance en masse pondérale est dose-dépendante mais celle du diamètre n'est pas affectée par les concentrations du toxique dans le sol. La plus forte concentration testée (2000 µg/g) n'a pas provoqué d'effet toxique chez *C. aspersum*.



Ce travail constitue une base de données pour les travaux relatifs à l'utilisation des gastéropodes pulmonés terrestres en bioindication. Il constitue également une mise à jour des données relative à la biodiversité des gastéropodes dans ces zones, surtout au niveau du constantinois, où, les travaux les plus exhaustifs qui existent remontent aux années 1800. Comme perspective, il serait intéressant de compléter ces travaux et de couvrir toute la zone, pour finir avec une checklist mise à jour.

Il serait intéressant d'investiguer la biodiversité des gastéropodes durant les quatre saisons, afin de mieux comprendre les facteurs qui conditionnent leur distribution/abondance et/ou diversité.

Il serait aussi pertinent de quantifier d'autres ETM, comme le As, Co, Ni, Mn, Hg, Sb, etc. dans les sols, et dans d'autres espèces d'escargots, notamment dans *Massyleae vermiculata* et *Rumina decollata*, dont les populations étaient très denses au niveau des sites pollués.

Il serait aussi intéressant de mettre en place et de définir des valeurs référence d'ETM pour les sols et les escargots de la région, l'absence de ces derniers constitue de véritables lacunes.

Il serait également pertinent de se concentrer davantage sur les tests écotoxicologiques, en faisant des tests définitifs, en testant des concentrations de toxique différentes et plus élevées, en testant la toxicité d'autres éléments-traces métalliques, et enfin, de faire des études *in-situ* éventuellement.

Pour cela, il faudrait améliorer l'élevage des escargots, et le maîtriser davantage.

# Références bibliographiques



## Références Bibliographiques

- Abbes I., Noura S. et Neubert E., 2011.** Sphincterochilidae from Tunisia, with a note on the subgenus *Rima* Pallary, 1910 (Gastropoda, Pulmonata). *ZooKeys*, no 151: 1.
- Abdennour C., Smith B.D., Boulakoud M.S., Samraoui B. et Rainbow P.S., 2000.** Trace metals in marine, brackish and freshwater prawns (Crustacea, Decapoda) from northeast Algeria. *Hydrobiologia* 432 (1-3): 217–227.
- Adriano D.C., 2001.** Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. 2<sup>nd</sup> edition. Springer-Verlag, New York.
- 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., 1998.** Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'Oued Kébir- Rhumel et de ses principaux affluents. Thèse de Magister. Université Mentouri Constantine, Constantine, Algérie.
- Albrecht C., 2001.** Invasion biology of a species with low mobility: the Mediterranean helicid snail *Otala lactea* (OF Mueller, 1774) in southern California. PhD Thesis, Diplomarbeit, Institute of Ecology, University of Jena, Jenapp.
- Allison F.E., 1973.** Soil organic matter and its role in crop production. Elsevier.
- Alloway B.J., 1995.** Heavy Metals in Soils. Springer Science & Business Media, 390 pp.
- Alloway B.J., 2013.** Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils, in: Heavy Metals in Soils, Environmental Pollution. Springer, Dordrecht, pp. 11–50. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7\\_2](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_2)
- Al-Tardeh S., Sawidis T., Diannelidis B.E. et Delivopoulos S., 2008.** Nectary structure and nectar presentation in the Mediterranean geophyte, *Urginea maritima* (Hyacinthaceae). *Botany* 86: 1194–1204.
- Amiard J.C., Amiard-Triquet C., Berthet B. et Metayer C., 1987.** Comparative study of the patterns of bioaccumulation of essential (Cu, Zn) and non-essential (Cd,

Pb) trace metals in various estuarine and coastal organisms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 106: 73–89.

**Apgar J., 1992.** Zinc and reproduction: an update. *The Journal of Nutritional Biochemistry* 3: 266–278.

**Bachelier G., 1963.** La vie animale dans les sols. ORSTOM (Rennes, impr. Oberthur).

**Baize D., 1988.** Guide des analyses courantes en pédologie. Institut national de la recherche agronomique.

**Baize D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France) : Références et stratégies d'interprétation. Programme ASPITET. Quae.

**Baize D., 2000.** Guide des analyses en pédologie: 2e édition, revue et augmentée. Editions Quae.

**Baize D., 2009.** Éléments traces dans les sols. Fonds géochimiques, fonds pédogéochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles : Définitions et utilités. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 57(57), 63–72.

**Baker G.H., 1986.** The biology and control of white snails (Mollusca: Helicidae), introduced pests in Australia. .

**Baker G.H., 2012.** The population dynamics of the mediterranean snail, *Ceriuella virgata* (da Costa, 1778) (Hygromiidae), in continuous-cropping rotations in South Australia. *Journal of Molluscan Studies* 78 (3): 290–296.

**Barbara N. et Schembri P.J., 2008.** The status of *Otala punctata* (Müller, 1774), a recently established terrestrial gastropod in Malta. *Bollettino Malacologico* 44 (5–8): 101–107.

**Barker A.V. et Pilbeam D.J., 2015.** Handbook of plant nutrition. CRC press.

**Barker G.M., 2001.** Gastropods on land: phylogeny, diversity and adaptive morphology. *The biology of terrestrial molluscs* 1: 1–146.

**Bartell S.M., 2006.** Biomarkers, Bioindicators, and Ecological Risk Assessment: A Brief Review and Evaluation. *Environmental Bioindicators* 1: 60–73.  
<https://doi.org/10.1080/15555270591004920>

- Baurand P.E., 2014.** Embryotoxicité de contaminants métalliques et organiques chez l'escargot *Helix aspersa* (PhD Thesis). Université de Franche-Comté.
- Beeby A. et Eaves S.L., 1983.** Short-term changes in Ca, Pb, Zn and Cd concentrations of the garden snail *Helix aspersa* (Müller), from a central London car park. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* 30, 233–244.
- Beeby A., 1985.** The role of *Helix aspersa* as a major herbivore in the transfer of lead through a polluted ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, 267–275.
- Beeby A. et Richmond L., 1987.** Adaptation by an urban population of the snail *Helix aspersa* to a diet contaminated with lead. *Environmental Pollution*, 46(1), 73–82.
- Beeby A. et Richmond L., 1989.** The shell as a site of lead deposition in *Helix aspersa*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18, 623–628.  
<https://doi.org/10.1007/BF01055031>
- Beeby A., 2001.** What do sentinels stand for? *Environmental Pollution*, 112(2), 285–298.
- Beeby A., Richmond L. et Herpé F., 2002.** Lead reduces shell mass in juvenile garden snails (*Helix aspersa*). *Environmental Pollution* 120, 283–288.
- Beeby A. et Richmond L., 2002.** Evaluating *Helix aspersa* as a sentinel for mapping metal pollution. *Ecological Indicators*, 1(4), 261–270.
- Beeby A. et Richmond L., 2003.** Do the soft tissues of *Helix aspersa* serve as a quantitative sentinel of predicted free lead concentrations in soils? *Applied soil ecology* 22: 159–165.
- Beeby A. et Richmond L., 2010.** Magnesium and the regulation of lead in three populations of the garden snail *Cantareus aspersus*. *Environmental pollution* 158: 2288–2293.
- 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, 1667–1672.

- Beldi H., Gimbert F., Maas S., Scheifler R. et Soltani N., 2006.** Seasonal variations of Cd, Cu, Pb and Zn in the edible mollusc *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba, Algeria ». African Journal of Agricultural Research 1 (4): 85–90.
- Bennett J., 2004.** Bioindicators & Biomonitors: Principles, Concepts and Applications. Science of The Total Environment 328: 295.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.02.003>
- Bennett W.F., 1993.** Nutrient deficiencies & toxicities in crop plants. APS press.
- Bentellis A., Azzoug R., El Hadeff El Okki M., Rached O., 2014.** Trace elements pollution from an abandoned mine and, factors affecting antimony concentrations in the Dahimine Wadi bank soils (northeast Algeria). Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences 9, 95–10.
- Bentellis-Mosbah A. et Rached O., 2006.** Trace elements soil contamination and plants uptake of wadi banks situated in the vicinity of an old Sb-mining area in Algeria. Chinese Journal of Geochemistry 25, 32–32.
- Bingham F.T., Page A.L., Mahler R.J., et Ganje T.J., 1976.** Yield and Cadmium Accumulation of Forage Species in Relation to Cadmium Content of Sludge-amended Soil. Journal of Environmental Quality, 5(1), 57–60.
- Blum W.E., 2005.** Functions of soil for society and the environment. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 4(3), 75–79.
- Bodon M., 1995.** Gastropoda Prosobranchia, Heterobranchia, Heterostropha.
- Boisson M. et Neybergh H., 1977.** Localisation structurale des gîtes d'antimoine du Djebel Hamimat (Sud-est du Constantinois, Algérie). CRC Acad. Sc. Série D 284, 409–412.
- Bonchev D. et Kamenska V., 1981.** Predicting the properties of the 113-120 transactinide elements. The Journal of Physical Chemistry, 85(9), 1177–1186.
- Bouaziz-Yahiatene H, et Medjdoub-Bensaad F. 2016.** Malacofauna diversity in Kabylia region (Algeria). Advances in Environmental Biology 10 (7): 99–107.

**Bouaziz-Yahiatene H., Pfarrer B., Medjdoub-Bensaad F., Neubert E., 2017.** Revision of *Massylaea Möllendorff, 1898 (Stylommatophora, Helicidae)*. *ZooKeys*: 109.

**Bouchet P., Rocroi J.P., Hausdorf B., Kaim A., Kano Y., Nützel A., Parkhaev P., Schrödl M. et Strong E.E., 2017.** Revised Classification, Nomenclator and Typification of Gastropod and Monoplacophoran Families. *Malacologia* 61, 1–526.  
<https://doi.org/10.4002/040.061.0201>

**Boudechiche L., 2007.** Biodiversité des hélicidés du Parc National d'El-Kala (extrême Nord-Est Algérien). *Bulletin de l'INSTM* 12: 12–123.

**Boulaine J., 1983.** VV Dokouchaev et les débuts de la pédologie. *Revue d'histoire des sciences*, 285–306.

**Bouma J., 2010.** Implications of the knowledge paradox for soil science. In *Advances in agronomy* (Vol. 106, p. 143–171). Elsevier.

**Bour A., 2015.** Effets écotoxicologiques de nanoparticules de dioxyde de cérium en milieu aquatique : d'une évaluation en conditions monospécifiques à l'étude de chaînes trophiques expérimentales en microcosme. PhD Thesis

**Bourguignat J.R., 1864.** *Malacologie de l'Algérie ou histoire naturelle des animaux mollusques terrestres et fluviatiles : recueillies jusqu'à ce jour dans nos possessions du nord de l'Afrique*. Challamel Ainé, Paris, France, 294 pp.

