

# Étude de la contamination par les métaux lourds du champ d'épandage des eaux usées de la ville de Marrakech (Maroc)

Étude de la variabilité des teneurs en Zn, Cu et Cd chez un Gastéropode prosobranche : *Melanopsis praemorsa* L. peuplant un écosystème aquatique souterrain (Khattara)

Study of heavy metal contamination in spreading Marrakech waste water (Morocco)

Variability of concentrations of Zn, Cu and Cd in *Melanopsis praemorsa* (Gasteropod prosobranchia) living in a groundwater irrigation system (Khattara) in Morocco

S. MAZLANI<sup>1</sup>, A. MAAROUF<sup>2</sup>, A. RADA<sup>1</sup>, M. EL MERAY<sup>3</sup> et J.C. PIHAN<sup>4</sup>

Reçu le 20 décembre 1992, accepté le 22 novembre 1993\*.

## SUMMARY

Molluscs are well known for their capacity to bioaccumulate heavy metals from water or sediments. This study involves an evaluation of the contamination level of the underground and surface waters from a specific irrigation system known as a « khetarra », located near the town of Marrakech (Morocco). Khettaras represent a traditional system by means of which the ground water is drained to the surface and then can be used as drinking water or for irrigation in some arid and semi-arid areas. The bioindicator chosen was the gasteropod *Melanopsis praemorsa* L. Two stations (K1 and K2) were investigated in a khetarra located in spreading Marrakech waste water. The contamination of soils and water by heavy metals, especially Zn, Cu and Cd was first described by EL MEZDI (1985) and SEDKI (1990).

The studied khetarra (1500 m. in length) is contaminated in two different ways: first by infiltration of waste water from the Seguia system and secondly directly by over-flow and escape of a main common sewer which crosses over the khetarra between the K1 and K2 stations.

At each station, sediment, periphyton, *Spirogyra* and *M. praemorsa* were sampled in different seasons. Each sample was prepared for analysis (S.A.A. Varian 475. AA) according to the method described by COSSON (1987). Flame atomization was chosen for Zn and Cu, the grafit furnace for Cd.

1. Département de Biologie, Faculté des Sciences Semlalia, Marrakech, MAROC.

2. Département de Biologie, Faculté des Sciences, Meknès, MAROC.

3. Département de Chimie, Faculté des Sciences Semlalia, Marrakech, MAROC.

4. Laboratoire d'Ecotoxicologie, 1 rue des Récollets, B.P. 4116, 57040 Metz Cedex 01, FRANCE.

\* Les commentaires seront reçus jusqu'au 31 octobre 1994.

The main results concern the level of contamination, with a comparison between K1 and K2 stations, the variation in contamination according to the seasons, the different routes of contamination, namely through water or by the trophic chain (periphyton and *Spirogyra*).

The degree of contamination in *M. praemorsa* is significantly higher at the K1 station, with the following ranking: Zn > Cu > Cd (fig. 2, 3 and 4). Compared with other literature data: FORSTNER *et al.*, 1981; RADA, 1985; COSSON, 1987; PIP, 1992, the upper concentrations are the highest.

The metal concentrations increase from winter to summer, with significant differences between winter and spring or summer values at K1 for Zn, Cu, Cd; the same distinction, but only for Zn and Cd at K2 station.

The causes of variation in metal concentrations in the gasteropods from the two sites were investigated by *in situ* cotransplantation experiences and by measuring metallic concentrations in sediments, periphyton and *Spirogyra*. Results show that differences in gasteropod metal concentrations between sites appear to be related to differences in aqueous metal speciation. The data concerning the food chain show that metallic concentrations are higher for periphyton and *Spirogyra* living at K1 station, this according to the data for *M. praemorsa*. In contrast, the level of contamination in sediments is higher at K2 station. The most probable hypothesis is that organic and suspended matter, present at a higher level in this station, bind the heavy metals and reduce their bioavailability.

The cotransplantation between K1 and K2 stations shows that the individuals transferred from K1 to K2 station for 15 days cease to bioaccumulate Zn and Cd. A detoxification process occurs for these two metals but not for Cu, which continues to increase; thus, bioavailability of different metals at the same station is not equivalent. On the other hand the individuals transferred from K2 to K1 station do not increase their Zn, Cu or Cd concentrations even after 30 days. Concerning this fact FRAZIER and GEORGE (1983) suggest the possibility of an adaptation to initial conditions.

It seems that many other factors influence metal bioaccumulation and merit further study, e.g.: the size and the age of individuals, the biological cycle with the period of reproduction; the interaction of abiotic factors: T°, salinity, dissolved oxygen, turbidity, lighting.

**Key words :** ground water, bioconcentration, Zn, Cu, Cd, *Melanopsis praemorsa*, Morocco.

## RÉSUMÉ

La bioconcentration du Zn, Cu et Cd a été étudiée chez *Melanopsis praemorsa* L. (Gastéropode prosobranchie) provenant de deux sites d'une khattara située dans le champ d'épandage des eaux usées de la ville de Marrakech. Les khattaras représentent un système d'irrigation traditionnel que l'on trouve dans certaines zones arides et semi-arides de la région ouest-paléarctique. L'eau est mise à jour par drainage de la nappe phréatique. Le degré de contamination de ce gastéropode s'avère très élevé et les teneurs métalliques augmentent de l'hiver à l'été. Les causes de la variabilité des concentrations métalliques chez les gastéropodes des deux stations ont été recherchées par des expériences de transplantation, et par des dosages de métaux au niveau du sédiment, de la spirogyre et du périphyton installé sur des substrats artificiels. Les résultats obtenus montrent que les différences entre les concentrations métalliques accumulées par les *Melanopsis* dans les deux stations pourraient être attribuées à la spéciation du métal dans l'eau. D'autres facteurs peuvent être mis en cause et méritent d'être précisés.

