



Etude de la bioaccumulation du cadmium par certains macrophytes du littoral de la région d'El Jadida (Maroc Atlantique)

Kacem MAKROUM et Mohammed MONCEF
*Laboratoire d'Hydrobiologie, Groupe "Sciences de la mer",
Faculté des Sciences, Université Chouaib Doukkali
B.P. 20, 24000 El Jadida – MAROC
Fax : 00 212 23 34 21 87. E-mail : mdmoncef@yahoo.fr*

Résumé : Des analyses ont été menées, de novembre 98 à novembre 99, pour estimer les quantités de cadmium (Cd) accumulées par les macrophytes de la région côtière d'El Jadida (Maroc Atlantique), en vue de connaître le niveau de leur contamination par ce métal (toxique au delà d'un certain seuil). A cet effet, trois stations, différentes par leur emplacement et par le fait qu'elles reçoivent ou non des rejets, ont été choisies dans la zone de balancement des marées. L'analyse du Cd, par spectrophotométrie d'absorption atomique (four en graphite), a révélé des différences de concentrations d'une part d'une station à une autre pour un même macrophyte, et d'autre part au sein d'une même station, d'un macrophyte à un autre ou d'un groupe de macrophytes à un autre. Les Chromobiontes ont montré les teneurs moyennes les plus importantes durant le cycle étudié, variant de 0,54 mg Kg⁻¹ Poids Sec (PS) chez *Cystoseira humilis*, à 0,86 mg Kg⁻¹PS chez *Fucus spiralis*. Chez les Rhodobiontes, nous avons enregistré les taux moyens les plus faibles, allant de 0,21 mg Kg⁻¹PS chez *Hypnea musiformis* à 0,37 mg Kg⁻¹PS chez *Gelidium microdon*. Quant aux Chlorophyceae, elles ont montré des valeurs intermédiaires, oscillant entre de 0,31 mg Kg⁻¹PS chez *Enteromorpha intestinalis* et 0,61 mg Kg⁻¹PS chez *Ulva rigida*. Les espèces communes à deux stations présentent les concentrations les plus importantes en Cd accumulé par comparaison aux espèces de la station témoin. Au cours de cette étude, les teneurs en Cd accumulé par les macrophytes étaient élevées en fin de printemps et en été et faibles en fin d'automne et en hiver.

Abstract: *Study of cadmium bioaccumulation by some coastal macrophytes of El Jadida (Atlantic Morocco)*

Analyses were carried out, from November 98 to November 99, in order to assess the quantities of cadmium (Cd) accumulated by the macrophytes in the coastal region of El Jadida (Atlantic Morocco), and to know their level of contamination by this heavy metal (toxic beyond a certain level). For this purpose three stations, different by their position and by the fact that they receive or not a dismissal, were chosen in the intertidal zone. The detection of Cd, by atomic absorption spectrophotometry, revealed differences of concentrations from one station to another for the same macrophytes, but also within the same station, from one macrophyte to another one or from a group of macrophytes to another one. The Chromobiontes showed the highest important mean concentrations : between 0.54 mg Kg⁻¹ dry weight (DW) for *Cystoseira humilis* and 0.86 mg Kg⁻¹DW in *Fucus spiralis*. On the other hand, the Rhodobiontes recorded the lowest means ranging from 0.21 mg Kg⁻¹DW in *Hypnea musiformis* to 0.37 mg Kg⁻¹DW in *Gelidium microdon*. Intermediate values were found in Chlorophyceae, ranging from 0.31 mg Kg⁻¹DW in *Enteromorpha intestinalis* to 0.61 mg Kg⁻¹DW in *Ulva rigida*. Species which are common to two stations showed the highest concentration in cadmium, compared to those collected at the control station. During our studied period, the rates of accumulated Cd by macrophytes were high during late spring and summer and low during late fall and winter.

Keywords: Macrophytes, bioaccumulation, cadmium, Atlantic Morocco, El Jadida

Introduction

Le Maroc, de par sa situation géographique privilégiée (plus de 3500 km de côtes), de conditions hydrologiques favorables en raison de l'existence d'upwellings (Belvèze, 1983), d'un ensoleillement s'étendant sur presque toute l'année, de côtes rocheuses diversifiées et encore peu dégradées, se caractérise par une richesse algale considérable dont l'intérêt écologique et économique est important (Feldmann, 1955). En effet, d'une part les macrophytes jouent un rôle primordial dans l'équilibre des écosystèmes, et d'autre part, leur exploitation contribue au développement économique du pays (Kinani, 1988). Bien que des macrophytes soient récoltés à Dakhla (sud du Maroc), la principale zone d'exploitation est la région d'El Jadida qui assure, à elle seule, 80 % de la production nationale d'agar-agar par an (Kinani, 1988).

Sur le plan scientifique, l'essentiel des études algologiques réalisées au Maroc a été surtout d'ordre floristique. Quant aux études écologiques sur la végétation marine, elles sont relativement rares avec notamment les travaux de Mazancourt (1960), ElKaim (1972) et Berday (1989).

La région d'El Jadida se trouve dans l'axe côtier industriel Kénitra-Safi, où 70 % des entreprises sont groupées. De ce fait, elle devrait être fortement polluée, conséquence inévitable du progrès qu'ont connu la zone industrielle, le domaine agricole et les activités anthropiques quotidiennes, liées à la croissance démographique. Les rejets sont acheminés vers la mer, sans aucun traitement préalable, et entraînent des changements du milieu naturel qui affectent négativement la vie des organismes marins qui y vivent. La biodiversité littorale se trouve ainsi de plus en plus menacée par ces rejets polluants (Cossa & Lassus, 1989).

La pollution par les métaux provient des rejets non traités. De ce fait, les macrophytes marins se trouvent exposés aux contaminations métalliques.

Le cadmium est l'un des métaux lourds qui est sans fonction biologique directe (Oswaldo et al., 1996), mais il peut remplacer le zinc par exemple chez les diatomées (Price & Morel, 1990) dans le cas où ce dernier se trouve à de faibles concentrations ou quand il est absent dans le milieu. Les concentrations sont normalement faibles en mer, de l'ordre 10 ng l⁻¹, (Bruland & Franks, 1983). Plusieurs sources anthropiques, comme les produits du raffinage du zinc, la production de l'acier, du fer, l'utilisation de fertilisants et de pesticides, sont à l'origine de quantités élevées de cadmium dans l'eau de mer. Ce métal est connu pour son effet toxique remarquable sur les macrophytes. Par sa grande affinité pour les groupes thiols (-SH), le cadmium peut inactiver plusieurs types d'enzymes, ce qui se traduit par une inhibition de la photosynthèse, du quotient respiratoire, de la croissance et de beaucoup d'autres processus (Gipps & Collier, 1982). Le cadmium peut aussi causer des altérations

morphologiques (Soyer & Prévot, 1981), des irrégularités de la sporulation, des altérations des mitochondries et des tissus (Lue-Kim et al., 1980) et des méfaits écologiques comme la rareté spécifique des macrophytes dans le biotope (Babich & Stotzky, 1985). En effet, les métaux lourds peuvent être assimilés et accumulés par ces végétaux, ils peuvent alors être transférés à des niveaux trophiques supérieurs (Berland & Lassus, 1997).

Dans ce travail, nous nous sommes intéressés à l'étude de l'impact de différents types de pollution sur les macrophytes, et tout particulièrement à la pollution métallique par le cadmium, en raison de sa toxicité directe pour ces végétaux qui constituent le premier maillon de la chaîne alimentaire. L'objectif final est de savoir si, oui ou non, dans le site étudié, les teneurs en Cd sont sans danger pour les macrophytes et par conséquent pour la faune marine (et pour l'Homme). Différentes études ont montré que le Cd est bioconcentré mais n'est pas biomagnifié le long de la chaîne trophique (Miramand et al., 1998). Selon Phillips (1980), la concentration des métaux lourds dans les macrophytes est un indicateur de contamination de l'environnement. Dans le même contexte, Borchardt (1983) a montré que le taux d'absorption du Cd par la moule *Mytilus edulis* est directement liée à sa concentration dans le milieu.

Matériel et méthodes

Site d'étude

La région d'El Jadida, située sur le littoral centre atlantique marocain, présente une façade maritime importante s'étendant sur plus de 40 km. Elle est délimitée au nord-est par la ville d'Azemmour et au sud-ouest par la lagune d'Oualidia (Fig. 1). Cette zone, longée par le courant des Canaries orienté Nord-Est/Sud-Ouest, est sujette à d'intenses upwellings qui sont à l'origine de conditions hydrologiques particulières. La marée, de type semi-diurne (Furnestin, 1957), a une onde d'amplitude peu variable : 2,10 m en mortes-eaux à 3,40 m en vives-eaux. La côte d'El Jadida, comme le reste du littoral marocain, est une succession de plages sableuses, de grands platiers de grès calcaires quaternaires et de falaises. Parmi ces biotopes, nous avons opté pour les platiers rocheux de la zone intertidale, substrats particulièrement favorables aux macrophytes intertidales. Ces sites sont semi-exposés en raison de leur topographie (longueur importante et pente faible) et de leur exposition à une houle fréquente (Guilcher & Joly, 1954).