**Brand E., Peijnenburg W., Goenenberg B., Vink J., Lijzen J., Ten Hulscher D., Jonker C., Romkens P. et Roex E., 2009.** Towards implementation of bioavailability measurements in the Dutch regulatory framework. RIVM rapport 711701084.

**Calow P., et Forbes V.E., 2003.** Peer reviewed: Does ecotoxicology inform ecological risk assessment? ACS Publications.

**Calvet R., 2013.** *Le sol*. Éditions France Agricole.

**Caquet T., Lagadic L., Jonot O., Baturu W., Kilanda M., Simon P., et Ramade F. 1996.** Outdoor Experimental Ponds (Mesocosms) Designed For Long-Term Ecotoxicological Studies in Aquatic Environment. *Ecotoxicology and environmental safety*, 34(2), 125–133.

- Chabicoovsky M., Niederstätter H., Thaler R., Hödl E., Parson W., Rossmanith W. et Dallinger R., 2003.** Localization and quantification of Cd-and Cu-specific metallothionein isoform mRNA in cells and organs of the terrestrial gastropod *Helix pomatia*. *Toxicology and applied pharmacology* 190: 25–36.
- Chabicoovsky M., Klepal W. et Dallinger R., 2004.** Mechanisms of cadmium toxicity in terrestrial pulmonates: programmed cell death and metallothionein overload. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* 23: 648–655.
- Chaoui W., Bousnoubra H., Benhamza M. et Bouchami T., 2013.** Étude de la pollution des eaux des oueds Seybouse et Mellah (Région de l’Est Algérien). Synthèse : *Revue des Sciences et de la Technologie* 26, 50–56.
- Charissou A.M., Jourdain M.J., Pandard P., Poulsen V., Devillers J., Ferard J.F. et Bispo A., 2006.** Démarche optimale de sélection de batterie de bioessais pour l’évaluation écotoxicologique des milieux complexes. Synthèse bibliographique.
- Charman P.E.V., Roper M.M., 2007.** Soil organic matter. In ‘Soils : their properties and management’. 3rd edition.(Eds PEV Charman and BW Murphy.) pp. 276–285. Oxford University Press: Melbourne, Australia.
- Chevallier H., 1977.** La variabilité de l’Escargot Petit-Gris *Helix aspersa* Muller. *Bulletin du Museum d’Histoire Naturelle*, 425–442.
- 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 de l’Académie des Sciences-Series III-Sciences de la Vie*, 324(11), 979–987.
- Chouabbi A., 1987.** Étude géologique de la région de Hammam N’Bail (SE Guelma, Constantine, Algérie). Thèse de doctorat, Université de Paul Sabatier, 123p. Toulouse, France.
- Clausen R. et 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: 1310–1320.
- Coeurdassier M., 2001.** Utilisation de mollusques gastéropodes pulmonés terrestres (*Helix aspersa*) et aquatiques (*Lymnaea stagnalis* et *Lymnaea palustris*) comme



indicateurs de pollution par les éléments métalliques et les xénobiotiques organiques. PhD Thesis. Besançon. France.

**Coeurdassier M., Saint-Denis M., Gomot-De Vaufleury A., 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. *Environmental toxicology and chemistry* 20, 1951–1957.

**Coeurdassier M., Gomot-de Vaufleury A., Lovy C. et Badot P.M., 2002.** Is the cadmium uptake from soil important in bioaccumulation and toxic effects for snails? *Ecotoxicology and Environmental Safety* 53: 425–431.

**Coeurdassier M., De Vaufleury, A. et Badot P.M., 2003.** Bioconcentration of cadmium and toxic effects on life-history traits of pond snails (*Lymnaea palustris* and *Lymnaea stagnalis*) in laboratory bioassays. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 45(1), 0102–0109.

**Colwell R.K., 2009.** Biodiversity: concepts, patterns, and measurement. *The Princeton Guide to Ecology* 257–263.

**Coughtrey P.J. et Martin M.H., 1977.** The uptake of lead, zinc, cadmium, and copper by the pulmonate mollusc, *Helix aspersa* (muller), and its relevance to the monitoring of heavy metal contamination of the environment. *Oecologia* 27, 65–74. <https://doi.org/10.1007/BF00345685>

**Crowell H.H., 1973.** Laboratory study of calcium requirements of the brown garden snail, *Helix aspersa* Müller. *Journal of Molluscan Studies* 40, 491–503.

**Daguzan J., 1983.** Principales caractéristiques biologiques et écophysiologiques de l'escargot. Edition J. Daguzan, Paris : Informations Techniques des Services Vétérinaires : 5–20.

**Dajoz R., 1971.** Précis d'Écologie. éditions Dunod, Paris, 434p.

**Dallinger R. et Wieser W., 1984.** Patterns of accumulation, distribution and liberation of Zn, Cu, Cd and Pb in different organs of the land snail *Helix pomatia* L. *Comparative Biochemistry and Physiology part C: Comparative Pharmacology*, 79(1), 117–124.

- Dallinger R., 1993a.** Strategies of metal detoxification in terrestrial invertebrates. *Ecotoxicology of metals in invertebrates* 245.
- Dallinger R., Rainbow P.S., 1993b.** *Ecotoxicology of metals in invertebrates*. CRC Press.
- Dallinger R., 1994.** Invertebrate organisms as biological indicators of heavy metal pollution. *Applied biochemistry and biotechnology* 48, 27–31.
- Dallinger R., Berger B., Hunziger P. et Kgi J.H., 1997.** Metallothionein in snail Cd and Cu metabolism. *Nature* 388, 237.
- Dallinger R., Berger B., Tribskorn-Köhler R. et Köhler H., 2001a.** Soil biology and ecotoxicology. *The biology of terrestrial molluscs*: 489–525.
- Dallinger R., Wang Y., Berger B., Mackay E.A. et Kägi J.H., 2001b.** Spectroscopic characterization of metallothionein from the terrestrial snail, *Helix pomatia*. *European journal of biochemistry* 268: 4126–4133.
- Dallinger R., Lagg B., Egg M., Schipflinger R. et Chabicovsky M., 2004.** Cd accumulation and Cd–metallothionein as a biomarker in *Cepaea hortensis* (Helicidae, Pulmonata) from laboratory exposure and metal-polluted habitats. *Ecotoxicology* 13: 757–772.
- Damerdji A., 1990.** Contribution à l'étude biosystématique des Mollusques Gastéropodes Pulmonés Terrestres de la Région de Tlemcen. PhD Thesis. Université de Tlemcen.
- Damerdji A., Ladjmi L. et Doumandji S., 2005.** Malacofaune associée à *Rosmarinus officinalis* L. (Labiatae) : Inventaire et aperçu bioécologique près de Mansourah (Tlemcen, Algérie). *Sciences & Technologie. C, Biotechnologies* : 11–20.
- Damerdji A., 2008.** Systématique et bio-écologie de différents groupes faunistiques notamment les gastéropodes et les orthoptères selon un transect nord-sud Ghazaouet-El-Aricha. PhD Thesis, INA.
- Damerdji A., 2009.** Composition et structure de la malacofaune dans l'extrême ouest du littoral algérien. *Afrique SCIENCE* 5: 149–168.

- Damerdji A., 2012.** La faune malacologique sur différentes plantes médicinales dans la région de Tlemcen (Algérie nord-occidentale). *Afrique Science : Revue Internationale des Sciences et Technologie* 8.
- Däumer C., Greve C., Hutterer R., Misof B. et Haase M., 2012.** Phylogeography of an invasive land snail: natural range expansion versus anthropogenic dispersal in *Theba pisana pisana*. *Biological Invasions* 14 (8): 1665–1682.
- De Francesco C.G. et Lagiglia H., 2007.** A predatory land snail invades central-western Argentina. *Biological Invasions* 9 (7): 795–798.
- De Mattia W. et Mascia F., 2011.** *Otala punctata* (OF Müller, 1774) (Stylommatophora: Helicidae) in Italy. *Iberus* 29 (1): 39–46.
- De Vaufleury A. et 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.
- 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. *Environmental toxicology and chemistry* 25: 797–806.
- De Vaufleury A., Fritsch C., Gimbert F., Pauget B., Coeurdassier M. Crini, N. et Scheifler R., 2009.** Utilisation et intérêt des escargots et des micromammifères pour la bioindication de la qualité des sols. *Étude et gestion des sols*, 16(3), 203–217.
- De Vaufleury A., Gimbert F., Pauget B., Fritsch C., Scheifler R. et Coeurdassier M., 2012.** Les escargots bio-indicateurs de la qualité des sols : Snail watch : analyse en laboratoire ou in situ de la biodisponibilité des contaminants.
- De Vaufleury A., 2015.** Landsnail for ecotoxicological assessment of chemicals and soil contamination: ecotoxicological assessment of chemicals and contaminated soils using the terrestrial snail, *Helix aspersa*, at various stage of its life cycle: a review, in: *Environmental Indicators*. Springer, pp. 365–391.
- 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.

- Deyrup-Olsen I., Martin A.W. et Paine R.T., 1986.** The autotomy escape response of the terrestrial slug *Prophysaon foliolatum* (Pulmonata: Arionidae). *Malacologia* 27: 307–311.
- Di Benedetto M. 1997.** Méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisation : Les ETM. École Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne.
- Dittbrenner N., Lazzara R., Köhler H.R, Mazzia C., Capowiez Y. et Triebkorn R., 2008.** Heat tolerance in Mediterranean land snails: histopathology after exposure to different temperature regimes. *Journal of Molluscan Studies* 75: 9–18.
- Doran J.W. et Parkin T.B., 1996.** Quantitative indicators of soil quality : A minimum data set. *Methods for assessing soil quality*. Editors, John W. Doran and Alice J. Jones; editorial committee, Richard P. Dick.[et al.]; editor-in-chief SSSA, Jerry M. Bigham; managing editor, David M. Kral; associate editor, Marian K. Viney.
- Douafer L. et Soltani N., 2014.** Inventory of land snails in some sites in the Northeast Algeria: correlation with soil characteristics. *Advances in Environmental Biology* 8 (1): 236–243.
- Duchaufour P., 1991.** *Pedology: soil, vegetation, environment*. 4<sup>ème</sup> édition. Masson.
- Duval C. et Duval R., 1978.** *Dictionnaire de la chimie et de ses applications*. Technique et documentation.
- 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). *Toxicological & Environmental Chemistry* 98, 53–63.
- Elliott A.C. et Pierce B.A., 1992.** Size, growth rate, and multiple-locus heterozygosity in the land snail (*Otala lactea*). *Journal of Heredity* 83 (4): 270–274.
- El-Shenawy N.S., Mohammadden A. et Al-Fahmie Z.H., 2012.** Using the enzymatic and non-enzymatic antioxidant defense system of the land snail *Eobania vermiculata* as biomarkers of terrestrial heavy metal pollution. *Ecotoxicology and environmental safety*, 84, 347–354.
- Fait S., Fakhi S., El-Mzibri M., Malek O.A., Rachdi B., Faiz Z., Fougrach H., Badri W., Smouni A. et Fahr M., 2018.** Behaviour of As, Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Ni, and

Zn at the soil/plant interface around an uncontrolled landfill (Casablanca, Morocco). *Remediation Journal* 28: 65–72.

