

**UNIVERSITE MOULAY ISMAIL**

**Faculté des Sciences de Meknès**

---

## **THESE**

Présentée pour l'obtention du

**Doctorat ès-Sciences Physiques**

Spécialité : Chimie-Physique

Par

**Abdelaziz ABDALLAOUI**

**Contribution à l'étude du phosphore et des métaux lourds contenus dans les sédiments et de leur influence sur les phénomènes d'eutrophisation et de la pollution. Cas du bassin versant de l'oued Beht et de la retenue de barrage El Kansera.**

**Soutenue le 18 février 1998 devant la Commission d'Examen :**

<b>MM. D. ZAKARYA</b>	Professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Mohammadia	Président
<b>M. EL MERAY</b>	Professeur à la Faculté des Sciences de Marrakech	Rapporteur
<b>M. HAMDANI</b>	Professeur à la Faculté des Sciences d'Agadir	Rapporteur
<b>M.Z. BENABDALLAH</b>	Professeur à la Faculté des Sciences de Meknès	Examineur
<b>M. DERRAZ</b>	Professeur Habilité à la Faculté des Sciences de Meknès	Examineur
<b>M. HAMAD</b>	Professeur à la Faculté des Sciences de Rabat	Examineur
<b>T. LAKHLIFI</b>	Professeur à la Faculté des Sciences de Meknès	Examineur

**A la mémoire de mes parents,  
A ma Femme Souad,  
A mon Fils Badr-Eddine,  
A mes Frères et mes Soeurs,  
A ma Famille,  
A tous ceux qui me sont chers.**

## *Avant-propos*

Avant de présenter ce travail qui a été réalisé au sein de l'Equipe de Chimie Analytique de l'Environnement du Département de Chimie, à la Faculté des Sciences de Meknès, j'adresse mes remerciements à tous ceux qui m'ont aidé à la réalisation de ce mémoire, par leurs conseils, leur collaboration, leurs encouragements ou leur sympathie et particulièrement à :

Monsieur M.Z. BENABDALLAH, Professeur à la Faculté des Sciences de Meknès, qui a dirigé la réalisation de ce travail, avec une bienveillante attention. Il a accepté, il y a plus de dix ans déjà, de guider mes premiers pas de chercheur. Sa capacité de travail et ses qualités scientifiques et humaines resteront pour moi un exemple. C'est un agréable devoir pour moi de lui adresser, aujourd'hui, mes plus vifs remerciements et ma profonde gratitude, pour la formation qu'il m'a donnée et pour le soutien moral et les encouragements permanents qu'il m'a constamment prodigués.

Monsieur M. DERRAZ, Professeur Habilité au Département de Biologie de la Faculté des Sciences de Meknès qui a suivi de près, avec beaucoup d'enthousiasme, la réalisation de ce travail. Je suis heureux de lui témoigner ma reconnaissance et je le prie de trouver ici l'expression de ma haute considération.

Monsieur D. ZAKARYA, Professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Mohammadia, a bien voulu juger ce travail. Je tiens à lui exprimer ici ma respectueuse reconnaissance et ma haute considération pour l'honneur qu'il me fait en acceptant la présidence du Jury de cette thèse.

Je suis également très sensible à la présence, dans mon jury, de Monsieur M. HAMDANI, Professeur à la Faculté des Sciences d'Agadir et de Monsieur M. EL MERAY, Professeur à la Faculté des Sciences de Marrakech, qui ont eu l'amabilité d'accepter d'être des rapporteurs pour ce travail, et de se déplacer jusqu'à Meknès pour venir participer à ce Jury, malgré leurs multiples occupations. Je tiens à leur exprimer mes vifs remerciements.

Que Monsieur M. HAMAD, Professeur à la Faculté des Sciences de Rabat, veuille bien trouver ici le témoignage de ma sincère gratitude pour l'honneur qu'il me fait en acceptant de siéger au Jury de cette thèse.

J'associe à ces remerciements, Monsieur T. LAKHLIFI, Professeur à la Faculté des Sciences de Meknès, pour ses encouragements, son soutien moral et son enthousiasme qu'il m'a donnés durant la réalisation de ce travail. Je tiens à lui exprimer ma haute considération pour l'honneur qu'il m'a fait en acceptant de juger cette thèse.

Je tiens à remercier sincèrement Monsieur S. LEK, Maître de Conférences à l'Université Paul Sabatier de Toulouse, pour les conseils, les encouragements et l'aide précieuse qu'il m'a donnés. Sa contribution pour l'élaboration de ce travail est inestimable. Qu'il trouve ici l'expression de ma profonde gratitude et de toute ma reconnaissance pour m'avoir donné les outils nécessaires pour le traitement statistique des données.

J'adresse aussi mes vifs remerciements à Monsieur B. EL MOUMNI, Professeur Habilité à la Faculté des Sciences et Techniques de Tanger, pour l'aide qu'il m'a apporté dans le domaine de la sédimentologie.

Je remercie également tous les Responsables français et marocains de l'action intégrée 756/94, et particulièrement Messieurs A.DAUTA et L. LABROUE, pour m'avoir accordé deux bourses dans ce cadre, afin d'effectuer des stages de courte durée en France.

Je ne saurais oublier de remercier tous les membres du Département de Chimie de la Faculté des Sciences de Meknès, et particulièrement Messieurs M.A. AJANA, K. ENNASSEF et Madame A. RIDHA, pour m'avoir permis de travailler dans une agréable ambiance en m'apportant leur soutien et leur amicale coopération.

Merci enfin à tous les chercheurs, enseignants et étudiants, du Groupe de Chimie-Physique qui ont pu créer une ambiance gaie et sympathique et des conditions agréables de travail.

# **Contribution à l'étude du phosphore et des métaux lourds contenus dans les sédiments et de leur influence sur les phénomènes d'eutrophisation et de la pollution.**

## **Cas du bassin versant de l'oued Beht et de la retenue de barrage El Kansera.**

---

*M. Abdelaziz ABDALLAOUI*

### **Résumé :**

Conscients du problème et de l'importance que revêt, pour notre pays, la protection et la surveillance de toutes nos ressources hydrauliques, nous avons jugé utile d'apporter une contribution à travers la détermination et le suivi des concentrations du phosphore et des métaux lourds dans les sédiments, à l'étude du phénomène d'eutrophisation de la retenue de barrage El Kansera et à l'évaluation du degré de pollution métallique de ce réservoir et du bassin versant de l'oued Beht.

Cette contribution a commencé par l'évaluation des propriétés physico-chimiques, des sédiments de ces deux milieux. Cette évaluation, qui a été effectuée à travers l'étude des variations spatio-temporelles d'un certain nombre de caractéristiques physico-chimiques, nous a permis une caractérisation globale des sédiments des milieux étudiés.

Notre étude a été poursuivie par la détermination des orthophosphates solubles dans l'eau et des différentes formes de phosphore des sédiments du bassin versant et de la retenue du barrage. L'étude des variations spatio-temporelles des orthophosphates solubles, dans les eaux prélevées au niveau des stations étudiées, a montré que les eaux de l'oued D'kor, qui drainent les rejets domestiques et industriels de la ville de Khémisset, ont un effet important sur l'augmentation des teneurs en ces orthophosphates des eaux de la retenue. L'étude du rapport N/P, relatif aux sédiments, nous a confirmé l'eutrophisation de la retenue de barrage étudiée et a montré que l'étude du compartiment sédiment constitue un instrument d'observation permettant l'évaluation de l'état trophique des plans d'eau.

L'application des extractions séquentielles du phosphore à des sédiments d'un milieu eutrophe comme celui de la retenue de barrage El Kansera a abouti à des résultats intéressants, du fait qu'elle permet l'extraction, entre autres, de deux formes chimiques (inorganiques) du phosphore sédimentaire, qui sont biodisponibles pour certaines espèces d'algues, responsables du phénomène d'eutrophisation de la retenue de barrage El Kansera. Par ailleurs, les résultats obtenus ont montré que la répartition des formes de phosphore, au sein des sédiments étudiés, est essentiellement gouvernée par les caractéristiques physico-chimiques de ces sédiments, elles mêmes dépendantes des variations saisonnières des conditions hydromorphologiques de la retenue.

Ensuite, pour pouvoir déterminer le degré de pollution par les métaux lourds du bassin versant de l'oued Beht et de la retenue de barrage El Kansera, nous avons étudié les variations spatio-temporelles de ces métaux dans les sédiments de ces deux milieux. Toutefois, il a été montré que cette étude ne peut pas donner, à elle seule, des informations sur le niveau de pollution par ces métaux, des milieux étudiés.

Pour avoir ces informations nous avons déterminé les teneurs naturelles des sédiments du bassin versant de l'oued Beht. Ces teneurs naturelles nous ont permis le calcul des facteurs de contamination, qui ont montré que le bassin versant ne connaît pas de pollution notable par le chrome, le zinc, le fer, et le manganèse. Cependant, il a été montré que ce milieu peut être considéré comme relativement pollué, par le cuivre au niveau de la partie amont de l'oued Beht, et par le plomb au niveau de l'oued D'kor. D'autre part, l'étude des extractions sélectives des métaux lourds, à partir des différentes phases constitutives du sédiment de la retenue de barrage El Kansera a montré que l'origine lithogénique est plus importante que l'origine anthropogénique de ces métaux dans les sédiments de ce réservoir.

Enfin, nous avons effectué un traitement statistique sur les données relatives aux résultats des analyses des métaux lourds, pour l'établissement de deux modèles stochastiques permettant la prévision de la concentration de ces métaux dans les sédiments du bassin versant à partir de la connaissance de leurs propriétés physico-chimiques. Ce traitement a montré que les modèles établis par la méthode basée sur le principe des réseaux de neurones sont plus performants que ceux établis par la régression linéaire multiple.

**Mots clés :** *Phosphore, métaux lourds, sédiments, spéciation, eutrophisation, pollution, retenue de barrage El Kansera, bassin versant de l'oued Beht, modélisation.*

# SOMMAIRE

## Introduction Générale

8

### Première partie :

## SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES PROBLEMES LIES AU PHOSPHORE ET AUX METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS

### Chapitre I

#### Le phosphore lié aux sédiments et le phénomène d'eutrophisation des retenues de barrage

I-1) Introduction	15
I-2) Généralités sur le phosphore lié aux sédiments	15
I-2-1) Sources du phosphore sédimentaire	15
I-2-1-1) <i>Les particules autochtones</i>	16
I-2-1-2) <i>Les particules allochtones</i>	16
I-2-2) Les équilibres du phosphore au sein des sédiments	16
I-2-3) Les échanges du phosphore à l'interface eau-sédiment	17
I-2-3-1) <i>Accumulation du phosphore dans le sédiment</i>	17
a) <i>Adsorption</i>	17
b) <i>Précipitation</i>	18
I-2-3-2) <i>Relargage du phosphore par les sédiments</i>	19
I-2-4) Biodisponibilité du phosphore des sédiments	20
I-3) Le phénomène d'eutrophisation des retenues de barrage et ses conséquences	21
I-3-1) Les barrages au Maroc	21
I-3-2) Facteurs et processus de l'eutrophisation	22
I-3-2-1) <i>Facteurs anthropogéniques</i>	22
a) <i>Sources ponctuelles</i>	22
b) <i>Sources diffuses</i>	23
I-3-2-2) <i>Facteurs naturels</i>	23
I-3-2-3) <i>Facteurs liés au plan d'eau</i>	23
I-3-3) Fonctionnement des retenues de barrage eutrophisées	24
I-3-4) Effets de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau et sa potabilisation	24
I-3-5) Problèmes de l'eutrophisation dans les pays méditerranéens	26
I-3-6) Lutte contre l'eutrophisation des retenues de barrage	26
I-4) Conclusion	28

### Chapitre II

#### Les métaux lourds dans les sédiments

II-1) Introduction	29
II-2) Origines des métaux lourds liés aux sédiments	29

II-3) Les échanges des métaux lourds à l'interface eau-sédiment	30
II-3-1) Accumulation des métaux lourds dans les sédiments	30
II-3-2) Relargage des métaux lourds par les sédiments	31
II-4) Les métaux lourds dans les sédiments des retenues de barrage	31
II-4-1) La granulométrie	32
II-4-2) Les matières organiques	32
II-4-3) Les hydroxydes	32
II-5) Intérêt de la détermination des métaux lourds dans les sédiments	32
II-6) Teneurs naturelles	33
II-7) Méthodes d'évaluation des teneurs naturelles	33
II-8) Minéralisations sélectives des sédiments	34
II-8-1) Généralités	34
II-8-2) Phases constitutives des sédiments	34
II-8-2-1) Phase échangeable	35
II-8-2-2) Phase organique	35
II-8-2-3) Phase carbonatée	35
II-8-2-4) Phase réductible	35
II-8-2-5) Phase résiduelle	35
II-8-3) Schémas de spéciation	35
II-9) Cheminement des métaux lourds des sédiments vers l'homme	36
II-10) Conclusion	38

## **Deuxième partie :**

### **CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DES SEDIMENTS DU BASSIN VERSANT DE L'OUED BEHT ET DE LA RETENUE DE BARRAGE EL KANSERA**

## **Chapitre I**

### **Données générales sur le bassin versant de l'oued Beht et sur la retenue de barrage El Kansera**

I-1) Introduction	41
I-2) Bassin versant de l'oued Beht	41
I-2-1) Situation géographique	41
I-2-2) Cadre climatique	41
I-2-3) Cadre géologique	42
I-2-4) Cadre hydrologique	42
I-2-5) Stations et campagnes de prélèvements	42
I-3) La retenue de barrage El Kansera	43
I-3-1) Situation géographique	43
I-3-2) Caractéristiques de la retenue	44
I-3-3) Stations et campagnes de prélèvements	45
I-4) Conclusion	46

## **Chapitre II**

### **Etude des propriétés physico-chimiques des sédiments du bassin versant de l'oued Beht**

II-1) Introduction	47
II-2) Sédiments étudiés	47
II-3) Description générale des échantillons	47
II-4) Paramètres physico-chimiques étudiés	48
II-5) Caractéristiques physico-chimiques des sédiments	48
II-5-1) Paramètres physiques	48
II-5-2) Paramètres chimiques	49
II-5-3) Eléments échangeables	53
II-6) Traitement des données	54
II-6-1) Analyse en composantes principales	54
II-6-2) Analyse factorielle des correspondances	56
II-7) Conclusion	57

## **Chapitre III**

### **Etude des propriétés physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera**

III-1) Introduction	59
III-2) Sédimentation dans les retenues de barrage	59
III-3) Sédiments étudiés	60
III-4) Description générale des échantillons	60
III-5) Paramètres physico-chimiques étudiés	60
III-6) Présentation des résultats	60
III-7) Résultats et discussion	61
III-7-1) Caractérisation physico-chimique des sédiments	61
III-7-1-1) Paramètres physiques	61
III-7-1-1-1) Teneur en eau	61
III-7-1-1-2) pH des sédiments	63
III-7-1-1-3) Granulométrie	63
III-7-1-2) Paramètres chimiques	65
III-7-1-2-1) Matières organiques	65
III-7-1-2-2) Carbonates	68
III-7-1-2-3) Carbone organique	68
III-7-1-2-4) Azote total	69
III-7-1-3) Eléments échangeables	72
III-7-1-3-1) Calcium	72
III-7-1-3-2) Magnésium	73
III-7-1-3-3) Sodium	73
III-7-1-3-4) Potassium	74
III-7-2) Traitement statistique des données	76
III-7-2-1) Analyse en composantes principales	76
III-7-2-2) Analyse factorielle des correspondances	78



**Troisième partie :**
**ETUDE DES DIFFERENTES FORMES DE PHOSPHORE LIEES  
AUX PARTICULES SEDIMENTAIRES DU BASSIN VERSANT  
DE L'OUED BEHT ET DE LA RETENUE DE BARRAGE EL  
KANSERA**
**Chapitre I****Etude des formes du phosphore et de leurs relations avec les caractéristiques physico-chimiques des sédiments du bassin versant de l'oued Beht**

I-1) Introduction	83
I-2) Orthophosphates solubles dans l'eau	83
I-2-1) Variation spatiale	84
I-2-2) Variation saisonnière	85
I-3) Phosphore total dans les sédiments	86
I-3-1) Variation spatiale	86
I-3-2) Variation saisonnière	87
I-4) Relations entre le phosphore et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments	87
I-5) Spéciation du phosphore dans les sédiments	90
I-5-1) Schéma d'extractions chimiques de phosphore	90
I-5-2) Sédiments étudiés	91
I-5-3) Formes de phosphore déterminées	92
I-5-4) Reproductibilité de la méthode	92
I-5-5) Validité des résultats	92
I-5-6) Interprétation des résultats	93
I-5-6-1) Analyse monovariée	93
I-5-6-2) Analyse multivariée	97
I-5-6-2-1) Analyse en composantes principales	97
I-5-6-2-2) Analyse factorielle des correspondances	98
I-6) Relations entre les formes du phosphore des sédiments et les orthophosphates solubles dans l'eau	100
I-7) Relations entre les formes du phosphore et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments	100
I-8) Conclusion	101

**Chapitre II****Etude des formes du phosphore et de leurs relations avec les caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera**

II-1) Introduction	103
II-2) Orthophosphates solubles dans l'eau	104

II-3) Phosphore total dans les sédiments	105
II-4) Rapport azote / phosphore	107
II-5) Relations entre le phosphore et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments	108
II-6) Spéciation du phosphore dans les sédiments	109
II-6-1) Analyse monovariée	109
II-6-2) Analyse multivariée	114
II-6-2-1) Analyse en composantes principales	114
II-6-2-2) Analyse factorielle des correspondances	115
II-7) Relations entre les formes du phosphore des sédiments et les orthophosphates solubles dans l'eau	117
II-8) Relations entre les formes du phosphore et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments	117
II-9) Conclusion	119