Notre choix a porté sur trois stations le long de la côte (Fig. 1) :

Station 2 (SII) : Située à 7 km au nord-est du port Jorf Lasfar, en face de l'agglomération de Moulay Abdellah. Elle est considérée comme une station de référence, dans la mesure où elle ne reçoit pratiquement pas de rejet. Il s'agit

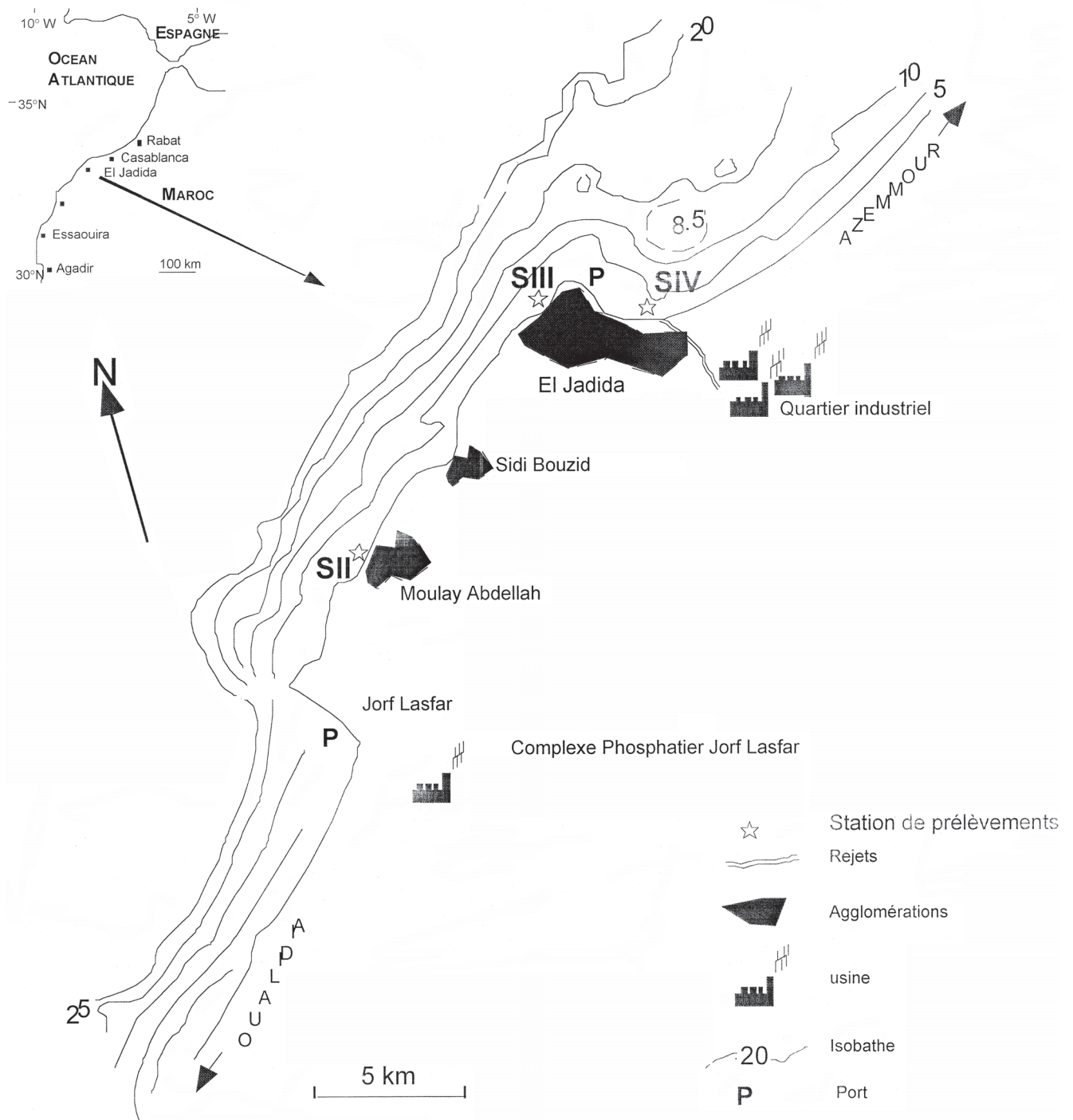


Figure 1. Situation géographique des trois stations étudiées (SII, SIII et SIV).

Figure 1. Geographical situation of the three studied stations (SII, SIII and SIV).

d'un platier sub-horizontale, peu élevé par rapport au niveau moyen des basses mers (0,50 à 1 m), à cuvettes peu profondes et s'étendant sur une largeur de 300 à 350 m. Ce platier présente, sur les surplombs de son bord supérieur, une ceinture discontinue de *Lichina pygmaea*.

Station 3 (SIII) : Située très près de la ville d'El Jadida, au niveau du collecteur de la ville haute qui reçoit les eaux usées domestiques, celles de l'abattoir et de l'hôpital Mohamed V. Dans cette station, la ceinture rocheuse (très accidentée) est constituée de blocs rocheux dont la hauteur

varie de 1 à 3 m au dessus du niveau moyen de la mer. Ces rochers forment dans leur partie supérieure une falaise sub-verticale qui n'est jamais immergée. Cette topographie fait que les macrophytes de cette station sont exposés à des conditions d'exondation plus longues que dans les deux autres stations.

Station 4 (SIV) : Située à 1,70 km au nord du port de pêche d'El Jadida, elle reçoit le collecteur de la zone industrielle. C'est un platier rocheux sub-horizontale de 100 à 150 m de large et de 0,50 à 0,70 m de hauteur au dessus du niveau moyen des basses mers. Une plage de sable bordant la partie supérieure du platier est suivie par des surplombs au pied desquels se trouvent des cuvettes larges et ayant jusqu'à 1 m de profondeur; vers la mer, le platier présente des

flaques d'eau permanentes, ensablées et peu profondes et débouche directement sur une aire sableuse constamment immergée, représentant une zone moyennement battue.

Méthodologie

Dans le but de suivre l'évolution des concentrations de cadmium dans les macrophytes, notre étude a été faite de novembre 1998 à novembre 1999. Les macrophytes étudiés présentent la particularité d'être présents toute l'année, disponibles en quantités suffisantes pour des prélèvements mensuels et appartiennent aux trois classes : Chlorobiontes, Chromobiontes et Rhodobiontes, réparties dans les trois stations selon la zonation et le pourcentage de recouvrement (entre parenthèses) indiqués dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Zonation et recouvrement des macrophytes dans les trois stations SII, SIII et SIV.

Table 1: Zonation and covering of macrophytes in the three stations SII, SIII et SIV.

ZONATION	Espèces de SII	Espèces de SIII	Espèces de SIV
Zone eulittorale	supérieure { <i>Ulva lactuca</i> Linnaeus, 1753 (>75%) <i>Enteromorpha muscoides</i> (Clemente & Rubio) Cremades, 1990 (<25%) <i>Enteromorpha intestinalis</i> (Linnaeus) Nees, 1820 (20%) <i>Fucus spiralis</i> Linnaeus, 1753 (<50%) <i>Caulacanthus ustulatus</i> (Mertens) Kützinger, 1843 (<75%)		<i>Enteromorpha intestinalis</i> (<1%)
	moyenne { <i>Gelidium microdon</i> Kützinger (<50%) <i>Gelidium spinosum</i> (Gmelin) Silva (>35%) <i>Ulva rigida</i> Agardh, 1823 (>75%) <i>Chondracanthus teedei</i> (Mertens) Kützinger, 1843 (>20%) <i>Osmundea pinnatifida</i> (Hudson) Stackhouse, 1809 (<30%) <i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Frederiq, 1993 (60%) <i>Hypnea musiformis</i> (Wulfen) Lamouroux, 1813 (<50%) <i>Gigartina pistillata</i> (Gmelin) Stackhouse, 1809 (<50%)	<i>Ulva rigida</i> (<1%) <i>Caulacanthus ustulatus</i> (>74%) <i>Gelidium microdon</i> (>24%)	<i>Caulacanthus ustulatus</i> (<50%) <i>Ulva rigida</i> (<50%) <i>Chondracanthus teedei</i> (<1%) <i>Chondracanthus acicularis</i> (<50%)
	inférieure { <i>Bifurcaria bifurcata</i> Ross, 1958 (<25%) <i>Corallina officinalis</i> Linné, 1758 (<50%)		<i>Corallina officinalis</i> (<25%) <i>Osmundea pinnatifida</i> (<50%) <i>Grateloupia filicina</i> (J.V.Lamouroux) Agardh, 1822 (<25%) <i>Boergeseniella fruticulosa</i> (Wulfen) Kylin, 1956 (<1%) <i>Boergeseniella thuyoides</i> (Harvey) Kylin, 1956 (<1%)
Zone sublittorale	{ <i>Cystoseira humilis</i> Schousboe, 1860 (<50%) <i>Cystoseira tamariscifolia</i> (Hudson) Papenfuss, 1950 (<75%)		

