

## THESE EN COTUTELLE

Présentée par :

**Mr. MEHDI MAANAN**

POUR OBTENIR LE GRADE DE

**DOCTEUR**

**L'UNIVERSITE CHOUAIB DOUKKALI**

**FACULTE DES SCIENCES**

**CENTRE D'ETUDES DOCTORALE SCIENCES ET TECHNIQUES**

Discipline : Géologie

**ET**

**L'UNIVERSITÉ DE NANTES**

**INSTITUT DE GEOGRAPHIE ET D'AMENAGEMENT RÉGIONAL (IGARUN)**

**ECOLE DOCTORALE DROIT, ECONOMIE, GESTION, ENVIRONNEMENT, SOCIETES, TERRITOIRES**

**(ED DEGEST)**

Discipline : Géographie

Spécialité : Environnement, Littoral et Géomatique

**IMPACT DES CHANGEMENTS DE L'OCCUPATION DES SOLS SUR L'ETAT DE  
L'ENVIRONNEMENT DANS DES ECOSYSTEMES COTIERS :  
CAS DES LAGUNES D'OUALIDIA ET DE MOULAY BOUSSELHAM  
(FAÇADE ATLANTIQUE MAROCAINE)**

Soutenue le : 28/09/2013

Devant la commission d'examen formée de Mrs :

B. ZOURARAH	Professeur,	Faculté des Sciences, El Jadida, Maroc	Président
E. ANTHONY	Professeur,	CEREGE, Marseille (France)	Rapporteur
M. CHAIBI	Professeur,	Faculté Poly-disciplinaire de Safi, Maroc	Rapporteur
A. AAJJANE	Professeur,	Faculté des Sciences, El Jadida, Maroc	Examineur
D. MERCIER	Professeur,	Université de Nantes, France	Examineur
M. ROBIN	Professeur,	Université de Nantes, France	Examineur
M. SAHABI	Professeur,	Faculté des Sciences, El Jadida, Maroc	Directeur de thèse
P. FATTAL	Professeur,	Université de Nantes, France	Directeur de thèse

## REMERCIEMENTS

Je tenais à remercier comme il se doit les personnes qui ont partagé avec moi l'aventure de ce travail.

Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à Monsieur le Président de l'université Chouaib Doukkali et Doyen de la Faculté des Sciences d'El Jadida, et Monsieur le Président de l'université de Nantes et le Directeur de l'Institut de Géographie et d'Aménagement Régional de Nantes.

Ma première pensée va tout naturellement à mes deux directeurs de thèse MOHAMED SAHABI et PAUL FATTAL et à mon codirecteur de thèse BENDAHOU ZOURARAH qui ont suivi fidèlement mon parcours depuis le Master. Je tiens à les remercier pour leur encadrement et leur soutien moral et matériel. Je les remercie pour la confiance qu'ils m'ont témoignée en me confiant ce travail et pour m'avoir donné les moyens d'arriver au bout de ce projet.

Je tiens d'abord à remercier les rapporteurs de cette thèse, Pr. EDWARD ANTHONY (CEREGE, Marseille) et Pr. MOHAMED CHAIBI (Faculté Polydisciplinaire de Safi) pour prendre le temps de lire ce manuscrit durant leurs vacances d'été. Merci également à Pr. MARC ROBIN (Directeur de l'UMR 6554) et Pr. AHMED AAJJANE (Faculté des Sciences d'El Jadida) pour l'intérêt que vous montrez pour ce travail en acceptant de l'examiner.

La réalisation de ce travail doit aussi beaucoup à MOHAMED MAANAN, merci pour toutes nos discussions, pour tes encouragements, et ton implication dans cette étude. A RANA BENABBOU pour les plusieurs relectures de ce manuscrit.

Je remercie les membres Laboratoire de Géosciences Marines et sciences du sol - URAC45 qui ont bien voulu me faire confiance. Merci infiniment à mes amis et collègues de laboratoire et de tous les membres du département de géologie à la faculté des sciences d'El Jadida, pour leurs soutiens et leurs encouragements.

Je dois aussi remercier le directeur de laboratoire de Géolittomer (LETG-Nantes, UMR6554), DENIS MERCIER, grâce à qui j'ai eu l'appui logistique lors de mes missions en France. Je tiens à remercier aussi chaleureusement les enseignants chercheurs ou personnels des deux laboratoires qui m'ont accueilli. Merci à tous ceux que j'ai rencontré, à ceux qui m'ont aidé ou conseillé, que ce soit pour faciliter mes recherches ou tous les "à-côtés".

Un grand merci à CATHERINE LANDESMAN, Subatech (UMR 6457), Ecole des Mines de Nantes, France, pour son aide à la réalisation des différents analyses géochimiques et Isotopique.

Je tiens à remercier infiniment Pr. RUIZ-FERNANDEZ A.C, Université nationale autonome du Mexique, pour prendre le temps de discuter avec moi les résultats géochimiques et isotopiques.

Mes vifs remerciements à Pr. OMAR ASSOBBHEI (Faculté des Sciences d'El Jadida), pour sa gentillesse, aide, soutien, et encouragement. Je tiens également à remercier le réseau REMER.

Un grand merci à ABDELMOUNIM EL MRINI, Enseignant-chercheur de la faculté des Sciences de Tétouan, pour m'avoir accompagné pendant la période de la rédaction.

Ce travail a bénéficié de l'appui de l'action Intégrée Franco-Marocaine N° MA/08/192 et Partenariat Hubert Curien VOLUBILIS PHC, N°: MA/12/275 et N°: 27106SJ.

Je tiens à remercier très sincèrement Mr. AL HOUSSAIN BENCHATER, gestionnaire des bourses, missions et invitations au service de coopération et d'action culturelle (SCAC) de l'ambassade de France à Rabat pour sa gentillesse, soutien et encouragement.

Un hommage à la jeunesse des deux laboratoires, à son enthousiasme et sa solidarité...

Enfin à ma famille ma Mère, mes frères et mes belles sœurs pour leurs encouragements et à mon Père qui m'a transmis la passion pour la recherche et m'a si bien coacher tout au long de mes études.

## Résumé et Mots Clés

Les lagunes côtières sont des zones de transition particulièrement instables et fragiles, comprenant une variété d'habitats différents d'une grande valeur environnementale, écosystémique et socio-économique. Les lagunes de Moulay Bouselham et d'Oualidia sont parmi les écosystèmes côtiers les plus importants sur la façade atlantique marocaine.

La contamination des sédiments par les métaux lourds au cours de l'anthropocène a été étudiée dans ces deux lagunes en utilisant des géo-indicateurs et des indices de pollution (Facteur d'enrichissement, facteur de contamination, indice de la charge polluante). La démarche utilisée combine des approches géomatiques, sédimentologique, géochimiques et isotopiques.

L'objectif est de déterminer la relation entre la qualité environnementale de la couverture sédimentaire actuelle et les archives sédimentaires d'une part et l'évolution de l'occupation de sol d'autre part.

L'approche géomatique, fondée sur l'analyse diachronique a permis d'analyser l'évolution de l'occupation de sol au cours des 60 dernières années. Nous avons démontré, pour les deux lagunes une augmentation des surfaces cultivées et d'urbanisations aux dépens des zones humides en évidence.

L'approche sédimentologique, géochimique et isotopique a permis de mettre en évidence la répartition spatiale des polluants qui dépend étroitement avec la répartition de la partie fine aux niveaux des deux lagunes. Pour la lagune d'Oualidia la pollution se localise dans la partie amont et devant les parcs ostréicultures, et Moulay Bouselham se localise au débouché de Canal Nador et Oued Drader.

L'analyse des archives sédimentaires dans les deux écosystèmes a montré un impact évident liée à l'augmentation de l'urbanisation et à l'intensification de l'activité agricole.

**Mots-clés :** lagunes, géomatique, occupation de sol, métaux lourds, Géochimie; Sédiments ; Qualité de l'environnement ; indices de pollution

# TABLE DES MATIERES

## **INTRODUCTION..... 1**

1. LES LAGUNES COTIERES .....	1
2. ETAT DE L'ART .....	7
3. QUESTIONNEMENTS SCIENTIFIQUES.....	9
4. OBJECTIFS .....	10
5. ORGANISATION DU MEMOIRE .....	13

## **CHAPITRE I : PRESENTATION DES ZONES D'ETUDES : LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM ET LAGUNE D'OUALIDIA..... 15**

1. PRESENTATION DES ZONES D'ETUDES.....	17
1.1. LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM .....	17
1.1.1. CONTEXTE GEOGRAPHIQUE .....	17
1.1.2. CONTEXTE GEOMORPHOLOGIQUE.....	18
1.1.3. CONTEXTE GEOLOGIQUE .....	20
1.1.4. CONTEXTE CLIMATIQUE .....	21
1.1.5. CONTEXTE HYDROLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE .....	23
1.1.6. CONTEXTE BIOLOGIQUE .....	28
1.1.7. CONTEXTE SOCIO-ECONOMIQUE.....	29
1.2. LA LAGUNE D'OUALIDIA .....	31
1.2.1. CONTEXTE GEOGRAPHIQUE .....	31
1.2.2. CONTEXTE GEOMORPHOLOGIQUE.....	32
1.2.3. CONTEXTE GEOLOGIQUE .....	34
1.2.4. CONTEXTE CLIMATIQUE .....	35
1.2.5. CONTEXTE HYDROLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE .....	36
1.2.6. CONTEXTE BIOLOGIQUE .....	43
1.2.7. CONTEXTE SOCIO-ECONOMIQUE.....	44
CONCLUSION .....	45
2. ANALYSE DE L'EVOLUTION DE L'OCCUPATION DE SOL : EVOLUTION DES TERRITOIRES ARTIFICIALISES ET AGRICOLES.....	48
2.1. L'EVOLUTION DE TERRITOIRES ARTIFICIALISES ET AGRICOLES ENTRE 1946 ET 2006.....	48
2.1.1. LA LAGUNE D'OUALIDIA : .....	49
2.1.2. LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM: .....	53
2.2. LES FACTEURS DE CHANGEMENT D'OCCUPATION ET D'UTILISATION DU SOL .....	56
2.2.1. LES FACTEURS ANTHROPIQUES DES CHANGEMENTS D'OCCUPATION DU SOL .....	56
2.2.2. LES FACTEURS NATURELS DES CHANGEMENTS D'OCCUPATION DU SOL.....	60
2.3. LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES CHANGEMENTS D'OCCUPATION DU SOL .....	61

## **CHAPITRE II : MATERIELS ET METHODES..... 65**

I. APPROCHE SEDIMENTOLOGIQUE ET GEOCHIMIQUE.....	65
1. PROTOCOLE D'ECHANTILLONNAGE .....	65
2. APPROCHE ANALYTIQUE.....	67

2.1. PREPARATION DES ECHANTILLONS .....	67
2.2. TECHNIQUES D'ANALYSE .....	70
CONCLUSION .....	78
II. APPROCHE ENVIRONNEMENTALE .....	79
1. DEFINITION DU FOND GEOCHIMIQUE.....	79
2. DEFINITIONS DES NORMES DE QUALITE : PEC ET TEC .....	80
3. DEFINITIONS DES INDICES DE QUALITE .....	81
3.1. DEFINITION ET CALCUL DU FACTEUR D'ENRICHISSEMENT (EF) .....	81
3.2. DEFINITION ET CALCUL DE L'INDICE DE CONTAMINATION (Cd) .....	82
3.3. INDICE DE LA CHARGE DE POLLUTION (TOMLINSON ET AL., 1980).....	82
III. APPROCHE STATISTIQUE .....	84
1. DENDROGRAMMES .....	84
2. ANALYSES DE LA VARIANCE (ANOVA).....	84
3. CORRELATION ENTRE VARIABLES.....	84
IV. SIG ET ANALYSE SPATIALE .....	86
1. CONSTRUCTION D'UN SIG .....	86
2. ANALYSE SPATIALE DES DONNEES SEDIMENTOLOGIQUES/GEOCHIMIQUES .....	87

### **CHAPITRE III : L'ENVIRONNEMENT LAGUNAIRE « PROPREMENT DIT » ..... 89**

INTRODUCTION.....	89
2. LA LAGUNE D'OUALIDIA .....	90
2.1. ETUDES GRANULOMETRIQUES .....	90
2.2. MATIERE ORGANIQUE.....	96
2.3. ELEMENTS TRACES .....	98
2.3.1 LA COMPOSITION GEOCHIMIQUE .....	99
2.3.2 INDICES DE LA CONTAMINATION METALLIQUE.....	104
3. LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM .....	106
3.1. ETUDES GRANULOMETRIQUES .....	106
3.2. LA MATIERE ORGANIQUE.....	110
3.3. ELEMENTS TRACES .....	111
3.3.1. LA COMPOSITION GEOCHIMIQUE.....	111
3.3.2. INDICES DE LA CONTAMINATION METALLIQUE .....	117
CONCLUSION.....	120

### **CHAPITRE IV : LES ARCHIVES SEDIMENTAIRES LAGUNAIRES..... 121**

1. DATATION DES ARCHIVES SEDIMENTAIRES .....	122
1.1. PLOMB 210 (210Pb) .....	122
1.2. CESIUM 137 (137Cs).....	- 126 -
2. ETUDE SEDIMENTOLOGIQUE .....	- 128 -
2.1. LA LAGUNE D'OUALIDIA .....	- 128 -
2.2. LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM .....	- 129 -
3. ÉVOLUTION TEMPORELLE DES ELEMENTS METALLIQUES .....	- 132 -
3.1. LA LAGUNE D'OUALIDIA .....	- 133 -
3.2. LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM .....	- 136 -
CONCLUSION .....	- 140 -

**CONCLUSION..... - 141 -**

1. ETAT ACTUEL DES MILIEUX LAGUNAIRES ..... - 142 -  
2. UN IMPACT HISTORIQUE DE L'ACTIVITE AGRICOLE PAR EROSION SEDIMENTAIRE ET  
RETOMBEES ATMOSPHERIQUES DUES A LA FORTE URBANISATION ENREGISTREE DANS LES  
LAGUNES ..... 147  
3. SYNTHESE GLOBALE : LES USAGES PASSES, PRESENTS ET A VENIR DES METAUX DANS LES  
BASSINS VERSANTS DES LAGUNES MAROCAINES ..... 148

**REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES..... 151**

## LISTE DES FIGURES

### **INTRODUCTION..... 1**

FIGURE 1. DISTRIBUTION MONDIALE DES COTES A SYSTEMES LAGUNAIRES (LARRAS, 1964 ; NICHOLS AND ALLEN, 1981).....	1
FIGURE 2. LES TROIS THEORIES DE BASE POUR LA FORMATION DES LAGUNES .....	3

### **CHAPITRE I : PRESENTATION DES ZONES D'ETUDES : LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM ET LAGUNE D'OUALIDIA..... 15**

FIGURE I-1 : LOCALISATION DES LAGUNES MAROCAINES .....	16
FIGURE I-2: PRESENTATION DE LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM.....	17
FIGURE I-3 : MORPHOLOGIE DE LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM.....	19
FIGURE I-4 : PHOTOS DES UNITES MORPHOLOGIQUES DE LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM.....	19
FIGURE I-5 : EXTRAIT DE LA CARTE GEOLOGIQUE DE LA CHAINE RIFAINE CENTRE SUR LA LAGUNE MOULAY BOUSSELHAM (SUTER, 1980).....	21
FIGURE I-6 : ROSE DES VENTS A CASABLANCA ET LARACHE.....	22
FIGURE I-7 : RESEAU HYDROGRAPHIQUE DE LA REGION DE MOULAY BOUSSELHAM .....	24
FIGURE I-8 : REPARTITION DES COURANTS DE SURFACE SUR LE PLATEAU CONTINENTAL (JAAIDI, 1981-MODIFIE).....	28
FIGURE I-9 : PRESENTATION DE LA LAGUNE D'OUALIDIA.....	31
FIGURE I-10 : LA MORPHOLOGIE DE LA LAGUNE D'OUALIDIA .....	33
FIGURE I-11 : PHOTOS DES UNITES MORPHOLOGIQUES DE LA LAGUNE D'OUALIDIA .....	33
FIGURE I-12 : EXTRAIT DE LA CARTE GEOLOGIQUE D'EL JADIDA CENTRE SUR LA LAGUNE D'OUALIDIA (CHUBERT, 1978).....	34
FIGURE I-13 : PRINCIPALES DIRECTIONS MOYENNES DES VENTS ENREGISTRES A EL JADIDA ENTRE 1950 ET 1961 (BOULANOUAR, 1999) .....	36
FIGURE I-14 : CARTE HYDROLOGIQUE DE DOUKKALA-ABDA (LOWNER ET AL., 2004) .....	37
FIGURE I-15 : MODELE HYDRODYNAMIQUE AU NIVEAU DE LA LAGUNE D'OUALIDIA PAR MIKE 21 (HILMI ET AL., 2005) .....	39
FIGURE I-16 : DISTRIBUTION FREQUENTIELLE DES DIRECTIONS DE PROVENANCE DE LA HOULE (%) JORF LASFAR 1991-2001 (STATION METEOROLOGIQUE DE CASABLANCA) .....	41
FIGURE I-17 : REPARTITION DES COURANTS DE SURFACE SUR LE PLATEAU CONTINENTAL ENTRE CASABLANCA ET CAP GHIR (JAAIDI, 1981-MODIFIE).....	43
FIGURE I-18 : GRAPHIQUE REPRESENTANT LE TAUX D'EVOLUTION DES TERRITOIRES ARTIFICIALISES ET AGRICOLES AU PROFIT DES MILIEUX NATURELS, OUALIDIA (1946 – 2006 EN %).....	51
FIGURE I-19 : EVOLUTION DE LA TACHE URBAINE ET AGRICOLE DANS LA LAGUNE D'OUALIDIA (1946-2006).....	52
FIGURE I-20 : GRAPHIQUE REPRESENTANT LE TAUX D'EVOLUTION DES TERRITOIRES ARTIFICIALISES ET AGRICOLES AU PROFIT DES MILIEUX NATURELS, MOULAY BOUSSELHAM (1949 – 2006 EN %).....	54
FIGURE I-21 : EVOLUTION DE L'URBANISATION ET DE L'AGRICULTURE DANS LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM (1949-2006).....	55
FIGURE I-22. CHANGEMENTS DE L'OCCUPATION DU SOL DANS DES LAGUNES A L'ECHELLE MONDIALE.....	64

## **CHAPITRE II : MATERIELS ET METHODES..... 65**

FIGURE II-1: CARTE DE LOCALISATION DES ECHANTILLONS SUPERFICIELS ET CAROTTES DANS LES DEUX LAGUNES ETUDIEES .....	66
FIGURE II-2 : LA CHAINE DE DESINTEGRATION DE L'URANIUM 238 (JENSEN ET AL., 1977) .....	73
FIGURE II-3 : SCHEMA SYNOPTIQUE DE DIFFERENTES ANALYSES SEDIMENTOLOGIQUES ET GEOCHIMIQUES UTILISEES DANS NOTRE ETUDE .....	78
FIGURE II-4 : VOISINAGE IDW POUR LE POINT SELECTIONNE .....	88
FIGURE TIREE DU MANUEL «USING ARCGIS GEOSTATISTICAL ANALYST» (ESRI 2003) .....	88

## **CHAPITRE III : L'ENVIRONNEMENT LAGUNAIRE « PROPRESMENT DIT » ..... 89**

FIGURE III-1 : REPARTITION DE L'ARGILE (1) ET LA MATIERE ORGANIQUE (2) DANS LES SEDIMENTS SUPERFICIELS DE LA LAGUNE D'OUALIDIA .....	93
FIGURE III-2 : REPARTITION DE METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS DE SURFACE PEC (PROBABLE EFFECT CONCENTRATION) ET TEC (THRESHOLD EFFECT CONCENTRATION) PROPOSES PAR MACDONALD ET AL. (2000) .....	102
FIGURE III-3 : DENDROGRAMMES DES SEDIMENTS DE SURFACE OBTENUS PAR ANALYSE PAR GROUPES SELON LA METHODE DE WARD. ....	103
FIGURE III-4 REPARTITION SPATIALE DE FACTEUR D'ENRICHISSEMENT (FE) DES METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS SUPERFICIELS DE LA LAGUNE D'OUALIDIA .....	105
FIGURE III-5 REPARTITION DES FACIES SEDIMENTAIRE (1) ET LA MATIERE ORGANIQUE (2) DANS LES SEDIMENTS SUPERFICIELS DE LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM.....	107
FIGURE III-6 : REPARTITION DE METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS DE SURFACE PEC (PROBABLE EFFECT CONCENTRATION) ET TEC (THRESHOLD EFFECT CONCENTRATION) PROPOSES PAR MACDONALD ET AL., (2000) .....	114
FIGURE III-7 : DENDROGRAMMES DES SEDIMENTS DE SURFACE OBTENUS PAR ANALYSE PAR GROUPES SELON LA METHODE DE WARD.....	116
FIGURE III-8 : REPARTITION SPATIALE DE FACTEUR D'ENRICHISSEMENT (FE) DES METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS SUPERFICIELS DE LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM .....	118

## **CHAPITRE IV : LES ARCHIVES SEDIMENTAIRES LAGUNAIRES ..... 121**

FIGURE IV-1 : TAUX DE SEDIMENTATION DANS LES TROIS CAROTTES DE LA LAGUNE DE OUALIDIA CALCULE PAR $^{137}\text{Cs}$ , $^{210}\text{Pb}_{\text{EXCESS}}$ (CO-1, CO-2 ET CO-3).....	124
FIGURE IV-2 : TAUX DE SEDIMENTATION DANS LES TROIS CAROTTES DE LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM CALCULE PAR $^{137}\text{Cs}$ , $^{210}\text{Pb}_{\text{EXCESS}}$ (CMYB-1 AND CMYB-2) .....	125
FIGURE IV-3 : TAUX DE SEDIMENTATION DANS DES ZONES COTIERES.....	128 -
FIGURE IV-4 : FACIES SEDIMENTAIRES DES CAROTTES ACQUISES AU NIVEAU DE LA LAGUNE D'OUALIDIA.....	129 -
FIGURE IV-5 : FACIES SEDIMENTAIRES DANS LES CAROTTES AU NIVEAU DE LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM .....	131 -
FIGURE IV-6 : REPARTITION VERTICALE DU CARBONE ORGANIQUE PARTICULAIRE ET DES METAUX LOURDS DANS LES CAROTTES DE LA LAGUNE DE OUALIDIA (CO-1, CO-2 ET CO-3).....	133 -
FIGURE IV-7 : EVOLUTION VERTICAL DU FE DANS LES SEDIMENTS DE LA LAGUNE DE OUALIDIA.....	136 -

FIGURE IV-8 : REPARTITION VERTICALE DE CARBONE ORGANIQUE PARTICULAIRE ET DES METAUX LOURDS DANS LES CAROTTES DE LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM (CMYB-1 ET CMYB-2) ..... - 138 -

FIGURE IV-9 : PROFILS VERTICAUX DES FACTEURS D'ENRICHISSEMENT DES METAUX LOURDS DANS LES CAROTTES DE LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM (CMYB-1 AND CMYB-2) - 139

-

**CONCLUSION..... - 141 -**

FIGURE V-1 : REPARTITION SPATIALE DE L'INDICE DE LA CHARGE POLLUANTE (PLI) DES METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS SUPERFICIELS DES LA LAGUNES D'OUALIDIA ET CELLE DE MOULAY BOUSSELHAM..... 146

FIGURE V-2 : EVOLUTION TEMPORELLE DE L'INDICE DE CHARGE DE LA POLLUTION DANS LES SEDIMENTS DE LA LAGUNE DE OUALIDIA (1) ET DE LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM (2) ..... 147

## LISTE DES TABLEAUX

### **INTRODUCTION..... 1**

TABLEAU 1 : QUELQUES EXEMPLES DES LAGUNES DEGRADEES ..... 12

### **CHAPITRE I : PRESENTATION DES ZONES D'ETUDES : LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM ET LAGUNE D'OUALIDIA..... 15**

TABLEAU I-1 : LA MAREE DANS LA ZONE DE MAHDIA –LARACHE (CHARROUF, 1989)..... 26

TABLEAU I-2 : AMPLITUDES DES HOULES (CHARROUF, 1989)..... 27

TABLEAU I-3 : TABLEAU SYNOPTIQUE DES PRINCIPAUX PARAMETRES DU FONCTIONNEMENT DE LA LAGUNE D'OUALIDIA ..... 46

TABLEAU I-4 : TABLEAU SYNOPTIQUE DES PRINCIPAUX PARAMETRES DU FONCTIONNEMENT DE LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM ..... 47

TABLEAU I-5 : CLASSES THEMATIQUES APPLIQUEES POUR LA REALISATION DE L'OCCUPATION DE SOL ..... 49

TABLEAU I-6 : INVENTAIRE DES DONNEES DISPONIBLES SUR LA REGION D'OUALIDIA ..... 50

TABLEAU I-7 : INVENTAIRE DES DONNEES DISPONIBLES SUR LA REGION DE MOULAY BOUSSELHAM..... 53

TABLEAU I-8 : LES FACTEURS ANTHROPIQUES DES CHANGEMENTS D'OCCUPATION ET D'UTILISATION DU SOL. .... 56

TABLEAU I-9: ÉVOLUTION DES SUPERFICIES ET DES RENDEMENTS DE QUELQUES CEREALES ET DES CULTURES MARAICHES (1968-80) ( KHYARI, 1987)..... 59

TABLEAU I-10: ÉVOLUTION DE LA POPULATION DANS LES DEUX ZONES D'ETUDE DE 1971 A 2004 (RGPH, 2004). .... 60

TABLEAU I-11: TENEURS EN ELEMENTS TRACES (mg/kg) DANS LES SOLS POUR 1 TONNE METRIQUE DE DIFFERENTS FERTILISANTS ET LES GAMMES NATURELLES DANS LES SOLS (SENESE ET AL., 1999)..... 62

### **CHAPITRE II : MATERIELS ET METHODES..... 65**

TABLEAU II-1: EXEMPLE DE RESULTATS COMPARES DES ANALYSES DE QUELQUES METAUX MINEURS CONTENUS DANS LES SEDIMENTS STANDARDS SUIVANTS : BCSS-1 ET PACS-1..... 69

LE TABLEAU II-2 CI-DESSOUS REPRESENTE LES DIFFERENTS LABORATOIRES PARTICIPANT A REALISER LES ANALYSES SEDIMENTOLOGIQUE ; GEOCHIMIQUES ET ISOTOPIQUES. .... 77

TABLEAU II-3: COMPARAISON ENTRE LE FOND GEOCHIMIQUE LOCAL ET LE FOND GEOCHIMIQUE GLOBAL ISSU DE LA BIBLIOGRAPHIE ..... 80

TABLEAU II-4 : ÉVALUATION DE LA CONTAMINATION METALLIQUE A PARTIR DE EF (ACEVEDO FIGUEROA ET AL., 2006)..... 82

TABLEAU II-5 : DEGRE DE CONTAMINATION "C<sub>D</sub>" SELON HAKANSON (1980)..... 82

TABLEAU II-6 : INDICE DE LA CHARGE POLLUANTE "PLI" SELON TOMLINSON (1980)..... 83

TABLEAU II-7 CARACTERISTIQUES DU REFERENTIEL GEODESIQUE MAROCAIN (EL FETTAH, 2003)..... 87

### **CHAPITRE III : L'ENVIRONNEMENT LAGUNAIRE « PROPREMENT DIT » ..... 89**

TABLEAU III-1 : CARACTERISTIQUES DES SEDIMENTS DE SURFACE AU NIVEAU DE LA LAGUNE D'OUALIDIA .....	95
TABLEAU III-2 : LES CONCENTRATIONS DE METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS DE SURFACE (EN mg kg <sup>-1</sup> . POIDS SEC) DE LA LAGUNE D'OUALIDIA ET DES VALEURS DE FOND LOCAL (LBV).....	100
TABLEAU III-3: COEFFICIENT DE CORRELATION ENTRE LES DIFFERENTS METAUX LOURDS, LE CARBONE ORGANIQUE PARTICULAIRE (COP) ET LE % DES ARGILES DANS LE SEDIMENT TOTAL LAGUNAIRE .....	103
TABLEAU III-4 : CARACTERISTIQUES DES SEDIMENTS DE SURFACE AU NIVEAU DE LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM .....	108
TABLEAU III-5 : LES CONCENTRATIONS DE METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS DE SURFACE (EN mg kg <sup>-1</sup> . POIDS SEC) DE LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM ET DES VALEURS DE FOND LOCAL (LBV).....	113
TABLEAU III-6 : COEFFICIENT DE CORRELATION ENTRE LES DIFFERENTS METAUX LOURDS, LE CARBONE ORGANIQUE PARTICULAIRE (COP) ET LE % DES ARGILES DANS LES SEDIMENTS TOTAL LAGUNAIRE .....	115

### **CHAPITRE IV : LES ARCHIVES SEDIMENTAIRES LAGUNAIRES ..... 121**

TABLEAU IV-1 : TAUX DE SEDIMENTATION (cm a <sup>-1</sup> ) DANS DES ZONES COTIERES. ....	- 127 -
--	---------

### **CONCLUSION..... - 141 -**

TABLEAU V-1 : TABLEAU SYNOPTIQUE DES PRINCIPAUX RESULTATS DANS LA LAGUNE D'OUALIDIA .....	144
TABLEAU V-2 : TABLEAU SYNOPTIQUE DES PRINCIPAUX RESULTATS DANS LA LAGUNE DE MOULAY BOUSSELHAM.....	145
TABLEAU V-3 : BILAN DES PRINCIPALES CONNAISSANCES SUR LA CONTAMINATION EN POLLUANTS INORGANIQUES DANS LE BASSIN VERSANT D'OUALIDIA ET MOULAY BOUSSELHAM .....	150

# INTRODUCTION

---

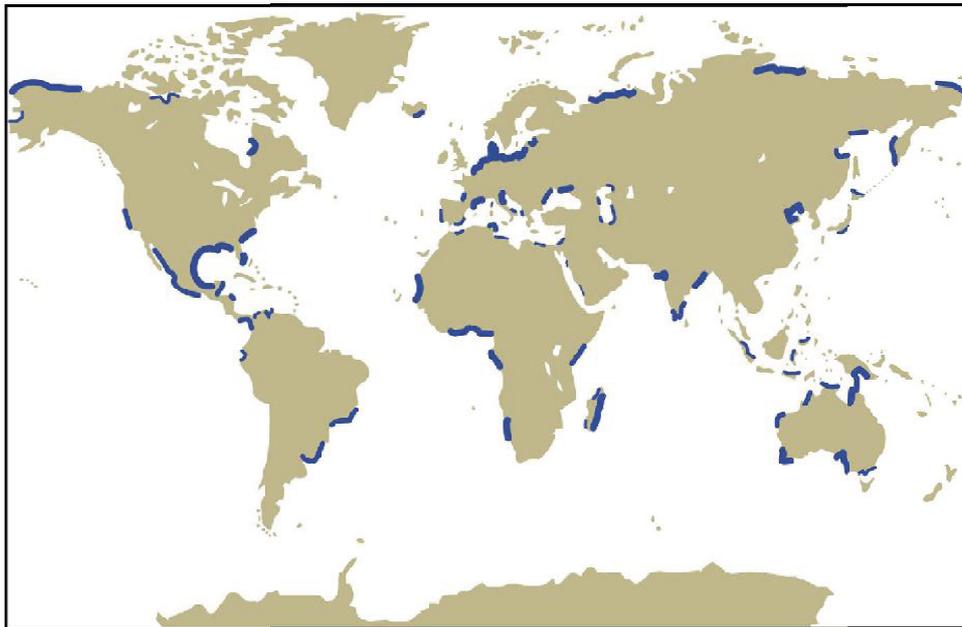
## INTRODUCTION

### 1. Les lagunes côtières

Lors du colloque international sur les lagunes côtières de Mexico (Novembre 1967) la définition suivante en est donnée (Phleger, 1969) :

*« Un milieu lagunaire est un environnement dynamique particulier, où différentes énergies interfèrent pour apporter et répartir des sédiments terrigènes et marins. Le lieu d'interférence de ces énergies avec le sédiment intervient dans une tranche d'eau peu profonde qui se trouve partiellement fermée par un cordon littoral, et ayant une communication éphémère ou restreinte avec la mer à travers une passe. »*

Les lagunes côtières constituent 13% environ des zones côtières du monde (Figure 1), avec des superficies allant de moins de 0,01 km<sup>2</sup> à plus de 10000 km<sup>2</sup>, et des profondeurs ne dépassant pas généralement 5 m (Bird, 1994 ; Kjerfve, 1994). On trouve ces lagunes généralement le long des plaines côtières, barrées par des cordons de sables ou de galets construites et modelées par les vagues, ce qui leur confère souvent une configuration généralement linéaire. Cependant, il existe des lagunes de différentes formes, souvent déterminées, en ce qui concerne la forme de leur rebord continental, par la morphologie côtière héritée. Les baies encastrées sont généralement associées aux lagunes arrondies. Les lagunes qui ornent les littoraux du monde sont presque toutes formées dans la phase qui va du début de stabilisation du niveau marin post-glaciaire à l'actuel.



*Figure 1. Distribution mondiale des côtes à systèmes lagunaires (Larras, 1964 ; Nichols and Allen, 1981)*

Les lagunes diffèrent des estuaires dans la mesure où elles ne sont généralement pas directement liées à un cours d'eau drainant un bassin versant. Toutefois, elles peuvent être liées aux estuaires et aux systèmes deltaïques dominés par la houle (Dalrymple et *al.*, 1992), dans ce cas, elles reçoivent de l'eau et des sédiments de ces systèmes d'approvisionnement. En général, qu'elles soient connectées ou pas à des systèmes estuariens et deltaïques, la majorité des lagunes sont des réceptacles de ruissellements continentaux et d'apports sédimentaires. Dans certaines régions où elles sont en présence d'un système de barrières très basses, comme dans le cas de la côte Est des Etats-Unis où le littoral est formé par des îles-barrières, les lagunes peuvent également être soumises à la submersion marine par les vagues lors des tempêtes. Il en est de même le long des barrières fermées des côtes méditerranéennes. Même si elles sont associées essentiellement aux côtes dominées par les vagues, les lagunes sont présentes dans tous les régimes de marées (du micro au macrotidal) et dans toutes les zones climatiques (des basses aux hautes latitudes).

Malgré leur apparence de simples entités morphologiques, les lagunes côtières sont, en effet, des formes complexes en raison de l'équilibre et de l'interaction entre les apports sédimentaires de la mer ou des rivières et de l'érosion par les courants de marées ou induits par les houles (Woodroffe, 2002). La lagune est un habitat multidimensionnel et multi-structurel pour les ressources vivantes telles que les poissons et les crustacés. L'habitat représente le milieu où vit un organisme dans un espace/temps et il englobe la nature du fond, la profondeur de l'eau, la qualité de l'eau, la salinité, et d'autres paramètres qui présentent des variations journalières, saisonnières ou géographiques, ce qui rend difficile l'étude des lagunes côtières (Viaroli et *al.*, 2007).

Au cours du XIX<sup>ème</sup> siècle, trois théories scientifiques se sont "affrontées" pour expliquer les mécanismes à l'origine de la formation des lagunes (Davis et Fitzgerald, 2003). Il s'agit du concept d'émergence des barres sédimentaires sous-marines, de l'hypothèse d'accroissement de flèches sableuses et de la submersion de cordon dunaire (Figure 2).

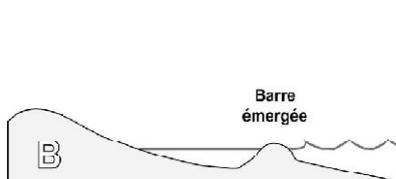
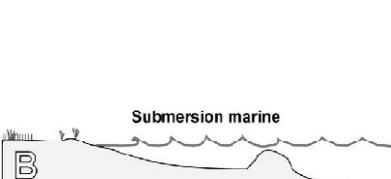
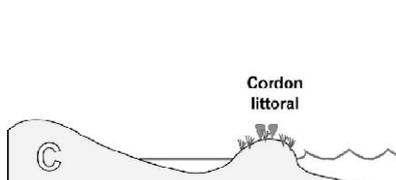
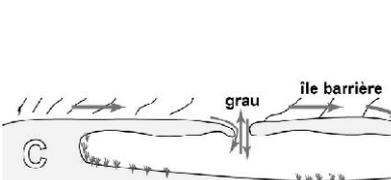
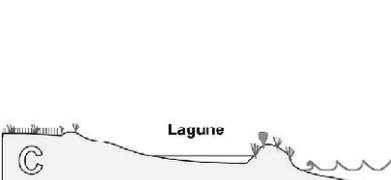
<b>Émergence de barres</b> Émise par De Beaumont (1845), précisée par Johnson (1919)	<b>Accroissement de flèches</b> Émise par Gilbert (1885), appuyée par Fisher (1968).	<b>Submersion de dunes</b> Émise par McGee (1890), appuyée par Hoyt (1967).
		
		
		
<p>A : la barre d'avant-côte dissipe l'énergie des houles et favorise la sédimentation.</p> <p>B : la barre d'avant côte finie par émerger, formant des bancs de sables qui séparent un plan d'eau plus calme.</p> <p>C : elle se développe et est fixée par la végétation pour former un cordon littoral.</p>	<p>A : le courant de dérive littorale repousse le sable pour former une flèche</p> <p>B : la flèche sableuse sépare une zone plus calme où commencent à se développer des herbiers et marais.</p> <p>C : elle peut être brisée localement et créer alors un grau sans arrêter son développement.</p>	<p>A : une plage et son cordon dunaire sont formés durant un bas niveau marin.</p> <p>B : la montée rapide du niveau marin submerge ce système ainsi que la plaine littorale.</p> <p>C : le niveau marin redescend, l'eau piégée à l'arrière de la dune ne s'évacue pas et forme une lagune.</p>

Figure 2. Les trois théories de base pour la formation des lagunes

En 1971, Schwartz étudie différentes lagunes dans le monde pour tenter de vérifier ces théories. Il distingue alors trois types de lagunes, c'est cette approche qui sera finalement retenue :

- Des lagunes de submersion formées par inondation de l'arrière d'un cordon dunaire. Ce processus est lié à une remontée rapide du niveau marin suivie d'une légère régression.
- Des lagunes d'origine sédimentaire : cela combine les processus d'émergence de barres sous-marines et le développement latéral de flèches. Ce système se met en place sous des conditions de montée lente du milieu marin, et d'apports sédimentaires importants.
- Des lagunes tectoniques formées par l'effondrement d'une partie de la zone côtière alors envahie d'eau. Elles sont en général plus profondes que les autres types de lagunes.

Les lagunes d'origine sédimentaire sont les plus fréquentes. Les lagunes de submersion sont rares car associées à des cordons littoraux très résistants (souvent rocheux) qui ne sont pas ou peu érodés lors de la transgression marine.

Les travaux les plus récents ont pu préciser les conditions de mise en place et d'évolution des différents systèmes lagunaires. L'importance des variations du niveau marin sur l'évolution géomorphologique des côtes est communément admise. Au Maroc, des traces de paléo-lagunes ont été découvertes au niveau de bassin versant (Ben Mohammadi et al., 2010), confirmant la théorie d'une origine sédimentaire avec migration progressive du cordon littoral. Les sédiments de ces anciennes lagunes sont plus riches en sables et en silts que les lagunes actuelles, ce qui semble également confirmer la fermeture progressive avec l'accroissement latéral des passes.

Les lagunes sont classées en quatre catégories (Nichols et Allen, 1981) :

- 1) Les lagunes estuariennes : aires où les intensités de courants de marées sont à peu près égales à celles des courants fluviaux ;
- 2) Les lagunes ouvertes : ce type de lagunes sont caractérisées par un marnage très important qui permet un auto-dragage des passes et ainsi une alimentation permanente par les eaux marines ;
- 3) Les lagunes semi fermées : ce type de lagunes est le cas inverse du précédent. Le marnage n'est pas assez intense pour balayer le matériel apporté par la dérive littorale au niveau du grau. Ce dernier se colmate alors, ce qui nécessite l'intervention de l'homme ; c'est le cas de la lagune de Nador au nord-est du Maroc ;
- 4) Les lagunes fermées : ce sont des étangs coupés de la mer par l'interposition d'un cordon littoral et caractérisés par l'absence de courants de marée.

Les lagunes côtières sont de précieuses ressources économiques et écologiques, mais elles sont également très affectées par les activités humaines, dont principalement la modification de leur hydrologie, la pollution et la perte d'habitats. Les pressions exercées sur ces milieux sont appelées à s'intensifier au cours du 21<sup>e</sup> siècle puisque les populations côtières et les demandes en eau ne cessent de s'accroître dans un contexte de plus en plus aggravé par les impacts du changement climatique et de l'élévation du niveau de la mer. Les changements globaux et locaux, de même que les contraintes spécifiques aux sites, corrélés à l'exacerbation des pressions anthropiques, sont amenés à avoir un impact croissant sur les lagunes côtières. Selon des estimations de la surface du globe occupée par des lagunes (320.000 km<sup>2</sup>) et de

l'évaluation économique des zones humides, la valeur des lagunes côtières du monde peut être estimée à US \$  $5,3 \times 10^9$  an<sup>-1</sup>, près de 10 % de la valeur totale estimée des zones humides (Schuyt et Brander, 2004). De plus, même si le nombre et la superficie exacte des lagunes menacées ou en déclin ne sont pas parfaitement connus, il est acquis que les lagunes encore à l'état naturel ou quasi-naturel sont peu nombreuses et leur nombre est en baisse constante.

Dans un système naturel dont la diversité biologique est élevée, les sédiments sont naturellement enrichis en carbone et en azote organique issus lors de la sédimentation de la biomasse des macroalgues (Gomez et al., 1998 ; Green-Ruiz et Páez-Osuna, 2001). Cependant, certaines lagunes reçoivent les eaux usées urbaines traitées ou non traitées et aussi les déchets de l'aquaculture et de l'agriculture (cas de la lagune d'Oualidia, Moulay Bouselham et Nador). Ces apports anthropiques modifient le cycle saisonnier de l'évolution des algues qui prolifèrent toute l'année (Lenzi et al., 2003). Dans les systèmes faiblement brassés, le matériel organique est conservé et s'accumule en enrichissant les eaux en éléments nutritifs et donc en phosphore, azote et carbone (Gomez et al., 1998). Les excès en éléments nutritifs dans les eaux s'observent d'ailleurs à l'échelle mondiale (Nixon, 1995 ; Bellucci et al., 2010 ; Chabukdhara et Nema ., 2012). A titre d'exemple, les teneurs en azote ont doublé entre 1960 et 1990. Ceci engendre une modification du rapport N/P dans les eaux, qui contrôle la succession des espèces et donc la diversité en favorisant ou limitant la croissance de tel ou tel groupe d'organismes (Nuccio et al., 2003).

Ces milieux côtiers sont le siège d'entrées d'origine anthropiques responsables de l'augmentation des niveaux de contamination, à cause de l'expansion industrielle et de la croissance accélérée de la population. Dans de tels écosystèmes, les processus biogéochimiques propres aux lagunes peuvent changer les caractéristiques des contaminants en les rendant plus toxiques aux différents organismes aquatiques (Kjerfve et Magill, 1989 ; Kjerfve, 1994). Ces modifications ont comme conséquence un changement de leur stabilité écologique (Soto-Jiménez et Páez-Osuna, 2001) qui se traduit par des blooms de phytoplancton ou encore "poussée phytoplanktonique" (Pagès et al., 2001) et des crises anoxiques (Chapelle et al., 2001). Outre la pollution organique, les apports non contrôlés d'origines diverses enrichissent les sédiments des systèmes lagunaires en pesticides, hydrocarbures et métaux lourds.

Ces systèmes fortement productifs sont exposés à l'eutrophisation (Kjerfve, 1994 ; Hearn et al., 1994 ; Gomez et al., 1998 ; Clavier et al., 2005), phénomène d'autant plus accentué que l'évaporation et la stagnation des eaux sont importantes. Dans ces conditions, la dégradation

de la matière organique conduit à une diminution des teneurs en oxygène dissous et à la formation de méthane et d'acide sulfurique qui induisent la mortalité des poissons et le développement de microorganismes pathogènes (Scheren et al., 2004). De plus, les eaux changent de couleur, et des odeurs nauséabondes se développent, dues à la présence de sulfure d'hydrogène (H<sub>2</sub>S) ; ceci pose un problème pour le tourisme (Lenzi et al., 2003) mais aussi pour la santé lorsque les concentrations sont élevées.

Lorsque le milieu lagunaire est oxydé, le soufre peut se minéraliser avec le Fe pour former des oxydes et capturer certains éléments traces comme le Zn, le Cu, le Pb et le Cd (Bertolin et al., 1994). En revanche, la désoxygénation du milieu a pour effet de réduire et de rendre plus solubles les substances toxiques, ou encore leur relargage, et d'en enrichir la colonne d'eau par ces derniers.

Les métaux lourds sont issus essentiellement des activités industrielles et urbaines, et sont acheminés dans les écosystèmes par voie atmosphérique et par le biais des cours d'eau (Glasby et al., 2004). Ces éléments peuvent incorporer les sédiments, les eaux, les matières en suspension (Niencheski et Baumgarten, 2000) et aussi les organismes tels que les bivalves. Ces derniers concentrent ces micropolluants et sont utilisés comme des bioindicateurs pour surveiller les niveaux de pollution métallique dans les écosystèmes côtiers (Labonne et al., 2001 ; Maanan, 2008). Ce sont les sédiments qui constituent le piège essentiel de ces polluants ; leur concentration en surface est le résultat des impacts humains des dernières décennies (Pempkowiaka et al., 2000). Leur répartition dans les sédiments est influencée par la proximité des sources de pollution, les pourcentages en carbone organique, la taille des grains, les conditions d'oxydo-réduction, l'hydrodynamisme, mais aussi par la nature minéralogique des sédiments (Cochran et al., 1998, Soto-Jiménez et Páez-Osuna, 2001, Bellucci et al., 2002,).

Du fait de leur toxicité, ces éléments peuvent changer la productivité primaire des environnements côtiers. Certains de ces métaux (Cu, Zn, Fe et Mn) participent au cycle biologique et sont essentiels pour certaines réactions enzymatiques et donc indispensables pour la croissance de beaucoup d'organismes ; mais à forte concentration ils peuvent devenir nocifs. Au contraire, le plomb et le cadmium ne sont pas exigés pour le cycle biologique et sont fortement toxiques à l'état de trace ; leur présence dans les écosystèmes côtiers témoigne d'une influence anthropique (Sunda, 1989, Vazquez et al., 1999).

Sur la façade atlantique, parmi les lagunes anthropisées, on cite la **lagune d'Arcachon** (France) qui reçoit d'importantes quantités de phosphore issues d'effluents domestiques. Mais

elle est aussi polluée par d'autres éléments métalliques tels que le Cd, Cu, Pb et qui proviennent de l'agriculture, de l'industrie et de l'activité portuaire. L'accumulation de ces polluants métalliques fait de certaines zones de la lagune des secteurs considérablement contaminés (Carruesco et Lapaquellerie, 1986).

La **lagune d'Ebrié** (Côte d'Ivoire) est le plus grand écosystème côtier en Afrique occidentale. Les cultures agroindustrielles localisées sur son bassin versant influencent la qualité des eaux lagunaires par lessivage des produits phytosanitaires et fertilisants (Scheren et al., 2004 ; Affian et al., 2009). Ainsi, les sédiments des baies urbaines du Banco, de Cocody, de Marcory et de Biétri contiennent plus de 1 000 g/kg d'hydrocarbures totaux, qui d'après leur rapport au carbone organique ont une origine manifestement pétrolière et donc anthropique. Une pollution moindre, quoique significative (100 à 400 g/kg) est localisée dans les chenaux centraux du secteur abidjanais. La lagune rurale n'est pas contaminée par les hydrocarbures pétroliers, à l'exception de la baie de Binger ville où, là aussi, l'origine pétrolière est indéniable (Scheren et al., 2004).

Les **lagunes Marocaines (Moulay Bouselham, Sidi Moussa et Oualidia)**, ne sont pas non plus épargnées par ces activités anthropiques. Elles sont sous l'influence de rejets domestiques, industrielle (Jorf Lasfar), activité portuaire et agricoles. Ces sources de pollution métallique influencent sur la santé de ces écosystèmes côtier en contaminant certains endroits de la lagune en particulier les parties antérieures. (Maanan et al., 2004 ; Zourarah et al., 2007 ; Mhammdi Alaoui et al., 2010).

## **2. Etat de l'art**

Nos connaissances des lagunes, de leur environnement, de leur fonctionnement, de leur dynamique, et de leur écologie ont été considérablement améliorées depuis notamment une quinzaine d'années. Ces milieux ont connu un intérêt croissant dans la mesure où ils sont de plus en plus exploités pour des buts de transport, de loisirs et de production alimentaire (aquaculture). En 1967, le premier colloque sur les lagunes côtières s'est tenu à Mexico (Phleger, 1969). En 1977, R. Lankford proposa la première classification des lagunes côtières du Mexique. Un séminaire qui s'est tenu en 1978 à l'Université de Duke au Marine Laboratory à Beaufort (Caroline de Nord), a été publié par l'UNESCO en 1981. Guelorget et Perthuisot (1983) proposèrent un schéma d'organisation biologique des lagunes méditerranéennes. Le travail le plus complet, et qui traite de nombreux aspects des lagunes côtières, reste celui de Kjerve (1994).

Les lagunes côtières sont des milieux hautement productifs. Elles occupent une place importante parmi les écosystèmes mondiaux. En conséquence, l'importance des lagunes comme systèmes écologiques est un thème dominant dans la plupart des études sur ces environnements. Les lagunes côtières sont des zones de transition particulièrement instables et fragiles, comprenant une variété d'habitats différents d'une valeur environnementale écosystémique tout à fait unique (Levin et al., 2001). La formation et la prévalence des processus écosystémiques dans les lagunes côtières sont contrôlées par des interactions entre les facteurs de stress et les flux de matière entre le continent, l'océan et l'atmosphère, et qui induisent des conditions très dynamiques et changeantes (Barnes, 1980 ; Kjerfve, 1994). Cependant, les capacités de résilience et d'amortissement ne présentent pas un comportement linéaire, mais subissent plutôt des réponses brusques qui peuvent entraîner des changements rapides de régime (Scheffer et al., 2001), avec un déplacement irréversible des composantes de la communauté pivot (Valiela et al., 2000b ; Schramm, 1999).

Les environnements lagunaires offrent d'importants services écosystémiques, tels que la pêche, l'aquaculture, l'épuration des rivières, l'observation des oiseaux et la protection contre les inondations et les tempêtes (Hester et Harrison, 2010). Les lagunes jouent un rôle clé dans la protection du littoral en particulier par la stabilisation des sédiments et des sols et par l'atténuation des vagues et des courants de marée. Leur haute productivité biologique favorise généralement de fortes densités de population humaine et un large éventail d'activités économiques et récréatives (Gönenç et Wolflin 2005). A cause de l'augmentation des populations côtières, les activités anthropiques affectent fortement les écosystèmes lagunaires côtiers (Maanan, 2008 ; Affian et al., 2009 ; Maanan et al., 2013). Les lagunes ont souvent fait l'objet de nombreuses altérations induites par le dragage, l'eutrophisation, la pollution, les déséquilibres hydrologiques et la modification des écosystèmes causée par la surpêche, et l'introduction d'espèces ou de l'aquaculture ; beaucoup de ces activités ont donné lieu à des dommages graves, voir irréparables. Ces pressions ne conduisent pas seulement à des perturbations écologiques. Elles limitent ou suppriment les services économiques et écologiques assurés par ces écosystèmes, initiant ainsi des cycles de perturbation vicieux. Les variations de l'usage des sols, les points et la diffusion de la pollution des eaux, et des constructions sur les rivages sont d'autres exemples de facteurs de stress anthropiques qui peuvent avoir des répercussions profondes et dramatiques sur les lagunes côtières (Pérez-Ruzafa et al., 2007 ; Cañedo-Argüelles et al., 2012.). Cependant, les pressions anthropiques directes, générées en grande partie par l'attractivité des lagunes, ne sont pas la seule source de

stress sur ces milieux ; les menaces naturelles ayant un impact important sur les lagunes côtières sont devenues plus répandues ces dernières décennies en raison de la subsidence et des variations de niveau de la mer, ainsi que des changements dans les précipitations, le ruissellement et la fréquence des tempêtes (Crossland et al., 2005 ; Eisenreich, 2005).

Les principaux points qui méritent d'être soulignés en ce qui concerne les changements au niveau des lagunes côtières sont les suivants : (i) L'installation de populations sans cesse croissantes et leurs activités historiquement attachées à la limite terre / mer pour des raisons biologiques, économiques et géographiques, et (ii) la consommation des ressources par ces populations (McGranahan et al., 2003 ; Black et al., 2011).

Les lagunes, comme beaucoup d'autres systèmes terrestres, sont désormais exposées à la fois aux processus mondiaux et aux facteurs de stress locaux (Vinebrooke et al., 2004). Le changement climatique n'est qu'une des nombreuses sources de perturbation des écosystèmes lagunaires, et ces perturbations se produisent simultanément à plusieurs échelles spatiales et temporelles. Alors que certains facteurs de stress associés au changement climatique ne se manifestent que lentement au fil des décennies et à l'échelle régionale et continentale, les facteurs de stress locaux, propres au site, peuvent se produire rapidement et causer des impacts importants sur les lagunes (Eisenreich, 2005 ; Mc Granahan et al., 2007). Les interactions entre les facteurs de stress locaux et le changement climatique global peuvent également être importantes, mais ces interactions sont complexes et très spécifiques au site (Lloret et al., 2008). Le consensus scientifique est que le changement climatique aura une influence profonde sur les demandes futures et ajoutera des pressions sur l'utilisation de l'eau et des écosystèmes aquatiques au niveau des zones côtières, et des lagunes en particulier (Anthony et al., 2009). Dans ce sens, tous les efforts qui se font pour comprendre les interactions entre ces facteurs de stress multi-échelles constituent un véritable défi (Vinebrooke et al., 2004) ; ces enjeux importants sont, bien sûr, au-delà de la portée de ce projet de recherche, mais ils servent de modèle de travail à entreprendre.

### **3. Questionnements scientifiques**

L'approche géomatique et sédimentologique appliquée aux systèmes lagunaires ayant pour finalité la reconstitution de leur évolution sédimentaire et hydrologique débouche sur un certain nombre de questionnements scientifiques qui portent sur : (i) la relation entre la couverture sédimentaire actuelle et l'occupation de sol, (ii) entre les archives sédimentaires et l'occupation historique des lagunes et (iii) la paléo-hydrologie du bassin versant.

En se focalisant sur l'étude d'une lagune, nous pouvons nous demander de quelle façon la partie exondée du bassin versant d'une lagune, en tenant compte de ses caractéristiques propres (dimensions, géographie, origine, âge), donne-t-elle des clés sur son évolution passée ? Cette question renvoie au type d'archives disponibles pour l'environnementaliste, disponibilité qui conditionne de fait l'approche envisagée. Quelles archives sont disponibles et où se trouvent-elles autour de la lagune étudiée pour mener à bien une reconstitution d'anciens niveaux lagunaires ?

Il existe, dans le bassin versant, des espaces privilégiés pour l'approche envisagée : la zone intertidale d'une lagune actuelle est l'espace qui présente le plus fort potentiel de témoins, tant sédimentaires que géomorphologiques, d'une présence passée d'une lagune.

Quels indicateurs sont réellement capables de fournir une information précise sur une ancienne contamination? Et qu'est-ce qu'il faut prendre comme valeur de bruit de fond géochimique? Local ou global?

Les archives «lagunaires» sont discontinues et présentent des discordances, car elles suivent les perturbations climatiques (période humide / période sèche) et/ou anthropiques (déforestation, aménagement d'un bassin versant, développement d'une activité agricole). Tous les témoins disponibles sont donc *à priori* intéressants à étudier. Il est néanmoins impératif de privilégier l'analyse des dépôts et des formes qui fournissent un haut degré de précision sur les anciens niveaux (les caractéristiques des facies sédimentaires : granulométrie, géochimie).

#### **4. Objectifs**

En dépit des progrès récents dans l'étude des lagunes côtières, étudier ces écosystèmes reste encore extrêmement difficile, surtout en ce qui concerne la façon dont leurs dynamiques fonctionnelles sont imbriquées avec les besoins sociétaux dans des contextes différents, et la façon dont elles réagissent à différents niveaux de pression anthropique. A cette question fondamentale, s'ajoute une question méthodologique :es outils géochimiques et géomatiques nécessaires à l'étude des lagunes doivent être perfectionnés (définition de fond géochimique).

Les lagunes sont principalement des puits de sédiments à l'échelle séculaire. La vitesse de sédimentation n'est pas toujours continue : tempêtes ou inondations peuvent causer des effets épisodiques de sédimentation accrue (Dezileau et al., 2011; Sabatier et al., 2012). Au niveau de Lagoa dos Patos, Toldo et al. (2000) ont estimé un taux de sédimentation variant de 0,52 à 0,75 mm.an-1 au cours des 8 000 dernières années. Ces taux de sédimentation ont

significativement augmenté à 0,35 à 8,3 mm.an-1 au cours des 150 dernières années en raison de la déforestation qui a eu lieu après la colonisation européenne dans le sud du Brésil. Plusieurs auteurs ont décrit des changements similaires dans les taux de sédimentation des lagunes côtières dans le Pacifique occidental (Bird, 1994) et dans des lagunes de l'Atlantique (Appleby et al., 2001 ; Maanan et al., 2013).

Le terrain d'étude est le littoral Nord - Ouest Atlantique. Il sert de test à nos méthodes de travail et c'est un cas d'école pour la diversité de son occupation et de son exploitation par l'homme. Cet espace regroupe des lagunes importantes avec à leur tête Oualidia et Moulay Bousselham. Là où l'urbanisation et le développement agricole se sont accélérés ces dernières décennies et ont eu des impacts qui représentent actuellement des facteurs de risque qu'il faut gérer et maîtriser. La multiplicité des formes de dégradation de l'environnement nous renseigne non seulement sur le poids de l'action anthropique mais aussi sur la fragilité des écosystèmes composant le milieu lagunaire. Pourtant, ce phénomène revêt une ampleur mondiale : envasement de la Grande Barrière de Corail (Australie), colmatage de la lagune de Venise (Italie), disparition de la Mer d'Aral (Kazakhstan et Ouzbékistan)... Que le phénomène soit lié à une évolution naturelle ou aux activités humaines, les conséquences écologiques et économiques de ces modifications sont souvent considérables (Tableau 1). Les processus entrant en jeu dans le comblement sédimentaire sont complexes et variés. Leur prise en compte à travers une vision pluridisciplinaire s'avère nécessaire afin de mieux cerner le phénomène et mettre en place des mesures durables pour en limiter les impacts sur les sociétés.

**Tableau 1. : Quelques exemples des lagunes dégradées**

	<b>Causes principales</b>	<b>Conséquences</b>	<b>Référence</b>
<b>Lagune de Venise</b> (Italie)	Apports fluviaux lors des crues. Fermeture du lido et des passes. Anthropisation du système.	Disparition d'un site patrimonial. Inondations. Modifications de l'écosystème. Tendance récente à l'érosion ?	Brambatiet al.( 2003)
<b>Laguna Madre</b> (États-Unis)	Transport éolien et marin. Fort impact des cyclones.	La réouverture du milieu par submersion semble plus probable que le comblement.	Morton et al.(2000)
<b>Lagune La Mancha</b> (Mexique)	Apports marins. Fixation artificielle des passes. Érosion côtière.	Modifications de l'écosystème. Perturbation du régime hydrique des mangroves.	Psutty et al. (2008)
<b>Lagune de Xiaohai</b> (Chine)	Aménagement des fleuves. Remblaiements artificiels.	Concentration des polluants. Impacts économiques (pêche et l'aquaculture).	Gong et al.( 2008)
<b>Lagune Sidi Moussa</b> (Maroc)	Ruissellement direct en hiver. Transport éolien local en été.	Évolution lente, le bassin est peu anthropisé. Pas d'impact notoire.	Maanan et al. (2004)
<b>Lagune d'Ebrié</b> (Côte d'Ivoire)	Aménagement des passes. Anthropisation du système.	Modifications de l'écosystème. Pollution importance par les métaux lourds et les hydrocarbures.	Affian et al. (2010)

Le choix de travailler sur les lagunes marocaines s'est avéré à la fois difficile et pertinent. La pertinence est relative à deux éléments : le premier est la rareté des études de ce type sur cet espace. Le second élément est la variété des occupations humaines et économiques et la richesse paysagère que représente ce littoral. Pour plus d'efficacité dans l'approche adoptée, deux méthodes ont été utilisées : la diachronie, et le multiscalaire. La diachronie permet d'étudier l'évolution dans le temps des interactions entre occupation du littoral et milieu naturel.

Le travail était basé sur deux cas d'études. Le critère de choix est essentiellement lié à la nature de l'action anthropique (urbanisation, agriculture) et le type du climat (méditerranéen pour la lagune de Moulay Bouselham et semi-aride pour la lagune de Oualidia).

Ce travail de thèse est complémentaire aux différents travaux antérieurs qui se focalisent sur l'étude de la géochimie des sédiments des deux lagunes (Zourarah, 2002 ; Mhammdi Alaoui et al., 2010). Mais une des originalités de ce travail est de mettre en lumière l'impact local de l'occupation de sol (évolution de la tache agricole, urbanisée) sur l'évolution de la contamination des sédiments depuis la période anthropocène. Ce dernier est proposé en 2000 par Paul Crutzen, chimiste néerlandais nobélisé en 1995, désigne une nouvelle époque géologique marquée par

l'influence prédominante de l'être humain sur les processus et les dynamiques du système terrestre, en quelque sorte un synonyme des changements globaux, à savoir l'ensemble des métamorphoses qui affectent notre planète, de la mondialisation des marchés à l'érosion de la biodiversité, en passant par les changements climatiques et la transformation des habitats.

La limite anthropocène correspondrait au début de l'industrialisation, vers 1850. Cette limite fait encore débat selon plusieurs géo-scientifiques (Paul Crutzen, chimiste ; Will Steffen, expert en sciences du climat ; Jacques Grinevald, philosophe, historien des sciences et spécialiste de l'écologie globale et John McNeil, historien de l'environnement).

L'objectif de l'étude est d'analyser les relations homme/milieu dans un espace convoité et fragile. La dégradation de l'environnement lagunaire apparaît par une dynamique perturbée, une biodiversité en régression et un paysage naturel artificialisé. Les travaux de cette thèse s'inscrivent ainsi dans l'optique générale visant à une meilleure compréhension du comportement des contaminants métalliques dans le compartiment sédimentaire. Les principaux objectifs de ce travail sont : (i) définir, à travers des études locales, le rôle de l'Homme en tant que moteur du changement environnemental des lagunes côtières marocaines. L'accent sera mis sur l'évolution contemporaine de l'occupation humaine dans les bassins versants adjacents et comment cette évolution a influencé le flux de métaux toxiques et de nutriments provenant des terres vers la zone côtière et vers les océans et (ii) élaborer et appliquer des techniques de reconstruction paléo-environnementale qui peuvent déterminer rapidement des géo-indicateurs de l'évolution des systèmes lagunaires.

## **5. Organisation du mémoire**

Cette thèse relève de la géologie et de la géographie de l'environnement, il s'agit d'un travail qui combine les connaissances de la sédimentologie, la géochimie, la géographie physique et la géographie humaine. L'aménagement de l'espace littoral marocain et les questions environnementales sont les axes centraux de cette thèse.

La structure de la thèse répond à la fois aux deux objectifs scientifiques énoncés ci-dessus, et met en avant leurs relations dans une logique scientifique d'ensemble.