**Mots clés :** eaux courantes souterraines, bioconcentration, Zn, Cu, Cd, *Melanopsis praemorsa*, Maroc.

## 1 - INTRODUCTION

L'utilisation des produits chimiques en agriculture et celle des eaux usées industrielles et urbaines en irrigation présente un risque pour les nappes phréatiques bien que le rôle épurateur du sol ne soit pas à négliger. La nappe est d'autant plus vulnérable que le toit de celle-ci est proche de la surface du sol et que les terrains qui surmontent l'aquifère sont perméables (A.F.E.E., 1988).

La mise en évidence d'une pollution des eaux par utilisation des bioindicateurs s'est avérée complémentaire aux analyses chimiques.

L'utilisation des indicateurs biologiques a de nombreux avantages : d'une part, les métaux sont généralement concentrés dans l'organisme à un niveau facile à détecter ; d'autre part, les taux accumulés représentent les formes biodisponibles aux organismes.

Les mollusques sont généralement utilisés comme indicateurs de pollution métallique car ce sont d'excellents accumulateurs. Souvent, il est possible de détecter les métaux polluants chez les mollusques même si leurs concentrations dans l'eau sont très faibles ou très variables et qu'elles sont difficiles à déterminer d'une manière fiable par les analyses chimiques de routine.

*Melanopsis praemorsa* L. (gastéropode prosobranch) a été retenu dans cette étude comme indicateur de pollution. Ce choix est basé sur son intérêt écologique. Ce gastéropode peuple aussi bien les eaux superficielles (AITABDELALI, 1990) que les eaux souterraines. Il a été inventorié au niveau des khetaras du champ d'épandage des eaux usées de la ville de Marrakech (EL MEZDI, 1985). Ce champ d'épandage a fait l'objet d'études biodémographiques et sanitaires (HILALI, 1986), ainsi que de la contamination par les métaux lourds (SEDKI, 1990). Cet auteur a montré la présence de teneurs élevées en Zn, Cu et Cd aussi bien chez l'escargot et les vers de terre qu'au niveau du rein et du foie chez les bovidés et les hérons gardes-boeuf. La contamination métallique du sol et des plantes maraîchères de cette zone est aussi en cours d'étude. De même l'étude bactériologique des eaux de la nappe de ce champ montre une forte contamination par les germes totaux et les germes indicateurs de pollution fécale (BOUTIN et DIAS, 1987).

Ce travail entre dans le cadre de l'action intégrée Franco-Marocaine n° 282/87. Il a pour objectif l'évaluation de la contamination métallique (Zn, Cu et Cd) de l'écosystème limnique souterrain (khetara) situé dans le champ d'épandage, par le biais de l'indicateur biologique *M. praemorsa*.

## 2 - MATÉRIELS ET MÉTHODES

### 2.1 Description du site d'étude

La khattara est un drain de la nappe phréatique dont la création remonte au Xe Siècle. C'est un système d'irrigation alimenté par captage de l'horizon superficiel de la nappe phréatique (fig. 1). La khattara étudiée est située dans le champ d'épandage des eaux usées à une altitude de 410 m ; sa longueur est de 1 500 m et la profondeur de son puits de tête atteint 8 m. Les terrains traversés sont marno-calcaires (EL MEZDI, 1985).

Cette khattara est sujette à une importante pollution organique du fait qu'elle est croisée au niveau de sa partie séguia (partie en aval servant à l'irrigation) par un égout à ciel ouvert, et du fait de l'existence dans son voisinage d'une agglomération urbaine dense.

Deux stations de prélèvement sont prospectées ; la première (K1) est située avant l'égout et l'eau est considérée comme « pure » par les habitants de cette zone qui y prélèvent leur eau d'alimentation. La deuxième station (K2) est située après l'égout à 500 m en aval de la première.