**Fakayode S. et Onianwa P., 2002.** Heavy metal contamination of soil, and bioaccumulation in Guinea grass (*Panicum maximum*) around Ikeja Industrial Estate, Lagos, Nigeria. *Environmental Geology* 43: 145–150.

**Falkner G., Ripken T.E., Falkner M., Charles-Dominique P. et Bouchet P., 2002.** Mollusques continentaux de France (liste de référence annotée et bibliographie). Collection Patrimoines Naturels.

**Ferro Y., Durrieu C. et Arambourou H., 2013.** Bio-indication et évaluation des impacts écologiques des rejets urbains de temps de pluie. *In* : Colloque national «Quelles innovations pour la gestion durable des eaux pluviales en milieux urbain.

**Fontanetti C.S., Nogarol L.R., De-Souza R.B., Perez D.G. et Maziviero G.T., 2011.** Bioindicators and biomarkers in the assessment of soil toxicity. In soil Contamination (chapter 8), MSc Simone Pascucci (Ed.), ISBN: 978-953-307-647-8.

**Fourest E., 1993.** Étude des mécanismes de biosorption des métaux lourds par des biomasses fongiques industrielles en vue d'un procédé d'épuration des effluents aqueux contaminés (PhD Thesis). Grenoble 1, France.

**Fritsch C., 2010.** Utilisation intégrée de bioindicateurs pour la surveillance des sols et des écosystèmes terrestres (PhD Thesis). Université de Franche-Comté, France.

**Gagné F., 2014.** Biochemical Ecotoxicology: principles and methods. Elsevier.

**Gärdenfors U.L.F, Waldén H.W., et Wäreborn I., 1995.** Effects of soil acidification on forest land snails. *Ecological Bulletins*, 259–270.

**Garrett R.G., 2000.** Natural sources of metals to the environment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 6(6), 945–963.

**Gaskoin J.S., 1852.** On the habits of *Helix lactea*. *Proceedings of the Zoological Society of London*. 18: 243–244.

**Geelhoed J.S., Meeussen J.C., Roe M.J., Hillier S., Thomas R.P., Farmer J.G. et Paterson E., 2003.** Chromium remediation or release? Effect of iron (II) sulfate

addition on chromium (VI) leaching from columns of chromite ore processing residue. *Environmental science & technology* 37: 3206–3213.

**Ghosh M. et Singh S.P., 2005.** A comparative study of cadmium phytoextraction by accumulator and weed species. *Environmental Pollution* 133: 365–371.

**Giller K.E., Witter E. et McGrath S.P., 2009.** Heavy metals and soil microbes. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(10), 2031–2037.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.04.026>

**Gimbert F., 2006.** Cinétique de transfert de polluants métalliques du sol à l'escargot. University of Franche-Comté, Besançon, France, 192.

**Gimbert F., De Vaufleury A., Douay F., Scheifler R., Coeurdassier M. et Badot P.M., 2006.** Modelling chronic exposure to contaminated soil: a toxicokinetic approach with the terrestrial snail *Helix aspersa*. *Environment International* 32, 866–875.

**Gimbert F., Mench M., Coeurdassier M., Badot P.M. et De Vaufleury A., 2008.** Kinetic and dynamic aspects of soil–plant–snail transfer of cadmium in the field. *Environmental pollution* 152, 736–745.

**Gomot-De Vaufleury A., Gomot L., Boukraa S. et Bruckert S., 1989.** Influence of soil on the growth of the land snail *Helix aspersa*. An experimental study of the absorption route for the stimulating factors. *Journal of molluscan studies* 55, 1–7.

**Gomot-De Vaufleury A. et Pihan F., 1997.** Comparison of the bioaccumulation capacities of copper and zinc in two snail subspecies (*Helix*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 38, 85–94.

**Gomot-De Vaufleury A. et Pihan F., 2000.** Growing snails used as sentinels to evaluate terrestrial environment contamination by trace elements. *Chemosphere* 40, 275–284. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00246-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00246-5)

**Gomot-De Vaufleury, A., 2000.** Standardized growth toxicity testing (Cu, Zn, Pb, and Pentachlorophenol) with *Helix aspersa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46: 41–50.

- Gomot-de Vaufleury A. et Kerhoas I., 2000.** Effects of cadmium on the reproductive system of the land snail *Helix aspersa*. Bulletin of environmental contamination and toxicology 64: 434–442.
- Gorbi S., Notti A., Fattorini D., Bocchetti R., Benedetti M. et Regoli F., 2008.** Use of the land snail *Helix aspersa* as sentinel organism for monitoring ecotoxicological effects of atmospheric pollution in urban areas. Comparative Biochemistry and Physiology-A-Molecular and Integrative Physiology 151, 1.
- Grall J. et Coïc N., 2006.** Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Institut Universitaire européen de la Mer. Université de Bretagne Occidentale Laboratoire des sciences de l'Environnement Marin 7–86.
- Grant C.A., 2018.** Influence of phosphate fertilizer on cadmium in agricultural soils and crops. In: Phosphate in Soils. CRC Press, 140–165.
- Graveland J. et Van Der Wal R., 1996.** Decline in snail abundance due to soil acidification causes eggshell defects in forest passerines. Oecologia 105: 351–360.
- Guo H., Luo S., Chen L., Xiao X., Xi Q., Wei W. et He Y., 2010.** Bioremediation of heavy metals by growing hyperaccumulator endophytic bacterium *Bacillus* sp. L14. Bioresource Technology, 101(22), 8599–8605.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.085>
- Hakanson L., 1980.** An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. Water research 14, 975–1001.
- Hamon R.E., McLaughlin M.J., Naidu R. et Correll R., 1998.** Long-term changes in cadmium bioavailability in soil. Environmental science & technology 32 (23): 3699–3703.
- Harper J.L. et Hawksworth D.L., 1994.** Biodiversity: measurement and estimation. Preface. The Royal Society London.
- Hazelton P. et Murphy B., 2007.** Interpreting soil test results: what do all the numbers mean? CSIRO Publ, Collingwood, Vic.
- Hermida J., Adolfo O. et Rodriguez T., 1994.** Biogeography of terrestrial gastropods of north-west Spain. Journal of biogeography, 207–217.

- Heusser S. et Dupuy H.G., 2015.** Atlas de Biologie Animale. Dunod, Paris, France.
- Hippler F.W., Cipriano D.O., Boaretto R.M., Quaggio J.A., Gaziola S.A., Azevedo R.A. et Mattos J.R.D., 2016.** Citrus rootstocks regulate the nutritional status and antioxidant system of trees under copper stress. *Environmental and experimental botany* 130: 42–52.
- Hong-gui D., Teng-Feng G., Ming-hui L. et Xu D., 2012.** Comprehensive assessment model on heavy metal pollution in soil. *Int J Electrochem Sci* 7, 5286–5296.
- Hooda P., 2010.** Trace elements in soils. John Wiley & Sons.
- Hopkin S.P., Hames C.A.C. et Dray A., 1989.** X-ray microanalytical mapping of the intracellular distribution of pollutant metals. *Microscopy and Analysis*, 14, 23–27.
- Houri T., Khairallah Y., Al-Zahab A., Osta B., Romanos D. et Haddad G., 2019.** Heavy Metals Accumulation Effects on The Photosynthetic Performance of Geophytes in Mediterranean Reserve. *Journal of King Saud University-Science*.
- Ireland M.P., 1982.** Sites of water, zinc and calcium uptake and distribution of these metals after cadmium administration in *Arion ater* (Gastropoda: Pulmonata). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology* 73: 217–221.
- ISO 2006.** ISO 15952 :2006—Qualité du sol—Effets des polluants vis-à-vis des escargots juvéniles (Helicidae) —Détermination des effets sur la croissance par contamination du sol. Adresse <https://www.iso.org/fr/standard/37667.html>
- Itziou A. et Dimitriadia V.K., 2011a.** Introduction of the land snail *Eobania vermiculata* as a bioindicator organism of terrestrial pollution using a battery of biomarkers. *Science of the Total Environment* 409 (6): 1181–1192.
- Jenny H., 2012.** The Soil Resource: Origin and Behaviour. Springer Science & Business Media.
- Jing C., Liu S., Korfiatis G.P. et Meng X., 2006.** Leaching behavior of Cr (III) in stabilized/solidified soil. *Chemosphere* 64: 379–385.
- Joffe J.S., 1949.** The ABC of soils. Oxford Book Company.



- John D.A. et Leventhal J.S., 1995.** Bioavailability of metals. Descargado de [http://www.unalmed.edu.co/rrodriguez/MODELOS/depositosambiente/BioaviabilityofMetal.pdf/el 17](http://www.unalmed.edu.co/rrodriguez/MODELOS/depositosambiente/BioaviabilityofMetal.pdf/el17)
- Johnston A.E., 2005.** Trace elements in soil : Status and management. Essential trace elements for plants, animals and humans, 7.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 2001.** Trace elements in soils and plants—CRC Press. Boca Raton.
- Kabata-Pendias A., 2004.** Soil–plant transfer of trace elements—an environmental issue. *Geoderma*, 122(2-4), 143–149.
- Kabata-Pendias A. et Mukherjee, A.B., 2007.** Trace elements from soil to human. Springer Science & Business Media.
- Kabata-Pendias A., 2010.** Trace elements in soils and plants. CRC press.
- Kempster V. et Charwat, S. 2003.** Soil surface temperature and mortality in land snails: implications for successful management. *Australian journal of experimental agriculture* 43 (11): 1351–1356.
- Kerney M.P. et Cameron, R.A.D. 1979.** Field guide to the land snails of Britain and north-west Europe. Collins.
- Kerney M.P. et Cameron R.A.D., 2006.** Guide des escargots et limaces d'Europe, Delachaux et Niestlé. Les guides du naturaliste, Paris, 386.
- King D., Citeau L., Bispo A. et Bardy M., 2008.** Gestion durable des sols. Editions Quae.
- Kowalska J.B., Mazurek R., Gąsiorek M. et Zaleski T., 2018.** Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review. *Environmental Geochemistry and Health* 40, 2395–2420.
- Krika A., Rached O. et 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: 207–216.