#### *Quatrième partie :*

### **LES METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS DU BASSIN VERSANT DE L'OUED BEHT ET DE LA RETENUE DE BARRAGE EL KANSERA**

#### Chapitre I

##### **Etude des variations spatio-temporelles des métaux dans les sédiments du Bassin versant de l'oued Beht**

I-1) Introduction	123
I-2) Métaux lourds étudiés	124
I-3) Traitement et analyse des échantillons	124
I-3-1) Technique de dosage des métaux	124
I-3-2) Traitement des échantillons	124
I-4) Répartition des métaux dans les sédiments	125
I-4-1) Fer - manganèse - aluminium	125
I-4-2) Cuivre - plomb - Zinc	126
I-4-3) Chrome - Cadmium	126
I-5) Traitement des données	131
I-5-1) Analyse en composantes principales	131
I-5-2) Analyse factorielle des correspondances	133
I-6) Evaluation du degré de contamination métallique des sédiments	134
I-6-1) Recherche des teneurs naturelles	134
I-6-2) Elaboration d'un indice de pollution	136
I-6-3) Facteurs de contamination	136
I-7) Prédiction des concentrations des métaux lourds	138
1-7-1) Base de données	139
1-7-2) Mise en forme des données	139
1-7-3) Techniques de modélisation	140
1-7-4) Résultats et discussion	140

1-7-4-1) Régression linéaire multiple	140
1-7-4-2) Réseau de neurones artificiels	144
1-7-4-3) Validité prédictive des modèles	151
1-7-4-4) Prédiction par les réseaux de neurones	151
I-8) Conclusion	153

## **Chapitre II**

### **Etude des variations spatio-temporelles des métaux dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera**

II-1) Introduction	155
II-2) Sédiments étudiés	156
II-3) Répartition des métaux lourds dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera	156
II-3-1) Manganèse	156
II-3-2) Fer	157
II-3-3) Aluminium	159
II-3-4) Zinc	160
II-3-5) Plomb	161
II-3-6) Cuivre	162
II-3-7) Chrome	162
II-3-8) Cadmium	164
II-4) Traitement statistique des données	165
II-4-1) Analyse en composantes principales	165
II-4-2) Analyse factorielle des correspondances	166
II-5) Relations entre les métaux et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments	168
II-6) Extraction des métaux à partir des différentes phases du sédiment	169
II-6-1) Méthodes d'extractions sélectives	169
II-6-2) Sédiments étudiés	169
II-6-3) Présentation des résultats	170
II-6-4) Résultats et discussion	170
II-6-4-1) Manganèse	170
II-6-4-2) Fer	171
II-6-4-3) Zinc	175
II-6-4-4) Cuivre	177
II-7) Conclusion	179

<b>Conclusion générale</b>	<b>181</b>
----------------------------	------------

<b>Références bibliographiques</b>	<b>187</b>
------------------------------------	------------

<b>Annexe : matériel et méthodes</b>	<b>201</b>
--------------------------------------	------------

# **INTRODUCTION GENERALE**

Au Maroc, pays à climat semi-aride où la croissance démographique et les progrès socio-économiques font considérablement augmenter la demande en eau, le potentiel hydrique mobilisable dépend en grande partie des précipitations qui sont malheureusement irrégulières dans l'espace et dans le temps. Ces considérations ont poussé les autorités gouvernementales à élaborer au cours des dernières décennies, un important programme d'édification de nombreux grands barrages. Les retenues de ces barrages permettent de stocker et de conserver l'eau en période d'abondance, pour l'utiliser en période de rareté à des fins socio-économiques : production de l'eau potable, irrigation et production de l'énergie hydroélectrique.

Par ailleurs, l'apparition des concentrations massives de populations urbaines, ainsi que le développement des activités industrielles et agricoles modernes, ont eu pour conséquence d'une manière ou d'une autre de sérieux dommages et des déséquilibres de l'environnement aquatique de manière générale et des retenues de barrage en particulier. Il convient donc d'être conscient de l'importance que revêt, pour notre pays, la gestion rationnelle de ses ressources hydrauliques et leur protection contre toutes les pollutions susceptibles de nuire à leur qualité.

Parmi les agents chimiques, susceptibles d'être à l'origine de ces pollutions, figurent les substances toxiques, telles que les métaux lourds, et les substances nutritives, telles que le phosphore.

La pollution des eaux superficielles par ces substances est devenue l'une des plus graves nuisances, qui affectent notamment les régions industrielles et urbaines. Toutefois, l'évaluation du degré de cette pollution, au moyen des seules analyses de l'eau, se heurte à de nombreux problèmes qui tiennent en particulier à la difficulté d'obtenir des prélèvements représentatifs, étant donnée la variation rapide dans le temps de la composition de l'eau. D'autre part, l'analyse de l'eau exige l'utilisation de techniques analytiques performantes et coûteuses pour la détermination des substances chimiques polluantes, dont les concentrations sont bien souvent proches des limites de détection.

Pour remédier à ces problèmes, et du fait que la majeure partie des divers polluants chimiques qui sont couramment déversés dans les milieux aquatiques, se retrouve toujours finalement plus ou moins associée aux sédiments de fond, de nombreux auteurs (Mantei et Coonrod 1989, Bonzongo 1990, Saadallah 1991) ont opté, ces dernières années, pour l'analyse du compartiment sédiment pour l'évaluation de la pollution par les contaminants chimiques non dégradables dans le temps.

Ces auteurs ont montré en effet, que ce compartiment joue un rôle fondamental dans la détermination du devenir des métaux lourds et des éléments nutritifs qui sont plus ou moins volontairement introduits dans l'environnement aquatique. Les conséquences que cette introduction peut avoir, ont été par ailleurs signalées par plusieurs autres auteurs (Schindler et Fee 1974, O.M.S. 1980, Drake & Heaney 1987, Sommer *et al.* 1986, Aleya 1992, Bloesch 1994).

Le rôle déterminant du phosphore dans les processus d'eutrophisation, affectant les écosystèmes aquatiques, a été mis en évidence depuis les années soixante (Vollenweider 1968, Schindler et Fee 1974). Plus précisément, une grande partie du phosphore entrant dans un plan d'eau se retrouve finalement plus ou moins fortement associé aux sédiments du fond de cet écosystème. Or, il se peut que dans certaines conditions et par divers mécanismes, ce phosphore soit relargué par ces sédiments dans la colonne d'eau. Le phosphore lié sous différentes formes chimiques aux sédiments des retenues de barrage, joue donc un rôle important dans l'eutrophisation de ces milieux,

du fait qu'il constitue une source potentielle d'orthophosphates solubles (Drake & Heaney 1987).

De plus, l'accumulation des métaux lourds, dans les sédiments des retenues de barrage, n'est pas définitive. Sous l'influence des variations des propriétés physico-chimiques du milieu ces métaux peuvent de nouveau repasser dans la phase aqueuse (O.M.S. 1980). Ce qui pose parfois, de sérieux problèmes pour rendre potable les eaux retenues par ces plans d'eau.

Aussi, avons nous jugé utile de contribuer à travers la détermination et le suivi des concentrations du phosphore et des métaux lourds dans les sédiments, à l'étude du phénomène d'eutrophisation d'un plan d'eau marocain et à l'évaluation du degré de la pollution métallique de cet écosystème.

Le plan d'eau choisi pour cette étude est la retenue de barrage El Kansera, située dans le bassin versant de l'oued Beht. Cette retenue constitue (particulièrement pour les provinces de Khémisset et Tiflet,) une ressource dont les potentialités économiques sont variées. Ainsi, cette retenue de barrage représente une importante réserve d'eau à vocation d'adduction publique, d'irrigation et une source non négligeable d'énergie hydroélectrique.

Cependant, des signes d'eutrophisation progressive de cette retenue de barrage commencent à être observés ces dernières années (Abouzaid 1987). L'état trophique de ce réservoir se traduit par divers symptômes, tels que la désoxygénation des couches profondes en période de stratification, l'abondance des Cyanobactéries notamment *Microcystis* (Derraz 1995), avec des dépôts concentrés au niveau des rives de la retenue et la formation de blooms en période de forte réduction du volume de l'eau du réservoir. Ces problèmes se manifestent par des mauvais goûts et odeurs constatés au niveau de la station de production d'eau potable, implantée sur le site.

Si le rôle du phosphore dans les phénomènes d'eutrophisation n'est plus à démontrer, aucune étude n'a été effectuée, à notre connaissance, sur les associations chimiques du phosphore aux sédiments des retenues de barrages marocains et sur la relation de ces associations avec les caractéristiques physico-chimiques des sédiments et la biodisponibilité de cet élément pour les algues dont la prolifération traduit l'eutrophisation des plans d'eau considérés.

Nous nous sommes proposé donc de combler cette lacune en effectuant une telle étude sur la retenue de barrage El Kansera, dans le but d'apporter une contribution à la compréhension des mécanismes qui gouvernent le phénomène d'eutrophisation de cette retenue.

Il va sans dire que les processus physico-chimiques et biologiques qui se déroulent dans la retenue de barrage choisie, aussi bien que l'évolution dans le temps de ces processus, dépendent étroitement non seulement directement du régime d'ensoleillement, d'échauffement - refroidissement et de pluviométrie, mais aussi des caractéristiques des sédiments transportés du bassin versant de l'oued Beht vers le plan d'eau.

L'étude qualitative et quantitative de l'accumulation de phosphore et des métaux lourds, dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht, nous a paru nécessaire pour établir la charge réelle en ces éléments pouvant être transportée vers la retenue de barrage et par suite établir l'évolution de l'état trophique de ce plan d'eau ainsi que son degré de contamination par les métaux lourds.

Nous avons donc jugé utile, d'étudier les apports du bassin versant de l'oued Beht en phosphore et en métaux lourds, préalablement à l'étude de la répartition des formes de cet élément nutritif et la distribution des métaux toxiques, dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

Ce document qui rassemble les résultats que nous avons obtenus dans ce cadre, est constitué de quatre parties :

- la première partie comprend une synthèse bibliographique sur les problèmes du phosphore et des métaux lourds dans les sédiments des systèmes aquatiques. Ceci a pour but la présentation au lecteur d'une vue d'ensemble sur ces problèmes, ainsi que sur le comportement des métaux lourds et du phosphore, dans le compartiment sédiment.
- la deuxième partie traite, en outre des données générales sur le bassin versant de l'oued Beht et sur la retenue de barrage El Kansera, la caractérisation physico-chimique des sédiments déposés dans ces deux milieux.
- la troisième partie présente l'évaluation des formes du phosphore des sédiments et leur variation spatio-temporelle ainsi que les relations entre ces différentes formes de phosphore et les paramètres physico-chimiques dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht et de la retenue de barrage El Kansera.
- la quatrième partie traite l'étude des métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht et de la retenue de barrage El Kansera. Cette étude vise l'évaluation du niveau de pollution par les métaux lourds de ces deux milieux, à travers l'étude des variations spatio-temporelles de quelques métaux lourds dans les sédiments. D'autre part, elle vise aussi l'établissement d'un modèle mathématique performant, pour la prédiction des concentrations des métaux lourds à partir des caractéristiques physico-chimiques du milieu.

Signalons enfin, que cette étude s'inscrit dans le cadre d'un vaste programme d'étude pluridisciplinaire de la retenue précitée. L'un des objectifs à moyen terme de ce programme est la détermination d'éléments de réflexion pouvant contribuer à la compréhension des mécanismes d'échange de phosphore et des métaux lourds à l'interface eau - sédiment. Ce qui peut donner des informations utiles à la détermination d'approches de solutions permettant à terme de réduire l'acuité du phénomène d'eutrophisation de la retenue du barrage ainsi que l'instauration d'un programme de surveillance du contrôle de la qualité de la pollution de ce milieu.

*Première partie :*

**SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE  
SUR LES PROBLEMES LIES AU  
PHOSPHORE ET AUX METAUX  
LOURDS DANS LES SEDIMENTS**



## **Chapitre I**

# **Le phosphore lié aux sédiments et le phénomène d'eutrophisation des retenues de barrage**

### **I-1) Introduction**

Dans le domaine de la pollution des eaux continentales superficielles, on ne pensait, avant les années soixante, qu'aux rivières en tant que milieux récepteurs des eaux usées domestiques et industrielles. Ces rejets directement déversés, souvent sans aucun traitement préalable, entraînaient l'apparition de symptômes immédiats de détérioration de la qualité des eaux.

A cause de l'accroissement de la demande en eau potable engendré ces dernières décennies par le développement des agglomérations urbaines, l'amélioration du niveau de vie et le développement industriel, des préoccupations se sont accrues pour un nouvel aspect de la pollution. Elles se sont d'abord manifestées dans les centres de recherche très spécialisés et ont été ensuite, très rapidement partagées par les pouvoirs publics. Ces préoccupations concernent un aspect de la pollution environnementale qui touchait principalement les retenues de barrage et les écosystèmes analogues.

Le terme « eutrophisation » s'est alors généralisé pour exprimer le phénomène de développement anarchique des espèces algales au niveau des couches superficielles des retenues de barrage. Ce développement entraînait une dégradation de la qualité des eaux, en causant des préjudices environnementaux, sociaux et économiques.

De nombreuses études ont montré que le phénomène de l'eutrophisation est dû principalement à l'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, dont le plus important semble être le phosphore. Toutefois, le phosphore lié aux sédiments, qui joue un rôle non négligeable en tant que source des orthophosphates dans le cycle du phosphore dans les retenues de barrage, ne peut qu'aggraver ce phénomène.

Nous présentons, dans ce chapitre, une synthèse bibliographique sur le phosphore lié aux sédiments aquatiques, ainsi que sur les processus et les mécanismes gouvernant le phénomène d'eutrophisation. Pour donner au lecteur un aperçu sur l'ampleur de ce phénomène, nous avons jugé utile de présenter dans ce chapitre aussi, les effets et les conséquences de ce type de pollution, sur la qualité des eaux et sur la production de l'eau potable à partir des eaux retenues par les barrages.

### **I-2) Généralités sur le phosphore lié aux sédiments**

#### **I-2-1) Sources du phosphore sédimentaire**

La concentration du phosphore dissous reflète l'état trophique d'un grand nombre de milieux aquatiques. Cependant, le phosphore sédimentaire ou particulaire ne donne aucune idée sur l'état du plan d'eau étudié. Cette observation est ressortie des résultats de plusieurs études sur différents plans d'eau (Jaquet *et al.* 1983, Stabel 1984, Bloesch

et Sturm 1986) qui ont mis en évidence que les concentrations du phosphore lié aux matières en suspension dans certains lacs eutrophes, sont inférieures à celles des lacs oligo ou mésotrophes ; par contre, celles du phosphore soluble réactif, reflètent bien l'état trophique des plans d'eau étudiés (Bloesch *et al.* 1988).

Toutefois, le phosphore sédimentaire joue un rôle important en tant que source des orthophosphates dans le cycle du phosphore dans les retenues de barrage. L'origine du phosphore et la quantité des matières en suspension influencent considérablement le métabolisme des milieux aquatiques. L'origine du phosphore lié aux particules peut être soit autochtone soit allochtone.

#### *I-2-1-1) Les particules autochtones*

Les particules renfermant du phosphore qui sont d'origine autochtone sont produites par des processus chimiques ou biologiques.

Dans les retenues de barrage eutrophes riches en carbonates, la précipitation chimique du phosphore sur le calcium et son adsorption sur les oxydes de métaux, peuvent constituer des quantités importantes de phosphore sédimentaire minéral autochtone (Stumm et Morgan 1981).

Toutefois, lors d'une production primaire assez forte, la co-précipitation avec la calcite peut éliminer la remise en suspension du phosphore par adsorption sur les minéraux dérivés du bassin hydrographique, augmentant ainsi la part du phosphore liés aux particules autochtones (Stabel et Geiger 1985).

#### *I-2-1-2) Les particules allochtones*

Les particules d'origine allochtone proviennent en grande quantité du sol. Leur composition est dominée par les substances inorganiques dont les formes les plus abondantes sont :

- les fluoroapatites :  $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{F}_2\text{OH})_2$  et,
- les hydroxyapatites :  $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$

Ces formes d'apatites provenant de l'érosion, sont moins insolubles dans l'eau naturelle que celles provenant des processus diagénétiques. Elles sont plus disponibles pour le phytoplancton et peuvent être utilisées comme traceur naturel (Williams *et al.* 1970, Sonzogni *et al.* 1982).

Par ailleurs, les autres particules renfermant le phosphore, autre que l'apatite, proviennent des sources agricoles et urbaines sous forme de phosphore adsorbé sur les limons ou les argiles.

#### *I-2-2) Les équilibres du phosphore au sein des sédiments*

La disponibilité du phosphore pour la biomasse dépend des équilibres établis au sein du compartiment sédiment et des mécanismes et des paramètres, qui contrôlent ces équilibres. Ces derniers, qui dépendent de la solubilité de nombreuses formes de phosphore particulaire, représentent un système tampon pour la mobilité du phosphore stocké dans les sédiments (Crosby *et al.* 1984, Lennox 1984, Froelich 1988).

D'un autre côté, ils contrôlent aussi, la distribution du phosphore entre phase dissoute et phases solides (Syers *et al.* 1973).

Dans le compartiment sédiment, le phosphore peut exister sous forme dissoute et sous forme particulaire. Sous chaque forme, le phosphore peut à la fois être minéral et organique. La forme inorganique représente une fraction plus mobile et plus abondante que la forme organique (Logan 1982), qui ne représente que 15 à 50 % du phosphore total des sédiments (Bostrom *et al.* 1982).

Par ailleurs, le phosphore inorganique se répartit dans les sédiments des systèmes aquatiques de la manière suivante :

- \* Phosphore inorganique particulaire mobilisable.
- \* Phosphore inorganique stable, fixé, immobile.
- \* Phosphore inorganique dissous dans l'eau interstitielle, principalement sous forme  $\text{PO}_4^{3-}$  représentant généralement, moins de 1% du phosphore total (Bostrom *et al.* 1982, 1988a).