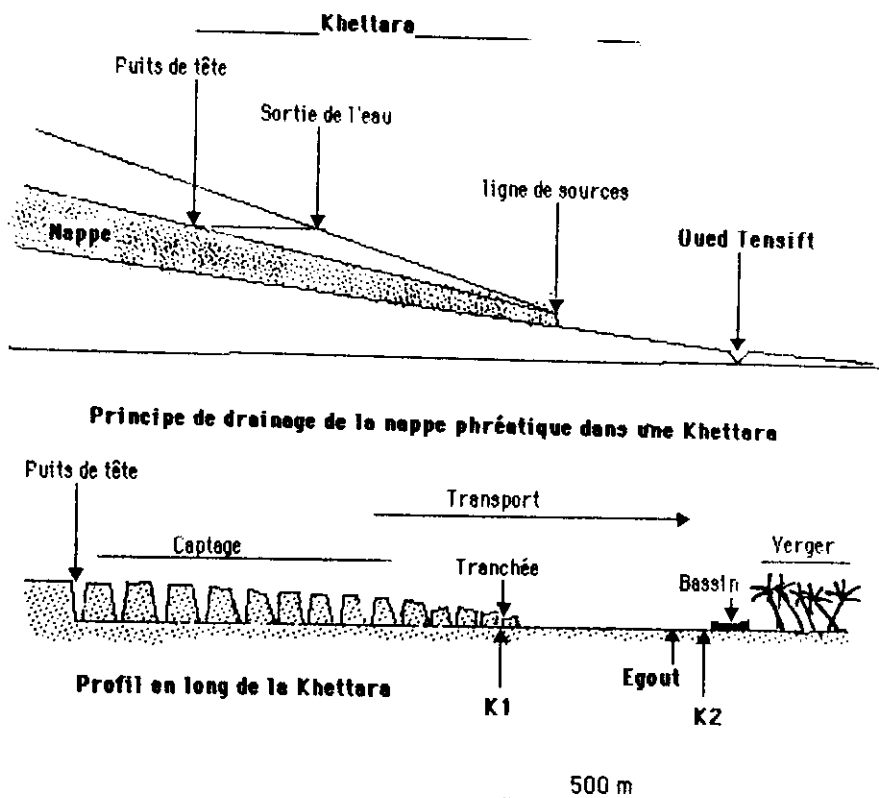


Figure 1 Descriptions of a khattara system.  
Drainage of the aquifer by a khattara.

## 2.2 Matériel biologique

*M. praemorsa* est un gastéropode dulcicole à distribution méditerranéenne qui se rencontre en ex-U.R.S.S. et au Moyen Orient (ISMAIL et BDAIR, 1987). Il fréquente toute sorte de substrats : vase, sable, pierres et parois cimentées des canaux d'irrigation. Son régime alimentaire est très varié : *Melanopsis* est considéré comme limnivore, saprophage, microphage et herbivore (YAZID, 1973). La présence des œufs et de différentes classes de taille tout au long de l'année montre que sa reproduction est continue (IDAGHDOUR, 1991). Cela pourrait être attribué à la température de l'eau qui atteint des valeurs élevées même en période d'hiver. • -

Au cours des prélèvements, nous avons remarqué que les *Melanopsis* de la station aval (K2) étaient plus robustes et moins abondants que ceux de la station amont. Ce phénomène de « nanisme » dans la station K1 a été déjà observé dans d'autres khettaras (IDAGHDOUR, 1991) et chez d'autres espèces de mollusques. Il s'agit d'un caractère d'adaptation des individus à certains facteurs tels que les fortes densités de l'espèce (LEVEQUE, 1968).

Les dosages des métaux ont été réalisés au niveau de *Melanopsis praemorsa*, de la spirogyre (algue verte filamenteuse) et du périphyton représenté essentiellement par des algues microscopiques.

## 2.3 Méthodes analytiques

Pour les échantillons de *Melanopsis praemorsa* et du sédiment, trois campagnes de prélèvement ont été réalisées en janvier, mars et juillet : mois représentant les trois principales saisons : hiver, printemps et été. Par contre, la spirogyre et le périphyton n'ont été récoltés qu'au mois de mars.

Afin de purger le contenu de leur tube digestif, les *Melanopsis* sont stabulés pendant 24 heures dans l'eau de robinet déchlorée. Par la suite, trois échantillons de trois individus d'une classe de taille de  $2 \pm 0,5$  cm sont disséqués. Seule la partie molle est séchée à 70 °C puis pesée.

La spirogyre récoltée à la main est lavée puis séchée à 70 °C.

Le périphyton est prélevé sur des substrats artificiels (briques) déposés en K1 et K2. Après lavage, il est récupéré par filtration sur filtres millipores (0,45 µm). L'ensemble est séché à 70 °C puis pesé.

Après séchage et broyage du matériel biologique (*Melanopsis*, *Spirogyra*, périphyton), la minéralisation est réalisée par attaque acide à chaud selon une technique utilisée par COSSON (1987). Trois aliquotes d'environ 100 mg chacune sont minéralisées par 2 ml d' $\text{HNO}_3$  à 95 °C pendant 1 heure. Les minéralisats sont ensuite complétés à 5 ml avec de l'eau bidistillée.

Les dosages sont réalisés par spectrophotométrie d'absorption atomique (modèle Varian 475-AA) à flamme pour le zinc et le cuivre et au four pour le cadmium.

### 3 - RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les figures 2, 3 et 4 décrivent les variations saisonnières et entre les stations des concentrations de Zn, Cu et Cd chez *M. praemorsa*. Les résultats démontrent que :

- L'assimilation des métaux se caractérise par une hiérarchie des concentrations ; les plus élevées étant celles du Zn suivies de celles du Cu puis du Cd.

- La bioconcentration des métaux étudiés dépend du site et de la période de prélèvement. En effet, les teneurs métalliques chez les gastéropodes de la station K1 sont plus élevées que celles de la station K2 et dépassent largement les valeurs trouvées dans la littérature (tableau 1). Quelle que soit la saison, la comparaison des moyennes deux à deux montre une différence significative (au seuil de 2 %) entre les concentrations métalliques (Zn, Cu et Cd) des gastéropodes des stations K1 et K2.