- Kumar P.N., Dushenkov V., Motto H. et Raskin I., 1995.** Phytoextraction : The use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental science & technology*, 29(5), 1232–1238.
- Lal R., 2008.** Soils and sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28(1), 57–64.
- Larba R., 2014.** Use of the land snail *Helix aspersa* for monitoring heavy metal soil contamination in Northeast Algeria. *Environmental monitoring and assessment* 186: 4987–4995.
- Larba R., 2014.** Biosurveillance de l'environnement dans la région Est : mesure de biomarqueurs chez *Helix aspersa* et corrélation avec les caractéristiques physico-chimiques des sols. PhD Thesis, Université Badji Mokhtar de Annaba.
- Laskowski R., Hopkin S.P., 1996a.** Accumulation of Zn, Cu, Pb and Cd in the garden snail (*Helix aspersa*): implications for predators. *Environmental Pollution* 91: 289–297.
- Laskowski R., Hopkin S.P., 1996b.** Effect of Zn, Cu, Pb, and Cd on fitness in snails (*Helix aspersa*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 34: 59–69.
- Lavelle P., 1996.** Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International* 33: 3–16.
- Lazaridou-Dimitriadou M. et Kattoulas M., 1981.** Contribution à l'étude de la biologie et de la croissance des escargots commercialisés en Grèce : *Eobania vermiculata* (Müller) et *Helix aspersa* Müller. *Haliotis* 11: 129–137.
- Lazaridou-Dimitriadou M. et Kattoulas M.E., 1983.** Contribution à l'étude biologique et écologique d'*Eobonia vermiculata* (Gasteropode, Helicidae). *Biologia gallo-hellenica* 10: 131–137.
- Lazaridou-Dimitriadou M. et Kattoulas M.E., 1991.** Energy flux in a natural population of the land snail *Eobania vermiculata* (Müller) (Gastropoda: Pulmonata: Stylommatophora) in Greece. *Canadian Journal of Zoology* 69 (4): 881–891.
- Le Goff F. et Bonnomet V., 2004.** Devenir et comportement des métaux dans l'eau : Biodisponibilité et modèles BLM. Rapport technique, Direction des Risques Chroniques, Unité «Évaluation des Risques Écotoxicologiques.

- Li Y.M., Chaney R.L. et Schneider A.A., 1994.** Effect of soil chloride level on cadmium concentration in sunflower kernels. *Plant and Soil* 167: 275–280.
- Li Z., Ma Z., Van Der Kuijp T.J., Yuan Z. et Huang L., 2014.** A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *Science of The Total Environment* 468–469, 843–853.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.090>
- Linden D.R., Hendrix P.F., Coleman D.C. et Van Vliet P.C., 1994.** Faunal Indicators of Soil Quality. *Defining soil quality for a sustainable environment*: 91–106.
- Loska K., Cebula J., Pelczar J., Wiechula D. et Kwapuliński J., 1997.** Use of enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik water reservoir in Poland. *Water, Air, and Soil Pollution* 93, 347–365.
- Madejón P., Arrébola J., Madejón E., Burgos P., López-Garrido R., Cárcaba A. Murillo J.M., 2013.** The snail *Theba pisana* as an indicator of soil contamination by trace elements : Potential exposure for animals and humans. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 93(9), 2259–2266.
- Magurran A.E., 2004.** *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, 256 pp.
- Mahurpawar M., 2015.** Effects of heavy metals on human health. *Int. J. Res. Granthaalayah* 530: 1–7.
- Malcolm J.R., Markham A., 2000.** *Global warming and terrestrial biodiversity decline*. WWF Washington, DC.
- Manceau A., Marcus M.A. et Tamura N., 2002.** Quantitative speciation of heavy metals in soils and sediments by synchrotron X-ray techniques. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 49(1), 341–428.
- Mann R.M., Vijver M.G. et Peijnenburg W., 2011.** *Metals and metalloids in terrestrial systems: Bioaccumulation, biomagnification and subsequent adverse effects. Ecological impacts of toxic chemicals*. Bentham Science Publishers: 43–62.

**Manusadžianas L., Caillet C., Fachetti L., Gylytė B., Grigutytė R., Jurkonienė, S. et Vitkus R., 2012.** Toxicity of copper oxide nanoparticle suspensions to aquatic biota. *Environmental toxicology and chemistry*, 31(1), 108–114.

**Marchiol L., Assolari S., Sacco P. et Zerbi G., 2004.** Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil. *Environmental Pollution* 132: 21–27.

**Markert B., 1992.** Establishing of ‘Reference Plant’ for inorganic characterization of different plant species by chemical fingerprinting. *Water, Air, and Soil Pollution* 64, 533–538.

**Markert B.A., Breure A.M. et Zechmeister H.G., 2003.** Bioindicators and biomonitors. Elsevier.

**Marschner H., 1995.** Mineral nutrition of higher plants 2nd Ed Academic Press New York. NY.

**Massadeh A.M., Alomary A.A., Mir S., Momani F.A., Haddad H.I. et Hadad Y.A., 2016.** Analysis of Zn, Cd, As, Cu, Pb, and Fe in snails as bioindicators and soil samples near traffic road by ICP-OES. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 13424–13431.

**Matusiewicz H., Sturgeon R.E. et Berman S.S., 1989.** Trace element analysis of biological material following pressure digestion with nitric acid-hydrogen peroxide and microwave heating. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 4: 323–327.

**Mazurek R., Kowalska J., Gąsiorek M., Zadrożny P., Józefowska A., Zaleski T., Kępką W., Tymczuk M. et Orłowska K., 2017.** Assessment of heavy metals contamination in surface layers of Roztocze National Park forest soils (SE Poland) by indices of pollution. *Chemosphere* 168, 839–850.

**McBride M.B., 1994.** *Environmental Chemistry of Soils*.

**McGeer J.C., Brix K.V., Skeaff J.M., DeForest D.K., Brigham S.I., Adams W.J. et Green A., 2003.** Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* 22: 1017–1037.

- McLaughlin M.J., Palmer L.T., Tiller K.G., Beech T.A. et Smart M.K., 1994.** Increased soil salinity causes elevated cadmium concentrations in field-grown potato tubers. *Journal of environmental quality* 23, 1013–1018.
- McNaught A.D., 1997.** *Compendium of chemical terminology* (Vol. 1669). Blackwell Science Oxford.
- Mebarki A., 2005.** *Hydrologie des bassins de l'Est Algérien: ressources en eau, aménagement et environnement*. Thèse de doctorat d'état. Université Mentouri de Constantine.
- Mebarki R., Khebbab M.E.H. et Soltani N., 2015.** Biomonitoring of El Mellah lagoon (Northeast, Algeria): seasonal variation of biomarkers in *Cerastoderma glaucum* (mollusc, Bivalvia). *JEZS* 3: 408–413.
- Metson A.J., 1957.** Methods of chemical analysis for soil survey samples. *Soil Science* 83, 245.
- Miquel M.G., 2003.** Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. *La qualité de l'eau et de l'assainissement en France*, 2, 23–24.
- Mleiki A., Marigómez I. et El Menif N.T., 2015.** Effects of dietary Pb and Cd and their combination on glutathion-S-transferase and catalase enzyme activities in digestive gland and foot of the green garden snail, *Cantareus apertus* (Born, 1778). *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 94(6), 738–743.
- Mourier B., Fritsch C., Dhivert E., Gimbert F., Cœurdassier M., Pauget B., De Vaufleury A. et Scheifler R., 2011.** Chemical extractions and predicted free ion activities fail to estimate metal transfer from soil to field land snails. *Chemosphere* 85: 1057–1065. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.07.035>
- Mukherjee A., Agrawal S.B. et Agrawal M., 2016.** Heavy metal accumulation potential and tolerance in tree and grass species. In: *Plant Responses to Xenobiotics*. Springer, 177–210.
- Mulder C.P.H., Bazeley-White E., Dimitrakopoulos P.G., Hector A., Scherer-Lorenzen M. et Schmid B., 2004.** Species evenness and productivity in experimental plant communities. *Oikos* 107, 50–63.

**Müller G., 1969.** Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal* 2, 108–118.

**Müller G., 1981.** The heavy metal pollution of the sediments of Neckars and its tributary: a stocktaking. *Chemiker-Zeitung* 105, 157–164.

**Nekola J.C., 2003.** Large-scale terrestrial gastropod community composition patterns in the Great Lakes region of North America. *Diversity and Distributions* 9 (1): 55–71.

**Newman M.C., Mulvey M., Beeby A., Hurst R.W. et Richmond L., 1994.** Snail (*Helix aspersa*) exposure history and possible adaptation to lead as reflected in shell composition. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 27(3), 346–351.

**Nica D.V., Bura M., Gergen I., Harmanescu M. et Bordean D.M., 2012.** Bioaccumulative and conchological assessment of heavy metal transfer in a soil-plant-snail food chain. *Chemistry Central Journal* 6: 55. <https://doi.org/10.1186/1752-153X-6-55>

**Nica D.V., Filimon M.N., Bordean D.M., Harmanescu M., Draghici G.A., Dragan S. et Gergen I.I., 2015.** Impact of soil cadmium on land snails: a two-stage exposure approach under semi-field conditions using bioaccumulative and conchological endpoints of exposure. *PloS one* 10, e0116397.

**Nicholas B. et Schembri P.J., 2010.** *Otala Punctata* (Müller, 1774) established on Malta. .

**Notten M.J.M., Oosthoek A.J.P., Rozema J. et Aerts R., 2005.** Heavy metal concentrations in a soil–plant–snail food chain along a terrestrial soil pollution gradient. *Environmental pollution*, 138(1), 178–190.

**Notten M.J.M., Oosthoek A.J.P., Rozema J. et Aerts R., 2006.** The landsnail *Cepaea nemoralis* regulates internal Cd levels when fed on Cd-enriched stinging nettle (*Urtica dioica*) leaves at low, field-relevant concentrations. *Environmental Pollution* 139: 296–305.