Le premier chapitre expose le contexte scientifique des recherches menées à travers une présentation des deux lagunes marocaines (Moulay Bousselham et Oualidia), ce qui fait leurs originalités ainsi que la géographie et la géologie des deux bassins dans lesquels elles se trouvent. Cette première partie est aussi l'occasion de dresser l'état de l'art sur l'évolution de l'occupation de sol sur une période de 60 ans.

Le deuxième chapitre est consacré au développement de la méthodologie choisie pour répondre aux objectifs. Cette partie présente les différents outils et méthodes auxquels on a fait appel pour produire et mettre en valeur les données acquises sur le terrain (sédimentologie ; géochimie) ou les données disponibles (cartes ; images).

Le troisième chapitre expose les résultats des recherches concernant la description des dépôts actuels des deux lagunes; on distingue trois parties : (i) *sédimentologie et géochimie* des sédiments prélevés au niveau des zones d'études ; (ii) répartition des *métaux lourds* afin d'élaborer une carte des sources potentielles des métaux lourds ; (iii) *qualité de l'environnement*, partie dans laquelle nous avons cartographié la répartition des différents indicateurs de la pollution : facteur d'enrichissement, et indice de contamination.

Le quatrième chapitre est consacré, dans un premier temps à l'interprétation et la synthèse chronostratigraphique des résultats pour les deux lagunes ainsi qu'à la mise en place d'une chronologie absolue pour les niveaux lagunaires reconstitués. Dans un second temps, les résultats obtenus sont discutés à la lumière de la comparaison entre les autres chronologies de l'évolution de l'occupation de sol depuis 60 ans, l'objectif étant d'identifier ou de confirmer le(s) forçage(s) anthropiques possible(s) à l'origine des variations de la qualité environnementale des lagunes.

La partie conclusion comprend deux volets : (i) la synthèse des résultats de l'étude réalisée et (ii) la cartographie des stations à risques. Dans cette partie, nous essayons de mettre en relation l'influence de l'occupation de sol et les conséquences sur la qualité de l'environnement lagunaire.

# Chapitre I :

Présentation des zones d'études : lagune de  
Moulay Bouselham et lagune d'Oualidia

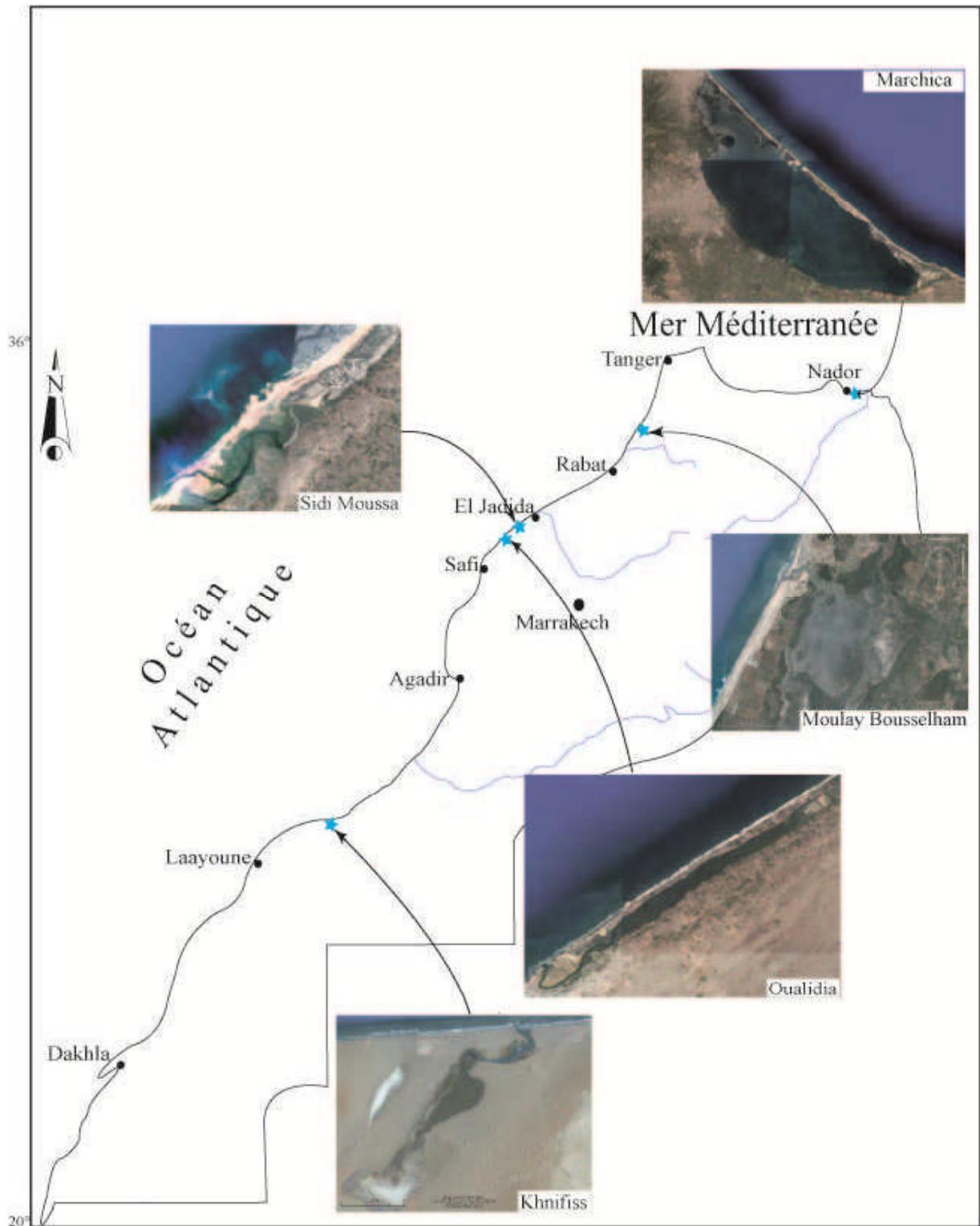
---

## **Chapitre I : Présentation des zones d'études : lagune de Moulay Bouselham et lagune d'Oualidia**

Le Maroc possède plusieurs lagunes littorales bien développées et présentant un intérêt à la fois biologique, écologique, économique et paysagère (Figure I-1). Elles sont situées sur les deux façades maritimes (atlantique et méditerranéenne), mais leurs représentations géographiques sont variables ainsi que leurs formes et leurs tailles. Elles dépendent de l'importance de leurs communications avec la mer.

Nous avons choisi les lagunes d'Oualidia et de Moulay Bouselham comme zones d'études car elles font partie des écosystèmes côtiers les plus importants sur la façade atlantique marocaine. De plus, elles sont identifiées comme des sites d'intérêt écologique et biologique (SIBE) par le Ministère chargé des Eaux et Forêts, et inscrits comme site Ramsar.

Ces deux lagunes pourraient représenter des futurs pôles touristiques et industriels et seraient éventuellement soumises à des apports provenant d'activités humaines (tourisme, agriculture, exploitation de sel, ostréiculture et pêche).



*Figure I-1 : Localisation des lagunes marocaines*

## 1. Présentation des zones d'études

### 1.1. La lagune de Moulay Bouselham

#### 1.1.1. Contexte géographique

La lagune de Moulay Bouselham se situe sur la côte atlantique nord marocaine, entre 34.47' et 34.53' Nord et 6.13' et 19' Ouest (Figure I-2). Elle possède une forme elliptique, avec une longueur maximale de 9 km, une largeur maximale de 5 km et une superficie de 35 km<sup>2</sup>. Elle est divisée en deux Merjas : la Merja Kahla de 3 km<sup>2</sup>, très peu profonde (environ 50 cm) et la Merja Zerga de 27 km<sup>2</sup>, toujours couverte par le flot à marée haute et caractérisée par une profondeur plus importante (jusqu'à 5 m). Le goulet et la passe occupent le reste de la superficie de la lagune.

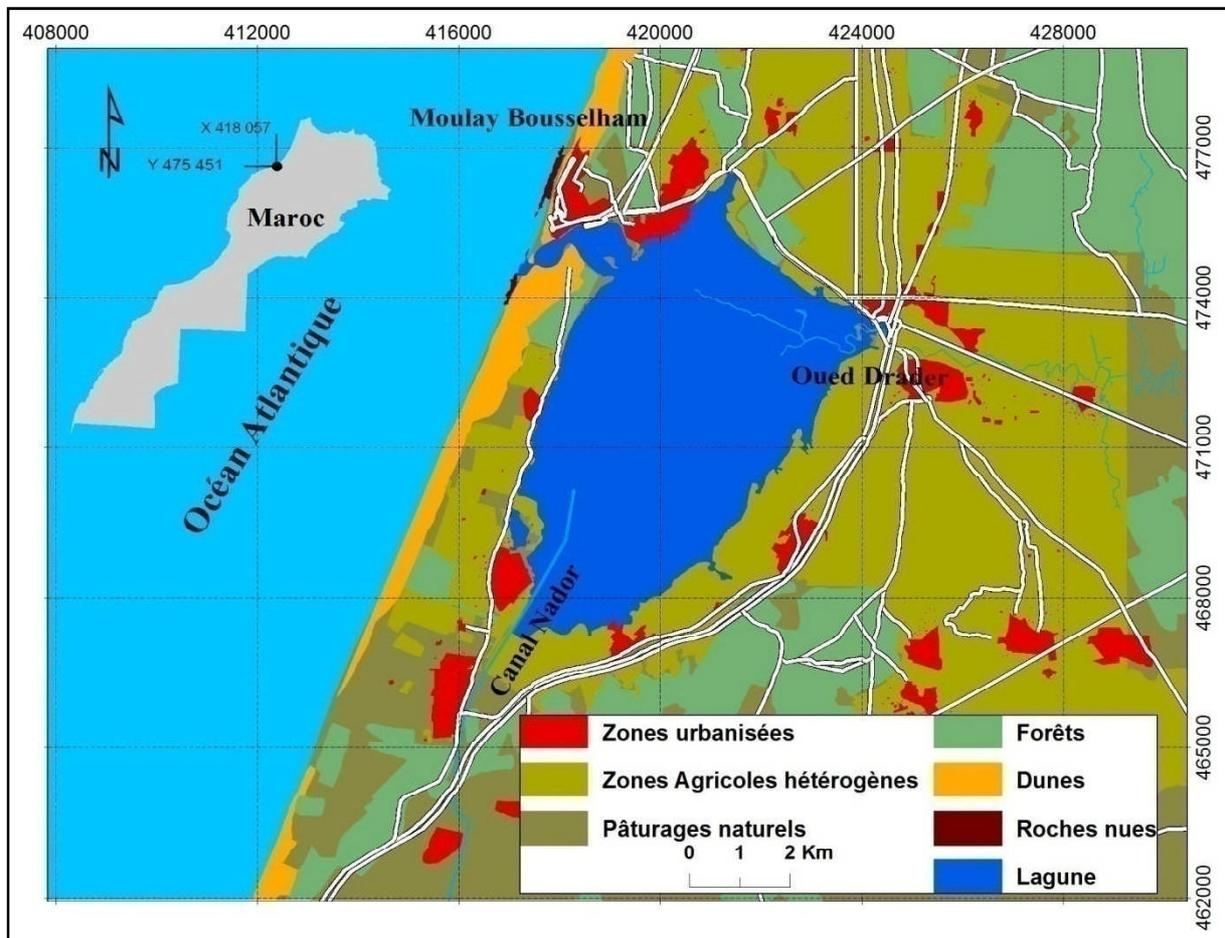


Figure I-2: Présentation de la lagune de Moulay Bouselham

### *1.1.2. Contexte géomorphologique*

La lagune de Moulay Bouselham occupe une dépression inter-dunaire orientée NNE-SSW; elle est entourée de collines ne dépassant pas les 200 m de hauteur, situées essentiellement du côté sud-est (collines de Lalla Zohra) et du côté nord-est (collines d'El Ferjane, Lalla Ghanno et Kouricha). A l'Ouest, la lagune est bordée par une côte rectiligne orientée NNE-SSW. La frange littorale est constituée d'une plage sableuse dominée par une falaise gréseuse résultant de l'érosion d'un cordon dunaire littoral consolidé.

La lagune de Moulay Bouselham est caractérisée par des vasières, des chenaux intertidaux et des ceintures de végétation qui dominent sa physionomie générale. Sa morphologie est en constante évolution. Les relevés de profils bathymétriques réalisés par Bazairi et al. (1999) ont montré une variation des profondeurs de chenaux entre 0,1 et 5,5 m avec une répartition spatiale irrégulière.

La lagune est également caractérisée par : (figures I-3 et I-4) (Mhammdi Alaoui et al., 2010)

- une zone de communication avec l'océan Atlantique qui se fait par l'intermédiaire d'une passe étroite et sinueuse, d'une largeur moyenne de 357 m. Elle peut être le siège de courants de marée très violents ;
- un goulet dont les dimensions, sont régies par l'évolution d'une flèche littorale sableuse qui se trouve sur sa rive gauche et dont la croissance se produit par des dépôts de sable sous l'action des vagues, déterminant l'ouverture de la passe. Le remplissage et la vidange de la lagune se font par un réseau de chenaux permanents (principaux, secondaires et tertiaires) qui permettent la communication entre la lagune et l'océan par le biais du goulet.
- une barre rocheuse qui se développe au Nord du débouché de la lagune ;
- une zone lagunaire au sens strict, qui forme le bassin lagunaire, regroupant les slikkes et les schorres ;
- une zone fluviale comprenant deux cours d'eau douce qui se présente sous forme d'un micro-delta progradant vers le centre de la lagune : i) l'oued Drader à l'Est, qui draine le bassin versant du Drader (Combe, 1968) et divise la lagune en deux parties inégales : la Merja Kahla, au Nord et la Merja Zerga, au Sud ; et ii) le canal de Nador au Sud, qui draine les terres agricoles et les marécages du bassin versant de Mda.

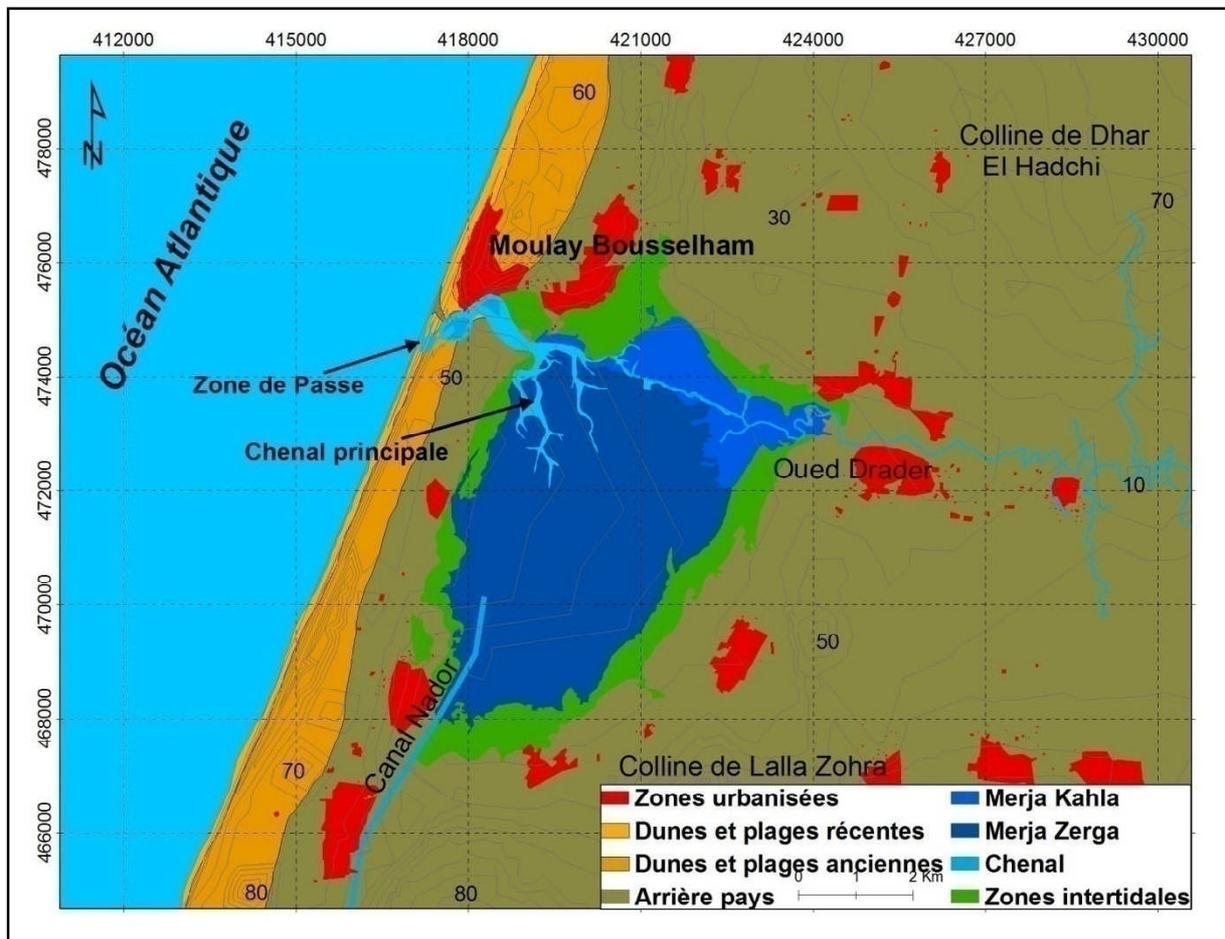


Figure I-3 : Morphologie de la lagune de Moulay Bouselham



Figure I-4 : Photos des unités morphologiques de la lagune de Moulay Bouselham

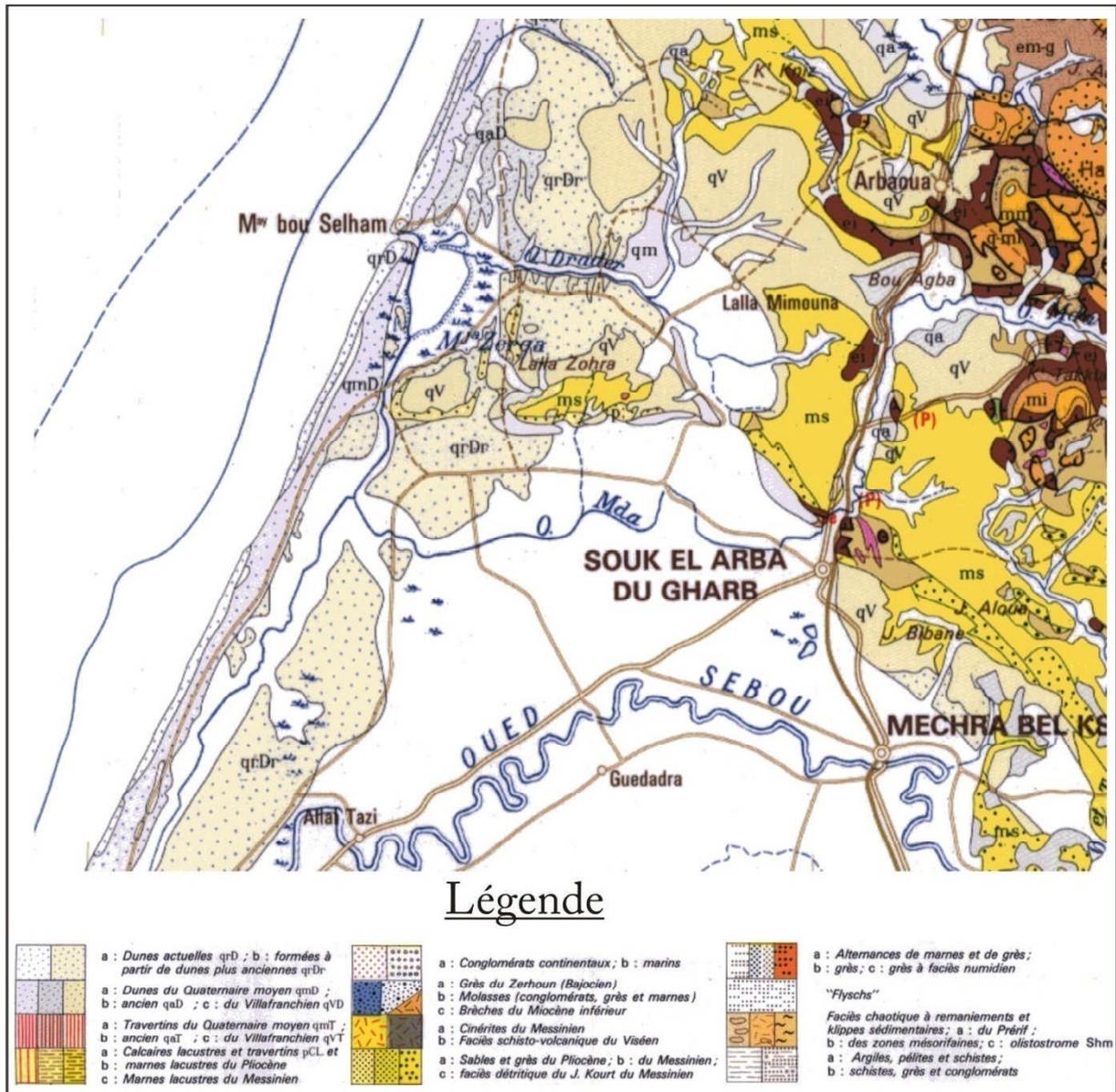
### *1.1.3. Contexte géologique*

Géologiquement, la lagune de Moulay Bousselham appartient au bassin du Rharb (figure I-5). Ce dernier est situé entre deux grands groupes structuraux : la Meseta et le Rif et il représente une zone de faiblesse tectonique ayant donné lieu à une subsidence qui a été mise en évidence par des campagnes géophysiques. Le comblement de ce bassin s'est effectué au cours du Tertiaire par des sédiments d'origine marine (marnes et sables), et à partir du Quaternaire par des formations essentiellement continentales, excepté dans la frange littorale côtière (Le Coz, 1964 ; Cirac, 1985).

La lagune de Moulay Bousselham est localisée dans la partie septentrionale du bassin du Rharb. Elle se situe dans le prolongement du Haut-Rharb occidental qui se rattache géologiquement au domaine pré-rifain. L'environnement géologique de la lagune se caractérise par :

- une flexure d'âge villafranchien Nord-Sud, à l'Est de la lagune ;
- des structures anticlinales et synclinales héritées de la tectonique post villafranchienne de direction Est-Ouest.

Les campagnes géophysiques ont amélioré la connaissance de la structure profonde du bassin occupé par le système lagunaire. Ainsi, la lagune de Moulay Bousselham est installée dans une dépression d'origine structurale, dominée à l'Ouest, par des cordons dunaires consolidés (calcarénites) surmontées de dunes vives d'âge quaternaire récent et moyen. A l'Est, on trouve des épandages sablo limoneux continentaux du quaternaire (Combe, 1975).



**Figure I-5 : Extrait de la carte géologique de la Chaîne Rifaine centré sur la lagune de Moulay Bouselham (Suter, 1980)**

#### 1.1.4. Contexte climatique

La Lagune de Moulay Bouselham est soumise à un climat subhumide caractérisé par deux saisons : une saison humide et pluvieuse (hiver) et une saison chaude et sèche (été). Le printemps et l'automne se partagent selon les années, entre ces deux saisons. Ces conditions atmosphériques peuvent être localement modifiées par le relief et la morphologie des bassins versants (Lecoz, 1964).

### (i). Les précipitations

Le régime des précipitations est très irrégulier faisant alterner des périodes pluvieuses et des périodes sèches. La moyenne annuelle des précipitations est de 750 mm. La saison pluvieuse s'étale sur l'automne, l'hiver et le début du printemps. La saison sèche s'étale de la fin du printemps jusqu'à la fin de l'été (Ben Bakhta, 1994).

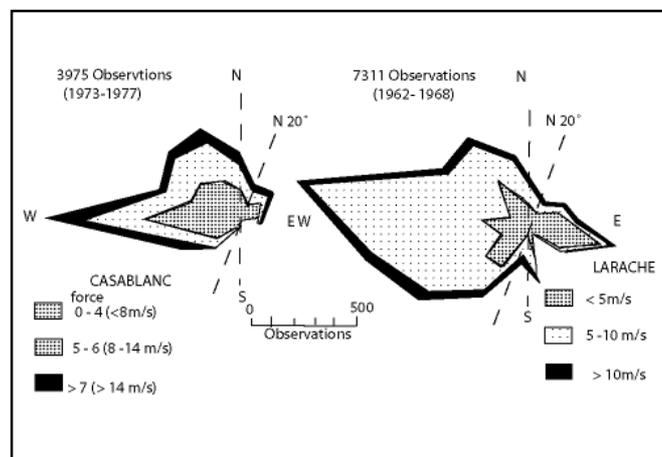
### (ii). Les températures

Dans la région de Moulay Bousselham, la température moyenne annuelle est de 18°C. On distingue cependant, deux saisons bien différenciées. La première chaude, s'étale du mois de mai au mois de septembre avec des températures moyennes de l'ordre de 28 à 30°C pendant les mois de juillet et d'août. La seconde, couvrant la période octobre - avril est caractérisée par des températures douces dont les valeurs maximales ne dépassent pas 19°C. Les écarts annuels des maxima sont assez marqués, avec des valeurs de 11 à 13°C ; alors que les amplitudes thermiques (écarts mensuels entre les maxima et les minima) enregistrent des valeurs de l'ordre de 7 à 11.5°C.

Rharbi (1990) montre que la température annuelle calculée sur 10 ans permet de distinguer deux saisons : le contraste annuel thermique entre le minimum enregistré en janvier et le maximum enregistré en juillet paraît assez marqué (Ben Bakhta, 1994).

### (IV). Les vents

Dans la région de Moulay Bousselham, les vents sont caractérisés par une prédominance des vents de composante Ouest et principalement du Sud-Ouest ; ils font ressortir ainsi l'influence océanique du climat (Figure I-6). La vitesse moyenne s'accroît de janvier à mai puis chute durant l'été pour atteindre 2m/s en automne (Lacoste, 1984).



*Figure I-6 : Rose des vents à Casablanca et Larache*

### *1.1.5. Contexte hydrologique et hydrogéologique*

#### i). Hydrologie continentale

Deux cours d'eau permanents alimentent en eau douce la lagune (Figure I-7) :

- l'Oued Drader : cette rivière draine un bassin versant de 1 150 km<sup>2</sup> et se distingue par un écoulement original. Ses cours supérieur et moyen suivent une direction Nord-Sud et sont intermittents. L'Oued ne devient pérenne qu'après avoir pris une direction Est-Ouest alors qu'il bénéficie du déversement des sources qui alimentent son cours inférieur (Carruesco, 1989). Les mesures de débits moyens annuels de 500 Vs et de débit minimum d'étiage de 300 l/s.
- le canal du Nador : ce canal artificiel est construit en 1953. Il draine le bassin versant du Mda (cours d'eau intermittent) de 700 km<sup>2</sup> ainsi que la zone de la rive droite du Sebou. Ce canal a été creusé afin de drainer les Merjas côtières du Sud, lors des périodes d'inondation de la rive droite du Sebou. Son débit, pratiquement nul en été, devient important lors des fortes précipitations d'hiver (150 m<sup>3</sup>/an) (Lamrini et al., 2007).

L'existence d'une ou plusieurs nappes aquifères de puissance réduite exploitées autour de la lagune par puits contribue à l'alimentation de la lagune (Carruesco, 1989). L'alimentation de cette nappe est assurée uniquement par des infiltrations d'eau des précipitations. Les apports de cette nappe à la lagune sont estimés à 1 m<sup>3</sup>/s (Combe, 1975), soit près de 35x10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> par an.

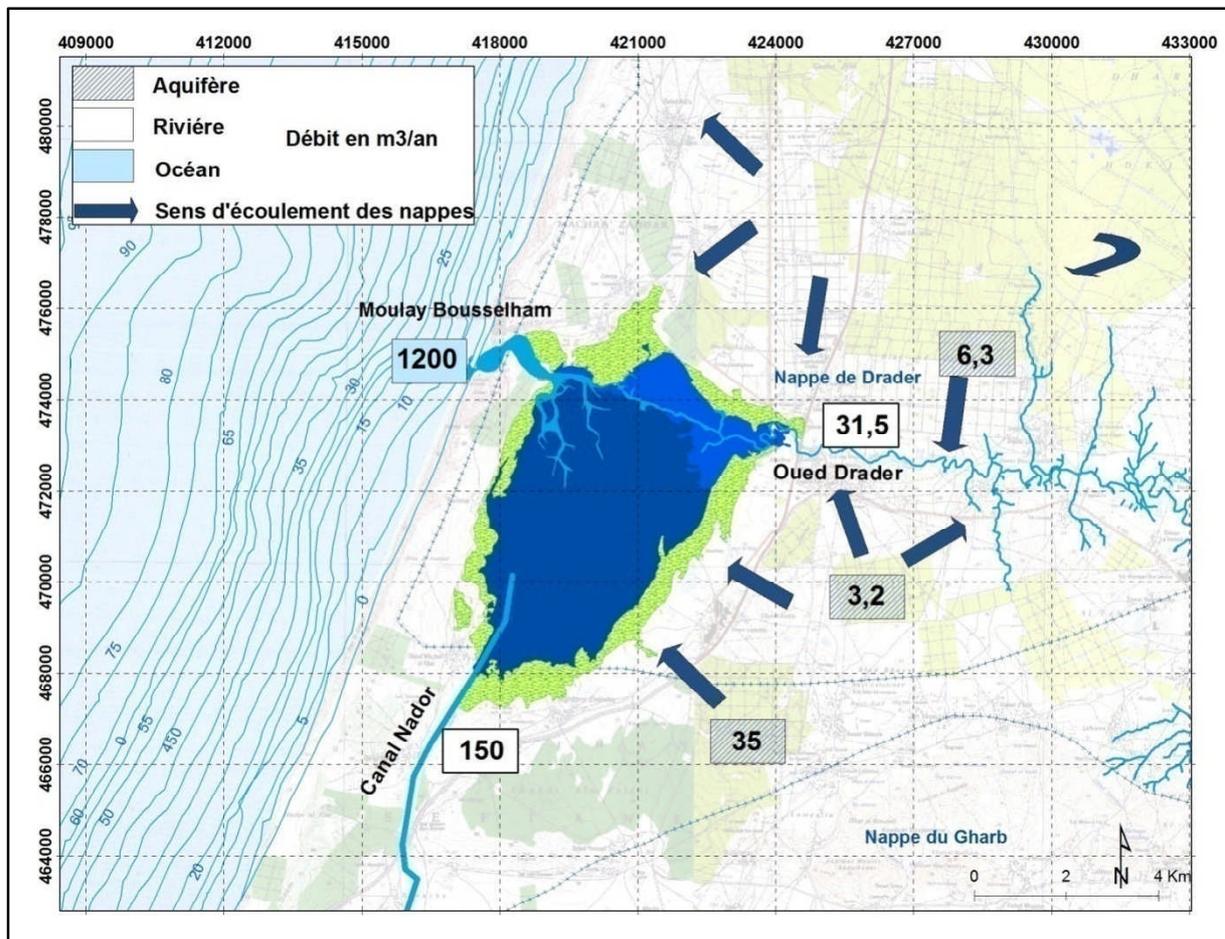


Figure I-7 : Réseau hydrographique de la région de Moulay Bouselham

### (ii). Hydrologie lagunaire

La description et le fonctionnement hydro-sédimentaire de cette lagune sont en étroite relation avec les caractéristiques hydrologique et courantologique dans le bassin lagunaire et de la zone côtière.

Le régime hydrologique est principalement déterminé par le rythme marégraphique, mais aussi par l'apport de deux cours d'eau permanents qui se jettent dans la lagune (oued Drader : 31,5 à 106 m<sup>3</sup> /an et le Canal de Nador : 106 à 150 m<sup>3</sup> /an), ainsi que par les eaux provenant des résurgences de la nappe phréatique qui surgissent en particulier au niveau des marges continentales Nord et Est de la lagune (Carruesco, 1989 ; Lamrini et al., 2007).

Le régime hydrologique marin de la lagune est tributaire de deux facteurs principaux : le régime des marées et la morphologie du goulet.

- Le régime des marées : Le volume des eaux transitant dans le goulet à chaque cycle de marée est évalué à 1 500 000 m<sup>3</sup> (moyenne des marées de mortes eaux et de vives eaux). Pendant la durée du flot, l'apport en eau douce se limite à 2 500 m<sup>3</sup> (Beaubrun, 1976).

- La morphologie du goulet : La position du goulet et son existence même dépendent de l'interaction qui se crée entre les houles océaniques qui tendent à l'obstruer et les courants de marée qui entretiennent le passage. L'histoire récente de la lagune (rapport SOGREAH, 1961) révèle que le goulet a présenté une alternance d'ouvertures (par creusement humain) et de fermetures (par ensablement) depuis 1928. En 1950, le creusement artificiel d'un nouveau goulet situé plus au nord va établir une communication permanente avec l'océan mais va aussi entraîner un déplacement irréversible du goulet vers le nord, jusqu'à ce qu'il se heurte au platier rocheux, après avoir totalement érodé la plage de Moulay Bouselham.

Le régime hydrologique de la lagune de Moulay Bouselham apparaît donc comme variable dans le temps. Ces variations s'enregistrent aussi bien sur le plan annuel (régime saisonnier des précipitations) que sur le plan pluriannuel (crues décennales, fermeture du goulet). Une modification supplémentaire est apportée par la mise en service du canal du Nador, en 1953.

Le bilan hydrologique montre que l'eau douce transitant dans la lagune a une salinité de 1 à 2‰ (Carruesco, 1989). En revanche, les variations saisonnières et annuelles conditionnent ce transit et, en conséquence, la salinité durant l'été est presque égale à la salinité océanique (35 g/l) dans toute la lagune à l'exception des bords éloignés où elle est de moins de 35 g/l alors qu'en hiver et en raison des apports d'eau douce, elle diminue jusqu'à 30 g/l. A marée haute, la salinité de l'eau varie de 27,9 à 31,5 g/l. A marée basse, elle est nettement inférieure en raison de la dilution des eaux et atteint 3,4 g/l à l'embouchure du canal de Nador et de l'Oued Drader et 27 g/l au niveau du goulet (Labbaridi et al., 2005). Les variations annuelles et même pluriannuelles sont conditionnées par le développement de la flèche littorale qui détermine les dimensions du goulet et donc les flux d'eau transitant dans la lagune.

#### (IV). Hydrodynamique marine

##### La marée

La lagune du Moulay Bouselham est soumise à un régime de marée semi-diurne. Le volume transitant par le goulet à chaque cycle de marée a été évalué par Beaubrun, (1976) à  $20.10^6 \text{ m}^3$  /an en hiver, pendant la marée des vives eaux et à  $0,45.10^6 \text{ m}^3$ /an en mortes eaux.

A marée basse de mortes eaux, seuls les chenaux intertidaux et les parties en aval de l'Oued Drader et du canal de Nador sont immergées, alors qu'à marée haute de vives eaux, les vasières de la MerjaZerga sont entièrement submergées.

Le marnage moyen enregistré au niveau de la passe varie de 0,15 à 1,5m en fonction de la saison et des périodes de vives eaux ou de mortes eaux (Carruesco, 1989). L'amplitude des marées estivales est plus importante que celle des marées hivernales en raison de l'apport important d'eau douce empêchant l'entrée des eaux marines.

La marée du large de Larache à été mesurée lors des missions du Laboratoire Central d'Hydraulique de France (LCHF) en 1970-1971. Les caractéristiques de la marée semi-diurne sont données comme suit :

$$A=3.64 \text{ (m) et } C = - 47\text{(cm)}$$

$$\left. \begin{array}{l} \text{P.M.} = 165+1.18 c \text{ (cm)} \\ \text{B.M.} = 212- 1.86 c \text{ (cm)} \end{array} \right\} \begin{array}{l} \text{Côte par rapport au Zéro Hydrographique} \\ \text{Avec Z.H= -1,92 m NGM} \end{array}$$

Avec: A = Amplitude; C = Coefficient de marée; P.M = pleine mer et B.M = basse mer.

**Tableau I-1 : La marée dans la zone de Mahdia –Larache (Charrouf, 1989)**

Désignation	P.M	B.M	Amplitude (m)
VE exceptionnel (c=120)	3,79	0,10	3,90
VE moyenne (c=95)	3,34	0,35	2,99
VE moyenne (c=70)	2,90	0,82	2,08
VE moyenne (c=45)	2,45	1,28	1,17

### La houle

Le régime des vents est sous l'influence de l'anticyclone des Açores et influencé par les perturbations de l'Atlantique Nord. Les vents dominants sont du secteur W avec des vitesses comprises entre 5 et 10 m/s (Lacoste, 1984); mais à certaines périodes de l'année, les alizés peuvent souffler sur des secteurs plus ou moins larges de la région.

Les houles sont du secteur NNW à SSW avec une prédominance du secteur W-NW. A Mohammedia, par fonds de -18 m, la direction de la houle reste sensiblement constante et correspond à 305° avec des variations de 3 à 4° de part et d'autre.

Les houles sont en général très fortes (Tableau I-2) avec des hauteurs significatives dépassant 3m pendant 5 à 7% du temps, et 7 à 8m en périodes de tempêtes exceptionnelles. Les périodes sont comprises entre 9 et 13 s pendant 60% du temps et peuvent atteindre 18s. (Charrouf,

1989).

D'après Charrouf (1989), les plus fortes houles peuvent atteindre une amplitude de 7 à 9m et se manifestent 1 ou 2 fois par an. Celles de plus de 9m sont beaucoup plus rares et n'apparaissent que tous les 2 ou 3 ans.

*Tableau I-2 : Amplitudes des houles (Charrouf, 1989)*

Amplitude (m)	H>0	H>0,5	H>1,5	H>3	H>5	H>7
Station						
Larache (Hs)	100 (j/an)	9,64	26,3	6,8	0,6	0,05
Mehdia	100	96,4	26,3	6,8	0,6	0,05
Rabat	100	92,0	29,3	6,7	0,44	0,11
Mohammedia (Hs)	100	99,9	53,09	7,51	0,60	0,09
Casablanca	100	93,6	24,2	3,7	0,41	0,08

En général, le nombre de jours par an où arrivent les houles avec des amplitudes supérieures à 3m est de l'ordre de 14 à 25 jours. Dans 70 à 75% du temps, l'amplitude des houles ne dépassent pas 1,50m.

Au Nord de Rabat, la côte a une direction N 27°E. Les études statistiques indiquent qu'à Mehdià, la houle d'Ouest est prédominante, si bien qu'il est vraisemblable qu'une dérive littorale vers le Nord se produise.

### **Circulation océanique & upwelling**

Au niveau du littoral atlantique marocain (de la côte jusqu'à 100 km au large), le courant froid des Canaries NE-SW est souvent perturbé par des écoulements perpendiculaires à la côte des eaux de pentes qui, périodiquement envahissent le plateau continental au printemps et l'évacuent en automne/hiver. Ce phénomène d'upwelling et les remontées d'eaux froides dont les caractéristiques sont proches de celles d'une eau de 200 m de profondeur ont une incidence certaine sur la répartition et la biologie des spécimens vivant sur le plateau continental (Zourarah, 2002) et à fortiori sur la lagune.

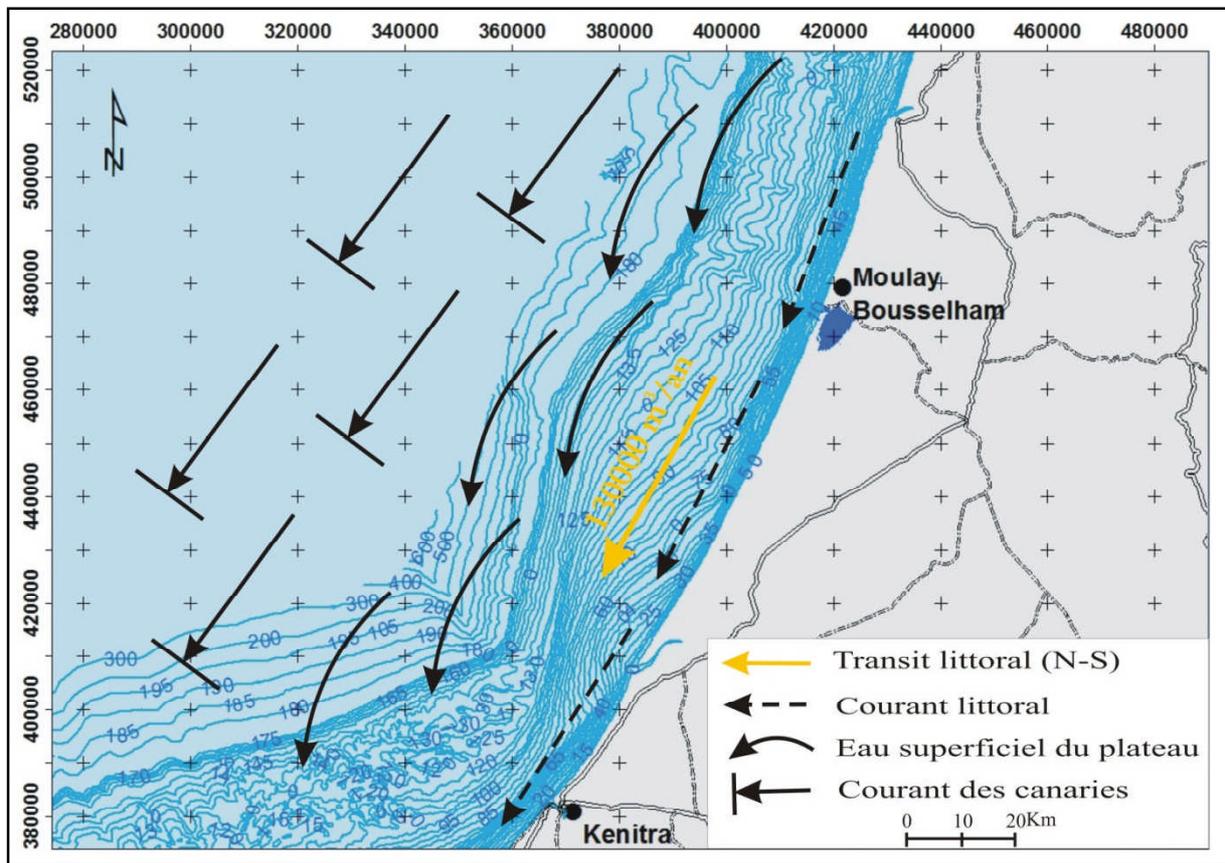


Figure I-8 : Répartition des courants de surface sur le plateau continental (Jaadi, 1981-modifié)

### 1.1.6. Contexte biologique

#### (i). La faune

La faune est principalement composée d'invertébrés et de poissons. Les invertébrés sont représentés par les pélécytopodes avec quelques échinodermes (*Donax sp*, *Paracentrotus sp*, *Ceratoderma edule*), des lamellibranches (*Venerupis decussata*, *Venerupis aurea*, *Scrobicularia plana*), des espèces strictement lagunaires (*Gammarus locusta*, *Cerebratulus marginatus*), des espèces animales réduites (*Anomia becarii*) et des crustacés détritivores (Lacoste, 1984). Les espèces de poissons sont très diversifiées (Bayed et al., 1998). On a relevé la présence de Mugilidés (*Mugil cephalus*, *Liza ramada*, *Liza aurata*, *Liza saliens* et *Chelon labrosus*), de Moronidés (*Dicentrarchus labrax*, *Dicentrarchus punctatus*), d'Anguillidés (*Anguilla anguilla*), de Soleidés (*Solea vulgaris*, *Solea senegalensis*), de Lophiidés (*Lophius budegassa*) et de Sparidés (*Diplodus puntazzo*).

La microfaune benthique est abondante mais peu diversifiée, et la macrofaune benthique est limitée, sur substrat rocheux dans le goulet et le chenal principal (*Ostrea*, *Crassostrea*, *Pholas*,...). Celle de substrat meuble, dominée par *Cerastodermaedule*,

*Venerupissemidecussatus* (toutes deux exploitées) et *Solen marginatus* dans les sables marins, et par *Scrobiculariaplana* et *Hydrobiaulvae* dans les vases thixotropiques.

#### (ii). La flore

La flore de la lagune est estimée à 50 espèces (Lacoste, 1984). D'après Dakki et al. (1998), on peut distinguer cinq formations végétales qui se succèdent, du fond de la lagune aux dunes environnantes : herbiers d'algues et des zostères, formation à *Spartina densiflora*, prairies halophiles à *Salicornia*, prairies halophiles à *Juncus rigidus* et pelouse basse. Au niveau de l'oued Drader, une végétation immergée d'eau douce (*Myriophyllum*, *Potamogeton*) marque le passage entre la lagune et les eaux douces.

Sur les berges de l'oued Drader et du canal du Nador on trouve les Phragmites, *Scirpuslacustris* et *Irispseudacorus*. Tandis qu'au niveau des schorres on trouve la végétation halophile constituée principalement de *Salicorniaarabica*, *S. perennis*, *Juncusacutus*, *J. subulatus*, *Scirpusmaritimus* et *Cladiummariscus*. Finalement, la végétation submergée est constituée de *Zosteranoltii*, *Ruppiacirrhosa*, *Ulva* et *Enteromorpha*.

#### *1.1.7. Contexte socio-économique*

Par sa richesse bioécologique, la lagune procure un grand nombre de bénéfices économiques pour les communautés riveraines. La pêche constitue la principale activité soit plus de 400 pêcheurs, elle touche à peu près 15% des ménages. Le revenu lié aux produits de la Merja Zerga constitue 30% à peu près du revenu total des ménages. Le ramassage des palourdes est généralement pratiqué par les jeunes filles durant toute l'année, à l'exception des mois d'hiver. Tandis que celui des vers de terre et des coquilles de gastéropodes morts se fait par les petits garçons, surtout en été (Bayed et al., 1997).

L'activité touristique de la Merja Zerga se développe grâce aux attraits balnéaires et environnementaux de cette portion du littoral. Le ministère du tourisme a classé Moulay Bouselham "station balnéaire d'intérêt moyen ". Des milliers d'estivants y séjournent : 150 000 visiteurs chaque année, et des centaines de touristes étrangers visitent le site en hiver, pour y effectuer des observations ornithologiques. Cependant, les infrastructures touristiques et les moyens d'accueil du site sont très limitées et de qualité modeste pour satisfaire convenablement les besoins des visiteurs.

L'agriculture est pratiquée par à peu près 90% des ménages pratiquant le labour mécanique avec fertilisation (1,8 q/ha d'engrais en moyenne). Plus de 92% des exploitations ont des superficies inférieures à 5 ha, et 50% des agriculteurs possèdent 20% seulement de la surface

agricole utile totale (Azdad, 1998). La superficie moyenne par ménage est de 3,24 ha, et le nombre moyen de parcelles par agriculteur est de 1,89. Ces terrains sont à 91% des terrains collectifs et privés et le reste est domanial. Les principales spéculations agricoles sont le blé tendre avec 27,6% de la surface agricole utilisée (SAU), l'arachide avec 23,1% de la SAU. Cette dernière a connu un développement important de l'agriculture irriguée, technique agricole, qui certes, a permis l'amélioration des rendements surtout des cultures maraîchères.

L'élevage des bovins, des ovins et des équidés est pratiqué dans la région par 68% des ménages. La majorité des bovins sont de races locales. Le pâturage des bovins locaux et des équidés se fait durant toute l'année dans les terrains domaniaux du pourtour de la lagune.

## 1.2. La lagune d'Oualidia

### 1.2.1. Contexte géographique

La lagune d'Oualidia est située sur la façade atlantique du Maroc, à 75 km au sud d'El Jadida (32° 44',42 N – 9° 02',50 W) (Figure I-9). Administrativement, elle fait partie de la commune d'Oualidia. La communication de la lagune avec l'océan est assurée par deux passes situées à l'aval. Elle se prolonge en amont sous la forme d'un chenal long de 7 km jusqu'à la digue séparant la lagune des marées salants. Des sources d'eau douce sont réparties le long de la lagune, ce qui entraîne une dilution des eaux de surface, selon un gradient de dessalure de l'aval vers l'amont.

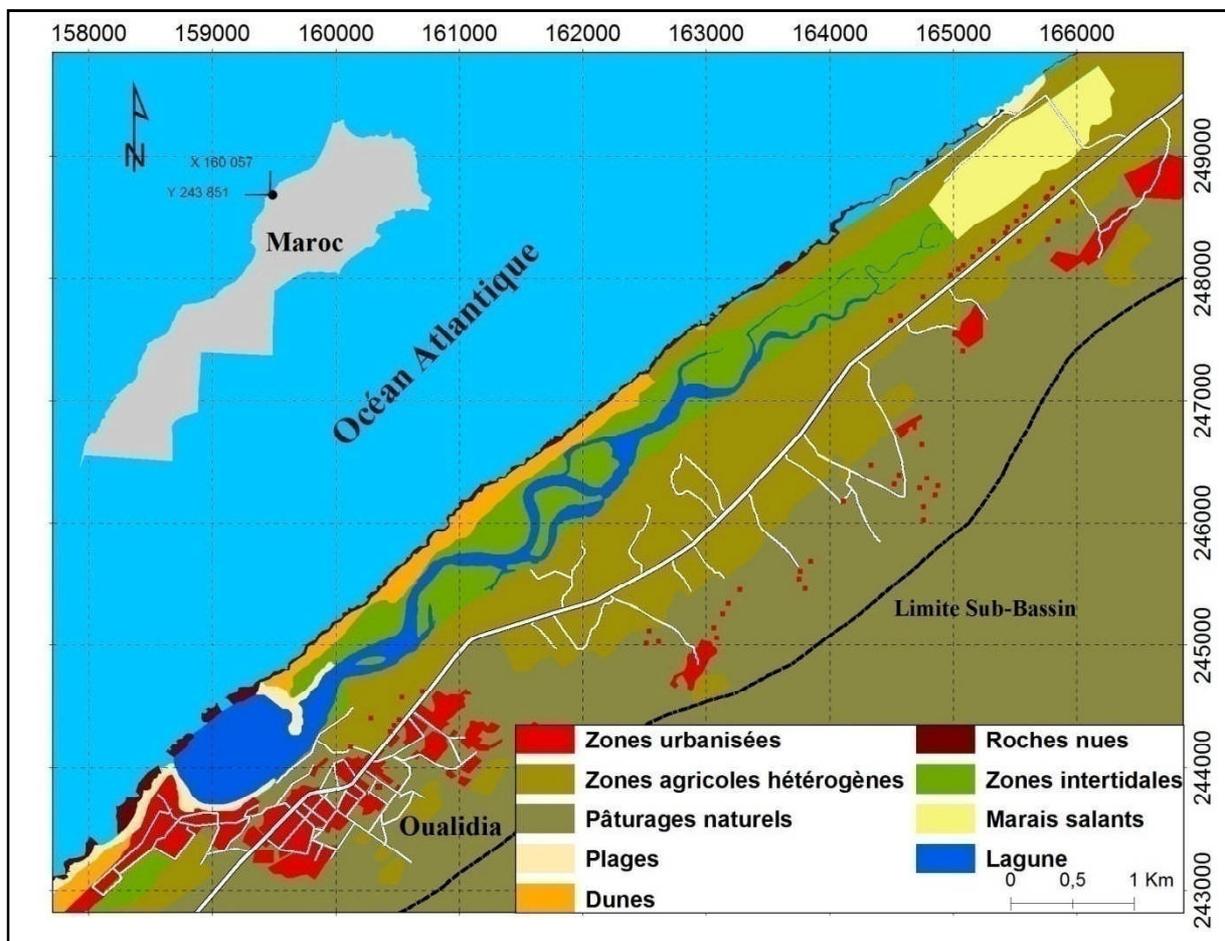


Figure I-9 : Présentation de la lagune d'Oualidia

### *1.2.2. Contexte géomorphologique*

C'est à la faveur d'une dépression inter-dunaire que la lagune d'Oualidia s'est installée. La forme actuelle est imposée par la morphologie de cette dépression entre les dunes consolidées continentales et littorales (Figures I-10 et I-11). Cela se traduit par une forme allongée qui s'inscrit dans une bande rectiligne parallèle à la côte. Cinq unités morphologiques peuvent être distinguées dans la lagune (Zourarah, 2002) :

#### Les passes

Ils existent deux passes inégales à travers le cordon littoral constitué de dunes consolidées (calcacrénites culminant à une altitude de 10m). La passe principale au sud, (150m de large) est permanente alors que la passe secondaire, plus au Nord (50m de large), n'est active pleinement qu'en période de haute mer de vives eaux.

#### Les chenaux et la zone intertidale

Le chenal principal, de faible profondeur (0,5m à 2m), serpente au milieu d'un schorre de 5,4km de long sur près de 0,4km de large. D'une largeur moyenne de 70m, ce chenal s'étend sur une longueur de 6,5km dont les 3/4 restent immergés à basse mer. Ce chenal principal est doublé parfois d'un chenal secondaire. Les slikkes occupent essentiellement la laisse de basse mer dans le chenal principal et les schorres sont très bien développées dans toute la lagune et sont envahies par une végétation halophile constituée en partie de salicornes (Carruesco, 1989).

#### Les marais salants

Les marais salants se situent dans la partie amont de la lagune. Elle est séparée du chenal principal par une digue qui a été construite depuis les années 50. Elle est munie d'un système d'écluses rudimentaires qui, ouverte à marée haute, assure le remplissage d'un réservoir appelés vasières de plusieurs dizaines de centimètres de profondeur.

#### Le delta de marée interne

Ce delta de marée se présente sous formes de lobes successifs. Il s'agit d'accumulations sableuses appelées aussi delta de flot. Il est mis en place grâce à l'action conjuguée des courants de marée et du transit littoral extra-lagunaire (Zourarah, 2002).

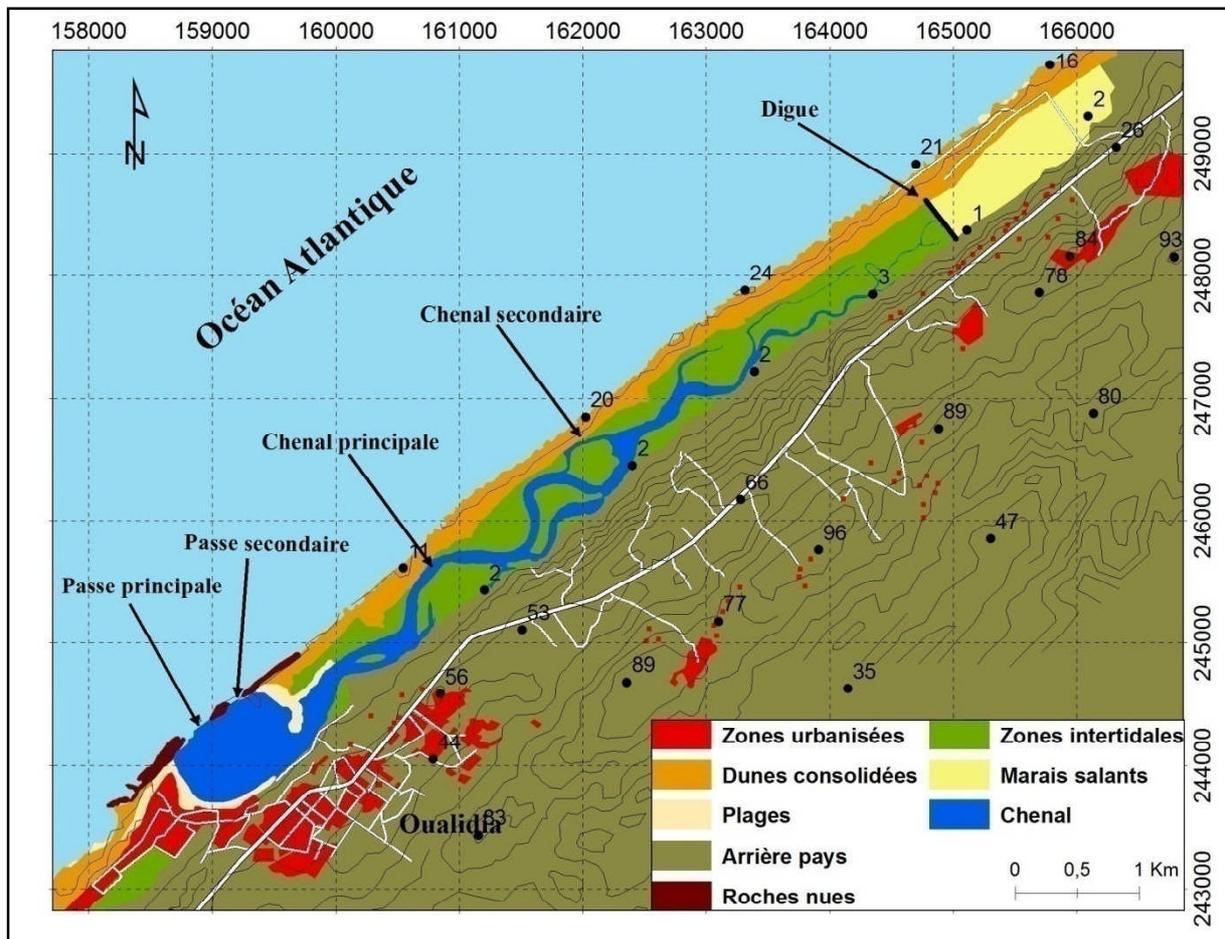


Figure I-10 : La morphologie de la lagune d'Oualidia

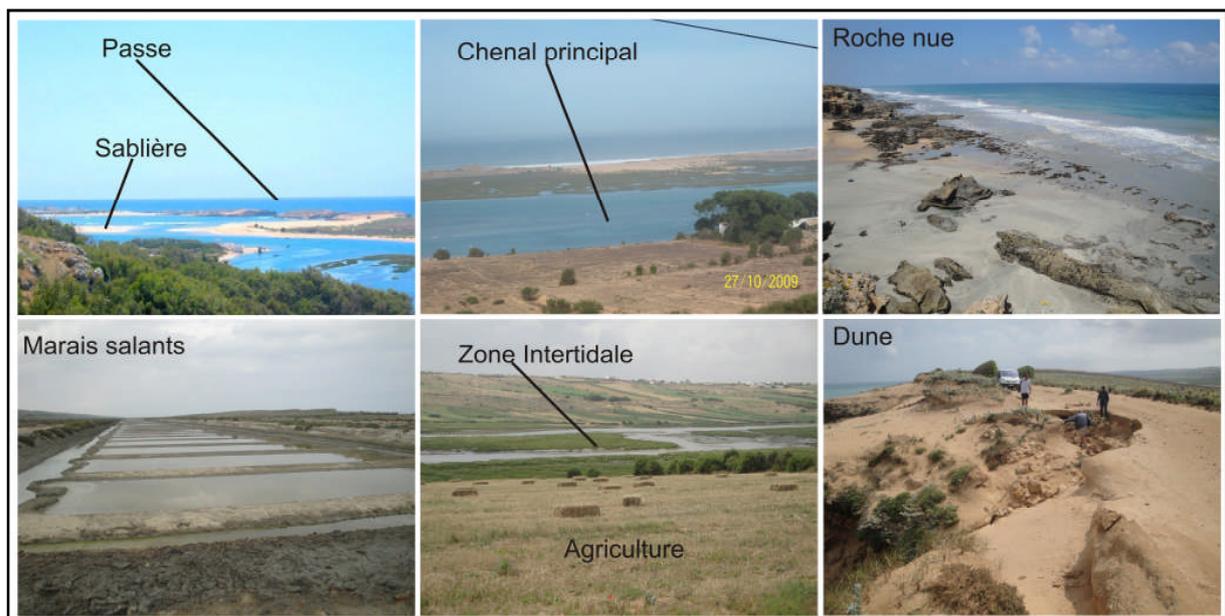


Figure I-11 : Photos des unités morphologiques de la lagune d'Oualidia

### 1.2.3. Contexte géologique

La lagune d'Oualidia et son bassin versant appartiennent à la grande unité structurale nommée Meseta occidentale, et plus précisément aux plateaux et plaines des Doukkala-Abda. La Meseta occidentale comporte des séries sédimentaires du primaire (socle) jusqu'au Miocène sur lesquelles se trouvent des dépôts transgressifs plioquaternaires (Ouada, 1998).

Les formations géologiques qui affleurent dans la zone lagunaire et dans l'arrière-pays sont, essentiellement, d'âge Plioquaternaire (Figure I-12), et sont constituées principalement de calcaires détritiques jaunes formés de débris coquilliers et de sables (Zourarah, 2002).

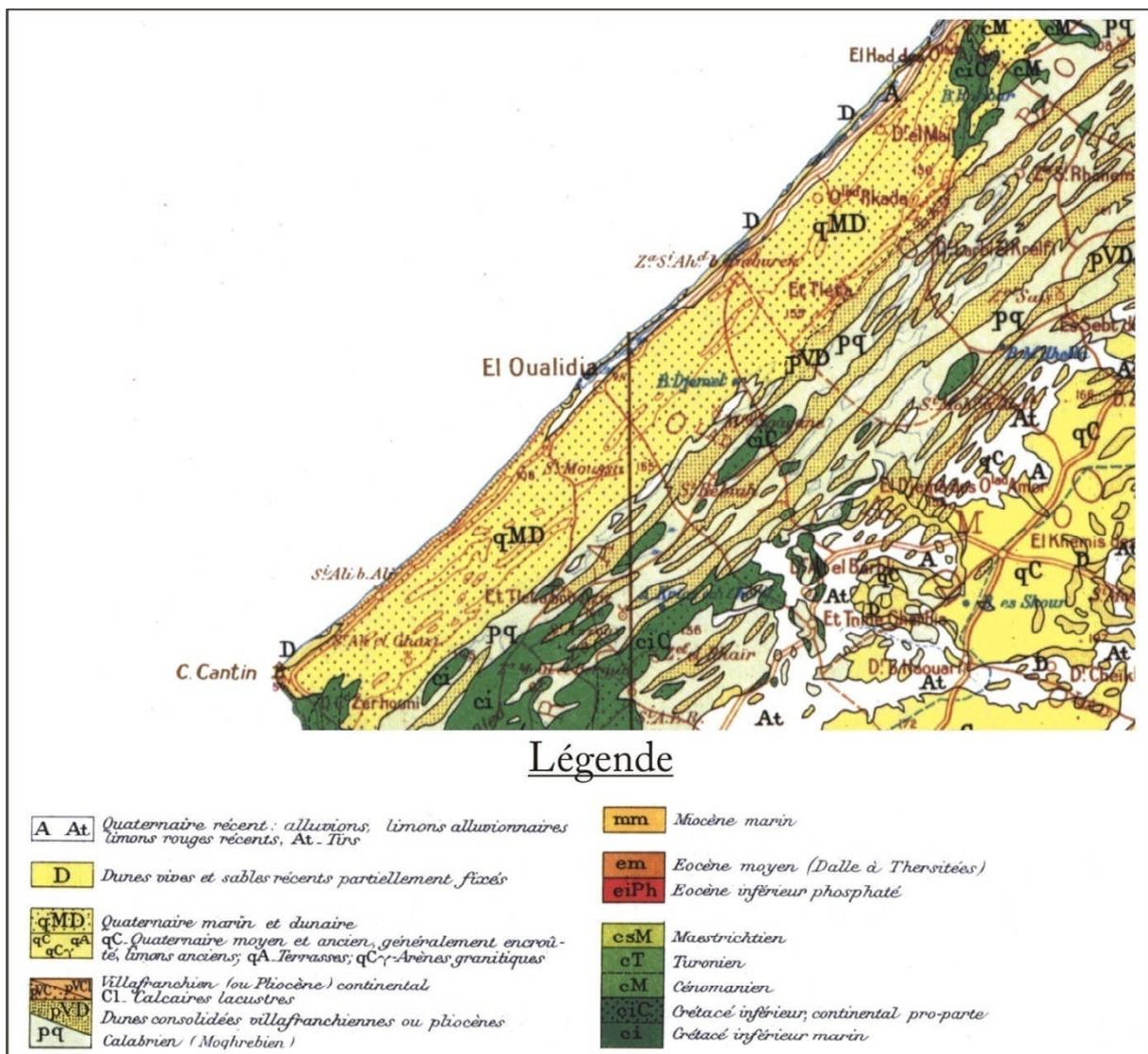


Figure I-12 : Extrait de la carte géologique d'El Jadida centré sur la lagune d'Oualidia (Choubert., 1978)

#### *1.2.4. Contexte climatique*

La lagune d'Oualidia appartient à une région reconnue par un climat semi aride à régime tempéré. Cette région est caractérisée par une pluviosité restreinte en hiver et un été chaud et sec, la lagune connaît une influence océanique notable (Carruesco, 1989) et un degré hygrométrique élevé (Ouadia, 1998).