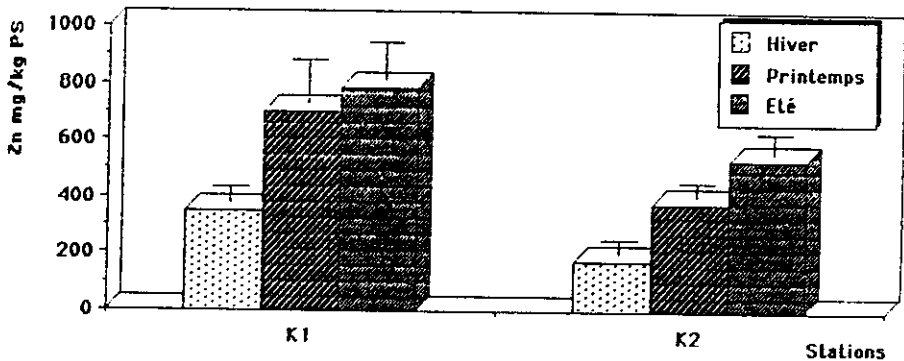


Figure 2 Évolution saisonnière du Zn chez *M. praemorsa*.  
Seasonal evolution of Zn in *M. praemorsa*.

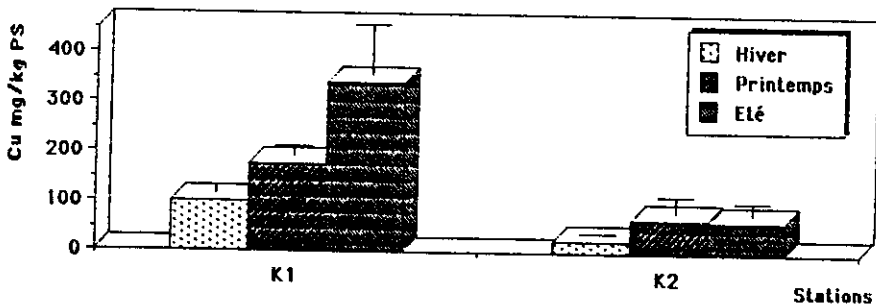


Figure 3 Évolution saisonnière du Cu chez *M. praemorsa*.  
Seasonal evolution of Cu in *M. praemorsa*.

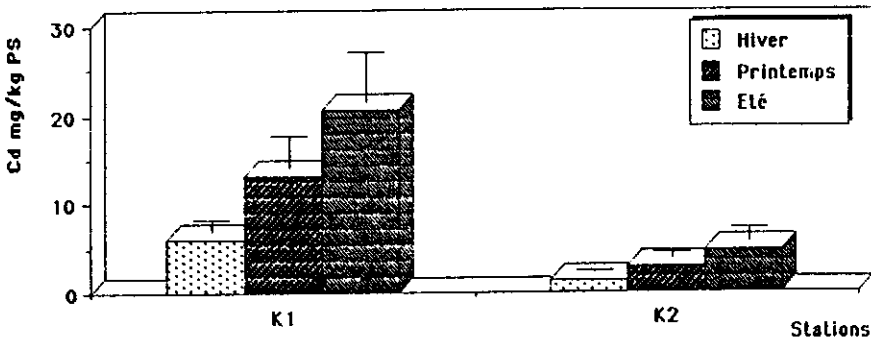


Figure 4 Évolution saisonnière du Cd chez *M. praemorsa*.  
Seasonal evolution of Cd in *M. praemorsa*.

Tableau 1 Teneurs métalliques chez certains gastéropodes.

Table 1 Metal concentrations in gasteropods.

| Espèces                    | Zn mg/kg      | Cu mg/kg      | Cd µg/kg       | Références                    |
|----------------------------|---------------|---------------|----------------|-------------------------------|
| <i>Radix peregra</i>       | 131,1 – 167,2 | 116,2 – 160,9 | 94,0 – 770,0   | FORSTNER <i>et al.</i> , 1981 |
| <i>Melanopsis marocana</i> | 122,0 – 161,0 | 23,0 – 25,0   | 1 900 – 4 700  | RADA, 1985                    |
| <i>Physa sp.</i>           | 29,4 – 93,5   | 9,9 – 57,6    | n.d. – 165,0   | COSSON, 1987                  |
| <i>Lymnaea stagnalis</i>   | –             | 6,7           | 8 600          | PIP, 1992                     |
| <i>M. praemorsa</i>        | 171,7 – 840,0 | 22,9 – 343,0  | 1 400 – 20 000 | Présente étude                |

On note également que les concentrations métalliques dans les deux stations (K1 et K2) augmentent progressivement de l'hiver à l'été. L'application du test t (tableau 2) montre que pour chaque métal, la différence saisonnière entre les concentrations métalliques des gastéropodes est significative au seuil de 2 %. Cependant, cette différence reste non significative entre l'hiver, le printemps et l'été pour les concentrations en Cu de la station K2, et entre le printemps et l'été pour les concentrations en Zn et Cd chez les gastéropodes de la station K1 et en Cd chez ceux de la station K2.