**Notten M.J.M., Oosthoek A.J.P., Rozema J. et 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.

- Nworie O.E., Qin J. et Lin C., 2019.** Trace element uptake by herbaceous plants from the soils at a multiple trace element-contaminated site. *Toxics* 7, 3.
- Oh S.E., Kim G.B., Hwang S.H., Ha M., Lee K.M., 2017.** Longitudinal trends of blood lead levels before and after leaded gasoline regulation in Korea. *Environmental health and toxicology* 32.
- Onder S., Dursun S., Gezgin S. et Demirbas A., 2007.** Determination of Heavy Metal Pollution in Grass and Soil of City Centre Green Areas (Konya, Turkey). *Polish Journal of Environmental Studies* 16.
- Ondina P., Mato S., Hermida J. et Outeiro A., 1998.** Importance of Soil Exchangeable Cations and Aluminium Content on Land Snail Distribution. *Applied Soil Ecology* 9 (1-3): 229-32. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(98\)00080-8](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00080-8).
- Ondina P. et Mato S., 2001.** Influence of vegetation type on the constitution of terrestrial gastropod communities in Northwest Spain. *Veliger* 44 (1): 8–19.
- Ondina P., Hermida J., Outeiro A. et Mato S., 2004.** Relationships between Terrestrial Gastropod Distribution and Soil Properties in Galicia (NW Spain). *Applied Soil Ecology* 26 (1): 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2003.10.008>.
- Ouahrani-Touati G. et 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: Revue internationale d'écologie méditerranéenne= International Journal of Mediterranean Ecology* 33: 73–84.
- Outeiro A., Agüera D. et Parejo C., 1993.** Use of ecological profiles and canonical correspondence analysis in a study of the relationship of terrestrial gastropods and environmental factors. *Journal of Conchology* 34 (6): 365–375.
- Pankhurst C., Doube B.M. et Gupta V., 1997.** Biological indicators of soil health. Cab International Wallingford.
- Parmar T.K., Rawtani D. et Agrawal Y.K., 2016.** Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science* 9: 110–118. <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>

**Pauget B., 2012.** Détermination des facteurs du sol modulant la biodisponibilité et l'accumulation des métaux pour l'escargot (*cantareus aspersus*). PhD Thesis. Université de Franche-Comté

**Pauget B., Gimbert F., Scheifler R., Coeurdassier M. et De Vaufleury A., 2012.** Soil parameters are key factors to predict metal bioavailability to snails based on chemical extractant data. *Science of the total environment* 431: 413–425.

**Pauget B., Gimbert F., Coeurdassier M., Crini N., Pérès G., Faure O., Douay F., Richard A., Grand C. et De Vaufleury A., 2013.** Assessing the *in situ* bioavailability of trace elements to snails using accumulation kinetics. *Ecological Indicators* 34: 126–135. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.018>

**Perrier C., 2014.** Découverte de *Ferussacia folliculum* (Schröter, 1784) (Gastropoda, Ferussaciidae) dans le département des Hautes-Alpes, France. *Folia Conchyliologica* 26: 6–8.

**Perrono P., 1999.** Les micro-polluants métalliques et les sols amendés par des boues résiduelles urbaines. Mém. DUESS., Univ. Picardie, Amiens.

**Pfenninger M., Véla E., Jesse R., Arantzazu Elejalde M., Liberto R. Magnin F, et Martínez-Ortí A., 2010.** Temporal speciation pattern in the western Mediterranean genus *Tudorella* P. Fischer, 1885 (Gastropoda, Pomatiidae) supports the Tyrrhenian vicariance hypothesis. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 54 (2): 427–436.

**Pihan F., 2001.** Caractérisation de mollusques gastéropodes terrestres en tant que bioindicateurs de la contamination polymétallique (Al, Cr, Mn, Fe, Ni, Zn, Cu, Cd et Pb) (PhD Thesis). Metz. France.

**Poiret J.L.M., 1789.** Voyage En Barbarie, Ou Lettres Écrites De L'Ancienne Numidie Pendant les années 1785 et 1786 : Sur la Religion, les Coutumes & les Mœurs des Maures et des Arabes-Bédouins : avec un Essai sur l'Histoire Naturelle de ce pays. Née de la Rochelle.

**Polechońska M., Zawadzki K., Samecka-Cymerman A., Kolon K., Klink A., Krawczyk J., Kempers A.J., 2013.** Evaluation of the bioindicator suitability of *Polygonum aviculare* in urban areas. *Ecological indicators* 24: 552–556.

**Porterfield W.W., 2013.** Inorganic Chemistry. Academic Press.



**Prasad A.S., 2013.** Essential and toxic element : trace elements in human health and disease. Elsevier.

**Qasim B.H., 2015.** Détermination, spéciation et biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les sols contaminés et technosols (PhD Thesis). Université d'Orléans.

**Rabitsch W.B., 1996.** Metal accumulation in terrestrial pulmonates at a lead/zinc smelter site in Arnoldstein, Austria. Bulletin of environmental contamination and toxicology 56: 734–741.

**Rached-Mosbah O. et Gardou C., 1988.** Relation sols-plantes dans des zones pastorales à substrat riche en antimoine : exemple du Djebel Hamimat (Algérie). In Colloque Phytosociologique XVI: Phytosociologie et pastoralisme. Paris. Vol. 307320.

**Rached-Mosbah O., Gardou C. et Pauwels J.M., 1992.** Accumulation d'antimoine par les végétaux sur sol contaminé, en zone steppique. Bulletin de la Société Botanique de France. Actualités Botaniques 139 (1): 133–139.

**Rached-Mosbah O., 1993.** Action de l'antimoine sur la végétation en zone steppique et étude de l'adaptation d'une espèce tolérante (*hedysarum pallidum* desf.) (PhD Thesis). Muséum national d'histoire naturelle, Paris, France.

**Radea C. et Mylonas M., 1992.** Landsnails in the organic horizon of a mediterranean coniferous forest. Pedobiologia 36 (3): 187–192.

**Rai S., Sharma D.K., Arora S.S., Sharma M. et Chopra A.K., 2011.** Concentration of the heavy metals in Aloe vera L. (*Aloe barbadensis* Miller) Leaves collected from different geographical locations of India. Ann Biol Res 2, 575–579.

**Rainbow P.S. et Dallinger R., 1993.** Metal uptake, regulation, and excretion in freshwater invertebrates. Ecotoxicology of metals in invertebrates: 119–131.

**Ramade F., 2009.** Éléments d'écologie : Écologie fondamentale. 4<sup>ème</sup> édition. Dunod.

**Ramade F., 2012.** Éléments d'écologie : Écologie appliquée. 7<sup>ème</sup> édition. Dunod.

**Reddad Z., Gerente C., Andres Y., Thibault J.F. et Le Cloirec P., 2003.** Cadmium and lead adsorption by a natural polysaccharide in MF membrane reactor: Experimental analysis and modelling. Water Research, 37(16), 3983–3991.

**Robert M. et Juste C., 1999.** Dynamique des éléments traces de l'écosystème sol. Club CRIN Environnement et Ministère de l'environnement. Spéciation des métaux dans le sol. Paris : CRIN.

**Roche H., Buet A. et Ramade F., 2002.** Accumulation of lipophilic microcontaminants and biochemical responses in eels from the camargue biosphere reserve. *Ecotoxicology*, 11(3), 155–164.

**Rollo C.D., 1991.** Endogenous and exogenous regulation of activity in *Deroceras reticulatum*: a weather-sensitive terrestrial slug. *Malacologia* 33, 199–220.

**Rosabal M., Pierron F., Couture P., Baudrimont M., Hare L. et Campbell P.G., 2015.** Subcellular partitioning of non-essential trace metals (Ag, As, Cd, Ni, Pb, and Tl) in livers of American (*Anguilla rostrata*) and European (*Anguilla anguilla*) yellow eels. *Aquatic Toxicology* 160: 128–141.

**Roth B. et Hertz C.M., 1997.** Recent records of *Cochlicella barbara* (Linnaeus, 1758) (Hygromiidae) in Southern and Central California. *The Festivus* 29: 81–83.

**Sablon R., Hansen M. et Backeljau T., 2017.** First record of the landsnail *Ferussacia folliculum* (Schröter, 1784) in Belgium (Mollusca: Gastropoda: Ferussaciidae). *Belgian Journal of Zoology* 147 (1).

**Sacchi C.F., 1958.** Les mollusques terrestres dans le cadre des relations biogéographiques entre l'Afrique du Nord et l'Italie. *Vie et milieu* 9 (1): 11–52.

**Sahinkaya E., Altun M., Bektas S. et Komnitsas K., 2012.** Bioreduction of Cr (VI) from acidic wastewaters in a sulfidogenic ABR. *Minerals Engineering* 32: 38–44.

**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.

**Sahli L., Afri-Mehennaoui F.Z., El Hadeff El Okki M., Blaise C., Mehennaoui S., 2011.** Spatial and seasonal variations and ecotoxicological significance of sediment trace metal concentrations in Kebir-Rhumel basin (Northeast of Algeria). *Water Science & Technology* 64.

- Sahli L., Afri-Mehennaoui F.Z., El HadeF El Okki, M., Férard, J.F., Mehennaoui S., 2012.** Assessment of sediment quality and pore water ecotoxicity in Kebir Rhumel basin (NE-Algeria): a combined approach. *Water Science & Technology* 65.
- Scheifler R., De Vaufleury A., Coeurdassier M., Crini N. et Badot P.M., 2006.** Transfer of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in a soil-plant-invertebrate food chain: A microcosm study. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* 25: 815–822.
- Scheifler R., Brahim M.B., Gomot-De Vaufleury A., Carnus J.-M. et 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, 343–350.
- Semadi A. et Deruelle S., 1993.** Détection de la pollution plombique à l'aide de transplants lichéniques dans la région d'Annaba (Algérie). *Pollution atmosphérique* 86-102.
- Sepkoski J.J., 1997.** Biodiversity: past, present, and future. *Journal of Paleontology* 71: 533–539.
- Shahid M., Dumat C., Khalid S., Niazi N.K. et Antunes P.M., 2016.** Cadmium bioavailability, uptake, toxicity and detoxification in soil-plant system. In: *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* Volume 241. Springer, 73–137.
- Sigg L., Behra P. et Stumm W., 2001.** *Chimie des Milieux Aquatiques*. Dunod. Paris, France
- Simkiss K. et Watkins B., 1990.** The influence of gut microorganisms on zinc uptake in *Helix aspersa*. *Environmental Pollution* 66: 263–271.
- Speiser B., 2001.** Food and feeding behaviour. *The biology of terrestrial molluscs*: 259–288.
- SSDS, 1993.** *Soil survey manual*. United States Department of Agriculture.
- Stojnic B., Jokic G., Djedovic S., et Vuksa M., 2015.** Damage Caused by White Snail *Ceruella virgata* (da Costa) to green onion Crop. .