Les macrophytes sont prélevés mensuellement, de manière aléatoire dans un même endroit. Les échantillons sont débarrassés de leurs épiphytes et des débris adhérent à leurs thalles. Ils sont rincés d'abord sur place à l'eau de mer, ensuite, au laboratoire, à l'eau douce courante puis à l'eau bidistillée. Ils sont ensuite séchés à l'étuve (trois échantillons pour chaque espèce : $n = 3$ réplicats) à 70°C pendant 48 h, puis broyés en poudre fine à l'aide d'un moulineur.

La digestion de 0,50 g de chaque échantillon est effectuée par une addition de 4 ml d'acide nitrique pur (Merck) dans des flacons en teflon (Lignée PFA, hermétiquement fermés), pendant une nuit entière. Le lendemain, cette digestion est activée en plaçant les flacons dans une couche de sable à une température de 120°C pendant 4 h. Les minéralisats ainsi obtenus sont filtrés, dilués à l'eau bidistillée, puis stockés dans des tubes en polyéthylène jusqu'au moment des analyses par spectrophotométrie d'absorption atomique (model AA 20, avec four en graphite GTA 96) ; le modificateur de matrice utilisé pour éliminer les perturbations et les absorptions non spécifiques est une solution de nitrite de Palladium ($\text{PdNO}_3\text{-MgNO}_3$: 4/1 ; v/v). La validité de la méthode a été testée par contrôle interne à l'aide d'échantillons standards (Conseil national de recherche du Canada : DORM-2 pour le milieu biologique). La valeur certifiée pour ce matériel est $0,043 \text{ mg Kg}^{-1} \pm 0,008$ et celle trouvée est de $0,037 \text{ mg Kg}^{-1} \pm 0,007$ (moyenne de cinq réplicats : $n = 5$). Le contrôle externe est effectué à l'aide d'extraits d'intercalibration (Böhm, 1999).

Les résultats sont exprimés en mg Kg^{-1} de poids sec PS. Les concentrations en cadmium sont exprimées par leur moyenne suivie de leur écart-type. Afin de comparer les concentrations en Cd des différentes espèces, dans le temps et dans l'espace, nous avons utilisé l'analyse de la variation (ANOVA) suivie du test de Fisher (Test F), qui vérifie l'hypothèse nulle : H_0 , pour voir s'il y a égalité ou non des moyennes. Ceci dans le but de montrer si la station, la date d'échantillonnage ou l'espèce ont un effet significatif ou non sur l'accumulation du cadmium par les différents macrophytes. Le test Newman-Kewels, basé sur la notion de la plus petite amplitude significative (PPAS) entre les moyennes générales calculées par ce test pour chaque espèce, pour chaque mois et pour chaque station, le long du cycle étudié, a été adopté pour déterminer l'existence ou non de groupes homogènes. Concernant l'ANOVA, seuls les résultats de la probabilité « p » (significativité) et de la valeur mesurée du test de Fisher : « F_m » seront indiquées. Les divers traitements statistiques ont été effectués à l'aide du programme "STATITCF".

Résultats

L'évolution des concentrations en cadmium accumulé par chaque espèce (Tableaux 2, à 6) permet de constater des

variations, à la fois d'une espèce à l'autre au sein d'une même station (espèces propres) et pour une même espèce d'une station à l'autre (espèces communes). Les variations temporelles indiquent que les concentrations maximales sont atteintes entre les mois d'avril et de juillet.

Espèces propres à la station SII

Dans cette station les trois classes des macrophytes sont représentées ; Chromobiontes (*Bifurcaria bifurcata* ; *Fucus spiralis* ; *Cystoseira tamariscifolia* et *Cystoseira humilis*), Rhodobiontes (*Gigartina pistillata* ; *Hypnea musiformis* et *Gelidium spinosum*), et Chlorobiontes (*Ulva lactuca* et *Enteromorpha muscoides*).

Les concentrations en Cd les plus élevées (Fig. 2) sont enregistrées chez les Chromobiontes, *Fucus spiralis* présente un maximum de $1,35 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$ en mai et un minimum de $0,44 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$ en décembre. Les Rhodobiontes présentent les valeurs les plus faibles, les teneurs de *Hypnea musiformis* varient de $0,15 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$ en janvier à $0,28 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$ en mai. Les Chlorobiontes présentent des concentrations intermédiaires, chez *Ulva lactuca* on observe un maximum de $0,85 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$ en mai et un minimum de $0,24 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$ en décembre (Tableau 2).

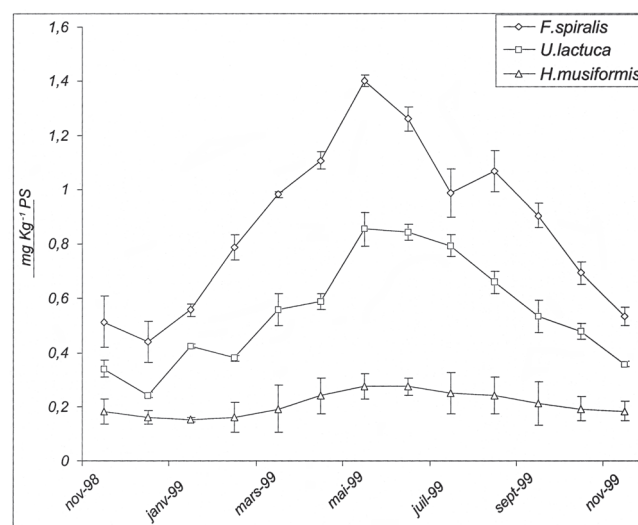


Figure 2. Comparaison de la bioaccumulation du cadmium par une Pheophyceae (*Fucus spiralis*), une Chlorophyceae (*Ulva lactuca*) et une Rhodophyceae (*Hypnea musiformis*).

Figure 2. Comparison of the cadmium bioaccumulation in a Pheophyceae (*Fucus spiralis*), a Chlorophyceae (*Ulva lactuca*) and a Rhodophyceae (*Hypnea musiformis*).

L'analyse de la variance, sur l'ensemble des espèces propres à SII, à deux facteurs (espèce et temps), basée sur l'égalité des moyennes (Hypothèse nulle H_0), montre un effet très significatif de la date d'échantillonnage ($p = 0,0996$ et $F_m = 426$), et de l'espèce ($p = 0,0993$ et $F_m = 1240$) sur l'accumulation du Cd par les macrophytes.

Tableau 2. Moyennes mensuelles des concentrations en cadmium accumulées par les espèces propres à la station SII.
Table 2. Mean monthly values of concentrations in cadmium in the species of station SII.