La hiérarchie trouvée dans notre étude a déjà été montrée par différents auteurs et pour différentes espèces. Chez plusieurs espèces de gastéropodes de l'étang de Berre (France), l'ordre d'importance des teneurs métalliques est le suivant : Zn > Cu > Pb > Hg (CATSIKI et ARNOUX, 1987). Pour la même concentration dans le milieu, le Zn s'accumule plus rapidement que d'autres métaux lourds tels que le Cu chez *Mytilus viridis* (D'SILVIA et KUREISHY, 1978) et le Cu, le Cd ou le Pb chez *Helix aspersa* Muller (COUGHTREY et MARTIN, 1977).

La concentration des métaux par les mollusques se fait soit d'une manière directe (à partir de l'eau), soit d'une manière indirecte à partir de la nourriture ou des particules en suspension. Cependant, les dosages des métaux dans l'eau s'avèrent très fluctuants. Pour cela nous avons dosé les métaux au

niveau des éléments pouvant constituer une nourriture pour *Melanopsis* (spirogyre, périphyton et sédiment). Les résultats de ces dosages pourraient expliquer des teneurs métalliques plus élevées chez les *Melanopsis* de la station K1 (amont) par rapport à ceux de la station K2 (aval). Parallèlement, nous avons transplanté des *Melanopsis* de la station K1 à K2 et de K2 à K1. Après 15 ou 30 jours, les gastéropodes sont récoltés pour servir aux dosages de Zn, Cu et Cd.

**Tableau 2** Application du « test t » aux variations saisonnières des concentrations métalliques chez les *Melanopsis* : + : différence significative au seuil de 2 % ; - : différence non significative.

**Table 2** Seasonal variation of metal concentration in *Melanopsis*: Student test: +: significant difference  $p < 2\%$ ; -: non significant.

| Stations | Saisons           | Zn | Cu | Cd |
|----------|-------------------|----|----|----|
| K1       | Hiver - Printemps | +  | +  | +  |
|          | Hiver - Été       | +  | +  | +  |
|          | Été - Printemps   | -  | +  | -  |
| K2       | Hiver - Printemps | +  | -  | +  |
|          | Hiver - Été       | +  | -  | +  |
|          | Été - Printemps   | +  | -  | -  |

Les résultats analytiques (tableau 3) montrent que les concentrations métalliques dans la spirogyre et le périphyton sont plus élevées dans la station K1 par rapport à la station K2. Ces résultats sont donc analogues aux teneurs métalliques rencontrées chez les *Melanopsis* dans les deux stations.

La spirogyre et le périphyton sont deux producteurs primaires qui accumulent les métaux uniquement par voie directe à partir de l'eau. Une part du métal accumulé par les *Melanopsis* provient donc de la fraction dissoute comme pour la spirogyre et le périphyton. En effet, l'accumulation par l'intermédiaire de l'eau est la voie la plus importante de fixation des métaux lourds chez les mollusques (RAMADE, 1979). Les concentrations de Pb accumulées par *Physa integra*, *Pseudosuccinea columella* et *Helisoma trivolis* (gastéropodes) sont fortement corrélées avec les variations des teneurs en Pb dissous dans l'eau (NEWMAN et McINTOSH, 1982).

**Tableau 3** Teneurs métalliques au niveau du périphyton, de la spirogyre et du sédiment.

**Table 3** Metal concentrations in periphyton, spirogyre and sediment.

| Matériels | Périphyton      |          | Spirogyre |      | Sédiment |       |             |              |
|-----------|-----------------|----------|-----------|------|----------|-------|-------------|--------------|
|           | Métaux mg/kg PS | Stations | K1        | K2   | K1       | K2    |             |              |
| Zn        |                 |          | 91,6      | 73,6 | 190,5    | 109,0 | 50,0 - 89,3 | 95,0 - 143,0 |
| Cu        |                 |          | 23,8      | 16,8 | 18,5     | 12,0  | 14,1 - 41,3 | 34,0 - 46,7  |
| Cd        |                 |          | 10,5      | 3,2  | 3,0      | 2,2   | 1,1 - 5,2   | 2,3 - 6,7    |



La variation entre les sites des teneurs métalliques chez les gastéropodes dépend donc des différences de spéciation des métaux dans les deux stations. Il est évident que la spéciation est en étroite relation avec la physico-chimie de l'eau et du sédiment. EL MEZDI (1985) a signalé la forte minéralisation de l'eau de la station aval (K2) recevant les eaux usées, ainsi qu'une élévation des matières en suspension par rapport à la station amont (K1). Ces dernières pourraient intervenir dans la complexation des métaux et la diminution de leur biodisponibilité.

Le sédiment est un compartiment considéré comme intégrateur important des micropolluants dissous et particulaires. Les concentrations métalliques du sédiment figurent dans le tableau 3, elles sont plus faibles en amont (K1) par rapport à l'aval (K2). Ces résultats sont donc inverses à ceux trouvés au niveau de la spirogyre, du périphyton et des *Melanopsis*.

En général, les concentrations métalliques chez les gastéropodes ne sont pas corrélées significativement avec celles trouvées dans le sédiment (NEWMAN et McINTOSH, 1982 ; PIP, 1992). De même, les teneurs métalliques chez les macrophytes ne présentent pas de corrélation avec celles du sédiment (TAYLOR et CROWDER, 1983 et LACERDA *et al.*, 1992). Par contre, chez *Gyraulus sp.* (gastéropode), les concentrations en Cu et en Pb montrent une bonne corrélation avec les macrophytes (PIP, 1992).