### I-2-3) Les échanges du phosphore à l'interface eau-sédiment

De nombreux auteurs s'accordent à dire que la teneur en phosphore des eaux surnageantes est généralement régie par un équilibre eau-sédiment. Les échanges de phosphore à l'interface eau-sédiment relèvent de phénomènes très complexes, qui regroupent des processus chimiques, biologiques et physiques. La compréhension et la quantification de ces échanges dans le cycle du phosphore sont des sujets de préoccupation très actuels et très délicats. En effet, il est actuellement admis que la couche superficielle des sédiments peut considérablement influencer la production primaire (Golterman 1984) via en particulier, le relargage ou le stockage du phosphore.

#### *I-2-3-1) Accumulation du phosphore dans le sédiment*

L'accumulation du phosphore dissous sur les particules en sédimentation constitue un processus majeur d'élimination de cet élément nutritif dans l'eau. Cette accumulation du phosphore qui se fait dans les sédiments est donc un phénomène important à étudier puisqu'elle joue un rôle non négligeable dans la compréhension du fonctionnement des retenues de barrage eutrophes et dans l'établissement des modèles utilisés pour la restauration de ces milieux (Stabel 1984, Stabel et Geiger 1985).

Golterman et De Groot (1994) pensent que le devenir du phosphore dans les lacs ne peut être compris qu'à travers une connaissance des processus régulant les mécanismes d'accumulation du phosphore dans les sédiments. Ces mécanismes sont principalement l'adsorption et la précipitation.

#### *a) Adsorption*

L'adsorption est définie comme étant une réaction qui fait transférer les ions  $\text{PO}_4^{3-}$  d'une solution par l'augmentation de la concentration dans une phase solide. Cette réaction s'effectue à la surface des particules et selon sa rapidité et sa réversibilité, on parle d'adsorption chimique ou d'adsorption physique (Stumm et Morgan 1970, Bostrom *et al.* 1988a).

La première est un phénomène lent et non totalement réversible. Elle met en jeu des liaisons chimiques, comme les complexes de coordination, lors de l'adsorption des ions  $\text{PO}_4^{3-}$  sur des hydroxo-complexes polynucléaires par échanges de ligands. Sous une forme plus poussée, cette adsorption chimique peut mettre en jeu des liaisons covalentes qui forment des précipités actifs, devenant inactifs en vieillissant (Stumm et Morgan 1970, Rao et Davidson 1982).

Dans les sédiments en contact avec l'eau, la majeure partie du phosphore mobilisable est ainsi adsorbée avec des énergies de liaison variables (Logan 1982).

Cependant, l'adsorption physique est un phénomène rapide et totalement réversible (la désorption est son phénomène inverse). Par exemple, on peut avoir une adsorption de 80 % des ions  $\text{PO}_4^{3-}$  sur la calcite en 10 secondes (Kuo et Lotse 1972).

L'adsorption physique met en jeu des liaisons de faible énergie, de type Van Der Waals, obtenues par la formation de dipôles électriques. Ces liaisons permettent l'adsorption des ions  $\text{PO}_4^{3-}$  sur des particules ayant des surfaces chargées positivement (Stumm et Morgan 1970, Bostrom *et al.* 1988a).

Selon Rao et Davidson (1982) les composés minéraux tels que les oxydes ou les carbonates de fer et de calcium et les argiles adsorbent facilement les ions  $\text{PO}_4^{3-}$  et peuvent être classés par ordre d'adsorption croissant comme suit :

Argiles < Carbonates de calcium < Hydroxo-complexes de fer

Par ailleurs, le phosphore peut se fixer sur les ions ferriques des complexes humiques, pour former des composés humiques phosphato-ferriques, qui sont plus stables que les composés minéraux en cas de diminution du potentiel rédox (Bostrom *et al.* 1982). L'adsorption des ions  $\text{PO}_4^{3-}$  sur ces composés humiques peut donc diminuer la mobilité des orthophosphates.

Dans les sédiments, les carbonates de calcium adsorbent l'excès de phosphore qui ne peut être lié aux hydroxo-complexes de fer même si la précipitation des phosphates de calcium semble être la principale voie de stockage dans les sédiments (Golterman 1988a).

L'adsorption des ions  $\text{PO}_4^{3-}$  sur les argiles est due à des mécanismes semblables à ceux qui régissent l'adsorption par les ions ferriques. Toutefois, l'adsorption des argiles serait liée aux métaux (fer et aluminium) qu'elles contiennent (Andersen 1975, Froelich 1988).

Les argiles n'adsorbent pas toutes de la même manière. Celles riches en fer, comme l'illite et la chlorite, adsorbent mieux les ions  $\text{PO}_4^{3-}$  que les argiles pauvres en fer, comme la montmorillonite et la kaolinite. Lake et Mac Intyre (1977) ont classé les argiles par capacité d'adsorption croissante dans l'ordre suivant :

Montmorillonite < kaolinite << illite < chlorite

Les processus d'adsorption des ions  $\text{PO}_4^{3-}$  sont affectés par plusieurs paramètres, mais d'une manière générale, des auteurs ont défini le pH, le potentiel rédox et la température comme les paramètres les plus importants pour la mobilité des ions  $\text{PO}_4^{3-}$  (Bostrom *et al.* 1988a). Cependant, d'autres facteurs comme l'activité biologique et la concentration des ions  $\text{PO}_4^{3-}$  peuvent aussi jouer un rôle dans la modification des équilibres établis au sein du sédiment (Kuo et Lotse 1972, Lijklema 1980, Martin 1985).

### ***b) Précipitation***

D'une manière générale, la précipitation est définie comme un déplacement d'au moins deux éléments d'une solution par leur combinaison mutuelle dans un nouveau composé solide. Cette combinaison permet la formation d'un composé insoluble : précipité.

La formation des précipités demande des concentrations non négligeables des ions dissous tels que  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Fe}^{3+}$  ou  $\text{Fe}^{2+}$  (Enell et Lofgren 1988). Dans le cas où les conditions d'équilibre présentent une sursaturation de ces ions, il peut se produire une précipitation qui est très rapide dans le cas de la formation des complexes d'hydroxyapatite à partir d'un mélange des carbonates de calcium et des ions orthophosphates (Andersen 1975).

Cependant, les précipités contenant du phosphore peuvent se former de manière plus lente par vieillissement des composés du phosphore obtenus par adsorption des ions  $\text{PO}_4^{3-}$  sur des oxydes ou hydroxydes de fer ou d'aluminium ou sur des argiles ou bien par piégeage sur de la calcite (Stumm et Leckie 1971).

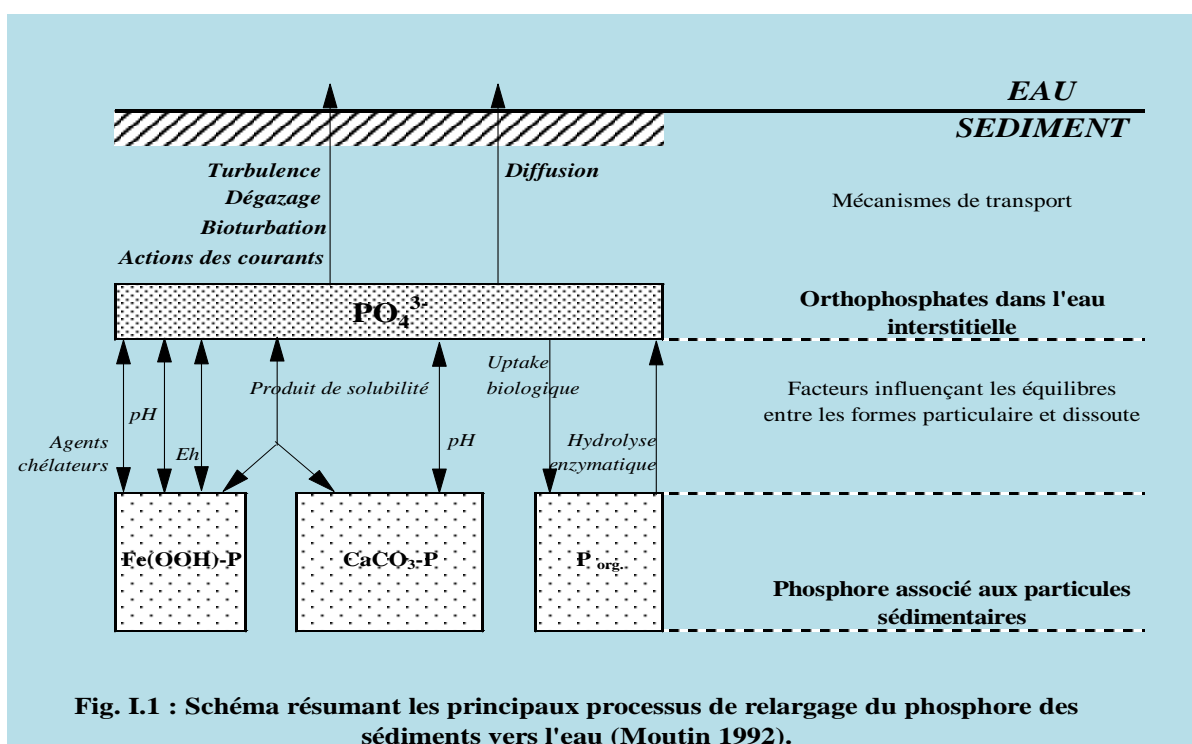
Par ailleurs, les composés contenant du phosphore formés par précipitation sont généralement très stables et interviennent peu dans les propriétés tampons des sédiments (Enell et Lofgren 1988) mais, ils ne contrôlent pas les propriétés chimiques de l'eau interstitielle (Emerson et Widmer 1978).

### I-2-3-2) Relargage du phosphore par les sédiments

Le relargage du phosphore vers l'eau surnageante est un processus complexe gouverné par l'interaction de plusieurs mécanismes physiques, chimiques et biologiques (Bostrom *et al.* 1988a). Parmi ces mécanismes, nous citons principalement la diffusion, la bioturbation, la minéralisation de la matière organique, la remise en suspension des sédiments et la désorption (Bostrom *et al.* 1982).

Toutefois, le potentiel rédox, le pH, la minéralisation totale, la teneur en nitrates, la libération de gaz, la dissolution des sels et les effets des phytoplanctons et des macrophytes sont considérés également, comme des facteurs affectant les taux de relargage du phosphore par les sédiments (Bostrom *et al.* 1982, Jensen et Andersen 1992).

Le schéma de la figure I.1 (Moutin 1992), résume les principaux mécanismes régulant le relargage du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau. Ce schéma montre que le processus du relargage du phosphore se fait en deux étapes successives. La première consiste à passer le phosphore de l'état particulaire à l'état dissous. La deuxième étape concerne le transport du phosphore dissous dans l'eau interstitielle vers l'eau surnageante



**Fig. I.1 : Schéma résumant les principaux processus de relargage du phosphore des sédiments vers l'eau (Moutin 1992).**

Les échanges de phosphore entre formes particulaires et formes dissoutes sont contrôlés par des états d'équilibre sensibles aux paramètres physico-chimiques, tant au sein du sédiment qu'à l'interface eau-sédiment.

D'une manière générale, dans les conditions aérobiques, le relargage du phosphore par les sédiments est stimulé par l'augmentation du pH, selon la réaction suivante :



Cependant, dans les retenues de barrage eutrophisées et stratifiées, l'interface eau-sédiment devient souvent anaérobie, et le fer ferrique lié au phosphore est réduit selon la réaction suivante :



D'après Sorensen (1982) et Jones *et al.* (1983), la réduction des ions ferriques en ions ferreux dans les sédiments peut être le résultat d'un processus enzymatique, analogue à la réduction des nitrates et des sulfates et qui serait favorisé par les bactéries réduisant les nitrates. Il a été confirmé expérimentalement que la stimulation des bactéries réduisant les nitrates augmente le taux de relargage du phosphore (Jansson 1986).

Par ailleurs, le phosphore relargué par les sédiments constitue la charge interne nutritive de ceux-ci. Cet apport de phosphore à la colonne d'eau, dit interne, est considérablement supérieur aux apports externes. Ainsi, dans plusieurs cas, la déviation ou le détournement des eaux usées et d'autres mesures de restauration, qui n'ont pas pris en compte le rôle des sédiments, n'ont pas été couronnées du succès escompté, à cause de l'importance de la charge nutritive interne de ceux-ci (Jansson *et al.* 1988).

#### I-2-4) Biodisponibilité du phosphore des sédiments

Le phosphore lié aux sédiments ne peut, a priori, être utilisable comme élément nutritif par les bactéries, les algues et les macrophytes, mais il peut leur devenir biodisponible à la suite d'un certain nombre de processus biochimiques ou chimiques (Bostrom *et al.* 1988a). Le taux du phosphore libéré par les sédiments vers la colonne d'eau dépend largement des propriétés physico-chimiques du sédiment (Syers *et al.* 1973, Ryden *et al.* 1973, Wildung et Schmidt 1973) ; mais aussi des formes, des concentrations et de la mobilité du phosphore particulaire des sédiments.

La compréhension et la maîtrise des mécanismes du transfert du phosphore passent en partie, par l'évaluation de la répartition du phosphore dans les différentes phases de sédiment. Les difficultés quant à la quantification de ce transfert sont moins d'ordre conceptuel que méthodique. Il importe certes d'étudier les paramètres qui contrôlent les phénomènes d'accumulation de phosphore dans les sédiments, ainsi que les techniques de spéciation du phosphore dans les sédiments (Berner 1975).

La détermination des teneurs en différentes formes du phosphore des sédiments est d'une grande importance, à la fois dans la lutte contre les phénomènes d'eutrophisation et dans la restauration des plans d'eau déjà eutrophes.

L'implication du phosphore particulaire des sédiments dans les phénomènes d'eutrophisation est liée à sa forme biodisponible. Cet aspect a imposé l'affinage des méthodes de spéciation pour l'estimation directe de la fraction du phosphore particulaire des sédiments pouvant être utilisée par le phytoplancton (Golterman 1977, 1982).

Cependant, le développement des méthodes évaluant le phosphore biodisponible des sédiments s'avère complexe, puisqu'il faut tenir compte de tous les mécanismes impliqués dans le phénomène d'eutrophisation et des différents paramètres qui influencent ces mécanismes. Ces méthodes sont actuellement très nombreuses et peuvent être regroupées en cinq grands types :

- 1) Méthodes de bioessais qui sont basées sur l'utilisation des sédiments comme source unique de phosphore pour la croissance d'une culture monoalgale (Klapwijk *et al.* 1982, Williams *et al.* 1980, Dorich *et al.* 1980, Grobler et Davies 1979, 1981, Bostrom *et al.* 1988b).
- 2) Méthodes de fractionnements chimiques qui sont basées sur des extractions séquentielles des formes du phosphore, par des agents chélateurs (Chang et Jackson 1957, Li *et al.* 1973, Wildung et Schmidt 1973, Hieltjes et Lijklema 1980, Psenner et Pucsko 1988, Bonzongo *et al.* 1989, Olila *et al.* 1995).

- 3) Méthodes d'électrodialyse qui sont basées sur la détermination des concentrations des ions échangeables en utilisant des extractants appropriés tels que l'acide borique dilué (Kemp et Murdrochova 1971, Eck Van 1982).
- 4) Méthodes des résines échangeuses d'anions qui sont basées sur la mesure de la fraction du phosphore inorganique entraîné dans l'échange solide-liquide (Blancher et Riego 1976, Williams *et al.* 1980).
- 5) Méthodes d'échange isotopique qui sont basées sur le principe des dilutions isotopiques pour mesurer la concentration du phosphore des sédiments qui est en équilibre avec celui de l'eau interstitielle (Pomeroy *et al.* 1965, Li *et al.* 1972).

Seuls les deux premiers types de méthodes sont les plus couramment utilisés, mais ils sont eux même critiquables. En effet :

- \* La méthodologie et les problèmes théoriques associés aux méthodes des bioessais nécessitent une attention particulière (Golterman 1988b). Compte tenu de la grande variabilité de la composition des sédiments et des mécanismes qui peuvent provoquer le relargage, aucune méthode de bioessais n'a pu être acceptée de façon universelle et les auteurs utilisent des protocoles expérimentaux très différents, ce qui rend plus difficile les comparaisons des résultats obtenus (Dorich *et al.* 1980, Golterman 1988b).
- \* Les méthodes de fractionnements chimiques emploient des extractants trop agressifs et insuffisamment spécifiques (De Groot 1992). Ces extractants sont non sélectifs dans la plupart des méthodes actuelles. Ils conduisent parfois à de mauvaises interprétations des phénomènes liés aux échanges à l'interface eau-sédiment (Bonzongo *et al.* 1989).

### **I-3) Le phénomène d'eutrophisation des retenues de barrage et ses conséquences**

#### **I-3-1) Les barrages au Maroc**

L'attention importante accordée aux problèmes de l'eau au Maroc, pays à climat semi-aride, remonte à plusieurs siècles. Des édifices et des monuments, encore debout, témoignent de l'intérêt qu'accordaient les anciens dirigeants marocains à l'eau et au problème de l'irrégularité des précipitations.

Cependant, le premier grand barrage marocain n'a été édifié qu'en 1929. Il s'agit du barrage Sidi Saïd Maâchou sur l'oued l'Om Er-Rbia, qui a été construit pour satisfaire aux grands besoins en eau potable et industrielle de la ville de Casablanca et pour produire de l'énergie hydroélectrique (Administration de l'Hydraulique 1992).

Toutefois, la politique de mobilisation de l'eau par de grands ouvrages est restée assez timide, étant donné que jusqu'à 1966, seuls 15 ouvrages, ayant une capacité totale de 2 milliards de mètres cubes, ont été édifiés.