##### (i). Les précipitations

La pluviométrie annuelle décroît rapidement au bord de la côte lorsque l'on descend de Casablanca vers El Jadida. La région d'étude se situe entre les deux isohyètes 300 mm et 500 mm de la carte des précipitations du Maroc. Dans la région comprise entre la pointe d'Azemmour et Safi, la moyenne est de 350 mm au Sahel

Dans l'ensemble de la zone étudiée, la saison pluvieuse s'étale habituellement entre octobre et mai avec deux maxima très marqués en décembre-janvier et en mars ; la région est caractérisée par 5 mois secs et le nombre des jours pluvieux reste inférieur à 100 mm et n'atteint en moyenne 50 mm que dans la région d'El Jadida. On note une diminution de ces jours pluvieux du Nord au Sud et d'Ouest en Est (Kabbaj et Combe, 1975).

##### (ii). Les températures

Le régime thermique de la plaine côtière des Doukkala traduit clairement l'influence des eaux océaniques, malgré la présence d'un hiver frais et humide et d'un été relativement chaud (climat semi-aride à influence océanique). La température moyenne annuelle est de l'ordre de 18,7°C. Le mois le plus froid (Janvier) n'enregistre en moyenne que 11,8°C, alors que le mois le plus chaud (août) n'excède guère la valeur moyenne de 25,9°C. Des températures maximales absolues de 40°C peuvent être relevées lorsque souffle le « Chergui » originaire des dépressions sahariennes (El Achheb, 2002).

##### (IV). Les vents

Dans la région d'Oualida, les vents dominants soufflent du Nord ou des directions voisines (Figure I-13). Les vents d'origine continentale (de secteurs E et S) sont relativement peu fréquents pendant l'été. Ce sont des vents secs et chauds, connus sous le nom de «*Chergui* ».

Le littoral d'El Jadida est plus venté pendant l'hiver, durant la période humide (de novembre jusqu'à avril). Les vents dominants proviennent des secteurs N, NE et des secteurs NW. Ces vents froids rentrent en contact avec les vents de provenance océanique (SW et W) amenant

les pluies. Les vents forts (11 à 16 m/s) proviennent des secteurs W et SW. Ces vents parcourent donc une surface marine avant d'atteindre la côte (Boulanouar, 1999).

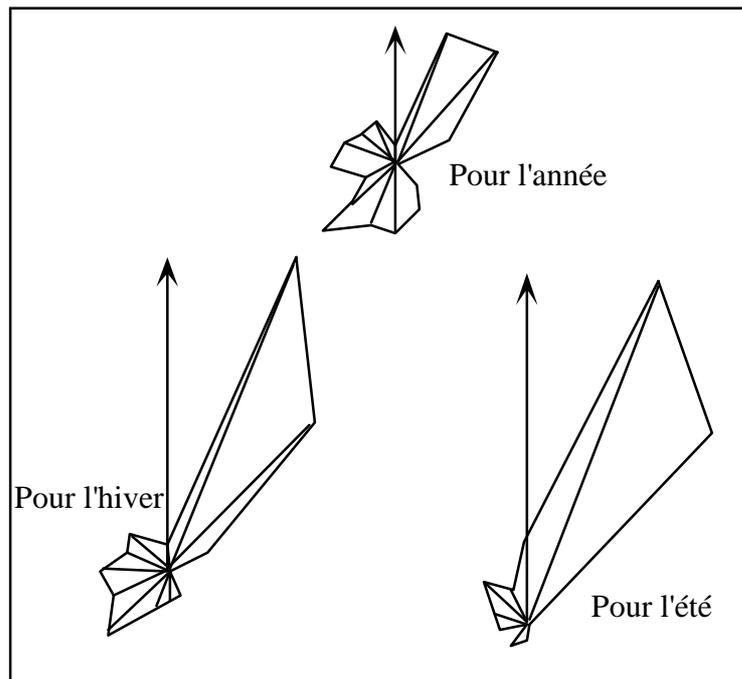


Figure I-13 : Principales directions moyennes des vents enregistrés à El Jadida entre 1950 et 1961 (Boulanouar, 1999)

#### 1.2.5. Contexte hydrologique et hydrogéologique

##### (i). Hydrologie continentale

La figure I-14 montre la carte hydrologique des Doukkalas Abda (Lowner et al., 2004). Il est important de remarquer que la lagune d'Oualidia n'est l'exutoire d'aucun fleuve. L'influence continentale se manifeste uniquement par les apports des résurgences qui alimentent la lagune en eau douce ainsi que par les précipitations en période humide. Les vingtaines de sources d'eau douce, existantes principalement sur la rive gauche côté continent, sont alimentées par deux types de nappes : la nappe calcaire de Dridate et celle du Plioquatenaire . Cette dernière est alimentée en grande partie par des sources de l'arrière-pays dont le débit est estimé entre 50 et 80.10m<sup>3</sup>/an (Ferre et Ruhard, 1975). Par contre, les apports d'eau douce par précipitation directe sur le plan lagunaire sont estimés à 10m<sup>3</sup>/an (Carruesco, 1989).

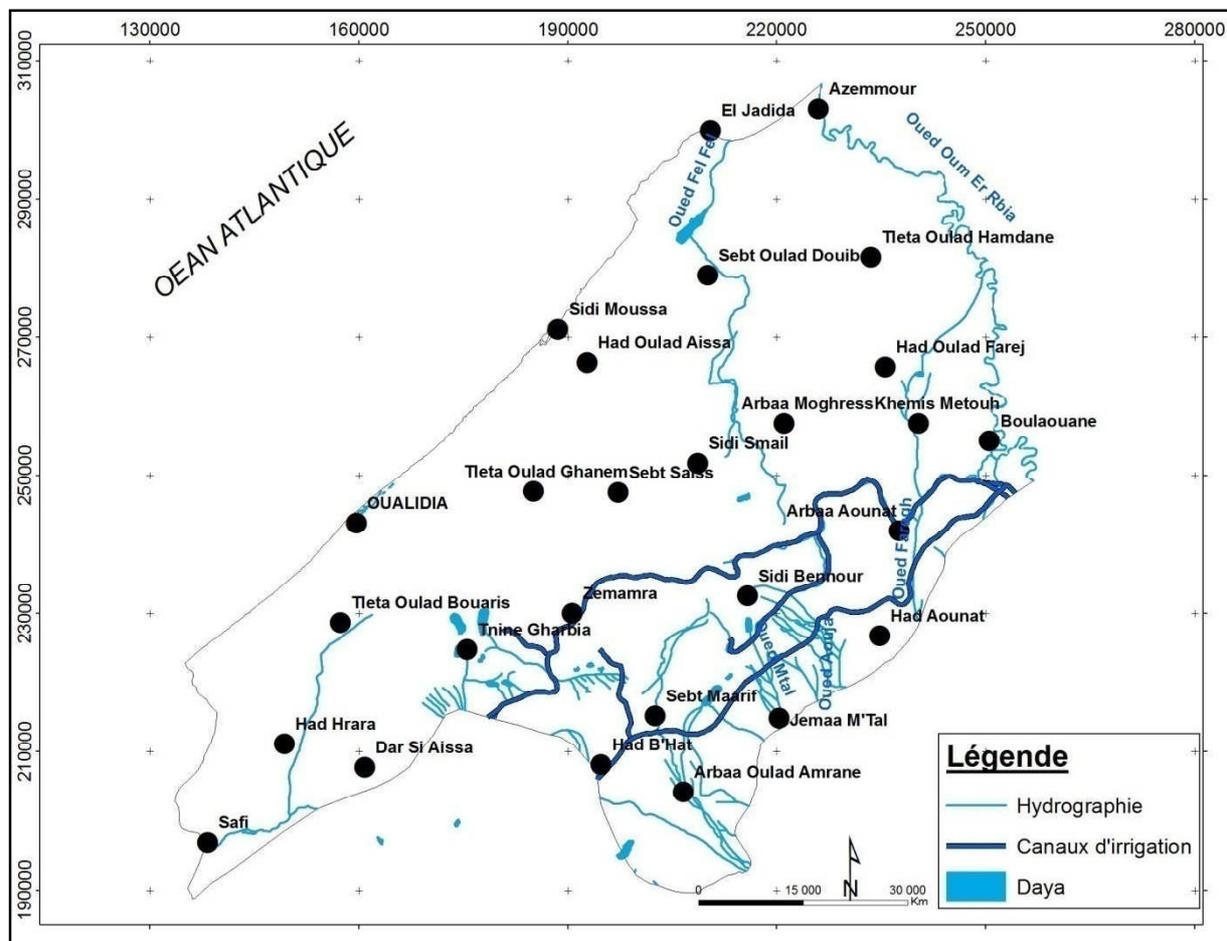


Figure I-14 : Carte hydrologique de Doukkala-Abda (Lowner et al., 2004)

### (ii). Hydrologie lagunaire

La caractéristique principale de la lagune d'Oualidia est de ne pas être le lieu d'un exutoire de rivière. La part des apports d'eau douce par précipitations directes sur le plan d'eau lagunaire ne représente que 1% des eaux douces amenées à la lagune (Carruesco, 1989). La lagune de Oualidia montre un temps de réponse aux précipitations du bassin versant en retard de 3 mois se manifestant par une dessalure dont l'incidence reste encore à étudier et semble multiple (répartition des biotopes, présence des oiseaux migrateurs, influence sur l'ostréiculture...)

Dans le bassin endoréique du Sahel, avec une prédominance absolue de l'évapotranspiration (94%) sur une surface d'écoulement de 4200 km<sup>2</sup>, seuls 6% des eaux totales sur le bassin versant atteignent le littoral pour alimenter les nappes côtières.

A l'échelle de la lagune :

- en saison humide, le proche bassin versant, est étroit (pas plus de 2 km de large), fournit l'alimentation en eau douce (et les apports en polluants divers par ruissellement). Les réseaux

karstiques permettent l'étalement de la saison humide vers des résurgences connues (nappes du calcaire de Dridate et du Plioquaternaire) sur la façade continentale.

- en saison sèche, l'aquifère du calcaire de Dridate possède un exutoire en amont de la lagune.

Le bilan hydrologique de la lagune d'Oualidia est contrôlé par 5 facteurs principaux :

- La marée : prépondérante au sein de la lagune, l'asymétrie des courants de flot et jusant et leur conséquence sur le transit sédimentaire définissent l'évolution morphologique du delta de flot et des chenaux ;
- Les houles : elles induisent des transports sédimentaires long shore NE-SW (dérive littorale) ; la forte dynamique côtière, en redistribuant les sédiments expulsés de la lagune, ne permet pas la formation de delta externe ;
- Les vents locaux : ils participent aux variations des courants marins ainsi qu'aux bilans sédimentaires en remobilisant les stocks sableux et en apportant des matériaux détritiques continentaux au sein de la dépression lagunaire (déflation) ;
- Les apports d'eau douce : imputables à la résurgence de nappes au niveau de la façade continentale, ils sont naturellement supérieurs en période humide et créent des gradients de salinité à marée basse ainsi qu'en saison estivale ;
- Les apports importants d'eaux marines et d'eaux douces : ils compensent l'évaporation.

Le modèle hydrodynamique présenté sur la figure I-15 (Hilmi et al. (2005), permet d'estimer le temps de résidence des eaux marines dans le système lagunaire. Ce temps caractéristique de la dynamique des masses d'eau, constitue un bon indicateur hydrodynamique puisqu'il permet de différencier les différents secteurs lagunaires et de mettre en évidence les éventuels secteurs confinés. Le temps de résidence des eaux dans les lagunes est généralement important (Hilmi et al., 2005).

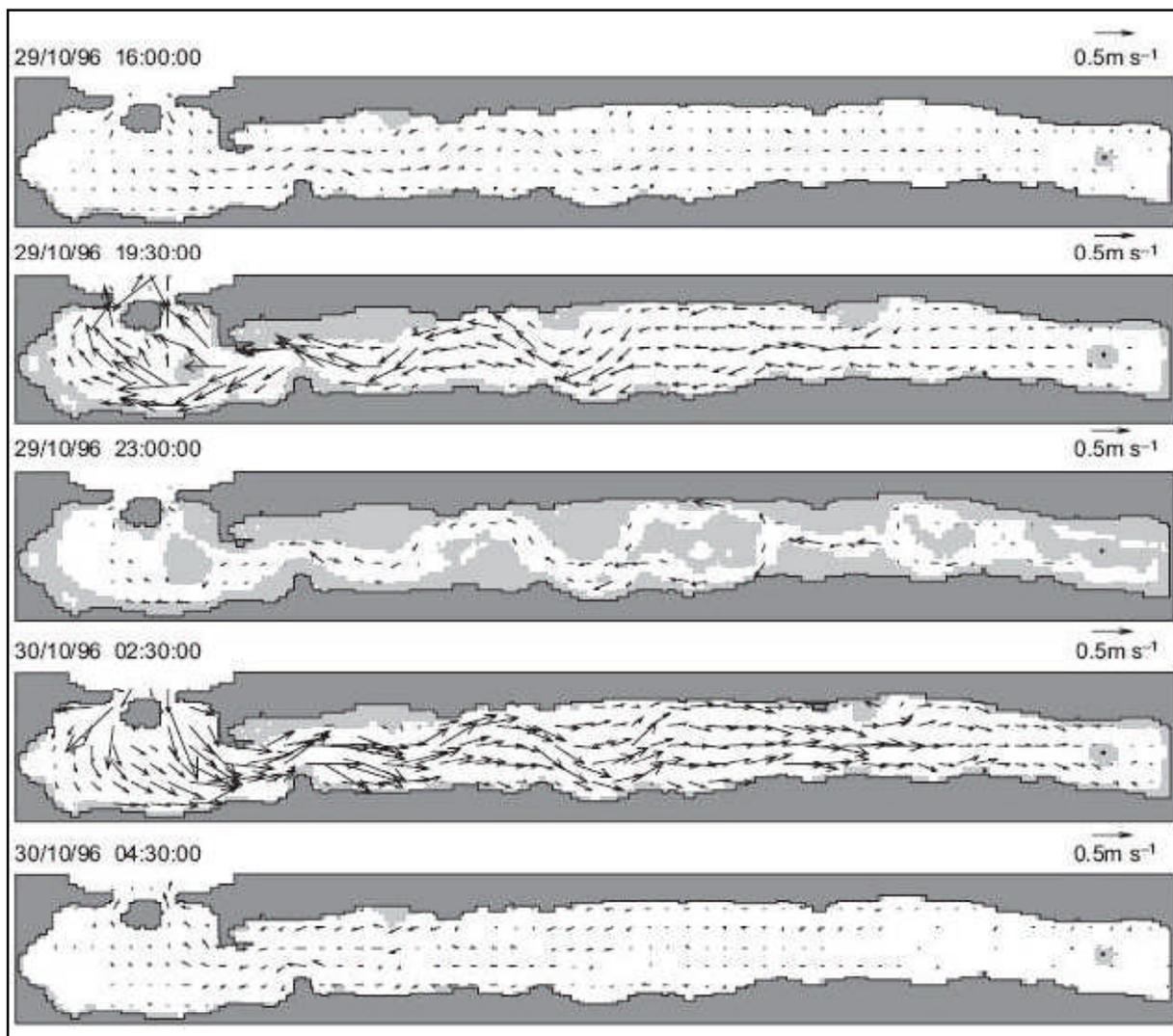


Figure I-15 : Modèle hydrodynamique au niveau de la lagune d'Oualidia par Mike 21 (Hilmi et al., 2005)

#### (IV). Hydrodynamique marine

##### La marée

La marée est de type semi-diurne et le signal, grossièrement sinusoïdal, a une période de 12h25mn. Elle est caractérisée par deux cycles de marées dans le même jour, deux pleines mers et deux basses mers.

La marée dans la lagune est de type semi diurne avec un marnage entre 2 et 4m. Les courants de marée sont les principaux courants intra-lagunaires. Ils sont généralement plus importants en aval et diminuent d'intensité en avançant vers l'amont de la lagune. En aval, les courants sont plus importants en période de vives eaux. Les intensités enregistrées au niveau des passes sont de l'ordre de 86 cm/s (Hilmi et al., 1999). Pendant les marées de mortes eaux, les courants sont plus faibles révélant des intensités de l'ordre de 10 à 20 cm/s. A l'intérieur de la lagune, les courants s'affaiblissent en direction de l'amont.

L'analyse spectrale élaborée sur ces deux composantes de courant confirme ces résultats où l'on note, d'une part, la composante Est-Ouest qui présente plus d'énergie que la composante Nord- Sud et, d'autre part, l'existence des composantes de hautes fréquences (de période inférieure ou égale à 25h) qui sont attribuables à la marée semi- diurne de périodes inférieures à 10h et qui se manifestent souvent dans les eaux peu profondes suite à la distorsion de l'onde de marée (Hilmi et al., 2002). On note particulièrement une périodicité observée entre 22-23h que l'on peut attribuer aux périodes inertielles (phénomène non périodique) généralement observées dans les enregistrements du niveau d'eau ou du courant à une altitude donnée.

### **La houle**

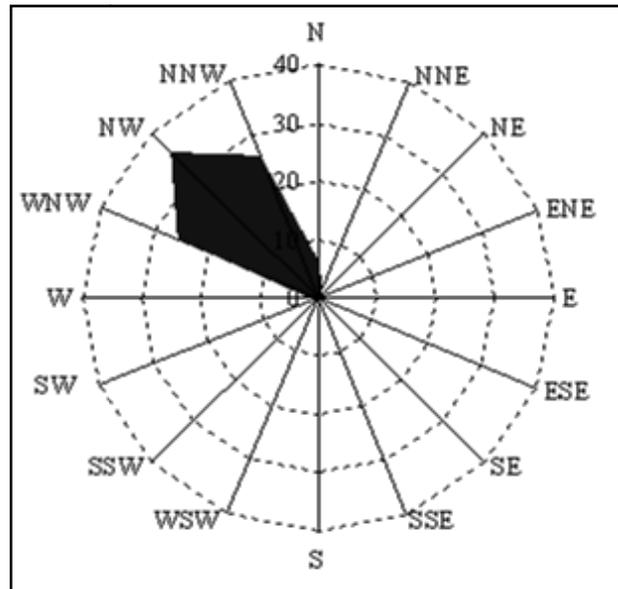
Sur la côte atlantique marocaine il existe, presque en permanence, des houles d'amplitude moyenne à forte, généralement sans rapport avec le temps qu'il fait sur le littoral.

Les orthogonales des houles sont légèrement déformées du fait de la configuration de la côte et de la présence des pointes (Jorf Lasfar, El Jadida, Azemmour,...). Les limites d'action spatio-temporelles sont fonction des caractéristiques des houles, mais dépendent aussi du niveau de la marée.

D'après Maanan (2003), l'analyse des données de houles au large de Jorf Lasfar sur une période de 10 ans (Direction de la Météorologie Nationale de 1991 à 2001 (figure I-16, montre que les principales caractéristiques sont les suivantes:

- Les houles de direction W à NW sont quasi-permanentes. Les amplitudes varient de 0,5 à 7 mètres avec des enregistrements exceptionnels qui peuvent atteindre 9 mètres. Les périodes vont de 8 à 18 secondes, les plus fortes amplitudes sont associées à des périodes de 10 à 16 secondes.
- Les houles les moins fortes (inférieures à 2 m) sont les plus fréquentes pendant toutes les saisons. Les maxima d'occurrences sont enregistrés (46,99 % pour des houles significatives <1,5 m) durant la période estivale, ce qui fait apparaître l'été comme une saison d'accalmie avec des houles peu agressives.
- les houles "fortes" (entre 2 et 4 m) affectent le littoral étudié pendant l'automne, l'hiver (avec une légère dominance) et le printemps. Leur fréquence est caractérisée par une décroissance par rapport aux houles moins fortes.

- les houles très fortes (supérieure à 4 m) caractérisent essentiellement la période automnale et la période hivernale. Ce sont les périodes au cours desquelles se déroulent les plus grandes tempêtes.



*Figure I-16 : Distribution fréquentielle des directions de provenance de la houle (%) Jorf Lasfar 1991-2001 (Station météorologique de Casablanca)*

### **Circulation océanique & upwelling**

La circulation océanique atlantique marocaine est complexe. Elle se place dans le gyre de l'atlantique nord sur ce qu'il est convenu de désigner sous le nom de courant de Canaries (vitesse de 25-75 cm/sec. 0,5 à 1,5 nœud (U.S. Naval Oceanographic Office ; 1965).

En effet, la circulation générale de surface dans l'Atlantique nord se fait suivant un circuit qui, tournant dans le sens des aiguilles d'une montre, comprend, à partir de l'Amérique, le Gulf Stream, puis vers l'Europe la branche descendante de la "dérive nord atlantique" qui se prolonge au large des côtes ibériques et nord-ouest africaines par le courant des Canaries. Malgré des fluctuations saisonnières et même annuelles du courant des Canaries, les océanographes lui attribuent un caractère permanent. Ils le définissent comme un large courant général profond, constant et froid, de direction nord-est, sud-ouest, qui, après avoir longé la zone ibérique s'écoule parallèlement à la côte marocaine en direction du Sud.

Ce courant est caractérisé, au large de la côte marocaine, par une faible vitesse moyenne de 0,6 nœuds (Lacombe, 1950). Ne dépassant pas 20°C (Rouch, 1931 ; 1948), la température de ce courant s'abaisserait jusqu'à 18°C en surface au voisinage de la côte marocaine et, jusqu'à 15°C avant d'atteindre la profondeur de 100 m. D'après Rouch (1948), la température du

courant des Canaries serait basse d'une part du fait de sa provenance nordique et, d'autre part, parce qu'il serait partiellement alimenté par les montées d'eaux froides (upwelling) se produisant sur la côte marocaine.

Il est indispensable de noter que la circulation générale du courant des Canaries est plus complexe et se trouve fortement perturbée sur la bordure continentale atlantique marocaine au moins jusqu'à 100 km au large, tel que le montrent les travaux de Furnestin (1948) dans le secteur marocain. D'après cet auteur, les mouvements des eaux froides qui se manifestent dans la zone atlantique marocaine ne prennent pas partout l'allure d'un écoulement continu du Nord-Est au Sud-Ouest, mais plus souvent celle de déplacements latéraux perpendiculaires à la côte, des eaux de pente qui, périodiquement, envahissent le plateau continental au printemps et en été, puis l'évacuent en automne et en hiver.

Le phénomène d'upwelling (montées d'eaux froides) dont le mécanisme s'explique par la théorie d'Eckman (1905), est dû à l'action des alizés sur les eaux de surface.

L'upwelling se manifeste le long de la côte marocaine dans la couche superficielle au-dessus du plateau continental, d'une manière permanente au voisinage du Cap Spartel et dans le secteur d'El Jadida au Cap Ghir, en passant par Safi et Essaouira (Furnestin, 1948).

Cet upwelling peut ramener en surface des eaux d'une température minimale de 15 à 16°C et d'une salinité minimale de 36,3‰ correspondant aux caractéristiques trouvées vers - 200 m. de profondeur au large. On peut considérer que le phénomène d'upwelling est en grande partie responsable de cette complexité de la circulation générale sur la bordure atlantique marocaine (Allain, 1970).

La figure I-17 ci-dessous montre la répartition des courants de surface sur le plateau continental entre Casablanca et Cap Ghir (Jaaidi, 1981-modifié)

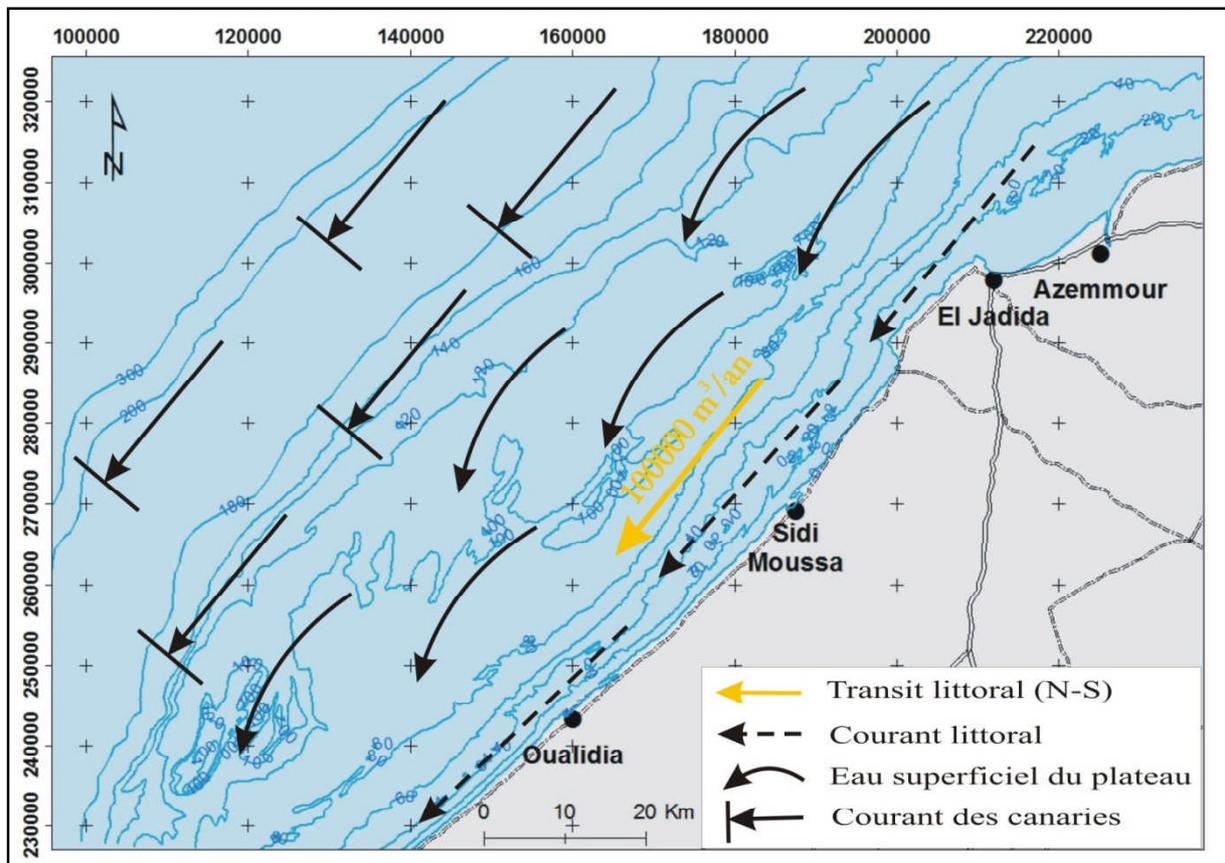


Figure I-17 : Répartition des courants de surface sur le plateau continental entre Casablanca et Cap Ghir (Jaaidi, 1981-modifié)

### 1.2.6. Contexte biologique

#### (i). La faune

La lagune de Oualidia abrite un certain nombre de poissons présentant une variabilité saisonnière à savoir la sole, le bar et le dent... et certains invertébrés : des décapodes « *Carcinus maenas* », des isopodes « *Idotea baltica* ; *Cymadusa sp* ; *Perineris sp.* », des cnidaires « *Actina equina* », des gastéropodes « *Monodonta sp* ; *Turbinata sp* ; *Cympium sp* ; *Gibbula sp* ; *Gibberulina sp.* », des tintinides et des bivalves : les coques, les couteaux, la palourde *Ruditapes decussatus* L., Solen et *Cardum edule* L. Ce dernier bivalve est l'espèce dominante de la zone intertidale de la lagune, et par conséquent, il constitue un compétiteur important d'espace avec la palourde. On trouve aussi, certains crustacés tels que le crabe vert *Carcinus maenas*, qui constitue un prédateur redoutable de la palourde à côté de gastéropode *Cympium sp* (Bennouna, 1999).

## (ii). La flore

Ce sont les phanérogames halophytes caractéristiques des eaux saumâtres « les zostères », qui prédominent la zone intertidale et au niveau des schorres de la lagune d'Oualidia, aussi on retrouve les algues vertes « les ulves ». Ces algues présentent une croissance intense en été ce qui induit des mortalités chez les palourdes par asphyxie (Rafik, 1991).

Bennouna (1999) a pu identifier cinq grands groupes de phytoplancton :

- les diatomées et les dinoflagellés sont les groupes les plus dominants au niveau de la lagune d'Oualidia. Les diatomées sont essentiellement représentées par les genres *Leptocylindrus*, *Chaetoceros*, *Navicula*, *Rhizosolenia*, *Pleurosigma*, *Nitzschia* et *Lauderia*. Les genres de groupe des dinoflagellés les plus fréquemment rencontrés sont par ordre décroissant : *Prorocentrum*, *Protoperidinium*, *Scrippsiella*, *Peridiniella*, *Ceratium*, *Dinophysis*, *Pentapharsodinium*, *Gonyaulax*, *Gyrodinium*, *Pyrophacus* et *Alexandrium*,
- les silicoflagellés et les coccolithophoridés qui ne se présentent que par une ou deux espèces avec une fréquence très faible,
- les cyanophycées, qui se présentent qu'en mois de juin.

### *1.2.7. Contexte socio-économique*

La lagune d'Oualidia offrent des richesses naturelles et sont intensément exploitées par les activités humaines.

La pêche pratiquée dans la lagune et en mer reste traditionnelle et saisonnière (Cheggour et al., 1999). Seules quelques barques de pêche artisanale subsistent sur la lagune.

L'agriculture constitue la principale activité économique concentrée dans la bande côtière. Les activités maraîchères se sont étendues progressivement vers l'intérieur des terres, sur des parcelles du sol rocheux couvert par des lits sableux. A l'intérieur, une faible activité pastorale se concentre dans les terrains nus. Les cultures maraîchères dominantes dans la région sont principalement la tomate, la pomme de terre, la carotte, les petit pois, le melon...

L'ostréiculture occupe 1/6 de la superficie de la lagune qui est estimée de 405 ha. Elle constitue l'activité maritime la plus répandue dans la lagune d'Oualidia. La production annuelle moyenne d'huître est actuellement estimée à 250 tonnes (182 tonnes en production nationale donnée par le Ministère des pêches maritimes) pour une superficie exploitée de 1 Km<sup>2</sup> environ. (Gharbi et al., 2000). L'élevage sur table de l'huître creuse du japon *Crassostrea gigas* est réalisé dans 5 parcs répartis le long de la lagune (Cheggour et al., 1999). Le parc

n°7 produit à lui seul en moyenne 150 tonnes d'huîtres par an ainsi qu'une quantité équivalente de moules ramassées sur le cordon littoral.

L'exploitation du sel est très importante pour l'économie du village d'Oualidia. Elle consiste à l'obtention du sel par évaporation des eaux des marais salants. La récolte du sel est manuelle. Elle a lieu en été et emploie environ 50 saisonniers par salin, habitués à la récolte du sel et provenant tous du milieu agricole local (Chbicheb, 1996).

L'activité touristique d'Oualidia est développée grâce à son beau paysage et à travers ses activités d'ostréiculture, la lagune Oualidia connaît un afflux de touristes notamment en période estivale (juin, juillet et août). Des statistiques générales effectuées en 1995 par la Délégation Provinciale du Tourisme d'El Jadida (DPTJ) donnent environ plus de 10000 visiteurs par année sur la station d'Oualidia avec principalement 42% de marocains et 22% d'étrangers.

### **Conclusion**

Les tableaux I-3 et I-4 représentent les principales caractéristiques géologiques, climatiques, morphologiques, hydrodynamiques et hydrologiques des lagunes d'Oualidia et de Moulay Bouselham.

GEOLOGIE	Unité structurale : Meseta Occidentale Plateaux et plaine des Doukkala-Abda						
CLIMATOLOGIE	<b>Précipitation : 337 mm/an</b>  <u>Saison sèche</u> : Avril à Octobre <u>Saison humide</u> : Novembre à Mars		<b>Température</b>  <u>Max</u> : 25° C <u>Min</u> : 13° C		<b>Vents</b>  Nord – Nord Est	<b>Classification</b>  - Zone semi-aride (MARTONNE, 1926) - Etage semi-aride (SAUVAGE, 1963) - Sous-zone sèche de la zone II (BRYSSINE, 1949)	
MORPHOLOGIE	<b>Superficie : 3 Km<sup>2</sup></b>  <u>Chenaux</u> : 1,4 Km <sup>2</sup> (47 %) <u>Z. Intertidale</u> : 1,6 Km <sup>2</sup> (53 %)		<b>Barrière + Passes</b>  - Dunes littorales consolidées - Goulet permanent		<b>Deltas de marées</b>  Interne > Externe	<b>Deltas fluviatiles</b> : Absence d'apport  <b>Classification</b>  - Type III (LANKORD, 1977) - Type C (NICHOLS et ALLEN, 1981)	
HYDROLOGIE	<b>Marées</b>  Semi-diurne	<b>Marnage</b>  <u>V.E.</u> : 2 m <u>M.E.</u> : 0,6 m	<b>Volume oscillant</b>  <u>V.E.</u> : 6x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> <u>M.E.</u> : 1,8x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	<b>Courant de marée</b>  Flot > Jusant	<b>Hydrologie continentale</b>  Aucun apport d'eau (Fleuve) Nappes = 5 x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /an	<b>Dérive littorale</b>  Nord->Sud	<b>Classification</b>  - Mésotidale (HAYES, 1976) - Neutre (POSTMA, 1969)
DYNAMIQUE	<b>SAISON HUMIDE</b> Océan ↔ Lagune ↔ Continent ruissellement S = 35 ‰ → 18 ‰ ↑ Nappes			<b>SAISON SECHE</b> Océan ↔ Lagune ↔ Continent S = 35 ‰ ↑ Nappes			

Tableau I-3 : tableau synoptique des principaux paramètres du fonctionnement de la lagune d'Oualidia

GEOLOGIE	Unité structurale : Meseta et Rif Bassin du Rharb							
CLIMATOLOGIE	Précipitation : 599 mm/an  Saison sèche : Mai à Septembre Saison humide : Aout à Avril		Température Max : 24° C Min : 12° C		Vents Ouest – Sud Ouest	Classification - Etage Sub humide ( SAUVAGE, 1963) - Sous-zone humide - zone II maritime (BRYSSINE, 1949)		
MORPHOLOGIE	Superficie : 35 Km <sup>2</sup>  Chenaux : 1,5 Km <sup>2</sup> (4 %) Z.Intertidale : 33,5 Km <sup>2</sup> (96 %)		Barrière + Passes - Dunes littorales consolidées - Goulet et Flèche mobile		Deltas de marées  Interne > Externe	Deltas fluviatiles - Oued Drader (B.V Gharbe, 1150 km <sup>2</sup> ) - Canal Nador ( B.V Mda, 700 km <sup>2</sup> )	Classification - Type II ( LANKORD, 1977) - Type B&C ( NICHOLS et ALLEN, 1981)	
HYDROLOGIE	Marées  Semi-diurne	Marnage V.E. : 1,5 m (été) M.E. : 1 m (été) 1 m (Hiver) 0,15 (hiver)		Volume oscillant V.E. : 31,5x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> (été) M.E. : 20x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> (été) 20x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> (hiver) 0,45x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> (hiver)		Courant de marée Flot > Jusant (été) Jusant > Flot (hiver)	Hydrologie continentale Pluviométrie 22x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /an Eau surface 182x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /an Nappes = 35 x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /an	Dérive littorale Sud->Nord  Classification - Microtidale (HAYES,1976) - Estuarienne (hiver) – Neutre (été) (POSTMA,1969)
DYNAMIQUE	Hiver Océan Et Passe Lagune S = 102 ‰ Apports Continentaux Fleuves Et Nappes					Eté Océan Et Passe Lagune S = 30 ‰ Apports Continentaux Fleuves Et Nappes		

Tableau I-4 : tableau synoptique des principaux paramètres du fonctionnement de la lagune de Moulay Bouselham

## **2. Analyse de l'évolution de l'occupation de sol : évolution des territoires artificialisés et agricoles.**

La définition du terme « occupation du sol » a fait l'objet de plusieurs études dont on peut citer la suivante : « *L'occupation du sol peut être succinctement défini comme la couverture biophysique de la surface des terres émergées* » (FAO, 1998). L'occupation du sol désigne un type de couverture physique comme les forêts, les surfaces herbacées ou les surfaces artificialisées. Si nous considérons les terres émergées, l'occupation du sol peut être décomposée en deux parties : le sol et la végétation. Ce sont donc les deux éléments qui permettent de décrire la couverture physique des surfaces terrestres.

Les changements d'occupation des sols sont de plus en plus reconnus comme un élément explicatif du changement climatique (Lambin et al., 2006 ; Lambin et al., 2001). Parallèlement, le climat est considéré comme un élément central dans l'explication des changements d'occupation des sols, comme le soulignent les derniers rapports du GIEC (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat) (Denman et al., 2007). Le climat fait partie intégrante de l'écosystème et détermine son alimentation en eau, les températures, la composition de l'atmosphère et donc de l'air, la composition des sols, la biodiversité et l'ensemble des processus biogéochimiques.

### **2.1. L'évolution de territoires artificialisés et agricoles entre 1946 et 2006**

L'idée d'établir une évolution multidade des taches urbaine et agricole dans les lagunes de Moulay Bouselham et d'Oualidia, est de montrer que les surfaces artificialisées et agricoles croissent en général avec les années au profit des milieux semi-naturels.

Le choix de l'aire d'étude s'est porté sur la zone proche de la lagune, là où on assiste à une influence directe des activités anthropiques sur la santé de l'écosystème étudié.

Pour faciliter et synthétiser l'analyse de l'évolution globale, les classes thématiques ont été regroupées en milieu agricoles, milieu artificialisés, forêt et milieu semi-naturels (tableau I-3).

La nomenclature régissant l'appellation et la classification retenue pour cette étude est celle de Corine Land Cover. Malgré qu'elle soit par défaut, elle demeure la plus appropriée pour analyser les évolutions de l'urbanisation et l'agriculture.

Tableau I -5 : Classes thématiques appliquées pour la réalisation de l'occupation de sol

GRANDS THEMES	THEMES	SOUS THEMES
Territoires artificialisés	Zones urbanisées	Tissu urbain continu
		Tissu urbain discontinu
	Espaces verts artificialisés, non agricoles	Espace verts urbains
		Equipements sportifs et de loisirs
Territoires agricoles	Zones agricoles hétérogènes	Cultures annuelles associées aux cultures permanentes
		Systèmes culturaux et parcellaires complexes
	Terres arables	Terres arables hors périmètres d'irrigation
Forêts et milieux semi-naturels	Forêts	Forêts de feuillus
		Forêts de conifères
		Forêts mélangées
	Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée	pâturages naturels
	Espaces ouverts, sans ou avec peu de végétation	Plages, dunes et sable
Roches nues		
Zones humides	Zones humides intérieures	Marais intérieurs
	Zones humides maritimes	Marais maritimes
		Marais salants
		Zones intertidales
Surfaces en eau	Eaux maritimes	Lagunes littorales

### 2.1.1. La lagune d'Oualidia :

#### (i) : Données et méthodes utilisées :

Pour cette étude, plusieurs données de missions aériennes étaient disponibles, datées de 1946 à 2006, acquises par l'ANCFCC ([www.ancfcc.gov.ma/](http://www.ancfcc.gov.ma/)) et couvrant, suivant les années tout les parties de la tache urbaine et agricole. Il s'agit là de photographies au format papier noir et blanc.

Ce type de support étant largement diffusé, à un prix abordable, et avec une fréquence de mise à jour compatible avec le suivi de l'urbanisation et l'agriculture, il nous a semblé intéressant de les utiliser pour réaliser un historique sur l'évolution des territoires artificialités et agricoles.

La méthode envisagée pour mener ce travail à partir de photos aériennes est une méthode manuelle classique basée sur la photointerprétation. Cette opération est assez lourde dans la

mesure où elle implique une numérisation, un géoréférencement et un assemblage (mosaïque) des clichés. Les données disponibles et recherchées sont décrites dans le Tableau I-6.

*Tableau I-6 : Inventaire des données disponibles sur la région d'Oualidia*

<b>Nature des documents</b>	<b>Sources actuelles (20ème siècle)</b>
<b>Photographies aériennes</b>	Missions suivantes: 1946, 1954, 1988, 1996 et 2006 (format papier);
<b>Cartes</b>	Carte topographique Oualidia-Sidi Moussa (1951) au 1/50 000 Carte topographique Cap Cantin-Walidia (1984) au 1/50 000 Carte topographique Oualidia (2007) 1/25 000
<b>Cadastre</b>	Cadastre actuel de l'ANCFCC
<b>Iconographie</b>	Photographies (1920, 1930) Cartes postales
<b>Ecrits</b>	Travaux d'étudiants : mémoires de maîtrise, rapports, thèses de doctorat ... "Littérature grise": rapports de projets de recherche Articles dans les revues scientifiques

#### **(ii) : Evolution des territoires artificialisés et agricoles :**

Le bassin côtier est réparti sur deux secteurs, la zone côtière où se localisent les cultures maraîchères et l'arrière-pays où se répartissent les forêts, bois, plantations et broussailles. Quelques marais salants et sable humide s'étendent à proximité de la lagune et d'autres marais et dayas (cuvettes) réparties sur les terrains de l'arrière-pays. Le reste du bassin est formé par des sols nus rocheux formant la partie centrale.

La superficie des champs de maraîchage bordant la lagune est estimée à 23 hectares pour les cultures sous serres et à 300 hectares pour les cultures à ciel ouvert dont 60% seulement sont cultivées (El Attar, 1998).

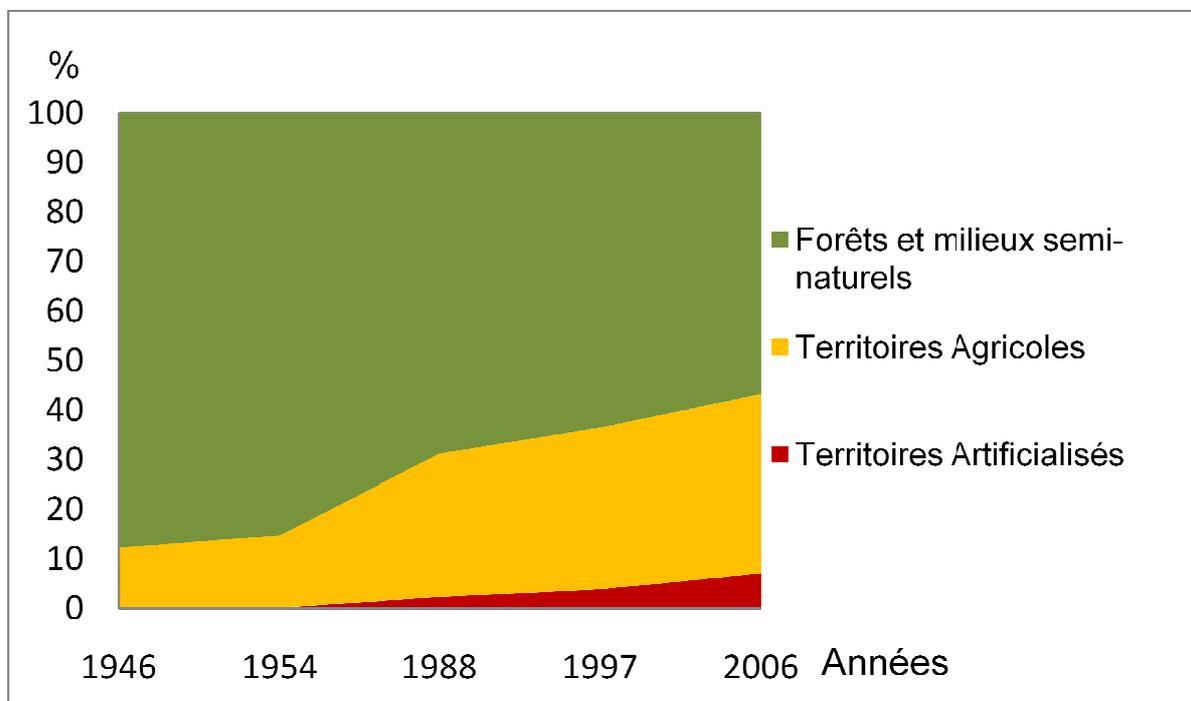
Pendant la période qui s'étend entre 1992-2002, la superficie globale des cultures irriguées dans tout le sahel côtier est estimée à 5890 ha (ABHO, 2002). Le nombre de puits est d'environ 850 avec des profondeurs variant de 8 à 50 m. Les cultures sont diversifiées et dominées par le maraîchage. La pratique du pâturage autour de la lagune, surtout à basse mer, est aussi une activité courante. Sur l'ensemble du sahel côtier, le mode d'irrigation le plus utilisé reste le gravitaire (avec un taux de 90 %). Ce qui engendre des pertes appréciables d'eau pompée et une pollution des eaux souterraines et qui facilite l'acheminement des polluants vers la lagune.

L'analyse des changements des territoires artificialisés et agricoles sur les 60 dernières

années montre (figures I-18 et I-19) :

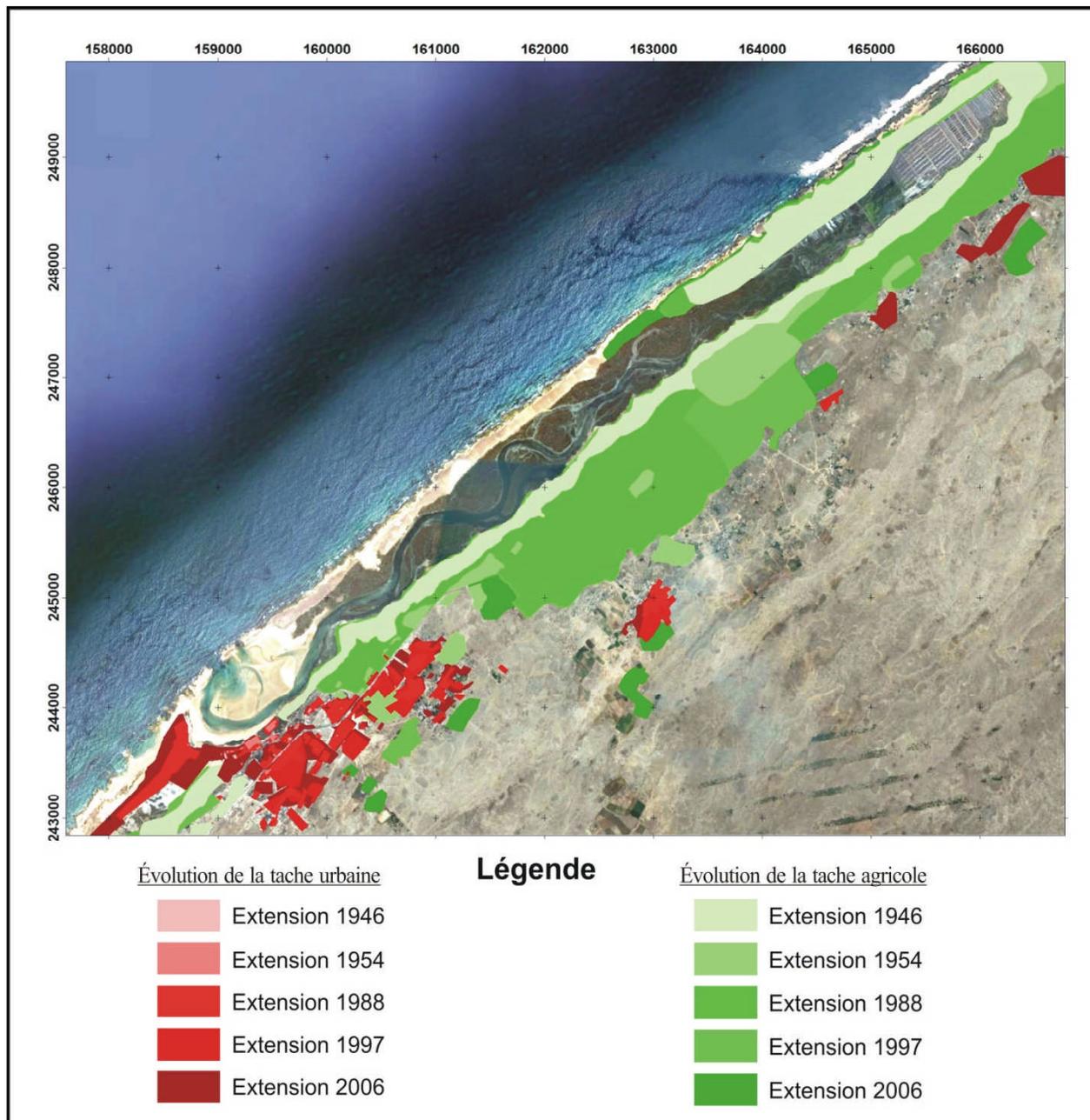
Une augmentation de la superficie de la tache urbaine au cours d'une période de 60 ans. L'urbanisation a débuté au niveau de la lagune d'Oualidia à partir de 1954, elle s'est accélérée depuis une trentaine d'années avec les premières installations des parcs à huîtres et les premières stations touristiques au bord de la lagune. Cette augmentation de l'urbanisation engendre une dégradation de la qualité de l'environnement lagunaire (Maanan, 2008).

Simultanément, le territoire agricole a connu une augmentation considérable, cette augmentation peut être liée à la disponibilité des ressources en eau grâce aux puits et aux eaux lagunaires. Depuis 1988, l'agriculture s'est accélérée avec un pourcentage de 50%, puis, elle s'est ralentie depuis 1997. Cette activité agricole pourrait produire une augmentation de la salinité des eaux sous-terraines à cause du pompage abusif des eaux (Mdiker et al., 2008).



*Figure I -18 : Graphique représentant le taux d'évolution des territoires artificialisés et agricoles au profit des milieux naturels, Oualidia (1946 – 2006 en %)*

L'évolution temporelle de l'extension de l'agriculture et de la tache urbaine (figure I-19) montre une augmentation significative de la pression anthropique sur le milieu. Ainsi, la population est passée de 7741 habitants en 1971 à 15430 habitants en 2004 selon RGPH (Recensement Général de la Population et de l'Habitat) au profit des zones naturelles.



*Figure I-19 : Evolution de la tache urbaine et agricole dans la lagune d'Oualidia (1946-2006)*

### 2.1.2. La lagune de Moulay Bousselham:

#### **(i) : Données et méthodes utilisées :**

Pour l'étude de l'évolution de la tache urbaine et de la tache agricole au niveau de la lagune de Moulay Bousselham, nous avons utilisé la même méthode que celle utilisée au niveau de la lagune d'Oualidia. L'analyse de l'évolution du sol depuis 60 ans s'appuie sur l'exploitation de photographies aériennes et d'autres sources de données comme les statistiques (Recensement Général de l'Agence de Bassins Hydrauliques), le cadastre, des cartes d'inventaire (cartes géologiques....) ou des relevés sur le terrain (Tableau I-7).

*Tableau I-7 : Inventaire des données disponibles sur la région de Moulay Bousselham*

<b>Nature des documents</b>	<b>Sources actuelles (20ème siècle)</b>
<b>Photographies aériennes</b>	Missions suivantes: 1949, 1963, 1987, 1996 et 2006 (format papier);
<b>Cartes</b>	Carte topographique Moulay Bou Selham(1974) au 1/50 000
<b>Cadastre</b>	Cadastre actuel de l'ANCFCC
<b>Iconographie</b>	Photographies Cartes postales
<b>Ecrits</b>	Ouvrages Articles dans les revues scientifiques Thèses de doctorat, mémoires de Maîtrise, rapports...

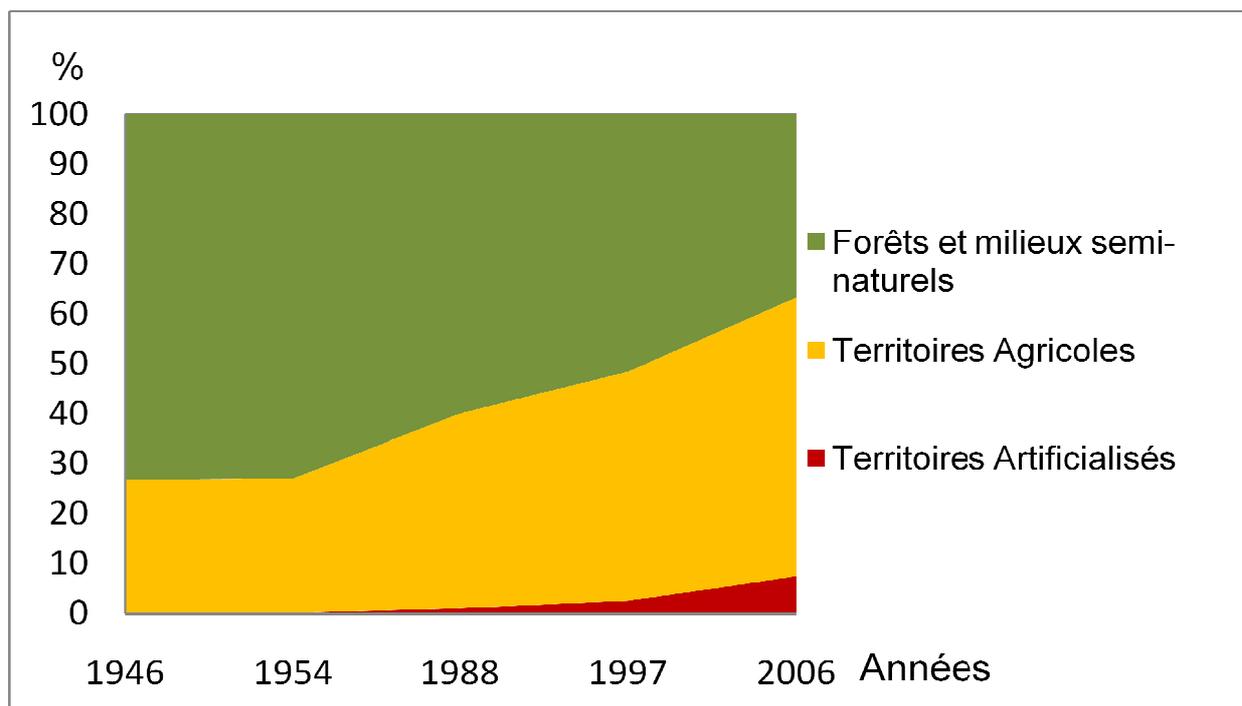
#### **(ii) : Evolution des territoires artificialisés et agricoles :**

L'analyse des changements des territoires artificialisés et agricoles dans la lagune de Moulay bousselham au cours des 57 dernières années, montre (figures I-20 et I-21) :

La tache urbaine a connu une augmentation qui s'est accélérée dès les années 90 avec l'accroissement de la population, estimée selon le recensement de 2004, à plus de 21462 habitants dont 5693 occupe le centre urbain (Recensement Général de la Population et de l'Habitat), le reste est réparti sur les 17 douars localisés autour de la lagune. Cette urbanisation faite d'une façon anarchique ne tient pas compte de l'intérêt biologique de la lagune, puisque des rejets urbains s'y déversent contribuant à la dégradation de sa qualité environnementale. De plus, des activités comme l'agriculture et l'élevage, la pêche, et le tourisme peuvent aussi contribuer à la dégradation de la lagune.

Le territoire agricole entre 1949 et 2006, a connue une forte augmentation due à la forte immigration de populations issues des régions environnantes, vers la lagune et ses zones humides, pour l'intérêt économique et la présence de l'eau (Figure I-19). En témoigne le canal

Nador construit en 1953 ainsi que l'Oued Drader. C'est à partir des années quatre-vingt-dix que l'agriculture s'est intensifiée avec une augmentation de 50% des surfaces par rapport aux années précédentes. Cette intensification engendre une augmentation d'utilisation des engrais et des pesticides (16,3 kg/ha en moyenne de pesticides utilisés par les cultures de la zone côtière du bassin de Rharb, Ben Bakhta, 2008) mais aussi une salinisation des eaux souterraines en raison des pompages abusifs qui varient entre 2400 m<sup>3</sup>/ha jusqu'à 8000 m<sup>3</sup>/ha (Hammani et Yechi, 2010).



*Figure I-20 : Graphique représentant le taux d'évolution des territoires artificialisés et agricoles au profit des milieux naturels, Moulay Bouselham (1949 – 2006 en %)*

Ces dernières années, le Haut-commissariat aux eaux et forêts et à la lutte contre la désertification (HCEFLCD) a lancé plusieurs projets visant la protection des richesses des zones humides et la lutte contre la dégradation des forêts, ce qui a favorisé le maintien, voir l'augmentation des surfaces forestières.

Comme pour la lagune de Oualidia, la lagune de Moulay Bouselham à connu donc, un important changement dans les territoires artificialisés et agricoles au profit des milieux naturelles.

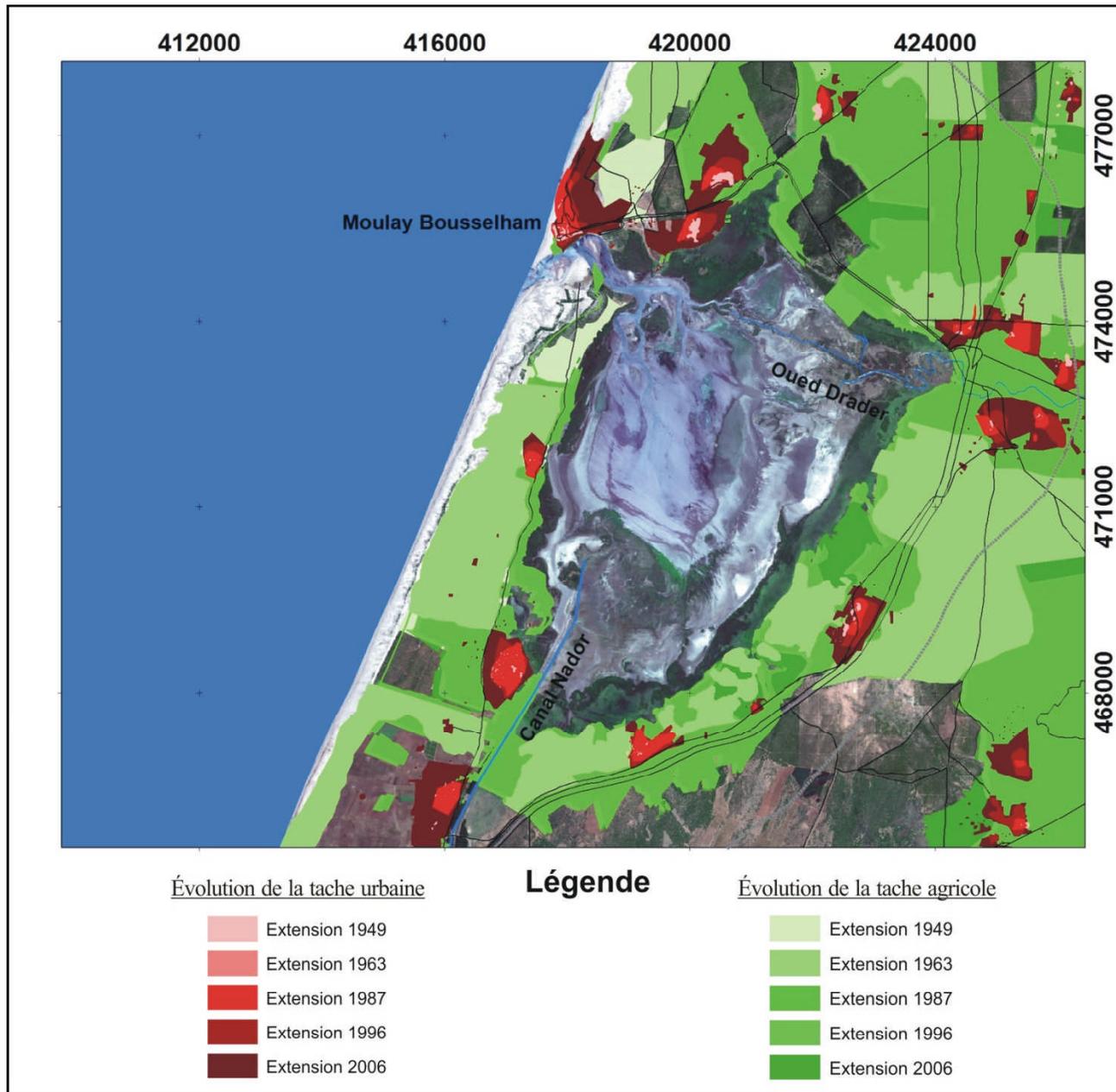


Figure I-21 : Evolution de l'urbanisation et de l'agriculture dans la lagune de Moulay Bouselham (1949-2006)

## 2.2. Les facteurs de changement d'occupation et d'utilisation du sol

Au niveau des deux lagunes, les changements d'occupation du sol sont le fruit des impacts anthropiques et de dynamiques naturelles qui sont successivement présentes ci-après.

### 2.2.1. Les facteurs anthropiques des changements d'occupation du sol

L'occupation du sol dépend fortement des décisions humaines. Les facteurs humains de changement peuvent être directs influant l'occupation du sol, ou indirectes dues à un contexte plus large qui met en jeu des processus qui dépendent du système social (Geist et al., 2002).

Ainsi au niveau de la lagune de Moulay Bousselham, les principaux facteurs directs de changements sont liés aux activités humaines avec l'intensification de l'agriculture, la déforestation, et l'urbanisation (Lambin et al., 2006). Les facteurs sous-jacents de changement d'occupation peuvent être distingués en cinq catégories répertoriées dans le tableau I-8 (Geist et al., 2002 ; Geist et al., 2004 ; Lambin et al., 2001).

*Tableau I-8 : Les facteurs anthropiques des changements d'occupation et d'utilisation du sol.*

<b>Facteurs économiques</b>	Evolution des marchés et commercialisation
	Urbanisation et industrialisation
	Evolution des prix et des taxes
<b>Facteurs politiques et institutionnels</b>	Régulation des marchés (libéralisation, crédits...)
	Droit de propriété
<b>Facteurs technologiques</b>	Introduction de nouvelles technologies
	Déficiences des infrastructures
<b>Facteurs cultures</b>	Valeurs croyances et comportement du groupe
	Comportements individuels et des ménages
<b>Facteurs démographiques</b>	Flux migratoires
	Accroissement naturel
	Densité de population, distribution spatiale de la population
	Esperance de vie

Les facteurs qui contribuent à des changements d'occupation du sol sont d'ordre économique, comme par exemple l'accès aux technologies modernes qui contribuent à l'intensification et à la spécialisation de l'agriculture. D'autres facteurs plus subtils comme la diminution des prix du transport, la facilité d'accès au crédit pour améliorer la qualité de vie, etc....

La tendance au glissement démographique vers le littoral au cours des dernières années est liée à deux faits majeurs : 1) L'extension du périmètre d'irrigation étant donné que la deuxième tranche d'irrigation qui couvre une superficie de 65000 Ha s'étend sur une partie de l'aire d'influence du centre et 2) La réalisation de l'autoroute Casablanca - Larache qui a renforcé cette tendance par la réduction de la capacité attractive des anciennes agglomérations routières, notamment Souk El Arbaa du Rharb (située à 80 Km de Kenitra) et Sidi Allal Tazi (située à 50 Km de Kenitra). Ce qui a entraîné le renforcement du rayon de recrutement de la station balnéaire de Moulay Bouselham, du fait de la réduction de la distance temps, surtout en rapport avec les centres émetteurs des flux touristiques que constitue l'ensemble urbain autour d'elle. A Oualidia, cette tendance a commencé lors du protectorat qui a transformé le paysage agricole par la création ou l'amélioration d'un ensemble d'infrastructures dont le but était d'exploiter et faciliter l'écoulement de la production agricole, mais aussi de mieux contrôler les populations. Citons en particulier :

(i) La route côtière reliant El Jadida à Safi passant par Oualidia ;

(ii) L'ensemble des routes reliant la frange côtière à la plaine de Doukkala, notamment celles reliant Oualidia à Khemis Zemamra *via* Tnine El Gharbia, et celle reliant Sidi Moussa à Sidi Smaïl *via* Had Oulad Aïssa.