Au vue de ces données et vu que *Melanopsis* a un régime alimentaire très varié, la spirogyre et le périphyton peuvent constituer une source de contamination indirecte plus importante que celle qui provient du sédiment.

Les résultats de la transplantation (tableau 4) montrent qu'après 15 jours, les gastéropodes transplantés de l'amont (K1) à l'aval (K2) cessent d'accumuler et montrent une diminution significative, au seuil de 10 %, des teneurs en Zn et en Cd pour atteindre des valeurs voisines de celles qu'on trouve normalement chez les *Melanopsis* de la station K2 (fig. 2 et 4). Ce phénomène de relargage métallique a été également observé chez *Physa integra* après sa transplantation d'un milieu riche en Pb à un autre non contaminé (NEWMAN et McINTOSH, 1983).

Tableau 4 Évolution des teneurs métalliques chez *M. praemorsa* après transplantation.

Table 4 Metal concentrations in *M. praemorsa* after transplantation.

| Transplantations |                   | de K1 à K2 |         |       | de K2 à K1 |        |       |
|------------------|-------------------|------------|---------|-------|------------|--------|-------|
| Temps            | Métaux (mg/kg PS) | Zn         | Cu      | Cd    | Zn         | Cu     | Cd    |
| 0                |                   | 701,6      | 177,6   | 13,3  | 379,0      | 70,0   | 2,8   |
|                  |                   | ± 148,9    | ± 20,1  | ± 3,4 | ± 45,3     | ± 32,1 | ± 0,8 |
| 15               |                   | 431,6      | 384,7   | 4,4   | 402,4      | 33,7   | 4,2   |
|                  |                   | ± 153,2    | ± 136,7 | ± 0,6 | ± 124,2    | ± 11,6 | ± 0,2 |
| 30               |                   | -          | -       | -     | 325,5      | 53,1   | 3,7   |
|                  |                   |            |         |       | ± 56,5     | ± 20,5 | ± 1,5 |

Par contre les résultats pour le cuivre sont différents ; après 15 jours, la concentration augmente de  $177,6 \pm 20,1$  à  $384,7 \pm 136,7$  mg/kg Ps. Ceci pourrait être attribué soit à la forme biodisponible du cuivre dans cette station (K2) soit au mécanisme d'accumulation de cet élément qui se fait différemment par rapport aux autres métaux.

Les gastéropodes transplantés de l'aval (K2) à l'amont (K1) ne montrent pas de changement significatif de leurs teneurs métalliques même après 30 jours d'exposition (tableau 4). Ce résultat pourrait être expliqué par une adaptation de ces gastéropodes aux concentrations initiales en Zn, Cu et Cd de leur milieu de provenance (K2). Selon FRAZIER et GEORGE (1983), *Ostrea edulis* provenant de milieux pollués n'accumule pas le Cd lorsqu'elle est exposée à des concentrations plus élevées. Par contre, la même espèce prélevée de station non contaminée accumule deux fois plus de Cd si elle est mise en sa présence.

Les résultats de cette expérience ainsi que ceux concernant la spirogyre, le périphyton et le sédiment peuvent donc être mis en relation avec la différence probable de spéciation des métaux dans les deux stations, pouvant expliquer une différence de la contamination métallique chez les *Melanopsis* des deux sites.

D'autres facteurs peuvent être soupçonnés et méritent d'être recherchés tels que :

- l'effet de l'âge : plusieurs auteurs montrent que les concentrations métalliques chez les mollusques varient en fonction de leur âge. Chez *Campeloma decisum* les teneurs de Pb sont inversement proportionnelles à l'âge (NEWMAN et McINTOSH, 1983b). Ce même phénomène a été observé chez *Physa gyrina* et a été expliqué par la sensibilité des jeunes aux métaux (WIER et WALTER, 1976). Ces auteurs ont signalé que *Physa gyrina* à l'état jeune est 3 fois plus sensible au Cd qu'à l'état adulte.

- l'effet de la taille : chez *Campeloma decisum* (gastéropode), NEWMAN et McINTOSH (1983a) montrent que les individus de petite taille accumulent beaucoup plus de Pb que ceux de grande taille. Par contre, chez *Physa integra* ce phénomène n'a pas été observé.

Les concentrations élevées en Zn, Cu et Cd trouvées chez *M. praemorsa* témoignent d'une contamination métallique du khattara. Ces métaux peuvent provenir à la fois de l'égout surmontant le khattara et de l'infiltration à partir des eaux usées utilisées pour l'irrigation. En effet, la migration de Pb, Cr et Cd a été montrée par BARAKATE (1992) à la sortie des drains situés à 1,2 m en-dessous du système d'épuration « sur irrigation drainage » des eaux usées dans le même champ concerné par notre étude ; les teneurs métalliques sont de 0-133 µg Pb/l, 0-24 µg Cd/l et 44-400 µg Cr/l. Les concentrations de Cd et de Cr dépassent largement le maximum recommandé pour les eaux d'irrigation (irrigation en continu et pour tout type de sol) qui est de 10 µg/l pour Cd et 100 µg/l pour Cr (SMITH, 1982).

La migration de Cu, Cd et Mn a été montrée par WOLFBURG *et al.* (1980), à travers un sol argileux vers les eaux de la nappe située en-dessous (3 m) des bassins d'oxydation destinés au traitement des eaux usées domestiques en Palestine.