- Storm G.L., Fosmire G.J. et Bellis E.D., 1994.** Persistence of metals in soil and selected vertebrates in the vicinity of the Palmerton zinc smelters. *Journal of Environmental Quality* 23: 508–514.
- Sutherland R.A., 2000.** Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental geology* 39, 611–627.
- 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.
- Taylor S.R. et McLennan S.M., 1995.** The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews of Geophysics* 33, 241–265.
- Thybaud E. 1998.** Les tests d'écotoxicité terrestre. *In* Séminaire National sur l'Écotoxicologie des sols et des déchets, 46–56.
- Tomlinson D.L., Wilson J.G., Harris C.R. et Jeffrey D.W., 1980.** Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer meeresuntersuchungen* 33, 566.
- Valdés J., Vargas G., Sifeddine A., Ortlieb L., 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, 1558–1568.
- Van Straalen N.M. et Krivolutsky D.A., 1996.** Bioindicator systems for soil pollution. Springer Science & Business Media.
- Varol M., 2011.** Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques. *Journal of Hazardous Materials* 195, 355–364.
- Viard B., Pihan F., Promeyrat S. et Pihan J.C., 2004.** Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Graminaceae and land snails. *Chemosphere* 55: 1349–1359.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.01.003>

**Viard-La Rocca B., 2004.** Mise au point et validation sur sites contaminés (ETM-HAP) d'un test de biosurveillance en microcosme: croissance et bioaccumulation par gastéropode terrestre *Helix Aspersa Aspersa* (PhD Thesis). Metz, France.

**Vindimian E., 2005.** A Multitest Index of Effluent Toxicity by PLS Regression. In: Small-scale freshwater toxicity investigations. Springer, 89–113.

**Wagg C., Bender S.F., Widmer F. et Van Der Heijden M.G., 2014.** Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 5266–5270.

**Walker C.H., Sibly R.M., Hopkin S.P. et Peakall D.B., 2005.** Principles of Ecotoxicology. CRC press.

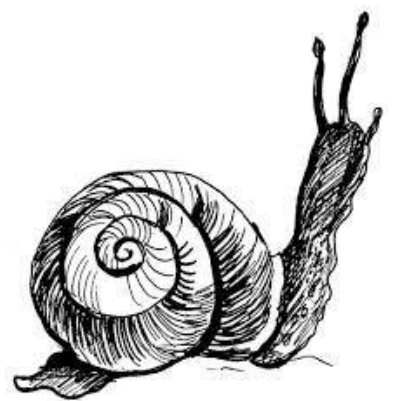
**Wall D.H., Nielsen U.N. et Six J., 2015.** Soil biodiversity and human health. *Nature* 528: 69–76.

**Wei B. et Yang L., 2010.** A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical journal* 94, 99–107.

**Welter-Schultes F.W., 2012.** European Non-Marine Molluscs, a Guide for Species Identification: Bestimmungsbuch für europäische Land-und Süßwassermollusken. Planet Poster Editions.

**Zekri J., Rached O., Sahli L., Yilmaz M.A., Temel H. et Tahar A., 2019.** Assessment of soil contamination and plant stress tolerance in an antimony mining area: case study for *Scabiosa atropurpurea* L. and *Santolina chamaecyparissus*. *Environment and Ecology* 37: 747–757.

# Annexes



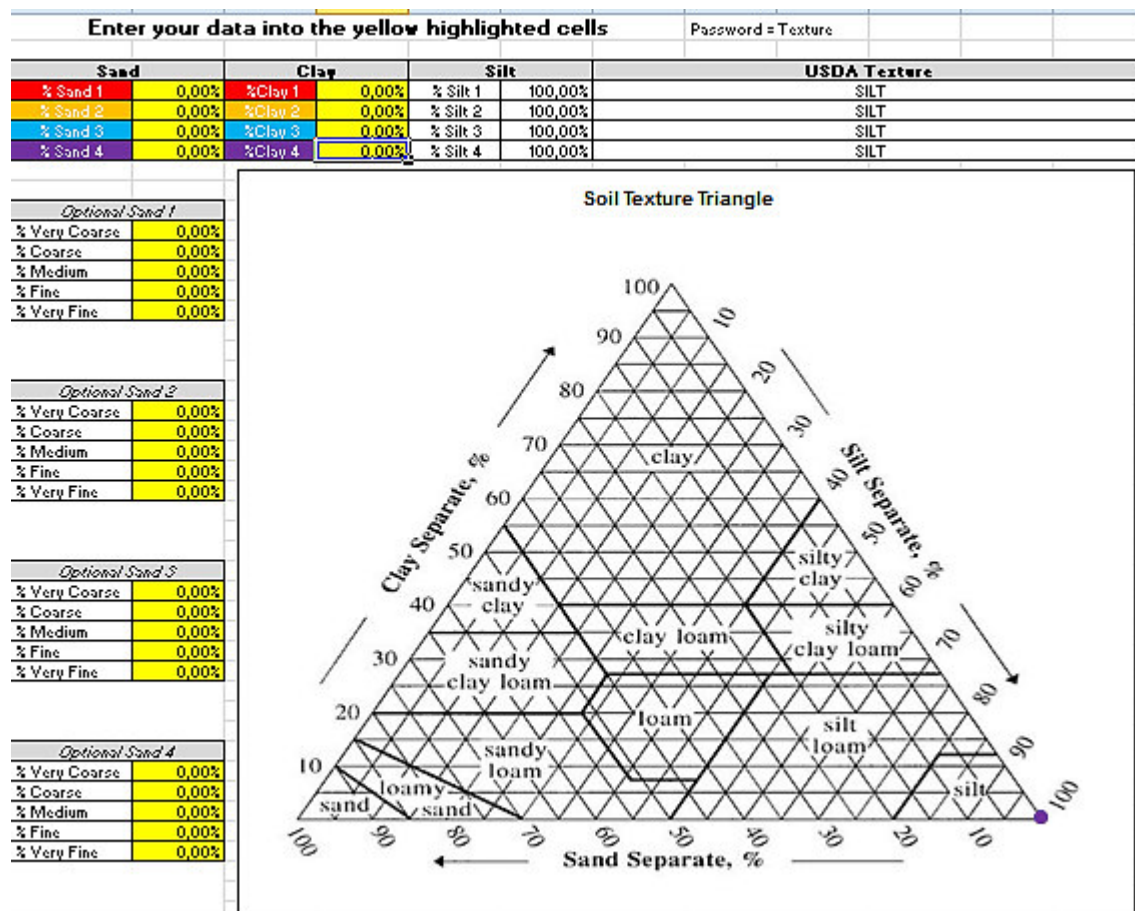
## Annexe 1

## Détermination des classes texturales des sols étudiés

La détermination des classes texturales des sols étudiés a été faite en projetant les valeurs obtenues sur le triangle textural américain de l'*United States Department of Agriculture* (USDA)

Feuille du programme sous Microsoft Excel :

[https://prod.nrcs.usda.gov/Internet/FSE\\_DOCUMENTS/nrcs142p2\\_053196.xls](https://prod.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_053196.xls)



## Annexe 2

### Conditions d'élevage d'escargots en laboratoire

#### Éléments de zootechnie

##### 1. Géniteurs

Nous avons entamé l'élevage des escargots avec des adultes issus d'une récolte faite au niveau de la zone montagneuse de Djbel Echikh Zouaoui, dans la commune d'Ibn Ziad, Wilaya de Constantine. Cette zone est située à 993m d'altitude et ses coordonnées géographiques sont les suivantes : 36°21'05.28''N ; 6°27'45.68''E. C'est des individus appartenant à l'espèce *Cornu aspersum*.

##### 2. Enceintes et substrat

Les escargots reproducteurs sont mis dans des contenants de 30 litres (à raison de 10 à 15 individus par contenant), ces bacs sont transparents ce qui permet le passage de la lumière, et leurs couvercles sont perforés ce qui permet l'aération, car les escargots sont des organismes pulmonés. Le sol est un élément essentiel dans le cycle de vie de l'escargot :

- C'est avant tout un refuge pour l'animal lorsque les conditions environnantes sont défavorables ;
- Les escargots sont connus pour être phytophage et saprophages, mais il leur arrive aussi d'ingérer une certaine quantité de sol, ce qui leur apportera du carbonate de calcium, des sels minéraux, ainsi que d'autres substances présentes dans la matière organique, ceci stimulera donc leur croissance (Gomot de Vaufleury and Pihan, 2000) ;
- Il faut que le sol soit drainé et suffisamment meuble pour éviter le compactage, et pour permettre aux adultes d'enfouir facilement leurs œufs et aux bébés escargots de s'en dégager une fois éclos ;

Ces bacs sont tapissés d'une couche de sol d'environ 10 cm d'épaisseur, récolté au niveau du massif de Chattabah, dans la wilaya de Constantine, qui est connue, elle aussi, pour son éloignement des différentes sources de perturbation anthropique. La terre qui a servi à l'élevage a régulièrement été amendée en carbonates de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ) ou à défaut, de coquilles d'œufs de poules réduites en poudre, afin de permettre aux individus de bien construire leurs coquilles.



### **3. Conditions d'élevage**

#### **3.1. Humidité**

L'humidité est un facteur important affectant la distribution des escargots (Nekola, 2003). Ils sont d'ailleurs actifs durant les périodes humides du jour (aurore et crépuscule) et pendant la nuit. Si les conditions d'hygrométrie sont défavorables, ils réduisent leur activité et peuvent même entrer en estivation/hibernation. Pendant l'élevage, nous avons fait en sorte que le taux d'humidité soit aux alentours de 80 à 85%, en vaporisant régulièrement les bacs, les substrats et les individus d'eau fraîche.