ESPECES PROPRES A SII	Nov. 98	Déc.	Jan. 99	Fév.	Mar.	Avr.	Mai.	Jun.	Jui.	Août	Sep.	Oct.	Nov. 99
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	0,63 ± 0,04	0,56 ± 0,01	0,54 ± 0,03	0,69 ± 0,02	0,91 ± 0,07	1,04 ± 0,10	1,31 ± 0,03	1,23 ± 0,03	1,11 ± 0,03	0,90 ± 0,03	0,82 ± 0,03	0,76 ± 0,02	0,3 ± 0,7
<i>Cystoseira humilis</i>	0,32 ± 0,07	0,26 ± 0,01	0,32 ± 0,05	0,32 ± 0,09	0,39 ± 0,01	0,83 ± 0,06	0,89 ± 0,03	0,84 ± 0,02	0,80 ± 0,05	0,64 ± 0,07	0,57 ± 0,01	0,50 ± 0,04	0,36 ± 0,09
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	0,34 ± 0,03	0,31 ± 0,03	0,27 ± 0,05	0,29 ± 0,02	0,62 ± 0,05	0,73 ± 0,01	0,87 ± 0,07	0,83 ± 0,01	0,79 ± 0,08	0,71 ± 0,07	0,61 ± 0,04	0,42 ± 0,07	0,33 ± 0,02
<i>Enteromorpha muscoides</i>	0,32 ± 0,02	0,22 ± 0,03	0,25 ± 0,02	0,31 ± 0,05	0,37 ± 0,02	0,53 ± 0,07	0,69 ± 0,07	0,67 ± 0,07	0,61 ± 0,05	0,52 ± 0,01	0,38 ± 0,02	0,32 ± 0,01	0,31 ± 0,06
<i>Fucus spiralis</i>	0,51 ± 0,09	0,44 ± 0,07	0,56 ± 0,02	0,79 ± 0,05	0,98 ± 0,01	1,36 ± 0,03	1,29 ± 0,02	1,26 ± 0,05	0,99 ± 0,08	1,07 ± 0,07	0,91 ± 0,05	0,69 ± 0,04	0,53 ± 0,03
<i>Gelidium spinosum</i>	0,24 ± 0,05	0,22 ± 0,02	0,19 ± 0,07	0,19 ± 0,03	0,23 ± 0,01	0,28 ± 0,06	0,38 ± 0,05	0,39 ± 0,04	0,37 ± 0,06	0,36 ± 0,04	0,28 ± 0,06	0,26 ± 0,07	0,25 ± 0,04
<i>Gigartina pistillata</i>	0,21 ± 0,06	0,16 ± 0,04	0,15 ± 0,07	0,17 ± 0,05	0,22 ± 0,04	0,29 ± 0,03	0,38 ± 0,01	0,37 ± 0,02	0,34 ± 0,03	0,30 ± 0,01	0,27 ± 0,03	0,234 ± 0,02	0,21 ± 0,05
<i>Ulva lactuca</i>	0,34 ± 0,03	0,24 ± 0,01	0,42 ± 0,01	0,38 ± 0,01	0,56 ± 0,06	0,59 ± 0,03	0,85 ± 0,06	0,84 ± 0,03	0,79 ± 0,04	0,66 ± 0,04	0,53 ± 0,06	0,48 ± 0,03	0,36 ± 0,01
<i>Hypnea musiformis</i>	0,18 ± 0,04	0,16 ± 0,02	0,15 ± 0,06	0,16 ± 0,05	0,19 ± 0,08	0,24 ± 0,06	0,28 ± 0,04	0,26 ± 0,31	0,25 ± 0,09	0,24 ± 0,06	0,21 ± 0,07	0,19 ± 0,04	0,18 ± 0,03

Pour le facteur « temps », les moyennes générales des concentrations en Cd, données par le test de Newman-Kewls (N & K), sont élevées durant les mois de mai, juin et juillet, avec un maximum de 0,78 mg Kg⁻¹PS en mai et faibles de novembre à janvier, avec un minimum de 0,28 mg Kg⁻¹PS en décembre (Fig. 2).

Pour le facteur « espèce », ce test confirme les courbes de la figure 2. En effet, les Chromobiontes présentent les moyennes générales les plus élevées, avec un maximum de 0,86 mg Kg⁻¹PS pour *Fucus spiralis*, alors que chez les Rhodobiontes, *Hypnea musiformis* présente la moyenne la plus faible (0,21 mg Kg⁻¹PS). Les Chlorobiontes ont montré une moyenne intermédiaire (0,53 mg Kg⁻¹PS).

Espèces propres à la station SIV

Ces espèces sont toutes des Rhodobiontes, représentées par *Boergeseniella fruticulosa*; *Grateloupia filicina* et *Boergeseniella thuyoides*.

Boergeseniella thuyoides présente les plus grandes concentrations en Cd, avec un maximum de 0,45 mg Kg⁻¹PS en juillet et un minimum de 0,21 mg Kg⁻¹PS en février. Inversement, c'est *Grateloupia filicina* qui a les valeurs les plus faibles, avec un maximum de 0,32 mg Kg⁻¹PS en juin, et un minimum de 0,17 mg Kg⁻¹PS en janvier et en février (Tableau 3).

L'analyse de la variance à deux facteurs (temps et espèce) montre que l'effet de la date d'échantillonnage (p =

Tableau 3. Moyennes mensuelles des concentrations en cadmium accumulées par les espèces propres à la station SIV.
Table 3. Mean monthly values of concentrations in cadmium in the species of station SIV.

ESPECES PROPRES A SIV	Nov. 98	Déc.	Jan. 99	Fév.	Mar.	Avr.	Mai.	Jun.	Jui.	Août	Sep.	Oct.	Nov. 99
<i>Boergeseniella fruticulosa</i>	0,23 ± 0,05	0,16 ± 0,01	0,15 ± 0,02	0,34 ± 0,01	0,27 ± 0,04	0,34 ± 0,01	0,38 ± 0,05	0,37 ± 0,03	0,35 ± 0,01	0,31 ± 0,01	0,26 ± 0,04	0,25 ± 0,02	0,22 ± 0,06
<i>Boergeseniella thuyoides</i>	0,28 ± 0,04	0,23 ± 0,02	0,24 ± 0,01	0,21 ± 0,03	0,25 ± 0,04	0,33 ± 0,06	0,42 ± 0,01	0,44 ± 0,07	0,45 ± 0,06	0,43 ± 0,05	0,37 ± 0,03	0,34 ± 0,01	0,30 ± 0,01
<i>Grateloupia filicina</i>	0,21 ± 0,04	0,19 ± 0,02	0,17 ± 0,03	0,17 ± 0,06	0,19 ± 0,02	0,23 ± 0,05	0,31 ± 0,06	0,32 ± 0,07	0,31 ± 0,04	0,31 ± 0,06	0,28 ± 0,01	0,25 ± 0,02	0,21 ± 0,03

0.099 et $F_m = 45$) et celui de l'espèce ($p = 0.0995$ et $F_m = 80.15$) sont très significatifs sur le taux d'accumulation du Cd par les macrophytes.

Le test de N & K permet de voir que les moyennes générales des concentrations du Cd accumulé par les macrophytes, sont maximales à la fin du printemps et en été (de mai à juillet) avec un pic de $0,38 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$ en juin. Elles sont faibles en fin d'automne et en hiver (de novembre à février) avec un minimum de $0,18 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$ en février.

Pour le deuxième facteur (espèce), ce même test montre que c'est *Boergeseniella thuyoides* qui affiche la moyenne générale la plus élevée ($0,33 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$) et que *Grateloupia filicina* présente la moyenne générale la plus faible ($0,24 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$).

Espèces communes aux stations SII et SIV

Les espèces communes à ces deux stations sont toutes des Rhodobiontes (*Chondracanthus acicularis*, *Chondracanthus teedei*, *Osmundea pinnatifida* et *Corallina officinalis*). Parmi ces espèces, c'est *Chondracanthus acicularis* (SIV) qui présente les teneurs les plus élevées en Cd avec un maximum de $0,48 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$ en mai, et un minimum de $0,30 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$ février. Quant aux valeurs les plus faibles, elles sont observées chez *Chondracanthus teedei*

(SII) avec un maximum de $0,31 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$ de mai à juin et un minimum de $0,11 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$, en janvier. Les résultats indiquent que pour toutes les espèces, les valeurs élevées sont obtenues en SIV (Tableau 4).

L'analyse de la variance à trois facteurs (temps, station et espèce) montre que de la date des prélèvements ($p = 0.099$ et $F = 77.96$), la station ($p = 0.0991$ et $F_m = 142.43$) et l'espèce ($p = 0.0997$ et $F_m = 325.92$), ont tous les trois un effet très significatif sur l'accumulation du Cd par les macrophytes.

Le test de N & K indique une variation en fonction des saisons bien marquée pour la composante temps : de fortes concentrations en Cd accumulé par les macrophytes sont obtenues en fin du printemps et en été (de mai à juillet) où la concentration moyenne maximale ($0,39 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$) est enregistrée en juin. En fin d'automne et en hiver, ces valeurs sont faibles, avec un minimum de $0,22 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$ en janvier.

Pour le deuxième facteur (station), l'étude des moyennes générales des concentrations (test de N & K) montre que les moyennes les plus élevées ($0,32 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$) sont obtenues en Station IV (toutes espèces confondues), tandis que dans la station SII, les moyennes ne dépassent pas $0,28 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$.

Tableau 4. Moyennes mensuelles des concentrations en cadmium chez les espèces communes aux stations SII et SIV.

Table 4. Mean monthly values of concentrations in cadmium in the species common to stations SII and SIV.