Mais, grâce à l'instauration d'un ambitieux programme, en 1967, dans le cadre de la nouvelle politique des barrages, menée par le gouvernement marocain, les grands barrages en cours d'exploitation sont aujourd'hui au nombre de 37. La capacité totale de stockage des eaux, par ces retenues de barrage est voisine de 14 milliards de mètres cubes. La régularisation interannuelles qui est d'environ 8 700 millions de mètres cubes par an, permet de dominer 820 mille hectares de terres irrigables.

En revanche, le phénomène de l'eutrophisation de ces retenues de barrage est accéléré par les progrès de la vie moderne conjugués à l'agressivité du climat et à la nature des sols. En effet, ce phénomène est particulièrement rapide dans le contexte

marocain puisque la retenue de barrage Sidi Mohammed Ben Abdellah, récemment mise en service (1974), est déjà fortement eutrophisée (Abouzaid 1987). D'autres retenues de barrage plus anciennes, comme la retenue du barrage El Kansera, présentent également des symptômes d'eutrophisation (Sahili et Makhokh 1987, Derraz 1995).

Les effets d'un tel phénomène sont considérés particulièrement graves pour un pays comme le Maroc, où l'inégalité de la répartition des eaux constitue un facteur limitant du développement économique ; et où l'approvisionnement en eau potable et industrielle des agglomérations est assuré à plus de 60 % par les eaux de surface, qui sont généralement puisées à partir des retenues de barrage.

### I-3-2) Facteurs et processus de l'eutrophisation

L'eutrophisation est un processus de dégradation du plan d'eau qui fait appel à des mécanismes biologiques et physico-chimiques complexes et très interdépendants les uns des autres. Mais d'une façon simplifiée, on peut la définir comme étant la surabondance des éléments nutritifs qui entraîne un déséquilibre écologique aboutissant, entre autres, à un développement anarchique d'algues microscopiques. De ce développement découlent pratiquement tous les problèmes imputables à l'eutrophisation d'un plan d'eau.

Dès le début des années soixante-dix, Schindler (1974) a montré que l'ajout d'éléments nutritifs tels que le phosphore, l'azote et le carbone, à des lacs oligotrophes, les transformait rapidement en lacs eutrophes. Cet auteur et ses collaborateurs ont également montré que le carbone n'était généralement pas un facteur limitant la croissance algale (Schindler *et al.* 1972), car il pouvait provenir de l'atmosphère en quantité suffisante.

Par ailleurs, de nombreux travaux ont montré la relation étroite qui existe entre les apports de phosphore et d'azote et le niveau global d'eutrophisation des lacs de barrages (Vollenweider 1976, Reckhow et Chapra 1983, Lafforgue 1990). Les déversements élevés de phosphore dans le lac d'Ijsselmeer, en Hollande et la durée relativement prolongée de leur séjour, provoquent des efflorescences massives d'algues (Salomons et Mook 1980). Les apports de ces éléments nutritifs peuvent être regroupés en trois grands types de facteurs:

#### *I-3-2-1) Facteurs anthropogéniques :*

##### *a) Sources ponctuelles :*

Les rejets domestiques apportent aux cours d'eau une charge importante en azote et en phosphore. Les détergeants ainsi que les excréments humains contiennent des teneurs importantes en phosphore. Les quantités de nutriments rejetés quotidiennement et les volumes d'eau qui les véhiculent dépendent des habitudes sociales, des traditions alimentaires et du niveau de vie. En général, les rejets apportent environ 0,66 kg par personne et par an en phosphore et 5,1 kg par personne et par an en azote au milieu récepteur.

L'élevage constitue aussi une source ponctuelle de nutriments, puisque les apports d'azote et de phosphore provenant des déchets d'animaux sont généralement observés. Les quantités annuelles de ces deux entités chimiques excrétées par les différents groupes d'animaux d'élevage sont données dans le tableau ci-dessous ( Vollenweider, 1971) :



Tableau I.1 : Apport en azote et en phosphore en kg / 1000 kg de poids vivant.

Animaux	Apport en kg /1000 kg de poids vivant		Poids moyen d'un animal en kg
	Azote	Phosphore	
Chevaux	198	19	600
Bovins	156	17	576
Ovins	119	20	32
Volailles	85	31	3
Caprins	121	19	45

*b) Sources diffuses :*

Les cultures céréalières, maraîchères et les arboricultures qui utilisent des quantités importantes d'engrais, sont responsables de l'enrichissement des eaux en azote et en phosphore. Cet enrichissement est dû, entre autres, aux pertes de ces nutriments par érosion ou par ruissellement qui sont fonction du degré de fertilisation du sol.

*I-3-2-2) Facteurs naturels :*

Les facteurs naturels tels que le climat, l'hydrologie, la géologie, la position géographique ainsi que la topographie et la géochimie sont étroitement liés aux caractéristiques du bassin versant et déterminent l'intensité du phénomène d'eutrophisation des lacs et des retenues de barrage.

Ainsi, le climat influence la productivité des plans d'eau en agissant sur le taux annuel d'eau et d'énergie, sur le taux de renouvellement de l'eau et sur le mécanisme du transport des nutriments et des particules en suspension vers le lac.

Le climat intervient aussi dans l'hydrologie du bassin versant puisque les quantités des nutriments transportées du bassin versant vers le plan d'eau, sont proportionnelles à l'abondance des précipitations.

Outre la période des précipitations, la pluviométrie annuelle influence les apports en nutriments dus à l'érosion et aux ruissellements. La quantité maximale d'éléments nutritifs apportée à un plan d'eau coïncide généralement avec les périodes où les précipitations sont élevées. Il faut cependant tenir compte du fait que les pratiques de mise en valeur des terres peuvent favoriser le mécanisme d'érosion. En effet, les apports de sédiments et d'autres matériaux exogènes sont assez considérables durant l'automne et l'hiver, puisque les labours laissent le sol exposé à l'action de la pluie.

D'un autre côté, la composition chimique des eaux retenues par le barrage dépend étroitement de la composition géologique du bassin versant, de sa dimension et de sa topographie. La retenue de barrage et son bassin versant forment donc une unité de base de l'écosystème du fait que les fractions terrestres et aquatiques du bassin hydrologique sont très reliées par le déplacement de matériaux de terres vers l'eau.

*I-3-2-3) Facteurs liés au plan d'eau*

En général, le phénomène de l'eutrophisation est dû aux apports nutritifs externes au plan d'eau. Cependant, les caractéristiques de ce dernier telles que le temps de résidence de l'eau, la profondeur moyenne et la nature du sédiment peuvent en accentuer ou en diminuer l'intensité.

Le temps de résidence de l'eau dans la retenue de barrage, influence nettement l'effet de l'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs.

La profondeur moyenne de la retenue de barrage et de l'hypolimnion (couche profonde de l'eau) ont des effets importants dans l'accroissement de la charge en éléments nutritifs du réservoir. Vollenweider (1971) a montré le rôle important joué par la profondeur moyenne d'un réservoir dans le bilan du phosphore. Il a ultérieurement établi un modèle (Vollenweider, 1975) qui relie la charge en phosphore à la profondeur moyenne du réservoir et au temps de résidence de l'eau, pour la détermination du degré d'eutrophisation. C'est ainsi qu'il a montré que l'état d'eutrophisation d'un plan d'eau dépend non seulement de la quantité de phosphore apportée ; mais aussi de sa profondeur moyenne et du temps de séjour moyen des eaux. Plus le temps de résidence est important et la profondeur faible, plus le lac sera eutrophe.

### I-3-3) Fonctionnement des retenues de barrage eutrophisées

Dans les lacs peu profonds, la production primaire a lieu sur toute l'épaisseur de la colonne d'eau. La biomasse produite est régulièrement mélangée par le vent et les vagues qui remettent en suspension une partie des sédiments et des sels nutritifs qu'ils contiennent. C'est le cas de certaines lagunes méditerranéennes où les conditions de la croissance algale sont très favorables. Dans ce type de système, l'eutrophisation est auto-entretenu par la remise à disposition des substances nutritives et des matières organiques qui ont été sédimentées, ainsi que par l'utilisation directe du substrat par les végétaux attachés.

Cependant, les retenues de barrage qui sont assez profondes et présentent une stratification thermique estivale, ont un fonctionnement quelque peu différent. La biomasse algale sédimente au fond du plan d'eau et s'y décompose, ce qui consomme généralement tout l'oxygène dissous de l'hypolimnion. L'anoxie qui en résulte peut perdurer tout l'été. En effet, la présence d'une thermocline assez considérable bloque les transferts d'oxygène depuis la surface, alors même que des quantités importantes de matières organiques sédimentent et continuent de se décomposer au fond du plan d'eau (Lafforgue 1994).

### I-3-4) Effets de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau et sa potabilisation

Si les facteurs responsables de l'eutrophisation des retenues de barrage sont désormais bien identifiés, les conséquences induites le sont également. La principale conséquence de l'eutrophisation est la croissance d'une biomasse algale très élevée dans les eaux de l'épilimnion.

Cette biomasse algale, de laquelle découlent tous les problèmes imputables à l'eutrophisation, est souvent dominée par des Diatomées au printemps, des Chlorophycées au début de l'été et des Cyanophycées à la fin de l'été et en automne. Le tableau ci-dessous présente les genres d'algues microscopiques couramment rencontrées au Maroc.

Cette succession algale a de très mauvaises conséquences sur l'écosystème considéré, et pose de graves problèmes au niveau de la qualité et de la potabilisation des eaux retenues par le barrage (Abouzaid 1994, Lafforgue 1994) :

Tableau I.2 : Les genres d'algues microscopiques rencontrées au Maroc (Abouzaid 1994).

Chlorophycées	Diatomées	Flagellées pigmentées	Cyanophycées
<i>Chlorella</i> <i>Closterium</i> <i>Spirogyra</i> <i>Scenedesmus</i>	<i>Cyclotella</i> <i>Diatoma</i> <i>Mélosira</i> <i>Navicula</i> <i>Nitzschia</i> <i>Synedra</i>	<i>Ceratium</i> <i>Peridinium</i> <i>Trachelomonas</i>	<i>Microcystis</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Anabaena</i>

- Le processus de nitrification se trouve bloqué, ce qui provoque l'accumulation d'ammoniaque, entité chimique nuisible à la survie piscicole, et impose un traitement complémentaire dans la chaîne de traitement en vue de la production d'eau potable.

- L'eutrophisation crée des conditions réductrices qui se manifestent à l'interface eau-sédiment par le relargage des métaux, particulièrement le fer et le manganèse, à partir des sédiments anoxiques vers l'hypolimnion. Ces éléments sont nuisibles à la faune et à la flore aquatiques et nécessitent l'introduction d'un oxydant fort dans la chaîne de traitement pour la déferrisation et la démanganisation des eaux à utiliser.

- Les conditions anaérobiques favorisent la libération des orthophosphates des sédiments vers l'eau surnageante. Ces orthophosphates pourront être biodisponibles pour les algues à la faveur de brassages partiels ou totaux du plan d'eau. Ce phénomène conduit à l'entretien de l'eutrophisation.

- La stratification thermique est doublée d'une stratification chimique avec de fortes concentrations en éléments nutritifs au fond de la retenue de barrage et de faibles concentrations en surface. Dans un tel contexte, les espèces phytoplanctoniques bénéficiant de flottabilité variable, comme c'est le cas pour certaines Cyanophycées, possèdent un avantage conséquent sur les autres espèces.

- Des composés issus des algues ou des bactéries confèrent à l'eau une odeur et un goût désagréables. Cette dégradation de la qualité organoleptique de l'eau, qui est la conséquence la mieux connue du phénomène de l'eutrophisation, exige le recours, fort coûteux, soit au charbon actif en poudre ou en grain, soit à l'oxydation par l'ozone, soit à la combinaison de ces deux techniques.

- La dégradation des algues mortes favorise l'augmentation de la matière organique endogène, ce qui augmente la demande en chlore et accroît la probabilité de la formation des trihalométhanes qui sont soupçonnés d'être cancérigènes pour l'homme. Or, il est connu que le pouvoir oxydant du chlore diminue avec le pH, mais ce dernier peut facilement atteindre la valeur de 10 dans les couches épilimniques d'une retenue de barrage eutrophe, ce qui augmente d'autant la consommation de chlore.

- Le pH peut devenir très important au sein de la couche épilimnique, gênant l'assimilation du carbone par certaines espèces phytoplanctoniques. Ce pH varie d'une manière très importante au cours du cycle nyctéméral ce qui pose des problèmes de calage des filières de potabilisation et nécessite une station de traitement ayant une grande souplesse au niveau de l'équipement.

- Lorsque le rapport massique N/P est inférieur à 7, il peut alors y avoir épuisement de l'azote en surface du plan d'eau. Il en découle rapidement la production d'une importante biomasse de Cyanophycées. Or, ces dernières forment des flocs en

surface (bloom), d'où elles sont entraînées vers les bords sous l'effet du vent. Elles s'y accumulent et s'y décomposent rendant ainsi la retenue impropre aux activités de loisir. Par ailleurs, leur lyse cellulaire libère les toxines existant chez certaines d'entre elles. D'un autre côté, ces Cyanophycées contribuent à maintenir un stock de phosphore important dans l'épilimnion, qui serait enfoui vers l'hypolimnion si l'on avait affaire à d'autres algues planctoniques. Elles sont donc, nuisibles au tourisme tout autant qu'au traitement et à l'utilisation des eaux pour la consommation humaine et animale, ou pour l'irrigation (Lafforgue 1990 ; Lafforgue *et al.* 1993).

### I-3-5) Problèmes de l'eutrophisation dans les pays méditerranéens

Les pays méditerranéens sont particulièrement vulnérables au phénomène de l'eutrophisation à cause d'un certain nombre de facteurs qui leur sont propres. En effet, ils présentent des spécificités importantes qui facilitent le déclenchement du phénomène d'eutrophisation de leurs plans d'eau. Ces spécificités sont :

- \* Le climat est chaud en été, frais en hiver, s'accompagnant de précipitations concentrées dans le temps et de fortes amplitudes.
- \* La température de l'eau est assez élevée.
- \* La lumière solaire est assez disponible (bon ensoleillement).
- \* Les éléments nutritifs se trouvent en quantité suffisante.
- \* Les pertes algales sont réduites par les remises en suspension.
- \* Les zones montagneuses sont assez nombreuses.

Dans un tel contexte, le problème de fixation des sols est un vrai problème non seulement pour les agriculteurs, mais aussi pour les gestionnaires des retenues de barrage. Le transport solide est en effet très important et conduit à un engorgement rapide des retenues de barrage. C'est spécialement le cas du Maroc où le problème de l'engorgement touche presque la totalité des retenues de barrage (Lahlou 1987).

Cette réduction de la profondeur moyenne des plans d'eau entraîne à terme un accroissement de l'eutrophisation et l'apparition de macrophytes. C'est par exemple le cas de la retenue de barrage Abdelkrim El Khattabi au nord du Maroc (Lafforgue 1994).

Par ailleurs, la pauvreté des précipitations annuelles et la présence de sécheresses estivales conduit à ne pas pouvoir renouveler l'eau des retenues de barrage en été, période où les débits des rivières et des oueds sont moins importants. Il en découle une détérioration de la qualité de l'eau avec le maintien d'une forte stratification chimique et thermique favorables aux Cyanophycées.

D'une manière particulière, dans la plupart des régions du Maroc, le sol est assez riche en nutriments qui sont nécessaires au développement du phytoplancton. Les apports en eau arrivant à des retenues constituent en liaison avec l'énergie solaire largement disponible, un milieu très favorable au développement des algues. Les effets néfastes de ces algues sur la qualité de l'eau exigent des actions visant la lutte contre leur développement.

### I-3-6) Lutte contre l'eutrophisation des retenues de barrage

Le diagnostic du fonctionnement des retenues de barrage est fondé sur l'acquisition de données à la fois morphologiques, climatologiques, géologiques, hydrologiques, chimiques et hydrobiologiques. Une fois réunis les éléments de ce diagnostic, il est possible d'établir une stratégie de réhabilitation du plan d'eau à partir des techniques existantes :

- \* lutte contre la pollution sur le bassin versant et aménagements hydrauliques par détournement ou traitement des rejets urbains et de tout ou partie des eaux ruisselant sur les terrains agricoles ou pollués,
- \* aménagement des queues de retenue de barrage,
- \* aération ou oxygénation du plan d'eau,
- \* traitement chimique ou biologique pour lutter contre le développement des algues.

Le choix des techniques à mettre en oeuvre s'appuiera, généralement sur trois critères:

- 1) nature des apports du bassin versant,
- 2) type d'usage de l'eau,
- 3) caractéristiques physiques de la retenue de barrage.

Dans le cas par exemple, des retenues de barrage destinées à la production de l'eau potable (comme la plupart des retenues au Maroc), on cherchera plus spécialement à protéger les abords de la prise d'eau. Si celle-ci est installée en surface, il convient de lutter préférentiellement contre le développement des Cyanophycées, ce qui peut généralement être obtenu grâce à une déstratification, puisque ces algues particulièrement nocives profitent de la stratification thermique et chimique des eaux et s'accumulent de temps à autre en surface, où elles forment un bloom gênant pour les filières de traitement.

Par ailleurs, dans le cas des lacs dont il faut préserver le cheptel piscicole des effets de déficit d'oxygène, il est nécessaire d'équiper de grandes surfaces du plan d'eau d'un système d'aération qui ne fonctionnera que pendant de courtes périodes critiques. Il peut s'agir par exemple d'une déstratification, ou d'une aération des couches hypolimniques (Ravera et Riccardi 1989).

Le choix entre un procédé de déstratification et une aération des couches hypolimniques doit tenir compte des besoins en oxygène à apporter, des volumes d'eau à oxygéner, de l'état de stratification thermique et de l'énergie nécessaire pour la casser. Si celle-ci s'avère très importante, il sera judicieux de choisir une aération hypolimnique limitant ainsi les dépenses d'énergie.