Ce schéma implique alors le passage d'un modèle d'organisation sociale à un autre. Les diverses évolutions postérieures seront alors la continuité naturelle de ce phénomène déjà entamé, dont la trajectoire est déjà dessinée.

Les facteurs institutionnels et politiques sont nombreux et dépendent directement des décisions politiques, juridiques, économiques et de la structure des institutions. Parmi ces facteurs, on distingue notamment le droit de propriété, les politiques environnementales, la gestion des ressources naturelles, et les réseaux sociaux. En effet, cette mutation démographique se traduit par le développement rapide des douars (villages) situés dans la zone, l'apparition et le développement des centres urbains au niveau de l'autoroute et la consolidation des centres urbains existants (centre de Moulay Bouselham et la ville d'Oualidia notamment). Par ailleurs, cette mutation fait aujourd'hui que les centres d'Oualidia et de Moulay Bouselham sont plus que de simples stations balnéaires, mais forment des centres résidentiels, administratifs et commerciaux. Ce sont ces multifonctions qui agissent sur la dynamique démographique du centre et sa configuration spatiale.

Les facteurs culturels et sociopolitiques au rang desquels la mémoire collective, l'histoire personnelle, les comportements, les valeurs, les croyances (présence des Marabouts : Marabout Idrissi, des Ouled Mesbah au niveau de Moulay Bousselham et marabout de Sidi Daoud au niveau de la lagune de Oualidia par exemple) et la perception individuelle, l'accès à la culture, à l'information, et les liens sociaux ont une large influence sur la manière dont l'occupation du sol est modelée par le développement urbain au niveau du bassin versant.

Le développement agricole a commencé avec la colonisation française. A cet égard, (Khyati, 1987) estime que la superficie moyenne des exploitations européennes dans les Doukkala est à 45 ha contre 300 ha au Rharb, 250 ha en Chaouia, et 200 ha au Sais. Les exploitations maraîchères européennes, bien qu'elles aient des dimensions plus grandes que les exploitations marocaines, dépassaient rarement les 20 hectares. La colonisation a entrepris très tôt la transformation et le développement de la région du Sahel des Doukkala, du moins dans sa frange côtière et à avoir tenté la culture de tomates, pastèques, melons ou poivrons dans la région de l'Oualidia, et utilisé des techniques d'irrigation par pompage. En effet, Hermelin (1957) estimait les surfaces de cultures irriguées détenues par les européens en 1948 à 60% des superficies dans la région de Oualidia, alors que les marocains détiennent 89% des cultures maraîchères non irriguées. Il en résulte que le rôle commercial des marocains, à l'exportation en particulier est sans commune mesure avec celui des Européens, et que les rendements obtenus par ces derniers sont en général bien supérieurs.

La période de l'indépendance, ne constitue pas une phase de rupture dans la nature des mutations agraires, du moins dans plusieurs zones telles que la région d'Oualidia. Au contraire, les changements survenus n'ont fait qu'accentuer cette évolution déjà entamée lors de la période du protectorat. Le devenir de l'agriculture, par le poids qu'elle a joué dans le processus de la colonisation et le rôle qu'elle continuera à jouer après est un indicateur significatif de cette continuité (Khyati, 1987). Le Maroc indépendant a opté, pour la promotion de cultures visant l'autosuffisance alimentaire, une politique visant à améliorer la production céréalière et sucrière essentiellement. Ainsi, les cultures spéculatives irriguées, destinées à l'exportation ont souvent bénéficié d'une aide multiforme. L'Etat s'est occupé de la prise en charge de la commercialisation des produits à l'étranger à travers l'Office de Commercialisation et d'Exportation (O.C.E.) qui remplaça l'Office Chérifien d'Exportation en 1965 (tableau I-9). Les premières installations de la culture sous serres dans le Sahel des Doukkalas ont fait leur apparition depuis 1977, avec une dizaine d'hectares pour atteindre 150

hectares en 1998. D'où l'augmentation spectaculaire des zones agricoles après les années soixante.

*Tableau I-9: Évolution des superficies et des rendements de quelques céréales et des cultures maraîchères (1968-80) Source: Khyari, (1987).*

	68-72			73-77			78-80		
	Sup. 1000 ha	En %	Rend (qx/ha)	Sup. 1000 ha	En %	Rends (qx/ha)	Sup. 1000 ha	En %	Rend (qx/ha)
<b>Céréales</b>	4503	79,7	11	4455	76,6	8,9	4402	79,1	10,1
<b>Maraîchage</b>	131	2,3	135,2	130	2,2	139,9	146	2,6	172,1
<b>Total g<sup>el</sup>.</b>	5652	100	-	5816	100	-	5563	100	-

En passant d'un système simple (agro-pastoral transhumant) à un système complexe (associant à la fois un maraîchage intensif, un système agro-pastoral plus ou moins intensif et un système d'élevage extensif), d'un système presque standard à un système très varié, la société rurale locale n'était pas en train d'imiter des pratiques culturelles. Son adoption des nouveaux procédés est en réalité une recherche d'équilibre. L'équilibre qu'offrait l'ancien système agro-pastoral transhumant a été pour la première fois rompu.

En fait, la concurrence régionale, nationale ou internationale, prend son ampleur en fait, par la faiblesse de la compétitivité, due aux déséquilibres micro et macro-économiques internes, allant de la structure des exploitations aux infrastructures économiques de base, et également aux déséquilibres environnementaux. A cet égard, il faut noter d'abord la dominance de la micro propriété et le morcellement excessif des exploitations agricoles du Sahel des Doukkalas : 70% des producteurs exploitent des superficies inférieures à 3 hectares. Le niveau socio-économique très modeste des producteurs entrave la maîtrise des techniques de pointe pour une production performante, aboutit souvent à l'inadaptation et l'inefficacité des innovations adoptées, et par conséquent au surendettement de ceux-ci.

Les facteurs démographiques ont une large influence sur l'occupation et l'utilisation du sol. Ainsi la commune rurale de Moulay Bousselham qui compte une population de 21462 habitants pour 3415 ménages, d'après le RGPH 2004, a enregistré un taux d'accroissement de 2,9% par rapport au RGPH 1994 (tableau I-10). Par ailleurs, cette population quadruple en période estivale ce qui pose le problème du dimensionnement des équipements et des infrastructures publiques. Au niveau de la lagune de Oualidia, durant le siècle présent, et

surtout après les années quarante, la zone côtière, dans son ensemble, a subi des transformations très intenses, parfois radicales. Certaines régions, présentent désormais un visage nouveau. La bande côtière qui constituait auparavant un terroir de parcours pour une population concentrée dans la plaine, commence à se désintégrer progressivement de cette dernière. L'examen des données des recensements nationaux depuis 1970, permet d'affirmer que la région du Sahel des Doukkalas a réellement évolué. Plusieurs nouveaux phénomènes surgissent. Les tendances de changement qui ont affecté les rythmes de la croissance démographique sont très appréciables.

*Tableau I-10: Évolution de la population dans les deux zones d'étude de 1971 à 2004 (RGPH, 2004).*

Communes	1971	1982	1994	2004
Région d'Oualidia	7741	9401	13076	15433
Région de Moulay Bouselham	9642	12065	16167	21462

Les mécanismes accélérateurs ne manquaient pas ; à un accroissement démographique sensible qui s'est produit dans la région avant l'indépendance, et qui s'est accéléré après les années 60, la sédentarisation définitive des populations s'est établit, rompant ainsi les anciennes relations entre la région du Sahel (bande côtière) et l'Oulja avec la plaine intérieure. D'autres accélérateurs, se sont associés pour amplifier les effets de cette évolution : l'ouverture des marchés extérieurs et les interventions de l'état, notamment par la création de l'Office de Commercialisation et d'Exportation (1965).

### **2.2.2. Les facteurs naturels des changements d'occupation du sol**

Le climat agit sur la répartition de l'occupation du sol à plusieurs échelles temporelles, de plusieurs millions d'années jusqu'à l'échelle saisonnière. La répartition des végétaux à la surface de la terre ainsi que des sols dépend donc en grande partie de la variabilité climatique, a des échelles temporelles très diverses (Huntley et al., 1988 ; Wright et al., 1994).

Ainsi, à court terme, la variabilité climatique due à des sécheresses impacte l'occupation du sol et perturbe le cycle phénologique des végétaux (Dickin et al., 2008 ; Ji et al., 2003 ; Kueppers et al., 2008 ; Lioubimtseva et al., 2005). A long terme, la répartition spatiale de la végétation dépend particulièrement des changements climatiques (Colhoun et al., 1999 ; Prentice et al., 1991).

Au niveau des deux lagunes, le changement d'occupation des sols ne dépend pas seulement du facteur climatique mais est généralement lié à un ensemble de facteurs : fertilité des terres, richesse halieutique, etc... Selon Wright et al. (1994), un changement ne dépend donc pas

exclusivement d'un seul facteur mais d'un ensemble de facteurs dont ils convient de déterminer le poids respectif dans le changement produit.

### **2.3. Les impacts environnementaux des changements d'occupation du sol**

Les changements d'occupation du sol ont un impact notable sur la qualité de l'eau, la biodiversité et les ressources naturelles. Ces changements affectent à la fois la faune et la flore et leurs biotopes. Les espèces menacées d'extinction sont de plus en plus nombreuses et ce, principalement à cause des changements d'occupation d'origine anthropique.

Au niveau des lagunes marocaines, la littoralisation constitue une menace majeure du fait des apports telluriques, des rejets urbains, agricoles, pluviaux, des intrants toxiques et des déchets solides (Maanan et al., 2004 ; Ruiz et al., 2006 ; Zourarah et al., 2007 ; Bloundi et al., 2008 ; Maanan, 2008 ; Mhammdi Alaoui et al., 2010 ; Maanan et al., 2013).

Depuis 60 ans, les bassins versants des lagunes montrent une évolution préoccupante. L'agriculture est très importante et elle est de plus en plus en augmentation selon les régions. Les zones urbaines subissent pour leur part une forte intensification : la population a quadruplé lors des 40 ans dernières années. Par ailleurs, le tourisme de masse saisonnier amplifie la littoralisation et devient l'une des causes majeures de la dégradation des zones humides.

Nous rappelons ici qu'au niveau de la lagune de Moulay Bouselham, l'agriculture est pratiquée par à peu près 90% des ménages. Plus de 92% des exploitations ont des superficies inférieures à 5 ha, et 50% des agriculteurs possèdent 20% seulement de la surface agricole utile totale. La superficie moyenne par ménage est de 3,24 ha, et le nombre moyen de parcelles par agriculteur est de 1,89. Ces terrains sont à 91% des terrains collectifs et privés et le reste est domanial.

Le labour mécanique, la fertilisation et l'achat des semences sélectionnées sont rencontrés chez la majorité des agriculteurs. Plus de 70% des exploitations utilisent des engrais artificiels, et plus de 50% des agriculteurs pratiquent la fertilisation naturelle (fumier). L'agriculture moderne représente une importante source de pollution de l'espace rural mais aussi des milieux intégrés par l'homme. L'usage massif des fertilisants, le recours systématique aux pesticides a permis une augmentation considérable des rendements agricoles. Ils sont malheureusement accompagnés d'une pollution accrue des terres cultivées puis des eaux continentales par divers contaminants minéraux ou organiques.

Les matières fertilisantes utilisées en agriculture pour favoriser la croissance, le rendement et la qualité des plantes, renferment souvent des quantités plus ou moins importantes d'éléments traces. Les amendements les plus répandus sont à base de carbonate de calcium et sont utilisés pour lutter contre l'acidité naturelle et anthropique des sols. Par ailleurs, dans les carbonates on peut trouver d'assez fortes quantités de Sr, Ba, Mn, Cu, F, Fe, Pb et Zn, Cr, As et Cd, (Senesi et al., 1999). Ainsi, une application au sol de 4,5 tonnes métrique/ha de fertilisants carbonatés (un mélange de calcite et de dolomite) entraînerait l'injection dans le milieu de 140g/ha de Zn et 12g/ha de Cu (Adriano, 1986). De même, on peut également citer les scories de déphosphorisation, utilisées dans les sols comme source de phosphore et de calcium, car ils contiennent des quantités importantes de Ni, Cr et du vanadium (Robert, 1996).

Les engrais commerciaux, issus de fabriques ou de mines, contiennent également des teneurs en éléments traces souvent supérieures à celles des sols (tableau I-11). De tous ces engrais artificiels, ce sont les engrais phosphatés qui apportent le plus d'éléments traces aux sols. Ainsi le cadmium contenu dans les fertilisants affecte de manière significative la composition des sols. D'après Avril (1992), une fertilisation phosphatée d'environ 50 kg/ha entraîne un apport de près de 70 mg/kg de cadmium dans l'environnement.

*Tableau I-11: Teneurs en éléments traces (mg/kg) dans les sols pour 1 tonne métrique de différents fertilisants et les gammes naturelles dans les sols (Senesi et al., 1999). P.E. = Principal élément*

Fertilisant	P.E	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<b>Sulfate d'ammonium</b>	N	4,2-29	0,08-4,8	1-4,4	<1,1	25632	2,4-13,6	1-6
<b>Nitrate d'ammonium</b>	N	2,7-119,7	0,08-8,5	1-4,2	3	7-43,2	1,9-27,8	3-7
<b>Nitrate de calcium</b>	N	2,2-10,1	0,05-2,8	15,5-19,2	5-15	26-27,5	2,4-8	2-42
<b>Superphosphate</b>	P.E	2,4-28,5	0,1-2,2	39,6-134	20-135	19,2-38,2	3,1-17,4	55-235
<b>Sulfate de potassium</b>	K	2,4-8	0,06-3,8	2-2,8	1-2	11-16	1,4-17,4	2-6
<b>Composés NPK</b>	NPK	3-282,4	0,04-7	27-178	4-23	9,6-43,5	0-24,4	19-78
<b>Teneurs naturelles dans les sols</b>		1-50	0,01-0,7	5-1000	2-100	5-500	2-200	10-300

Alors que les fertilisants sont utilisés uniquement pour augmenter les rendements, les pesticides servent à la fois à leur apporter une certaine conservation, réduire les maladies et à améliorer le rendement. Selon Robert et Juste (1997), les composés à base d'arsenic (principalement l'arséniate de plomb) longtemps utilisés pour contrôler les parasites des vergers et des vignes sont à l'origine de teneurs élevées d'éléments traces dans les sols. Ainsi, une simple application de l'arséniate de plomb peut conduire à des concentrations de 2,3 kg/ha de Pb et 0,5 kg/ha de As dans le sol (Franck et al., 1976). De même les sels de mercure employés, autrefois, comme fongicides, peuvent donner lieu à une élévation significative de la teneur en mercure total du sol (Purves, 1977).

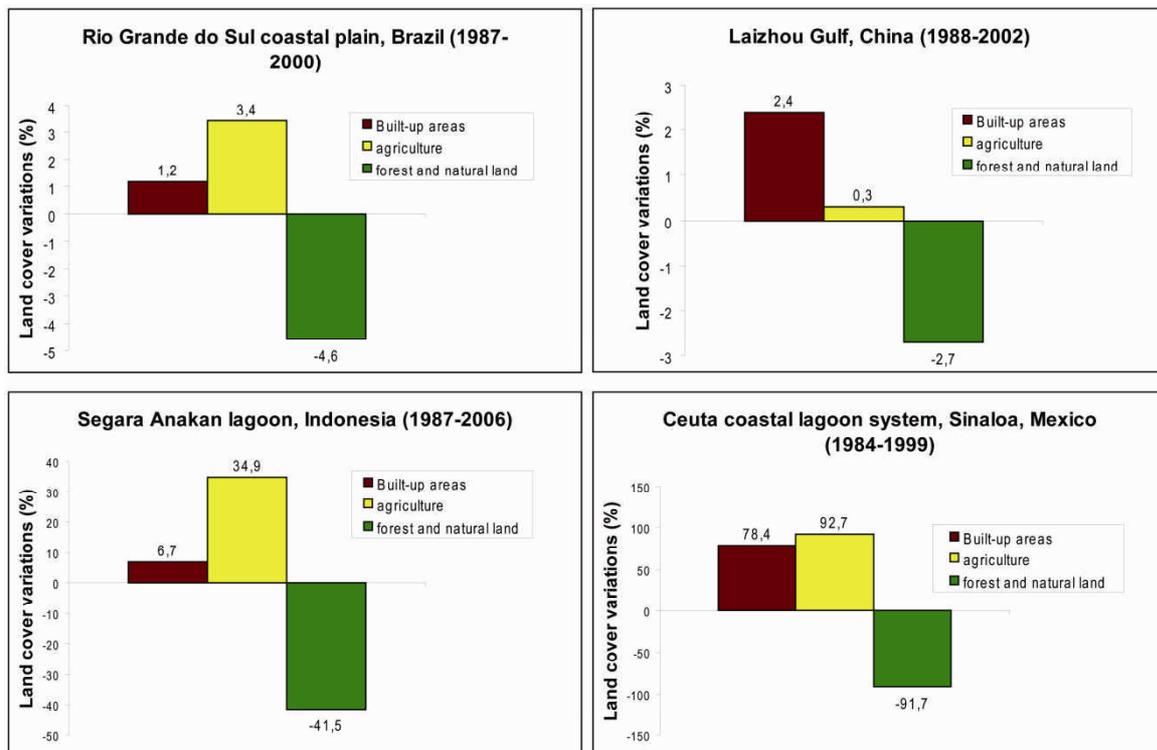
De même, les déchets organiques d'origine agricole et urbaine peuvent également participer à la pollution diffuse des éléments traces dans le sol. En effet, selon Godin (1983), les lisiers et les composts issus soit de l'élevage « hors sol », soit des déchets urbains, participent à hauteur de 40% à la pollution des sols en France. Par ailleurs, l'utilisation d'amendements organiques traditionnels comme le fumier de ferme ou les lisiers, participe à l'accroissement de teneurs en éléments traces des sols (Gomez et al., 1992). Enfin, Anderson et Nilsson (1972) montrent qu'après traitement par les boues de stations d'épuration, les sols peuvent présenter des teneurs en Zn et en Pb pouvant varier respectivement de 97,9 mg/g à 368,8 mg/g et de 25,7 mg/g à 43,9 mg/g dans les sols.

Enfin, à toutes ces contraintes socio-économiques, des problèmes d'ordre écologique et environnemental, viennent pour aggraver en retour la situation des activités humaines : agricoles, ostréicoles et touristes. D'ailleurs, l'extension des zones agricoles a été à l'origine d'une surexploitation de la nappe, par le biais d'une multiplication des puits, et du développement des motopompes, d'où une baisse sensible des niveaux de la nappe, et une augmentation progressive des degrés de salinité des eaux d'irrigation. Éventuellement, les potentialités aquifères et la qualité des eaux ne peuvent rester insensibles à l'intensité et à la nature de l'exploitation des eaux de la nappe. D'ailleurs, cette dégradation de la qualité des eaux qui menace l'équilibre économique des exploitations dans des régions, s'est fait parallèlement à deux facteurs : l'intensification des cultures, et l'accroissement démographique.

Le suivi des changements d'occupation du sol tient une place de plus en plus importante dans l'analyse de la dynamique du système terrestre. Dans le contexte des changements climatiques perceptibles actuellement, il représente un enjeu important pour les années à venir. Les pressions qui s'exercent sur les zones humides ont été montrées par de nombreux

auteurs sur différents lieux géographiques ; urbanisation et agriculture entraînent la diminution des zones naturelles ainsi qu'une dégradation des écosystèmes côtiers (Figure IV-22). C'est le cas des lagunes : La lagune Segara Anakan, Indonésie (Ardli et Wolff, 2009) ; lagune de Sinaloa, Mexique (Alonso-Pereza et al., 2003), Rio Grande do Sul, Brésil (Silva and Tagliani, 2012) et le Golf Laizhou, Chine (Qi and Fang Luo, 2008).

A cet égard, les zones humides caractérisées par une agriculture intensive présentent un intérêt particulier puisqu'elles correspondent à des zones où les changements locaux sont brusques et fréquents et pourraient avoir un impact important sur l'environnement, en particulier sur les ressources en eau (Turner II et al., 1993). En retour, les changements produits sur les structures paysagères et les modes d'occupation des sols peuvent entraîner des changements climatiques locaux qui participent au changement global (Bonan, 1997 ; Turner II et al., 1999).



*Figure I-22. Changements de l'occupation du sol dans des lagunes à l'échelle mondiale*

# Chapitre II :

## Matériels et Méthodes

---

## **Chapitre II : Matériels et Méthodes**

### **I. Approche sédimentologique et géochimique**

#### **1. Protocole d'échantillonnage**

Les stations de prélèvements sont présentées à la Figure II-1. Les prélèvements au niveau de la zone intertidale et du chenal dans les deux lagunes ont été effectués en : juillet-août 2010, novembre-décembre 2010, entre mars et juin 2011, et entre janvier et mars 2012. Les échantillons superficiels sont prélevés par une benne VanVeen à des pas bien définis à l'aide d'un positionnement par GPS en mode différentiel. Les sédiments des points échantillonnés ont été placés dans des sachets plastiques, qui garantissent une fermeture isolant de l'air extérieur, et sont gardés à l'abri du soleil dans une boîte thermique. Dans un délai maximal de 12 heures, ils ont été déposés dans un freezer.

Des carottages dans les deux lagunes ont été réalisés. Trois carottes, numérotées de CO-1 à CO-3, au niveau de la lagune d'Oualidia et deux carottes, CMYB-1 et CMYB-2, au niveau de la lagune de Moulay Bousselham, positionnées dans la zone intertidale et les schorres. Elles ont été prélevées à l'aide d'un carottier à percussion afin d'atteindre et de pénétrer la couche d'argile marine sous-jacente aux sédiments récents. Les carottes font en moyenne 150 cm de profondeur pour atteindre le début de 19<sup>ème</sup> siècle (Zourarah et al., 2007, Mhammdi Alaoui et al., 2010). Le choix de positionnement des carottes est basé sur la nature des faciès superficiels et celle des faciès du bassin versant. Immédiatement après l'extraction de la carotte, la longueur de la carotte est mesurée. Avec beaucoup de soins, la carotte est placée sur un support spécialement conçu pour la couper. Ensuite, les coupes sont réalisées sur place, pour éviter des perturbations pendant le transport. La carotte a été décrite tous les deux centimètres de profondeur. Les échantillons récupérés ont été placés dans des éprouvettes propres numérotées et ont été déposés dans un freezer.

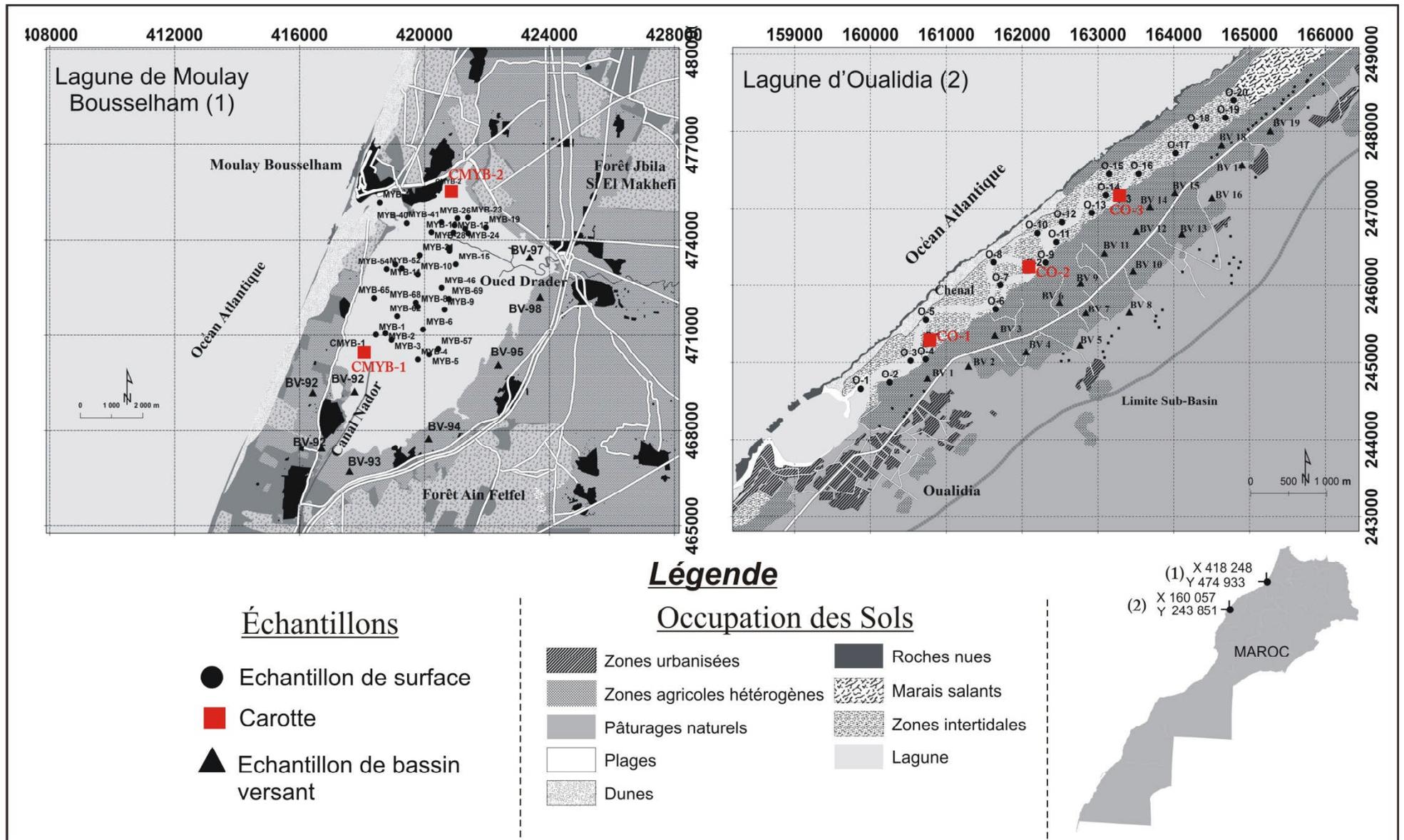


Figure II-1: Carte de localisation des échantillons superficiels et carottés dans les deux lagunes étudiées

## **2. Approche analytique**

### **2.1. Préparation des échantillons**

Les échantillons sédimentaires (carottes, sédiments et roches) exigent une préparation particulière en fonction de type de technique d'analyse que l'on doit réaliser. Tous les échantillons arrivés au laboratoire sont prêts pour effectuer les tâches suivantes de préparation. Ainsi, les sédiments superficiels et carottés ont été séchés au laboratoire, et placés dans des boîtes de pétri pour sécher au contact de l'air dans une salle fermée. Le tamisage a été effectué pour caractériser la granulométrie des sédiments et définir les fractions sur lesquelles on doit mesurer la composition chimique totale. Le broyage a été appliqué à tous les échantillons pour éventuellement réaliser les digestions acides. Ces procédures sont détaillées dans ce qui suit.

#### 2.1.1. Tamisage des sédiments

Les sédiments ont été tamisés avec des tamis dont la maille de tamisage est en nylon, ce qui permet d'éviter la contamination des sédiments. Le tamisage a permis de séparer les sédiments en trois fractions ( $>2$  mm, compris entre 2 mm et  $63 \mu\text{m}$ , et  $<63 \mu\text{m}$ ). Les tamis ont été nettoyés à l'alcool et à l'eau MilliQ avant utilisation et après le tamisage de chaque échantillon. Les grains bloqués dans la maille des tamis ont été nettoyés à l'aide d'une pissette d'eau MilliQ ou d'une brosse à dent propre.

En préalable au tamisage, les sédiments ont été quartés. Après quartage, les extrêmes opposés étaient tamisés à 2 mm. Deux quarts restants ont été utilisés pour obtenir les quatre fractions. Chaque fraction obtenue a été pesée avec une balance de précision.

#### 2.1.2. Broyage des échantillons

Les échantillons ont été broyés pour les digestions acides dans tous les cas dans un mortier en agate. Les mortiers en agate garantissent un broyage sans contamination des échantillons. En fonction du type d'échantillon, de leur dureté et de leur quantité, différents mortiers ont été utilisés. Entre les broyages, les différents mortiers en agate ont été nettoyés avec soin de la façon suivante : d'abord à sec avec un chiffon de papier essuyeur de précision et de l'air comprimé, puis avec un autre bout de papier on nettoie à l'alcool. Ensuite, on procède à un nettoyage à l'acide chlorhydrique pur (HCl, 1N) pendant 10 minutes à une heure, en fonction du degré de nettoyage obtenu avec les étapes précédentes. Finalement, l'acide est retiré et le mortier est lavé plusieurs fois à l'eau MilliQ. Le mortier ainsi propre est laissé à sécher à l'air

ambiant. Cette procédure permet de s'affranchir de la contamination entre échantillons broyés.

### 2.1.3. Digestions sédiments par les acides

Le protocole d'attaque des sédiments a été réalisé par digestion acide des échantillons solides pour faire le passage en solution à l'ICP-MS. Ce protocole a été appliqué en parallèle sur des blancs de manipulation et des échantillons étalons internationalement certifiés (BCSS-1 and PACS-1). Tout le matériel utilisé pour la mise en solution des sédiments est préalablement nettoyé.

La technique de digestion totale envisagée est développée à partir de la littérature (Loring et Rantala, 1992). Les réactifs employés sont bi-distillés ( $\text{HNO}_3$ , pureté de 13N environ) ou de qualité (HF,  $\text{H}_2\text{O}_2$ , Merck, teneurs en métaux certifié inférieure au  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ). Le protocole appliqué est biacide et utilise l'acide fluorhydrique et l'acide nitrique, ainsi que l'eau oxygénée (HF /  $\text{HNO}_3$  /  $\text{H}_2\text{O}_2$ ).

Cette méthode consiste à peser entre 50 et 100 mg de sédiment broyé préalablement séché à  $80^\circ\text{C}$  durant 1 heure. Les échantillons sont introduits dans des savillex en Téflon Parr 4781 - 23 ml, et recouverts de 2 ml de HF suprapur (Merck, réf: 100335) et de 2 ml d'eau régale ( $\text{HNO}_3$  suprapur - Merck, réf: 100441;  $\text{HCl}$  suprapur - Merck, réf: 100318).

Postérieurement, le savillex est placé sur la plaque chauffante à  $70^\circ\text{C}$  et on augmente graduellement la température jusqu'à atteindre  $90^\circ\text{C}$  (les températures de chauffage de ce protocole ne dépassent jamais  $90^\circ\text{C}$  pour éviter la perte de l'arsenic (As) par volatilisation). Après plusieurs heures de digestion en plaque chauffante, on laisse refroidir avant ouverture. Ensuite, on ajoute graduellement 0,5 ml de  $\text{H}_2\text{O}_2$  suprapur et on laisse réagir et dégazer pendant 48 h. Finalement, on reprend le résidu avec 2,5 ml de  $\text{HNO}_3$  et on procède à une dilution. Les blancs consistent en eau *Millipore* additionnée de la solution de digestion (HF,  $\text{HNO}_3$  et  $\text{HCl}$ ) pour se rapprocher de la matrice des échantillons.

La dilution correspond à la procédure du dosage par ICP-MS (Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry) Perkin-Elmer ELAN 6000. La limite de détection est de  $0.01 \mu\text{g l}^{-1}$  et l'erreur est inférieure à 5%.

L'application de ce protocole à des fractions très riches en Fe et Mn, a révélé des inconvénients car ces deux éléments ont un effet catalyseur avec l'eau oxygénée qui empêche la réaction normale avec la matière organique (Walter et al., 1997). Pour cela, il est très important de respecter le protocole et ajouter très graduellement  $\text{H}_2\text{O}_2$ . La réaction chimique

entre H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> et les oxydes de Fe et Mn, connue comme réaction Fenton (McKnight et Duren, 2004), est en général très rapide et exothermique avec une effervescence de courte durée. Ces caractéristiques précédentes font que cette réaction est très différente de la réaction lente, habituelle, entre de l'eau oxygénée et la matière organique. Ces critères qualitatifs et la connaissance du type d'échantillon attaqué a conduit à ne pas répéter l'étape H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> une fois que 1 ml de ce réactif a déjà été utilisé dans la procédure d'attaque.

Afin de valider le protocole de mise en solution défini précédemment, au moins un standard international de sédiment marin (BCSS-1 and PACS-1) commercialisés par le NRCC (National Research Council of Canada) ont été introduits dans chaque série d'échantillons. Les résultats montrent que pour la plupart des éléments certifiés la différence entre valeurs obtenues et valeurs certifiées dépasse rarement les 25%, et une grande majorité des valeurs obtenues présentent une différence inférieure à 15% par rapport aux certifiées.

Les résultats présentés dans le tableau II-6 montrent en général une bonne concordance des résultats. Notons cependant que, pour des sédiments très carbonatés, il est préférable de faire l'attaque en deux étapes (pour éviter la formation de fluorure de calcium) : l'une consiste à utiliser uniquement l'acide fluorhydrique (suivi d'une évaporation) et l'autre à employer de l'eau régale.

*Tableau II-1: Exemple de résultats comparés des analyses de quelques métaux mineurs contenus dans les sédiments standards suivants : BCSS-1 et PACS-1.*

		<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Mn</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>PACS-1</b>	<b>Attaque classique</b>	87±9	420±20	424±30	372±9	780±20
	<b>Valeur référence</b>	113±8	452±16	470±12	404±20	824±22
<b>BCSS-1</b>	<b>Attaque classique</b>	95±4	18,1±0,1	222±9	27±1	109±7
	<b>Valeur référence</b>	123±14	18,5±2,7	229±15	23±3,4	119±12

## **2.2. Techniques d'analyse**

### **2.2.1. Analyses micro-granulométriques**

L'analyse granulométrique peut être réalisée afin de mieux caractériser la nature des sédiments et le régime sédimentologique de la région surveillée. Les méthodes de fractionnement selon la taille des grains peuvent être consultées dans Loring and Rantala (1992). Dans notre étude, l'analyse micro-granulométrique a été réalisée à l'aide d'un granulométrie laser type Malvern 2000, disponible au laboratoire, sur tous les sédiments prélevés de la surface et des carottes. Ce qui permet une classification basée sur la taille des particules qui composent le sédiment.

La micro-granulométrie laser permet d'analyser des particules dont la taille est comprise entre  $0.05\mu\text{m}$  et  $878,67\mu\text{m}$ . C'est une méthode rapide qui assure une excellente reproductibilité. Chaque mesure permet d'obtenir la répartition des particules (en pourcentage) par classe granulométrique : argiles ( $<2\mu\text{m}$ ), silts (entre 2 et  $63\mu\text{m}$ ) et sables (entre  $63\mu\text{m}$  et 2mm). Les résultats vont être classifiés selon le diagramme de Shepard (1954) en fonction du contenu en sable, en limon et en argile.

### **2.2.2. Dosage des métaux**

Les solutions obtenues des digestions acides des sédiments et des roches ont été analysées par ICP-MS (Elan 6000, Perkin-Elmer) pour déterminer la teneur des métaux lourds.

#### **2.2.2.1. Préparation des « solutions mères »**

Les échantillons dissous dans l'acide nitrique sont versés dans des tubes en polystyrène (préalablement pesés) dans lesquels de l'acide  $\text{HNO}_3$  7M est versé jusqu'à obtention d'environ 25 ml de solution. Cette solution mère est pesée. La forte concentration de l'acide permet de conserver en solution les échantillons pendant une période relativement longue.

#### **2.2.2.2. Préparation des solutions ICP-MS**

Une aliquote de la solution mère est prélevée (afin de n'utiliser qu'environ 1/5 de la masse totale de l'échantillon), pesée puis évaporée en savillex sur plaque chaude. La solution de passage à l'ICP-MS est une solution de  $\text{HNO}_3$  2% et HF dilué (40 gouttes d'HF 24M dans 1L de  $\text{HNO}_3$  2%). Les aliquotes sont dissoutes quelques dizaines de minutes à chaud dans cette solution de reprise, puis versées dans de nouveaux tubes en polystyrène et enfin diluées jusqu'à obtention d'une solution d'environ 40 ml (pesée). Il est nécessaire d'ajouter un «spike» aux solutions ICP-MS afin de corriger de la dérive instrumentale pendant les

mesures. Ce spike est une solution contenant 5 éléments, en concentration connue (2 ppm), couvrant un large éventail de masse:  $^9\text{Be}$ ,  $^{75}\text{As}$ ,  $^{115}\text{In}$ ,  $^{169}\text{Tm}$ ,  $^{209}\text{Bi}$ . 300 mg de ce spike sont ajoutés (et pesés) dans chacune des solutions dorénavant prêtes pour le passage à l'ICP-MS. La concentration des éléments du spike dans la solution finale est d'environ 15 ppb.

Le facteur de dilution des échantillons est d'environ 2000 (20 mg de sédiment dans 40 g de solution finale) et peut être déterminé précisément pour tous les échantillons et standards. Considérant les concentrations des différents éléments à analyser variant de 0.1 à 1000 ppm dans l'échantillon rocheux, les concentrations dans la solution finale seront ainsi comprises entre 0.05 et 500 ppb.

### 2.2.2.3. Mesure des concentrations par ICP-MS

#### *Principe de fonctionnement de l'ICP-MS*

La solution échantillon est introduite dans le nébuliseur avec un débit d'environ 0.8 mL/min. La solution est transformée en aérosol dans le nébuliseur puis dirigée vers la chambre de nébulisation refroidie. Les gouttelettes les plus fines sont injectées dans la torche à plasma alors que le reste de l'échantillon condensé sur les parois de la chambre est évacué par un drain. Dans la torche, le plasma atteint des températures de l'ordre de 8000 K et permet l'ionisation de la plupart des éléments présents dans l'échantillon. Les ions traversent une « interface » se composant de deux cônes en nickel et d'un système de pompage intermédiaire visant à abaisser la pression dans l'interface à environ 2 mbar. Les ions pénètrent ensuite dans le spectromètre de masse, où un puissant système de pompage permet d'atteindre un vide d'environ  $2 \cdot 10^{-6}$  mbar nécessaire pour une bonne focalisation et séparation des ions par le spectromètre. Les ions sont orientés vers l'analyseur par un système de lentilles de focalisation puis discriminés selon leur rapport masse/charge par l'analyseur (le quadripôle) et enfin dirigés vers le détecteur (multiplicateur d'électron). L'appareil nous délivre ses résultats sous forme « d'intensité » en coup/sec mesurée pour chaque masse désirée.

#### *Méthode de dosages*

La méthode de dosage choisie s'articule selon deux principes: 1) un étalonnage externe à l'aide d'un matériel de référence naturel (les deux standards internationaux BCSS-1 et PACS-1 dans le cas présent) dont les concentrations sont connues. La réponse de l'appareil sur les blancs de chimie et sur l'étalon permet de calculer les concentrations de chaque élément dans les échantillons ; 2) une standardisation interne à l'aide du spike enrichi en Be, As, In, Tm et Bi qui est ajouté à chaque solution d'échantillon.

Les concentrations des 5 éléments du spike sont connues si l'on considère leurs abondances naturelles dans les échantillons négligeables par rapport à la quantité apportée par le spike. Les fluctuations de la réponse de l'appareil lors de la mesure de ces éléments au cours d'une session d'analyse traduiront alors la dérive instrumentale.

Après le passage des solutions d'interférence, la session se poursuit par l'analyse des deux blancs de chimie. Ensuite, les analyses des échantillons peuvent débuter. Elles sont effectuées en alternance avec l'analyse de deux standards internationaux (BCSS-1 et PACS-1) qui sont mesurés à plusieurs reprises (tous les 5 échantillons) afin de vérifier régulièrement la qualité des mesures. Une analyse se réalise en trois runs de 60 secondes d'acquisition et le lavage entre chaque analyse s'effectue avec la solution de HNO<sub>3</sub> 2% (+ trace d'HF) pendant 2 minutes.

### ***Validation des données***

Afin de vérifier la qualité des données acquises, deux standards internationaux (BCSS-1 et PACS-1) ont été analysés régulièrement lors des différentes sessions d'analyse (5 analyses par session). La comparaison de nos résultats obtenus sur ces standards avec les données publiées dans la littérature permet d'évaluer l'exactitude de nos résultats.

### 2.2.3. Datation par le plomb 210 (<sup>210</sup>Pb) et le césium 137 (<sup>137</sup>Cs)

#### 2.2.3.1. Radio-isotope d'origine naturelle : plomb 210

De nombreux radio-isotopes d'origine naturelle existent au sein des sédiments. Parmi ceux-ci certains, de période relativement longue, sont utilisés depuis de nombreuses années pour dater des dépôts stratigraphiques. C'est le cas notamment du carbone 14 (Stiller, 1979) isotope radioactif du carbone 12 produit par l'action des rayons cosmiques sur l'argon atmosphérique, et du silicium 32, isotope radioactif du silicium 28 produit par l'action des rayons cosmiques sur l'azote atmosphérique. Par oxydation, ils forment <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> et <sup>14</sup>SiO<sub>2</sub>, se mélangent avec CO<sub>2</sub> et SiO<sub>2</sub> atmosphérique et entrent ainsi dans le cycle de l'eau.

Cette méthode est applicable pour la datation des dépôts de vase qui contiennent toujours des fractions importantes de matière organique. Seulement, le carbone 14, de période T = 5 570 ans, qui permet d'explorer les 40 000 dernières années ne donne que des résultats de très faible précision pour les cent dernières années. Le silicium 32, de période plus courte T = 500 ans, bien que mieux adapté à la datation des sédiments récents ne permet pas d'obtenir une précision suffisante pour dater les sédiments qui nous intéressent.

En effet, plus la période du radioélément considéré est petite, plus la décroissance radioactive est rapide, et plus la diminution de l'activité avec la profondeur est marquée. Si l'on s'intéresse à la datation des dépôts de sédiment d'âge n'excédant pas la centaine d'années, il apparaît qu'un radioélément de période très courte comme le Thorium 228 ( $T = 1,9$  an) ne permet pas de couvrir les cent dernières années, et qu'un radioélément de période trop longue comme le silicium 32 ( $T = 500$  ans) ne présente qu'une faible diminution d'activité sur cent ans et fournit de ce fait des datations sans grande précision. Le plomb 210, de période  $T = 22,3$  ans, est particulièrement bien adapté aux datations portant sur les cents dernières années (Monna et al., 1997 ; Di Gregorio et al., 2007 ; Appleby, 2008 ; Liu et al., 2012).

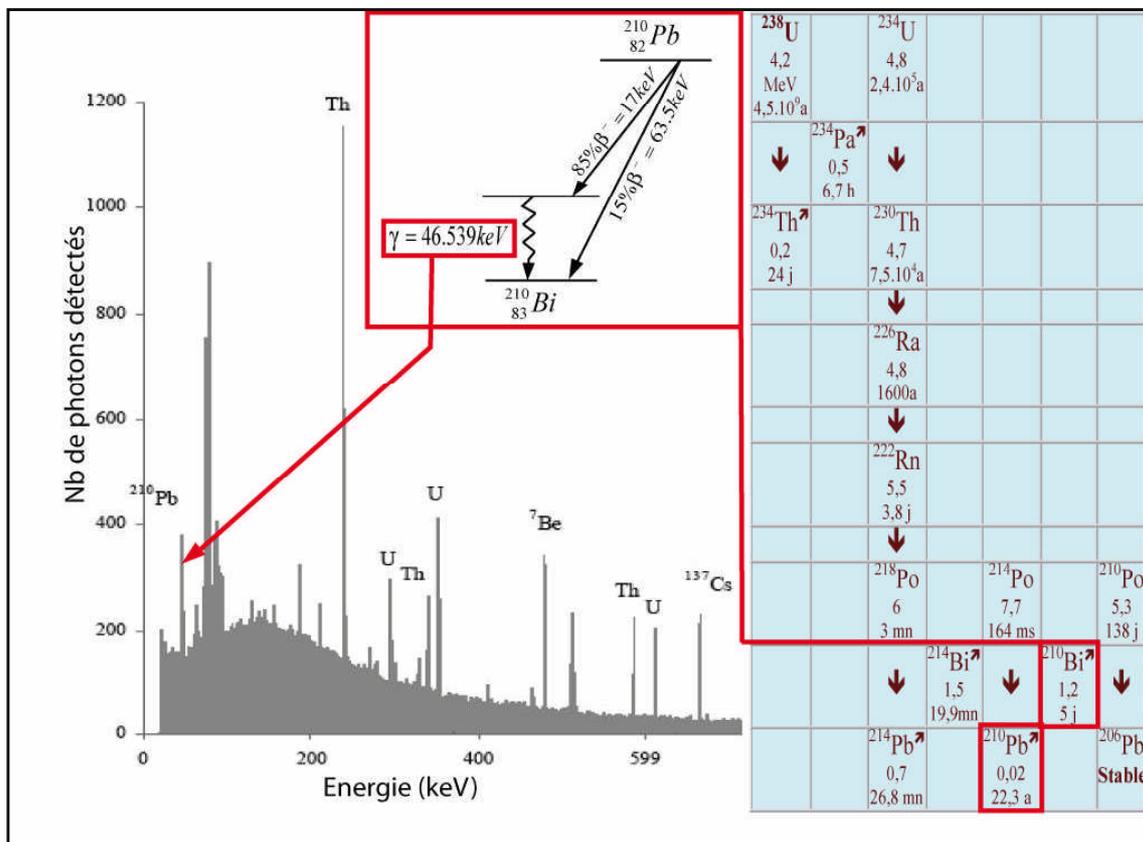


Figure II-2 : La chaîne de désintégration de l'uranium 238 (Jensen et al., 1977)

Le plomb 210 est un élément de la famille radioactive de l'uranium 238. La surface terrestre contient en moyenne 3mg/kg d'uranium 238 (Jensen et al., 1977). Par décroissance radioactive de l'uranium 238, de période  $T = 4,5.10^9$  ans, et après passage par quelques radioéléments dont le radium 226 ( $T = 1\ 617$  ans), apparaît le radon 222 ( $T = 3,825$  jours). Du fait de sa nature gazeuse, le radon 222 diffuse de la terre vers l'atmosphère où il se désintègre, après quelques éléments intermédiaires de faible durée de vie, en plomb 210 de période  $T = 22,3$  ans après un séjour de 9,6 j (Koide et al., 1972) à quelques semaines dans l'atmosphère

(Francis et al, 1970). Le plomb 210 est ramené à la surface terrestre principalement par les précipitations (Appleby, 2008).

Après un bref séjour dans l'eau de mer le  $^{210}\text{Pb}$  est absorbé par les matières en suspension et les sédiments. Le plomb associé au sédiment à partir de l'atmosphère est dit en « excès ». Il s'ajoute au  $^{210}\text{Pb}$  « détritique » provenant de l'uranium 238 présent dans les particules. Au sein de la colonne sédimentaire, le plomb en excès se désintègre jusqu'à ce que l'on obtienne un équilibre séculaire.

La méthode de datation est basée sur les hypothèses suivantes (Ruiz-Fernández et al., 2009) :

(i) le taux de retombée du  $^{210}\text{Pb}$  est constant (localement) ;

(ii) il n'y a pas de diffusion dans la colonne de sédiment ;

(IV) la sédimentation est suffisamment régulière pour permettre une fixation uniforme du plomb 210 atmosphérique ;

(iv) le  $^{210}\text{Pb}$  est en équilibre séculaire avec le  $^{226}\text{Ra}$ .

Dans ces conditions, et pour une carotte non perturbée, l'activité de  $^{210}\text{Pb}$  total ( $\mathbf{A}_{\text{totale}}$ ) que l'on mesure dans le sédiment est la somme de l'activité  $\mathbf{A}_{\text{en excès}}$  due au  $^{210}\text{Pb}$  qui arrive de la colonne d'eau (appelé  $^{210}\text{Pb}$  en excès ou  $^{210}\text{Pbxs}$ ), et à l'activité du  $^{210}\text{Pb}$  produit par la décroissance in situ du  $^{226}\text{Ra}$  contenu dans le sédiment (on appelle ce  $^{210}\text{Pb}$ , le  $^{210}\text{Pb}$  supporté),  $\mathbf{A}_{\text{supportée}}$  (Eq.II.1):

$$\mathbf{A}_{\text{totale}} = \mathbf{A}_{\text{en excès}} + \mathbf{A}_{\text{supportée}} \quad \text{Eq.II.1}$$

Le  $^{210}\text{Pb}$  en excès est défini par la relation :  $\mathbf{A}^{210}\text{Pb en excès} = \mathbf{A}^{210}\text{Pb total} - \mathbf{A}^{226}\text{Ra}$

L'activité de  $^{210}\text{Pb}$  en excès  $A_z$  à la profondeur (z) est donnée par la relation (Eq.II.2) :

$$\mathbf{A}_z = \mathbf{A}_0 e^{-\lambda z/s} \quad \text{Eq.II.2}$$

-  $A_0$  est l'activité en surface du sédiment.

- s est le taux de sédimentation (en  $\text{cm.an}^{-1}$ ).

-  $\lambda$  est la constante de désintégration du  $^{210}\text{Pb}$  (soit  $0,0313 \text{ an}^{-1}$ ).

### 2.2.3.2. Radio-isotopes d'origine artificielle : césium 137 ( $^{137}\text{Cs}$ )

Les explosions nucléaires apportent dans l'atmosphère un nombre important de radioéléments. Ces éléments radioactifs se fixent aux particules de nuage de poussière qui accompagne toute

explosion nucléaire et sont répartis sur toute la surface de la terre par les vents régnant en haute altitude. Parmi les éléments de période suffisamment longue pour persister dans l'environnement, deux éléments sont émis en grande quantité lors d'une explosion nucléaire: le  $^{137}\text{Cs}$  (T = 30 ans) et le  $^{90}\text{Sr}$  (T = 28 ans).

Le  $^{90}\text{Sr}$ , en raison de sa mauvaise fixation (Lerman, 1979) par les sédiments et donc des risques de migration dans la colonne de sédiment, est rarement utilisé (Lerman et Lietzke, 1975). Parmi les éléments émis en quantité plus faible, nous noterons divers isotopes du plutonium. Le plutonium 239, de période T = 24 000 ans, est accompagné de quantités plus faibles de plutonium 240 qui ne peut être distingué du plutonium 239 par spectrométrie  $\alpha$  (Bloesch, 1977). Cet élément a rarement été utilisé pour les datations (Goldberg et al., 1977 ; Goldberg et al., 1978).

Le  $^{137}\text{Cs}$  est un radionucléide artificiel qui a été introduit dans l'atmosphère entre 1952 et 1972 essentiellement par les essais nucléaires mais également par des accidents de centrales nucléaires (accident de Tchernobyl en 1986, par exemple). Une fois dans le milieu marin, ces particules radioactives ont une très grande affinité pour les minéraux argileux de type illite. Des niveaux significatifs de  $^{137}\text{Cs}$  sont apparus dans l'atmosphère dès 1952 pour atteindre un maximum en 1963. La méthode de datation consiste à considérer que le niveau le plus profond dans lequel est mesuré du  $^{137}\text{Cs}$  dans le sédiment correspond à l'année 1953 alors que le maximum de  $^{137}\text{Cs}$  correspond à l'année 1963 (Radakovitch et al., 1999 ; Liu et al., 2012 ; Zhuang et al., 2008). Le  $^{137}\text{Cs}$  est également un marqueur de l'année 1986 en particulier en Afrique du Nord où, suite à l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl en avril 1986, du  $^{137}\text{Cs}$  a été dispersé dans l'atmosphère (Callaway et al., 1996 ; Zourarah et al., 2007 ; Hamid et al., 2010). Le Nord-Ouest du Maroc a été peu touché par les retombées radioactives par rapport aux régions de l'est (Zourarah et al., 2007).

La technique de datation consiste à retrouver les pics de radioactivité dans les carottes de sédiment, et à leur attribuer les dates correspondantes. On peut ainsi effectuer des datations sur la période allant de 1959 et même 1954 à nos jours. Cette méthode est basée sur les hypothèses suivantes (Ritchie et McHenry, 1977) :

- (i) le dépôt de radio-isotopes est en relation avec la quantité annuelle émise dans l'atmosphère;
- (ii) le radio-isotope est rapidement adsorbé par le sédiment, et est peu affecté par les échanges chimiques ;
- (iii) la carotte n'est pas perturbée.

Les deux premières conditions étant bien remplies par le  $^{137}\text{Cs}$ , cet élément est le plus utilisé.

Dans cette étude, les radionucléides  $^{210}\text{Pb}$  et  $^{137}\text{Cs}$  sont mesurés par spectrométrie gamma bas bruit de fond sur environ 10 g de sédiment préalablement séché et broyé. La spectrométrie gamma est une technique non destructive qui permet d'analyser dans la configuration de l'appareil (détecteur germanium semi-planar, Intertechnique EGPS 2200-25) utilisé dans cette étude, tous les radionucléides émetteurs gamma entre 30 et 1600 KeV<sup>22</sup>. Les activités en  $^{210}\text{Pb}$  et en  $^{137}\text{Cs}$  sont mesurées respectivement à 46,5 keV et 661,6 keV (Radakovitch et al., 1999).

#### 2.2.4. Définition des profils types selon un modèle bien déterminé

Des carottes de sédiments vont être sélectionnées pour l'élaboration de profils types de granulométrie des sédiments et de géochimie des métaux. Les carottes sont choisies selon les critères suivants :

- les carottes doivent avoir été analysées pour des radio-isotopes de datation ( $^{210}\text{Pb}$  et  $^{137}\text{Cs}$ ) ;
- les carottes doivent provenir d'une zone de sédimentation connue ;
- les carottes doivent avoir été sous-échantillonnées à des intervalles égaux ou inférieurs à 2 cm ;
- les carottes doivent avoir été analysées pour différentes composantes physicochimiques (taille des particules, carbone organique, métaux).

Les profils types vont être construits selon les étapes suivantes :

- (i) les différents intervalles de sédiments des carottes sélectionnées ont été placés en ordre chronologique à l'aide des datations ;
- (ii) un lissage des données de datation, de granulométrie et de géochimie a été effectué à l'aide d'une moyenne mobile de l'ordre de 7 ; ce lissage a été choisi en fonction de la précision des datations qui est de deux à cinq ans environ, avec un taux de sédimentation moyen ; il a donc été nécessaire de regrouper les valeurs des trois intervalles supérieurs et inférieurs pour les calculs.
- (iii) Les résultats du lissage ont été ensuite placés sur des diagrammes X-Y, où l'ordonnée était fonction des datations et des taux de sédimentation, et l'abscisse, des résultats granulométriques ou géochimiques obtenus par lissage.

A partir de ces profils types nous pourrions définir le modèle 4D d'évolution des systèmes lagunaires ciblés.

Le tableau II-2 ci-dessous, représente les différents laboratoires dans lesquels ont été effectués les analyses sédimentologiques ; géochimiques et isotopiques utilisées dans ce travail.

<b>Laboratoires participants</b>	<b>Tâches et activités</b>	<b>Encadrants</b>
<b>Laboratoire Géolittomer, UMR 6554 LETG, Nantes</b>	- Analyses micro- granulométriques laser	Dr. Mohamed Maanan (maitre de conférences)
<b>Laboratoire Subatech, Ecole des Mines de Nantes</b>	- Analyses géochimiques - Analyses isotopiques	Dr. Catherine Landesrman (ingénieur de recherche CNRS)
<b>Institut des Sciences de la Mer et de limnologie, Mexico</b>	- Analyses isotopiques - Analyses géochimiques - Modélisation des calculs des taux de sédimentation. - Développement du modèle de sédimentation.	Pr. Ana-Carolina Ruiz (Directeur de recherche)

## Conclusion

Le schéma ci-dessous montre le mode opératoire suivi pour l'étude sédimentologique, géochimique et isotopique des échantillons acquis dans les lagunes de Moulay Bouselham et d'Oualidia.

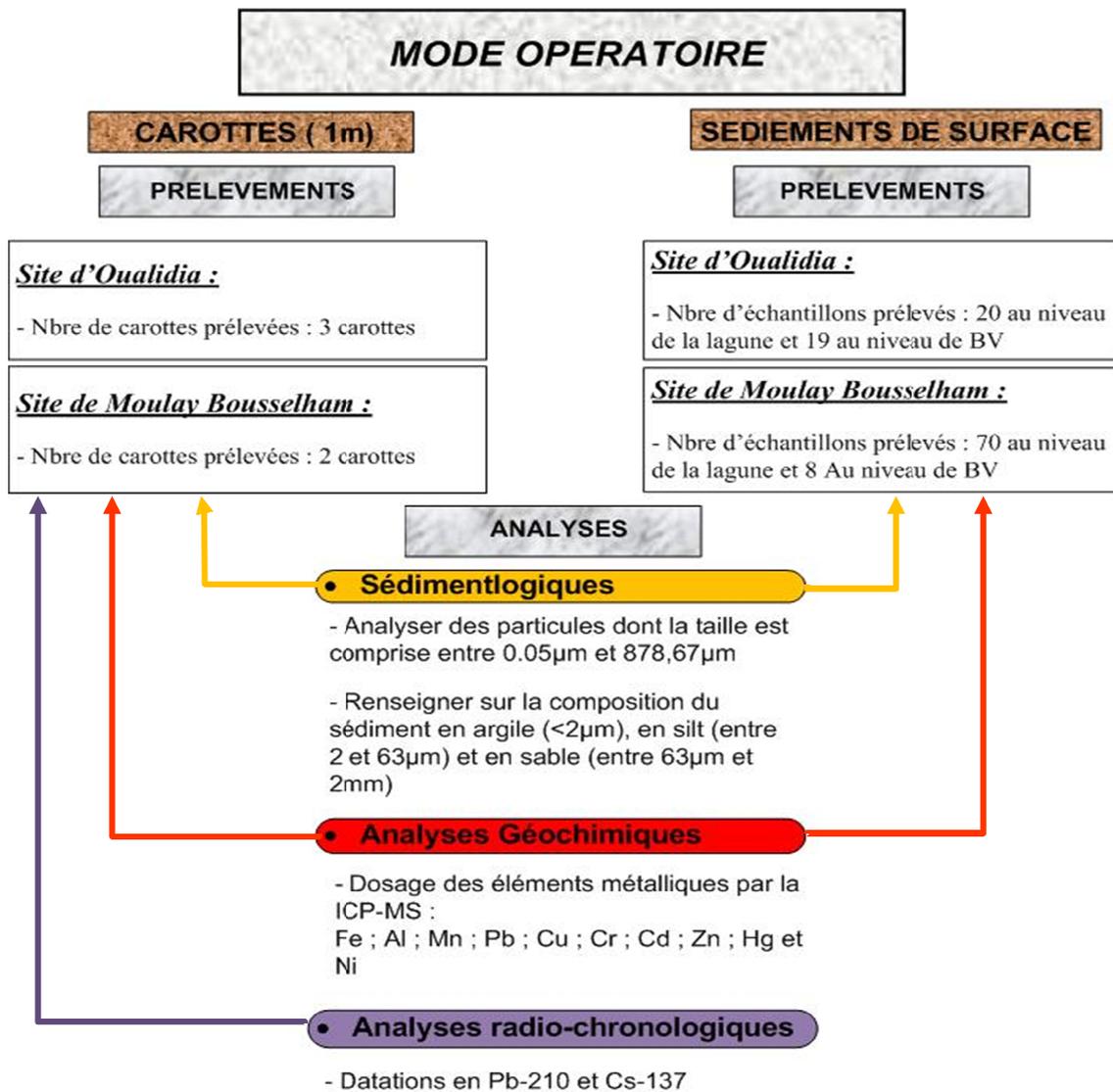


Figure II-3 : Schéma synoptique de différentes analyses sédimentologiques et géochimiques utilisées dans notre étude

## **II. Approche environnementale**

Pour estimer l'intensité de la contamination, des indices ont été utilisés. Leur principe est fondé sur la comparaison des valeurs mesurées par rapport à des valeurs références telles que les moyennes des teneurs en éléments de la croûte terrestre ou le bruit de fond géochimique local.

### **1. Définition du fond géochimique**

Le bruit de fond géochimique représente la concentration naturelle d'un élément majeur ou trace dans un matériau géologique, résultant uniquement de son histoire géologique (sédimentation et diagenèse, pétrogenèse et minéralisations post-formation).

Les teneurs en éléments traces des roches sédimentaires et des alluvions dépendent largement des roches érodées en amont et transportées ensuite par les cours d'eau. Ensuite, les compositions initiales des matériaux géologiques peuvent être localement très modifiées par des minéralisations post-formation ou post-sédimentation. Ces minéralisations peuvent donner lieu à des gisements miniers plus ou moins facilement exploitables. La composition chimique finale des roches, résultant de toute leur histoire géologique sur des millions d'années, définit le fond géochimique.

Les éléments traces déposés dans les systèmes côtiers peuvent être incorporés dans les différentes composantes du sédiment (particules, eaux, organismes), ils sont contrôlés par des facteurs physiques, chimiques ou des processus biologiques (Prange et al., 2000 ; Locatelli et al., 2000 ; Kalvins et al., 2000). L'impact des métaux polluants sur la qualité des sédiments peut être appréhendé par le facteur d'enrichissement. Pour calculer ce facteur, on a utilisé l'Al comme un élément de référence, cet élément est semblable au Scandium (Sc) et Lithium (Li). C'est un indicateur fiable qui contribue à monter les acheminements des éléments métalliques du continent vers le bassin lagunaire (Ackermann, 1980 ; Chester, 2000).

L'interprétation de l'évaluation du facteur d'enrichissement du sédiment est tributaire de la connaissance des teneurs de référence. Pour obtenir les meilleures conditions de comparaison dans une étude environnementale, il est nécessaire d'établir des comparaisons avec échantillons de référence de granulométrie et de composition équivalentes et d'origine géologique identique. Plusieurs possibilités ont été discutées pour établir le bruit de fond géochimique (Tableau II-3) :

- la composition moyenne des schistes (en tant que valeur globale de référence), dans la mesure où l'on peut considérer que les schistes représentent des sédiments argileux fossiles. Cette démarche a été préconisée par Turekin et Wedepohl (1961).

- des sédiments aquatiques fossiles des environnements bien définis : lac d'origine météorique d'Allemagne du Sud par exemple (Förstner, 1977).

- les teneurs à la base des carottes prélevées, peuvent être considérées comme le bruit de fond géochimique naturel d'une lagune (Maanan et al., 2013).

Dans la cadre de cette thèse, nous avons opté pour la troisième solution : calcul du bruit de fond géochimique à la base des carottes (tableau II-3). Les échantillons qui proviennent de la base des carottes sont âgés de près de 200 ans.

**Tableau II-3: Comparaison entre le fond géochimique local et le fond géochimique global issu de la bibliographie**

Métal	Fond géochimique local <sup>1</sup>		Fond géochimique global			Concentrations moyennes mondiales <sup>5</sup>	PEC <sup>6</sup>	TEC <sup>6</sup>
	Moulay Bouselham	Oualidia	Argiles <sup>2</sup>	Croûte continentale <sup>3</sup>	Sédiments aquatiques fossiles			
<b>Al</b>	8,1	9,56	8	-	-	8,72	-	-
<b>Fe</b>	4,9	2,34	4,7	-	4,34	5,81	-	-
<b>Pb</b>	18,8	24,03	20	12,5	34	61,1	128	35,8
<b>Zn</b>	33,6	141,12	95	70	118	208	459	121
<b>Cu</b>	19,3	26,6	45	55	45	75,9	149	31,6
<b>Cd</b>	0	0,16	0,3	0,2		1,55	4,98	0,99
<b>Cr</b>	23,6	30,96	90	100		130	111	43,4
<b>Hg</b>	0	0,56	0,5	-		-	1,06	0,18

<sup>1</sup>Fond géochimique local calculé à la base des carottes sédimentaires.