ESPECES & STATIONS	Nov.98	Déc.	Jan.99	Fév.	Mar.	Avr.	Mai.	Jun.	Jui.	Août	Sep.	Oct.	Nov.99
<i>Chondracanthus acicularis</i> (SII)	0,34 ± 0,05	0,31 ± 0,02	0,25 ± 0,06	0,27 ± 0,07	0,28 ± 0,02	0,33 ± 0,03	0,45 ± 0,01	0,44 ± 0,01	0,43 ± 0,04	0,42 ± 0,05	0,39 ± 0,03	0,35 ± 0,04	0,34 ± 0,02
<i>Chondracanthus acicularis</i> (SIV)	0,41 ± 0,04	0,36 ± 0,06	0,31 ± 0,05	0,30 ± 0,05	0,34 ± 0,04	0,38 ± 0,03	0,48 ± 0,01	0,45 ± 0,01	0,45 ± 0,02	0,43 ± 0,02	0,41 ± 0,04	0,40 ± 0,01	0,39 ± 0,02
<i>Chondracanthus teedei</i> (SII)	0,19 ± 0,03	0,13 ± 0,01	0,11 ± 0,02	0,12 ± 0,04	0,17 ± 0,01	0,24 ± 0,05	0,31 ± 0,04	0,31 ± 0,03	0,30 ± 0,06	0,27 ± 0,04	0,24 ± 0,08	0,22 ± 0,06	0,19 ± 0,02
<i>Chondracanthus teedei</i> (SIV)	0,21 ± 0,02	0,18 ± 0,03	0,16 ± 0,04	0,17 ± 0,07	0,21 ± 0,02	0,28 ± 0,02	0,35 ± 0,03	0,34 ± 0,01	0,33 ± 0,08	0,31 ± 0,06	0,26 ± 0,05	0,23 ± 0,03	0,21 ± 0,01
<i>Corallina officinalis</i> (SII)	0,31 ± 0,02	0,29 ± 0,03	0,25 ± 0,03	0,28 ± 0,02	0,33 ± 0,07	0,37 ± 0,04	0,44 ± 0,09	0,44 ± 0,03	0,42 ± 0,07	0,41 ± 0,08	0,38 ± 0,03	0,35 ± 0,02	0,31 ± 0,01
<i>Corallina officinalis</i> (SIV)	0,35 ± 0,10	0,32 ± 0,02	0,28 ± 0,04	0,29 ± 0,02	0,36 ± 0,06	0,39 ± 0,02	0,48 ± 0,03	0,47 ± 0,03	0,44 ± 0,02	0,44 ± 0,01	0,41 ± 0,02	0,37 ± 0,05	0,34 ± 0,08
<i>Enteromorpha intestinalis</i> (SII)	0,28 ± 0,03	0,03 ± 0,02	0,24 ± 0,05	0,37 ± 0,01	0,51 ± 0,05	0,44 ± 0,08	0,51 ± 0,02	0,50 ± 0,05	0,48 ± 0,03	0,39 ± 0,03	0,33 ± 0,07	0,31 ± 0,05	0,28 ± 0,07
<i>Enteromorpha intestinalis</i> (SIV)	0,35 ± 0,02	0,29 ± 0,06	0,32 ± 0,01	0,37 ± 0,03	0,43 ± 0,08	0,49 ± 0,05	0,57 ± 0,08	0,55 ± 0,05	0,52 ± 0,07	0,46 ± 0,05	0,40 ± 0,02	0,35 ± 0,04	0,31 ± 0,01
<i>Osmundea pinnatifida</i> (SII)	0,20 ± 0,03	0,17 ± 0,01	0,16 ± 0,01	0,21 ± 0,03	0,22 ± 0,05	0,27 ± 0,02	0,36 ± 0,01	0,36 ± 0,04	0,35 ± 0,06	0,33 ± 0,05	0,27 ± 0,03	0,24 ± 0,04	0,21 ± 0,07
<i>Osmundea pinnatifida</i> (SIV)	0,23 ± 0,02	0,21 ± 0,06	0,19 ± 0,04	0,21 ± 0,01	0,27 ± 0,04	0,31 ± 0,07	0,38 ± 0,33	0,37 ± 0,04	0,37 ± 0,01	0,35 ± 0,06	0,31 ± 0,03	0,27 ± 0,07	0,23 ± 0,04

Quant au facteur « espèce », les résultats du test de N & K confirment à nouveau que *Chondracanthus acicularis* (toutes stations confondues) présente la teneur moyenne générale en Cd la plus importante (0,37 mg Kg⁻¹PS) alors que *Chondracanthus teedei* présente les valeurs les plus faibles, avec une moyenne de 0,23 mg Kg⁻¹PS.

Espèces communes aux stations SII SIII et SIV

Deux espèces sont communes à ces trois stations ; une Rhodobionte (*Caulacanthus ustulatus*) et une Chlorobionte (*Ulva rigida*).

La figure 3 montre qu'*Ulva rigida*, présente des concentrations en Cd plus élevées que celles de *Caulacanthus ustulatus*, dans toutes les stations. En effet, le maximum de concentration chez *Ulva rigida* varie selon la station de 0,85 mg Kg⁻¹PS en mai (SII), à 0,94 mg/Kg PS en avril (SIII), alors que le minimum est de 0,32 mg Kg⁻¹PS en décembre (SII) et de 0,42 mg Kg⁻¹PS en janvier (SIII). Quant à *Caulacanthus ustulatus*, elle présente des teneurs maximales allant de 0,40 mg Kg⁻¹PS en juin (SII) à 0,48 mg Kg⁻¹PS en mai (SIII) et des teneurs minimales variant de 0,21 mg Kg⁻¹PS en SII à 0,28 mg Kg⁻¹ PS en février, dans la station SIII (Tableau 5).

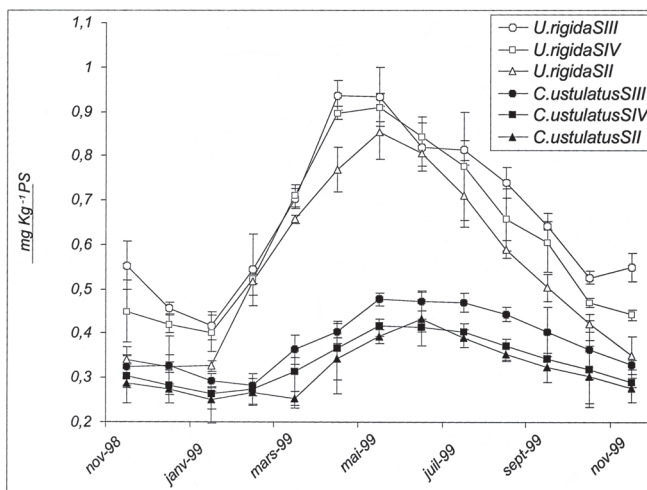


Figure 3. Variations spatio-temporelles de la bioaccumulation du cadmium chez les deux espèces communes aux trois stations étudiées.

Figure 3. Spatio-temporal variations of cadmium stored by the two species common to the three studied stations.

Globalement, et quelle que soit l'espèce considérée, les concentrations en Cd les plus élevées sont enregistrées au niveau de la station SIII et les plus faibles au niveau de la station SII, tandis que la station SIV présente des valeurs intermédiaires.

L'analyse de la variance à trois facteurs (temps, station et espèce) montre que le facteur espèce ($p = 0.0995$ et $F =$

3614.03) a un effet très significatif sur l'accumulation du Cd par les macrophytes. La période de prélèvement ($p = 0.0962$ et $F_m = 215.38$) et la station ($p = 0.0978$ et $F_m = 119.57$) ont également un effet significatif sur ce processus.

Pour le facteur date, les résultats du test de N & K indiquent que les moyennes élevées des concentrations en Cd sont obtenues à la fin du printemps et au début de l'été, avec un maximum de 0,67 mg Kg⁻¹PS, au mois de mai. Les faibles moyennes sont observées à la fin de l'automne - début de l'hiver, avec une valeur minimale de 0,32 mg Kg⁻¹PS, obtenue en janvier.

Pour le facteur station, l'étude des moyennes générales des teneurs en Cd indique que c'est au niveau de SIII que ces valeurs sont élevées (pour toutes les espèces), avec une moyenne de 0,52 mg Kg⁻¹PS, la valeur minimale étant de 0,44 mg Kg⁻¹PS, enregistrée dans la station SII (Fig. 3).

Le même test montre qu'*Ulva rigida* est l'espèce qui accumule le plus de Cd (pour toutes les stations), la valeur moyenne étant de 0,61 mg Kg⁻¹PS, alors que chez *Caulacanthus ustulatus* cette moyenne, de 0,35 mg Kg⁻¹PS, est nettement plus faible (Fig. 3).