#### **3.2. Température**

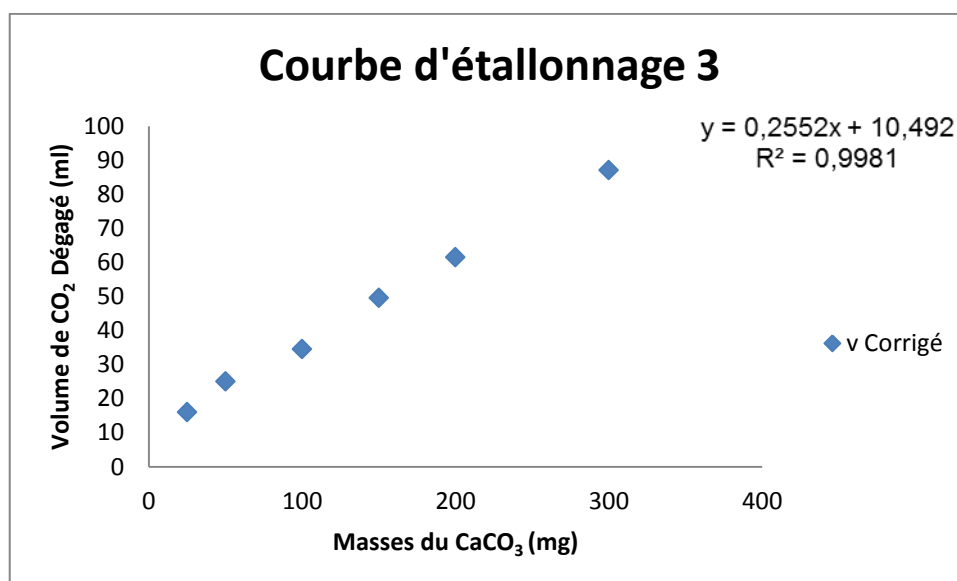
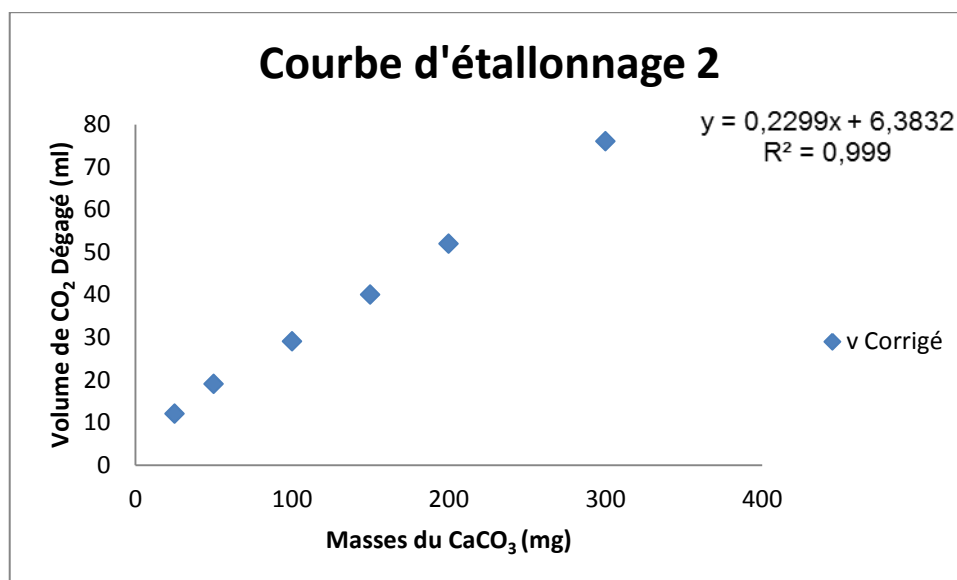
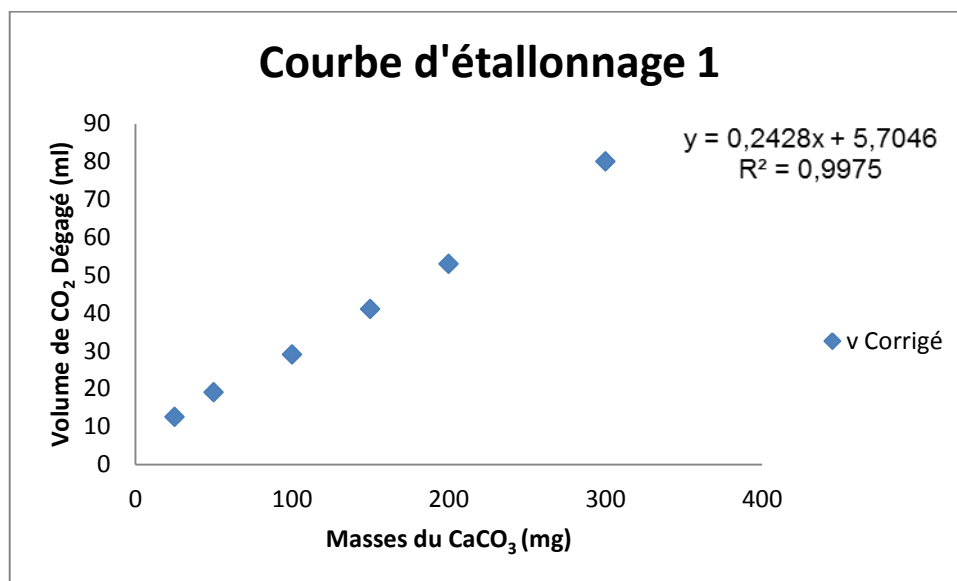
Les escargots sont connus pour être des organismes « Poikilothermes ». C'est-à-dire que leur température corporelle est influencée par la température du milieu environnant. Ainsi, leurs fonctions physiologiques sont très influencées par la température du milieu extérieur. En conséquence, les bacs d'élevages sont disposés dans un endroit fermés, à l'ombre et sans contact direct avec les rayons du soleil, la température des lieux variait entre 20 et 24°C.

#### **3.3. Éclairement**

Le cycle lumière-obscurité adopté durant l'élevage a été de 16h-8h. Ce rythme circadien est très important à leur développement, car les escargots croissent beaucoup plus rapidement dans des endroits où la photopériode est de minimum 12h.

## Annexe 3

## Courbes d'étalonnage du calcaire total



#### Annexe 4

##### Paramètres physico-chimiques du substrat utilisé pour les tests écotoxicologiques

La caractérisation des paramètres physico-chimiques du substrat utilisé pour les tests d'écotoxicité préliminaires sur l'escargot *Cornu aspersum* est récapitulée dans le tableau ci-dessous.

Répétitions	pH	CE (mS/cm)	CT (%)	MO (%)	N(%)
<b>1</b>	7,49	0,134	24,14	1,65	0,0035
<b>2</b>	7,41	0,112	24,56	1,64	0,0035
<b>3</b>	7,48	0,119	23,73	1,65	0,0035
<b>4</b>	7,49	0,140	23,94	1,50	0,0105
<b>5</b>	7,46	0,114	24,35	1,55	0,0035
<b>Moyenne</b>	7,46	0,124	24,14	1,60	0,0049
<b>Écart type</b>	0,032	0,012	0,33	0,07	0,0031
<b>Min</b>	7,415	0,112	23,73	1,50	0,0035
<b>Max</b>	7,495	0,140	24,56	1,65	0,0105

## ملخص

خلال القرن الماضي ، شهدت الجزائر فترة من التوسع الديموغرافي والصناعي والزراعي السريع الذي اعتمد على الاستغلال الغير عقلائي للعديد من مواردها الطبيعية ، وبالتالي تسبب هذا في تلوث التربة وتدهور حالتها. من بين هذه الملوثات التي تؤثر على التربة: المعادن الضئيلة الكمية، والتي ، بسبب انتشارها العالي، استمراريته في البيئة ، و شدة سميتها، تعتبر خطيرة على مستويات عالية. من أجل مراقبة التلوث المعدني للتربة ، وتقييم جودتها ، تم إجراء هذه الدراسة، التي هي عبارة عن منهج مختلط يستخدم القشريات الأرضية ، أو الحلزون كمؤشر حيوي للتلوث المعدني للتربة.

وبالتالي ، تم التحقيق في 5 مناطق تقع في شمال شرق الجزائر ، وتتميز بأنشطة بشرية كبيرة نسبياً (منطقة عمرانية ،منطقة صناعية ،منطقة تعدين ،منطقة شبه جبلية ومنطقة جبلية). المعادن التي تمت دراستها هي: الكاديوم ،الكروم، النحاس، الرصاص و الزنك. المؤشر الحيوي الذي تمت دراسته هو الحلزون *Cornu aspersum* . بالإضافة الى النبتة *Drimia maritima* .

اولا ، تمت دراسة التنوع البيولوجي وكثافة الحلزونات في هذه المناطق ، وقد تحصلنا عن 3269 فردًا ، ينتمون إلى 19 نوعًا تم جردها خلال فصلي الربيع والصيف. الكثافة أعلى في الربيع والتنوع البيولوجي أكبر في الصيف.

بعد ذلك تم فحص ائماط التربة ومحتوى المعادن في هذه الاخيرة، في النبتة المدروسة والأجزاء المختلفة من الحلزون (الاقدام والأحشاء والقشور). ويظهر أن معدل الكاديوم في التربة هو 3,04 ميكروغرام في الغرام ؛ معدل الكروم هو 56,65 ميكروغرام في الغرام؛ معدل النحاس 30,87 ميكروغرام في الغرام؛ معدل الرصاص 185,03 ميكروغرام في الغرام و معدل الزنك 312,90 ميكروغرام في الغرام، المناطق الأكثر تضرراً هي منطقة التعدين، الصناعية والعمرانية. في الغالب ، تكون تركيزات المعادن في الحلزون أعلى في الأحشاء مقارنة مع التركيز في الاقدام و القشور. و تركيزات المعادن في النبتة لا تتجاوز بصفة عامة العتبات التنظيمية. مؤشرات التلوث بالمعادن ( $I_{geo}$ ,  $C_f$ ,  $EF$ ,  $C_d$ ,  $PLI$ , and  $PERI$ ) تؤكد تلوث التربة ، خاصة بمعادن الكاديوم و الرصاص.

أخيراً ، أجريت اختبارات حيوية في ظل ظروف خاضعة للرقابة ، وقد شملت هذه الاختبارات تلويث التربة والغذاء باستخدام الكاديوم و الرصاص على الياضيين من نوع *Cornu aspersum* الناتجة عن تربية الحلزونات، تبين النتائج أن هناك علاقة بين الجرعة والاستجابة التي تؤدي إلى نمو في الوزن ، ولكن النمو في القطر لا يتأثر بالجرعات المختلفة

**الكلمات المفتاحية:** المعادن الضئيلة الكمية ، *Cornu aspersum* ، *Drimia maritima* ، اختبارات حيوية ، التنوع البيولوجي القشريات الأرضية