Au Maroc, pour diminuer les conséquences du phénomène de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau brute retenue par un barrage, l'aération ou l'oxygénation des couches hypolimniques et le traitement biologique sont les principales techniques utilisées (Foutlane et Bouloud 1994, ONEP 1993a).

Cependant, seule la deuxième technique a été généralisée ces dernières années, dans plusieurs retenues du Royaume : Sidi Mohammed Ben Abdellah, El Kansera, Youssef Ben Tachfine (Abouzaid *et al.* 1990, ONEP 1991, ONEP 1993b).

Cette technique biologique consiste à introduire plusieurs centaines de milliers de poissons consommateurs d'algues microscopiques. Selon l'Office National de l'Eau Potable, l'introduction des carpillons argentés de Chine (poissons phytoplanctonophages) dans des retenues de barrage, a montré les effets bénéfiques suivants :

- \* une diminution notable de la population algale dans les couches superficielles de la retenue de barrage,
- \* une amélioration sensible des conditions oxiques du fond du plan d'eau.

D'un autre côté, cette solution biologique de lutte contre les conséquences de l'eutrophisation a eu un intérêt économique perceptible. Elle a assuré aux pêcheurs professionnels riverains de la retenue, la prise de plusieurs centaines de tonnes de poissons et a encouragé la création de sociétés marocaines spécialisées dans le domaine de carpiculture (ONEP 1993 b).

#### **I-4) Conclusion**

Nous avons montré dans ce chapitre le rôle important joué par les sédiments dans le cycle géochimique du phosphore et dans l'eutrophisation des retenues de barrage. Les sédiments des systèmes aquatiques peuvent non seulement servir de vecteurs lors du transport aquatique du phosphore, mais encore de lieu de stockage sur les fonds. Ils peuvent aussi constituer une source importante de régénération de cet élément nutritif à l'interface eau-sédiment. Il a été montré au cours de ce chapitre que les conditions anaérobiques favorisent le relargage du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau. Ce phosphore libéré sous forme d'ions orthophosphates peut être en quantité suffisante pour entraîner un déséquilibre écologique permettant un développement anarchique d'algues microscopiques.

Cependant, ces échanges à l'interface eau-sédiment ne sont pas restreints uniquement au phosphore, mais peuvent être définis comme une règle générale pour tous les micropolluants, tels que les métaux lourds, qui peuvent être accumulés dans les sédiments et relargués par ceux-ci, si des conditions sont optimales. Ainsi, les sédiments sont considérés comme une source de pollution des milieux aquatiques par les métaux lourds, dont certains sont violemment toxiques pour l'homme.

Pour ces raisons, nous avons jugé utile de présenter dans le chapitre suivant les processus de relargage et d'accumulation des métaux dans les sédiments aquatiques.

## Chapitre II

# Les métaux lourds dans les sédiments

### II-1) Introduction

Les sédiments des systèmes aquatiques jouent un rôle important dans le cycle géochimique des métaux lourds. Ils sont considérés comme un réservoir en cas d'apport massif de ces métaux et comme une source polluante, si les conditions de relargage sont optimales. En effet, l'accumulation des métaux lourds dans les sédiments n'est pas définitive. Sous l'influence des variations des propriétés physico-chimiques du milieu ces métaux peuvent de nouveau repasser dans la phase aqueuse.

Dans ce chapitre, nous présentons un bref aperçu bibliographique sur les phénomènes et les mécanismes, qui interviennent dans l'accumulation des métaux lourds dans les sédiments et leur relargage par ceux-ci, ainsi que le cheminement de ces métaux liés aux sédiments vers l'homme et leurs effets biologiques.

### II-2) Origines des métaux lourds liés aux sédiments

Les métaux lourds liés aux particules sédimentaires récentes peuvent, selon leur origine principale, être divisés en deux catégories (Hellmann 1970) :

- \* Métaux lithogènes ou métaux «géochimiques», tels que le zirconium, le rubidium et le strontium, qui dérivent des minerais par des processus naturels de dégradation.

- \* Métaux anthropogènes ou «artificiels» (de civilisation), tels que le cadmium, le chrome, le cobalt, le cuivre, le plomb, le mercure, le zinc et le nickel, qui sont enrichis dans les dépôts, surtout par suite des activités humaines.

Ces deux catégories présentent des liens entre elles. Certains métaux mobiles tels que le fer et le manganèse peuvent être enrichis par des processus naturels, comme une eutrophisation extrême. Ces métaux peuvent aussi, du fait de leur propre accumulation, entraîner celle d'autres éléments. Même la précipitation des carbonates peut être influencée par les activités humaines qui peuvent à leur tour influencer sur les niveaux métalliques. Les interrelations entre influences lithogènes et anthropogènes sur l'enrichissement des sédiments par des métaux lourds ont été largement examinées par Fostner et Wittmann (1979).

L'influence anthropogène varie avec le site. Le degré d'enrichissement peut toutefois être important, notamment pour les métaux dangereux présents en faibles quantités. Ainsi, plus de 90 % des concentrations de cadmium, de cuivre, de plomb, de mercure et de zinc dans les sédiments récents dans la basse vallée du Rhin, sont d'origine humaine (Fostner et Müller 1973).

Par ailleurs, la pollution des sédiments par les métaux lourds peut être imputable à un certain nombre de sources, y compris l'extraction minière et les rejets industriels, les effluents ménagers, les orages en ville, les ruissellements sur les terrains agricoles et forestiers ainsi que les écoulements atmosphériques.

Les effets polluants les plus spectaculaires et les plus graves trouvent en général leur origine dans le déversement localisé de déchets d'extraction minière et de fabrication industrielle (O.M.S. 1972a).

En revanche, l'observation continue des concentrations de métaux liés aux sédiments est un moyen utile pour localiser les apports ponctuels importants et pour déterminer l'efficacité des programmes de lutte contre eux. En analysant les sédiments recueillis depuis 1922, Salomons et ses collaborateurs ont pu retracer l'évolution de la pollution métallique dans la section néerlandaise du cours inférieur du Rhin sur plus de cinquante ans (Salomons et De Groot 1978, Salomons et Eysink 1981).

### **II-3) Les échanges des métaux lourds à l'interface eau-sédiment**

Un certain nombre d'interactions différentes se produisent à l'interface eau-sédiment. Nous signalerons à cet égard la sédimentation, la consolidation avec réduction de l'eau interstitielle, la diffusion et le mélange du fait de certains organismes.

Certaines réactions favorisées par des facteurs biologiques et/ou chimiques se produisent à la fois dans les sédiments et dans la colonne d'eau. Les réactions d'adsorption et de désorption sont les plus importantes.

Lorsque les sédiments ont été déposés, leur état chimique est susceptible de changements très considérables (de l'oxydation à la réduction), avec une remobilisation éventuelle de différents composés métalliques. Une dissolution peut également se produire par suite de l'accroissement des concentrations en sels, de la réduction du pH et de la formation de différents complexes chimiques.

L'équilibre entre les métaux à l'état dissous et ceux liés aux sédiments en suspension ou déposés au fond, est fonction de la présence des substances métalliques dans la colonne d'eau, ainsi que des propriétés du sédiment (Feik *et al.* 1972, Stumm et Bilinski 1972, MacNaughton et James 1974, O'Connor et Kester 1975, Hohl et Stumm 1976, Davis et Leckie 1978). La complexation des métaux tend à accroître leur accumulation par les sédiments ou leur relargage par ceux-ci.

#### **II-3-1) Accumulation des métaux lourds dans les sédiments**

L'accumulation des métaux lourds dans les sédiments est un processus très important dans le cycle géochimique des micropolluants. Elle se fait le plus souvent par deux processus qui sont l'adsorption et la précipitation.

Des études de laboratoire ont mis en évidence l'importance de différents paramètres sur les processus d'adsorption. Les métaux tels que le zinc et le cadmium ont une puissance d'adsorption sensiblement accrue à mesure de l'augmentation du pH, entre 7 et 9, c'est-à-dire à des valeurs significatives pour les eaux superficielles. Une légère modification du pH affecte donc le partage entre éléments dissous et particuliers (Salomons et Mook 1980).

L'adoption d'agents de complexation tels que les acides humiques et fulviques qui existent à l'état naturel, est susceptible d'inhiber l'adsorption, voire de remobiliser des métaux adsorbés. On ne saurait donner de règles générales pour ces processus. Les principaux facteurs en sont toutefois la composition granulométrique, le pH et la composition de la matière organique.

Un accroissement des teneurs de matières en suspension, tel qu'il peut s'en produire par suite de l'érosion des sédiments, provoque une augmentation de l'adsorption des métaux lourds dans les sédiments (Salomons et Mook 1980). La présence d'agents de complexation agit sur le processus d'adsorption ; aux



concentrations de chlorures présentes dans le Rhin (200 mg/l), l'adsorption de cadmium et du zinc est déjà affectée. En outre, l'introduction de chélateurs dans un système fluvial peut entraîner une remobilisation des métaux présents dans les matières en suspension.

### II-3-2) Relargage des métaux lourds par les sédiments

Nous avons vu que les sédiments peuvent constituer un piège pour les métaux lourds en les concentrant d'autant plus que certaines conditions sont optimales. Cependant, ce processus représente un grand danger potentiel puisque certains polluants ont le pouvoir de relarguer ces métaux lourds dans un temps très court. C'est par exemple le cas du chlorure de sodium et du nitrilotriacétate. Leur action sur un sédiment pollué par du mercure conduit au relargage de presque la totalité de ce métal en 6 heures.

Toutefois, plusieurs facteurs agissent sur le processus de relargage des métaux lourds par les sédiments. Ces facteurs sont soit de type physico-chimique comme : la température, l'oxygénation, le potentiel rédox et le pH, soit de type biologique comme l'assimilation et la bioturbation (Luoma 1989).

Dans les retenues de barrage eutrophisées, le changement du potentiel rédox qui est dû généralement à une diminution de la teneur en oxygène dissous, a pour conséquence le relargage d'une quantité importante des hydroxydes de fer et de manganèse par les sédiments du fond. La diminution de la valeur du pH de l'eau surnageante permet aussi la libération des hydroxydes de ces métaux ainsi que leurs carbonates. L'oxygénation de certains sédiments anaérobies peut provoquer une acidification du milieu par oxydation chimique ou microbienne des sulfures ou du fer et du manganèse (Montiel 1985).

D'un autre côté, l'augmentation de la force ionique des eaux permet, par échange d'ions, la dissolution des métaux fixés sur les particules sédimentaires ou en suspension (Meguellati 1982). En outre, le problème du relargage des métaux adsorbés sur les sédiments par l'augmentation des sels est très important dans le cas des eaux douces recevant des rejets industriels assez minéralisés.

Par ailleurs, la présence des agents complexants naturels ou synthétiques dans les eaux provoque la formation de complexes solubles très stables ; et la dégradation des matières organiques des sédiments par les micro-organismes libère les éléments minéraux.

La présence d'agents complexants (naturel ou de synthèse) peut aussi affecter la composition des espèces de métaux dissous à l'état de traces. Un calcul de l'équilibre des eaux de Rhin, auxquelles ont été ajoutés 50 µg/l d'acide nitrilotriacétique, a montré que le cadmium est complexé dans une large mesure par les chlorures et l'acide nitrilotriacétique (O.M.S. 1980).

## II-4) Les métaux lourds dans les sédiments des retenues de barrage

Dans les retenues de barrage, plusieurs facteurs peuvent participer à l'enrichissement des sédiments en métaux lourds. Ces facteurs trouvent explication dans les relations des métaux lourds avec leur support. Il est possible de regrouper ces facteurs en trois grandes catégories :

#### II-4-1) La granulométrie

De nombreux auteurs ont montré les relations existant entre les teneurs en éléments métalliques et la granulométrie du sédiment. Il a été montré que les métaux lourds ont une affinité particulière pour la fraction fine. Jaffe et Walters (1977) expliquent ce fait par l'importance de l'interface eau-solide que présentent les petites particules. Les argiles constituent ainsi un bon adsorbant pour les éléments métalliques.

Par ailleurs, dans les retenues de barrage, les facteurs hydrodynamiques et morphologiques favorisent généralement la sédimentation des particules fines ; ce qui augmente la concentration des métaux dans les sédiments de ces milieux.

#### II-4-2) Les matières organiques

Les matières organiques inertes, constituées par les substances humiques ou non humiques peuvent s'associer aux métaux lourds en formant des complexes organo-métalliques plus ou moins stables.

Les organismes fixent un nombre important d'éléments chimiques. La matière organique joue ainsi un rôle non négligeable dans la mobilisation de nombreux métaux lourds. Les ligands issus de sa dégradation vont piéger l'ion métallique sorbé des sédiments ou des matières en suspension.

#### II-4-3) Les hydroxydes

Les conditions réductrices observées généralement dans les retenues de barrage se manifestent à l'interface eau-sédiment par le relargage des hydroxydes à partir des sédiments anoxiques vers l'hypolimnion. De nombreux auteurs ont montré le rôle entraîneur de ces hydroxydes sur les métaux (Salomons *et al.* 1981, Jouanneau 1983). Carruesco (1977) a montré que les facteurs responsables de l'enrichissement de certains milieux en éléments métalliques sont les hydroxydes de fer et de manganèse. Il paraît donc que le dioxyde de manganèse colloïdal et l'oxyde de fer colloïdal sont d'excellents supports de sorption des métaux.

### II-5) Intérêt de la détermination des métaux lourds dans les sédiments

La pollution des milieux aquatiques est devenue l'une des plus graves nuisances qui affectent notamment les régions urbaines et industrielles. Cependant, l'évaluation de la pollution des cours d'eau par les métaux lourds, au moyen des seules analyses de l'eau, se heurte généralement à de nombreux problèmes qui tiennent en particulier à la difficulté d'obtenir des prélèvements représentatifs, étant donnée la variation rapide dans le temps de la composition de l'eau. En plus, l'analyse des eaux exige l'utilisation de techniques analytiques performantes et coûteuses pour la détermination des métaux traces dont les concentrations sont bien souvent proches des limites de détection.

Pour remédier à ces problèmes, de nombreux auteurs ont utilisé d'autres supports, fixateurs des métaux lourds, tels que les mousses aquatiques (bryophytes) (Mouvet 1980, 1984a, 1984b) ou les sédiments (Lesouef *et al.* 1972, Mantei et Coonrod 1989), pour l'évaluation de la pollution métallique des cours d'eau. En effet, les sédiments constituent un piège où les métaux lourds sont d'autant plus accumulés que certains paramètres sont optimaux (pH alcalin, matières en suspension importantes, ...). Ce qui permet de considérer les sédiments comme une mémoire de pollution chronique.

Ces études ont montré par ailleurs, que l'évaluation des métaux lourds dans les sédiments constitue un instrument d'observation permettant la détermination du degré de contamination du milieu aquatique et des tendances spatiales. D'un autre côté, il a été

démontré à travers de nombreuses autres études internationales, que les sédiments jouent un rôle fondamental dans la détermination du devenir des métaux lourds, plus ou moins volontairement introduits dans l'environnement aquatique et des conséquences que cette introduction peut avoir.

Il est important de noter par ailleurs, que les métaux lourds, comme les autres polluants susceptibles d'être accumulés dans les sédiments d'un cours d'eau, peuvent en être libérés dans certaines conditions et se retrouver ainsi transportés par plusieurs voies jusqu'à l'homme.

## II-6) Teneurs naturelles

En absence de toute source anthropique, les divers types de roches ou sols constituant l'écorce terrestre renferment une certaine concentration en métaux lourds appelée teneur naturelle. Cette dernière varie avec le type de roche et la localisation géographique.

Les teneurs naturelles varient aussi en fonction de la proportion respective des différents composants du sédiment. L'enrichissement des eaux en métaux à partir de gisements naturels peut être considéré comme inévitable. Il se traduit par un bruit de fond qui sert comme référence dans les études de pollution.

Les sédiments d'un cours d'eau sont supposés pollués par un métal lorsque la concentration de celui-ci est supérieure à la concentration naturelle. On peut donc dire que l'interprétation des résultats de l'analyse des métaux lourds dans les sédiments est tributaire d'une connaissance correcte des teneurs naturelles.

Les variations des teneurs naturelles rencontrées dans les sédiments, en l'absence de toute influence humaine, sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau I.3 : Teneurs naturelles en métaux lourds des sédiments ( $\mu\text{g/g}$ ).

	(Boust 1981)				(BRGM/SGAL 1982)
	Sédiments vaseux	Sédiments sableux	Sédiments carbonatés	Sédiments anciens du Rhin	Valeurs moyennes de plusieurs sédiments
<b>Cd</b>	0,03	0,02	0,03	0,3	0,6
<b>Cr</b>	90	35	11	47	45
<b>Cu</b>	45	15	4	51	26
<b>Fe</b>	-	-	-	-	20 000
<b>Mn</b>	850	390	1100	960	400
<b>Pb</b>	20	7	9	30	22
<b>Zn</b>	95	16	20	115-126	88

## II-7) Méthodes d'évaluation des teneurs naturelles

Les teneurs naturelles en métaux des sédiments sont souvent difficiles à déterminer en raison de leur grande variabilité liée à plusieurs facteurs dont : la granulométrie des sédiments (OMS 1972b), la nature géologique du milieu, les caractéristiques physiques et chimiques des eaux et des sédiments (AFNOR 1971), ...

Cependant, plusieurs méthodes existent pour la détermination de ces teneurs standards par rapport auxquelles sont comparées les teneurs mesurées dans les études

d'évaluation du degré de pollution métallique (Robbe 1981, BRGM/SGAL 1982, Meguellati 1982) :

- \* Sélection de plusieurs points de prélèvement en amont de toute pollution anthropique. La teneur naturelle d'un élément étant considérée comme celle observée le plus fréquemment pour les échantillons de sédiment, issus de ces points de prélèvement non pollués.

- \* Traitement statistique de l'ensemble des données et recherche de la première modalité de la distribution.