La variation saisonnière des teneurs métalliques a fait l'objet de plusieurs travaux chez les bivalves ; elle a été expliquée par le cycle de reproduction (LOBEL *et al.*, 1982 ; MAAROUF, 1988). Cependant, chez les gastéropodes peu de travaux ont été réalisés dans ce domaine : NEWMAN et McINTOSH (1982) signalent un pic de plomb au mois de juillet chez trois gastéropodes pulmonés avec prédominance de jeunes individus. CATSIKI et ARNOUX (1987) ont montré que la concentration de la plupart des métaux dans l'ensemble des mollusques récoltés de l'étang de Berre, en France, était plus élevée en été qu'en hiver. PIP (1992) rapporte que les concentrations en Cd, Cu et Pb chez des gastéropodes récoltés dans la rivière Nelson au Canada sont maximales aux mois d'août et septembre et peuvent être en rapport avec l'âge et la structure de la population. Plusieurs facteurs physiques comme la température, la salinité, l'oxygène dissous, les courants de renouvellement des eaux, la turbulence et l'éclairement jouent un rôle sur la rétention des toxiques par l'organisme (ROMERIL, 1974) en influençant le comportement, l'alimentation et peut-être le métabolisme des animaux (BAUDIN, 1977). Par contre, les facteurs biologiques tels que l'âge, le niveau trophique, la période de reproduction jouent un rôle moins important que celui des facteurs environnementaux sur la variation de l'assimilation des métaux par les mollusques (ROMERIL, 1974 ; MAJORI *et al.*, 1978).

Dans le cas présent, la variation saisonnière que nous avons trouvée ne pourrait probablement pas être attribuée au cycle de reproduction puisque ce dernier s'étale tout au long de l'année (IDAGHDOR, 1991). Par contre, la température, l'éclairement pourraient être responsables de cette variation surtout à Marrakech qui se caractérise par un climat aride où la température est élevée en été avec un éclairement intense.

## CONCLUSION

De cette étude, on peut conclure que le khattara étudié présente une contamination métallique selon l'ordre décroissant suivant  $Zn > Cu > Cd$ . En amont de l'égout (K1), cette contamination est démontrée par les concentrations élevées en Zn, Cu et Cd chez le gastéropode *Melanopsis praemorsa*. Cette contamination peut provenir de l'infiltration des eaux usées utilisées en irrigation.

Par contre en aval de l'égout (K2), c'est au niveau du sédiment que nous avons trouvé des teneurs métalliques assez élevées. Ces dernières témoignent de l'impact du rejet s'ajoutant à l'infiltration.

Les causes de la variabilité dans les concentrations en métaux chez les *Melanopsis* des deux stations ont été discutées et peuvent être attribuées à la spéciation des métaux dans l'eau.

D'autres facteurs peuvent influencer la bioconcentration métallique chez *Melanopsis* et méritent d'être étudiés tels que l'effet de l'âge et de la taille.

L'augmentation des concentrations métalliques chez *Melanopsis* de l'hiver à l'été serait imputable aux facteurs abiotiques du milieu tels que la température, l'éclairement, etc.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AITABDELALI N., 1990. Influence du substrat et du courant sur la distribution des invertébrés benthiques. Thèse de 3ème Cycle, Faculté des Sciences de Marrakech, 1-189 p.
- A.F.E.E. (Association Française pour l'Etude des Eaux), 1988. Information, eaux, protection des eaux souterraines. N° 378, 3-9.
- BARAKATE F., 1992. Le devenir de quelques métaux toxiques dans un système épuratoire « sur irrigation-drainage » installé dans le champ d'épandage de la ville de Marrakech. Mémoire de C.E.A., Faculté des Sciences de Marrakech, 1-34 p.
- BAUDIN J.P., 1977. Etude expérimentale des modalités du transfert de Zn-65 entre les principaux constituants d'un écosystème saumâtre (l'étang de Citis). Thèse Doctorat ès Sciences. Univ. Aix Marseille II, 1-133 p. + LXVIII.
- BOUTIN C., DIAS N., 1987. Impact de l'épandage des eaux usées de la ville de Marrakech sur la nappe phréatique. *Bull. Fac. Sci. Marrakech (Sect. Sci. Vie)* 3, 5-27.
- CATSIKI A.V., ARNOUX A., 1987. Etude de la variabilité des teneurs en Hg, Cu, Zn et Pb de trois espèces de mollusques de l'étang de Berre (France). *Mar. Environ. Res.*, 21, 175-187.
- COSSON R., 1987. Influence des pratiques agricoles sur les contaminations des écosystèmes aquatiques par les métaux lourds : Approche écotoxicologique. Thèse d'Etat Univ. de Paris Sud, 1-275 p.
- COUGHTREY P.J., MARTIN M.H., 1977. The uptake of lead, zinc, cadmium and copper by the pulmonate mollusc, *Helix aspersa* Muller, and relevance to the monitoring of heavy metal contamination of the environment. *Oecologia (Berl.)* 27, 65-74.
- D'SILVIA C., KUREISHY W., 1978. Experimental studies on the accumulation of copper and zinc in the green mussel. *Mar. Poll. Bull.*, 9, 187-190.
- EL MEZDI Z., 1985. Etude hydrobiologique des khettaras de la région de Marrakech. Thèse de 3ème Cycle, Faculté des Sciences de Marrakech, 1-118 p.
- FORSTNER U., WITTMANN G.T.W., 1981. Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, Berlin, 1-486 p.
- FRAZIER J.M., GEORGES S.G., 1983. Cadmium kinetic in oysters : A comparative study of *Crassostrea gigas* and *Ostrea edulis*. *Mar. Biol.*, 76, 55-61.
- HILALI K., 1986. Etude biodémographique et sanitaire, population périurbaine de la zone d'El Azzouzia (Province de Marrakech, Maroc). Thèse 3ème Cycle. Univ. Cadi Ayyad, Faculté des Sciences de Marrakech, 1-151 p.
- IDAGHDOUR M., 1991. Biologie, écologie et parasitisme de *Melanopsis praemorsa* L. (Mollusque prosobranch) dans les canaux d'irrigation de la région de Marrakech. Thèse de 3ème Cycle. Faculté des Sciences de Marrakech, 1-152 p.
- ISMAIL N.S., BDAIR S.M., 1987. Four new xiphidio-cercariae from *Melanopsis praemorsa* (L. 1758) (Thiaridae) snails in Jordan. *Jpn. J. Parasitol.*, 36 (3), 136-141.
- LACERDA L.D., FERNANDEZ M.A., CALAZANS C.F., TANZAKI K.F., 1992. Bioavailability of heavy metals in sediments of two coastal lagoons in Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia*, 228, 65-70.
- LEVEQUE C., 1968. Biologie de *Bulinus forskali* (Mollusque gastéropode) de la région de Fort-Lamy (Tchad). *Cah. O.R.S.T.O.M., Sér. Hydrobiol.*, 11 (2), 79-90.