<sup>2</sup>Roche sédimentaire (Turekian et Wedepohl, 1961).

<sup>3</sup>Fond géochimique calculé à partir de la croûte continentale (Taylor, 1964).

<sup>5</sup>(Viers et al., 2009).

<sup>6</sup>Valeurs normes de qualité : PEC et TEC (MacDonald et al., 2000).

## 2. Définitions des normes de qualité : PEC et TEC

Mac Donald et al. (2000) ont mis au point des normes de qualité des sédiments. La TEC (threshold effect concentration) est la concentration au-dessous de laquelle un contaminant n'est normalement pas toxique. La PEC (probable effect concentration) est la concentration au-dessus de laquelle un contaminant est probablement toxique. A une concentration entre la TEC et la PEC, un contaminant peut donc être toxique.

Les TEC et PEC ont été testés par Mac Donald et al. (2000) par des approches éco-toxicologiques. Dans 20 % des cas environ, pour tous les métaux sauf le Hg (65%), les teneurs inférieures aux TEC peuvent quand même être toxiques. L'indice de contamination PEC-Q, tel qu'il a été proposé par Mac Donald et al. (2000) pour déterminer le degré de toxicité des sédiments. En outre, pour mettre en évidence des corrélations entre la pollution métallique du sédiment total et les indicateurs biologiques, les indices PEC-Q et TEC-Q ont été testés. Ces indices sont exprimés par la somme des rapports entre la concentration de chaque métal et le PEC ou TEC du métal, le tout divisé par le nombre de métaux considérés N:

$$\text{PEC-Q}_j = [\sum[M^{z+}]_j / \text{PEC}] / N \quad \text{Eq.II.3}$$

$$\text{TEC-Q}_j = [\sum[M^{z+}]_j / \text{TEC}] / N \quad \text{Eq.II.4}$$

Nous avons aussi utilisé les valeurs TEC et PEC dans les cartes de répartitions des éléments métalliques pour montrer les zones à risque d'éco-toxicologie.

### 3. Définitions des indices de qualité

#### 3.1. Définition et calcul du facteur d'enrichissement (EF)

La détermination de la teneur métallique dans le milieu naturel peut être un indicateur de contamination. Cependant, elle ne fournit pas d'indication sur la nature et l'intensité de la contamination. Le EF a été proposé pour discriminer les apports anthropiques des sources naturelles, et ainsi définir l'intensité de la contamination (Tableau II-4). Le EF a été conçu pour des études de pollution métallique (Shotyk, 1996). Sa conception a été inspirée par analogie des indices de météorisation. Ces indices utilisent la comparaison entre les éléments mobiles par rapport à des éléments conservatifs. L'élément conservatif est utilisé pour quantifier le gain d'un élément dans un produit d'altération par rapport à la roche mère et ainsi définir un apport anthropique (Shotyk et al., 2000).

Le EF fourni le nombre de fois qu'un élément est enrichi par rapport à l'abondance de cet élément dans le matériau de référence (croûte terrestre, Eq. II.5). Son calcul a été défini en rapportant la teneur d'un élément contaminant de l'échantillon à la concentration d'un élément réputé relativement immobile de cet échantillon (éch), comparé avec le même rapport trouvé dans le matériau de référence (RM).

$$\text{EF} = ([M]/[Al])_{\text{éch}} / ([M]/[Al])_{\text{RM}} \quad \text{Eq.II.5}$$

où EF, facteur d'enrichissement ; [M], concentration en métal étudié ; [Al], concentration en Al ; éch, échantillon ; RM, matériaux de référence.

**Tableau II-4 : Evaluation de la contamination métallique à partir de EF (Acevedo Figueroa et al., 2006)**

Classe Valeur	Intensité de la pollution
1 > EF	Pas d'Enrichissement
3 > EF > 1	Enrichissement Mineur
10 > EF > 3	Enrichissement Modérée
EF > 5	Enrichissement Sévère

### 3.2. Définition et calcul de l'Indice de contamination (C<sub>d</sub>)

A partir des teneurs des métaux mesurées au fond de la carotte, nous avons calculé le degré de contamination des dépôts selon la formule de Hakanson (1980) définie pour les sédiments lacustres. Le facteur de contamination calculé correspond au rapport des concentrations mesurées à la surface sur les concentrations mesurées au bruit de fond géochimique de la carotte (Tableau II-4, Eq. II.7).

$$CF = \frac{Metal_{sediment}}{Metal_{Background}} \quad \text{Eq. II.7}$$

**Tableau II-5 : Degré de Contamination "C<sub>d</sub>" selon Hakanson (1980)**

Degré de Contamination (C <sub>d</sub> )	Etat de la Contamination
< 6	Contamination faible
6 – 12	Contamination modérée
12 – 24	Contamination considérable

### 4.3.3. Indice de la charge de pollution (Tomlinson et al., 1980)

Cet indice est basé sur les valeurs des facteurs de concentration de chaque métal (CF<sub>i</sub>) dans le sédiment. Le facteur de concentration est le rapport de la concentration de chaque métal dans le sol sur la valeur du fond géochimique du même métal. Pour chaque site échantillonné,

l'indice de la charge de pollution (PLI) peut être calculé comme la racine nième du produit de n facteurs de concentration (Eq. II.8).

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times \dots \times CF_n} \quad \text{Eq. II.8}$$

L'Indice de charge de pollution (PLI) supérieur à 1 symbolise une pollution.

*Tableau II-6 : Indice de la charge polluante "PLI" selon Tomlinson (1980)*

<b>Indice de la Charge Polluante (PLI)</b>	<b>Etat de la Contamination</b>
< 1,5	Non Contaminé
1,5 - 2	Contamination faible
2 - 4	Contamination modérée
4 - 8	Contamination élevée

### **III. Approche statistique**

Afin d'établir les corrélations entre les différentes variables régissant le fonctionnement du système lagunaire, de grouper les individus en populations homogènes et de dégager les tendances générales, nous avons appliqué un traitement statistique aux nombreuses données acquises tout au long de cette étude (Maanan et al., 2013).

#### **1. Dendrogrammes**

Dans l'étude de la contamination métallique, des dendrogrammes des sites ont été réalisés afin de déterminer quels étaient les plus semblables du point de vue de contaminant métallique et/ou qualité de l'environnement. En retraçant les dendrogrammes, auxquels nous ajoutons les résultats obtenus, nous pourrions voir si effectivement l'assemblage en polluants rapproche les résultats obtenus pour une même station puisse être considéré comme caractéristique de la station. A partir des similitudes, il est possible d'obtenir les indices de distance de Marc zewski-Steinhaus qui sont égaux selon l'origine des polluants (agricole et ou urbaine). Les sites sont ensuite regroupés par la méthode UPGMA (unweighted arithmetic average clustering). Les dendrogrammes sont tracés en utilisant le logiciel Statistica version 5.1 (Stat. Soft. Inc., 1998, Tulsa).

#### **2. Analyses de la variance (ANOVA)**

Comme nous l'avons déjà précisé, nous avons prélevé trois échantillons de sédiment par station. Nous pouvons donc déterminer si les stations présentent des différences significatives des teneurs en métaux lourds. N'ayant que trois échantillons par station, nous utilisons un test non paramétrique pour réaliser l'analyse de la variance. Un autre avantage que nous tirons de l'utilisation d'un test non-paramétrique est qu'il reste valable même si les écarts types sont très différents entre les stations. Le test que nous réalisons est donc le test de Kruskal-Wallis.

En plus de vérifier si les variations inter-stations sont significativement plus importantes que les variations intra-stations, si le test se révèle significatif, nous pouvons réaliser des comparaisons multiples pour mettre en évidence quelles sont les paires de stations qui ont des teneurs en métaux lourds différentes. Le test de Kruskal-Wallis est effectué en utilisant le logiciel Statistica version 5.1 (Stat. Soft. Inc., 1998, Tulsa).

#### **3. Corrélation entre variables**

Pour vérifier si les différentes variables sont corrélées entre-elles, nous utilisons la corrélation de Spearman. Cette méthode présente l'avantage d'être non paramétrique (Zar, 1996), ce qui

nous permet de l'utiliser pour toutes les variables, quelles que soient leurs distributions et quel que soit le nombre de mesures. L'analyse des corrélations a été utilisée pour traitement statistique des données des échantillons du sédiment au niveau des deux lagunes d'après les recommandations de Basilevsky (1994). Une augmentation du nombre de tests risque en conséquence de suggérer des conclusions erronées. Nous avons de ce fait tenté de limiter le nombre de tests statistiques, afin d'éviter les faux positifs. Les corrélations de Spearman sont effectuées en utilisant le logiciel Statistica version 5.1 (Stat. Soft. Inc., 1998, Tulsa).

## IV. SIG et Analyse Spatiale

### 1. Construction d'un SIG

L'étude de l'évolution de l'occupation des sols peut se faire par différentes méthodes d'analyse. L'interprétation de photographies aériennes, l'analyse de cartes (historiques, topographiques et hydrographiques), l'étude des images satellitaires, des relevés sur le terrain et des enquêtes auprès des gens du milieu constituent autant de sources d'information pour étudier l'évolution de la tache urbaine et agricole.

L'approche méthodologique dans ce travail consiste, à mettre en place une base de données SIG. Elle nous permettra dans un premier temps, de réaliser une étude diachronique de l'évolution de la tache urbaine et agricole à l'aide de missions de photographies aériennes (couvrant une période d'environ 60 ans) afin de quantifier la dynamique spatio-temporelle de l'occupation de sol. Dans un second temps, elle consistera en une analyse spatiale des éléments métalliques à fin de quantifier l'état de santé de l'écosystème objet d'étude.

L'intégration des clichés dans un SIG se décomposent en 4 phases : numérisation des clichés, géoréférencement puis mosaïquage et enfin enregistrement dans le format approprié.

La première phase de l'intégration des clichés aériens consiste à **numériser** les clichés papiers. L'objectif visé est d'obtenir un compromis entre une résolution autorisant des traitements de photo-interprétation et la taille des fichiers permettant une manipulation aisée dans les logiciels. Il semble après tests que le choix d'une résolution du scannage de l'ordre de 300 ou 400 dpi soit suffisant et la taille des fichiers reste raisonnable pour une exploitation optimale.

La seconde phase de l'intégration concerne le **géoréférencement** des clichés numérisés obtenus suite à l'opération de scannage. Cela consiste à attribuer à chaque pixel de l'image un couple de coordonnées x,y dans le système de projection choisi. Dans notre cas, nous avons choisi la projection Lambert Conformal Conic Datum Merchich Spheroid Clarke 1880 et les mêmes unités (mètres). (Tableau II-7).

**Tableau II-7 Caractéristiques du référentiel géodésique Marocain (El Fettah, 2003)**

<i>Projection Maroc: Lambert Conformal Conic</i>	<i>Latitude of 1st standard parallel: 34° 51' 57.6" N</i>
<i>Ellipsoïde : Clarke 1880</i>	<i>Latitude of 1st standard parallel: 31° 43' 30.0" N</i>
<i>Système géodésique: Merchich</i>	<i>Longitude of central meridian: 5° 24' 30.0" W</i>
	<i>Latitude of origin of projection: 33° 18' 00.0" N</i>
	<i>False easting at central meridian: 500 000 meters</i>
	<i>False northing at origin: 300 000 meters</i>

Pour chaque photo, nous avons travaillé sur le centre de la photo (suppression du 1/4 voir du 1/3 de la photo sur les rebords), en choisissant entre 40 et 60 amers non alignés par photo et le plus éloigné possible les uns des autres. Les coordonnées de la projection utilisée de chaque point ont été identifiées sur des cartes ANCFCC numériques (El Fettah, 2003).

La troisième phase de l'intégration consiste, à partir des clichés numérisés et géoréférencés, à créer un **mosaïquage** (regroupement de clichés et amélioration de l'ensemble). L'opération de mosaïquage à l'aide de logiciel Erdas Imagine 9.1, consiste à éliminer les bordures de clichés, réduire et traiter les zones de recouvrement et homogénéiser les couleurs et leur dynamique sur l'ensemble de la zone d'étude.

Une fois le travail de mosaïquage des clichés achevé, il s'agit d'**enregistrer** la mosaïque sous forme d'un seul fichier. Les contraintes inhérentes à ce stade sont de limiter la taille du fichier et d'utiliser un format d'image intégrable avec ses paramètres de géoréférencement sur une plate-forme SIG.

#### Digitalisation et alimentation de la base de données

Les différentes photos géoréférencées sont assemblées par année puis, les objets constitutifs du paysage identifiés plus haut sont digitalisés par photo interprétation. Ainsi, les tables attributaires de chaque couche sont renseignées au fur et à mesure de la digitalisation. Quand la digitalisation est terminée, chaque variable représentée sous forme de polygone ou de ligne peut alors être qualifiée.

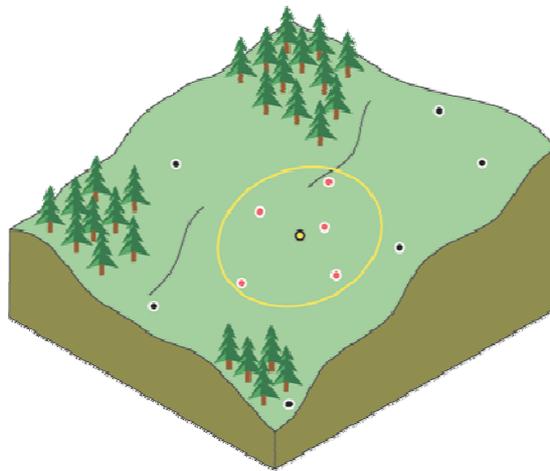
## **2. Analyse Spatiale des données sédimentologique/géochimiques**

Les résultats d'analyses sédimentologiques (pourcentage de sable, limon, argile et carbone organique) ; géochimiques (concentration des éléments métalliques : Al, Fe, Pb, Zn, Ni, Hg, Cu, Cr, Cd) et les résultats obtenus à partir des indices de la qualité de l'environnement pour chaque élément métallique ( Facteur Enrichissement, Facteur de Contamination et Indice de la charge polluante) produits à partir des échantillons superficiels prélevés dans la lagune

d'Oualidia et de Moulay Bousselham ont été utilisés comme données d'entrée pour alimenter notre base de données SIG.

Le logiciel utilisé pour la cartographie géochimique est ArcGIS version 9.3, développé par l'Environmental Systems Research Institute (ESRI). Le SIG fournit divers outils d'intégration de données, interpolation spatiale et les opérations de récupération à travers les composantes géométriques et des attributs des entités géographiques contenues dans notre base de données.

L'interpolation spatiale est utilisée pour estimer les valeurs d'attribut sur des sites non échantillonnés à partir des données mesurées aux stations d'échantillonnage au sein de la zone d'étude. Pour cette étude, une méthode d'interpolation appelée inverse de la distance pondérée (Inverse Distance Weighted-IDW) a été adoptée pour l'interpolation les résultats d'analyses sédimentologiques et géochimiques. Elle consiste à utiliser les données d'élévation localisée à proximité du pixel à interpoler pour déterminer sa valeur (Figure II-4).



*Figure II-4 : Voisinage IDW pour le point sélectionné*

*Figure tirée du manuel «Using ArcGIS Geostatistical Analyst» (ESRI 2003)*

Avec un rayon de recherche variable, le nombre de points utilisé dans le calcul de la valeur de la cellule interpolée est spécifié. Un maillage a été réalisé sur la base d'une taille de grille de  $50 \times 50 \text{ m}^2$  en utilisant tous les points d'entrée disponible.

*Nous avons limité la zone d'interpolation par le choix de la limite du chenal principal pour la lagune d'Oualidia et la zone submergé pour la lagune de Moulay Bousselham.*

## **Chapitre III:**

### L'environnement lagunaire « proprement dit »

## **Chapitre III : L'environnement lagunaire « proprement dit »**

### **1. Introduction**

Ces trente dernières années, sous l'impulsion de différents programmes de recherche, de nombreux travaux portant sur le cycle biologique et géochimique des éléments majeurs et traces ont été menés sur les lagunes marocaines :

- Cycle hydro-biologique des nutriments N, P (Chbicheb, 1998 ; Bazairi et al., 2003).
- La qualité de l'environnement lagunaire (Idrissi et al., 1994 ; Bernoussi (1996) ; Bennouna et al., 2000 ; Cheggour et al., 2001)
- Origine des lagunes (Carruesco et al., 1982 ; Ben Mohammadi et al., 2007)
- Erosion mécanique et chimique, transfert de matière en solution et en suspension (Mahjoubi, 2001 ; Ruiz et al., 2006).
- Impacts de la fertilisation, origines et variabilité de la qualité des sédiments lagunaires (Zourarah et al., 2007 ; Mhammdi Alaoui et al., 2010).

Du fait de la faible industrialisation et de la forte vocation agricole des sites étudiés (fertilisation par des engrais), ces travaux ce sont surtout focalisés sur le cycle de l'azote et du phosphore.

Parmi les éléments traces, les métaux revêtent un caractère particulier ; il s'agit très souvent de polluants qui, à une certaine dose, peuvent être biologiquement nocifs. Dans le bassin versant des lagunes de Oualidia et de Moulay Bouselham, les sources potentielles en métaux traces sont nombreuses. Les massifs des phosphates dans l'arrière-pays de la lagune d'Oualidia peuvent être localement riches en sources d'éléments métalliques (Maanan, 2008). On y trouve en effet de nombreux gisements de phosphates au niveau de la ville de Youssoufia (bassin des Doukkala) qui demeurent de potentielles sources de pollution (surtout par le cadmium). La pression des activités humaines actuelles (industries, rejets domestiques, transports...) sont également à l'origine de nombreuses pollutions en métaux lourds (Acevedo-Figueroa et al., 2006 ; Aliaume et al., 2007 ; Accornero et al., 2008). L'attraction des lagunes liée en particulier au développement touristique en est un parfait exemple. On citera comme exemple, parmi les principales sources de polluants vers le réseau hydrographique de la lagune de Moulay Bouselham : la pêche, l'exploitation des gravières, les opérations de dragages, et enfin l'agriculture avec l'utilisation de certains fertilisants et pesticides....

Connaître l'origine des métaux dans l'environnement (naturelle ou anthropique), et en particulier dans les eaux, est une question légitime vis à vis des problèmes de santé publique (cancers, allergies, maladies respiratoires...), mais aussi du patrimoine naturel à léguer aux générations futures. Concernant les rejets en éléments métalliques vers l'atmosphère, certaines actions concrètes comme la généralisation des pots catalytiques ou l'utilisation de filtres à particules ont permis d'influer sur un certain type de pollution en métaux vers l'atmosphère. De même, les obligations environnementales liées à la loi sur l'environnement (mise en place de plans locaux d'assainissement,...) ou certifications environnementales, en particulier celles des normes ISO 14000, demeurent des actes précurseurs dans la limitation à long terme des apports anthropiques de polluant vers les sédiments de surfaces. Mais il reste évident que, malgré ses "progrès environnementaux" en terme de limitation des apports de polluants vers les compartiments naturels de l'écosystème, les problèmes liés à l'anthropisation des écosystèmes lagunaires qui connaissent un essor économique important tels que le bassin de la lagune de Oualidia et de la lagune de Nador sont loin d'être résolus tant la nature et les modalités des pollutions sont diverses et leurs conséquences sur le long terme mal connues.

L'étude développée et présentée dans ce chapitre a trois objectifs :

- 1) identifier le fond géochimique naturel en métaux des lagunes échantillonnées ;
- 2) faire un état des lieux des teneurs en métaux trace (et en particulier en métaux lourds) ;
- 3) essayer d'identifier l'origine anthropique ou naturelle des métaux lourds des sédiments superficiels et carottés.

## **2. La lagune d'Oualidia**

### **2.1. Etudes granulométriques**

L'étude des dépôts de la lagune d'Oualidia a pour but de préciser les caractéristiques sédimentologiques des principaux faciès, afin de déterminer les conditions du milieu de dépôt. L'examen de leur répartition dans l'espace et dans le temps nous permettra de proposer une reconstitution paléogéographique de cette lagune. Les différents résultats d'analyses sont présentés sous forme de cartes de répartition des divers paramètres sédimentologiques.

L'étude des sédiments superficiels de la lagune de Oualidia, à l'aide d'un micro-granulométrie laser, nous a permis d'une part, de caractériser en détail la granulométrie de

la couverture sédimentaire actuelle au sein de la dépression et, d'autre part, d'établir les variations spatiales de ces caractères.

Les distributions granulométriques sont regroupées en 7 fractions :  $<5\mu\text{m}$ ,  $5-15\mu\text{m}$ ,  $15-30\mu\text{m}$ ,  $30-63\mu\text{m}$ ,  $63-125\mu\text{m}$ ,  $125-250\mu\text{m}$  et  $>500\mu\text{m}$ . Les teneurs de ces différentes fractions granulométriques montrent des variations notables au sein de la lagune permettant de distinguer trois types de faciès de la zone de la passe principale vers la zone des marais salants. La représentation cartographique permet de faire une analyse spatiale des gradients sédimentaires (Figure III-1).

#### (i) Faciès sableux

Le faciès sableux, qui caractérise la zone de la passe et la sablière, est généralement constitué de sables, qui présentent les mêmes caractéristiques que les sables des plages de part et d'autre de la passe (Zourarah, 2002). Ils peuvent être divisés en deux groupes :

Des sables moyens (42%) bioclastiques qui forment le delta de marée interne. L'écart type montre que ces dépôts présentent un classement modéré (0,6 à 0,8). Ces sables qui peuvent avoir comme origine le littoral adjacent sont remobilisées par la dérive littorale dominante orientée N-S (Zourarah, 2002). Ils sont repris par la dynamique intra-lagunaire et répartis à l'intérieur pour former la sablière ;

Des sables fins (45%), mal à très mal classés (indice de classement est proche de 2), qui occupent la bordure lagunaire et une partie de la zone amont. Ces sables fins rappellent les sables des cordons dunaires (Carruesco, 1989). Le vent pourrait jouer un rôle important dans l'alimentation de la lagune en sables de ce type. Ainsi, l'érosion éolienne, quant à elle, est beaucoup plus importante, du fait de la texture très légère du sol en surface alliée au surpâturage.

#### (ii) Faciès silto-sableux :

Ce faciès se localise au niveau des chenaux de marée et des slikkes au niveau de la zone amont de la lagune, à la suite de diminution de la profondeur et l'augmentation de l'énergie du milieu. Se sont généralement des sédiments bimodaux avec un mode principal qui se situe entre  $33$  et  $47\mu\text{m}$ . La moyenne varie de  $34$  à  $48\mu\text{m}$ . Ils sont mal classés à modérément classés, l'indice de classement est supérieur à 2. Leur Skewness indique des courbes cumulatives asymétriques vers les sédiments fins, ce qui marque une grande hétérogénéité des sédiments et qui par la suite montre une dynamique très variée.

### (iii) Faciès silto-argileux :

Ce faciès est bien représenté au sein de la lagune. Aussi, les teneurs les plus faibles sont observées dans la zone des passes et de la sablière, en relation avec l'hydrodynamique importante, liée au courant de marée. Au niveau des chenaux, la fraction silteuse augmente et passe à des valeurs comprises entre 50% et 67%. Au niveau des slikkes et des schorres, les silts montrent les teneurs les plus élevées. Le taux des carbonates est de 10 à 30 %, il est surtout d'origine biogène (Carruesco, 1989). L'analyse de cette fraction par microgranulométrie montre qu'elle est formée de quatre classes granulométriques : les silts grossiers, les silts moyens, les silts fins et les argiles définies par Riviere (1977).

Les silts grossiers (30 $\mu$ m et 63 $\mu$ m) sont peu représentés (11%) et sont localisés au niveau de la zone avale du chenal. Les faciès paraboliques sont dominants, et les taux des argiles sont très faibles (< à 5%). La médiane se situe entre 30  $\mu$ m et 50 $\mu$ m.

Les silts moyens (entre 15 $\mu$ m et 30 $\mu$ m) sont bien représentés dans la zone du chenal et dans les slikkes de la zone avale de la lagune. Ils représentent 26% de la répartition des faciès lagunaires. Ce sont des silts plurimodaux avec des taux d'argiles relativement faibles (< 10%). La comparaison des courbes cumulatives avec les courbes canoniques de Rivière (1977) montre que le faciès logarithmique est dominant ; ce qui témoigne d'un dépôt par excès de charge, à la suite de la diminution de la compétence de l'agent de transport. La médiane se situe généralement entre 18 $\mu$ m et 24 $\mu$ m.

Les silts fins (entre 2 $\mu$ m et 15 $\mu$ m) se localisent essentiellement dans la majeure partie des slikkes et schorres de la lagune, ils représentent 20% des sédiments lagunaires. Au niveau du secteur amont se sont des silts uni-modaux à plurimodaux. La comparaison des courbes cumulatives avec les courbes canoniques de Riviere (1977) montre que le faciès hyperbolique domine avec, toutefois, un faciès logarithmique qui apparaît. Le taux des argiles varie entre 12% et 30% et la médiane se situe entre 11 $\mu$ m et 14 $\mu$ m.

Les argiles (< 2 $\mu$ m) sont bien représentées dans la zone intertidale et les schorres de la zone la plus en amont de la lagune. Ce faciès représente 13% des faciès lagunaires. La médiane se situe entre 1,4 $\mu$ m et 2 $\mu$ m. La comparaison des courbes canoniques de Rivière (1977) montre qu'il s'agit d'un faciès hyperbolique. C'est une vase très évoluée déposée dans un milieu calme par excès de charge sans remaniement ultérieur.

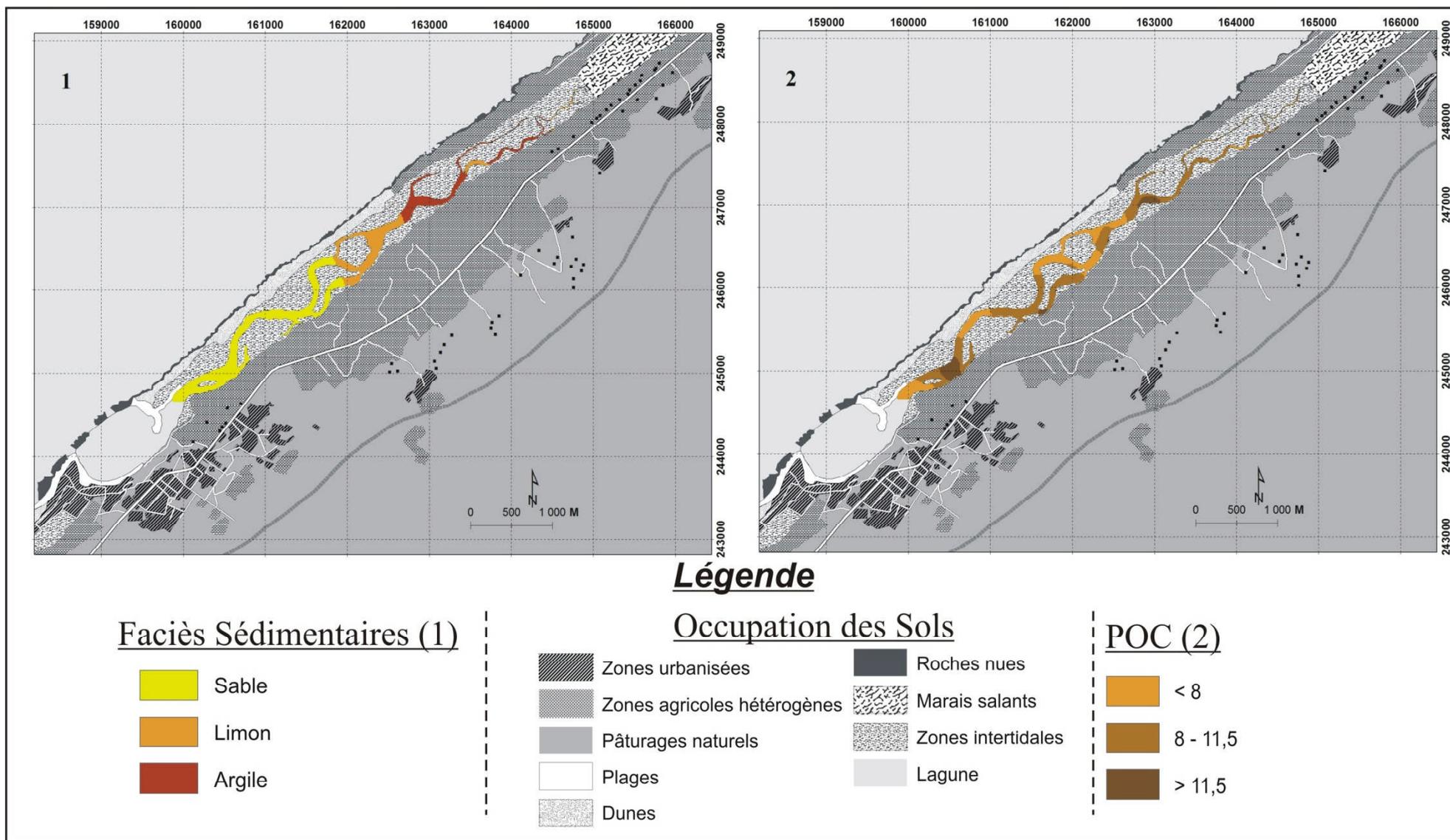


Figure III-1 : Répartition de l'argile (1) et la matière organique (2) dans les sédiments superficiels de la lagune d'Oualidia

La zone intertidale de la lagune est caractérisée par un faciès argilo-silteux. Cette zone peut être considérée comme des dépressions à faible hydrodynamisme avec une sédimentation procédant par décantation et floculation des argiles. Il s'agit d'une vase dont on enregistre, depuis la zone de la passe principale vers les marais salants, une nette diminution de la médiane et une augmentation des taux des silts fins, marquant ainsi un gradient énergétique grano-décroissant dû à la diminution de la compétence des courants de marée.

Dans la lagune d'Oualidia, la représentation de la moyenne indique un grano-classement décroissant des zones des passes vers la lagune suivant l'axe du chenal principal. Les valeurs de la moyenne des sédiments au niveau de la zone des passes sont comprises entre 83 et 408 $\mu\text{m}$  alors que dans la lagune au sens strict (chenal et zone intertidale), elles sont de l'ordre de 28 $\mu\text{m}$ .

La caractérisation des sédiments indique : i) un environnement dynamique avec un faciès grossier (sable) qui occupe la zone de la passe et le delta de marée interne Il s'agit d'un sable fin à moyen (125-250  $\mu\text{m}$ ) riche en débris coquilliers de lamellibranches et de gastéropodes. Ce faciès représente 30 % des dépôts de la lagune, ii) un faciès silto-sableux, se localise au niveau des chenaux de marée et des slikkes au niveau de la zone médiane de la lagune. Ce faciès représente 20 % des dépôts lagunaires et iii) un faciès silto-argileux, le plus répandu dans la lagune et représente 50%. Ce faciès caractérise la zone intertidale et les schorres (zone amont). Il est riche en débris ligneux des plantes halophiles. Cependant, on note un enrichissement de la fraction fine (<20  $\mu\text{m}$ ) vers l'amont de la lagune.

La distribution de l'argile dans les sédiments produit une zone au nord (près des marais salant) de pourcentage d'argile élevée. Cette variation des teneurs en argile est marquée par un changement dans la texture des sédiments de limon au sable.

L'analyse des indices granulométriques de la fraction sableuse des sédiments superficiels de la lagune d'Oualidia montre que la répartition de cette fraction dépend principalement des conditions hydrodynamiques (Tableau III-1).

Tableau III-1 : Caractéristiques des sédiments de surface au niveau de la lagune d'Oualidia

Faciès sédimentaires	Stations	Paramètres granulométriques					Fractions granulométriques (%)							C.Org.
		Moyenne	St.Dev.	Skew.	Médiane	Mode	Argile	Silt fin	Silt moyen	Silt grossier	Sable fin	Sable moyen	Sable grossier	
							2 $\mu$ m	2-15 $\mu$ m	15-30 $\mu$ m	30-63 $\mu$ m	63-125 $\mu$ m	125-250 $\mu$ m	>500 $\mu$ m	
Faciès sableux	O-18	12,76	1,9	0,13	14,6	22,94	21,08	29,26	23,62	17,7	5,13	1,64	1,56	7,8
	O-13	13,39	1,94	0,12	13,74	23,82	26,98	24,87	23,01	16,83	5,1	1,68	1,53	10,8
	O-14	13,85	2	0,02	13,42	25,43	27,85	26,78	20,37	15,7	7,41	1,89	0	9,8
	O-15	17,44	1,97	0,23	16,18	26,73	24,35	24,48	20,86	18,9	8,33	2	1,08	9,1
	O-17	19,17	2,09	0,17	16,25	22,94	22,84	26,58	19,24	16,84	12,45	2,05	0	7,3
	O-16	21,07	2,28	-0,26	18,25	28,73	22,46	25,12	20,83	18,57	7,5	1,83	3,7	8
Faciès silto-sableux	O-19	34,39	2,3	0,37	27,99	32,94	15,67	23,26	16,94	10,91	24,24	6,76	2,23	7,6
	O-10	35,41	2,36	0,27	35,93	31,14	11,46	23,76	17,61	10,98	19,56	9	6,63	5,5
	O-9	37,94	2,53	0,11	33,84	36,73	12,7	22,63	17,21	12,6	16,51	8,97	9,38	6,6
	O-11	41,42	2,23	0,74	49,62	43,39	12,8	20,76	13,31	11	34,84	6,54	1,75	9,9
	O-12	45,08	2,33	0,57	48,07	43,08	12,87	18,41	13,42	12,36	30,63	9,12	3,2	6,3
	O-20	48,29	2,28	0,74	67,66	57,05	10,72	12,75	16,77	11,25	35,82	9,39	3,31	9
Faciès silto-argileux	O-5	82,64	2,51	0,78	186,94	80,49	6,4	7,32	8,33	9,8	38,13	24,36	5,66	6,1
	O-3	89,67	1,99	1,65	143,2	87,05	6,32	7,17	5,63	5,73	50,83	22,19	2,14	11,1
	O-8	98,27	1,87	1,91	156,83	94,61	7,61	5,93	7,01	5,26	48,44	21,44	3,3	5,7
	O-7	124,16	1,64	2,4	168,51	114,61	6,51	4,17	6,59	3,98	54,46	23	1,3	9,7
	O-6	138,57	1,84	1,99	193,41	132,72	6,51	4,92	6,92	4,31	41,98	30,05	5,3	9,9
	O-2	257,24	0,88	4,87	289,46	247,71	3,7	1,57	4,84	1,57	30,08	53,69	4,54	7,1
	O-4	326,35	0,85	4,14	380,85	318,49	1,68	1,45	1,37	1,51	20,1	48,76	25,13	9
	O-1	408,36	0,52	0,44	432,32	417,64	1,39	1,3	3,27	1,3	12,47	49,02	31,25	6

## 2.2. Matière organique

La matière organique représente une composante essentielle du sédiment en raison de son rôle trophique vis-à-vis du compartiment microbien et des invertébrés et de son rôle dans l'adsorption des contaminants et le contrôle de leur biodisponibilité (Landrum et al., 1987 ; Kukkonen et Landrum, 1996 ; Razak et al., 1996 ; Tye et al., 1996).

Depuis l'aval à l'amont de la lagune (Figure III-1), l'évolution de la matière organique dans les sédiments de surface est assez régulière. Ces distributions des valeurs montrent l'existence d'un gradient croissant de l'aval vers l'amont. Les valeurs sont toujours très importantes en amont et peuvent atteindre 15,23 % ; ceci nous suggère de souligner l'importance surtout des apports continentaux (débris végétaux). A l'inverse dans les stations avales où la faible teneur (6,14 %) peut être expliquée par la conjugaison de deux facteurs : la pauvreté de la couverture végétale de la zone intertidale et l'importance des courants qui ne favorisent ni la sédimentation de particules fines ni le piégeage de la matière organique. Dans les sédiments de la lagune, les apports terrigènes constituent une source supplémentaire de matière organique qui peut devenir prépondérante en amont de la lagune.

La répartition de la matière organique dans la lagune d'Oualidia semble être liée à trois facteurs :

Facteur hydrodynamique : Les zones enrichies en carbone organique correspondent aux zones où la fraction fine est relativement riche en silt fin et en argile. Les teneurs les plus faibles correspondent aux vases riches en silts grossiers (chenal).

En effet, l'acheminement des particules les plus fines (argilo humiques) se fait vers les zones des slikkes plus calmes et plus propices à une accumulation par décantation. Les substances organiques subissent les mêmes effets de classement que les particules minérales, compte tenu des différences de densité (Stevenson et Cheng 1972) ; *in* Gadel (1974). Les fortes corrélations entre le carbone organique et les teneurs des sédiments fins montrent clairement la liaison étroite qui existe entre les concentrations du carbone organique et la taille des grains.

L'accumulation du carbone organique est favorisée essentiellement par la décomposition des macro-algues, la faible hydrodynamique et des sédiments fins riches en matière organique. La faible énergie d'hydrodynamique intervient dans le dépôt des sédiments fins et stables qui favorise la croissance d'une faune abondante (Civinades, 2002) ;

Facteur biologique : La faune et la flore jouent un rôle important dans la production de la matière organique. La lagune d'Oualidia présente une biomasse phytoplanctonique importante surtout en amont de la lagune (Hennani et al., 2012).

Facteur anthropique : Les valeurs les plus importantes en carbone organique sont signalées en face du parc d'ostréiculture (15 % au niveau de la station 13) par la production in situ intra-lagunaire de la matière fécale. L'action anthropique semble jouer un rôle primordial dans le développement de la matière organique.

L'origine de cette matière organique est à rechercher dans le développement dans la zone intertidale, d'une abondante flore lagunaire à *Spartinamaritima* spstricta, *Fucus*, *Cladophora*, *Zosteramaritima*, *Zostera nana*, *Suaedafructicosa*. Dans les zones les plus hautes du schorre, c'est une abondante flore halophile qui prolifère *Salicornalignosa*, *Obione partulactoïdes* et *Salicornafrecticosa*.

La matière organique est donc essentiellement d'origine locale et subit un recyclage permanent. Tout de même, la lagune d'Oualidia enregistre des teneurs en carbone organique plus fortes que celles enregistrées au niveau de la lagune de Nador (0,1 et 6,3 %) (El Alami et al., 1998) et de la lagune de Venise (0,43 et 1,09%) (Bellucci et al., 2002). Par contre elle enregistre des teneurs moins élevées que celles enregistrées au niveau de la lagune de Sidi Moussa (3,6 et 12,3 %) (Maanan et al., 2004).

La matière organique et la granulométrie sont les caractéristiques pertinentes des sédiments lagunaires (Figure III-1). Les pourcentages de gamme en carbone organique entre 6,14 et 15,23% avec une moyenne de 10,33. Le contenu organique des sédiments boueux est plus élevé que ceux de sable fin, en ce qui concerne les particules d'argile ont tendance à se lier avec une quantité de matière organique élevée. Haute teneur en carbone organique peut indiquer l'influence de la production biologique marine liée au développement dans la zone amont, principalement de la décomposition des macro-algues. Ce fait reflète aussi un hydrodynamique faible, ce qui favorise l'accumulation de carbone organique principalement due à la colonisation des sédiments riches en matières organiques fines. En outre, la faible consommation d'énergie de l'onde de marée permet la formation de sédiments fins et stable qui permet le règlement d'une faune abondante (Maanan, 2008). On peut distinguer deux zones:

1) une zone avec une influence essentiellement marine à l'entrée de la lagune. Les sédiments de cette zone sont caractérisées par des dépôts de sable, riches en carbonates

biogéniques, et régulièrement associés à des coquilles qui ont été clairement d'origine marine.

2) une zone typiquement lagunaire caractérisée par des faciès limoneux à limono-vaseux avec de fortes concentrations de matière organique, mais pauvre dans les carbonates. Cet environnement est indicatif d'un environnement stable terrestre avec les processus du dépôt de matériaux alluvionnaires provenant du bassin versant.

### **2.3. Eléments traces**

Les métaux sont naturellement présents dans le sol, l'eau et les sédiments. Certains éléments, présents à l'état de trace, sont essentiels pour les organismes vivants (Cu, Zn, Co, Fe, Mn, Ni, Cr, V, Mo, Se, Sn) mais l'augmentation de leur concentration peut aboutir à des phénomènes de toxicité. D'autres éléments ne peuvent produire que des effets néfastes (Pb, Hg, Cd) (Phillips, 1993). A cause de leur rôle important dans l'accumulation et la mobilisation des éléments traces, les sédiments aquatiques sont de plus en plus reconnus comme des indicateurs de la pollution anthropique (Förstner, 1989 ; Bryan & Langston, 1992 ; Bubb & Lester, 1994 ; Salomons & Stigliani, 1995 ; Daskalakis & O'Connor, 1995 ; Calamano & Förstner, 1996). Ils sont utilisés dans plusieurs programmes de surveillance de l'état de salubrité du milieu marin (Larsen et Jensen, 1989 ; Gonçalves et al., 1992 ; Lee et al., 1998).

#### 2.3.1 La composition géochimique

Les résultats d'analyse de la répartition spatiale de la teneur des métaux lourds sont représentés dans la figure III-2 et le tableau IV-2. La concentration moyenne des métaux lourds dans les profils horizontaux des sédiments de surface varie le long de la lagune en fonction de l'hydrodynamique, la caractérisation des sédiments, la teneur en matière organique et les actions anthropiques tels que l'agriculture et les parcs à huîtres.

Les moyennes des teneurs en éléments majeurs donnent des abondances dans l'ordre décroissant suivant : Zn > Pb > Cr > Cu > Ni > Hg > Cd. Le zinc, le plomb et le chrome sont les éléments les plus présents dans les sédiments de la lagune avec des concentrations importantes. A l'inverse, le cadmium et le mercure sont les moins abondants.

Le fer (Fe) : les corrélations positives Al-Fe et Al-Argile (Tableau III-3) supposent que le fer est lié à la phase argileuse et qu'il est d'origine détritique (Nolting et al., 1999).

Le plomb (Pb) : les teneurs en plomb varient entre 30 et 145 mg kg<sup>-1</sup> (avec une moyenne =  $73,6 \pm 27,2$ ) (Tableau III-2). Ce métal se concentre préférentiellement au Sud de la lagune (70-135 ppm), essentiellement dans les sédiments de bordures Est et Ouest (Figure III-2). Les faibles teneurs (30-44 ppm) occupent le centre de la lagune et la zone de la sablière. Les très fortes concentrations se situent à proximité des parcs à huîtres et au niveau des zones d'activités agricoles au bord de la lagune. Ces valeurs dépassent les concentrations au-dessus de laquelle le plomb serait toxique (Mac Donald et al., 2000).

Tableau III-2 : Les concentrations de métaux lourds dans les sédiments de surface (en mg kg<sup>-1</sup>. Poids sec) de la Lagune d'Oualidia et des valeurs de fond local (LBV)

Stations	X	Y	Al	Fe	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	Cr	Hg
O-1	159876.41	244669.99	9,26	4,62	55,00	173,20	21,85	16,8	0,10	46,00	0.52
O-2	160256.8	244748.59	9,23	6,05	70,80	244,35	84,50	13,7	0,63	112,80	4.30
O-3	160535.02	245029.95	9,12	6,73	145,10	242,00	65,00	65,3	0,09	116,87	1.23
O-4	160731.5	245048.81	9,47	6,58	78,39	246,61	65,46	14,9	0,54	115,52	6.05
O-5	160734.64	245562.8	9,76	6,93	58,98	222,72	46,82	28,0	0,14	42,87	4.30
O-6	161657.32	245704.27	10,44	7,02	83,19	286,23	67,83	14,3	0,51	37,42	6.04
O-7	161712.33	246009.21	10,32	6,79	87,50	174,07	76,75	33,6	0,21	31,02	7.25
O-8	161625.88	246309.43	10,23	6,78	45,23	232,00	25,56	30,9	0,06	46,89	0.72
O-9	162312.78	246311.01	10,68	7,49	38,56	210,56	20,00	14,5	0,20	50,23	0.63
O-10	162202.75	246688.25	10,56	7,35	30,56	202,56	21,56	32,0	0,12	50,02	0.62
O-11	162455.82	246575.07	11,23	7,42	81,21	182,26	80,06	33,4	0,28	29,89	1.08
O-12	162534.41	246823.43	12,56	7,35	42,23	214,23	30,00	29,9	0,05	59,23	0.56
O-13	162919.51	246949.17	12,36	7,90	130,30	326,40	97,80	56,4	0,65	113,40	5.67
O-14	163108.13	247180.24	12,33	7,35	87,75	217,04	93,37	26,6	0,48	51,51	5.12
O-15	163153.72	247456.88	12,45	7,28	73,87	223,52	59,30	36,0	0,15	43,37	4.34
O-16	163541.96	247461.6	12,56	7,21	60,00	230,00	35,23	26,7	0,13	55,23	0.56
O-17	164021.38	247722.52	12,71	7,15	59,74	230,41	52,89	27,0	0,90	56,89	1.60
O-18	164290.16	248073.05	13,00	7,05	65,23	231,23	58,23	42,5	0,30	60,23	2.78
O-19	164684.7	248183.08	11,61	6,84	68,14	230,14	67,67	38,0	0,4	64,14	2.71
O-20	164794.73	248407.85	10,23	6,64	81,05	239,05	57,12	24,8	0,55	78,05	2.61
<b>Min</b>			9.12	4.62	30,56	173,20	20,00	13,65	0,05	29,89	0,52
<b>Max</b>			13.00	7.90	145,10	326,40	97,80	65,27	0,90	116,87	7,25
<b>Moyenne</b>			11.01	6.87	73,57	229,92	56,58	31,10	0,34	64,02	3,02
<b>Fond Géochimique Local (Base de la carottes)</b>			9.56	2.34	24,03	141,12	26,60	20,0	0,16	30,96	0,56

Le zinc (Zn) : Les teneurs en Zn varient de 173,2 et 326,4 mg kg<sup>-1</sup> (avec une moyenne = 229,9 ± 34,2). Sa distribution dans les sédiments superficiels montre que ce métal est concentré dans les sédiments en bordure de la lagune, et particulièrement dans une zone étroite située à l'Ouest (figure III-2). Une telle distribution pourrait s'expliquer par l'association préférentielle du Zn avec les argiles et les oxy-hydroxydes de fer et de manganèse (Algan et al., 2004). Selon les seuils de toxicité (Mac Donald et al., 2000), le zinc montre une pollution généralisée sur la lagune sans toutefois dépasser les valeurs toxiques.

Le cuivre (Cu) : les sédiments de surface renferment du Cu dont les teneurs varient entre 20,1 et 97,8 mg kg<sup>-1</sup> (avec une moyenne = 58,0 ± 25,1) (tableau III-2). Les valeurs diminuent vers le Nord de la lagune alors qu'elles augmentent d'Est en Ouest au Sud de celle-ci. Le cuivre présente une répartition similaire à celle du CO confirmant l'association de ce métal avec la matière organique ; il en est de même pour le couple Cu-Pb indiquant soit leur appartenance à la même phase minéralogique, soit des comportements chimiques similaires ou une origine commune (Algan et al., 2004).

Le chrome (Cr) : le Cr montre un gradient croissant de concentration vers le Nord de la lagune, avec des concentrations s'échelonnant entre 29,9 et 116,9 mg kg<sup>-1</sup> (avec une moyenne = 64,0 ± 27,9). Les corrélations positives Cr-Pb et Cr-Zn (tableau III-3) supposent que les trois éléments ont la même origine (Nolting et al., 1996).

Le mercure (Hg) : le Hg, le Pb, le Ni et le Cu se caractérisent par une répartition similaire (figure III-2) et une assez bonne corrélation (tableau III-3). Les teneurs en Hg varient entre 0,52 à 7,25 mg kg<sup>-1</sup> (avec une moyenne = 3,02 mg kg<sup>-1</sup>).

Le cadmium (Cd) : le Cd se caractérise par une répartition homogène et dépend fortement des flux continentaux (figure III-2). Les teneurs en Cd varient entre 0,05 et 0,9 mg kg<sup>-1</sup> et représente une faible corrélation avec le Zn et le Cu (origine agricole). L'enrichissement des sédiments par le Cd est favorisé par l'utilisation des fertilisants, l'épandage de boue, de fumure et des engrais phosphatés contenant le Cd à l'état de trace (Cakmak *et al.*, 2000). Alors qu'une partie des apports en Cd est probablement due à l'exploitation des phosphates dans le bassin versant des Doukkala (région de Youssoufia).

Le nickel (Ni) : Comme le Cd, le Ni varie du 13,6 à 65,3 mg kg<sup>-1</sup> (avec une moyenne = 31,1 ± 13,1) ; il montre une répartition homogène avec des teneurs moyennes très faibles par rapport au TEC sauf dans deux stations : la station O-13 (proche de parc à huîtres) et la station O-18 et O-19 (proche des cultures maraichères).

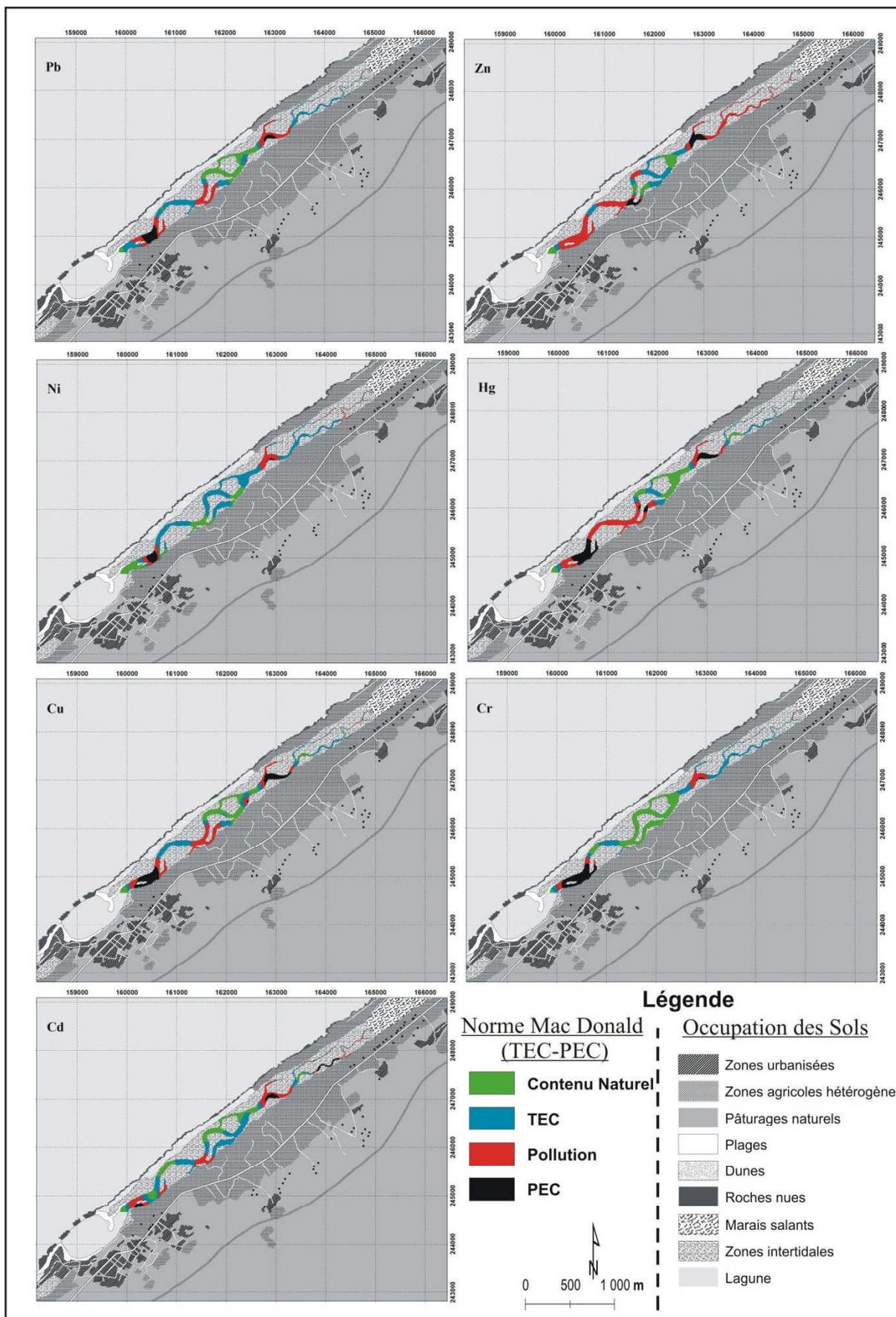
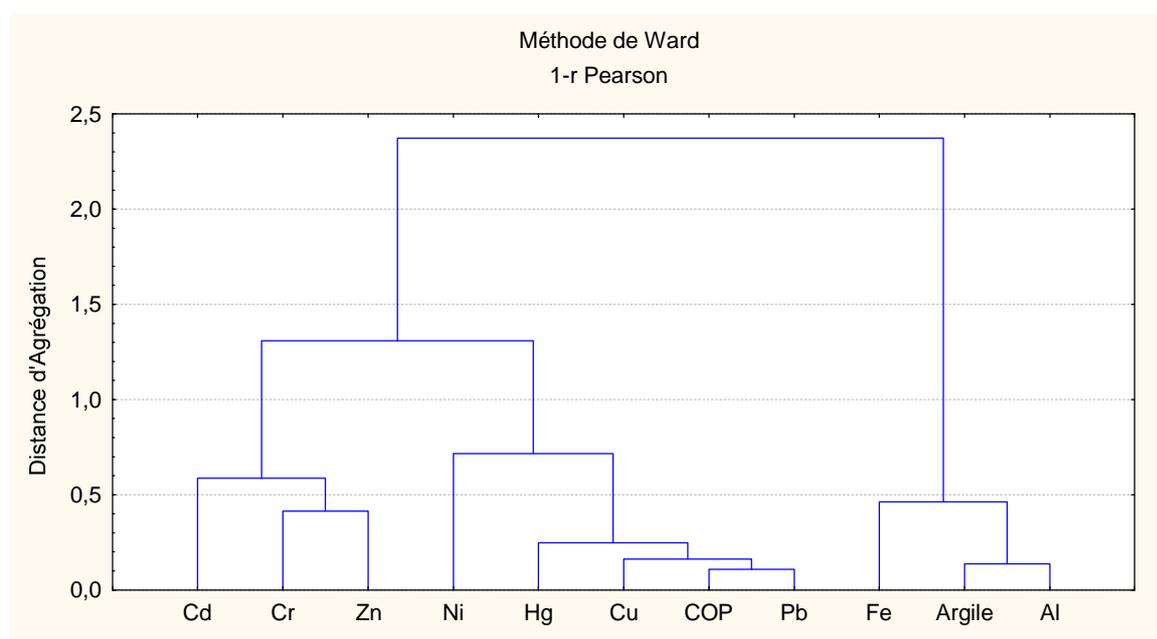


Figure III-2 : Répartition de métaux lourds dans les sédiments de surface PEC (Probable effect concentration) et TEC (Threshold effect concentration) proposés par MacDonald et al. (2000)

**Tableau III-3: Coefficient de corrélation entre les différents métaux lourds, le carbone organique particulaire (COP) et le % des argiles dans le sédiment total lagunaire [n=20; p< 0.05]**

	Al	Fe	Pb	Zn	Cu	Cd	Cr	Hg	Ni	C.Org.	%Argile
Al	1										
Fe	0,63	1									
Pb	-0,11	0,08	1								
Zn	0,14	0,34	0,49	1							
Cu	0,00	0,17	0,86	0,41	1						
Cd	0,19	0,14	0,31	0,53	0,50	1					
Cr	-0,25	-0,08	0,54	0,59	0,45	0,38	1				
Hg	-0,17	0,09	0,83	0,41	0,81	0,31	0,52	1			
Ni	0,25	0,35	0,63	0,25	0,43	-0,12	0,28	0,44	1		
C.Org.	0,08	0,26	0,89	0,39	0,84	0,35	0,30	0,72	0,45	1	
%Argile	0,86	0,61	0,17	0,27	0,27	0,28	-0,08	0,17	0,38	0,28	1



**Figure III-3 : Dendrogrammes des sédiments de surface obtenus par analyse par groupes selon la méthode de Ward.**

Les différences de niveaux de concentration en métaux trace par rapport aux données bibliographiques font apparaître des zones de contaminations plus ou moins élevées. Les bassins versants ayant des géologies et des situations géographiques différentes, l'activité de l'homme y étant plus ou moins développée, l'origine de ces teneurs plus ou moins élevées restent encore à déterminer de façon plus véridique : contaminations anthropiques et/ou naturelles d'origine géologique ? Où sont localisées les sources de contamination ? Comment quantifier la contamination ? Ce sont les questions auxquelles nous tenterons de répondre dans la suite de ce chapitre.

### 2.3.2 Indices de la contamination métallique

#### *Facteur d'enrichissement (figure II-4)*

Afin d'évaluer les origines anthropiques et/ou naturelles des métaux traces dans le milieu lagunaire, nous avons calculé un facteur d'enrichissement (FE) par rapport au bruit de fond géochimique local. Ce facteur d'enrichissement est calculé en se référant à l'aluminium (cf. chapitre 2). Cet élément est pris comme référence car il est censé être purement d'origine crustale et d'autre part, il est normalement porté uniquement par la phase particulaire. Certains auteurs utilisent le Fe ou le Ti mais ici, comme on l'a démontré, l'Al semble plus approprié car son rapport dissous/total est faible (5%), avec une grande stabilité spatio-temporelle (Ackermann, 1980 ; Chester, 2000). On admet en général qu'un élément est significativement enrichi lorsque son facteur d'enrichissement est supérieur à 2. Toutefois, l'interprétation des valeurs de ce facteur d'enrichissement pour évaluer l'origine anthropique ou naturelle des métaux pose un certain nombre de problèmes.

Les calculs du facteur d'enrichissement dans les sédiments de surface nous ont permis de cartographier les stations où l'on assiste à un début d'enrichissement en métaux lourds dans la lagune. Il s'agit de des stations situées au niveau: du parc ostréicole, au voisinage de la ville d'Oualidia et à l'extrémité sud est de la lagune (près des zones à cultures maraîchères).

Les résultats obtenus pour le facteur d'enrichissement montrent des valeurs plus ou moins importantes selon les stations de prélèvements et les métaux. Les stations présentent des  $EF > 1$  pour la majorité des métaux notamment pour le Pb, le Cu et le Hg et témoignent d'apports anthropiques situés dans la partie avale devant les parcs d'ostrécultures et en amont devant les terrains agricoles (Angélidis et Aloupi, 1995) et des  $EF \leq 1$  pour le Fe et le Cd montrent des apports naturels depuis le proche bassin versant.

L'enrichissement des sédiments superficiels de la lagune de Oualidia en éléments traces dans la zone NW de la lagune, est lié à la faible hydrodynamique, qui favorise le dépôt la fraction fine riche en éléments métalliques. Elle est considérée comme le dépôt-centre de la lagune (Carriquiry et Sanchez, 1999). Ces éléments seront distribués dans la lagune par les courants de marées. Shumilin (2001) a pu identifier que les faibles teneurs en Fe et en oligoéléments autour d'île Montague en Australie est causé probablement par l'existence de courants de marée forts qui empêchent l'accumulation de sédiments fins.

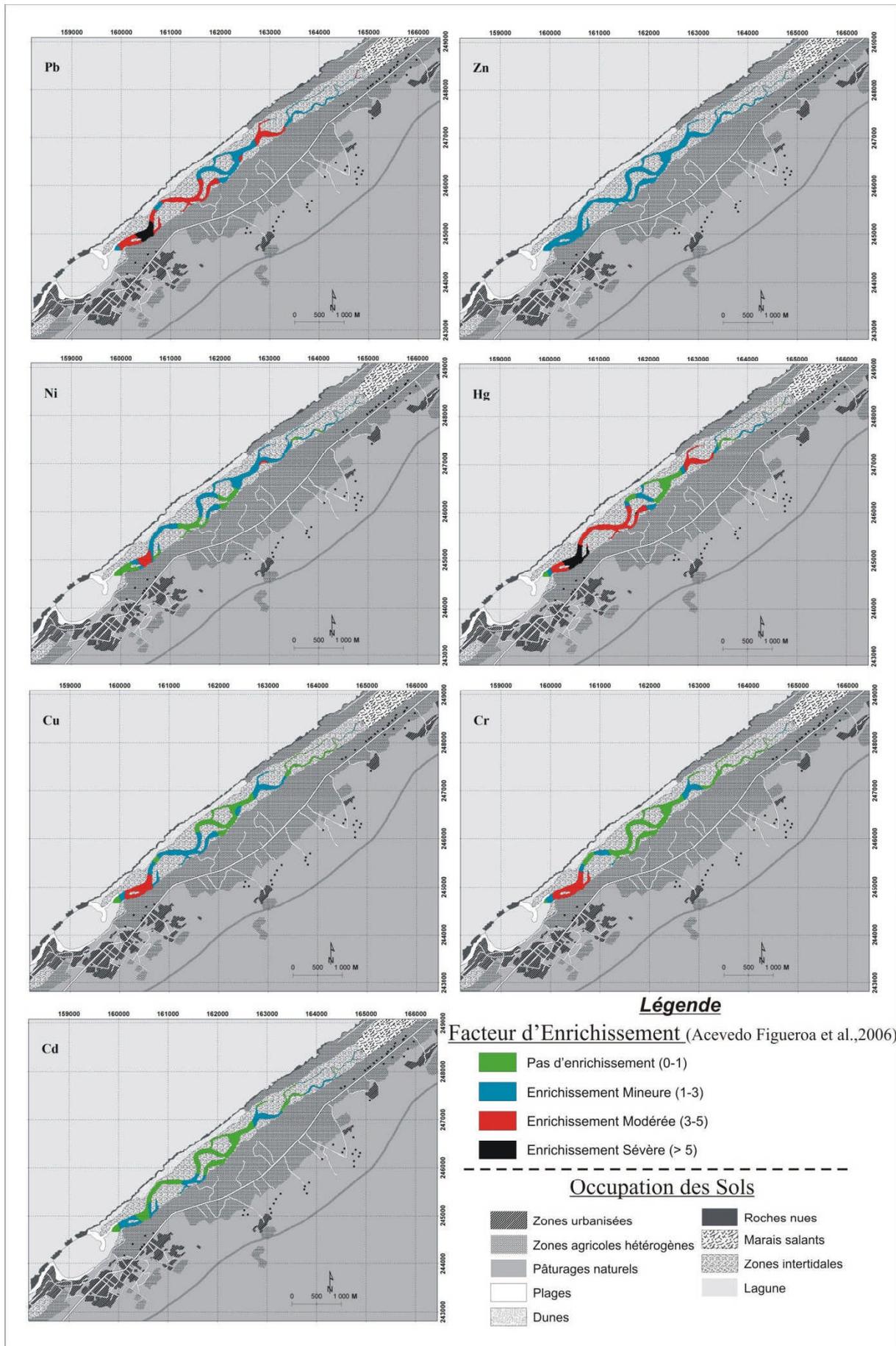


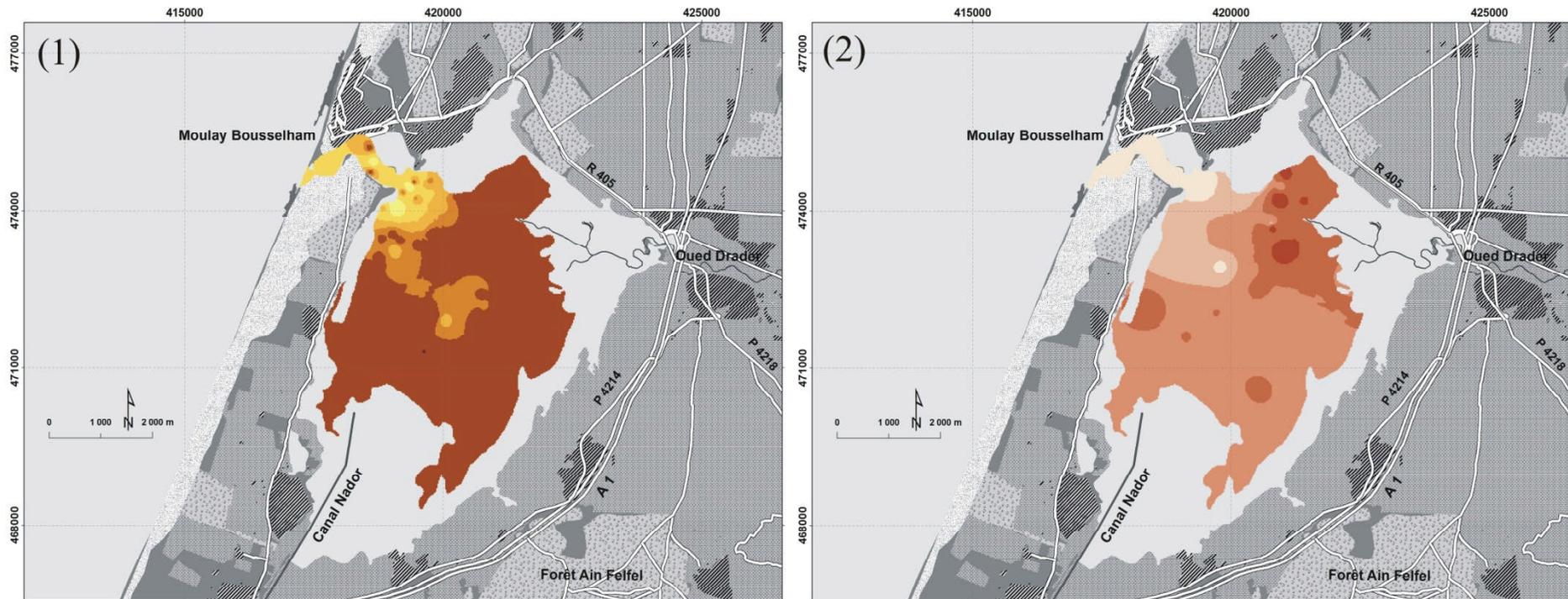
Figure III-4 Répartition spatiale de facteur d'enrichissement (FE) des métaux lourds dans les sédiments superficiels de la lagune d'Oualidia

### **3. La lagune de Moulay Bouselham**

#### **3.1. Etudes granulométriques**

La classification triangulaire de Schepart (1954) permet de situer granulométriquement les sédiments (Figure III-5). Les silts sont majoritaires, ils représentent 60 % de l'ensemble des dépôts. Les silts sableux, les sables silteux et les sables caractérisent respectivement 18, 10 et 12 % des sédiments.