- \* Prélèvement de carottes et analyse de diverses tranches. Les teneurs en métaux varient en général avec la profondeur pour se stabiliser à une valeur qui correspond à la teneur naturelle. En surface les teneurs reflètent la pollution actuelle; alors qu'en profondeur, il sera possible d'obtenir, des sédiments correspondant à une époque où la pollution métallique était peu importante ou nulle.

- \* Utilisation des minéralisations sélectives. Cette méthode permettant la détermination de la quantité de métal liée à la structure minérale du sédiment.

## II-8) Minéralisations sélectives des sédiments

### II-8-1) Généralités

La détermination des teneurs totales en éléments métalliques des sédiments des milieux aquatiques permet de connaître l'état de pollution d'un cours d'eau, mais elle ne donne aucune idée sur l'origine de ces métaux ainsi que sur le potentiel de danger que ces éléments peuvent amener par migration des sédiments vers la colonne d'eau.

Il est donc nécessaire de chercher un moyen pour avoir ces informations et particulièrement pour connaître le degré de mobilisation des éléments métalliques et leurs risques de relargage éventuels.

En effet, la fixation des métaux par les sédiments fait appel à des processus physico-chimiques dont l'importance dépend de la nature de celui-ci. L'application d'une méthode d'extraction sélective pour les différents échantillons de sédiment pourra d'une part mettre en évidence l'existence d'une pollution et quantifier son évolution lorsque les concentrations totales sont faibles (Meguellati *et al.* 1982) ; d'autre part, donner une estimation réelle de la capacité des sédiments à relarguer les charges métalliques qui lui sont associées ainsi que le risque de pollution du milieu étudié qu'engendrerait une désorption lors de la variation d'un ou plusieurs paramètres environnementaux. En fait, de la spéciation des métaux va découler leur biodisponibilité et donc leur toxicité vis-à-vis des organismes aquatiques.

### II-8-2) Phases constitutives des sédiments

Les sédiments, comme la plupart des matériaux solides, peuvent être divisés en plusieurs fractions spécifiques pouvant être sélectivement extraites par l'utilisation de réactifs appropriés (Pickering 1981). En effet, les sédiments constituent non seulement un matériau non homogène, mais aussi un mélange complexe de composants d'origine et de comportements chimiques différents (Guy *et al.* 1978). D'autre part, selon plusieurs auteurs (Mc Intosh *et al.* 1978, Tessier *et al.* 1979, Meguellati 1982) les sédiments des milieux aquatiques sont formés par les différentes phases suivantes :

#### *II-8-2-1) Phase échangeable*

On regroupe par ce vocable, la somme des ions K, Na, Cu, Mg et les métaux lourds que l'on peut extraire par un échange avec l'acétate d'ammonium (Duchaufour 1977). L'attaque sélective de cette phase permet la détermination du taux d'ions métalliques échangeables, c'est-à-dire la quantité de métal adsorbée sur les argiles, les matières organiques et les oxydes de fer et de manganèse. L'extractant utilisé doit contenir des cations qui se lient fortement aux positions d'échange en comparaison avec le métal.

#### *II-8-2-2) Phase organique*

Dans cette phase, les métaux sont associés à la matière organique. Les principaux sites de fixation des métaux dans cette phase sont ceux des groupements phénoliques et des groupements carboxyl benzène.

#### *II-8-2-3) Phase carbonatée*

Cette phase englobe les ions métalliques liés aux sites inorganiques spécifiques. L'attaque sélective de cette phase par une solution appropriée permet la dissolution des carbonates afin de déterminer la quantité en métaux lourds copécipitée avec cette phase après que les métaux échangeables aient été éliminés par une attaque ménagée préalable.

#### *II-8-2-4) Phase réductible*

Cette phase est formée essentiellement par des hydroxydes et des oxydes de fer et de manganèse. Les méthodes employées pour l'attaque de ces oxydes combinent en général un réactif réduisant ces métaux à l'état ferreux et manganeux et un agent complexant capable de retenir en solution une grande partie des métaux libérés.

#### *II-8-2-5) Phase résiduelle*

Cette dernière phase renferme des composants non détritiques ou liés à la silice. Selon Nissenbaum (1972) et Gibbs (1973), dans les sédiments des milieux non pollués les métaux lourds sont essentiellement disponibles dans la phase résiduelle ; par contre, dans les sédiments des milieux pollués, ces métaux se trouvent en grande partie liés aux autres phases constitutives de sédiment. D'où, l'information importante que nous pouvons tirer de l'étude de l'extraction sélective des fractions métalliques liées aux différentes phases de sédiment.

### **II-8-3) Schémas de spéciation**

Les études expérimentales basées sur les attaques partielles du sédiment ont été bien développées ces dernières décennies. Différents procédés expérimentaux variant selon leur complexité de manipulation ont été utilisés pour effectuer la spéciation des métaux associés aux sédiments. Ces procédés peuvent être groupés en deux grands types de méthodes :

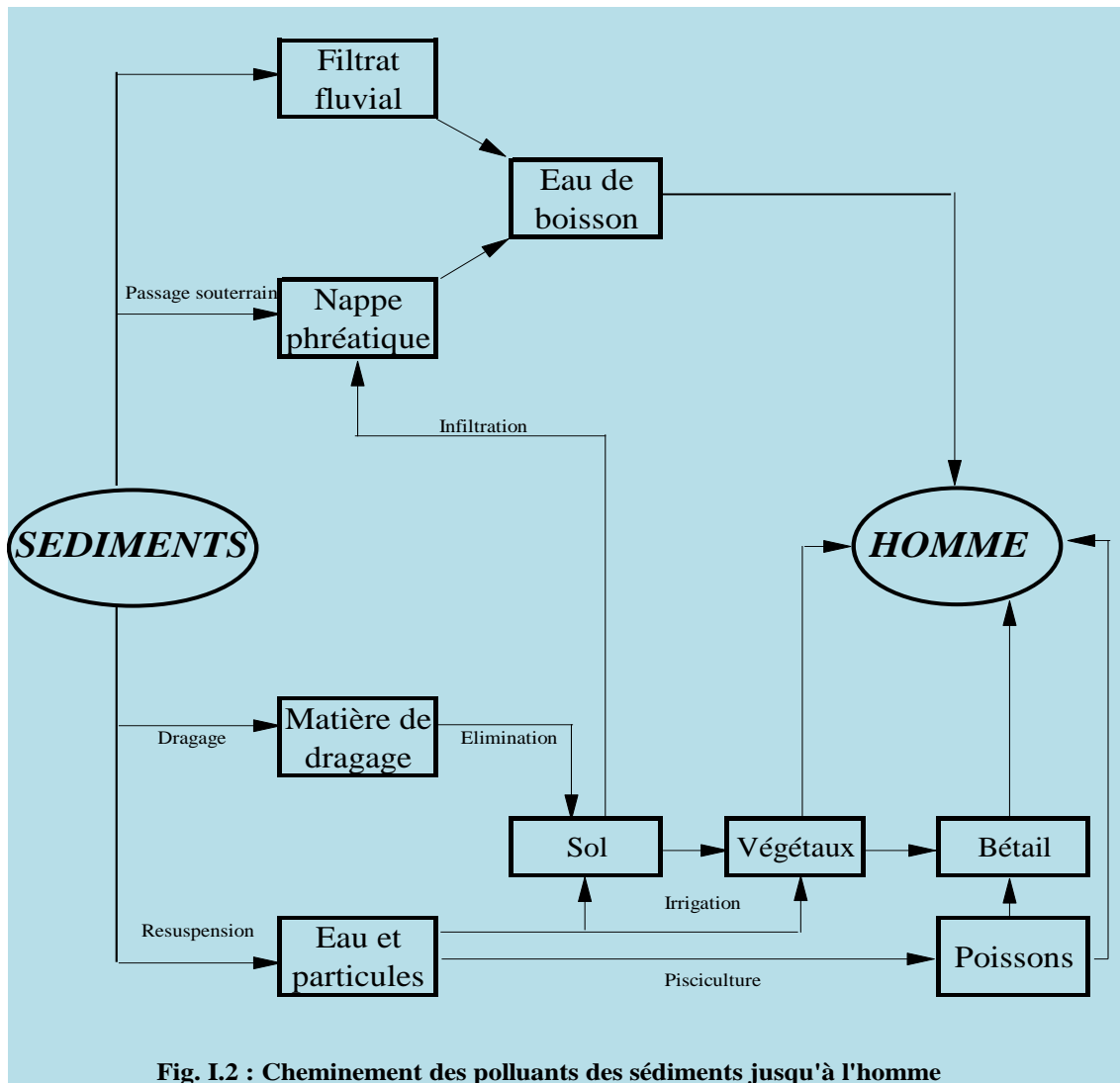
1) Méthodes permettant seulement la distinction entre métaux résiduels et non résiduels. Ces méthodes qui utilisent des composants chimiques pouvant libérer les métaux à partir du sédiment comme l'EDTA, pourront nous donner des renseignements sur l'origine anthropogénique et lithogénique des métaux dans le sédiment (Agemian et Chau 1976, Malo 1977).

2) Méthodes plus élaborées, faisant intervenir des extractants sélectifs. En effet, un progrès a été apporté aux procédés expérimentaux par l'introduction d'agents réducteurs acides tels que le chlorure d'hydroxylamine et l'acide acétique pour la séparation entre les métaux ferromanganeux, carbonatés, adsorbés à partir du sédiment (Tessier *et al.* 1979, Meguellati 1982, Pickering 1986, Martin *et al.* 1987).

## II-9) Cheminement des métaux lourds des sédiments vers l'homme

Les métaux lourds présents dans les sédiments des systèmes aquatiques peuvent constituer pour la santé de l'homme un risque très grave, vu leur concentration dans ces sédiments. En effet, des incidents liés à la pollution par les métaux, au Japon, étaient directement imputables à des sédiments contaminés par le mercure et le cadmium (O.M.S. 1972 a).

Les métaux lourds liés aux sédiments peuvent être transportés par plusieurs voies jusqu'à l'homme, en l'exposant à des dangers potentiels. Ces diverses voies incluent l'eau de boisson, les produits agricoles, le bétail et les poissons comme le montre le schéma de la figure I.2.



Le dépôt de sédiments très contaminés dans les estuaires accroît les niveaux de métaux dans les mollusques bivalves et dans les autres ressources alimentaires d'origine aquatique. L'irrigation et l'inondation de terrains par des eaux fluviales contenant des particules en suspension introduit des métaux dans les chaînes alimentaires terrestres ; et l'utilisation de l'eau des fleuves en tant que source d'eau de boisson peut contribuer elle aussi à l'exposition humaine aux métaux. Les métaux contenus dans les particules des

sédiments ou en suspension peuvent arriver jusqu'à l'homme, car ils peuvent être accumulés à la fois par les cultures vivrières et le bétail.

Les matériaux de dragage risquent de contenir des niveaux très élevés de métaux lourds, et la part qui en est déversée à terre peut accroître, de façon significative la teneur de ces métaux dans le sol et, partant, faire en sorte qu'ils pénètrent dans la chaîne alimentaire.

L'irrigation des sols arables avec des eaux contenant des particules en suspension peut contribuer à l'accumulation des métaux lourds, tant dans la végétation que dans le sol. Les rizières, de la région du Jintsu au Japon, ont subi de graves dommages par suite de leur exposition à des métaux toxiques tels que le cadmium (O.M.S. 1972 b). Toutefois, le type d'irrigation qui y est utilisé n'est pas très répandu dans d'autres parties du monde.

Les métaux lourds peuvent être transférés par des plantes ou des animaux directement utilisés pour l'alimentation humaine. Deux filières de contamination des plantes par des sédiments en suspension dans l'eau doivent être envisagées, à savoir notamment l'absorption par les racines ou les dépôts externes sur les portions comestibles. Les contacts entre les sédiments ou l'eau contenant des particules en suspension et l'extérieur des cultures végétales peuvent donc, constituer une voie importante de pénétration des métaux lourds jusqu'à l'homme.

Les sédiments récents extraits du Rhin aux Pays-Bas contiennent jusqu'à 20 mg/kg de cadmium. Des plantes cultivées sur les terres recouvertes de ces sédiments contenaient jusqu'à 2 mg/kg de cadmium (Van De Ven *et al.* 1977). Des données provenant d'une étude japonaise ont mis en évidence une absorption plus élevée encore (Friberg *et al.* 1974), qui peut s'expliquer par le fait que, dans l'étude japonaise, du cadmium a été déposé sur le sol, alors que dans l'étude pratiquée aux Pays-Bas, on s'est servi de sédiments naturels contenant 20 mg/kg de cadmium.

L'absorption du plomb par les végétaux est moins efficace que celle du cadmium, et les sols sont mieux à même de lier le plomb et, par conséquent, de réduire la toxicité résultante, que le cadmium. En conséquence, on peut tolérer dans l'eau d'irrigation des niveaux beaucoup plus élevés de plomb que de cadmium.

L'absorption du cadmium présent dans le sol par les plantes est notable. Les teneurs en cadmium que peuvent atteindre les plantes risquent souvent de les rendre impropres à la consommation humaine. L'épandage des boues d'égouts sur les sols agricoles doit donc être contrôlé, et il conviendrait de prendre toutes les précautions voulues quant au dépôt des sédiments sur ces terrains (C.E.S.T. 1976).

Ainsi, du fait de ces risques, l'Organisation Mondiale de la Santé a recommandé la limitation des déversements des métaux lourds qui s'accumulent dans les sédiments aquatiques (O.M.S. 1980). En effet, les métaux lourds rejetés dans l'environnement aquatique peuvent être à l'origine d'importants dégâts écologiques. Certains de ces métaux ont des fonctions essentielles pour quelques organismes vivants, mais deviennent toxiques si leur concentration dépasse une certaine limite. D'autres, au contraire, sont très toxiques même à faible concentration. Ces métaux peuvent donc avoir des répercussions néfastes non seulement sur la vie aquatique mais aussi sur l'homme qui utilise des eaux contaminées par ces métaux.

La toxicologie des métaux lourds a fait l'objet de plusieurs travaux de recherche (Moshe *et al.* 1972, Hutton 1980, Bruce et Turnep 1980, Haguenoer et Furon 1981, 1982). Ces recherches ont montré que l'exposition à certains métaux lourds peut avoir divers effets chroniques et/ou aigus.

## **II-10) Conclusion**

Le pouvoir d'accumulation des métaux lourds dans les sédiments entraîne le risque d'un relargage de ces entités chimiques en fonction des variations des facteurs biologiques et physico-chimiques.

Toutefois, la libération de ces métaux par les sédiments ne peut engendrer que des dangers inéluctables pour l'environnement aquatique.

A cause de la toxicité de certains métaux lourds et de leurs dérivés, plusieurs catastrophes écologiques ont eu lieu, dans diverses régions du monde. De tels accidents nous obligent à être prudents vis-à-vis des risques liés à la présence des métaux lourds dans les sédiments aquatiques.

La détermination des métaux lourds dans les sédiments constitue un instrument d'observation, permettant l'évaluation du degré de pollution du milieu aquatique étudié.



*Deuxième partie :*

**CARACTERISATION PHYSICO-  
CHIMIQUE DES SEDIMENTS DU  
BASSIN VERSANT DE L'OUED BEHT  
ET DE LA RETENUE DE BARRAGE EL  
KANSERA**

## *Chapitre I*

# **Données générales sur le bassin versant de l'oued Beht et sur la retenue de barrage El Kansera**

### **I-1) Introduction**

Les eaux de bassin versant de l'oued Beht drainées, de l'amont vers l'aval, sont emmagasinées dans la retenue de barrage El Kansera. Cette retenue de barrage joue un rôle économique important pour le Maroc et particulièrement pour les villes de Khémisset et Tiflet qui sont approvisionnées à partir de ce lac, en eau potable.

L'objectif de ce chapitre est de présenter quelques données générales concernant la géographie, la climatologie, la géologie et l'hydrologie du bassin versant de l'oued Beht, ainsi que celles de la retenue de barrage El Kansera.

### **I-2) Bassin versant de l'oued Beht**

#### **I-2-1) Situation géographique**

Le bassin versant de l'oued Beht occupe, au nord-ouest du Maroc, une superficie de 4500 Km<sup>2</sup> environ. Il est limité au nord par la plaine du Gharb et le plateau de Meknès, au sud par le bassin de l'Oum-Erbia, à l'ouest par le bassin de Bouregreg et à l'est par le Moyen Atlas. Il occupe la partie sud-ouest du bassin du Sebou. Ses limites s'inscrivent entre les méridiens 5° et 6° ouest et les parallèles 33° et 34° nord.

Le bassin de l'oued Beht est allongé et se présente sous la forme d'un rectangle d'environ 155 km de long sur 29 km de large. Le point culminant se trouve à la côte 2057 m (Jbel Bou Ikhitan) et le point le plus bas à la côte 100 m (barrage El Kansera). L'altitude moyenne est de 830 m environ.

#### **I-2-2) Cadre climatique**

Par sa position, le bassin versant de l'oued Beht jouit d'un climat de type méditerranéen. Le climat résulte de l'importance respective des influences atlantique, méditerranéenne et continentale saharienne. La pluviométrie moyenne ne dépasse pas 700 mm sur l'ensemble du bassin, avec des variations entre 400 mm sur les vallées encaissées du Haut Beht et 1000 mm sur le Moyen Atlas. Les pluies sont mal réparties dans l'année et très irrégulières d'une année à l'autre. Elles sont rares de mai à octobre. La répartition géographique des pluies dépend de plusieurs facteurs qui sont la latitude, l'altitude, la continentalité et l'exposition des versants. Les pluies diminuent notamment avec la latitude qui est l'influence principale lorsque le relief ne vient pas compliquer le schéma.

Les températures moyennes annuelles dans le bassin oscillent entre 15 °C et 19 °C suivant l'altitude et la continentalité. Les températures estivales sont élevées. Les mois les plus chauds sont juillet et août avec des maxima moyens de 34 à 36 °C et les mois

les plus froids sont décembre, janvier et février. La moyenne des minima est de 3 à 7 °C (Administration de l'Hydraulique 1991).