- LOBEL P.B., MOGIE P., WRIGHT D.A., WU B.L., 1982. Metal accumulation in four molluscs. *Mar. Poll. Bull.*, 13 (5), 170-174.
- MAAROUF A., 1988. Etude expérimentale de la bioaccumulation et du relargage du zinc chez *Dreissena polymorpha* (bivalve d'eau douce) : cinétique et mécanisme de contamination et de décontamination. Thèse de Doctorat de l'Université de Metz, U.E.R. Sc., 1-298 p.
- MAJORI L., NEDOCLAN G., MODONUTTI G.B., DARIS F., 1978. Study of the seasonal variation of some trace elements in the tissues of *Mytilus galloprovincialis* taken in the gulf of Trieste. *Rev. Inter. Ocean. Med.*, 494, 37-40.
- NEWMAN M.C., McINTOSH A.W., 1982. The influence of lead in components of a freshwater ecosystem on molluscan tissue lead concentrations. *Aquatic toxicology*, 2, 1-19.
- NEWMAN M.C., McINTOSH A.W., 1983a. Lead elimination and size effects on accumulation by two freshwater gastropods. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 12, 25-29.
- NEWMAN M.C., McINTOSH A.W., 1983b. Slow accumulation of lead from contaminated food sources by the freshwater gastropods, *Physa integra* and *Campeloma decisum*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 12, 685-692.
- PIP E., 1992. Cadmium, copper and lead in gastropods of the lower Nelson river system, Manitoba Canada. *J. Moll. Stud.*, 58, 199-205.
- RADA A., 1985. Ecotoxicologie des métaux lourds : Mise au point bibliographique, contamination métallique de l'Oued Tensift (Région de Marrakech). Thèse de doct. de 3ème Cycle, 1-113 p.
- RAMADE F., 1979. *Ecotoxicologie*. Masson, 2ème Edit., Paris, 228 p.
- ROMERIL M.G., 1974. Trace metals in sediments and bivalve mollusca in Southampton water. *Rev. Inter. Oceanogr. Med.*, XXXIII, 31-47.
- SEDKI A., 1990. Etude de la contamination par les métaux lourds de l'écosystème terrestre dans la zone d'épandage des eaux usées de la ville de Marrakech. Diplôme d'Etude Supérieure de 3ème Cycle. Faculté des Sciences de Marrakech, 1-131 p.
- SMITH M.A., 1982. Retention of bacteria, virus and heavy metal on crops irrigated reclaimed water. *Australian Water Resources Council, Technical paper*, 74, 206-246.
- TAYLOR G.J., CROWDER A.A., 1983. Uptake and accumulation of heavy metals by *Typha latifolia* in wetlands of Thesudbury, Ontario region. *Can. J. Bot.*, Vol. 61, 63-73.
- YAZID F.Z., 1973. Etude faunistique et écologique de *Melanopsis praemorsa* et *M. scalaris* Gassie (Mollusques gastéropodes prosobranches) hôtes intermédiaires de distomes - Problème de leur castration parasitaire. Mémoire de C.E.A., Univ. Oran, 1-72 p.
- WIER C.O., WALTER W.M., 1976. Toxicity of cadmium in freshwater snail, *Physa gyrina* Say. *Journal of Environmental Quality*, 5, 359-362.
- WOLFBERG A., KAHANOVICH Y., AVRON M., NISSENBAUM A., 1980. Movement of heavy metals into a shallow aquifer by leakage from sewage oxidation ponds. *Water research*, 14, 675-679.