Les argiles sont présentes en quantité non négligeable. Les pourcentages de la fraction inférieure à  $2\mu\text{m}$  par rapport au sédiment total sont toutefois extrêmement variables. 30 % des sédiments de la lagune extrêmement riches en particules fines ( $\geq 50\%$  des argiles) tandis que 60 % sont plus au moins riches (les teneurs des argiles varient entre 25 et 50% du sédiment total). La répartition spatiale de la fraction inférieure à  $63\mu\text{m}$  dans les sédiments permet de visualiser les dépôts de particules fines au sein de la lagune (Figure III-5). Ces dernières sont abondantes au centre de la lagune et en aval du canal de Nador, de l'estuaire de Drader. Les stations pauvres en particules fines se situent surtout au niveau de la zone de passe.



### Légende

#### Faciès Sédimentaires (1)

	Sable grossier		Limon grossier
	Sable moyen		Limon moyen
	Sable fin		Argile

#### Occupation des Sols

	Zones Urbanisées		Plages
	Zones agricoles hétérogènes		Dunes
	Terres Arables		Roches nues
	Pâturages naturels		Lagune
	Forêt		

#### POC % (2)

	< 4		8 - 10
	4 - 6		> 10
	6 - 8		

Figure III-5 Répartition des faciès sédimentaire (1) et la matière organique (2) dans les sédiments superficiels de la lagune de Moulay Bouselham

Tableau III-4 : Caractéristiques des sédiments de surface au niveau de la lagune de Moulay Bousselham

Faciès	Stations	Paramètres granulométriques					Fractions granulométriques (%)							C.Org
							Argile	Silt fin	Silt moyen	Silt grossier	Sable fin	Sable moyen	Sable grossier	
		Moyenne	St.Dev.	Skew.	Médiane	Mode	2µm	2-15µm	15-30µm	30-63µm	63-125µm	125-250µm	>500 µm	
Faciès silto-argileux	MYB-7	4,7	2,1	-1,2	3,7	3,1	61,3	25,2	4,4	4,2	0,9	0,3	3,7	-
	MYB-51	5,2	2,1	-1	3,8	3,1	60,1	27,4	7,6	3,9	0,8	0,2	0	-
	MYB-5	5,2	2,1	-1,1	3,9	3,1	58,4	28,1	6,1	3,4	1,4	0	2,6	7,24
	MYB-64	5,3	2,2	-0,9	3,7	3,1	60,2	24	7,7	5,7	2,3	0	0	-
	MYB-18	5,5	2,3	-0,8	3,8	2,7	59	22,4	7,9	6,2	4,2	0,3	0	12,84
	MYB-22	5,9	2,2	-0,7	4,1	2,7	56,3	24,2	9,5	6,4	3,6	0,1	0	-
	MYB-2	6	2,3	-0,8	4	3,1	57	24,7	7,4	5,4	5	0,3	0,1	7
	MYB-56	6,1	2,1	-0,8	4,5	3,6	54,1	29,7	9,5	5,2	1,5	0	0	-
	MYB-40	6,2	2,2	-0,7	4,5	3,1	53,7	26,1	10,4	7,3	2,4	0,1	0	2,41
	MYB-43	6,2	2,3	-0,6	4,3	3,1	54,6	23,7	9,6	7,7	4,4	0,1	0	-
	MYB-55	6,3	2,3	-0,7	4,3	3,1	54,9	23,5	8,8	8	4,7	0,1	0	-
	MYB-63	6,4	2,3	-0,7	4,2	2,7	55,6	21,8	8,5	7,7	6,1	0,1	0	-
	MYB-48	6,5	2,3	-0,9	4,2	3,6	56,5	26,7	5,5	5,9	4,9	0,4	0	-
	MYB-24	6,6	2,3	-0,6	4,5	3,1	53,4	23,7	9,7	7,2	5,6	0,5	0	8,66
	MYB-65	6,6	2,2	-0,7	4,6	3,1	52,8	26,8	10	6,2	4	0,3	0	9,84
	MYB-60	6,8	2,3	-0,7	4,6	3,1	52,4	25,9	9,5	6,5	5,3	0,4	0	-
	MYB-54	7	2,4	-0,5	4,6	2,7	52	21,6	10,1	8,7	7,1	0,5	0	5,1
	MYB-16	7	2,3	-0,6	6,2	3,1	44,1	25,1	9,7	7,4	6,2	0,1	7,5	11,05
	MYB-50	7,1	2,4	-0,5	4,6	2,7	52,2	20,1	9,4	9,5	8,4	0,4	0	-
	MYB-3	7,1	2,4	-0,7	4,6	3,1	53	25,5	8,4	6,2	6,6	0,7	-0,3	6,42
	MYB-61	7,3	2,3	-0,6	5,1	3,6	49,5	26,9	10,2	8	5,1	0,2	0	-
	MYB-26	7,5	2,2	-0,6	5,2	3,6	48,9	27,7	10,7	7,2	5,3	0,1	0	11,36
	MYB-42	7,5	2,2	-0,6	5,3	3,6	48,2	29,8	11,1	6,4	4,4	0,1	0	-
	MYB-8	7,7	2,2	-0,6	5,6	3,6	46,3	28,3	12,1	8,1	4,1	1	0	7,1
	MYB-25	7,8	2,2	-0,5	5,6	3,6	46,9	26,9	12,1	9,1	5	0,1	0	-
	MYB-68	8	2,4	-0,5	5,4	3,1	48,2	23,5	10,5	9,3	8,1	0,4	0	8,2
	MYB-4	8,1	2,3	-0,6	5,4	4,2	47,7	29,9	11	6,3	6	-0,9	0	7,17
	MYB-45	8,2	2,2	-0,5	5,8	3,6	45,6	27,7	12,1	8,8	5,7	0,1	0	-
	MYB-59	8,3	2,3	-0,6	5,5	3,6	46,9	28,2	10,3	6,8	6,9	0,9	0	-
	MYB-1	8,4	2,2	-0,6	5,9	3,1	44,7	31,1	11,8	5,8	6,2	0,4	0	7,21
MYB-62	8,9	2,4	-0,5	5,6	3,6	46,5	25,2	10,1	7,9	8,1	2,3	0	8,07	
MYB-9	8,9	2,5	-0,4	5,6	3,1	47,2	22,8	10,6	9,9	9,3	1,6	-1,4	7,28	
MYB-13	9,1	2,2	-0,4	7,4	4,2	38,7	28,7	13,5	8,8	6,5	0,1	3,6	-	
MYB-67	9,1	2,2	-0,4	6,8	4,9	40,6	30,9	14,5	8,9	5	0,1	0	-	
MYB-14	9,4	2,3	-0,5	6,3	4,2	43	29,3	11,7	7,1	8,3	0,5	0	-	
MYB-12	9,4	2,3	-0,3	7,2	3,6	40,9	24,4	12,9	11,2	8,2	0,6	1,6	-	

	MYB-31	9,4	2,3	-0,5	6,6	3,6	41,9	29,2	13,6	6,9	7,8	0,6	0	7,59
	MYB-21	9,5	2,3	-0,4	6,4	3,6	42,8	27,4	12	8,7	8,4	0,7	0	-
	MYB-66	9,6	2,4	-0,5	6,3	4,2	43,1	28,5	11,2	7,8	7,4	1,9	0	-
	MYB-47	9,9	2,2	-0,4	7	4,2	39,8	30,1	13,7	8,4	7,5	0,5	0	5,68
	MYB-27	10,1	2,3	-0,4	7,1	4,2	40,3	28,5	13,2	7,8	9,7	0,6	0	-
	MYB-10	10,2	2,2	-0,5	7,5	5,7	37,5	32,9	15,4	7,1	6,7	0,4	0	3,35
	MYB-23	10,3	2,3	-0,4	7,2	4,2	39,6	28,6	14,4	8,4	7,2	1,8	0	8,77
	MYB-6	10,6	2,3	-0,4	7,1	4,2	39,6	29,1	12,4	8,3	9,4	1,2	0	7,36
	MYB-57	10,7	2,2	-0,4	8,1	22,5	35,6	32,8	17,5	7,7	5	1,4	0	8,6
	MYB-49	11,1	2,5	-0,4	7,3	3,6	40,5	24,6	12	9,3	10	3,6	0	-
	MYB-20	11,2	2,2	-0,3	8,6	5,7	34,6	30,6	17	10,1	7,2	0,5	0	6,96
	MYB-19	12,1	2,3	-0,3	8,3	3,6	36,1	28,4	14,1	9,4	9,5	2,5	0	8,31
	MYB-37	12,6	2,3	-0,1	9,9	4,9	33,9	25,9	15,4	11,9	11,6	1,4	0	-
	MYB-15	12,8	2,3	-0,2	9,4	4,2	34,3	26,3	14,7	11,9	10,8	2	0	11,25
	MYB-28	13	2,6	-0,4	7,9	4,2	37,3	28	11,9	5,7	11,9	5,1	0	4,57
	MYB-17	13,4	2,3	-0,1	9,8	4,2	33,6	25,7	13,3	12,4	13,5	1,4	0	10,38
	MYB-70	13,8	2,5	-0,2	9,6	4,2	34,7	24,6	13	11,1	12,1	4,5	0	
	MYB-32	14,3	2,5	0,1	12,1	48,3	34	19,4	11,4	15,3	18,4	1,5	0	-
	MYB-35	14,4	2,3	-0,1	10,8	6,6	30	28,1	15,1	12,5	12,8	1,5	0	-
	MYB-69	15,1	2,5	-0,2	9,9	5,7	32,5	27,2	14,7	9,6	10,6	5,1	0,1	6,42
Faciès silto-sableux	MYB-46	18,6	2,8	0,2	16,2	140,6	34,1	15,1	7	9,7	29,3	4,8	0	8,72
	MYB-52	25,9	2,5	0,2	23	190,8	22,4	19,7	12,8	13,1	23,7	8,2	0,1	5,24
	MYB-30	33	2,8	0,5	51,1	190,8	25,5	13,3	5,9	7,6	35,5	12,2	0	-
	MYB-53	38,7	2,5	0,6	53,6	120,7	17,5	14,8	9	11,7	36,7	9,9	0,4	3,89
	MYB-11	48,4	2,9	0,7	106,7	222,3	18,8	10,1	4,5	5,2	34,3	22,2	4,8	4,16
	MYB-41	49,7	2,7	0,5	56,9	259	16,9	15,4	10,2	8,3	22,2	24,2	2,8	1,33
Faciès sableux	MYB-33	56,6	3,4	0,6	218,1	409,4	26	9,9	4,2	3,7	9,2	31,8	15,2	-
	MYB-29	69,7	2,9	1,1	186,1	222,3	18,5	6,9	3,1	3,3	37	30,3	0,8	-
	MYB-39	81,9	2,8	1,1	188,9	301,7	15,4	6,3	3,5	6,9	28,7	32,4	6,8	-
	MYB-36	109,9	2,5	1,4	230,9	259	11,3	7,7	3,7	2,8	29,3	38,7	6,4	-
	MYB-44	166,6	2,2	1,9	284,9	301,7	6,5	5,7	2,7	2,4	23,9	48,9	9,9	1,54
	MYB-34	257,7	1,9	3,2	363,7	351,5	5,4	1,6	0,4	0,5	8,4	68,5	15,2	-
	MYB-38	260,1	1,4	4,1	310,9	301,7	2,4	1,2	0,5	0,6	22,6	65,6	7,1	-

### 3.2. La matière organique

La répartition de la matière organique montre que les teneurs sont variables entre 1,3% et 12,8%, des valeurs plus importantes que celles trouvées dans la même lagune par Carruesco (1989).

L'examen de la répartition spatiale du carbone organique permet de distinguer un gradient de concentration au sein de la lagune (figure III-5) :

- une zone de très faibles teneurs dans la partie nord de la lagune au niveau de la zone de passe (minima observée = 1,3 %) ;
- la partie centrale de la lagune avec des concentrations moyennes : (la matière organique = 8,1 %) ;
- une zone de très fortes teneurs dans la partie sud de la lagune au niveau du Canal du Nador et dans la Merja Kehla (maxima observés: 12,8%).

La répartition des teneurs en matière organique, (Figure III-5), permet de dégager deux remarques :

- (i) les valeurs les plus faibles sont localisées dans le chenal et les teneurs les plus élevées sont localisées au niveau des slikkes ;
- (ii) des teneurs anormalement élevées sont signalées au niveau de l'estuaire de l'Oued Drader avec des taux qui varient entre 11% et 12,8%.

La matière organique reflète l'activité des organismes vivants (flores et faunes) dans le système et des apports organiques d'origines détritiques naturelles et/ou anthropiques. Au niveau de la lagune de Moulay Bouselham, l'analyse de la répartition spatiale permet de distinguer trois zones principales :

- la zone Nord pauvre en particules fines, en matière organique et fortement érodée par les courants de fond ;
- la zone centrale et sud (au niveau du Canal de Nador), les courants de fond créant des zones de piégeage de particules fines sont à l'origine de la richesse en matière organique de cette région de la lagune ;
- la zone occidentale, d'un degré de contamination considérable. La présence de zones de piégeage riches en particules fines et en matière organique (matière organique moyenne= 12%). Toutefois, le bassin Nord constitue la région la plus touchée par les effluents

anthropiques via l'estuaire d'Oued Drader. Aux environs de la région de Merja Kehla, les apports en matière organique d'origine anthropique semblent être responsables du fort taux de contamination des sédiments.

### **3.3. Eléments traces**

#### 3.3.1. La composition géochimique

Les moyennes, minima et maxima des concentrations obtenues pour chacun des éléments étudiés, sont récapitulés dans le tableau (III-5).

L'analyse de ces répartitions permet de regrouper les éléments minéraux qui se caractérisent par des distributions spatiales similaires.

##### *L'aluminium, le fer et le cadmium (figure III-6)*

Pour ces trois éléments, l'étude met en évidence une répartition en gradient avec une zone de fortes concentrations dans la partie sud, et une zone de faibles concentrations dans la partie nord de la lagune. La présence de teneurs relativement hétérogènes sur l'ensemble de la lagune fait penser que les éléments métalliques considérés ici sont liés à cette coupure granulométrique, et que leur origine semble être naturelle ; néanmoins, les maxima observés dans la région sud semblent dus à l'activité humaine (Canal de Nador).

##### *Le plomb, le cuivre, le chrome, le mercure et le nickel (figure III-6)*

Ces trois éléments se caractérisent par des répartitions spatiales à très forts gradients. L'étude aboutit à une même distribution des concentrations de ces métaux lourds, avec des maxima dans la zone sud de la lagune, essentiellement au niveau du Canal de Nador où les concentrations de ses trois éléments dépassent les valeurs guides de Mc Donald (2000).

Cette similitude entre les répartitions observées semble indiquer qu'il y ait un apport général d'origine allochtone en métaux lourds dans la région sud de la lagune. Les répartitions spatiales indiquent, par la localisation des maxima mesurés, une origine plutôt agricole provenant du bassin versant pour la micropollution en cuivre et en plomb, et une origine plutôt urbaine via le Canal du Nador pour le chrome, le nickel et le mercure.

##### *Le zinc (figure III-6)*

Les teneurs en Zn mesurées dans les sédiments superficiels qui sont supérieures aux valeurs TEC (Mc Donald, 2000), montre une pollution généralisée sans toutefois dépasser les valeurs PEC. La distribution observée est relativement homogène sur l'ensemble de la

lagune. Le mercure, par ses faibles teneurs et sa relative homogénéité spatiale semble avoir une origine agricole.

Toutes les répartitions spatiales observées sont assujetties à la présence d'un gradient Nord-Sud pour tous les éléments. Toutefois, l'analyse du sédiment permet de mettre en évidence la différence de comportement de chacun des éléments étudiés. Ainsi, l'origine de l'aluminium, du cadmium et du fer dans les sédiments semble être principalement naturelle ; alors que le plomb, le cuivre, le chrome, le mercure, le zinc et le nickel, concentrés dans la partie sud de la lagune, semblent provenir d'apports anthropiques.

**Tableau III-5 : Les concentrations de métaux lourds dans les sédiments de surface (en mg kg<sup>-1</sup>. Poids sec) de la Lagune de Moulay Bouselham et des valeurs de fond local (LBV)**

STATIONS	X	Y	Al	Fe	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr	Cd	Hg
MYB-1	418441,73	471028,07	10,59	6,11	57,60	405,84	189,48	63,58	119,52	0,35	0,65
MYB-2	418746,87	471056,28	10,27	5,85	55,81	393,67	185,50	64,48	117,68	0,34	0,63
MYB-3	418846,41	470808,91	9,85	4,73	45,45	393,38	196,73	64,41	120,91	0,67	0,68
MYB-4	419807,23	470246,11	10,11	5,37	51,37	408,93	181,30	57,10	99,55	0,51	0,62
MYB-5	420164,25	470397,19	8,99	4,80	46,57	391,82	141,86	38,32	74,53	0,45	0,48
MYB-6	419967,70	471200,04	7,28	4,41	24,10	342,09	19,20	28,52	81,05	0,12	0,09
MYB-8	419795,81	471910,24	7,60	4,42	26,83	310,23	39,85	15,73	86,12	0,17	0,14
MYB-9	420658,79	471810,58	8,38	4,71	31,22	297,55	62,97	23,85	41,06	0,23	0,17
MYB-10	419804,35	472927,09	6,92	4,13	19,25	124,55	23,51	24,49	23,42	0,12	0,11
MYB-11	419070,31	473241,44	5,83	4,00	18,15	139,54	28,39	17,32	20,06	0,07	0,10
MYB-15	421001,05	473256,08	8,13	5,24	25,37	122,45	16,40	20,73	27,03	0,05	0,03
MYB-16	420801,42	473689,16	3,50	2,24	21,39	187,51	20,27	18,63	21,87	0,28	0,06
MYB-17	421415,33	474207,95	8,13	4,55	13,47	122,45	29,82	19,38	22,37	0,02	0,02
MYB-18	420933,02	474242,75	5,07	3,73	16,98	142,71	27,92	19,65	59,82	0,13	0,06
MYB-19	421975,61	474388,25	7,70	4,96	22,28	142,10	13,97	18,38	21,43	0,03	0,06
MYB-20	420960,20	474458,24	8,35	4,76	14,51	101,85	18,70	18,58	18,29	0,02	0,02
MYB-23	421394,00	474701,18	9,63	6,31	17,37	123,06	27,21	18,26	21,66	0,05	0,02
MYB-24	421315,01	474362,86	4,45	3,31	14,55	140,88	26,16	17,86	21,56	0,06	0,05
MYB-26	421063,58	474673,09	3,45	3,38	14,97	169,55	34,21	23,56	19,15	0,09	0,02
MYB-28	420247,26	474248,46	8,99	5,45	28,92	122,52	17,13	16,15	35,31	0,24	0,03
MYB-31	419860,33	473542,93	3,42	3,41	18,79	183,44	13,39	15,32	21,26	0,04	0,05
MYB-40	419436,85	474532,61	4,26	4,04	21,99	115,82	47,63	19,26	35,31	0,12	0,13
MYB-41	420554,61	474554,05	4,07	3,19	20,17	122,45	13,88	17,81	25,51	0,16	0,03
MYB-44	418578,86	475187,04	3,64	3,26	22,13	112,77	15,63	18,43	23,16	0,13	0,02
MYB-46	420562,82	472489,32	8,10	5,15	23,46	148,17	26,54	22,35	32,96	0,19	0,05
MYB-47	420776,79	473781,81	5,65	4,17	28,10	150,02	34,09	17,23	38,41	0,36	0,05
MYB-52	419297,88	473116,25	5,35	4,03	23,33	160,40	33,54	15,39	20,30	0,05	0,11
MYB-53	418789,59	473089,75	4,28	2,74	29,10	183,37	15,56	15,57	29,95	0,11	0,06
MYB-54	418789,59	473089,75	5,93	4,13	27,06	185,27	29,71	18,51	26,96	0,09	0,10
MYB-57	420445,28	470579,74	8,77	5,95	28,10	223,80	14,00	24,34	71,75	0,06	0,09
MYB-62	419132,68	471607,68	10,06	5,69	43,25	404,63	122,46	57,67	83,34	0,90	0,35
MYB-65	418400,66	472168,59	9,84	5,83	44,47	235,12	17,79	23,15	25,23	0,03	0,12
MYB-68	419746,03	472033,92	6,16	4,17	29,41	333,60	162,17	71,90	87,74	0,77	0,16
MYB-69	420788,63	472148,47	7,92	4,38	19,40	124,41	20,60	21,89	22,86	0,10	0,04
<b>Min</b>			3,4	2,2	13,5	101,9	13,4	15,3	18,3	0,0	0,02
<b>Max</b>			10,6	6,3	57,6	408,9	196,7	71,9	120,9	0,9	0,7
<b>Moyenne</b>			7,1	4,5	27,8	213,7	54,9	27,9	47,0	0,2	0,2
<b>Fond Géochimique Local</b>			6,58	3,18	18,52	59,34	32,79	21,36	32,74	0,10	0,15

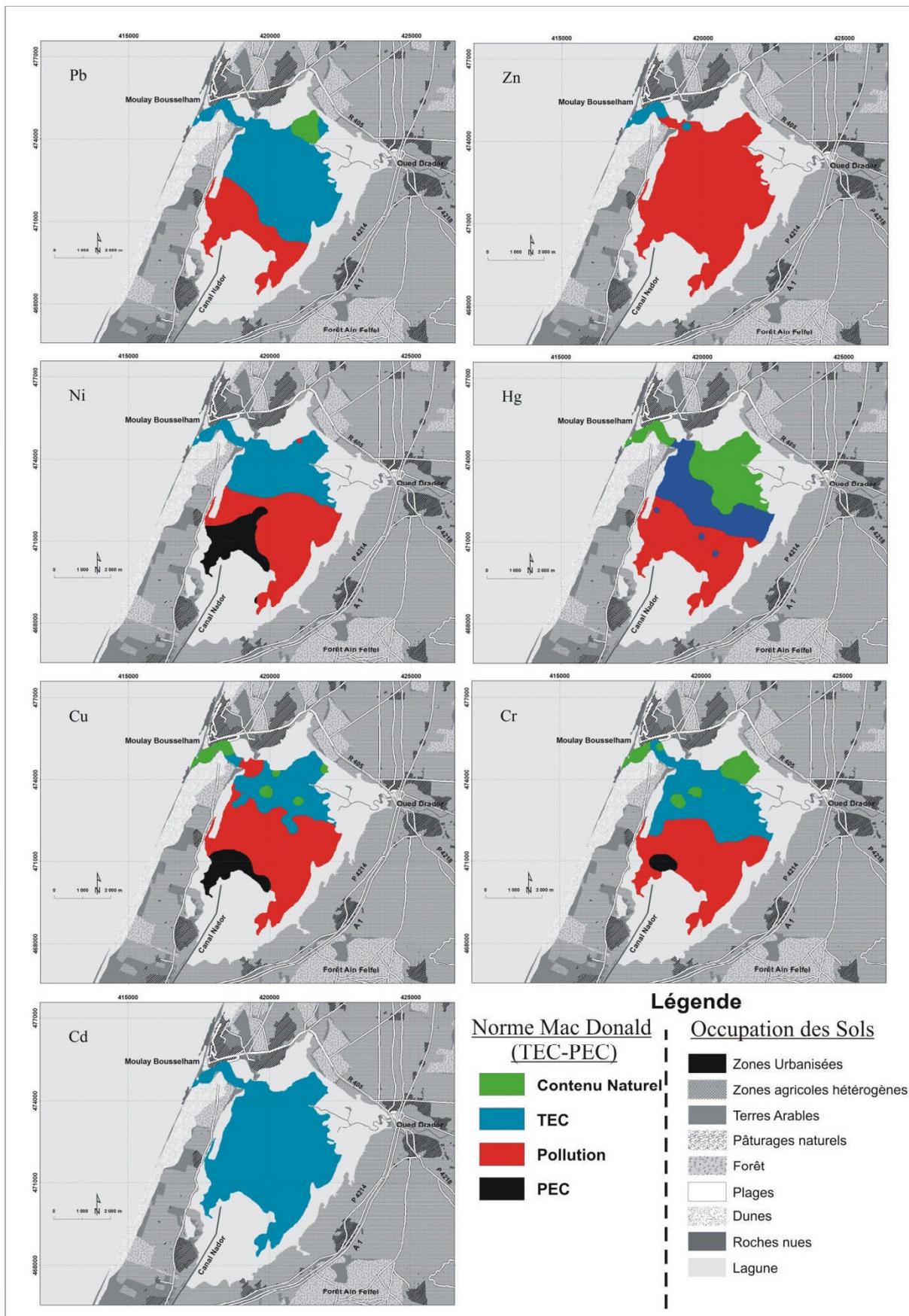


Figure III-6 : Répartition de métaux lourds dans les sédiments de surface PEC (Probable effect concentration) et TEC (Threshold effect concentration) proposés par MacDonald et al., (2000)

La répartition spatiale de la micropollution globale est appréhendée par des analyses statistiques. Nous avons adopté une étude de corrélation linéaire (tableau III-6) afin de préciser les affinités que peuvent présenter les divers éléments analysés d'une part entre eux, et d'autre part, avec les constituants minéraux et/ou organiques susceptibles de les fixer.

La corrélation entre les éléments métalliques, le grain moyen et le carbone organique montrent d'une part des corrélations significatives entre le Pb, le Cu, le Zn et le Hg et d'autre part entre le Cu, le Ni, le Cr et le Hg ( $>0,9$ ). L'étude des corrélations linéaires inter-éléments (tableau III-6) fait apparaître quatre groupes de métaux :

Al et Fe: la seule corrélation positive du Fe ( ??) est avec l'Al ce qui laisse supposer qu'il s'agit probablement d'une origine naturelle due aux apports continentaux. Dans le contexte marocain, ces métaux sont des indicateurs d'apports d'origine continentale (Snoussi, 1986 ; Cheggour, 1988). En effet, les teneurs homogènes dans la zone amont laissent supposer que l'Al et le Fe proviendraient d'un lessivage des sols de l'environnement continental de la lagune. Les précipitations d'oxydes à l'interface eaux douces - eaux salées pourraient favoriser l'accumulation de ces éléments ;

*Tableau III-6 : Coefficient de corrélation entre les différents métaux lourds, le carbone organique particulaire (COP) et le % des argiles dans les sédiments total lagunaire [n=20; p< 0.05]*

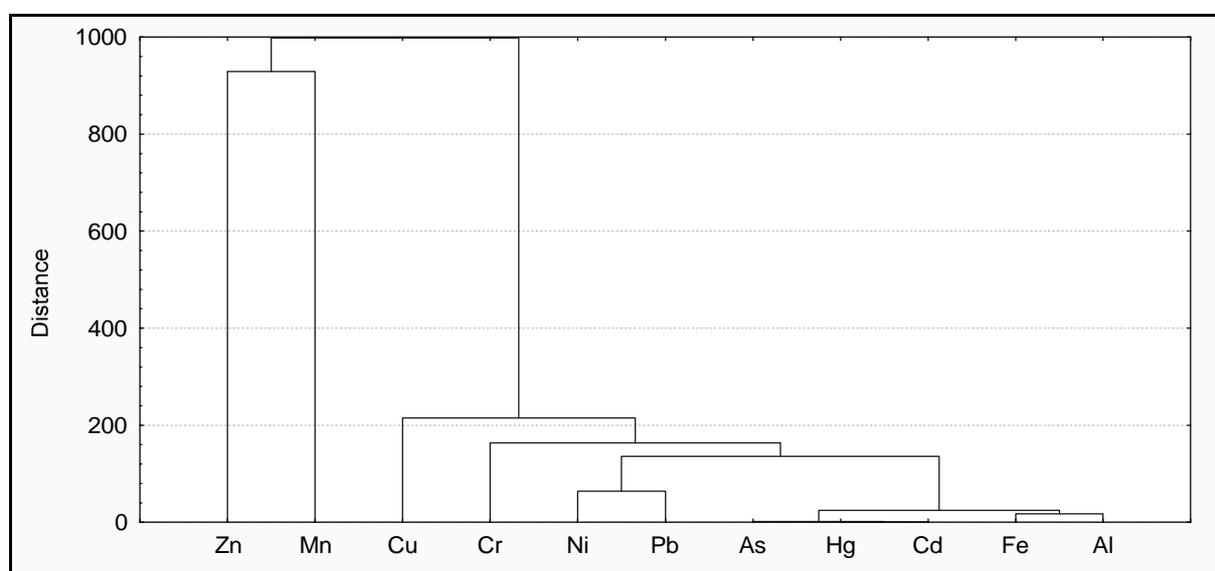
	Al	Fe	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr	Cd	Hg	COP	Grain moyen
Al	1										
Fe	<b>0,92</b>	1									
Pb	0,65	0,54	1								
Zn	0,55	0,39	<b>0,84</b>	1							
Cu	0,52	0,38	<b>0,82</b>	<b>0,85</b>	1						
Ni	0,53	0,41	0,77	<b>0,83</b>	<b>0,94</b>	1					
Cr	0,56	0,44	0,79	<b>0,89</b>	<b>0,86</b>	<b>0,85</b>	1				
Cd	0,35	0,2	0,62	0,73	0,79	<b>0,82</b>	0,69	1			
Hg	0,58	0,43	<b>0,89</b>	<b>0,85</b>	<b>0,94</b>	<b>0,84</b>	<b>0,85</b>	0,65	1		
COP	0,21	0,21	-0,02	0,13	0,03	0,09	0,08	0	-0,03	1	
Grain moyen	-0,36	-0,32	-0,17	-0,28	-0,22	-0,21	-0,24	-0,15	-0,21	-0,52	1

Cu, Zn, Hg et Pb : montrent des coefficients de corrélation significative, plus particulièrement le couple Pb-Hg. La bonne corrélation entre ces deux éléments montre que ces métaux peuvent avoir une même origine anthropique, probablement par les retombés atmosphériques.

Ni, Cr, Cd et Hg : ces éléments présentent un coefficient de corrélation significative ( $>0,8$ ), ce qui montre une association partielle du Cr avec les argiles par le biais de complexes argilo-métalliques déjà mis en évidence précédemment.

Carbone organique ne présente pas de corrélation significative avec l'ensemble de métaux caractérisés par des faibles teneurs et pourrait avoir une origine naturelle autochtone.

La figure III-7 permet de visualiser le regroupement progressif des données à partir de la dissimilarité des échantillons. On peut alors se faire une idée sur l'éloignement des différences classes. A partir du dendrogramme, nous pouvons distinguer des différences entre deux classes : la première classe regroupe les éléments métalliques Pb, Zn, Mn, Cr, Ni et Cu d'origine anthropique (zones urbaines) ; la deuxième classe contient le complexe silicaté (Al et Fe) associés aux polluants (As, Hg et Cd) d'origine d'activités intensives d'agriculture (Green-Ruiz and Páez-Osuna, 2001).



**Figure III-7 : Dendrogrammes des sédiments de surface obtenus par analyse par groupes selon la méthode de Ward.**

Afin de s'affranchir de la variabilité de la composition intrinsèque des sédiments pouvant entraîner des variations de la teneur en métaux, il est nécessaire de procéder à une « normalisation » des données (Audry et al., 2004 ; Roussiez et al., 2006 ; Meybeck et al., 2007 ; Radakovitch et al., 2008). En général, un élément conservatif représentatif de la fraction argileuse, tel que l'Al ou le Fe, est utilisé. Cette normalisation des données, qui corrige l'effet des variations de composition minéralogique et granulométrique, est utile pour les éléments traces dont la phase porteuse est associée avec les argiles mais ne permet

pas de s'affranchir des variations de teneurs en matière organique pouvant également induire une fluctuation des teneurs en métaux.

### 3.3.2. Indices de la contamination métallique

#### *Facteur d'enrichissement (figure III-8)*

La répartition du facteur d'enrichissement de ces divers éléments métalliques fait apparaître l'irrégularité entre la répartition de certains groupes de métaux :

- Zn et Cd : les teneurs de ces deux éléments varient le long de la lagune (figure III-8) ; avec des taux très importants au niveau des secteurs médian et amont par rapport au secteur de la passe. Les facteurs d'enrichissement en Cd et en Zn présentent un enrichissement modéré à fort. Les valeurs les plus faibles sont localisés au niveau du secteur de la passe ;
- Cu, Ni, Hg et Cr : ces quatre éléments se caractérisent par des répartitions spatiales à fort gradient (figure III-8). Dans les secteurs de la passe, les valeurs du facteur d'enrichissement sont relativement faibles (enrichissement faible en éléments métalliques). Au niveau du secteur du canal de Nador, les teneurs sont relativement plus élevées par rapport aux secteurs précédents ( $FE > 5$ ) ;
- Pb : la répartition du plomb est très homogène au niveau de la lagune et les facteurs d'enrichissement sont compris entre 1 ppm et 3 montrant un enrichissement faible des sédiments en plomb.

La répartition du degré de contamination des sédiments superficiels de la lagune de Moulay Bousselham (Figure III-8) montre que les sédiments de surface sont modérément contaminés, avec 80 % des échantillons qui présentent un degré de contamination compris entre 6 et 12 selon l'échelle établie par Hakanson (1980).

Cependant, une exception apparaît au niveau du secteur amont aux abords du canal de Nador, avec un degré de contamination élevé compris entre 12 et 15 (contamination considérable). Cette dernière est bien prononcée pour le Pb, le Zn et le Cu. Ces trois métaux représentent à eux seuls 88,36% du degré de contamination. La contamination considérable au niveau de ces zones pourrait être en relation avec les rejets du à ce canal.

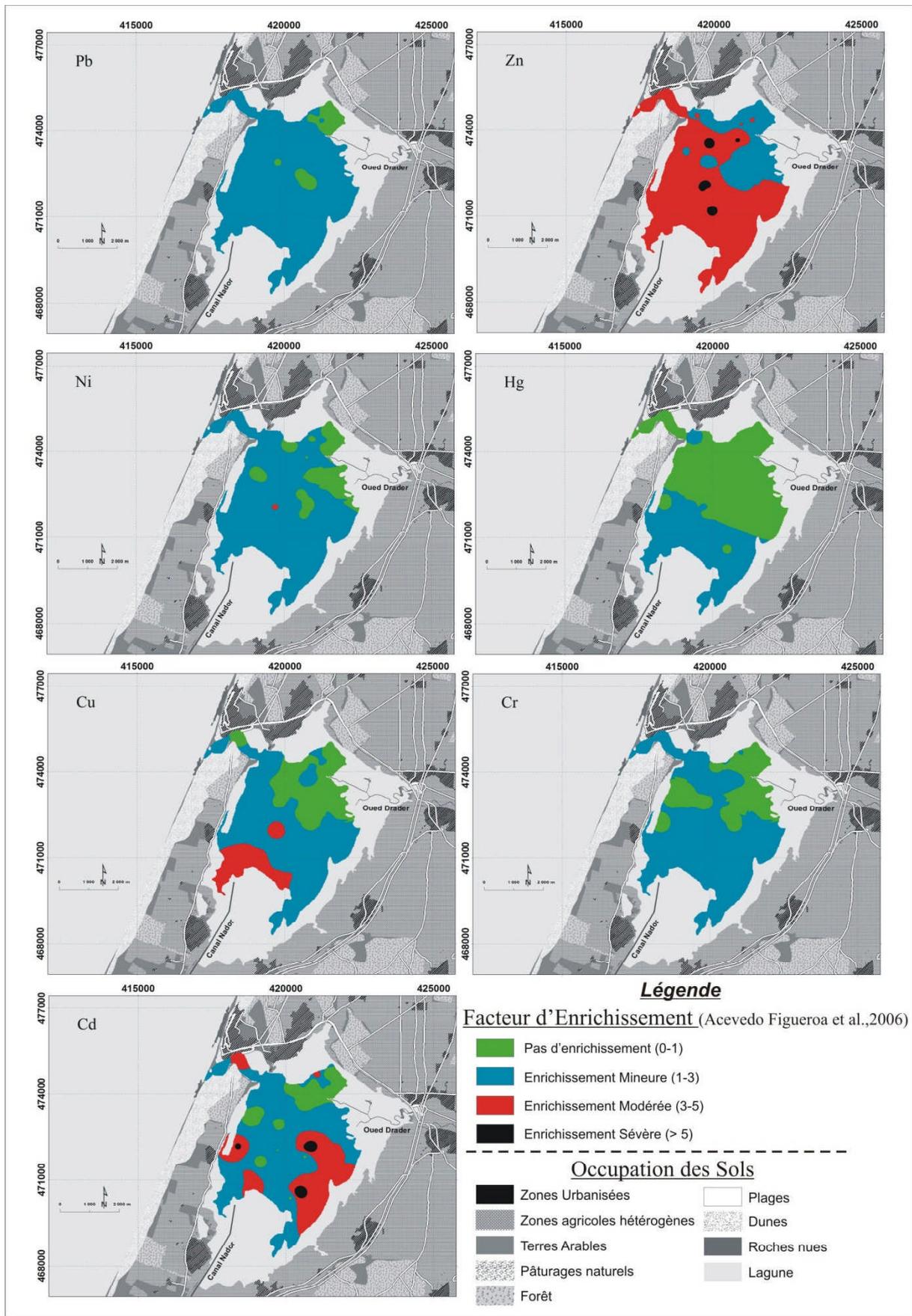


Figure III-8 : Répartition spatiale de facteur d'enrichissement (FE) des métaux lourds dans les sédiments superficiels de la lagune de Moulay Bouselham

L'enrichissement des teneurs en métaux lourds est du à la texture des faciès qui devient de plus en plus fine vers l'amont de la lagune et à l'augmentation des teneurs en carbone organique (Pujos et al., 1999). Il faut aussi signaler que l'élévation des teneurs en éléments traces est probablement due à des activités anthropiques récente à savoir :

- le développement d'une route secondaire contournant la lagune ;
- l'extension de l'agriculture intensive moderne, utilisant la machinerie lourde ;
- l'accroissement du nombre de bateaux motorisé de pêches (Cheggour et al., 2001).

L'impact de tous ces facteurs est à relier à la capacité des sédiments à retenir les contaminants. La route entre Kénitra et Larache passe près de la lagune de Moulay Bouselham contribue au dépôt des métaux lourds (Pb et Zn) dans les sédiments par les retombés atmosphériques. Bertine et Schug (1979) ont parallèlement attribué les niveaux de Zn dans deux lagunes californiennes à deux routes principales qui croisent les sites. Grenn-Ruiz et al., (2000) ont montré que l'augmentation des niveaux de métaux lourds notamment dans des systèmes côtiers serait liée à l'agriculture intensive sous l'influence de l'urbanisation.

## **Conclusion**

Cette étude menée sur les sédiments superficiels des deux lagunes montre que dans l'ensemble, deux groupes de métaux apparaissent :

- Le groupe Al, Fe, Mn, Cr, Cd, et Hg : les teneurs sont normales par rapport au bruit de fond géochimique, calculé à la base de la carotte (nous le verrons par la suite), et semblent avoir une origine naturelle par le biais des apports du bassin versant sans interférence significative d'un quelconque apport anthropique. La répartition de ces éléments est essentiellement contrôlée par un facteur granulométrique ;

- le groupe Pb, Zn et Cu : ces trois métaux présentent, au niveau du secteur médian de l'amont des deux lagunes, des concentrations relativement élevées par rapport au bruit de fond géochimique. Les teneurs les plus importantes sont localisées au niveau des rejets urbains et les rejets d'origine agricole ou les degrés de contamination sont considérables. La matière organique joue un rôle prépondérant dans l'accumulation de ces métaux par le biais de la formation des complexes organométalliques.

Si l'état de contamination n'est pas alarmant (80 % des sédiments présentent un degré de contamination modéré), cette étude montre que ces écosystèmes commencent à subir les effets néfastes d'une urbanisation accrue et une activité agricole non contrôlée et d'une pollution anthropique de plus en plus pesante. Il faudrait donc être très attentif au seuil d'équilibre au-delà duquel les perturbations subies par l'écosystème risquent de devenir irréversibles.

# Chapitre IV :

## Les Archives sédimentaires lagunaires

---

## **Chapitre IV : Les archives sédimentaires lagunaires**

Les archives sédimentaires, que nous appelons « carotte », sont d'incalculables témoignages de l'histoire du bassin des deux lagunes marocaines (Oualidia et Moulay Bousselham). Elles offrent actuellement la possibilité de reconstruire l'état de la contamination particulière des lagunes sur un siècle. Cet état peut être confronté à d'autres archives, qui reconstruisent l'état des pressions économiques, sociétales, réglementaires ... Nous avons ainsi pu dessiner la perspective historique de la trajectoire de six métaux (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) de 1850 à 2010.

En plus des métaux, dont les teneurs sont mesurées dans les sédiments depuis le début des années 1970, de nombreux contaminants font l'objet de nouvelles préoccupations. Les données qui les concernent sont parcellaires. Les archives sédimentaires offrent dès lors un moyen irremplaçable de connaître l'évolution de leurs teneurs dans la lagune mais aussi de mettre en évidence l'impact de réglementations ou de changements technologiques.

Bien que leur utilité soit largement reconnue, il existe peu d'études d'archives sédimentaires qui permettent d'étudier l'évolution de l'état d'une rivière au cours du temps de par le monde. La plupart des études existantes se focalisent en effet sur les estuaires. D'autres types d'archives environnementales comme les glaces, les sédiments des lacs boréaux et la tourbe ont permis de reconstituer l'histoire de la contamination historique. Cependant, ces études se sont surtout attachées à reconstruire l'évolution de la pollution atmosphérique régionale (Shotyk et Krachler, 2004 ; Grahn et al., 2006) ou globale (Krachler et al., 2008).

S'il existe peu d'études d'archives sédimentaires en milieu lagunaire, c'est parce qu'elles sont principalement des puits de sédiments à l'échelle séculaire. La vitesse de sédimentation n'est pas toujours continue ; tempêtes ou inondations peuvent causer des effets épisodiques de sédimentation accrue (Dezileau et al., 2011 ; Sabatier et al., 2012). En effet, dans les bassins versants lagunaires plus ou moins anthropisés, de nombreuses activités humaines peuvent perturber les dépôts sédimentaires du bassin lagunaire.

La collecte des carottes sédimentaires a démarré vers 2008, pour répondre à des problématiques de vitesse de sédimentation dans les lagunes. En interprétant les résultats des carottes, on a pu montrer leur intérêt pour la reconstruction de l'état des contaminations sur une échelle de plusieurs années. Les polluants analysés dans les archives collectées ont été les métaux pour lesquels la valorisation des profils de polluants métalliques et leur mise

en perspective avec les données sur l'occupation de sol et de la réglementation marocaine en terme de l'environnement.

Dans notre cas nous n'avons pas pris en considération la compaction des argiles, parce-que:  
i) les sédiments des carottes sont composés de sédiments de silt et d'argile avec des teneurs en eau qui dépassent les 40 % par profondeur et étant donné que la teneur en eau pondérale pour une compaction maximale pour un sédiment argilo-sableux devrait être inférieure à 22%, il est difficile de parler d'un compactage des sédiments dans ce cas là ;

ii) la calibration des datations s'est effectuée par le Cs-137 (datation absolue).

## 1. Datation des archives sédimentaires

### 1.1. Plomb 210 ( $^{210}\text{Pb}$ )

Le Plomb 210 ( $^{210}\text{Pb}$ ) est un isotope radioactif du plomb issu de la chaîne de désintégration de l'uranium 238 ( $^{238}\text{U}$ ). L' $^{238}\text{U}$ , contenu naturellement dans la croûte terrestre, subit la série de désintégration suivante : Uranium 238  $\rightarrow$  Uranium 234  $\rightarrow$  Thorium 230  $\rightarrow$  Radium 226 ( $^{226}\text{Ra}$ )  $\rightarrow$  Radon 222 ( $^{222}\text{Rn}$ ).

Le  $^{222}\text{Rn}$ , ainsi généré, se trouve sous une forme gazeuse inerte. Lorsqu'il est produit à proximité de la surface, le gaz s'échappe dans l'atmosphère où il se transforme rapidement (demi-vie de 3,8 jours) en un radionucléide métallique, le Polonium 218 ( $^{218}\text{Po}$ ) qui se désintègre en quelques minutes en  $^{210}\text{Pb}$  (demi-vie de 22,3 ans). Suite aux retombées atmosphériques d'aérosol, le  $^{210}\text{Pb}$  peut se fixer sur les sédiments car il a une forte affinité particulaire. Ce plomb est dit « non supporté », car sa quantité au sein d'un sédiment diminue avec le temps selon la loi de décroissance radioactive ( $A = A_0 e^{-\lambda t}$  où t correspond au temps écoulé depuis la sédimentation,  $A_0$  est l'activité initiale du dépôt, A l'activité mesurée au temps t et  $\lambda$  la constante de décroissance).

Le principe de la datation via le  $^{210}\text{Pb}$  s'appuie sur l'hypothèse selon laquelle le flux atmosphérique en  $^{210}\text{Pb}$  est constant, ce qui implique que l'activité de l'isotope radioactif à la surface des sédiments reste toujours identique. Cette hypothèse permet, en mesurant l'activité du  $^{210}\text{Pb}$  non supporté à un horizon sédimentaire et en appliquant la loi de décroissance radioactive, de déterminer l'âge des sédiments :

$$A = A_0 e^{-\lambda t} \rightarrow t = -\frac{1}{\lambda} \ln\left(\frac{A}{A_0}\right) \quad (1)$$

Néanmoins, l'activité initiale du  $^{210}\text{Pb}$  n'est pas connue au moment du dépôt. Le calcul du taux de sédimentation grâce à la construction d'une droite de régression entre l'activité et la profondeur, permet de s'affranchir de cette contrainte :

- Equation de la droite de régression :  $A = A_0 e^{-\alpha d}$  (2) où  $\alpha$  est le coefficient de la droite de régression et  $d$  la profondeur.

- Expression du taux de sédimentation  $\tau$  en application des formules (1) et (2) :

$$\tau = \frac{d}{t} D, \text{ où } \tau = \frac{\lambda}{\alpha} = \frac{\ln 2}{T\alpha} \text{ avec } T \text{ correspond au temps de demi-vie exprimé en seconde}$$

Cependant, il faut noter qu'il existe une fraction supportée du  $^{210}\text{Pb}$  qui est issue de la désintégration permanente de  $^{238}\text{U}$  au sein des sédiments. Du fait de l'équilibre séculaire, l'activité du  $^{210}\text{Pb}$  supporté et celle de  $^{226}\text{Ra}$  sont identiques. L'activité du  $^{210}\text{Pb}$  non supporté est donc obtenue par différence entre l'activité du  $^{210}\text{Pb}$  total et celle du  $^{226}\text{Ra}$ .

La méthode de datation par le  $^{210}\text{Pb}$  a été établit pour la première fois en 1963 par Golberg, depuis cette étude plusieurs modèles ont été définis et sont résumés par Appleby and Oldfield, (1992). Le modèle le plus simple suppose un flux de  $^{210}\text{Pb}$  en excès ainsi qu'un taux de sédimentation constant ce qui signifie que la concentration initiale en ( $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ) reste constante sur la période de temps étudiée (Golberg, 1963; Krishnaswami et al., 1971). Bien que le taux de sédimentation ne reste pas constant au cours du temps, Sabatier et al. (2008) a montré qu'il est possible d'utiliser ce modèle CFCS sur les intervalles sédimentaires strictement lagunaires.

Au niveau des deux lagunes, le  $^{210}\text{Pb}$  décroît globalement de façon exponentielle (Figure IV-1 et Figure IV-2). Toutefois, pour les différentes carottes, l'activité maximale n'est pas rencontrée à l'interface eau - sédiment mais juste en dessous. De même, on note une certaine irrégularité de l'activité en  $^{210}\text{Pb}$  dans les cinq premiers centimètres de la carotte CO-2. La carotte CO-1 montre un profil extrêmement régulier avec une légère inflexion entre 7 et 13 cm. Compte tenu de la variation de la composition des sédiments, il n'est pas évident que ce  $^{210}\text{Pb}$ , en équilibre avec le  $^{226}\text{Ra}$ , soit constant sur toute la colonne sédimentaire. Toutefois, ces activités sont faibles et d'éventuelles variations du Pb seront sans grand effet sur la détermination des taux de sédimentation.

Au niveau de la lagune de Oualidia, la datation au  $^{210}\text{Pb}$  a révélé un taux de sédimentation moyen de 0,60 à 0,73 cm/a pour les derniers 110 ans. Ce taux montre des vitesses de sédimentation beaucoup plus importantes (supérieure à 0,90 cm/an) surtout lors de la

fermeture occasionnelle de la deuxième passe ce qui augmente le comblement de la lagune (Zourarah, 2002).

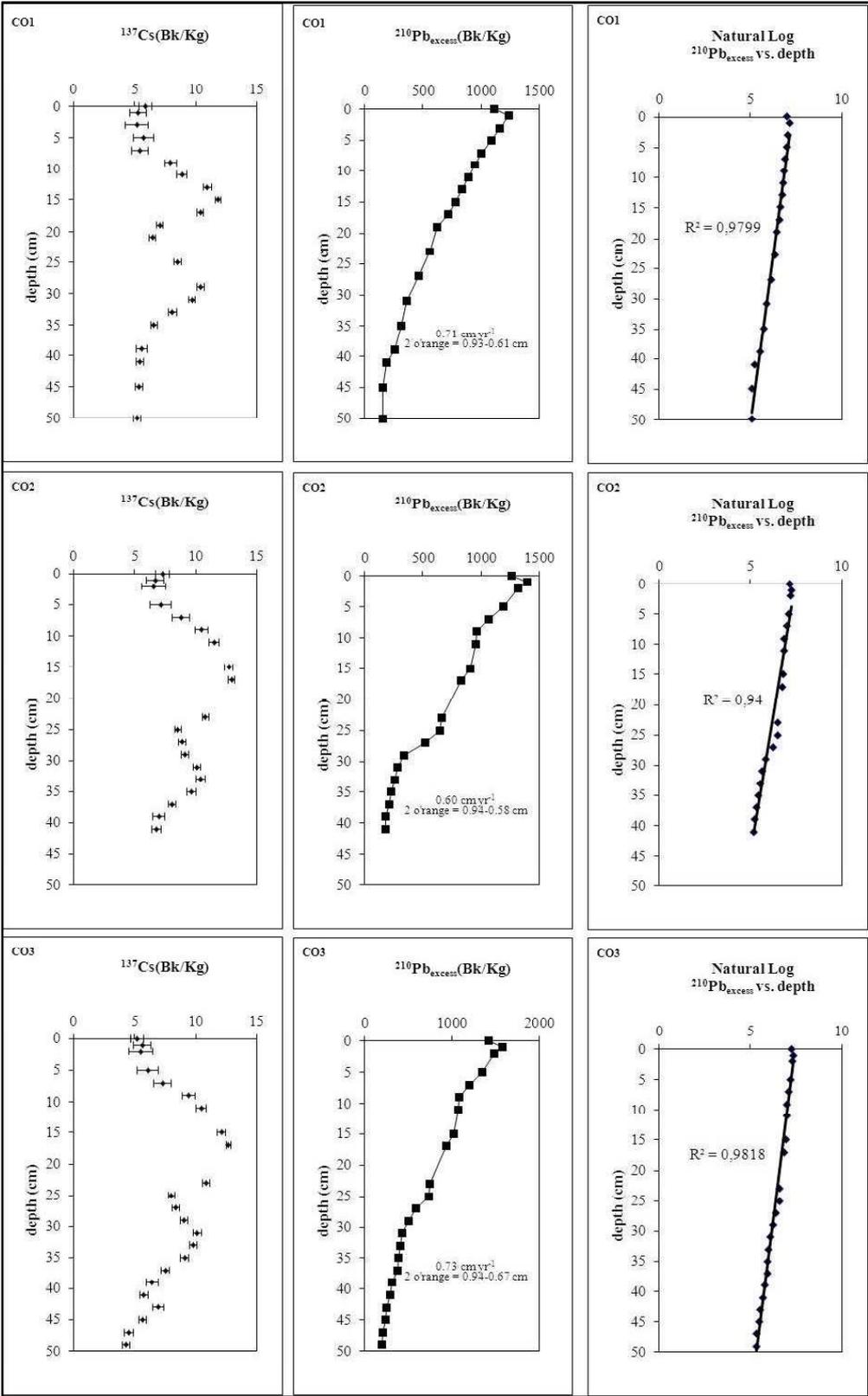


Figure IV-1 : taux de sédimentation dans les trois carottes de la lagune de Oualidia calculé par  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}_{\text{excess}}$  (CO-1, CO-2 et CO-3)

Au niveau de la lagune de Moulay Bouselham, le profil de  $^{210}\text{Pb}$  montre la même tendance que celles observées au niveau de la lagune de Oualidia et donne un taux de sédimentation moyen de 0,66 cm/an.

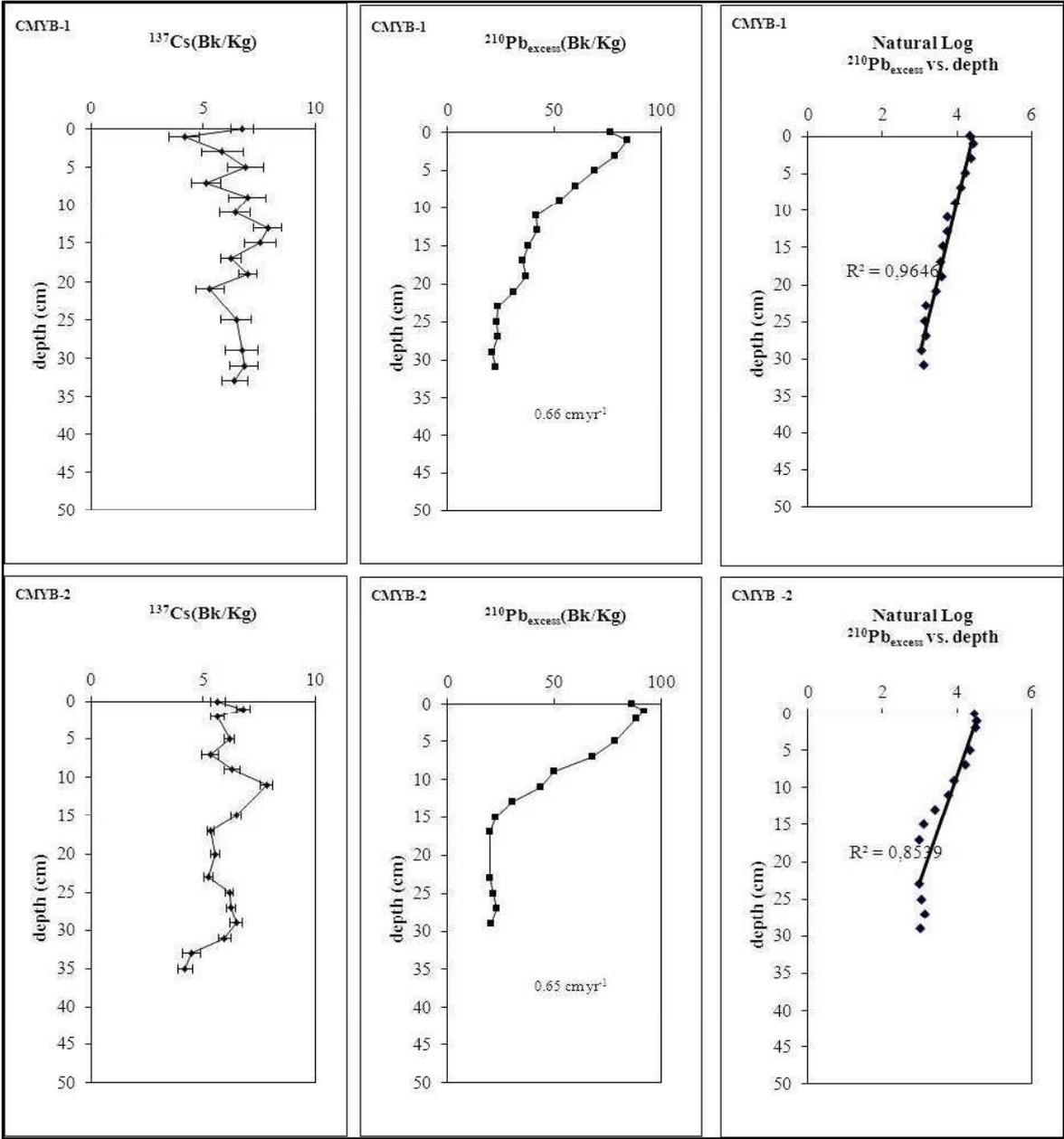


Figure IV-2 : taux de sédimentation dans les trois carottes de la lagune de Moulay Bouselham calculé par  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}_{\text{excess}}$  (CMYB-1 and CMYB-2)

## 1.2. Césium 137 ( $^{137}\text{Cs}$ )

Le  $^{137}\text{Cs}$  est un élément radioactif d'origine exclusivement anthropique dont les sources principales sont les armes nucléaires et les centrales nucléaires lors de dysfonctionnement. Les émissions atmosphériques de césium sont bien documentées. La méthode de datation basée sur le  $^{137}\text{Cs}$  (Robbins and Edgington, 1975) suppose que la profondeur présentant l'activité maximum en  $^{137}\text{Cs}$  dans le sédiment correspond à la date de 1958, pic de production atmosphérique du  $^{137}\text{Cs}$  dans la région étudiée. Au cours des cinquante dernières années, un pic de césium a fait suite aux essais nucléaires des années 70 avec un maximum d'émission en 1972 et un autre en 1986 après l'accident de la centrale de Tchernobyl (26 avril 1986). Malgré la haute mobilité de ce radioélément dans les eaux interstitielles des sédiments marins (Charmasson et al., 1998 ; Radakovitch et al., 1999 ; Alvarez-Iglesias et al., 2007), il est possible d'obtenir un taux de sédimentation fiable (Sabatier et al., 2008). La datation au  $^{137}\text{Cs}$  s'appuie donc sur la mise en évidence des horizons sédimentaires présentant des teneurs maximales en césium. Cette technique contribue au calage de la datation au plomb 210.

Les deux carottes, prélevées au niveau de la lagune de Moulay Bouselham, montrent deux pics significatifs au niveau de 11-13 cm et de 29-31 cm de profondeur (Figures IV-2). Le second est attribué aux tests nucléaires des années 1960 et donne une date de 1962. Le premier pic donne la date de 1986 (accident de Chernobyl). La détection des  $^{137}\text{Cs}$  dans les sédiments de surface des carottes reflète un dépôt par bioturbation. Cette vitesse de sédimentation est de 0.6cm/a, ce qui est en accord avec les données obtenues par le  $^{210}\text{Pb}$ .

Au niveau de la lagune de Moulay Bouselham, les pics de  $^{137}\text{Cs}$  qui correspondent à l'accident de Tchernobyl et au maximum des retombées des essais nucléaires se trouvent à 10 et 15 cm, respectivement. Le tassement du sol a donc eu lieu au niveau des strates situées en-dessous de 15 cm. Après 1962, le dernier repère historique dont on dispose au niveau du profil de  $^{137}\text{Cs}$  correspond au début des retombées au Maroc, en 1954, qui n'apparaît pas sur le profil actuel car les mesures n'ont été réalisées que tous les 5 cm.

En outre, une comparaison du taux enregistré aux deux lagunes marocaines avec différents taux de sédimentation des lagunes dans le monde (compilation issue d'une recherche sur la littérature existant sur ce sujet) est montrée sur la Tableau IV.1. Le taux de sédimentation des deux lagunes marocaines est légèrement supérieur à la moyenne des autres lagunes. Des taux similaires ont été enregistrés dans des grandes lagunes des régions méditerranéennes, tropicales et arides (Figure IV-3 & Tableau IV-1).