### **I-2-3) Cadre géologique**

Sur le plan géologique, le bassin versant de l'oued Beht est constitué de trois unités qui se distinguent par des composantes géologiques et structurales différentes :

Au nord-est, la zone extrême ouest des rides prérfaines est composée par un complexe marneux tertiaire surmontant une série marno-calcaire et dolomique du jurassique. Le complexe de Mâamora Orientale couvre une bande de très faible extension au nord-ouest du bassin de Beht, où les affleurements sont représentés par des sables gréseux du Plio-quaternaire surmontant des marnes miocènes. Au sud, l'oued Beht draine le domaine mesétien à formations primaires. Pour la plus grande partie, le bassin versant est intégré au domaine morphogénétique d'âge alpin (Administration de l'Hydraulique 1991).

D'un autre côté, le bassin versant de Beht est constitué par des terrains relativement imperméables, ce qui favorise le ruissellement mais augmente les pertes dues à l'évaporation (1700 mm/an).

### **I-2-4) Cadre hydrologique**

L'oued Beht, affluent de la rive gauche de l'oued Sebou, est un cours d'eau pérenne et relativement puissant ; il prend naissance du Moyen Atlas. Le long de sa traversée, il reçoit successivement les oueds Kharouba, Bouaachouch, El Kell, Ouchkat, Berrajline, D'kor et Chébilia. Ces oueds ne sont pas en général tous pérennes et ne coulent en l'occurrence que durant les périodes pluvieuses (Sahili et Makhokhi 1987).

Les apports moyens annuels de l'oued Beht sont de l'ordre de 410 Mm<sup>3</sup>. La variabilité importante des débits est la principale caractéristique du régime de tous les oueds du Maroc, et en l'occurrence celle de l'oued Beht où le débit varie de 0,1 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> à plus de 130 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> (Administration de l'Hydraulique 1991).

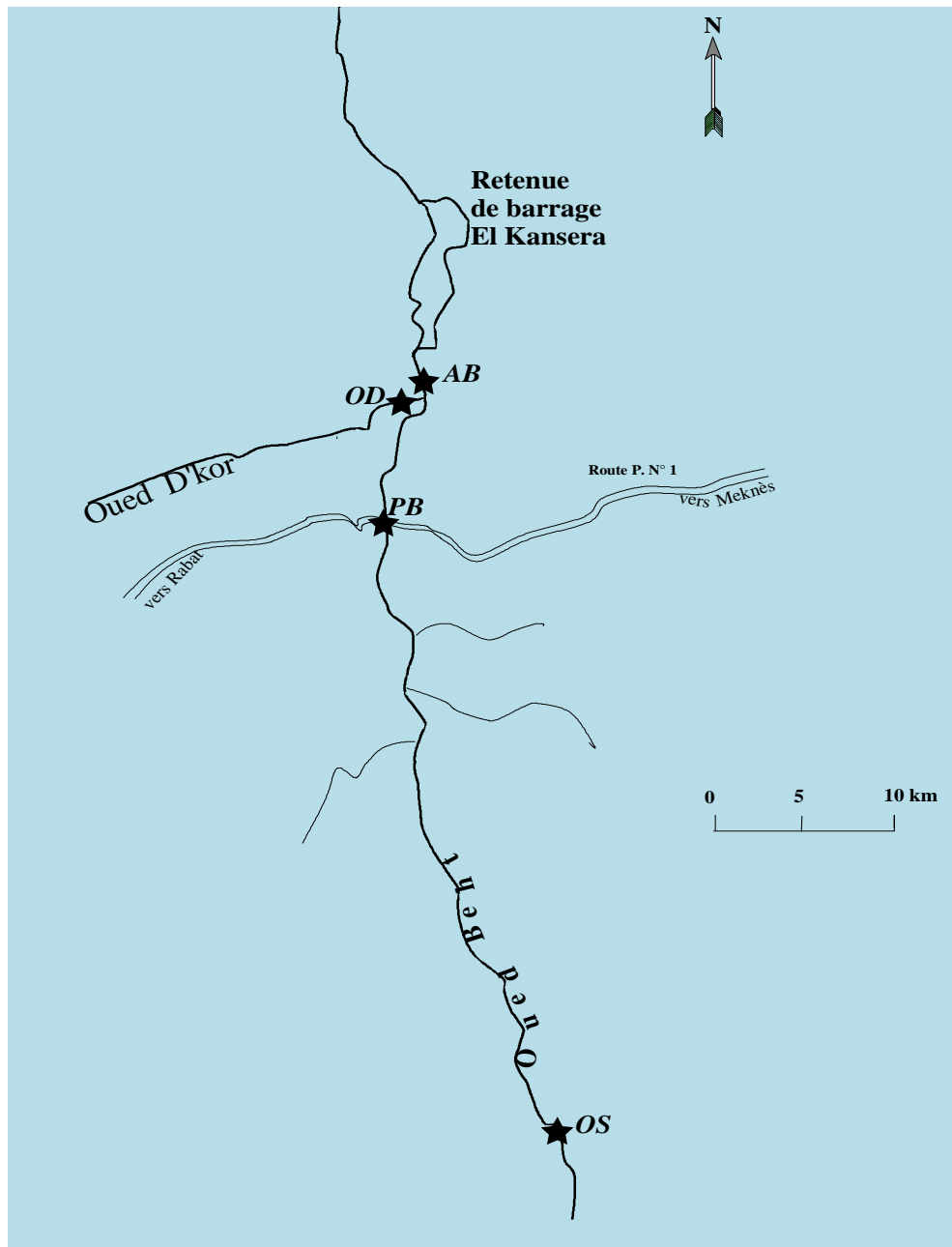
Les ressources en eau souterraine du Bassin sont importantes. Elles assurent l'approvisionnement, partiel ou total, en eau des principaux centres ruraux et contribuent au développement de l'irrigation dans la région.

### **I-2-5) Stations et campagnes de prélèvements**

Pour la réalisation de cette étude sur le bassin versant de Beht, nous avons choisi quatre stations de prélèvement, situées en amont du barrage El Kansera (Fig. II.1). La première station (OS) est située à Ouljat Sultan. La deuxième (PB) est située à environ 65 km de la première sous le pont de l'oued Beht sur la route R.P. N°1. La troisième station (OD) est choisie sur l'oued D'kor juste avant sa confluence avec l'oued Beht. La quatrième station (AB) est située sur l'oued Beht à environ 300 m après la confluence de ce cours d'eau avec l'oued D'kor.

Pour suivre l'évolution dans le temps et dans l'espace des paramètres qui vont être étudiés ultérieurement dans le bassin versant de l'oued Beht, nous avons effectué treize campagnes de prélèvement mensuelles, depuis juin 1993 jusqu'à juin 1994, pendant lesquelles des échantillons d'eau et de sédiment ont été récoltés, au niveau des quatre stations citées précédemment.

Ceci a été fait dans le but d'analyser un nombre important de différents échantillons, pour pouvoir déterminer les relations entre les formes de phosphore et les caractéristiques physico-chimiques et les métaux lourds des sédiments du bassin versant de l'oued Beht, ainsi que la variation spatio-temporelle de ces relations.



### I-3) La retenue de barrage El Kansera

#### I-3-1) Situation géographique

La retenue de barrage El Kansera se situe sur l'oued Beht ( $34^{\circ} 00'N$ ,  $-5^{\circ} 55'W$ ). Elle se trouve au centre d'un triangle formé par les villes de Meknès, Khémisset et Sidi Kacem à une centaine de kilomètres de Rabat. La retenue du barrage est desservie par une route qui permet aux habitants de rallier aisément Sidi Slimane, centre économique de la région. Les collines sont assez dénudées et l'on a dû les protéger par des plantations d'arbustes. Par contre, les plaines sont recouvertes de cultures tout le long de l'oued Beht et les orangers s'y épanouissent en grand nombre.

#### I-3-2) Caractéristiques de la retenue

Les caractéristiques morphométriques de la retenue de barrage El Kansera (Abouzaid 1987, Sahili et Makhokhi 1987, Administration de l'Hydraulique 1992, ONEP 1993b) sont rassemblées dans le tableau II.1.

Les particularités morphométriques et hydrologiques de cette retenue en font un écosystème lacustre particulièrement adapté à l'étude du fonctionnement des réservoirs à fond plat, sous climat méditerranéen chaud.

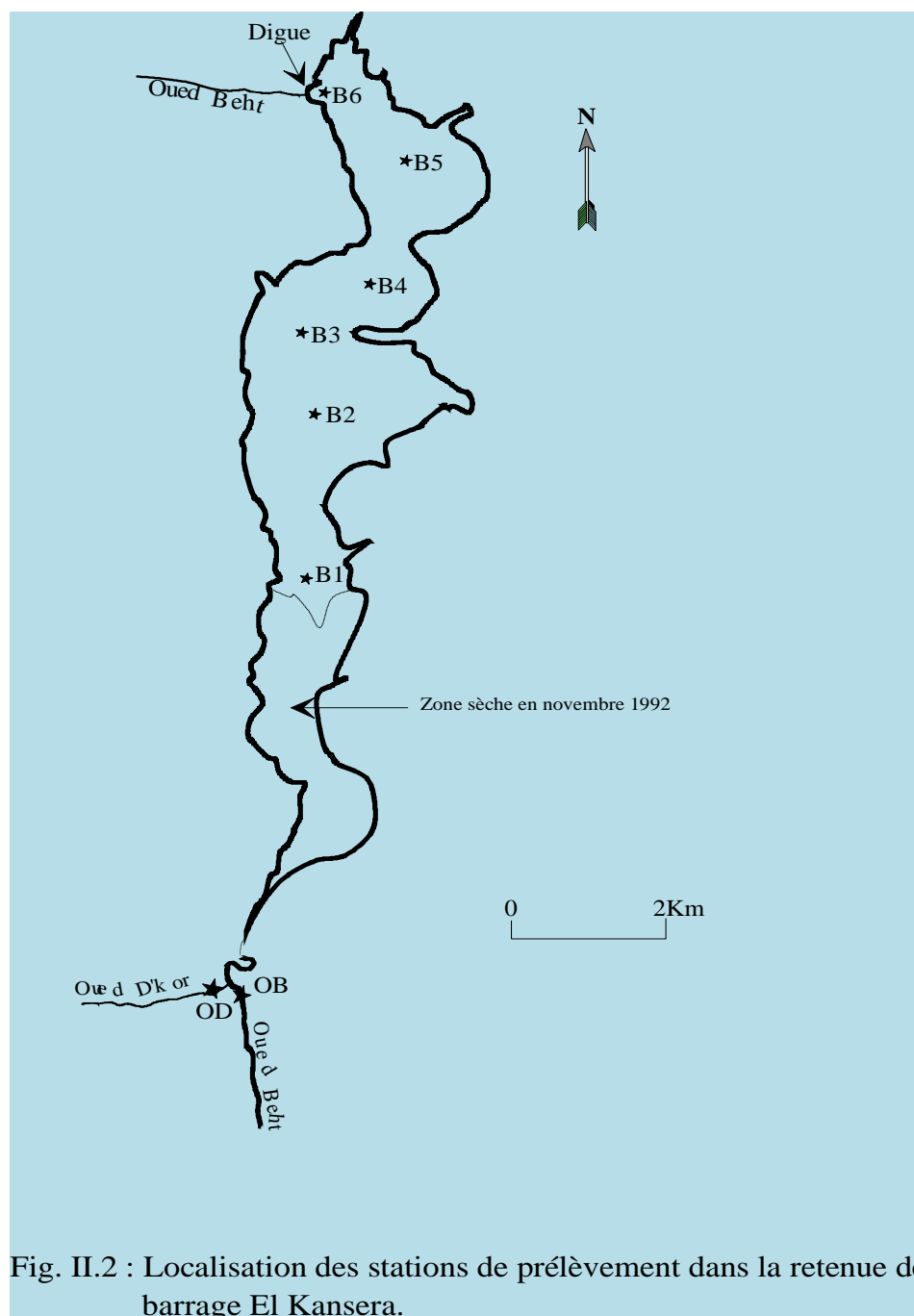


Fig. II.2 : Localisation des stations de prélèvement dans la retenue de barrage El Kansera.

D'un autre côté, cette retenue peut être considérée comme un milieu eutrophe. Son état trophique se traduit par divers symptômes, tels que la désoxygénation des couches profondes en période de stratification, l'abondance des Cyanobactéries notamment *Microcystis* (Derraz, 1995), avec des dépôts concentrés au niveau des rives de la retenue et la formation de blooms en période de forte réduction du volume de l'eau

du réservoir. Ces problèmes se manifestent par des mauvais goûts et odeurs constatés au niveau de la station de production d'eau potable, implantée sur le site.

Tableau II.1 : Caractéristiques morphométriques de la retenue de barrage El Kansera.

<b>Année de mise en service</b>	<b>1935</b>
<b>Cours d'eau</b>	<b>oued Beht</b>
<b>Ville la plus proche</b>	<b>Sidi Slimane</b>
<b>Province</b>	<b>Sidi Slimane</b>
<b>Fonction</b>	<b>Energie, Irrigation, AEP*, LEC**</b>
<b>Hauteur sur fondation</b>	<b>68 m</b>
<b>Longueur en crête</b>	<b>170 m</b>
<b>Volume du barrage</b>	<b>192 000 m<sup>3</sup></b>
<b>Côte de retenue normal</b>	<b>123 NGM</b>
<b>Capacité utile de la retenue</b>	<b>270 Mm<sup>3</sup></b>
<b>Surface du bassin versant</b>	<b>4500 Km<sup>2</sup></b>
<b>Précipitation moyenne</b>	<b>620 mm/an</b>
<b>Superficie moyenne du lac</b>	<b>18,3 Km<sup>2</sup></b>
<b>Profondeur moyenne</b>	<b>15 m</b>
<b>Profondeur maximale</b>	<b>32 m</b>
<b>Débit moyen</b>	<b>14 m<sup>3</sup>/s</b>
<b>Temps de séjour des eaux</b>	<b>2 - 17 mois</b>
<b>Côte minimale de prise d'eau potable</b>	<b>90 m</b>
<b>Débit maximal de prise d'eau potable</b>	<b>0,19 m<sup>3</sup>/s</b>
<b>Villes approvisionnées en eau potable</b>	<b>Tiflet, Khémisset</b>
<b>Volume régularisé pour l'irrigation</b>	<b>210 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup></b>
<b>Surface irrigable</b>	<b>30 000 ha</b>
<b>Débit maximal pour la production de l'énergie</b>	<b>40 m<sup>3</sup>/s</b>
<b>Quantité d'électricité produite par an</b>	<b>13 10<sup>6</sup> KWH</b>

\* AEP : alimentation en eau potable.

\*\* LEC : limitation des effets des crues.

### I-3-3) Stations et campagnes de prélèvements

Les stations de prélèvement prospectées, lors de l'étude concernant la retenue de barrage El Kansera, sont au nombre de huit (Fig. II.2). OD est une station située sur l'oued D'kor (affluent de la rive gauche de l'oued Beht), qui draine les eaux usées de la ville de Khémisset. OB est située sur l'oued Beht, juste avant la confluence de l'oued D'kor avec l'oued Beht. Les stations B1 à B6 sont situées sur le grand axe du lac (lit de la retenue) ; elles ont été choisies dans le but d'étudier la variation longitudinale des paramètres à étudier dans la retenue de barrage El Kansera. Cependant, les stations OD et OB ont été choisies dans le but de comparer, en mêmes périodes de campagne, les

paramètres étudiés dans ces deux stations avec ceux étudiés dans les stations de la retenue du barrage B1 à B6.

Pour avoir des informations sur la variabilité dans le temps des paramètres étudiés, trois campagnes ont été réalisées dans le cadre de notre étude. La première a été réalisée en période de mélange automnal (novembre 1992). La deuxième a été effectuée après l'arrivée dans la retenue des premières crues hivernales (janvier 1994). La troisième a été réalisée en période estivale (septembre 1994). Au cours de ces campagnes, des échantillons d'eau et de sédiment ont été récoltés au niveau de chaque station d'étude.

Ces trois différentes campagnes ont été effectuées dans le but de déterminer l'effet des caractéristiques hydromorphologiques de la retenue de barrage El Kansera sur les différents paramètres étudiés, ainsi que sur les relations des formes de phosphore avec les constituants déterminés dans les sédiments de cette retenue de barrage.

En effet, la gestion hydraulique et les conditions hydromorphologiques de la retenue de barrage El Kansera ont pour conséquence un marnage important lié à la fluctuation du volume des eaux emmagasinées dans ce réservoir. La forte dénivellation du plan d'eau en fin d'été et en début d'automne de chaque année, coïncide avec la formation sur la surface du plan d'eau de blooms d'algues plus ou moins importants. Ceci reflète que les caractéristiques hydromorphologiques de cette retenue de barrage ont une influence majeure sur la répartition des formes de phosphore dans les sédiments de ce milieu et par conséquent sur les relations entre ces formes et les caractéristiques physico-chimiques et les métaux de ces sédiments.

## **I-4) Conclusion**

Dans ce chapitre nous avons montré que les eaux du bassin versant de l'oued Beht retenues par le barrage El Kansera ont un rôle non négligeable dans le développement des activités sociales et économiques de la région des villes de Khémisset et de Tiflet.

Cependant, ces dernières années la qualité de ces eaux est en dégradation continue à cause du phénomène d'eutrophisation de la retenue de barrage El Kansera qui peut se traduire par divers symptômes, tels que :

- \* la désoxygénation des couches hypolimniques en périodes de stratification,
- \* l'abondance des Cyanobactéries avec des dépôts concentrés au niveau des rives de la retenue,
- \* la formation de bloom en période de forte réduction du volume de la retenue.