Espèce commune aux stations SII et SIII

Gelidium microdon est une espèce que l'on ne trouve que dans les stations SII et SIII. Les concentrations les plus élevées chez cette Rhodobionte sont observées au niveau de SIII (Tableau 2), la valeur maximale enregistrée en mai étant de 0,52 mg Kg⁻¹PS, alors que la minimale obtenue en décembre est de 0,15 mg Kg⁻¹. Dans la station SII, les teneurs en Cd de *Gelidium microdon* varient de 0,48 mg Kg⁻¹PS au mois d'avril à 0,19 mg Kg⁻¹PS au mois de décembre.

L'effet de la date du prélèvement ($P = 0.0998$ et $F_m = 204.63$) et celui de la station ($P = 0.0990$ et $F_m = 70.57$) sont très significatifs sur l'accumulation du Cd par *Gelidium microdon*.

L'étude des moyennes générales (test de N & K) des concentrations en Cd, montre qu'elles sont élevées à la fin du printemps et durant l'été (de mai à août) avec un pic de 0,55 mg Kg⁻¹PS en mai alors qu'à la fin d'automne-début hiver, elles sont faibles, avec un minimum de 0,16 mg Kg⁻¹PS en décembre.

Pour le facteur « station », le même test indique que c'est au niveau de la station SIII que l'on observe la moyenne générale la plus élevée (0,39 mg Kg⁻¹PS). Quant à la station SII, elle présente une moyenne générale sensiblement plus faible (0,34 mg Kg⁻¹PS).

Discussion

D'un point de vue biologique, les métaux lourds peuvent être classés en deux grandes catégories : essentiels et non essentiels. Toutefois, les métaux essentiels sont susceptibles de devenir toxiques à des concentrations élevées (Cid et al.,

Tableau 5. Moyennes mensuelles des concentrations en cadmium chez les espèces communes aux trois stations étudiées.
Table 5. Mean monthly values of concentrations in cadmium in the species common to the three stations studied.

ESPECES & STATIONS	Nov.98	Déc.	Jan.99	Fév.	Mar.	Avr.	Mai.	Jun.	Jui.	Août	Sep.	Oct.	Nov.99
<i>Caulacanthus</i>	0,29 ±	0,27 ±	0,25 ±	0,21 ±	0,25 ±	0,34 ±	0,39 ±	0,41 ±	0,39 ±	0,35 ±	0,32 ±	0,31 ±	0,28 ±
<i>ustulatus (SII)</i>	0,05	0,01	0,02	0,03	0,02	0,08	0,02	0,06	0,02	0,02	0,03	0,07	0,03
<i>Caulacanthus</i>	0,32 ±	0,33 ±	0,29 ±	0,28 ±	0,36 ±	0,41 ±	0,48 ±	0,47 ±	0,47 ±	0,44 ±	0,41 ±	0,36 ±	0,34 ±
<i>ustulatus (SIII)</i>	0,05	0,07	0,02	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,06	0,07	0,01
<i>Caulacanthus</i>	0,31 ±	0,28 ±	0,26 ±	0,27 ±	0,31 ±	0,37 ±	0,42 ±	0,41 ±	0,41 ±	0,37 ±	0,34 ±	0,32 ±	0,29 ±
<i>ustulatus (SIV)</i>	0,02	0,04	0,07	0,03	0,08	0,07	0,02	0,01	0,02	0,03	0,05	0,08	0,01
<i>Ulva rigida (SII)</i>	0,34 ±	0,32 ±	0,33 ±	0,52 ±	0,66 ±	0,77 ±	0,85 ±	0,81 ±	0,71 ±	0,59 ±	0,51 ±	0,42 ±	0,35 ±
	0,01	0,01	0,01	0,03	0,01	0,05	0,06	0,03	0,07	0,02	0,03	0,02	0,04
<i>Ulva rigida (SIII)</i>	0,55 ±	0,46 ±	0,42 ±	0,54 ±	0,71 ±	0,94 ±	0,93 ±	0,82 ±	0,81 ±	0,74 ±	0,64 ±	0,53 ±	0,55 ±
	0,05	0,01	0,03	0,08	0,02	0,03	0,06	0,05	0,02	0,03	0,01	0,01	0,03
<i>Ulva rigida (SIV)</i>	0,45 ±	0,42 ±	0,40 ±	0,52 ±	0,71 ±	0,90 ±	0,91 ±	0,84 ±	0,78 ±	0,66 ±	0,61 ±	0,47 ±	0,44 ±
	0,07	0,02	0,04	0,01	0,02	0,01	0,03	0,04	0,01	0,07	0,06	0,01	0,01

1995). Les macrophytes sont capables de fixer les ions des métaux lourds. Ils peuvent accumuler de grandes quantités de ces métaux, le cadmium en l'occurrence, tout comme d'autres organismes tels que les champignons, les bactéries, les poissons, les mollusques, etc. (Sandau et al., 1996). La tolérance est l'un des plus importants mécanismes de leur survie ; plusieurs macrophytes réagissent à la cytotoxicité des métaux lourds en synthétisant des polypeptides (phytochélatines) ou des protéines (métallothionéines) chélateurs de métaux (Torres et al., 1997). Tropin (1996) a montré que les macrophytes peuvent, en plus de la voie protéique et peptidique, utiliser des polysaccharides pour immobiliser les métaux lourds. D'après ce même auteur, la nature du mécanisme utilisé par ces végétaux dans ce processus dépend de la taxonomie et de l'écologie de l'espèce, ainsi que du niveau de concentration des métaux dans l'environnement.

En effet, dans notre étude, un même macrophyte peut montrer des concentrations en Cd différentes d'une station à une autre : c'est le cas notamment des espèces communes telles que *Caulacanthus ustulatus*, *Corallina officinalis*, *Hypnea musiformis*, *Ulva rigida*, *Chondracanthus teedei*, *Gelidium microdon*, *Enteromorpha intestinalis*, *Chondracanthus acicularis* et *Osmundea pinnatifida*. Des différences de concentrations en Cd sont également observées d'une espèce à l'autre ou d'un groupe de macrophytes à un autre, au sein d'une même station, comme par exemple chez les espèces propres à la station SII, dont les Chromobiontes, qui ont montré une grande capacité d'accumulation du Cd, par comparaison avec les Chlorobiontes et les Rhodobiontes.

Les Chromobiontes se retrouvent exclusivement dans la station SII, qui ne reçoit aucun rejet. Les concentrations élevées en Cd, observées chez *Fucus spiralis* et chez *Bifurcaria bifurcata*, pourraient être simplement liées à l'abondance de

ce métal dans l'eau de mer. En effet, la circulation des eaux superficielles de la côte occidentale marocaine se rattache au courant des Canaries, orienté nord-est/sud-ouest. Ce courant transporte des eaux relativement froides pour la latitude. La combinaison de ce déplacement vers le sud, le long d'une façade océanique ouest, avec les effets de dérives des eaux superficielles par des vents alizés, entraîne des remontées d'eaux profondes et froides vers la surface. Ces upwellings sont responsables de la fertilité des eaux littorales marocaines (Belvèze, 1983). De même, selon Cossa et Lassus (1989), les upwellings qui font remonter en surface les eaux profondes riches en sels, y compris en Cd, pourraient expliquer cette richesse de l'eau de mer en Cd, en dehors de toute source de pollution. Chez *Mytilus eludis* des côtes de la région de Rabat (Maroc Atlantique), les valeurs du cadmium trouvées par El Hraiki et al. (1994) varient de 0,22 à 0,37 $\mu\text{g g}^{-1}\text{PS}$. Sur les côtes Mauritanienues, ces valeurs sont beaucoup plus élevées chez la même espèce, puisqu'elles varient de 0,15 à 11,4 $\mu\text{g g}^{-1}\text{PS}$ (Sidoumou et al., 1999), ce qui permet de dire que les eaux de la côte marocaine seraient moins riches en cadmium que celles de Mauritanie.

La tendance des Chromobiontes à accumuler excessivement du Cd pourrait être due au mécanisme de transfert du métal de l'eau de mer dans la paroi cellulaire et dans l'espace intercellulaire de ces végétaux (Munda & Hudnik, 1991). Kaimoussi et al. (1994) ont attribué cette aptitude au fait que les Chromobiontes contiennent des quantités importantes d'acide alginique (jusqu'à 18 % pour *Fucus spiralis*). Les teneurs du Cd chez *Fucus spiralis* sont comparables à celles trouvées chez la même espèce sur les côtes britanniques (Klumpp & Peterson, 1979). Cette aptitude du genre *Fucus* à accumuler le Cd a été clairement démontrée dans les travaux de Martin et al. (1997), qui ont cultivé une fucale dans

les eaux, riches en Cd, de l'estuaire de la Severn (Grande Bretagne) ; ces auteurs ont alors observé un appauvrissement spectaculaire des eaux en Cd.