*Tableau IV-1 : Taux de sédimentation (cm a<sup>-1</sup>) dans des zones côtières.*

<b>Site</b>	<b>Type</b>	<b>Taux de sédimentation (cm/an)</b>	<b>Références</b>
<b>Mer d'Oman</b>	Plateforme continentale	0.05–0.66	Somayajulu et al. (1999)
<b>Aigues Mortes Gulf lagoons (France)</b>	Lagune	0.30-0.44	Sabatier and Dezileau (in press)
<b>Burullus lagoon (Egypt)</b>	Lagune	0.42-0.56	Zhuang et al. (2008)
<b>China Sea continental shelf</b>	Plateforme continentale	0.17–0.68	Lin et al. (2000)
<b>St. Lawrence Estuary (Canada)</b>	Estuaire	0.70	Smith and Schafer (1999)
<b>Ghar El Melh lagoon (Tunisia)</b>	Lagune	0.37-2.44	Flower et al. (2009)
<b>Loukous estuary (Morocco)</b>	Estuaire	0.27-0.37	Kalloul et al. (2012)
<b>Manzala lagoon (Egypt)</b>	Lagune	1.2	Benninger et al. (1998)
<b>Mexico Gulf</b>	Plateforme continentale	0.04–0.44	Yeager et al. (2004)
<b>Moreton Bay, Qld (Australia)</b>	Baie	0.62-1.2	Hancock (2001)
<b>Nador lagoon (Morocco)</b>	Lagune	0.12-1.00	Flower et al. (2009)
<b>Oualidia lagoon (Morocco)</b>	Lagune	0.6–1.00	Zourarah et al., 2007
<b>Moulay Bouselham</b>	Lagune	0,6 – 0,70	Mhammdi et al. (2010)
<b>Sagami Bay (Japan)</b>	Baie	0.25–0.60	Kato et al. (2003)
<b>Rodrigo De Freitas lagoon (Brazil)</b>	Lagune	0.75	Loureiro et al. (2009)
<b>Thau lagoon (France)</b>	Lagune	0.15-0.25	Schmidt et al. (2007)

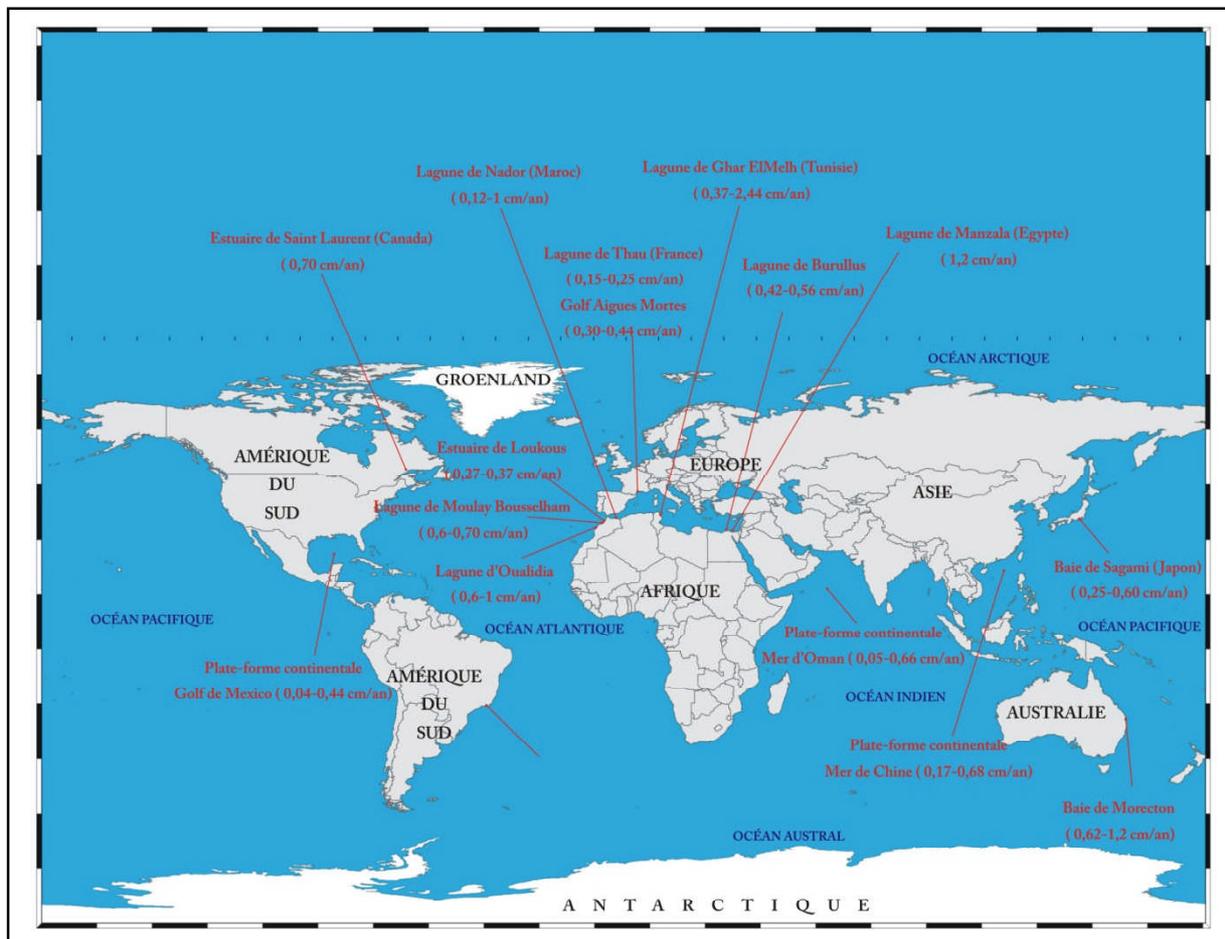


Figure IV-3 : Taux de sédimentation dans des zones côtières

## 2. Etude sédimentologique

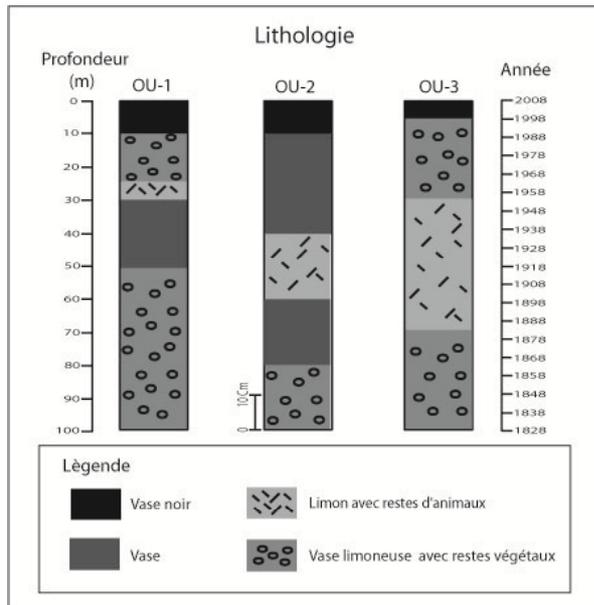
### 2.1. La lagune d'Oualidia

Les trois carottes prélevées au niveau de la lagune d'Oualidia (OU-1, OU-2 et OU-3) présentent une structure presque « identique » (Figure IV-4). Une granulométrie uniforme de type silt, correspondant à des particules de taille inférieure à  $63 \mu\text{m}$ , les caractérise. De plus, trois zones peuvent être mises en évidence sur chacun des prélèvements :

- La partie sommitale est définie par une couleur noirâtre, caractéristique de la présence de la matière organique partiellement dégradée, et par une texture à tendance visqueuse du fait de la forte teneur en eau de cette zone. Elle présente une épaisseur qui varie entre 5 et 10 cm selon la carotte.
- La zone intermédiaire se distingue de la précédente par une couleur brune : sédiment argileux. L'épaisseur de cette couche est importante dans la carotte OU-2 (30 cm) et disparaît dans les deux autres carottes. Cette couche est remplacée dans les carottes OU-1 et OU-3 par un faciès silto-argileux, l'épaisseur est de, respectivement, 10 et 20 cm.

- Le troisième faciès est un faciès plus grossier : du silt ; l'épaisseur varie entre 5 et 20 cm selon les carottes marquant une période agitée au niveau de la lagune.

- La partie basale d'une couleur brune et d'une texture très compacte se caractérise par une épaisseur importante (supérieure à 25 cm) et par une structure présentant de nombreuses lamines qui se distinguent par leur nature organique ou par leur couleur grise claire.



**Figure IV-4 : Faciès sédimentaires des carottes acquises au niveau de la lagune d'Oualidia**

Un élément essentiel est la présence d'une lamine de couleur grise claire sur la carotte OU-1. Cette couche se situe à une profondeur voisine de 30-50 cm. Elle constitue le niveau de la tourbière.

## 2.2. La lagune de Moulay Bouselham

Toutes les carottes de sédiment étaient constituées d'argile limoneuse grise avec des particules inférieures à 63  $\mu\text{m}$  jusqu'à une profondeur de 40 cm. Le sédiment obtenu en deçà de cette profondeur était un mélange de sable fin et d'argile. Le sédiment obtenu sous la profondeur de 100 cm était constitué d'argile fine et ferme.

### Description de La carotte CMYB-1

Cette carotte est prélevée au niveau de Merja Kehla. Les résultats ont permis l'identification de quatre unités :

Niveau 1 de 0 à 40cm : on note la présence d'une vase plastique grise riche en racine végétale (pédoncule de plantes), sa teneur en eau est entre 79 et 95% d'où provient sa fluidité.

Le pourcentage de la fraction silteuse grossière avoisine 10 %, le reste étant constitué des silts très fins (68%) et des argiles (22%) ; cette unité est classée d'après Folk et Ward dans la classe des silts très fin. Le carbone organique particulaire présente des valeurs très élevées au sommet 3,73 % et décroît avec la profondeur à 2,46 %. Selon Mhammdi Alaoui et al. (2010), ce niveau montre l'existence d'hématite qui indique l'oxydation du fer dans les dix premiers centimètres et dans le reste de l'unité, on a aussi trouvé la présence d'ostracodes entiers et quelques débris de coquilles. Le taux de carbonates est très faible, varie entre 2 et 9% dans les premiers 40 centimètres et croît jusqu'à 20% au-delà de cette profondeur ; cette augmentation est due à la présence de quelques débris de coquilles.

Niveau 2 de 40 à 60 cm : ce niveau renferme uniquement des sables-silteux gris moyen et coquillé. Le pourcentage du carbone organique particulaire décroît, dans les environs de 0,93 à 1,13%. Ce niveau est composé de sables fins (45%), des silts grossiers (30 %), des silts moyens (20%) et des argiles (5%).

Niveau 3 de 60 à 80 cm : La majorité de ce niveau est composé d'une vase grise, peu sableuse, intercalé par deux niveaux centimétriques bioclastiques formés par des sables très fins, des débris de coquilles et aussi des coquilles entières au sommet et une zone de transition en dessous de cette unité, de vase bioclastique avec un niveau millimétrique de sable très fin et de débris de coquilles vers la base. Grande phrase La teneur en eau est entre 125% au sommet et 27% à la base du niveau (sédiment plus grossiers). La fraction grossière est faible, variable de 6 à 22% du sédiment brut. La variation des carbonates est comprise entre 16 et 41% d'origine biogénique formée essentiellement de gastéropodes, de lamellibranches, d'ostracodes et des foraminifères.

Niveau 4 de 100 à 130 cm : Cette unité est constituée d'une vase brunâtre, plastique très riche en bioclaste avec une teneur d'eau qui varie entre 56 et 84%. La fraction silteuse grossière comprise entre 57 et 100% est composée principalement de débris coquillers. On note aussi la présence de grains de quartz qui sont très fins et anguleux. La teneur en eau varie entre 56 et 84%. Le pourcentage des carbonates varie du sommet à la base de ce niveau entre 17 et 79%. Le carbone organique particulaire varie entre 1,83 et 2,62 % (niveau riche en bioclaste).

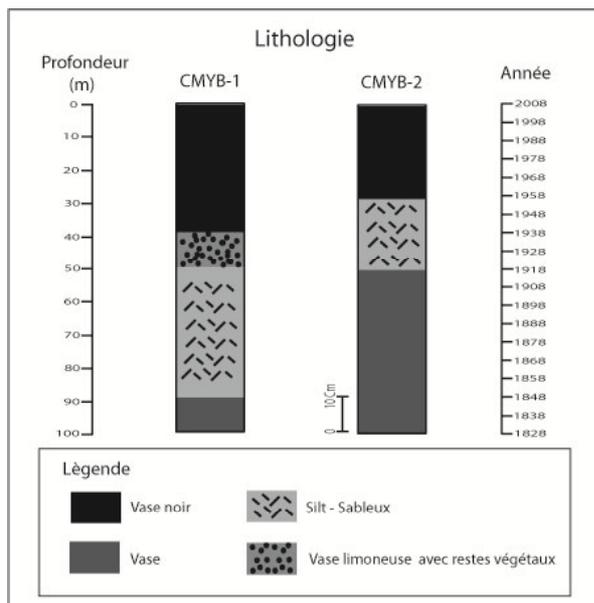
#### Description de La carotte CMYB-2

Le carottage est réalisé dans de Canal Nador. De la base au sommet, on découvre les niveaux suivants :

Niveau 1, de 0 à 30cm : caractérisé par une vase noirâtre dans les premiers 20 centimètres. On y trouve des niveaux de sables qui coupent ce niveau, très pauvre en carbonates, ces derniers ont une double origine : une origine détritique à partir des sols du bassin versant et une origine biogénique à partir des restes d'organismes vivants. La moyenne  $M\sigma$  est généralement comprise entre 6.8 et 5.6  $\mu\text{m}$  pour les 20 premiers centimètres, les 10 autres est comprise entre 63 et 103  $\mu\text{m}$ . La teneur en eau varie entre 22 et 36 % et le carbone organique particulaire varie de 3,8 à 4,6 %. Les carbonates varient entre 6 et 25%. Le pH ne montre aucune variation notable et reste toujours subalcalin.

Niveau 2, de 30 à 50 cm : Il s'agit d'une vase-sableuse avec des bioclastes qui renferment des foraminifères, des ostracodes, et des fragments de lamellibranches (Mhammdi Alaoui et al., 2010). La fraction fine varie entre 13 et 35% du poids total de l'échantillon. La fraction grossière comprise entre 64 et 86%. La teneur en eau varie entre 17 et 30%. Les carbonates varient entre 14 et 22%. La matière organique est faible, varie entre 1, 26 et 2,84%.

Niveau 3, de 50 à 100 cm : Cette unité définit une vase sableuse riche en débris coquillier, avec une moyenne granulométrique de 24  $\mu\text{m}$  et 34  $\mu\text{m}$ . Les carbonates avoisinent les 36% et diminue avec la profondeur. C'est un niveau très riche en carbone organique particulaire et varie entre 3,83 et 4%. Le pH est de type subalcalin (>7). Les carbonates varient dans ces niveaux entre 23,4 et 43,8%.



**Figure IV-5 : Faciès sédimentaires dans les carottes au niveau de la lagune de Moulay Bouselham**

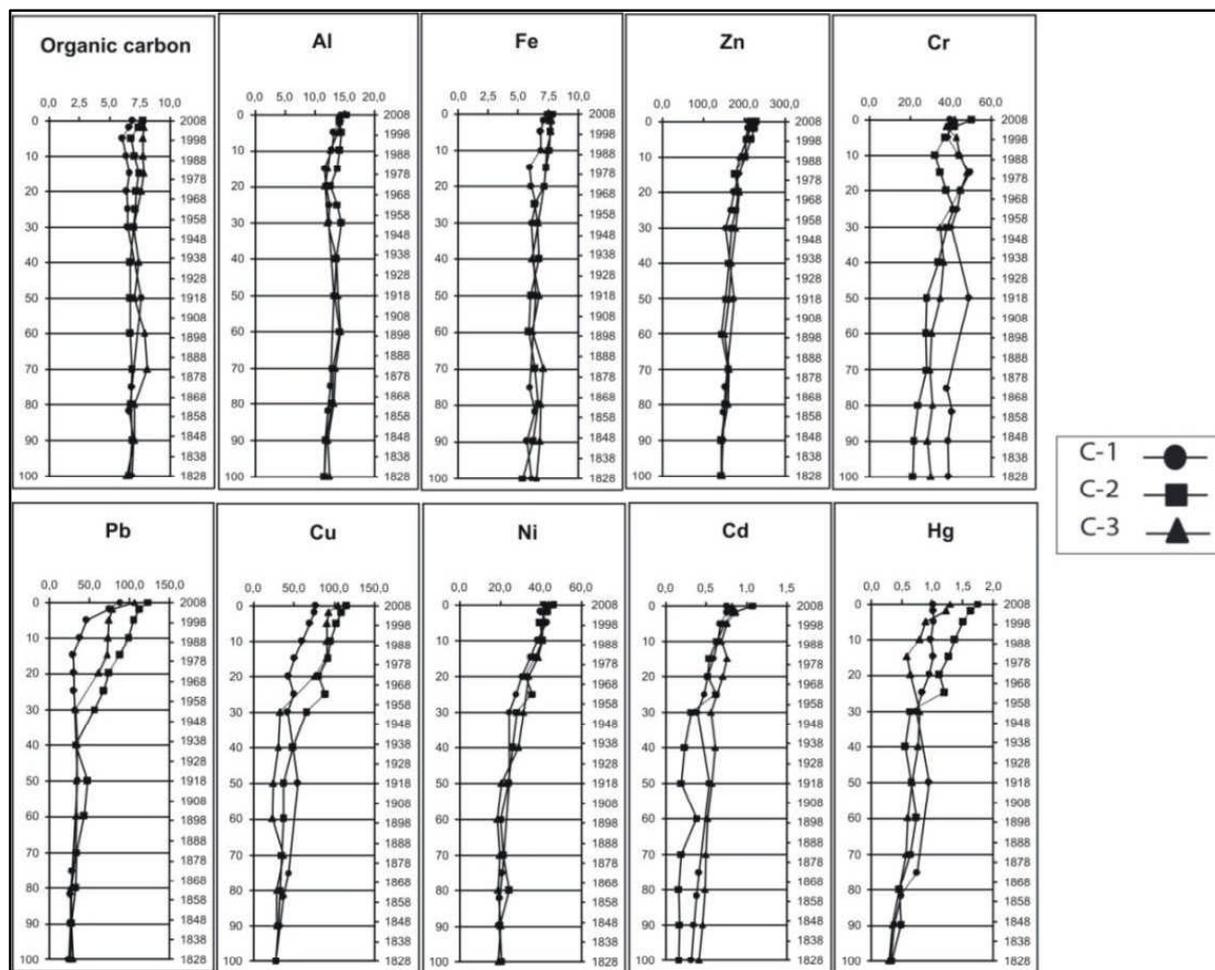
### 3. Évolution temporelle des éléments métalliques

L'analyse des profils verticaux (figure IV-6) permettra de déterminer pour un sédiment, les teneurs naturelles et de connaître par différence, les quantités de métaux provenant de l'activité humaine. Les profils verticaux des concentrations renseignent sur l'évolution de la pollution au cours du temps, évolution allant vers une amélioration ou une dégradation du sédiment.

Afin de tenir compte des variations du bruit de fond, la contribution anthropique  $\{i_x^A\}$  d'un élément "i" à la profondeur x peut être estimée de la façon suivante (Norton et Kahl, 1991):

$$i_x^a = i_x - i_b \times \frac{Al_x}{Al_b}$$

Où  $i_x$  et  $Al_x$  représentent respectivement les concentrations totales de l'élément "i" et de Al à la profondeur x,  $i_b$  et  $Al_b$  sont les concentrations pré-anthropiques de l'élément "i" et de l'aluminium. Ces valeurs sont considérées comme étant les moyennes des concentrations des sédiments accumulés avant 1872 (vers 70 cm de profondeur). Dans l'équation, on suppose que l'Al provient principalement de l'érosion du bassin versant et que, la contribution géologique de l'élément "i" à chaque profondeur demeure proportionnelle à celle de Al.



*Figure IV-6 : Répartition verticale du carbone organique particulaire et des métaux lourds dans les carottes de la lagune de Oualidia (CO-1, CO-2 et CO-3)*

### 3.1. La lagune d'Oualidia

Sur la figure (IV-6), l'évolution verticale montre une petite augmentation des teneurs en matière organique de la base au sommet des carottes (surtout entre 0 et 5 cm de profondeur). Cette évolution semble être liée à deux facteurs :

- La granulométrie des sédiments, la matière organique montre des affinités avec la fraction fine argilo-silteuse ;
- la diagenèse précoce, dans un certain nombre d'écosystèmes similaires, Etang de Canet Saint-Nazaire, (Gadel, 1974) ; et la Garet Ichkeul (Oukkad, 1982), des diminutions vers la base de la carotte en carbone organique total est observée et elle semble être liée probablement aux phénomènes de diagenèse précoce qui entraînent la baisse de la matière organique avec l'enfouissement.

Les profils verticaux des éléments : Al, Fe et Zn ne montrent aucune variation significative entre le fond et le sommet de la carotte. Ces rapports d'éléments essentiellement détritiques peuvent être considérés comme peu variables et bons indicateurs de la provenance des particules sédimentaires (La Flèche et Camiré, 1996).

On constate une similitude marquée entre la forme des profils de Pb, Cu, Ni et Hg (Figure IV-6). Les profils de ces quatre éléments montrent des concentrations pré-anthropiques relativement constantes. On note par la suite, une augmentation rapide et marquée des abondances en tous ces éléments à partir de 20 cm de profondeur pour atteindre des valeurs maximales à environ 5 cm de profondeur. Contrairement aux autres éléments métalliques, les concentrations maximales de Cd sont observées à partir de 50 cm de profondeur (date de début des premières exploitations des roches phosphatés dans le bassin versant de la lagune). Le chrome montre une évolution variable avec des teneurs maximales enregistrées à 50 cm et à 15 cm de profondeur.

Les profils de Pb, Cu, Ni, Cd, Cr et Hg suggèrent une contribution anthropique de ces éléments qui aurait commencé vers 1920 (autour de 50-20 cm). Les profils verticaux du cuivre, du nickel et du plomb se scindent en trois parties : une zone entre 30 et 100 cm de profondeur, où les concentrations en métaux lourds sont faibles (teneurs naturelles), une zone entre 5 et 30 cm de profondeur, où les concentrations en métaux lourds ont augmenté très rapidement pour atteindre leur maximum, et une zone entre 0 et 5 cm de profondeur, où les concentrations en métaux lourds augmentent modérément pour le plomb, plus rapidement pour le cuivre. L'utilisation de produits traitants, surtout à base de cuivre, dans l'activité agricole du bassin versant a évolué depuis une cinquantaine d'années, pouvant ainsi expliquer l'évolution des profils verticaux observés dans la carotte.

Les profils verticaux des teneurs en cadmium et en chrome sont particuliers. Si de fortes concentrations ont été mesurées aux environs de 50 cm de profondeur, ces teneurs ne cessent d'augmenter à mesure que l'on s'approche de la surface, témoignant ainsi d'un important apport en cadmium et en chrome dans la lagune d'Oualidia. La forte similitude entre les profils verticaux de ces deux éléments est certainement due au fait que le cadmium est généralement associé au chrome dans les phosphates naturels marocains (Van Kauwenbergh, 1997).

Le dosage du carbone organique dans la carotte étudiée, donne un profil régulier bien qu'assez homogène. Au niveau de la lagune d'Oualidia, les fortes teneurs en cadmium,

cuivre, plomb et zinc ne sont pas dues à de fortes concentrations en matière organique mais bien à des apports provenant de l'activité humaine.

Les distributions verticales de facteur d'enrichissement des métaux lourds sont présentées sur la figure IV-7. L'évolution temporelle de ces éléments est caractérisée par une forte variabilité.

La concentration du premier groupe constitue de Ni ; Zn et Cr est proche de fond géochimique local, par contre le deuxième groupe définie par le Pd ; Cu ; Cd et Hg a connu une augmentation importante dès une profondeur de 30 cm dans la colonne de sédiments par rapport au fond géochimique local, qui pourrait représenter l'enrichissement des métaux lourds dans cette période. La comparaison de ces résultats avec les résultats de l'évolution de l'utilisation des terres montre que la période 1954-1988 a été caractérisée par une augmentation de la tache agricole et une augmentation de la tache urbaine qui s'accélère dès les années 90 avec l'installation des activités touristiques et aquacoles.

L'étude des répartitions verticales du facteur d'enrichissement (figure IV-7) a permis de différencier ces quatre métaux lourds : Cd, Cu, Pb et Zn de par leur dynamique particulière et différente des autres éléments. Leurs fortes concentrations dans les sédiments dans le centre de la lagune, les différences observées entre les teneurs mesurées au fond et au sommet de la carotte, tendraient à prouver que dans cette région de la lagune où les activités agricoles sont développées, il existe un apport allochtone non négligeable en éléments métalliques.

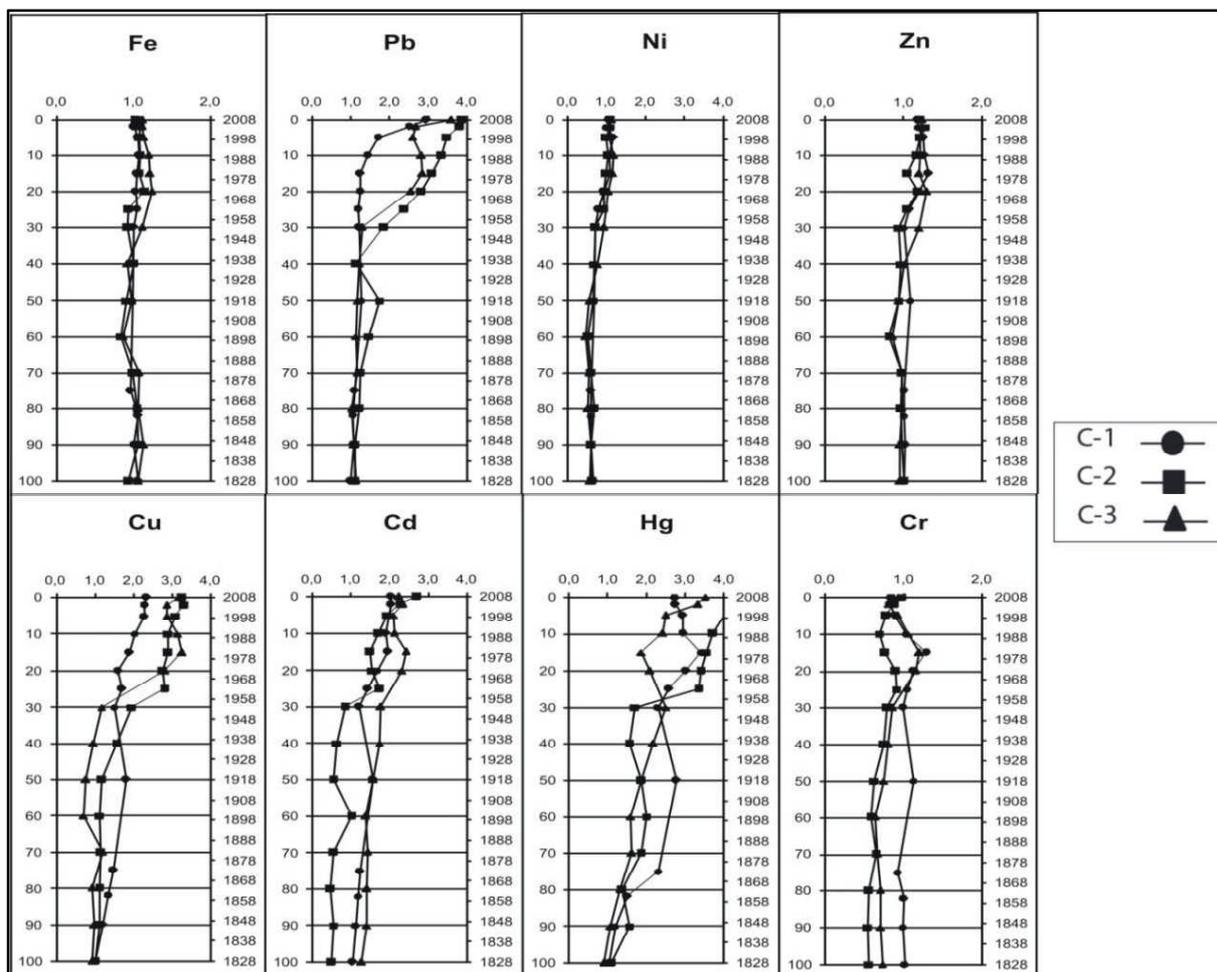


Figure IV-7 : Evolution vertical du FE dans les sédiments de la lagune de Oualidia

### 3.2. La lagune de Moulay Bouselham

Au niveau de la lagune de Moulay Bouselham, les carottes ont été prélevées dans les deux sites: Canal Nador et Oued Drader. Ils fournissent un enregistrement de l'ensemble des rejets dans la lagune (urbains, agricoles, industriels). Les archives sédimentaires prélevées au niveau de ces sites montrent les fortes contaminations des années 1970. Les facteurs d'enrichissement en cadmium (Cd) sont élevés, du fait de l'utilisation de cadmium dans les traitements de surface. Bien que chaque élément ait sa propre dynamique, portée par les usages, tous les métaux suivent la même tendance vers une croissance qui suit le développement humain dans la lagune.

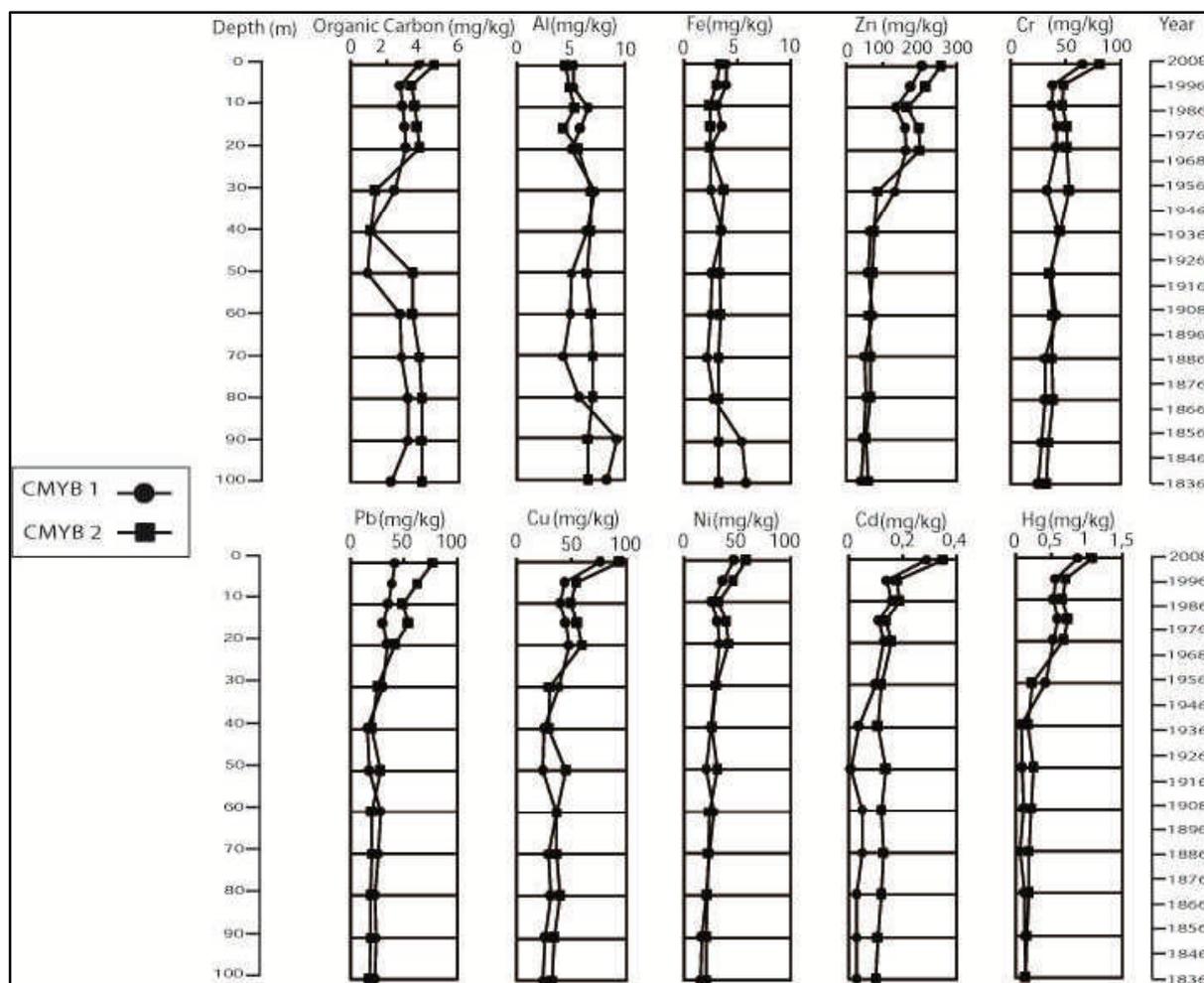
L'analyse des profils verticaux (Figure IV-8) permettra de déterminer, pour un sédiment, les teneurs naturelles (bruit de fond géochimique) à la base de la carotte et de connaître par différence, les quantités de métaux provenant de l'activité humaine, au sommet de la carotte. Les analyses des carottes mettent en évidence deux unités :

- L'unité inférieure : caractérisée par une mise en place d'une vase sableuse bioclastique. Les éléments majeurs montrent des faibles teneurs et une constance temporelle en Al, Fe. Les éléments traces présentent des faibles teneurs en Pb, Zn, Cu, Cr et Ni, souvent inférieures aux teneurs naturelles.

- L'unité supérieure : la vase qui compose cette unité est faiblement compactée, elle est riche en bioclastes et débris végétaux. Les teneurs en éléments majeurs (Al et Fe) sont maximales. Les éléments traces montrent une forte augmentation des teneurs en Cu, Pb, Zn et Ni.

L'enrichissement des teneurs en métaux lourds vers le sommet de la carotte est dû à la texture des faciès qui devient de plus en plus fine vers le sommet et à l'augmentation des teneurs en carbone organique (Maanan et al., 2004 ; Zourarah et al., 2007). Il faut aussi signaler que l'élévation des teneurs en éléments traces est probablement due à des activités anthropiques récentes à savoir : (i) le développement d'une route secondaire contournant la lagune; (ii) l'extension de l'agriculture intensive moderne, utilisant la machinerie lourde et (iii) l'accroissement du nombre de bateaux motorisés de pêches (Cheggour et al., 2001).

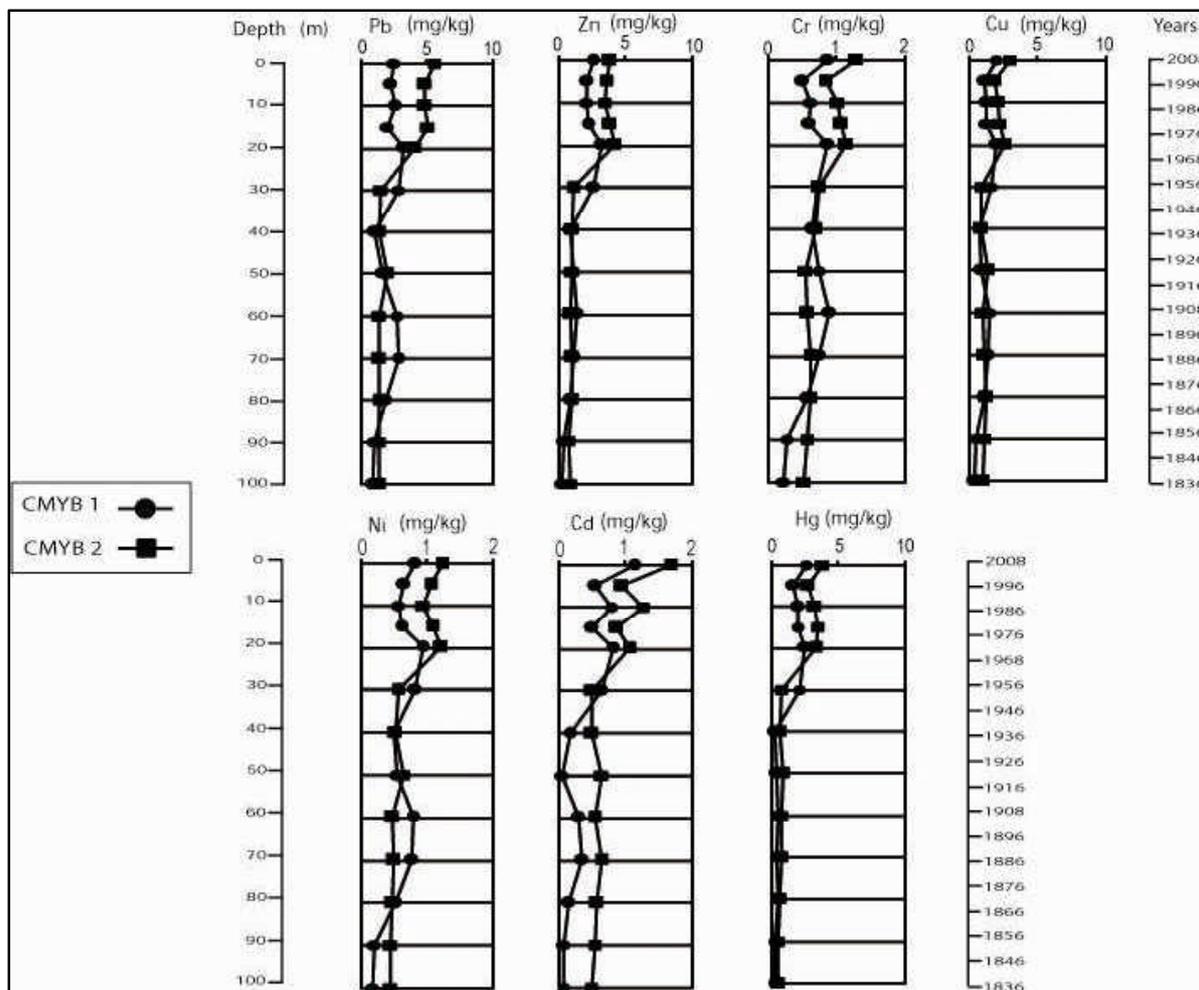
Ce changement refléterait l'établissement et le développement de petits villages ainsi que de l'agriculture dans le proche bassin versant de la lagune de Moulay Bouselham. La route côtière qui passe près de la lagune de Moulay Bouselham contribue au dépôt des métaux lourds (Pb et Zn) dans les sédiments par les retombés atmosphériques. Bertine et Schug (1979) ont parallèlement attribué les niveaux de Zn dans deux lagunes californiennes à deux routes principales qui croisent les sites. Grenn-Ruiz et al., (2000) ont montré que l'augmentation des niveaux de métaux lourds notamment dans des systèmes côtiers est liée à l'agriculture intensive sous l'influence de l'urbanisation.



*Figure IV-8 : Répartition verticale de carbone organique particulaire et des lourds dans les carottes de la lagune de Moulay Boussselham (CMYB-1 et CMYB-2)*

Les résultats sont présentés ici sous la forme de facteurs d'enrichissement, qui représentent l'enrichissement par rapport aux teneurs naturelles. Le calcul des facteurs d'enrichissement nécessite de faire référence à une teneur définie pour le bruit de fond géochimique (cf. chapitre 2).

L'enrichissement en métaux y est relativement faible et on observe la tendance globale de croissance des enrichissements depuis 1956 (Figure IV-9). Les trois métaux les plus enrichis sont le plomb, le zinc et le cuivre, qui pourrait provenir de l'utilisation des pesticides à base de sulfate de cuivre. Les facteurs d'enrichissement dépassent 3, ce qui signifie une contamination modérée des sédiments lagunaires à partir de cette période.



*Figure IV-9 : Profils verticaux des facteurs d'enrichissement des métaux lourds dans les carottes de la lagune de Moulay Bouselham (CMYB-1 and CMYB-2)*

## **Conclusion**

Les taux de sédimentation sont assez stables au niveau de la lagune de Moulay Bouselham et varient au niveau de la lagune d'Oualidia ce qui reflète le rôle des ouvertures et des fermetures de la passe secondaire dans le comblement lagunaire.

L'ensemble des profils de métaux traces montrent que les deux lagunes ont reçu des quantités importantes de Pb, Zn et Cu depuis 1950 et que la distribution de ces métaux, dans la colonne sédimentaire, n'est pas corrélée à la présence de la matière organique ce qui signifie l'origine anthropique de la majorité de ces éléments.

Les sédiments intra-lagunaires des deux lagunes marocaines ont un degré de contamination modéré à non pollué et ils semblent être beaucoup moins affectés en micropolluants métalliques que d'autres lagunes en Méditerranée (Labonne et al., 1998), la lagune de Venise en Italie (Donnazzolo 1981 ; Sfriso, 1995 ; Caliceti et al., 2002 ; Bellucci et al., 2002), et d'autres écosystèmes similaires comme l'Etang de Thau en France (Pena et Pico, 1991 ; Monna et al., 1996), Baie de Fort-de-France (Pujos et al., 1999) qui sont plus fortement urbanisés et industrialisés.

La comparaison des ces résultats avec des écosystèmes côtiers marocains, tel que l'estuaire de l'Oum Er Rbia (Cheggour et al., 2000 ; Zourarah, 2002), la lagune de Sidi Moussa (Maanan et al., 2004) sur la côte atlantique marocaine et la lagune de Nador sur la Côte méditerranéenne marocain (Inani, 1995 ; Mahjoubi, 2001) montre que les teneurs en éléments métalliques enregistrées au niveau de ces deux lagunes, restent plus faible que celle enregistrées dans les autres écosystèmes côtiers.

Si l'état de contamination de l'ensemble des sédiments des deux lagunes n'est pas alarmant, ces écosystèmes méritent, en tant que zone critique, une étude plus approfondie sur les prévisions futures. Ces deux lagunes représenteraient de futurs pôles touristiques et industriels et seront soumises à des apports provenant d'activités humaines.

# CONCLUSION

---

## CONCLUSION

Cette étude a eu pour objectifs de caractériser la distribution des métaux lourds dans les différents compartiments des systèmes lagunaires de Oualidia et de Moulay Bouselham, d'étudier l'historique et l'intensité de la pollution d'origine anthropique et d'en évaluer la dispersion potentielle. Pour cela, nous avons : (i) déterminé les processus géochimiques et sédimentologiques qui contrôlent les teneurs en métaux lourds ; (ii) évalué l'évolution historique de la contamination ; et (iii) prédit l'évolution des contaminations dans le temps et dans l'espace.

Du fait de ces objectifs ambitieux et de la complexité des milieux étudiés, une série d'approches très variées ont été mises en œuvre pour essayer de les atteindre. Ces approches méthodologiques couplées ont pour origine différentes disciplines : géomatique, sédimentologie, géochimie et hydrologie). Elles se sont avérées utiles pour donner une image la plus complète possible de la contamination dans les écosystèmes. Il est évident que d'autres approches méthodologiques auraient été possibles et intéressantes à appliquer, notamment l'isotopie du Pb dans le cas des carottes sédimentaires (pour n'en citer qu'une), mais la démarche adoptée a été, d'utiliser certains outils de travail d'une façon approfondie plutôt, que d'en utiliser un grand nombre de façon superficielle.

Pendant toute cette démarche, le SIG s'est montré comme un outil pertinent pour comprendre l'évolution de la tache urbaine et agricole en termes de fonctionnement et de structuration. Grâce aux outils de l'analyse spatiale développés, la variable temps peut être prise en compte dans l'analyse du paysage. Mais cette démarche demande à être développée. L'outil et les traitements associés sont relativement longs et délicats à mettre en œuvre si on veut avoir une précision (temporelle et spatiale) convenable pour comprendre la complexité du paysage. Aussi, l'étude réalisée, dans certains de ces aspects, ne peut être menée aujourd'hui que sur de petits sites.

On sait que l'activité agricole a été (et est toujours localement) indispensable pour le développement humain et économique des sociétés riveraines, mais on sait plus récemment que cette activité a aussi (pendant ou après) des conséquences sur l'environnement qui peuvent devenir un problème pour le développement humain et économique de la société vivante dans cet environnement. Le cas qui a attiré notre attention au cours de cette thèse est un bel exemple de cet état de fait. L'activité agricole a été le moteur économique des régions lagunaires marocaines, mais son passif, et notamment celui des deux lagunes évoquées dans cette thèse, est à présent un problème sérieux pour le développement humain et économique.

Cette étude a souligné que l'impact principal de la contamination concernait le biotope, ressource essentielle pour le développement humain. Il est urgent de procéder à une remédiations de la pollution dans les secteurs concernés. En outre, cette étude souligne que l'environnement à l'état « naturel » présentait des mécanismes qui permettaient de capturer les métaux lourds et de les rendre moins disponibles qu'actuellement.

Enfin, cette étude offre des perspectives très encourageantes pour des travaux plus orientés vers le développement de systèmes automatisés de gestion intégrée et d'outils pour mieux évaluer les impacts des changements de l'occupation du sol sur la qualité de l'eau d'un bassin versant (Rousseau et al., 2000). Cette analyse donnera aux gestionnaires du bassin versant une idée du comportement de l'utilisation du sol et des pressions anthropiques sur la qualité de l'eau. Elle permettra d'établir, d'archiver et de mettre à jour une base de données numérique diachronique.

Les principales conclusions de cette thèse sont :

### **1. Etat actuel des milieux lagunaires**

Les sédiments de surface des deux lagunes présentent un début d'enrichissement en métaux lourds, mis en évidence par le calcul du facteur d'enrichissement (FE) qui est une normalisation des teneurs en métaux lourds dans nos échantillons par rapport à celles de bruit de fond géochimique local.

Les répartitions spatiales des métaux traces dans les lagunes de Oualidia et de Moulay Bouselham, sont étroitement liées aux paramètres environnementaux tels que la teneur en matière organique, la granulométrie du sédiment et l'existence de courant de fond qui crée au sein de la lagune des zones de piégeage de particules fines et des zones de forte érosion. La répartition spatiale de la pollution métallique globale est appréhendée par l'intermédiaire d'une analyse multiproxies. Elle permet de distinguer une zone bordière pauvre en éléments métalliques, en particules fines, en matière organique et fortement érodée par les courants de fond, ainsi que plusieurs zones, au nord et au centre des lagunes, fortement chargées en micropolluants et en matière organique, correspondant aux zones de piégeage des particules fines.

L'utilisation des différents indicateurs de pollution vient confirmer l'impact de l'agriculture intensive sur la qualité de l'environnement lagunaire. Le degré de pollution des métaux lourds dans les sédiments affectés a été évalué et comparé à travers l'indice de la charge de Pollution (Load Index) de Tomlinson et al. (1980). La répartition spatiale de cet indice dans

les lagunes montre que les deux lagunes présentent un degré de contamination très faible (non contaminée à modérément contaminée) sauf pour les zones proches des activités agricoles (Figure V-1). Ceci s'explique par la différence de fréquence d'irrigation, du volume d'eaux usées apporté à chaque irrigation, du nombre d'années pendant lesquelles le terrain a été irrigué, de la topographie du terrain et des inondations hivernales.

Les bassins agricoles et ruraux typiques présentent des densités allant de 10,2 à 38 hab/km<sup>2</sup>. La contamination y est perceptible sur tous les métaux présentés. Une part est liée aux sources domestiques et des petits rejets dans les villages mais, pour le cadmium, une part importante de cet excès provient de l'érosion des sols agricoles contaminés par les engrais phosphatés riches en cadmium : on peut estimer que, pour une densité moyenne de 25 hab/km<sup>2</sup>, 73% du Cu en excès est d'origine agricole. L'influence agricole est également bien visible pour le cuivre dans les petits bassins drainant les cultures maraîchères (proche de la zone lagunaire) au sud de la ville de Oualidia où les teneurs en Cu montent à 120 mg.kg<sup>-1</sup>, en Pb montent à 42 mg.kg<sup>-1</sup> et en Zn montent à 237 mg.kg<sup>-1</sup>. Mis à part cet élément et ce site il est difficile de distinguer d'autres contaminations spécifiquement agricoles.

L'analyse sédimentologique et géochimique, montrent l'origine naturelle de l'aluminium, du chrome, du fer, du manganèse, et l'origine en grande partie anthropique du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc. Ces éléments constituent les principaux contaminants des sédiments. Si les concentrations en cuivre et en plomb ont tendance à diminuer depuis quelques années, il n'en est pas de même pour le cadmium, le zinc, le mercure et le nickel.

Les tableaux ci-dessous représentent les principaux résultats sédimentologiques, géochimiques, isotopiques et environnementale dans les lagunes d'Oualidia et de Moulay Bouselham.

CARACTERISTIQUE PHYSIQUE DES SEDIMENTS	<b>Granulométrie (en %)</b>			<b>PH</b>  8,2	<b>Carbone organique (en %)</b>  6,14 % - 15,23 % <i>Teneur élevée en Amont et devant les Activités Ostréicoles</i>					
	> 63 µm Sable  30 % Domine la partie Aval	2 - 63 µm Silt  20 % Domine la partie Médian	< 63 µm Argile  50 % Domine la partie Amont							
CARACTERISTIQUE CHIMIQUE DES SEDIMENTS	<b>Éléments mineurs et traces (mg/kg)</b>									
	Éléments métalliques * Ecartype	<b>Al</b>	<b>Fe</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Cu</b>	<b>Cr</b>	<b>Cd</b>	<b>Ni</b>	<b>Hg</b>
Moy ± SD*		Moy ± SD	Moy ± SD	Moy ± SD	Moy ± SD	Moy ± SD	Moy ± SD	Moy ± SD	Moy ± SD	Moy ± SD
	11,0 ± 1,3	6,9 ± 0,7	73,6 ± 27,2	229 ± 34,2	58 ± 25,1	64 ± 27,9	0,3 ± 0,2	31,1 ± 13,1	0,9 ± 0,6	
TAUX DE SEDIMENTATION	<b>Pb-210</b>  0,60 – 0,73 cm/an				<b>Cs-137</b>  <i>Deux Pics :</i> 10 – 15 cm : Accident de Tchernobyl (1986) → 0,60 cm/an 25 – 30 cm : Essais nucléaire (1962)					
	QUALITE DE L'ENVIRONNEMENT	<b>Fond Géochimique local des éléments métalliques</b> <i>(Calculé à la base des carottes ; 1m date depuis 1828)</i>	<b>Al</b>	<b>Fe</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Cu</b>	<b>Cr</b>	<b>Cd</b>	<b>Ni</b>
		11,6	5,3	24	142,3	26,6	38,4	0,15	20,6	0,3
<b>Norme de Mac Donald (TEC&amp;PEC)</b>						<b>Teneur Moyenne (mg/kg)</b>				
• < TEC : Etat Naturel				73,6	229,9	58	64	0,3	31,1	0,9
• TEC : Threshold Effect Concentration				<b>TEC</b> 35,8	<b>121</b>	<b>31,6</b>	<b>43,4</b>	<b>0,99</b>	<b>22,7</b>	<b>0,18</b>
• TEC > - < PEC : Pollution			<b>PEC</b> 128	<b>459</b>	<b>149</b>	<b>111</b>	<b>4,98</b>	<b>48,6</b>	<b>1,06</b>	
• PEC : Probable Effect Concentration										
<b>Facteur d'Enrichissement (FE)</b>					<b>Teneur Moyenne (mg/kg)</b>					
• < 1 : Pas Enrichissement			3,2	1,7	2,3	3,2	2,3	2,4	3,3	
• 1 - 3 : Enrichissement Mineur										
• 3 - 5 : Enrichissement Modérée										
• > 5 : Enrichissement Sévère										
<b>Indice de la Charge Polluante (PLI)</b>			<b>Teneur Moyenne des éléments métalliques (mg/kg)</b>							
• < 1,5 : Non Contaminé			2,1							
• 1,5 - 2 : Contamination Faible										
• 2 - 4 : Contamination Modérée										
• > 4 : Contamination élevée										

Tableau V-1 : Tableau synoptique des principaux résultats dans la lagune d'Oualidia

<b>CARACTERISTIQUE PHYSIQUE DES SEDIMENTS</b>	<u>Granulométrie (en %)</u> > 63 µm : Sable (10 %) 2 - 63 µm : Silt (60 %) < 63 µm : Argile (30 %) Domine la partie de la passe / Domine la majorité de dépôt / Domine la partie Amont			<b>PH</b> 7,5	<u>Carbone organique (en %)</u> 1,3 % - 12,8 % <i>Teneur élevée vers Amont et dans Merja Kahla</i>																																			
<b>CARACTERISTIQUE CHIMIQUE DES SEDIMENTS</b>	<u>Éléments mineurs et traces (mg/kg)</u> <table border="1" style="width:100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th></th> <th>Al</th> <th>Fe</th> <th>Pb</th> <th>Zn</th> <th>Cu</th> <th>Cr</th> <th>Cd</th> <th>Ni</th> <th>Hg</th> </tr> <tr> <th>Éléments métalliques</th> <th>Moy ± SD</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td></td> <td>7.1 ± 2.3</td> <td>4.5 ± 1</td> <td>28 ± 12</td> <td>210 ± 110</td> <td>55 ± 60</td> <td>47 ± 33</td> <td>0.2 ± 0.2</td> <td>28 ± 17,1</td> <td>0.2 ± 0.2</td> </tr> </tbody> </table>											Al	Fe	Pb	Zn	Cu	Cr	Cd	Ni	Hg	Éléments métalliques	Moy ± SD		7.1 ± 2.3	4.5 ± 1	28 ± 12	210 ± 110	55 ± 60	47 ± 33	0.2 ± 0.2	28 ± 17,1	0.2 ± 0.2								
	Al	Fe	Pb	Zn	Cu	Cr	Cd	Ni	Hg																															
Éléments métalliques	Moy ± SD	Moy ± SD	Moy ± SD	Moy ± SD	Moy ± SD	Moy ± SD	Moy ± SD	Moy ± SD	Moy ± SD																															
	7.1 ± 2.3	4.5 ± 1	28 ± 12	210 ± 110	55 ± 60	47 ± 33	0.2 ± 0.2	28 ± 17,1	0.2 ± 0.2																															
<b>TAUX DE SEDIMENTATION</b>	<u>Pb-210</u> 0,65 cm/an				<u>Cs-137</u> Deux Pics : 10 – 15 cm : Accident de Tchernobyl (1986) → 0,60 cm/an 25 – 30 cm : Essais nucléaire (1962)																																			
<b>QUALITE DE L'ENVIRONNEMENT</b>	<b>Fond Géochimique local des éléments métalliques</b> <i>(Calculé à la base des carottes ; 1m date depuis 1828)</i> <table border="1" style="width:100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th></th> <th>Al</th> <th>Fe</th> <th>Pb</th> <th>Zn</th> <th>Cu</th> <th>Cr</th> <th>Cd</th> <th>Ni</th> <th>Hg</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td></td> <td>6,58</td> <td>3,18</td> <td>18,52</td> <td>59,34</td> <td>32,79</td> <td>32,74</td> <td>0,1</td> <td>21,36</td> <td>0,15</td> </tr> </tbody> </table>											Al	Fe	Pb	Zn	Cu	Cr	Cd	Ni	Hg		6,58	3,18	18,52	59,34	32,79	32,74	0,1	21,36	0,15										
		Al	Fe	Pb	Zn	Cu	Cr	Cd	Ni	Hg																														
		6,58	3,18	18,52	59,34	32,79	32,74	0,1	21,36	0,15																														
	<b>Norme de Mac Donald (TEC&amp;PEC)</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>&lt; TEC : Etat Naturel</li> <li>TEC : Threshold Effect Concentration</li> <li>TEC &gt; - &lt; PEC : Pollution</li> <li>PEC : Probable Effect Concentration</li> </ul>			<b>Teneur Moyenne (mg/kg)</b> <table border="1" style="width:100%; border-collapse: collapse;"> <tbody> <tr> <td></td> <td>28</td> <td>210</td> <td>55</td> <td>47</td> <td>0,2</td> <td>28</td> <td>0,2</td> </tr> <tr> <td>TEC</td> <td>35.8</td> <td>121</td> <td>31.6</td> <td>43.4</td> <td>0.99</td> <td>22.7</td> <td>0.18</td> </tr> <tr> <td>PEC</td> <td>128.0</td> <td>459.0</td> <td>149.0</td> <td>111.0</td> <td>4.98</td> <td>48,6</td> <td>1.06</td> </tr> </tbody> </table>								28	210	55	47	0,2	28	0,2	TEC	35.8	121	31.6	43.4	0.99	22.7	0.18	PEC	128.0	459.0	149.0	111.0	4.98	48,6	1.06						
	28	210	55	47	0,2	28	0,2																																	
TEC	35.8	121	31.6	43.4	0.99	22.7	0.18																																	
PEC	128.0	459.0	149.0	111.0	4.98	48,6	1.06																																	
<b>Facteur d'Enrichissement (FE)</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>&lt; 1 : Pas Enrichissement</li> <li>1 - 3 : Enrichissement Mineur</li> <li>3 - 5 : Enrichissement Modérée</li> <li>&gt; 5 : Enrichissement Sévère</li> </ul>			<b>Teneur Moyenne (mg/kg)</b> <table border="1" style="width:100%; border-collapse: collapse;"> <tbody> <tr> <td></td> <td>1,5</td> <td>3,6</td> <td>1,6</td> <td>1,3</td> <td>2,2</td> <td>1,3</td> <td>0,9</td> </tr> </tbody> </table>								1,5	3,6	1,6	1,3	2,2	1,3	0,9																							
	1,5	3,6	1,6	1,3	2,2	1,3	0,9																																	
<b>Indice de la Charge Polluante (PLI)</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>&lt; 1,5 : Non Contaminé</li> <li>1,5 - 2 : Contamination Faible</li> <li>2 - 4 : Contamination Modérée</li> <li>&gt; 4 : Contamination élevée</li> </ul>			<b>Teneur Moyenne des éléments métalliques (mg/kg)</b> 2																																					

Tableau V-2 : Tableau synoptique des principaux résultats dans la lagune de Moulay Bouselham

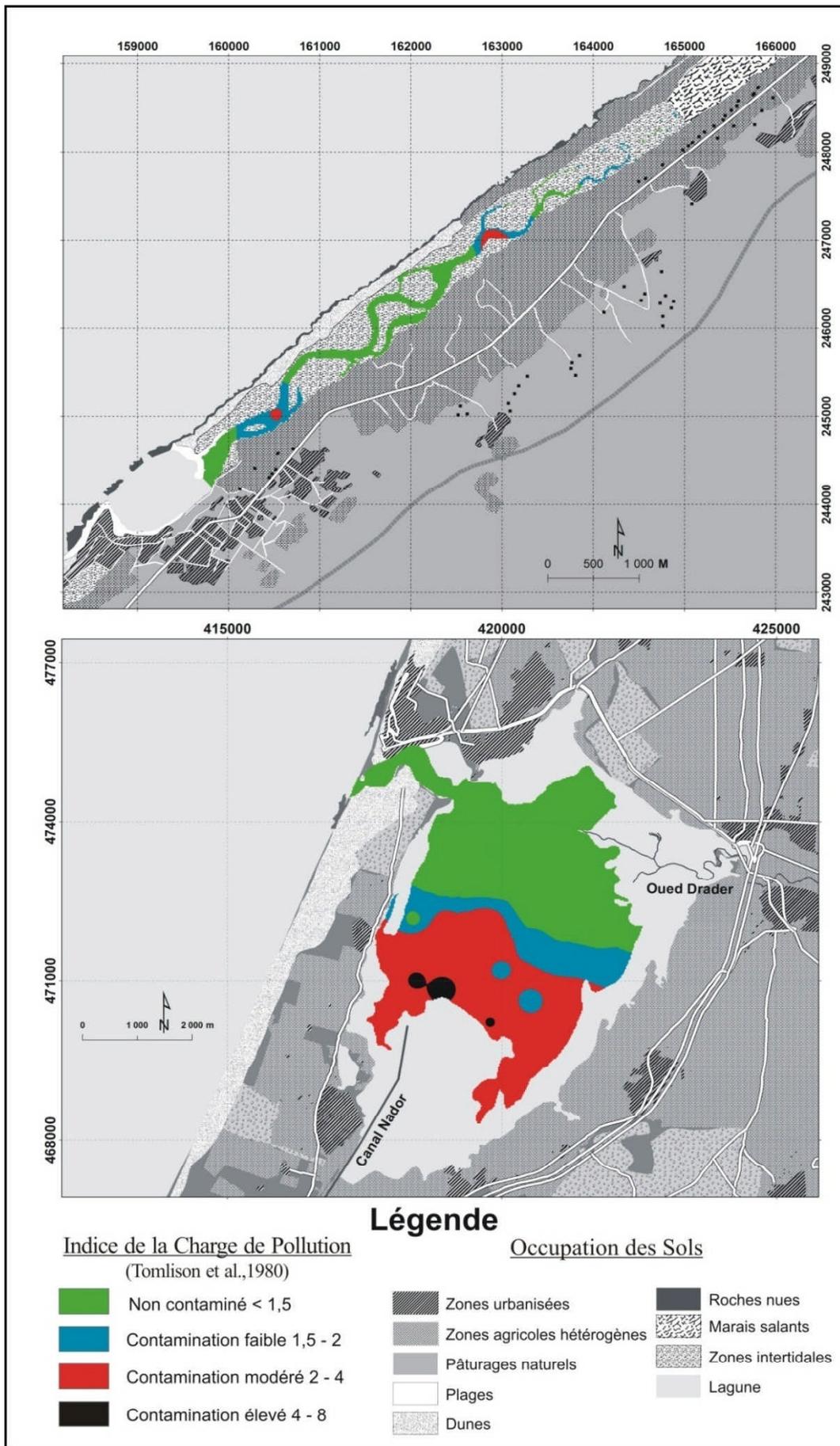


Figure V-1 : Répartition spatiale de l'indice de la charge polluante (PLI) des métaux lourds dans les sédiments superficiels de la lagune d'Oualidia et celle de Moulay Bouselham

## 2. Un impact historique de l'activité agricole par érosion sédimentaire et retombées atmosphériques dues à la forte urbanisation enregistrée dans les lagunes

Si on base sur l'indice de la charge de pollution (Figure V-2), l'étude de l'historique de la contamination dans les différentes carottes des deux lagunes (Oualidia et Moulay Bouselham), a montré un impact évident de l'activité agricole dans le proche bassin versant lagunaire, notamment pour la période limitée aux années 1960 et 1970. En revanche, les carottes ont enregistré l'influence du développement urbain durant la période 1990-2000 et une forte croissance des installations essentiellement touristiques dans les 10 dernières années (2000-2010).

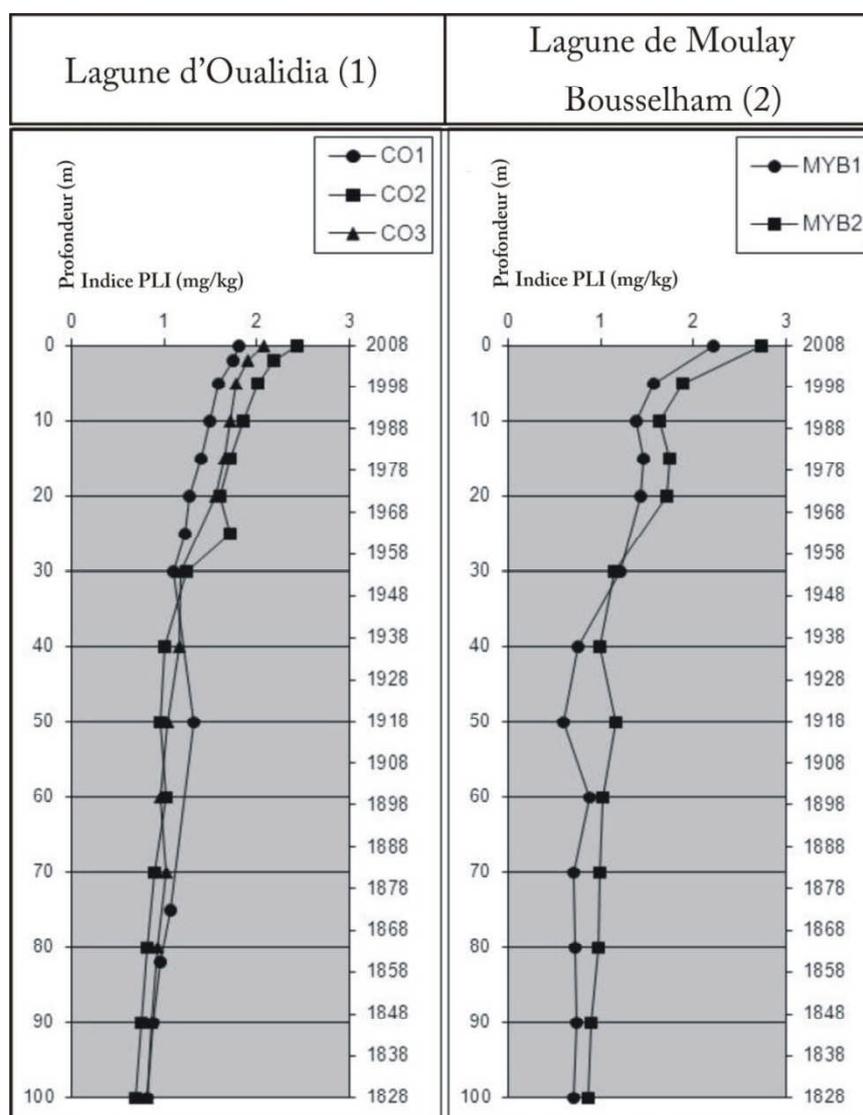


Figure V-2 : Evolution temporelle de l'indice de charge de la pollution dans les sédiments de la lagune de Oualidia (1) et de la lagune de Moulay Bouselham (2)

Ce travail laisse aussi des questions ouvertes et des perspectives sur des études à poursuivre pour y répondre, comme c'est le cas des résultats des carottes de la lagune d'Oualidia et la concentration significative en Zn et Pb dans la section supérieure. L'hypothèse de l'influence de l'activité anthropique de la région d'Oualidia et de son bassin versant pourrait être résolue à l'aide de la signature isotopique du Pb, en comparant les sources potentielles pour cette contamination (extraction des phosphates, construction massive au bord de la lagune, développement agricole).