## Résumé

Durant le siècle dernier, l'Algérie a connu une phase de forte expansion démographique, industrielle, et agricole impliquant l'exploitation irréfléchie de nombreuses de ses ressources naturelles, et provoquant, ainsi, la contamination des sols, et leur dysfonctionnement. Parmi ces contaminants qui touchent le sol : les ETM, qui, de par leur forte ubiquité et leur rémanence dans l'environnement, sont fortement toxiques à de fortes teneurs. Dans le but de surveiller la contamination métallique des sols, et afin d'évaluer leur qualité, cette étude a été faite. Elle consiste en une approche mixte utilisant des gastéropodes pulmonés terrestres, *i.e.*, des escargots à des fins de bioindication. Ainsi, 5 zones se situant au Nord-Est Algérien, et se caractérisant par des activités anthropiques relativement importantes (zones urbaine, industrielle, minière, sub-montagneuse et montagneuse) sont investiguées et les ETMs étudiées sont : le Cd, le Cr, le Cu, le Pb et le Zn. L'escargot bioindicateur étudié est : *Cornu aspersum*, et la végétation étudiée est : *Drimia maritima*. Dans un premier lieu, la biodiversité et la densité des gastéropodes terrestres sont étudiés au niveau de ces zones. Ils ont fait état de 3269 individus, appartenant à 19 espèces inventoriées durant les saisons printanière et estivale. La densité étant plus importante au printemps, et la diversité plus importante en été. Ensuite, la typologie et les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les sols ont été établis. Les ETM sont aussi quantifiés dans la végétation et les différentes parties de l'escargot (pieds, viscères et coquilles). Les teneurs pseudo-totales en ETM moyennes obtenues sont de l'ordre de 3,04  $\mu\text{g.g}^{-1}$  pour le Cd, de 56,65  $\mu\text{g.g}^{-1}$  pour le Cr, de 30,87  $\mu\text{g.g}^{-1}$  pour le Cu, de 185,03  $\mu\text{g.g}^{-1}$  pour le Pb, et de 312,90  $\mu\text{g.g}^{-1}$  le Zn. Les zones les plus touchées étant la zone minière, industrielle et urbaine. Les indices de contamination métallique mono et pluri-élémentaires :  $I_{\text{géo}}$ ,  $C_f$ , EF,  $C_d$ , PLI, et PERI confirment la contamination des sols notamment par le Cd, le Pb et le Zn. Majoritairement, les teneurs en ETM dans les escargots sont plus élevées dans les viscères que dans les pieds ou les coquilles. Les teneurs en ETM dans la végétation ne dépassent généralement pas les seuils réglementaires. Les facteurs de bioconcentration calculés pour *C. aspersum* confirment l'importance de la voie digestive dans le processus de contamination des gastéropodes.

Enfin, Les bioessais conduits en conditions contrôlées, et impliquant la contamination du substrat et de la nourriture avec du Pb sur les juvéniles de l'espèce *C. aspersum*, montrent qu'il y a une relation dose-réponse qui conditionne la croissance en masse pondérale, mais que la croissance en diamètre n'est pas affectée.

**Mots clés :** Gastéropodes pulmonés, Biodiversité, Éléments Trace Métalliques, Sol, *Cornu aspersum*, *Drimia maritima*, Bioessais.

## Summary

During the last century, Algeria experienced a period of rapid demographic, industrial, and agricultural expansion involving the irrational exploitation of many of its natural resources, and thus causing soil contamination and dysfunction. Among these contaminants that affect the soil: metallic trace elements, which are, ubiquitous, persistent in the environment, and extremely toxic at high levels. In order to monitor the metallic contamination of soils, and to assess their quality, this study is led. It consists of a mixed approach using terrestrial pulmonate gastropods, *i.e.*, snails for bioindication purposes. Thus, five zones located in North-East Algeria, and characterized by relatively important anthropic activities (urban, industrial, mining, sub-mountainous and mountainous zones) are investigated. The studied TEs are Cd, Cr, Cu, Pb and Zn. The bioindicator snail studied is *Cornu aspersum*, and the studied vegetation is *Drimia maritima*. Firstly, the biodiversity and density of terrestrial gastropods are studied in these areas. We reported 3269 individuals, belonging to 19 species harvested during the spring and summer seasons. The density is more important in spring and the diversity is higher in summer.

Then, the typology and the contents of TEs in the soils (pseudo-total and bioavailable fractions) is investigated. TEs are also quantified in the vegetation and, in the various parts of the snail *C. aspersum* (feet, viscera and shells). The mean TES concentrations of studied soils are: 3,04  $\mu\text{g.g}^{-1}$  for Cd, 56,65  $\mu\text{g.g}^{-1}$  for Cr, 30,87  $\mu\text{g.g}^{-1}$  for Cu, 185,03  $\mu\text{g.g}^{-1}$  for Pb and, 312,90  $\mu\text{g.g}^{-1}$  for Zn. The most affected areas being the mining, industrial and urban areas. Single and integrated metal contamination indexes:  $I_{geo}$ ,  $C_f$ , EF,  $C_d$ , PLI, and PERI confirm the soil contamination, especially with Cd, Pb and Zn. Mostly; the concentrations of TEs in snails were higher in the viscera than in the feet or the shells. Vegetation TEs concentrations did not generally exceed regulatory backgrounds. Bioconcentration factors calculated for *C. aspersum* confirm the importance of the digestive tract in the gastropod contamination process.

Finally, the bioassays carried out under controlled conditions and implying the contamination of the substrate and the food with Pb on the juveniles of the species *C. aspersum*, show that there is a dose-response relation, which conditions the weight growth, but growth in diameter is not affected.

**Keywords:** Terrestrial Pulmonate Gastropods, Biodiversity, Metallic Trace Elements, Soil, *Cornu aspersum*, *Drimia maritima*, Bioassay.

<b>Nom :</b> BELHIOUANI épouse SEGHIR <b>Prénom :</b> Hadjer	<b>Date de soutenance :</b> 2019															
<b>N° d'ordre :</b> 112 / D3C / 2019 <b>N° de série :</b> 06 / ECO / 2019																
<b>Thème :</b> <b>Utilisation intégrée des escargots pour la surveillance de la contamination métallique des sols : approches chimique, biologique et écotoxicologique.</b>																
<p><b>Résumé</b></p> <p>Durant le siècle dernier, l'Algérie a connu une phase de forte expansion démographique, industrielle, et agricole impliquant l'exploitation irréfléchie de nombreuses de ses ressources naturelles, et provoquant, ainsi, la contamination des sols, et leur dysfonctionnement. Parmi ces contaminants qui touchent le sol : les ETM, qui, de par leur forte ubiquité et leur rémanence dans l'environnement, sont fortement toxiques à de fortes teneurs. Dans le but de surveiller la contamination métallique des sols, et afin d'évaluer leur qualité, cette étude a été faite. Elle consiste en une approche mixte utilisant des gastéropodes pulmonés terrestres, <i>i.e.</i>, des escargots à des fins de bioindication.</p> <p>Ainsi, 5 zones se situant au Nord-Est Algérien, et se caractérisant par des activités anthropiques relativement importantes (zones urbaine, industrielle, minière, sub-montagneuse et montagneuse) sont investiguées et les ETMs étudiées sont : le Cd, le Cr, le Cu, le Pb et le Zn. L'escargot bioindicateur étudié est : <i>Cornu aspersum</i>, et la végétation étudiée est : <i>Drimia maritima</i>.</p> <p>Dans un premier lieu, la biodiversité et la densité des gastéropodes terrestres sont étudiés au niveau de ces zones. Ils ont fait état de 3269 individus, appartenant à 19 espèces inventoriées durant les saisons printanière et estivale. La densité étant plus importante au printemps, et la diversité plus importante en été.</p> <p>Ensuite, la typologie et les teneurs pseudo-totales et biodisponibles en ETM dans les sols ont été établis. Les ETM sont aussi quantifiés dans la végétation et les différentes parties de l'escargot (pieds, viscères et coquilles). Les teneurs pseudo-totales en ETM moyennes obtenues sont de l'ordre de 3,04 µg.g<sup>-1</sup> pour le Cd, de 56,65 µg.g<sup>-1</sup> pour le Cr, de 30,87 µg.g<sup>-1</sup> pour le Cu, de 185,03 µg.g<sup>-1</sup> pour le Pb, et de 312,90 µg.g<sup>-1</sup> le Zn. Les zones les plus touchées étant la zone minière, industrielle et urbaine. Les indices de contamination métallique mono et pluri-élémentaires : I<sub>géo</sub>, C<sub>f</sub>, EF, Cd, PLI, et PERI confirment la contamination des sols notamment par le Cd, le Pb et le Zn.</p> <p>Majoritairement, les teneurs en ETM dans les escargots sont plus élevées dans les viscères que dans les pieds ou les coquilles. Les teneurs en ETM dans la végétation ne dépassent généralement pas les seuils réglementaires. Les facteurs de bioconcentration calculés pour <i>C. aspersum</i> confirment l'importance de la voie digestive dans le processus de contamination des gastéropodes.</p> <p>Enfin, Les bioessais conduits en conditions contrôlées, et impliquant la contamination du substrat et de la nourriture avec du Pb sur les juvéniles de l'espèce <i>C. aspersum</i>, montrent qu'il y a une relation dose-réponse qui conditionne la croissance en masse pondérale, mais que la croissance en diamètre n'est pas affectée.</p>																
<b>Mots clés :</b> Gastéropodes pulmonés, Biodiversité, Éléments Trace Métalliques, Sol, <i>Cornu aspersum</i> , <i>Drimia maritima</i> , Bioessais.																
<p><b>Laboratoire de Biologie et Environnement</b></p> <p><b>Présentée devant le jury :</b></p> <table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 30%;"><b>Président :</b></td> <td style="width: 35%;">MENAD Ahmed</td> <td style="width: 35%;">Pr. UFM Constantine 1</td> </tr> <tr> <td><b>Directrice de thèse :</b></td> <td>SAHLI Leila</td> <td>MC.A. UFM Constantine 1</td> </tr> <tr> <td><b>Co-directrice de thèse :</b></td> <td>AFRI-MEHENNAOUI Fatima Zohra</td> <td>Pr. UFM Constantine 1</td> </tr> <tr> <td><b>Examineurs :</b></td> <td>OUAHRANI-TOUATI Ghania</td> <td>Pr. Université Ferhat Abbes Sétif 1</td> </tr> <tr> <td></td> <td>BAZRI Kamel Eddine</td> <td>MC.A. UFM Constantine 1</td> </tr> </table>		<b>Président :</b>	MENAD Ahmed	Pr. UFM Constantine 1	<b>Directrice de thèse :</b>	SAHLI Leila	MC.A. UFM Constantine 1	<b>Co-directrice de thèse :</b>	AFRI-MEHENNAOUI Fatima Zohra	Pr. UFM Constantine 1	<b>Examineurs :</b>	OUAHRANI-TOUATI Ghania	Pr. Université Ferhat Abbes Sétif 1		BAZRI Kamel Eddine	MC.A. UFM Constantine 1
<b>Président :</b>	MENAD Ahmed	Pr. UFM Constantine 1														
<b>Directrice de thèse :</b>	SAHLI Leila	MC.A. UFM Constantine 1														
<b>Co-directrice de thèse :</b>	AFRI-MEHENNAOUI Fatima Zohra	Pr. UFM Constantine 1														
<b>Examineurs :</b>	OUAHRANI-TOUATI Ghania	Pr. Université Ferhat Abbes Sétif 1														
	BAZRI Kamel Eddine	MC.A. UFM Constantine 1														