Pour les espèces communes aux stations SII, SIII et SIV (*Caulacanthus ustulatus* et *Ulva rigida*), c'est la Chlorophyceae *U. rigida* qui présente les teneurs en Cd les plus importantes, comparée à *C. ustulatus* (toutes stations confondues) dont la fronde et le port en coussins permettent une bonne capacité de rétention d'eau pour résister efficacement à la dessiccation lors des basses mers. Les concentrations les plus élevées sont enregistrées au niveau de la station SIII. *U. rigida* est une espèce connue pour son aptitude à accumuler excessivement certains métaux lourds biodisponibles comme le Cd et de ce fait, elle est considérée comme étant un bioindicateur de la pollution métallique (Haritonidis & Malea, 1999).

D'après les caractéristiques des différentes stations, SIII et SIV reçoivent chacune un rejet d'eaux usées n'ayant subi aucun traitement au préalable. Pour SIII, il s'agit d'un rejet mixte (effluents domestiques, lessivage de métaux provenant des décharges d'ordures ménagères et des résidus solides, effluent émanant de l'hôpital de la ville), tandis que la station SIV reçoit l'émissaire de la zone industrielle. Par leur nature, ces deux rejets répondent aux caractéristiques des sources anthropiques du Cd dans le milieu aquatique, qui dans ce cas là, résulte de l'utilisation du métal dans le traitement des surfaces, des pigments, dans la matière plastique comme stabilisant, dans les accumulateurs, dans l'industrie chimique du caoutchouc et l'industrie chimique en général (Cossa & Lassus, 1989 ; Biney et al., 1994). Ces rejets pourraient être à l'origine du surplus de Cd chez les espèces vivant dans ces deux stations, surtout en SIII qui reçoit le rejet domestique (activité anthropique très importante). Les faibles concentrations en Cd de l'émissaire de la station SIV pourraient s'expliquer par une activité industrielle encore relativement peu importante. Les teneurs en Cd chez *U. rigida* sont, dans les deux stations, supérieures à celles trouvées chez la même espèce par Munda et Hudnik (1991). Ceci pourrait être dû à l'effet des upwellings qui sont importants dans la région, en plus de la contamination d'origine anthropique.

Les upwellings pourraient aussi expliquer l'importance des concentrations en Cd accumulées par *Gelidium microdon*, l'espèce commune aux stations SII et SIII, par rapport à celles trouvées chez *Gelidium sp.* en mer Adriatique (Munda & Hudnik, 1991). Nos résultats montrent que les teneurs en Cd accumulées par *G. microdon* sont élevées à la station SIII, comparées à celles de la station SII, qui est une station non polluée. *G. microdon* vit en mosaïque avec *Caulacanthus ustulatus* dont la fronde permet une bonne rétention d'eau pendant les périodes d'exondation, lui assurant ainsi un certain taux d'humidité la protégeant de la dessiccation.

Les espèces communes aux stations SII et SIV sont presque toutes des Rhodobiontes. Les espèces de SIV présentent des teneurs en Cd élevées par rapport à celles de SII. Mais en général dans notre étude, nous avons observé que les Rhodobiontes présentent des teneurs en Cd faibles par rapport à celles observées chez les Chlorobiontes et surtout les chez les Chromobiontes. Cette faible aptitude à accumuler le Cd dépendrait d'une part, des processus physiologique et biochimique de la bioconcentration, et d'autre part, de la position systématique des macrophytes. Selon Roméo (1985) et Malea et al. (1995), les différences de teneurs en Cd dépendent de la position taxonomique de l'espèce, de sa localisation et de la date d'échantillonnage. D'après les travaux de Cossas et Lassus (1989), la concentration en métal d'un organisme est le résultat du processus « absorption-stockage-excrétion ». Un modèle général consiste à concevoir la bioconcentration, après le transfert à travers la membrane, comme une suite de complexations du métal par des molécules d'affinité croissante pour celui-ci. La liaison la plus stable pour le Cd est constituée par des protéines appartenant au groupe des métallothionéines. Selon Biney et al. (1994), l'accumulation biologique est importante quand la phase d'excrétion est lente. De même, Malea et al. (1994), ont constaté que, parmi sept Rhodobiontes étudiées, une seule (*Pterosiphonia complanata*) a montré une bioaccumulation importante, ce qui pourrait être lié à une excrétion lente.

La Chlorophycée, *Enteromorpha intestinalis* (la seule Chlorobionte commune aux stations SII et SIV), est une algue cosmopolite, reconnue par son aptitude à survivre dans les eaux riches en métaux lourds (Müller & Schirmer, 1993 ; Leal et al., 1997) qui pourrait ainsi être considérée comme une espèce bioindicatrice de la pollution métallique. Les concentrations moyennes du Cd chez cette espèce, variant d'une station à l'autre, sont faibles par rapport à la gamme trouvée par Müller & Schirmer (1993), dans l'estuaire de la Weser.

La différence des teneurs en Cd, chez l'espèce en question par rapport à SII (station témoin) pourrait être due à un faible enrichissement en Cd par l'effluent émanant de la zone industrielle. L'absence de cette espèce dans la station SIII serait liée à la topographie du substrat (surélevé) donnant lieu à des périodes d'exondation prolongées, défavorables au développement de cette Chlorophyceae.

En plus des variations de concentrations relatives à l'espèce et à la station, on note des fluctuations saisonnières caractérisées par des concentrations en Cd élevées entre avril et juin, plus faibles de novembre à février. Martin et al. (1997) ont noté, dans l'estuaire de Severn, des concentrations en métaux lourds maximales de mars à avril et minimales de septembre à octobre. Lacerda et al. (1985) ont observé une variation saisonnière similaire dans l'accumulation des métaux lourds en général, et du Cd en particulier.

chez des macrophytes des côtes brésiliennes. Pour Leal et al. (1997) et Haritonidis & Malea (1999), les fortes accumulations métalliques sont liées à la vitesse de croissance des macrophytes et à leur métabolisme.

Conclusions

Cette étude de la bioaccumulation du cadmium par des macrophytes, dans les trois stations SII, SIII et SIV de la côte des environs d'El Jadida, montre que :

- les concentrations en cadmium varient d'un groupe de macrophytes à un autre. Elles sont élevées chez les Chromobiontes (jusqu'à $1,35 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$, chez *Fucus spiralis*), faibles chez les Rhodobiontes (avec un minimum de $0,15 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$, chez *Hypnea musiformis*) et intermédiaires chez les Chlorobiontes ;

- elles varient au sein d'un même groupe de macrophytes et chez la même espèce d'une station à une autre. Pour *Ulva rigida*, par exemple, les concentrations maximales varient de $0,85 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$ en SII à $0,94 \text{ mg Kg}^{-1}\text{PS}$ en SIII, ces variations étant en relation avec les caractéristiques de l'environnement.

En général et bien que les taux de Cd accumulé par les macrophytes étudiés soient parfois supérieurs à ceux enregistrés dans d'autres endroits du globe, ils restent faibles devant les valeurs rapportées pour le phytoplancton par Martin et Knauer (1973), de l'ordre de $0,4$ à $6,5 \mu\text{g g}^{-1}$ et pour le plancton en général par Miramand et al. (1998), dans l'Atlantique, de $0,4$ à $24 \mu\text{g g}^{-1}$. Cependant, les indices d'une pollution par les métaux lourds sont bien présents, ce qui nécessite des investigations et des mesures immédiates pour prévenir l'évolution de cette contamination en une réelle pollution dans la région.

Il semble indispensable de mettre en place un contrôle systématique et rigoureux des différents émissaires qui aboutissent à la mer, afin d'installer des stations d'épuration là où cela est nécessaire. De plus, un programme d'étude approfondi des échanges et des flux de Cadmium entre les différents compartiments du milieu (sédiment, eau, macrophytes), à proximité des rejets et progressivement plus loin (de part et d'autre et vers le large), s'avère nécessaire pour évaluer l'importance de l'impact des différents rejets contaminant ou polluant.

Remerciements

Nos vifs remerciements s'adressent à L'Institut National d'Hygiène de Rabat (Maroc), particulièrement aux Dr. L. Idrissi, A. Abidi, H. Hamri et H. Taleb, pour leur fructueuse collaboration en ce qui concerne les dosages du cadmium, ainsi que à M. A. Mhamdi, Professeur à l'Institut Agronomique et Vétérinaire de Rabat, pour sa contribution à ce travail dans le traitement statistique des données.