### **3. Synthèse globale : les usages passés, présents et à venir des métaux dans les bassins versants des lagunes marocaines**

Le Tableau V-3 synthétise l'état de nos connaissances sur l'usage des métaux dans le bassin versant de la lagune de Oualidia et Moulay bousselham, depuis 1940 jusqu'à ce que nous avons appelé l'« avenir » qui est déjà un peu le présent, ce genre d'approche nécessitant beaucoup de recul.

*Les principales évolutions constatées sont les suivantes :*

- Les demandes annuelles en cuivre, plomb et zinc ont doublé voire quadruplé entre 1950 et 2000 alors que la population n'a progressé que de 30%. La consommation par habitant de ces trois métaux a donc augmenté de 30 à plus de 200% selon les cas.
- La croissance de la demande en cadmium est plus complexe. Si elle croît plus rapidement que pour le cuivre, le plomb et le zinc entre 1960 et 1970, elle atteint un maximum en 1995, avant de chuter très rapidement depuis lors.
- l'utilisation du mercure dans les thermomètres au Maroc est de 150 kg/an. Cependant, les soumissions ICN-1 reportent 24kg/an de mercure contenus dans les thermomètres vendus sur le marché marocain alors que la consommation de mercure à des fins dentaires est estimée à 750 kg par an et la production de batteries de 0,3 tonnes. La consommation de mercure reste soutenue jusqu'en 1960. Malgré les différentes mesures contre l'utilisation du mercure, le facteur d'enrichissement continue à augmenter.

Le département de l'environnement au Maroc est en train de développer une évaluation nationale à l'exposition des pollutions au mercure, plomb et cadmium. Cette étude inclue un inventaire de leur utilisation à l'échelle nationale ainsi que l'identification des sources actuelles majeures potentielles des rejets intentionnels ou non de ces métaux dans l'eau, l'air et le sol. D'après cette évaluation, les émissions atmosphériques du mercure au Maroc s'élèvent à environ 2,8 tonnes par an, principalement dus à l'industrie cimentaire et les

centrales thermiques. Les rejets dans l'eau furent estimés à 0,28 tonnes par an, du fait des amalgames dentaires et des usines de chlore-alcalin. Les rejets de mercure dans les sols et déchets furent évalués à 0,65 tonnes par an, avec comme source principale le stockage des batteries et thermomètres contenant du mercure. Pour comprendre ces évolutions, il est nécessaire de prendre en compte les principaux usages de chaque métal :

- Le cas du mercure est nettement particulier. Les premières mesures régulant son usage datent des années 2000. Elles ont été suivies d'un autre train de mesures 10 ans plus tard (interdiction de la vente de thermomètres à mercure le 6 octobre 2010, interdiction de leur utilisation dans les matériaux automobiles).
- Dans les années 90, le cadmium est entré dans la fabrication des accumulateurs au nickel-cadmium, dans le revêtement appliqué par électrodéposition sur d'autres métaux, comme des produits en fer et en acier pour en améliorer l'apparence et les protéger contre la corrosion ainsi que dans la production des pigments jaunes et rouges.
- Les usages du plomb ont également beaucoup varié. En 1950, ces usages étaient très diversifiés essentiellement sous la forme de plomb métal (câbles, tuyaux, batteries), les batteries étant très peu cyclées à cette époque. Dans les années 60, l'augmentation de la consommation d'essence induit une augmentation de l'usage de plomb tétraéthyle, utilisé comme additif aux carburants. La quantité de plomb dans l'essence a heureusement été réduite en 1975, puis en 1991, avant que cet usage ne devienne complètement interdit en 2000. L'usage du plomb en joint de toiture est modéré et est redevenu équivalent à celui qui prévalait en 1950. Avec les nouvelles normes de plomb dans les eaux potables, les tuyaux de distribution en plomb sont également progressivement remplacés.

<b>Métal</b>		<b>Le passé (1940-2000)</b>	<b>Le présent (2000-2010)</b>	<b>L'avenir</b>
<b>Plomb</b>	<i>Usages et sources</i>	Plomb des armes à feu; Utilisation des pesticides débuts des années 1980	Retombées atmosphériques ; Utilisation accrue des pesticides ; Utilisation des bateaux motorisés dans le bassin lagunaire	Permanence du plomb utilisé dans les bâtiments ; Croissance de l'utilisation de bateaux motorisés. Interdiction progressive des plombs de chasse (zones humides)
	<i>Contamination et impact</i>	Forte contamination en croissance depuis 1970	Augmentation des teneurs dans les sédiments depuis 2000 Facteurs d'enrichissement (EF) élevé	Surveillance accrue, en particulier des concentrations dissoutes Cartographie des sols agricoles contaminés (voie atmosphérique, plaine alluviale, boues urbaines)
<b>Cadmium</b>	<i>Usages et sources</i>	Exploitation des phosphates depuis 1958 (Site de Youssoufia, bassin versant de la lagune d'Oualidia) Utilisation des pesticides à partir de 1980	Apports agricoles par les engrais phosphatés, Mise en décharge d'ordures ménagères ; Matériaux de dragage de chenal ; Rejets associés aux usages du Zn)	Croissance de l'utilisation des pesticides et des engrais ; Origines industrielles multiples.
	<i>Contamination et impact</i>	Forte contamination en croissance depuis 1960;	Redissolution dans la lagune du Cd fixé sur les sédiments ; Facteur d'enrichissement (EF) encore élevé ;	Contamination encore très élevée par rapport au bruit de fond géochimique ; Diagnostic de la contamination des organismes aquatiques
<b>Mercure</b>	<i>Usages et sources</i>	Utilisation des fongicides à partir de 1980 ; Usages industriels (piles)	Origines multiples difficilement quantifiables Réactifs d'analyse de l'eau (demande chimique en oxygène) Mise en décharge d'ordures et de sable de réseau	Traitement des déchets et mise en décharge ; Incinérateurs d'ordures.
	<i>Contamination et impact</i>	Facteurs d'enrichissement(EF) extrêmes dans les sédiments ; Impacts non quantifiés sur le milieu lagunaire (méthyle mercure)	Facteurs d'enrichissement(EF) encore plus élevé...	Gestion des sédiments contaminés à suivre ; Surveillance accrue, en particulier des concentrations dissoutes Diagnostic de la contamination des organismes aquatiques
<b>Zinc</b>	<i>Usages et sources</i>	Alliages (automobile, quincaillerie et électroménager)	Retombées atmosphériques Mise en décharge d'ordures ménagères Sources industrielles difficiles à quantifier	
	<i>Contamination et impact</i>	Très forte contamination	Facteurs d'enrichissement(EF) élevé	Cartographie des sols agricoles contaminés (voie atmosphérique, plaine alluviale, boues urbaines) Surveillance de la concentration dissoute

**Tableau V-3 : Bilan des principales connaissances sur la contamination en polluants inorganiques dans le bassin versant**

# REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABHO, 2002. Agence du Bassin Hydraulique de l'Oum Er Rbia, enquête 2002.
- Accornero A., Gnerre R., Manfra L., 2008. Sediment Concentrations of Trace Metals in the Berre Lagoon (France): An Assessment of Contamination. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 54:372-385.
- Acevedo-Figueroa D., Jiménez B.D., Rodriguez-Sierra C.J., 2006. Trace metals in sediments of two estuarine lagoons from Puerto Rico. *Environmental Pollution*, 141: 336-342.
- Ackermann F., 1980. A procedure for correcting grain-size effect in heavy metal analysis of estuarine and coastal sediments. *Environ. Technol. Lett.* 1, 518– 527.
- Adriano, D. C., 1986. *Elements in the Terrestrial Environment*. Springer Verlag.
- Affian, K., Robin, M., Maanan, M., Digbehi, B., Djagoua, É.V., Kouame, F. (2009) Heavy metal and polycyclicaromatichydrocarbons in Ebriélagoonsediments, Côte d'Ivoire. *Environmental Monitoring and Assessment*159: 531-541
- Algan, O., Balkis, N., Namikcagatay, M., Et Sari, E., 2004. The sources of metal contents in the shelf sediments from the Marmara sea, Turkey. *EnvironmentalGeology*, 46: 932-950.
- Aliaume C., Do Chi T., Viaroli P., Zaldívar J. M. 2007. Coastal lagoons of Southern Europe: recent changes and future scenarios. *Transitional Waters Monographs* 1, 1-12.
- Allain CH., 1970. Les conditions hydrologiques sur la bordure atlantique de l'Afrique du Nord-Ouest. (Rapport sur les travaux antérieurs au symposium ) – Rapport & Procès – Verbaux Conseil Int. Explor. Mer, Inst. Sci. Techn. Pêches Marit., Paris, Vol. 159, 1970.
- Alonso-Pérez, F., Ruiz-Luna, A., Turner, J., Berlanga-Robles, C. A., & Mitchelson-Jacob, G., 2003. Land cover changes and impact of shrimp aquaculture on the landscape in the Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 46(6), 583-600.
- Alvarez-Iglesias P., Quintana B., Rubio B., Perez-Arlucea M., 2007. Sedimentation rates and trace metal input history in intertidal sediments from San Simon Bay (Ria de Vigo, NW Spain) derived from Pb-210 and (CS)-C-137 chronology. *Journal of Environmental Radioactivity*, 98, 229-250.
- Angélidis M.O et Aloupi M., 1995. Metals in sediments of Rhodes Harbour, Greece. *Mar. Pollut. Bull.*, 31(4-12):273-276.
- Anthony, E.J., 2009. Shore processes and their palaeoenvironmental applications. *Developments in Marine Geology*, 4, Elsevier, 519 p.
- Appleby P.G., 2008. Three decades of dating recent sediments by fallout radionuclides: a review. *The Holocene*, 18 (1), 83-93.
- Appleby, P. G. and F. Oldfield., 1992. Application of lead-210 to sedimentation studies. In *Uranium-series disequilibrium: Application to earth, marine, and environmental sciences*, ed. M. Ivanovich and R.S. Harman.Oxford: Clarendon Press.

- Appleby, P. G., 2001. Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In Tracking environmental change using lake sediments, basin analysis, coring, and chronological techniques, development in paleoenvironmental research, ed. W.L. Last and J.P. Smol. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Ardli, E.R., Wolff, M. (2009) Land use and land cover change affecting habitat distribution. *Regional Environmental Change* 9:235–243
- Audry, J. Schäfer, G. Blanc, C. Bossy and G. Lavaux, 2004. Anthropogenic components of heavy metal (Cd, Zn, Cu, Pb) budgets in the Lot–Garonne fluvial system (France), *Appl. Geochem.* 19 (2004), pp. 769–786.
- Avril C., 1992. Les apports en Cd aux terres par les intrants agricoles et leur gestion. *Agrosol*,
- Azdad M., 1998. Présentation de la lagune de Moulay Bouselham« MerjaZerga» Atelier du réseau RAMSAR Atlantique-Est sur les zones humides. Baie de Somme-France-du 24/9/1998 au 27/9/1998. 9 pages
- Basilevsky A., 1994. *Statistical Factor Analysis and Related Methods. Theory and Applications.* Wiley, New York, pp. 737. A Wiley-Interscience publication, New York.
- Bayed A. Bazairi H., Benhoussa A. et Qninba A., 1998. La pêche à Merja Zerga. Rapport inédit. AEFCS/MedWet2 : Conservation et Utilisation Rationnelle des Zones Humides Méditerranéennes, pp. 70.
- Bayed A., H. Bazairi A. Benhoussa M. Dakki , M.A. El Egbani, M. Fekhaoui et A. Qninba., 1997. Diagnostic écologique de Merja Zerga: Bathmétrie, hydrologie, qualité des eaux et macrofaune benthique. AEFCS/MEDWET2.
- Bazairi B., 1999. La faune macrobenthique de la lagune de Moulay Bouselham, structure des peuplements et succession spatio-temporelle. Thés de Doctorat National Univ. Mohammed V, Fac. Sci. Rabat, pp. 199.
- Bazairi H., Bayed A., Glémarec M., Hily C., 2003. Spatial organisation of macrozoobenthic communities in response to environmental factors in a coastal lagoon of the NW African coast (MerjaZerga, Morocco). *Oceanologica Acta* 26: 457-471.
- Beaubrun P.C. 1976. Les huitres ai Maroc et ostréiculture dans la lagune d'Oualidia. *Bull. Inst. Pêches maritimes, Maroc*, N° 22. P 13-143.
- Bellucci L.G., Frignani M., Paolucci D., Ravanelli M., 2002. Distribution of heavy metals in sediments of the Venice Lagoon: the role of the industrial area. *Science of Total Environment*, 295: 35-49.
- Bellucci, L.G., Giuliani, S., Mugnai, C., Frignani, M., Paolucci, D., Albertazzi, S., Ruiz Fernandez, A.C., 2010. Anthropogenic metal delivery in sediments of Porto Marghera and Venice Lagoon (Italy). *Soil and Sediment Contamination* 19: 42-57

- Ben Bakhta B., 1994. Structure et dynamique du zooplancton de la lagune de Moulay Bou Selham (Maroc). Thèse d'Etude Supérieure de 3<sup>o</sup> cycle. Fac. Sci. Rabat, Université Mohamed V.
- Ben bakhta B., 2008. Devenir des pesticides organochlorés au niveau de la côte atlantique marocaine : Sédiments et composantes biologiques. Thèse de doctorat, Université Mohammed V - Agdal, Faculté des Sciences, Rabat.
- Benbakhta B. 1994. Structure et dynamique du zooplancton de la lagune de Moulay Bouselham (Maroc). Thèse Doctorat, Univ. Mohammed V, Fac. Sci. Rabat, 125 p.
- Benmohammadi A., Griboulard R., Zourarah B., Carruesco C., Mehdi K., Mridekh A., El Moussaoui A., Mhammdi Alaoui A., Carbonel P. and Londeix I., 2007. Hyperactive neotectonic near the South Rifian front. Lifted Late Quaternary lagunal deposits (Atlantic Morocco). *C. R. Geoscience*, 339, pp. 831–839.
- Benninger L.K., Suayah I.B., Stanley D.J., 1998. Manzala lagoon, Nile delta, Egypt: modern sediment accumulation based on radioactive tracers. *Environmental Geology*, 34 (2/3): 183-193.
- Bennouna A., Assobhei O., Berland B., El Attar J., 2000. Study of phytoplankton populations of Oualidia Lagoon (Morocco); potentially harmful dinoflagellates. *Marine life*. Vol. 10, n°1-2, pp. 3-18.
- Bennounan A., 1999. Etude du phytoplancton nuisible et de son environnement dans la lagune de Oualidia et Sidi Moussa (Maroc). Thèse de Doctorat de 3<sup>e</sup> ème cycle 153 p. Université Chouïab Doukkali, El Jadida, Maroc.
- Bernoussi A., 1996. Etude de la qualité bactériologique des principales zones conchylicoles du littoral marocain de 1993 à 1995. *Trav. & Doc. N° 91. INRH. Casablanca*.
- Berre Lagoon (France): An Assessment of Contamination. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 54:372-385
- Bertine K.K. et Schug D., 1979. Man and the historical sedimentary record in two semi-arid estuaries. In: Martin, J.M., Burton, J.D., Eisma, D. (Eds), *River Inputs to Ocean Systems*.
- Bertolin A., Frizzo P., Rampazzo G., 1995. Sulphide speciation in surface sediments of the
- Bird E.C.F., 1994. Physical setting and geomorphology of coastal lagoons. Pages 9-40 in B.
- Bloesch J., 1977, Sedimentation rates and sediment cores in two swiss lakes of different trophic state in: *Interactions between sediments and fresh water*, Proc. of an international Symposium, Amsterdam, 6-10/9/76, Golterman, Ed. Junk, 473 p, pp. 65-71.
- Bloundi M.K., Faureb P., Duplaya J., 2008. Organic contamination identification in sediments from a Mediterranean coastal ecosystem: The case of the Nador lagoon (Eastern Morocco) *Comptes Rendus Geoscience*, Volume 340, Issue 12, December 2008, Pages 840-849.
- Bonan G.B., 1997 Effects of land use on the climate of the United States. *Clim Change* 37: 449–486.

Boulanouar Z., 1999. L'arc sableux d'El Jadida Azemmour (Maroc) : Etude morphosédimentaire et approche dynamique pour une gestion environnementale. Thèse de Doctorat Uni. Bretagne Occidentale, 190 p., 96 fig., 11 ab.

Bryan G.W. et Langston W.J., 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special references to UK estuaries: a review. *Environmental Pollution*; 76, 89-131.

Cakmak I., Torun A., Millet E., Feldman M., Fahima T., Korol A., Nevo E., Braun H.J., Özkan H., 2004. *Triticum dicoccoides*: An important genetic resource for increasing zinc and iron concentration in modern cultivated wheat. *Soil Science and Plant Nutrition* Vol. 50, Iss. 7.

Calamano W., Ahlf, W., Förstner U., 1996. Sediment quality assessment : chemical and biological approaches. In Calamano, W. et Förstner, U. (Eds). *Sediments and toxic substances*, Berlin, DEU. 1-35.

Caliceti, M., Argese, E., Sfirso, A., Pavoni, B., 2002. Heavy metal contamination in the seaweeds of the Venice lagoon. *Chemosphere* 47: 443-454.

California). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53 (3), p. 259-274.

Callaway J.C., DeLaune R.D., Patrick W.H., 1996. Chernobyl used to determine sediment accretion rates at selected northern European coastal wetlands. *Limnology and oceanography*, 41(3), 444-450.

Cañedo-Argüelles, M., Grantham, T. E., Perrée, I., Rieradeva, M., i Fornells, N. P., Sánchez, R. C., & Alonso, J. M., 2012. El mesocosmos Sostaqua: recreación de un ecosistema fluvial bajo condiciones experimentales controladas. *Tecnología del agua*, (344), 48-54.

Carriquiry J.D. et Sanchez A., 1999. Sedimentation in the Colorado River delta and Upper Gulf of California after nearly a century of discharge loss. *Mar. Geol.* 158, 125– 145.

Carruesco C. 1989. Genese et evolution de trois lagunes du littoral atlantique depuis l'holocène : Oualidia – Moulay Bouselham (Maroc) et Arcachon (France), Tome I, p 24-100.

Carruesco C. et Lapaquellerie Y., 1986. Impact des métaux lourds sur un environnement lagunaire : le bassin d'Arcachon. *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, Bordeaux, n°39, p. 85-93, 3 fig., tab.

Carruesco C., Labourg P.J., Lapaquellerie Y., Prunier D., 1982. Impact of Zinc and Tin in the intertidal environment of a lagoon ecosystem : the Arcachon bay (France). In *International symposium on utilization of coastal ecosystems : planning-pollution and productivity – Rio Grande R.S., Brazil Atlantica*. Vol 5. p 23-25

cathodic stripping voltammetry in marine environmental matrices in the presence of  
cational and Psychological Measurement, 28, 561-563.

Chabukdhara M., Nema A.K., 2012. Assessment of heavy metal contamination in Hindon River sediments: A chemometric and geochemical approach. *Chemosphere*, 87 (8): 945-953.

- Chapelle A., Lazure P, Souchu P., 2001. Modélisation numérique des crises anoxiques (malaïgues) dans la lagune de Thau (France) *Oceanologica Acta*, Volume 24, Supplement 1, February 2001, Pages 87–97.
- Charmasson S., Radakovitch O., Arnaud M., Bouisset P., Pruchon A.S., 1998. Long-core profiles of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in sediment near the Rhône River (Northwestern Mediterranean Sea). Volume 21, Issue 3, pp 367-378.
- Charrouf L., 1989. Les problèmes d'ensablement des ports marocains sur la façade atlantique : leur impact sédimentologique sur le littoral. Thèse doctorat, Paris, France, 351p.
- Chbicheb A. 1996. Organisation biogéologique d'un bassin paralique : la lagune de Oualidia (côte atlantique marocaine). Thèse Doctorat 3<sup>ème</sup> cycle, Univ. Nantes, (France), 167 p.
- Cheggour M., 1988. Contribution à l'étude d'un milieu paralique : l'estuaire de Bou Regreg (côte atlantique marocaine). Conditions écologiques globales, études de la contamination métallique. - Thèse d'Université de Takadoum, Rabat (Maroc), 337 pp.
- Cheggour M., 1999 Evaluation de la contamination métallique sur la côte marocaine et son environnement paralique entre Larache et Safi – Etude de mollusques bivalves et leur biotope sédimentaire. Thèse d'Etat, Univ. Cadi Ayyad, Marackech, 335p.
- Cheggour M., Chafik A., Langston W.J., Burt G.R., Benbrahim S., Texier H., 2001. Metals in sediments and the edible cockle *Cerastoderma edule* from two Moroccan Atlantic lagoons: MoulayBouSelham and SidiMoussa. *Environmental Pollution*, 115: 149-160.
- Cheggour, M., Langston, W. J., Chafik, A., Texier, H., Kaimoussi, A., Bakkas, S., Boumezzough, A., 2000. Metals in the bivalve molluscs *Scrobicularia plana* (Da costa) and *Cerastoderma edule* (L) and associated surface sédiments from Oum Er Rbia estuary (morrocan Atlantic coast). *Toxicological and environmental Chemistry*, 77: 49-73.
- Chester R., 2000. *Marine Geochemistry*. Academic Press, London, p. 506.
- Cirac P., 1985. Le bassin subrifain au néogène supérieur. Evolution de la dynamique sédimentaire et de la paléogéographie au cours d'une phase de comblement. *Mém. Inst. Géol. Du bassin d'Aquitaine*, Bordeaux, N° 21, 1987 2b7p. annexes 58 fig., 10 tabl.
- Civinades S., Incera M., Lopez J., 2002. Temporal variability in the biochemical composition of sedimentary organic matter in an intertidal flat of the Galician coast (NW Spain). *Oceanologica Acta* 25:1-12.
- Clark, I. D., 1987. Ground water ressource in the sultanate of Oman: origine,
- Clavier J. Boucher G. Chauvaud L. Fichez R., Chiffletd S., 2005. Benthic response to ammonium pulses in a tropical lagoon : implications for coastal environmental processes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 316 (2): pp. 231-241.
- Cochran J K. Frignani M. Salamanca M. Bellucci L.G, Guerzoni S., 1998. Lead-210 as a tracer of atmospheric input of heavy metals in the northern Venice Lagoon. *Marine Chemistry*, 62 (1-2), p. 15-29.

Colhoun E.A., Pola J.S., Barton C.E., Heijnis H., 1999. Late Pleistocene vegetation and climate history of Lake Selina, Western Tasmania. *Quat. Int.*, 57–58 (1999), pp. 5–23.

Combe M., 1968. Ressources en eau du bassin Drader-Souer et principe de leur mobilisation. *Rapp. Minist. Trav. Publics et comm.* (Rabat), 25p.

Combe M., 1975. Le bassin Rharb-Mamora et les petits bassins septentrionaux des Oueds Dreder et Soucire. *Ressources en eaux au Maroc, T.II: Plaines et Bassins du Maroc Atlantique. Note et Mémoire. Serv. Géol. Maroc, Rabat, N° 231, t.2, p 93-129.*

components of heavy metal (Cd, Zn, Cu, Pb) budgets in the Lot–Garonne fluvial system

Crossland, C. J., H. H. Kremer, H. J. Lindeboom, J. I. Marshall Crossland & M. D. A. Le Tissier, (eds), 2005. Coastal fluxes in the Anthropocene. The IGBP series, Springer, Berlin, 231 p.

Dakki M., Benhoussa A., Hammada S., Ibn Tattou M., Qninba A. & El Agbani M.A., 1998. Cartographie des Habitats Naturels et de la Végétation de Merja Zerga, Maroc. *Rapp. Inédit, MedWet 2, Bureau Ramsar/Administration des Eaux & Forêts et de la Conservation du sol, Maroc.*

Dalrymple RW, Zaitlin BA, Boyd R 1992. Estuarine facies models: conceptual basis and stratigraphic implications. *Journal of Sedimentary Petrology* 62, 1130–1146.

Daskalakis K.D., O'Connor T.P., 1995. Normalization and elemental sediment contamination in the coastal United States. *Environmental Science and Technology*, 29, 470-477.

Davis R.A., FitzGerald D.M., 2003. *Beaches and Coasts* Blackwell Science Ltd, Oxford, UK 419 pp.

de leurs performances techniques dans la zone côtière du gharb. Partie 2: Gestion des ressources en eau, en sol et environnement. Symposium international «Agriculture durable en région Méditerranéenne (AGDUMED)», Rabat, Maroc, 14-16 mai 2009.

Denman, S.E., Tomkins, N.W. and McSweeney, C.S., 2007. Quantitation and diversity analysis of uminal methanogenic populations in response to the antimethanogenic compound romochloromethane. *FEMS Microbiol Ecol* 62, 313–322.

Dezileau, L., Sabatier, P., Blanchemanche, P., Joly, B., Swingedouw, D., Cassou, C., Castaings, J., Martinez, P., Von Grafenstein, U. 2011. Intense storm activity during the Little Ice Age on the French Mediterranean coast. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 299, 289-297.

Di Gregorio D.E., Fernandez Niello J.O., Huck H., Somacal H., Curutchet G. 2007. <sup>210</sup>Pb dating of sediments in a heavily contaminated drainage channel to the La Plata estuary in Buenos Aires, Argentina. *Applied Radiation and Isotopes* 65, 126–130.

Dickin E., Wright D., 2008. The effects of winter waterlogging and summer drought on the growth and yield of winter wheat (*Triticum aestivum* L.). *European Journal of Agronomy*, Volume 28, Issue 3, April 2008, Pages 234–244.

- Donnazzolo D. 1981. Heavy metals contamination in surface sediments from the Gulf of Venice Mar. Pollut. Bull., 12, 417-425.
- Eckman V.W., 1905. Beitrage zur theorie ses meeres-strommgen – Arkiv. Mathem. Astron. Och Fyrik, 2, n° P. 13-52.
- Eisenreich, S. J., 2005. Climate changes and the European water dimension. A report to the European Water Directors. EUR 21553 EN. IES-JRC, European Commission, Ispra, Italy, 253 p.
- El Achheb A., 1993. Etude hydrogéologique et hydrochimique de la plaine des Doukkala (Maroc occidental) DES., Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle, Fac Sci, El Jadida, 28 tab., 74 fig., 171p.
- El Achheb A., Mania J., Mudry J., 2001. Processus de salinisation des eaux souterraines dans le bassin Sahel–Doukkala (Maroc occidental), in : Proc. 1st Int. Conf. on Saltwater Intrusion and Coastal Aquifers: Monitoring, Modeling, and Management, Essaouira, Maroc.
- El Alami M., Mahjoubi R., Damnati B., Kamel S., Icxole M., Maurice T., 1998. Sédimentologie et géochimie organique des sédiments superficiels de la lagune de Nador (Maroc Nord Oriental). Journal of African Earth Sciences 26 (2), 249-259.
- El Attar J., 1998. Contribution à la détermination de l 'origine de la contamination fécale dans la lagune de Oualidia (Maroc) et étude de la contamination bactériologique de l 'huître « CRASSOSTREA GIGAS » en conditions naturelles et expérimentales . Thèse de 3<sup>ème</sup> Cycle Univ. Chouaib Doukkali ( El Jadida ), 69p
- El Fettah N., 2003. Vers une redéfinition du référentiel géodésique Marocain. 2nd FIG Regional Conference, Marrakech, Morocco, December 2-5, 2003. Proceeding, TS6: 1-11.
- EL Khyari, T., 1987. Agriculture au Maroc. Ed. Okad, Mohammadia.
- FAO, 1998. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Ferren M. et Ruhard J.P., 1975. Les bassins des Abda-Doukkala et du Sahel de Azemmour à Safi. Notes et mémoires du Service Géologique. N° 231, Rabat, Ressources en eaux du Maroc, tome 2, plaines et bassins du Maoc atlantique, p 261-297.
- Fisher G., 1968. Performance of psychopathic felons on a measure of self-actualization. Edrr-cational and Psychological Measurement, 28, 561-563.
- Flower R.J., Appleby P.G., Thompson J.R., Ahmed M.H., Ramdani M., Chouba L., Rose N., Rochester R., Ayache F., Kraiem M.M., Elkhiaiti N., El Kafrawy S., Yang H., Rasmussen E.K., 2009. Sediment distribution and accumulation in lagoons of the Southern Mediterranean Region (the MELMARINA Project) with special reference to environmental change and aquatic ecosystems. Hydrobiologia, 622:85-112.
- Förstner U., 1977. Metal concentration in fresh water sediments. Naturel background and cultural effects. H.L.Golterman (Editor), Interactions between sediments and fresh water. Junk and Pudoc, Amsterdam, p 94-103.
- Förstner U., 1989. Assessment of metal pollution in rivers and estuaries. In: Thorton, I. (Ed.), Applied Environmental Geochemistry. Academic Press, London, pp. 395-423.

- Frank R., Braun H. E., Ishida K., and Suda P., 1976. Persistent organic and inorganic pesticide residues in orchard soils and vineyards of Southern Ontario. *Can. J. Soil Sci.* 56: 463-484.
- Furnestin J., 1948. Hydrologie côtière du Maroc et du détroit canarien – *Com. Océanogr. Et. Côtes Maroc*, 4, p. 7-28.
- Gadel F., 1974. La matière organique et la sédimentation récente dans le golf de lion. Distribution, nature et évolution. Thèse d'Etat, Univ. Paris VI. 263pp.
- Geist, H. J. et E. F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* 52:143–150.
- Geist, H. J. 2004. *The Causes and Progression of Desertification*. Burlington (VT): Ashgate.
- Gharb N., Lefebvre A., Ramdani M., Berraho A., 2000. Etude du peuplement picophytoplanctonique de la lagune de Oualidia. International Conference on Toxic Cyanobacterial Blooms (ICTB), Rabat, 4-6 mai 2000.
- Gilbert G.K., 1885. The topographic features of the shorelines. *U.S. geol. Surv. Rap.*, Washington, 5, 75-123.
- Glasby G.P., Szefer P., Geldon J., Warzocha J., 2004. Heavy-metal pollution of sediments from Szczecin Lagoon and the Gdansk Basin, Poland. *Sci. Total Environ.*, 330 (2004), pp. 249–269.
- Godin P., 1983. Les sources de pollution des sols : essai de quantification des reprises dus aux éléments traces. *Sci. Sol*, n°2. 73-87.
- Goldberg E.D. et al., 1978, A pollution history of Chesapeake Bay, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 42, pp. 1413-1425.
- Goldberg E.D., Gamble E., Griffin J.J., Koide M., 1977, Pollution history of Narraganset Bay as recorded in its sediments, *Estuarine and Coastal Marine Science*, 5, pp. 549-561.
- Gomez A, Masson P, Vorol, MP., 1992. Mise en solution et dosage par spectrophotométrie d'absorption atomique en électrothermie du thallium: application à des échantillons d'aliments. Colloque SA5 Bordeaux; 1992.
- Gomez E., Millet B., Picot B., 1998. Accumulation des sels nutritifs dans un sédiment lagunaire et environnement hydrodynamique. *Oceanologica Acta*, 21 (6), p.805-817.
- Gönenç I. et Wolflin J., 2005. *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development* CRC Press (2005) 500 pp.
- Grahn E., Karlsson S., Karlsson U., Düker A., 2006. Historical pollution of seldom monitored trace elements in Sweden – Part B: Sediment analysis of silver, antimony, thallium and indium. *J. Environ. Monit.* 8, 732-744.
- Green-Ruiz C., 2000. Geoquímica de metales pesados y mineralogía de la fracción arcillosa de los sedimentos de cuatro puertos del Golfo de California. PhD Thesis. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Green-Ruiz C., Páez-Osuna F., 2001. Heavy metal anomalies in lagoon sediments related to intensive agriculture in Altata-Ensenada del Pabellón coastal system (SE Gulf of California). *Environmental International*, 26(4):265-73.
- Guelorget. O., Perthuisot. J.P., 1983. Le domaine paralique Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. *Trav.Lab.Géol. ENS. Paris*,16, 136pp.
- Hakanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control.A sedimentological approach.*Wat. Res.*, 14 , 975-1001
- Hamid, W., Benmansour, M., Sayouty, H., Maanan, M., Zourarah, B. 210Pb and 137Cs in a sediment core from Loukkos estuary (North of Morocco): implication for geochronological studies. *Africa Geoscience Review*, 17, 189-204.
- Hammani A. et Yechi H., 2010. Caractérisation des pompages des eaux souterraines et étude de leurs performances techniques dans la zone côtière du gharb. Partie 2: Gestion des ressources en eau, en sol et environnement. Symposium international «Agriculture durable en region Méditerranéenne (AGDUMED)», Rabat, Maroc, 14-16 mai 2009.
- Hancock G.J., 2001. Sediment accumulation in central Moreton Bay as determined from sediment core profiles. Report on Sediment Source Project Phase 3, Part A. CSIRO Land & Water, Canberra.
- Hennani M., Maanan M., Robin M., Chedad K., Assobhei O., 2012. Temporal and spatial istribution of faecal bacteria in a Moroccan Lagoon. *Pol. J. Environ. Stud.* Vol. 21, No. 3, 627-634.
- Hermelin M., 1957. Les cultures maraîchères de la zone côtière marocaine de Fedala à Oualidia. *Les cahiers d'Outre-Mer : revue de géographie de Bordeaux et de l'Atlantique Les Cahiers d'Outre-Mer*, no. 39, p. 189-208 , no. 39, p. 189-208.
- Hester R E and Harrison R. M., 2010. *Ecosystem Services. Issues in Environmental Science and Technology*, 2010, 30, Royal Society of Chemistry, Cambridge.
- Hilmi K. , Orbi A., Sarf F. & Lakhdar J. , 1999. Description du courant dans la lagune de Oualidia durant l'automne 1996. *Travaux et Documents, INRH, Casablanca*.
- Hilmi K., Koutitonsky V.G., Orbi A., Lakhdar J.I. & Chagdali M., 2005. Oualidia lagoon: an estuary without a river. *Afr. J. Aquatic Sci.*, 30, 1, 1-10.
- Hilmi K., Orbi A., Lakhdar J., Sarf F., Chagdali M., 2002. Etude courantologique descriptive de la lagune de sidi moussa (printemps 1997). *actes colloques hydrodynamique marin 02, faculté des sciences de ben m'sik, casablanca, tome i*, 1-6pp.
- Hoyt J.H., 1967. Barrier island formation - *GSA Bulletin* n°78-9, (p.1125-1136).
- Huntley B., Webb T., 1988. *Vegetation history, handbook of vegetation science, volume 7, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht*, 803p.
- Idrissi H., Tahiril., Chafik A. et Taleb H., 1994. Evaluation de l'état de salubrité du littoral Méditerranéen et atlantique Nord (Saadia – Safi) durant la période 1992 – 1994. *Trav. Et Doc. N°77, INRH, Casablanca*.

- Inani I., 1995. Dynamique sédimentaire et état de pollution dans la lagune de Nador. Rabat, Thèse de Doctorat, Université Mohamed V, Rabat 186 pp.
- Jaaidi E.B. 1981. La couverture sédimentaire post-glaciaire de la plate forme continentale atlantique ouest rifaine (Maroc nord occidental) : Exemple d'une séquence transgressive. Thèse de doctorat es Sc. Univ. Mohamed V, Rabat, Maroc, 238 pp. 88 fig.
- Jensen J.M., Enge W., Erlenkeuser H., Willkomm H., 1977, Age determination of sediments by  $^{210}\text{Pb}$  using a plastic detector technique. Nuclear instruments and methods, 147, pp. 97-99.
- Ji L. et Peters A.J., 2003. Assessing vegetation response to drought in the northern Great Plains using vegetation and drought indices, Remote Sensing of Environment, 87(1) : 85-98.
- Johnson D.W., 1919. Shore processes and shoreline development - Hafner Publishing Co, New York, (584p.)
- Kabbaj A. et Combe M., 1975. Présentation du domaine atlantique – In : « Ressources en eau du Maroc . Plaines et Bassins du Maroc atlantique ». Notes & Mém. Serv. Géol ., n°213, T. 2 , Rabat, Maroc, p. 21-39.
- Kalloul S., Hamid W., Maanan M., Robin M., Sayouty E.H., Zourarah B., 2012. Source contributions to heavy metal fluxes into the Loukous Estuary (Moroccan Atlantic Coast). Journal of Coastal Research. 28 (1) 174-183.
- Kalvins M., Briede A., Rodinov V., Kokorite I., Parele E., Klavina I., 2000. Heavy metals in rivers of Latvia, Sci. Total Environ. 262, 175–183.
- Kato H., Kitazao H., Shimanaga M., Nakatsuka T., Shirayama Y., Masuzawa T., 2003.  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in sediments from Sagami Bay: sedimentation rates and inventories. Progress in Oceanography, 57, 77-95
- Kjerfve B. et Magill K.E., 1989. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. Marine Geology 88:187-199.
- Kjerve B. 1994. Coastal lagoons, B. Kjerve (Ed), Coastal lagoons processes, Elsevier oceanographic series, 60, Amsterdam, p. 1-8.
- Ko'ide M., Soutar A., Goldberg E.D., 1972, Marine geochronology with  $\text{Pb}^{210}$ , Earth and planetary Science Letters, vol. 14, pp. 442-446.
- Krachler M., Zheng J., Fisher D., Shotyk W. (2008) Atmospheric inputs of Ag and Tl to the Arctic: Comparison of a high resolution snow pit (AD 1994–2004) with a firn (AD 1860–1996) and an ice core (previous 16,000 yr) Sci. Total Environ. 399, 78 – 89.
- Kueppers L M., Snyder M A., Sloan L.C., Cayan D., Jin J., Kanamaru H., Kanamitsu M., Miller N.L., Tyree M., Du H., Weare B., 2008. Seasonal temperature responses to land-use change in the western United States. Global and Planetary Change, Volume 60, Issues 3–4, February 2008, Pages 250–264.

- Kukkonen J. et Landrum P.F., 1996. Distribution of organic carbon and organic xenobiotics among different particle-size fractions in sediments. *Chemosphere*, 32:1063-1076.
- La Flèche M.R. et Camiré G., 1996. Geochemistry and provenance of metasedimentary rocks from the Archean Golden Pond sequence (Casa Berardi mining district, Abitibi subprovince). *Revue canadienne des sciences de la Terre*, 1996, 33(5): 676-690, 10.1139/e96-051.
- Labbardi H., Ettahiri O., Lazar S., Massik Z. & El Antri S., 2005. Etude de la variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques caractérisant la qualité des eaux d'une lagune côtière et ses zonations écologiques: cas de Moulay Bouselham, Maroc. *C. R. Geoscience*, 337, 504-514.
- Labonne M., Ben Othman D., Luck J. M., 2001. Pb isotopes in mussels as tracers of metal sources and water movements in a lagoon (Thau Basin, S. France). *Chemical Geology*, 181 (1-4), p.181-191.
- Labonne M., Ben Othman D., Luck J.M., 1998. Recent and past anthropogenic impact on a Mediterranean lagoon: Lead isotope constraints from mussel shells. *Applied Geochemistry*. 13 : 885-892.
- Lacombe H., 1950. Aperçu de la circulation océanique de la partie S.E. de l'Atlantique Nord. *Com. Oceanogr. Et. Côtes. Bull. Inform.* 2(2), p. 44-53.
- Lacoste M., 1984. Contribution à l'étude écologique de la Lagune de Moulay Bouselham (Maroc). Thèse 3ème cycle, Univ. Paul Sabatier, Toulouse, 207p.
- Lambin E.F., Geist HJ (Eds.), 2006. *Land-Use and Land-Cover Change, Local Processes and Global Impacts. Global Change — The IGBP Series*, Springer-Verlag.
- Lambin, E. F. 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, Volume 11, Issue 4, December 2001, Pages 261-269
- Lamrini A, Arid H, Meziane J., 2007. Contribution à l'étude du potentiel aquacole de la lagune de Moulay Bouselham (Maroc) à l'aide de la télédétection et d'un système d'information géographique. *Télédétection* 7 : 111-127.
- Landrum, P.F., Nihart, S.R., Eadie, B.J. et Herche, L.R., 1987. Reduction in bioavailability of organic contaminants to the amphipod *Pontoporeia hoyi* dissolved organic matter of sediment interstitial waters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 6:11-20.
- Larras J. 1964. Embouchures, estuaires, lagunes et deltas. - Editions Eyrolles, 172p.
- Lecoz J., 1964. La Rharb-Fellahs et colons. Etude de géographie régionale. Tome 1 : les cadres de la nature et de l'histoire. Thèse doctorat, Rabat, 482 p., 83 fig., 23 pl., p 1-231.
- Lee C.L., Fang M.D. & Hsieh M.T, 1998. Characterization and distribution of metals in surficial sediments in southwestern Taiwan. *Mar. Poll. Bull.*, 36 (6) : 464-471.
- Lenzi M., Palmieri R., Porrello S., 2003. Restoration of the eutrophic Orbetello lagoon (Tyrrhenian Sea, Italy): water quality management *Marine Pollution Bulletin*, 46 (2003), pp. 1540-1548.

- Lerman A., 1979, Radionuclides in sediments In: Isotopes in lake studies, Proceedings of an advisory group meeting on the application of nuclear techniques to the study of lake dynamics, Vienne, 29/8 - 2/9 1979, Ed. IAEA, 1979, pp. 255-259.
- Lerman A., Lietzke T.A., 1975, Uptake and migration of tracers in lake sediments, *Limnol. and Oceanogr.*, vol. 20, 4, pp. 497-510.
- Levin et al., 2001 LEVIN D.R. (1993). Tidal inlet evolution in the Mississippi River Delta Plain. *Journ. Coastal Research*, 9, 2, pp. 462-480.
- Lin S., Huang K.M., Chen S.K., 2000. Organic carbon deposition and its control on iron sulfide formation of the southern East China Sea continental shelf sediments. *Continental Shelf Research*, 20 (4-5), 619-635.
- Lioubimtseva E., Cole R., Adams J.M., Kapustin G., 2005. Impacts of climate and land-cover changes in arid lands of Central Asia. *Journal of Arid Environments*, Volume 62, Issue 2, July 2005, Pages 285-308.
- Liu S., Narentuya, Xia B., Chu G., Tian M. 2012. Using  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  to date recent sediment cores from the Badain Jaran Desert, Inner Mongolia, China. *Quaternary Geochronology*, xxx, 1-10.
- Locatelli C. et Torsi G., 2000. Determination of Se, As, Cu, Pb, Cd, Zn and Mn by anodic and cathodic stripping voltammetry in marine environmental matrices in the presence of reciprocal interference. Proposal of a new analytical procedure, *Microchem. J.* 65 293-303.
- Loring, D.H., Rantala, R.T.T. (1992) Geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Science Reviews* 32: 235-283.
- Loureiro D.D., Fernandez M.A., Herms F.W., Lacerda L.D., 2009. Heavy metal inputs evolution to an urban hypertrophic coastal lagoon, Rodrigo De Freitas Lagoon, Rio De Janeiro, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*. 159 (1-4): 577-588.
- Maanan M. 2008. Trace metal contamination of marine organisms from the Moroccan North Atlantic coastal environments. *Environmental Pollution*, 153 (1): 176-183.
- Maanan M. and Robin M., 2010. *Geomatic solutions for coastal environments*. Nova Science Pub Inc. 371 pages.
- Maanan M., 2003. Etude sédimentologique du remplissage de la lagune de Sidi Moussa (côte atlantique marocaine) caractérisations granulométrique, minéralogique et géochimique. 172 p.
- Maanan M., 2007. Biomonitoring of heavy metals using *Mytilus galloprovincialis* in Safi coastal waters, Morocco. *Environmental Toxicology*, 22, 525-531.
- Maanan M., Zourarah B., Carruesco C., Aajjane A., Naud J., 2004. The distribution of heavy metals in the Sidi Moussa lagoon sediments (Atlantic Moroccan Coast). *Journal of African Earth Sciences*, 39, 473-483.
- Maanan, M., Landesman, C., Maanan, M., Zourarah, B., Fattal, P., Sahabi, M. (2013) Evaluation of the anthropogenic influx of metal and metalloid contaminants into the Moulay Bouselham lagoon, Morocco, using chemometric methods coupled to geographical

information systems. *Environmental Sciences and Pollution Research*. DOI 10.1007/s11356-012-1399-6.

MacDonald D.D., Igersoll C.G., Berger T.A., 2000. Development and evolution of consensus based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39: 20-31.

Mahjoubi R., 2001. Nature et origine du flux de matériel particulaire et son enregistrement dans un milieu paralique microtidal : cas de la lagune de Nador (Maroc nord oriental). Thèse de Doctorat d'Etat, Université Moulay Ismail (Meknes -Maroc). 273pp.

McGee, W.J., 1890. Encroachments of the sea - The Forum (Ed. by L.S. Metcalf) v.9, (p.437-449).

McGranahan, G. and Murray, F., 2003. Air pollution & health in rapidly developing countries. In *Earthscan* (Ed.), 227 p.

McKnight, D.M. et Duren, S.M., 2004. Biogeochemical processes controlling midday ferrous iron maxima in stream waters affected by acid rock drainage. *Applied Geochemistry*, 19(7): 1075-1084.

Mdiker N. El Achheb A., El Mandour A., Younsi A., El Maliki S., 2008. Description quantitative de la salinisation des eaux souterraines côtières (Sahel EL Haouzia, Maroc). *Africa Geoscience Review*, Vol. 15, No. 3, 261-278pp.

Meybeck M., Lestel L., Bonté P., Moilleron R., Colin J.L., Rousselot O., Hervé D., de Pontevès C., Grosbois C., Thévenot D.R., 2007. Historical perspective of heavy metals contamination (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) in the Seine River basin (France) following a DPSIR approach (1950–2005) *Science of The Total Environment*, Volume 375, Issues 1–3, 1 April 2007, Pages 204–231.

Mhammdi Alaoui A., Choura M., Maanan M., Zourarah B., Robin M., FreitasConceição M., Andrade C., Khalid M., Carruesco C., 2010. Metal fluxes to the sediments of the MoulayBousselham lagoon, Morocco. *Environmental Earth Sciences*, 61 (2): 275-286.

Monna, F., Ben Othman, D., Luck, J.M. 1996. Pb isotopes and Pb, Zn, and Cd concentrations in the rivers feeding a coastal pond (Thau, southern France): Constraints on the origin(s) flux (es) of metals. *Sciences Total Environmental*. 166, 19-34.

Monna, F., Ben Othman, D., Luck, J.M., 1997. Pb isotopes and Pb, Zn, and Cd concentrations in the rivers feeding a coastal pond (Thau, southern France): Constraints on the origin(s) flux (es) of metals. *Sciences Total Environmental*. 166, 19-34

Moulay BouSelham (côte atlantique marocaine). Thèse d'étude supérieure de 3<sup>e</sup> cycle. Fac. Sci. Univ. Mohamed V, Rabat, 100pp.

Nichols M., Allen G.P. 1981. Sedimentary process in coastal lagoons - *Marine Sciences* n° 33, 27-80.

Niencheski L.F. et Baumgarten M.G.Z., 2000. Distribution of particulate trace metal in the southern part of the Patos Lagoon estuary. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. Vol.3, Issue 4, 2000.

- Nixon S.W., 1995. Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution. National Research Council, Committee on the Causes and Management of Eutrophication, Ocean Studies Board, Water Science and Technology Board, p. 428.
- Nolting R.F., de Baar H.J.W., Timmermans K.R., Bakker K., 1999. Chemical fractionation of zinc versus cadmium among other metals nickel, copper and lead in the northern North Sea. *Mar. Chem.*, 67, 267-287.
- Norton S.A. et Kahl J.S., 1991. Progress in understanding the chemical stratigraphy of metals in lake sediments in relation to acidic precipitation. *Hydrobiologia* . May 1991, Volume 214, Issue 1, pp 77-84.
- Nuccio C., Melillo C., Massi L., Innamorati M., 2003. Abondance de structure des communautés et diversité dans la lagune eutrophisée d'Orbetello (Toscane) de 1995 à 2001. *Oceanologica Acta*, 26 (1), p. 15-25.
- Oceanography*, 6, p. 411-442.
- Ouadia M., 1998. Les formations plio-quadernaires dans le domaine mesétien occidental du Maroc entre Casablanca et Safi : géomorphologie, sédimentologie, paléoenvironnements quadernaires et évolution actuelle. Thèse de Doctorat d'Etat es Sciences, Université Mohamed V Rabat, 277pp. 69 fig., 13 tabl. 6pl.
- Oukkad M., 1982. Evolution sédimentologique et caractères géochimiques des dépôts récents de la Garaet El Ichkeuk (Tunisie septentrionale). Thèse de Spécialité. Univ. Perpignan, 166p.
- Pagès J., Andrefouet S., Delesalle B., Prasil V., 2001. Hydrology and trophic state in
- Pempkowiaka J., Chiffolleau J.F., Staniszweska A., 2000. The Vertical and Horizontal Distribution of Selected Trace Metals in the Baltic Sea off Poland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51 (1), p. 115-125.
- Pena, G. Et Picot, B., (1988) – Métaux traces dans une lagune méditerranéenne : Etang de Thau.- *Océanologica Acta.*, Vol. 14, n°5 :
- Phleger F.B., 1969. Some general features of coastal lagoons IN : A.A. Castananes and F.B. Phleger (eds) *Coastal lagoons Symposium* , U.N.A.M. UNESCO , Mexico D.F., p. 5-26,
- Prange J.A., Dennison W.C., 2000. Physiological responses of five seagrass species to trace metals, *Mar. Pollut. Bull.* 41: 327-336.
- Prentice, I. C., Sykes, M. T., and Cramer, W.: 1991. The Possible Dynamic Response of Northern Forests to Global Warming. *Global Ecol. Biogeogr. Lett.* 1, 129-135.
- Pujos, M., Pons, J.C, Parra, M., 1999. Evolution des métaux lourds dans la sédimentation récente de la baie de Fort-de-France (Martinique). *Oceanologica Acta*, 23 : 701-715.
- Purves D., 1977. *element contamination of the environment*. Amsterdam; Oxford; New York : Isevier, 1977 : 170-82.
- Qi, S., Fang, Luo, F. (2008) Land Use Change and Environmental Hazard in the Coastal Areas: The Case of Laizhou Gulf, China, *Journal of Coastal Research* 24: 1189-1193.

- Radakovitch O., Charmasson S., Arnaud M., Bouisset P., 1999.  $^{210}\text{Pb}$  and cesium accumulation in the Rhône Delta sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48, 77-92.
- Radakovitch O., Roussiez V., Ollivier P., Ludwig W., Grenz C., Probst J.L., 2008. Input of particulate heavy metals from rivers and associated sedimentary deposits on the Gulf of Lion continental shelf *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 77, Issue 2, 10 April 2008, Pages 285–295.
- Rafik M., 1991. Etude comparative d'élevage de palourde dans la lagune de Sidi Moussa. Mém. 3<sup>ème</sup> Cycle en halieutique. IAV. Hassan II, Rabat, 54p.
- Razak I.A.A, Li A., et Christensen E.R., 1996. Association of PAHs, PCBs,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}$  with clay, silt and organic carbon sediments. *Water Sciences and Technology*, 34:29-35.
- Rharbi N., 1990. Essai d'élevage de la palourde *Ruditapes decussatus* (L) dans la lagune de Moulay BouSelham (côte atlantique marocaine). Thèse d'étude supérieure de 3<sup>ème</sup> cycle. Fac. Sci. Univ. Mohamed V, Rabat, 100pp.
- Ritchie J.C., Mc Henry J.R., 1977, A rapid method for determining recent deposition rates of fresh water sediments in: *Interactions between sediments and fresh water*, Proc. of an international symposium, Amsterdam, 6-10 sept. 1976, Golterman Ed. Junk, pp. 203-207.
- Riviere A., 1977. Méthodes granulométriques, techniques et interprétations. Ed. Masson, Paris, 177 p.
- Robbins J.A., Edgington D.N., 1975. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using  $\text{Pb-210}$  and  $\text{Cs-137}$ . *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Volume 39, Issue 3, March 1975, Pages 285–304.
- Robert M., 1996. Air and water pollution are intertwined. *Otolaryngology - Head and Neck Surgery*, Volume 114, Issue 2, February 1996, Pages 286–287.
- Robert M., Juste C., 1997. Stock et flux d'éléments traces dans les sols. In: Ademe (ed), *Epannage des boues résiduaires, aspects sanitaires et environnementaux*, Ademe, Paris, pp 192–204, (in French)
- Rochester R., Ayache F., Kraiem M.M., Elkhiaati N., El Kafrawy S., Yang H., Rasmussen E.K., 2009. Sediment distribution and accumulation in lagoons of the Southern Mediterranean Region (the MELMARINA Project) with special reference to environmental change and aquatic ecosystems. *Hydrobiologia*, 622:85-112.
- Rouch J., 1948. *Traité d'océanographie physique*. T3 : les mouvements de la mer –Payot.
- Rouch J., 1931. *Le Maroc maritime français. Notice météorologique et océanographique*. Mem. Soc. Sci. Nat. Maroc, 28, 22 p.
- Rousseau S., Houle F., Kotanides H., 2000. Vascular endothelial growth factor (VEGF)-driven actin-based motility is mediated by VEGFR2 and requires concerted activation of stress-activated protein kinase 2 (SAPK2/p38) and geldanamycin-sensitive phosphorylation of focal adhesion kinase *J Biol Chem*, 275 (2000), pp. 10,661–10,672.
- Roussiez V., Ludwig W., Monaco A., Probst J.L., Bouloubassi I., Buscail R., Saragoni G., 2006. Sources and sinks of sediment-bound contaminants in the Gulf of Lions (NW

Mediterranean Sea): A multi-tracer approach *Continental Shelf Research*, Volume 26, Issue 16, October 2006, Pages 1843–1857.

Ruiz F., Abad M., Olias M., Galan E., Gonzalez I., Aguila E., Hamoumi N., Pulido I., Cantano M., 2006. The present environmental scenario of the Nador Lagoon (Morocco). *Environ. Res.* 102:215-229.

Ruiz-Fernández A.C., Hillaire-Marcel C., Ghaleb B., Frignani M., Arvizu M.D., Raygoza-Viera J.R., Páez-Osuna F., 2009. Trace metals (Cd, Cu, Hg and Pb) accumulation recorded in the intertidal mudflat sediments of three coastal lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Estuaries and Coasts*, 32, 551-564.

Sabatier P., Dezileau L., 2008. In press. *Archives sédimentaires dans les lagunes du Golfe d'Aigues-Mortes*. *Quaternaire*, vol. 21/1.

Sabatier, P., Dezileau, L., Colin, C., M., Briquieu, L., Martinez, P., Siani, G., Bouchette, F., Raynal, O. and Von Grafenstein, U. 2012. 7000 years of paleostorm activity in the NW Mediterranean Sea in response to Holocene climate events. *Quaternary Research*, 77, 1-11.

Salomons W. et Stigliani W.M., 1995. *Biogeochemistry of pollutants in soils and sediments*. Berlin, Allemagne, pp 352.

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C., & Walker, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413(6856), 591-596.

Scheren P.A.G.M., Kroeze C., Janssen F.J.J.G. Hordijk L., Ptasiński K.J., 2004. Integrated water pollution assessment of the Ebrié Lagoon, Ivory Coast, West Africa. *Journal of Marine Systems*, 44 (1-2), p. 1-17.

Schmidt S., Jouanneau J-M., Weber O., Lecroart P., Radakovitch O., Gilbert F., Jézéquel D., 2007. Sedimentary processes in the Thau Lagoon (France): From seasonal to century time scales. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 72(3), 534-542.

Schuyt, K. and Brander, L., 2004. *The economic values of the world's wetlands*. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL) Gland/Amsterdam, 29p.

Schwartz M.L., 1971. The Multiple Causality of Barrier Islands - *Journal of Geology* n°79, (p.91-94)

Sfriso A., Marcomini A., and Zanette., 1995. Heavy metals in sediments, SPM and phytozoobenthos of the lagoon of Venice. *Marine Pollution Bulletin*. 30: 116-124p.

Shepard, F.P., 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios: *J. Sediment Petrol.*, v. 24, p. 151.

Shotyk W. and Krachler M. 2004. Atmospheric deposition of silver and thallium since 12370 14C years BP recorded by a Swiss peat bog profile, and comparison with lead and cadmium. *J. Environ. Monit.* 6, 427-433.

Shotyk W., Blaser P., Grünig A., Cheburkin A.K., 2000. A new approach for quantifying cumulative, anthropogenic, atmospheric lead deposition using peat cores from bogs: Pb in

eight Swiss peat bog profiles. *Science of The Total Environment*, Volume 249, Issues 1–3, 17 April 2000, Pages 281–295.

Shotyk, W., 1996. Peat bog archives of atmospheric metal deposition: geochemical evaluation of peat profiles, natural variations in metal concentrations, and metal enrichment factors. *Environmental Reviews*, 4: 149-183.

Shumilin, E., Paez-Osuna, F., Green-Ruiz, C., Sapozhnikov, D., Rodriguez-Meza, G., Godinez-Orta, L., 2001. Arsenic, antimony, selenium and other trace elements in sediments of the La Paz Lagoon, Peninsula of Baja California, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 42, 174–178p.

Silva, T.S., Tagliani, P.R.A. (2012) Environmental planning in the medium littoral of the Rio Grande do Sul coastal plain Southern Brazil: Elements for coastal. *Ocean & Coastal Management* 59: 20–30.

Smith J.N., Schafer C.T. 1999. Sedimentation, bioturbation and Hg uptake in the sediments of the estuary and Gulf of St. Lawrence. *Limnology and Oceanography*, 44 (1), 207-219.

Snoussi M., Ouknine L., 2006. Water, salt and nutrient budgets for Moulay Bouselham lagoon, Morocco. LOICZ- Biogeochemical Modelling Node.

Somayajulu B.L.K., Rhushan R., Sarkar A., Burr G.S., Jull A.J.T., 1999. Sediment deposition rates on the continental margins of the eastern Arabian Sea using  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{14}\text{C}$ . *Science of Total Environment*, 237, 429-439.

Soto-Jiménez M. F., Páez-Osuna F., 2001. Distribution and normalization of Heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of

Stevenson F.J. et Cheng C.N., 1972. Organic geochemistry of the Argentine basin sediments. Carbon-nitrogen relation ship and quaternary correlation. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 36, 6:653-672p.

Sunda W.G., 1989. Trace metal interactions with marine phytoplankton. *Biology of Oceanography*, 6, p. 411–442.

T.P. Williams, Bubb J.M., Lester J.N., 1994. Metal accumulation within salt marsh environments: A review *Marine Pollution Bulletin*, Volume 28, Issue 5, May 1994, Pages 277–290.

Takapoto Atoll lagoon: comparison with other Tuamotu lagoons. *Aquat. Living Resources*, 14, p. 183-193.

Taylor S.R., McLennan S.M., 1995. The Geochemical evolution of the continental crust. *Rev. Geophysics*, 33(2), p. 241-265.

Toldo Jr., E.E.; Dillenburg, S.R.; Corrêa, I.C.S. & Almeida, L.E.S.B., 2000. Holocene Sedimentation in Lagoa dos Patos Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 16(3):816-822.

Tomlinson D.C., Wilson J.G., Harris C.R., Jeffrey D.W., 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoland Mar. Res.*, 33, 566-575.

- Turekian K.K., Wedepohl K.H., 1961. Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 72, 175-192.
- Turner II, B. L., Hyden, G. et Kates, R. W., 1993. *Population Growth and Agricultural Change in Africa.*, University Press of Florida, Gainesville, 461 p.
- Turner II, B. L., Skole, D., Sanderson, S., Fischer, G., Fresco, L. O. et Leemans, R., 1999. "Land-use and land-cover change science/research plan". Stockholm, IGBP, 132 p.
- Tye R., Jepson R. et Lick W., 1996. Effects of colloids, flocculation, particle size, and organic matter on the adsorption of hexachlorobenzene to sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15:643-651.
- Valiela, I., Tomasky, G., Hauxwell, J., Cole, M.L., Cebrian, J., and Kroeger, K.D., 2000b. Operationalizing sustainability: management and risk assessment of land-derived nitrogen loads to shallow estuaries. *Ecol. Appl.* 10: 1006–1023.
- Van Kauwenbergh, S.J. 1997. Cadmium and other minor elements in world resources of phosphate rock. *Proceedings No. 400.* London, The Fertilizer Society.
- Vazquez G F., Sharmab V K., Magallanes V R., Marmolejo A J., 1999. Heavy Metals in a Coastal Lagoon of the Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bull.*, 38 (6): pp. 479-485.
- Viaroli P., Lasserre P., Campostrini P. 2007. Lagoons and coastal wetlands. *Hydrobiologia*, 577, 1-3.
- Viers J., Dupré B., and Gaillardet J., 2009. Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database. *Science of the Total Environment*, 407, 853-868.
- Vinebrooke D., Cottingham R., Norberg K., M. S., I Dodson, S., C Maberly, S., & Sommer, U. ,2004. Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: The role of species co-tolerance. *Oikos*, 104(3), 451-457.
- Walter, P.J., Chalk, S. et Kingston, H.M., 1997. *A Review of Overview of Microwave Assisted Sample Preparation, Microwave Enhanced Chemistry: Fundamentals, Sample Preparation, and Applications.* American Chemical Society, Washington, DC.
- Woodroffe C. 2002. *Coasts: Form, Process and Evolution.* Cambridge University Press, 640pp.
- Wright, E. L.; Smoot, G. F.; Kogut, A.; Hinshaw, G.; Tenorio, L.; Lineweaver, C.; Bennett, C. L.; Lubin, P. M., 1994. Comments on the statistical analysis of excess variance in the COBE differential microwave radiometer maps. *Astrophysical Journal, Part 1 (ISSN 0004-637X)*, vol. 420, no. 1, p. 1-8
- Yeager K.M., Santschi P.H., Rowe G.T., 2004. Sediment accumulation and radionuclide inventories ( $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{234}\text{Th}$ ) in the northern Gulf of Mexico, as influenced by organic matter and macrofaunal density. *Marine Chemistry*, 91 (1-4), 1-14.

Zar, J.H., 1996. Biostatistical Analysis, 3rd Edition. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 662 pp.

Zhuang X., Alaa S., Zhongyuan C., Weiguo Z., Jing C., Zhanghua W., Qianli S., Daowei Y., 2008. Pb-210 and Cs-137 distribution in Burullus lagoon sediments of Nile river delta, Egypt: sedimentation rate after Aswan High Dam. *Frontiers of Earth Science in China*, 2 (4) 434-438.

Zourarah B., 2002. Les processus côtiers actuels et leur impact sur l'environnement littoral des Doukkala (côte atlantique marocaine) : Approche hydrodynamique, Morphologique, sédimentologique et Géochimique. Thèse de Doctorat d'état, 232 p, Université Chouaïb Doukkali El Jadida (Maroc).

Zourarah B., Maanan M., Carruesco C., Aajjane A., Mehdi K., ConceiçãoFreitas M., 2007. Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution in the lagoon of Oualidia (Moroccan Atlantic coast). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 72 (1-2), 359-369