References

- Babich H. & Stotzky G. 1985.** Heavy metal toxicity to microbe-mediated ecologic processes: a review and potential application to regulatory policies. *Environmental Research*, **36** : 111-137.
- Belvèze H. 1983.** Influence des facteurs hydrodynamiques sur la disponibilité en sardine (*Sardina pilchardus* Walbaum) dans la pêche marocaine atlantique. *Travaux pour la documentation et pour le Développement de la Pêche maritime*, ISPM, Maroc., 38: 59 p +19 planches h.t.
- Berday N. 1989.** Contribution à l'étude écologique du phytobenthos de la zone littorale de la région d'El Jadida. Thèse 3^e cycle. Université Med. V, Fac. Sci., Rabat. Maroc. 170p.
- Berland B. & Lassus P. 1997.** Efflorescences toxiques des eaux côtières françaises : écologie, écophysiologie et toxicologie. *Repères-Océan Plouzané, France, IFREMER* **13**, 201 pp.
- Biney C., Amuzu A.T., Calamari D., Kaba N., Mbome I.L., Nave H., Ochmba O., Osibanjo O., Radeconde V. & Saad M.A.H. 1994.** Etude des métaux lourds. La pollution dans l'environnement aquatique africain. Document technique au SCPA, Maroc : 37-67.
- Böhm J. 1999.** Calibration of personal dosimeters for photon radiation with respect to the personal dose equivalent Hp(10). *IAEA-TECDOC-1126* : 85-112. (Vienna : IAEA).
- Borchardt T. 1983.** Influence of food quantity on the kinetic of cadmium uptake and loss via food and sea water in *Mytilus edulis*. *Marine Biology*, **76**: 67-76
- Cid A., Herrero C., Torres E. & Abalde J. 1995.** Copper toxicity on the marine micro-algae *Phaeodactylum tricornutum*: effects on photosynthesis and related parameters. *Aquatic Toxicology*, **31**: 165-174.
- Cossa D. & Lassus P. 1989.** Le cadmium en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie. Rapports Scientifiques et Techniques de l'IFREMER, **16**: 1-111.
- El Hraiki A., Alaoui M. & Buhler, D.R. 1994.** The use of mussels to determine the extent of trace metal contamination along Moroccan Atlantic coast. *Toxicological and Environmental Chemistry*, **41**: 31-37.
- ElKaim B. 1972.** Contribution à l'étude écologique d'un estuaire atlantique marocain, 1^{re} partie. *Bulletin de la société des Sciences Naturelles et Physiques*, Maroc, **52**: 331-339.
- Feldmann J. 1955.** La zonation des algues sur la côte atlantique du Maroc. *Bulletin de la société des Sciences Naturelles et Physiques*, Maroc, **35**: 9-17.
- Furnestin M.L. 1957.** Chaetognathes et zooplancton du secteur atlantique marocain. *Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes* Maroc, **21**, 356 pp.
- Gipps J.F. & Coller B.A.W. 1982.** Effects of some nutrient cations on uptake of cadmium by *Chlorella pyrenoidosa*. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, **33**: 979-987.
- Guilcher A. & F. Joly 1954.** Recherches sur la morphologie de la côte atlantique du Maroc. *Travaux de l'Institut Scientifique Chérifien*, Service de la Géologie, de la Géographie et de la Physique, Maroc, 140 pp.
- Haritonidis S. & Malea P. 1999.** Bioaccumulation of metals by the green alga *Ulva rigida* from Thermakos Gulf, Greece. *Environmental Pollution*, **104** : 365-372.

- Hu S., Tang, C.H. & Wu M. 1996.** Cadmium accumulation by several seaweeds. *The Science of the Total Environment*, **187**: 65-71.
- Kaimoussi A., Garmes H., Assobhei O. & Bakkas S. 1994.** Extraction de l'acide alginique et de l'agar-agar à partir des algues de la côte atlantique marocaine. *Premier Colloque National sur la Chimie des Substances Naturelles*, Casablanca : 15-16.
- Kinani A. 1988.** Les principales algues marines d'intérêt économique et exploitation au Maroc. *Travaux pour la Documentation*, I.S.T.P.M, Maroc, **59**, 46 pp.
- Klumpp D.W. & Peterson P.J. 1979.** Arsenic and other trace elements in the water and organisms of an estuary in SW England. *Environmental Pollution Oxford*, **19**: 11-20.
- Lacerda L.D., Teixeira V.L. & Guimaraes J.R.D. 1985.** Seasonal variations of heavy metals in seaweeds from Conceicao de Jacarei (R.J), *Brasilia Botanica Marina*, **27**: 339-343.
- Leal M.C.F., Vasconcelos M.T., Sousapinto I., Cabral J.P.S 1997.** Biomonitoring with benthic macro-algae and direct assay of heavy metals in seawater of the Oporto coast (Northwest Portugal). *Marine Pollution Bulletin*, **34**: 1006-1015.
- Lue-Kim H., Wozniak P.C. & Fletcher R.A. 1980.** Cadmium toxicity on synchronous populations of *Chlorella ellipsoidea*. *Canadian Journal of Botany*, **58**: 1780-1788.
- Malea P., Haritonidis S., Kevrekidis T. 1995.** Metal content of some green and seaweeds from Antikyra Gulf (Greece). *Hydrobiologia*, **310**: 19-31.
- Malea P., Haritonidis S., Startis I. 1994.** Bioaccumulation of metals by Rhodophyta species at Anti-kyra Gulf (Greece) near an aluminium factory. *Botanica Marina*, **37**: 505-513.
- Martin J.H. & Knauer G.A. 1973.** The elemental composition of plankton. *Geochimica-Cosmochimica Acta*, **37**: 1639-1635.
- Martin M.H., Nickless G. & Stenner R.D. 1997.** Concentrations of cadmium, copper, lead, nickel and zinc in the algae *Fucus serratus* in the Severn Estuary from 1971 to 1995. *Chemosphere*, **34**: 325-334.
- Mazancourt J.D.E. 1960.** Etude écologique et biologique de la végétation algale de l'estuaire de l'Oued Bou Regreg. (Maroc). *Travaux de l'Institut Scientifique Cherifien*, Service de la Botanique, Maroc., **16**: 95.
- Miramand P., Gyot T., Rybarczyk H., Bessineton C. 1998.** Cd, Cu Pb, Zn dans les tissus et les réseaux trophiques benthiques du bar et du flet de l'estuaire de la Seine. Rapport du *Programme scientifique Seine- Aval*. 174pp.
- Müller M. & Schirmer M. 1993.** Use of *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyceae) for active biomonitoring of heavy metals in the Weser estuary. *Netherlands Journal of aquatic ecology*, **27**: 189-195.
- Munda I.M. & Hudnik V. 1991.** Trace metal content in some seaweeds from the Northern Adriatic. *Botanica Marina*, **34**: 241-249.
- Oswaldo K.O., Cristina S.C., Aida E. & Colepicolo P. 1996.** Effects of cadmium on growth and superoxide dismutase activity of the marine microalgae *Tetraselmis gracilaris* (Prasinophyceae). *Journal of Phycology*, **32** : 74-79.
- Phillips D.J.H. 1980.** Toxicity and accumulation of cadmium in marine and estuarine biota. In: *Cadmium in the environment. I. Ecological cycling*. (Nriagu J.O. Ed) Pergamon Press. N-Y. 568 pp.
- Price N.M. & Morel F.M.M. 1990.** Cadmium and cobalt substitution for zinc in a marine diatom. *Nature* (Lond.), **344**: 658-660.
- Roméo M. 1985.** Contribution à la connaissance des métaux traces (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) dans l'écosystème marin au niveau du plancton ; approches analytiques et expérimentales. Thèse de Doctorat d'Etat es-Sciences Physiques, Université de Nice. 172 pp.
- Sandau P., Pulz O. & Zimmermann M. 1996.** Heavy metal sorption by marine algae by-products. *Acta of Biotechnology*, **16**: 103-119.
- Sidoumou Z., Gnassia-Barelli M., Siau Y. & Roméo M. 1999.** Etude des métaux lourds chez deux mollusques prélevés sur la côte Mauritanienne, *Crassostrea gigas* et *Perna perna*. *Journal de Recherche Océanographique*, **24**: 13-18.
- Soyer M. & Prévot A. 1981.** Ultrastructural damage by cadmium in a marine dinoflagellate *Prorocentrum micans*. *Journal of Protozoology*, **28**: 308-313.
- Torres E., Cid A., Fidalgo P., Herrero C. & Abalde J. 1997.** Long chain class III metallothioneins as a mechanism of cadmium tolerance in the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin. *Aquatic Toxicology*, **39**: 231-246.
- Tropin I.V. 1996.** Taxonomic and ecological patterns of metal distribution in the thalli of marine algae (Chlorophyta). *Okeanologiya*, **3**: 424-430.