Par ailleurs, l'oued D'kor et l'oued Beht reçoivent tout au long de leur cours amont les rejets de nombreuses communautés rurales et urbaines. Ces rejets qui sont déversés, d'une manière indirecte, dans la retenue de barrage El Kansera, sont certainement chargés en polluants de diverses espèces. L'accumulation de ces polluants dans les sédiments de ce lac se superposerait à l'augmentation des teneurs en phosphore dans les eaux et les sédiments, pour accentuer la dégradation de la qualité des eaux de ce milieu.

Cette accumulation étant dépendante d'un côté, de l'importance des apports et de l'autre, de la nature des sédiments, nous avons décidé d'étudier dans un premier temps les principales caractéristiques physico-chimiques de ces sédiments. Les résultats obtenus dans ce cadre feront l'objet des deux chapitres suivants.

## *Chapitre II*

# **Etude des propriétés physico-chimiques des sédiments du bassin versant de l'oued Beht**

## **II-1) Introduction**

Dans le présent chapitre, nous allons présenter les résultats de l'étude des paramètres physico-chimiques des sédiments de la partie amont du bassin versant de l'oued Beht. Cette étude a pour objectif la caractérisation de ce milieu qui alimente la retenue de barrage El Kansera.

Cette caractérisation qui se fait, à notre connaissance, pour la première fois par l'étude des sédiments est un outil important, étant donné qu'elle pourrait nous aider à comprendre les processus responsables de la dégradation de la qualité des eaux de la retenue de barrage El Kansera. En effet, les processus qui se déroulent dans un lac aussi bien que l'évolution dans le temps de ces processus, dépendent étroitement non seulement directement du régime d'ensoleillement, d'échauffement - refroidissement et de pluviométrie, mais aussi des caractéristiques des sédiments transportés du bassin versant vers le lac.

De plus, les caractéristiques physico-chimiques des sédiments sont parmi les principaux facteurs qui gouvernent les échanges des métaux lourds et des formes de phosphore à l'interface eau-sédiment. La détermination de ces caractéristiques permet donc la compréhension des mécanismes, qui gouvernent la répartition de ces différentes formes de phosphore et de ces métaux lourds, liés aux particules sédimentaires du bassin versant de l'oued Beht, qui sont susceptibles d'être transportés vers la retenue de barrage El Kansera.

## **II-2) Sédiments étudiés**

Les sédiments étudiés dans ce chapitre ont été prélevés au niveau de quatre stations (OS, PB, OD et AB) du Bassin versant de l'oued Beht (Fig. II.1). Ces sédiments ont été prélevés lors de treize campagnes mensuelles de prélèvement, entre juin 1993 et juin 1994 : soit 52 échantillons.

## **II-3) Description générale des échantillons**

Les sédiments prélevés au niveau des stations OS et PB ont des structures et des couleurs généralement comparables. Leur texture dépend de la saison et du débit correspondant à chaque campagne de prélèvement. Au niveau de ces deux stations, le sédiment est très abondant ; et le taux de la fraction grossière, supérieur à 2 mm, est presque négligeable.

Au niveau de la station OD les sédiments ont une couleur brune - claire et sont très riches en débris de coquilles. Ils ont par ailleurs, une odeur légèrement nauséabonde, ce qui traduit probablement l'influence des rejets de l'agglomération de la ville de Khémisset. La taille des particules des sédiments de cette station est homogène et relativement plus importante que celle des sédiments des autres stations.



Toutefois, les sédiments de la station AB sont moins abondants et sont caractérisés par leur richesse en particules grossières supérieures à 2 mm. Ils ont une couleur grise - noirâtre, très différentes de celle des autres stations.

## II-4) Paramètres physico-chimiques étudiés

Pour évaluer les propriétés physico-chimiques des sédiments du bassin versant de l'oued Beht, nous avons déterminé pour chaque échantillon prélevé un certain nombre de paramètres :

- \* Paramètres physiques : pH, teneur en eau (TE), taux de la fraction fine (FF).

- \* Paramètres chimiques : matières organiques (MO), carbonates ( $\text{CaCO}_3$ ), carbone organique (C), azote total (N), ainsi que le phosphore total ( $\text{P}_{\text{tot}}$ ) qui sera étudié dans un chapitre à part.

- \* Eléments échangeables : calcium, magnésium, sodium et potassium.

Tous ces paramètres ont été déterminés sur des échantillons de sédiments prélevés au cours des treize campagnes effectuées, au niveau des stations OS, PB, OD et AB choisies pour cette étude.

La détermination de ces paramètres physico-chimiques a été effectuée sur le sédiment débarrassé de la fraction grossière supérieure à 2 mm. Les méthodes analytiques utilisées pour la détermination de ces paramètres sont des méthodes normalisées à l'échelle internationale telles que décrites dans les références (Aubert 1978, Rofes 1980, Robbe 1981). Les principes de ces méthodes ainsi que le mode opératoire suivi sont décrits en annexe.

## II-5) Caractéristiques physico-chimiques des sédiments

Pour présenter les résultats des déterminations effectuées des paramètres physico-chimiques des sédiments des stations étudiées, nous avons choisi de donner pour chaque paramètre la courbe d'évolution de sa teneur moyenne calculée sur les treize campagnes effectuées pour chaque station : évolution longitudinale de la moyenne (Fig. II.3).

D'un autre côté, pour chaque station de prélèvement, nous avons dressé un tableau regroupant les valeurs minimale, moyenne ( $M_i$ ) et maximale, ainsi que l'écart-type ( $E_i$ ) et le coefficient de variation  $\{ V_i = (E_i / M_i) \times 100 \}$  relatifs à chaque paramètre étudié (Tableaux II.2 à II.5).

### II-5-1) Paramètres physiques

Les teneurs en eau des sédiments de l'oued Beht varient entre 14 et 73 % ; par contre, celles des sédiments de l'oued D'kor sont sensiblement constantes (varient entre 19 et 33 %). Les fortes valeurs de ce paramètre ont été enregistrées en octobre au niveau des stations OS et AB (comme pour la matière organique). Ce qui reflète une fluidité légèrement forte de ces sédiments.

Les teneurs en eau les plus faibles ont été généralement trouvées au niveau de la station OD. Ce qui semble normal du fait que les sédiments de cette station sont essentiellement sableux, la fraction fine ( $<40 \mu\text{m}$ ) y représente en moyenne moins de 11 %.

Les résultats des mesures du pH des sédiments des stations d'étude varient entre 7,56 et 9,75. Tandis que les valeurs moyennes calculées sur les treize campagnes effectuées, pour chaque station, sont plus stables ; elles varient entre 8,40 et 8,82. Ce qui montre que ces sédiments sont assez alcalins.

Les fluctuations saisonnières du pH des sédiments sont moins importantes au niveau de la station PB (1 unité de pH) où le coefficient de variation est le plus faible (3,4 %), alors que pour les autres stations elles peuvent atteindre deux unités de pH.

La définition de la fraction fine d'un sédiment, appelée aussi fraction pélitique, n'est pas normalisée. En effet, pour certains auteurs, elle est définie comme étant la fraction représentant les particules inférieures à 50  $\mu\text{m}$  ; alors que d'autres auteurs, utilisent des tamis ayant des mailles de 40  $\mu\text{m}$  pour séparer la fraction fine de la fraction grossière. Pour cette étude, nous avons choisi la deuxième définition.

Le taux de la fraction fine < 40  $\mu\text{m}$  a été déterminé systématiquement pour tous les échantillons prélevés au niveau des quatre stations d'étude.

Pour les stations situées sur l'oued Beht (OS, PB et AB) les variations du taux des fractions fines subissent d'importantes variations saisonnières. Ces taux varient entre 1 et 90 %. Les fortes valeurs ont été enregistrées essentiellement en période humide (entre octobre et janvier).

Les sédiments de la station OD située sur l'oued D'kor sont sableux. Les taux de la fraction pélitique (< 40  $\mu\text{m}$ ) ne dépassent pas 20 %, sauf en décembre où nous avons relevé un taux égal à 34 %. En moyenne ce taux est proche de 10 %, ce qui semble traduire la nature géologique différente, du lit de ce cours d'eau, comparativement à celle de l'oued Beht.

#### II-5-2) Paramètres chimiques

Les résultats de la détermination des caractéristiques physico-chimiques montrent que les pourcentages de matières organiques dans les sédiments de l'oued Beht (stations OS, PB et AB) oscillent entre 0,3 et 11,4 %. Les fortes valeurs de ces pourcentages ont été enregistrées en octobre au niveau des stations OS et AB.

Cependant, les valeurs enregistrées au niveau de la station OD sont assez faibles et relativement stables d'une campagne de prélèvement à l'autre. Elles varient entre 1 et 3 %.

La station OD est située sur l'oued D'kor qui draine les eaux usées de la ville de Khémisset. De ce fait, on s'attendait à trouver des teneurs en matières organiques plus importantes que celles que nous avons enregistrées au niveau des stations de l'oued Beht. Toutefois, les faibles teneurs relevées au niveau de l'oued D'kor sont probablement dues à la composition et à la nature des sédiments de ce cours d'eau qui sont nettement différentes de celles des sédiments des stations (OS, PB et AB) situées sur l'oued Beht.

En effet, les sédiments prélevés au niveau de la station OD sont essentiellement sableux et renferment des teneurs en eau assez faibles. Tandis que dans les sédiments des stations situées sur l'oued Beht les fractions fines et les teneurs en eau sont plus importantes.

Par ailleurs, les faibles teneurs en matières organiques enregistrées au niveau des sédiments de l'oued D'kor peuvent être justifiées par leur couleur brune-claire. En effet, il existe des relations étroites entre les teneurs en matières organiques des sédiments et la couleur de ceux-ci. Vidonne *et al.* (1988) ont montré que les sédiments de teinte la plus claire ont des teneurs en matières organiques les plus faibles d'une part et d'autre part, les sédiments de teinte la plus foncée ont des teneurs en matières organiques les plus élevées.

D'un autre côté, les teneurs en carbonates des sédiments des stations étudiées varient entre 1,2 % et 42,5 %. Les moyennes oscillent entre 7 % et 33,4 %.

Toutefois, pour toutes les campagnes de prélèvement les profils longitudinaux des teneurs en carbonates des sédiments de l'oued Beht présentent une augmentation nette et progressive, de l'amont vers l'aval de l'oued. Cette observation reflète l'enrichissement en carbonates des sédiments susceptibles d'être transportés vers la retenue de barrage El Kansera.

Tableau II.2 : Variations des caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la station OS.

<i>Paramètre</i>	<i>Minimum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Coeff. Variation</i>
<b>TE ( %)</b>	15,41	29,74	56,56	12,96	43,6
<b>pH</b>	7,56	8,40	8,99	0,45	5,3
<b>FF (%)</b>	4,80	29,96	87,88	28,91	96,5
<b>MO (%)</b>	0,32	4,45	11,35	2,97	66,8
<b>CaCO<sub>3</sub> (%)</b>	1,20	7,00	12,83	4,32	61,7
<b>C (%)</b>	0,29	2,19	6,15	1,71	77,9
<b>N (%)</b>	0,03	0,11	0,24	0,1	79,5
<b>Ca (mg/g)</b>	2,5	21,5	69,4	17,7	82,1
<b>Mg (mg/g)</b>	4,5	5,7	8,1	1,1	20,3
<b>Na (µg/g)</b>	50,0	300,5	980,0	285,7	95,0
<b>K (mg/g)</b>	1,5	3,5	7,1	2,0	58,8

Tableau II.3 : Variations des caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la station PB.

<i>Paramètre</i>	<i>Minimum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Coeff. Variation</i>
<b>TE ( %)</b>	19,28	25,61	36,82	4,57	17,9
<b>pH</b>	8,18	8,82	9,18	0,30	3,4
<b>FF (%)</b>	1,67	18,83	63,91	20,86	110,8
<b>MO (%)</b>	2,06	3,87	6,11	1,42	36,6
<b>CaCO<sub>3</sub> (%)</b>	8,42	11,58	20,45	3,73	32,2
<b>C (%)</b>	0,57	1,62	3,00	0,72	44,7
<b>N (%)</b>	0,02	0,06	0,12	0,0	66,3
<b>Ca (mg/g)</b>	27,2	58,8	125,4	31,2	53,0
<b>Mg (mg/g)</b>	6,0	8,1	10,0	1,2	15,2
<b>Na (µg/g)</b>	99,0	342,6	1050,0	272,6	79,6
<b>K (mg/g)</b>	1,4	3,0	7,8	1,9	61,9

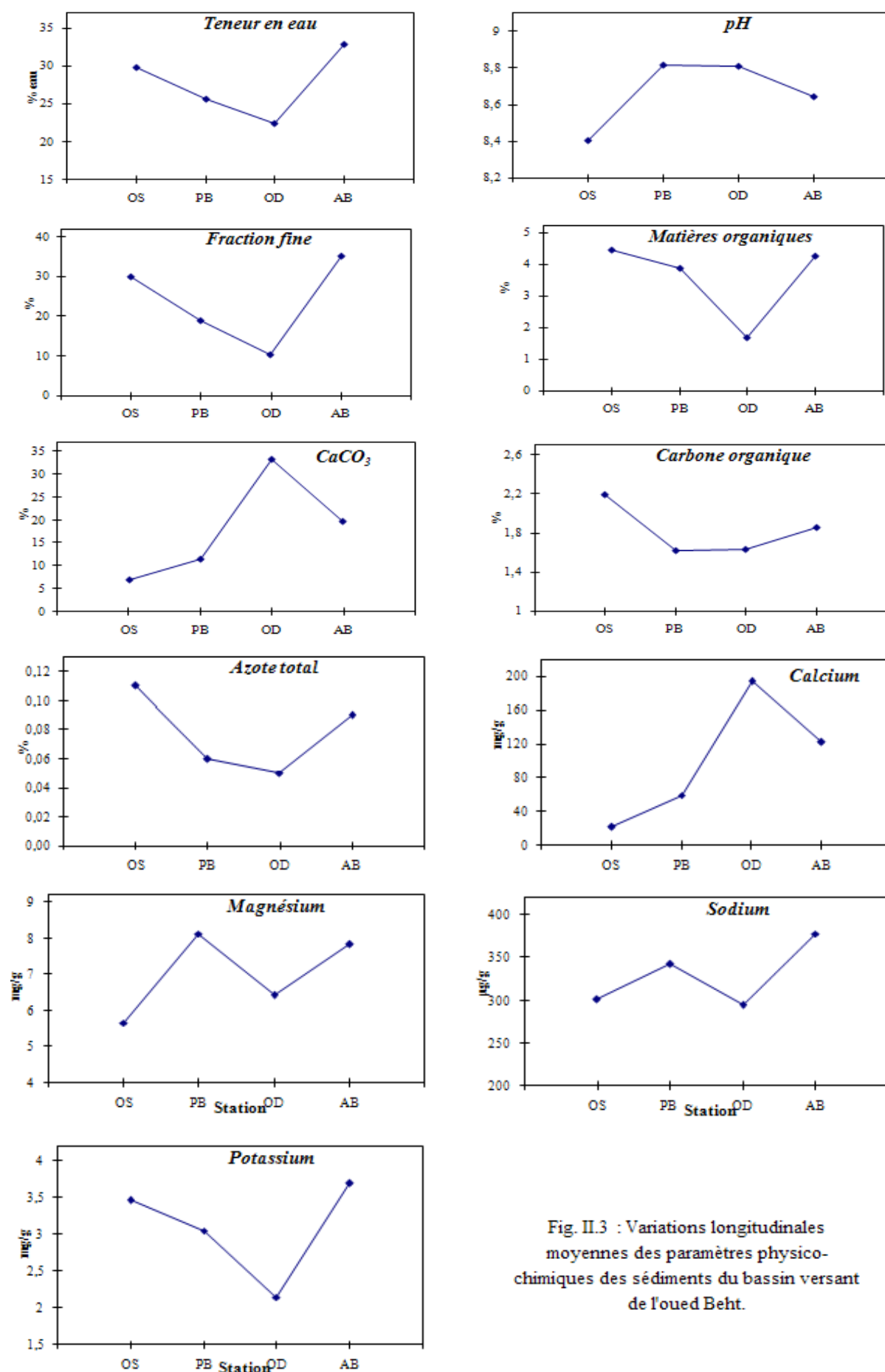


Fig. II.3 : Variations longitudinales moyennes des paramètres physico-chimiques des sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

Tableau II.4 : Variations des caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la station OD.

<i>Paramètre</i>	<i>Minimum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Coeff. Variation</i>
<b>TE ( %)</b>	18,73	22,48	33,23	3,65	16,2
<b>pH</b>	7,90	8,81	9,75	0,52	5,9
<b>FF (%)</b>	1,35	10,34	33,66	9,12	88,3
<b>MO (%)</b>	0,94	1,69	3,00	0,66	39,0
<b>CaCO<sub>3</sub> (%)</b>	23,25	33,36	42,50	6,09	18,3
<b>C (%)</b>	0,57	1,63	5,29	1,29	79,2
<b>N (%)</b>	0,00	0,05	0,16	0,1	143,6
<b>Ca (mg/g)</b>	66,4	194,4	237,0	44,7	23,0
<b>Mg (mg/g)</b>	3,9	6,4	9,1	1,6	25,7
<b>Na (µg/g)</b>	40,0	294,5	960,0	307,5	104,4
<b>K (mg/g)</b>	0,0	2,1	6,0	1,8	82,8

Tableau II.5 : Variations des caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la station AB.

<i>Paramètre</i>	<i>Minimum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Coeff. Variation</i>
<b>TE ( %)</b>	14,10	32,77	73,25	15,94	48,6
<b>pH</b>	7,98	8,64	9,34	0,38	4,4
<b>FF (%)</b>	2,72	35,26	89,58	30,75	87,2
<b>MO (%)</b>	1,41	4,27	11,43	2,66	62,2
<b>CaCO<sub>3</sub> (%)</b>	8,01	19,79	30,97	5,77	29,2
<b>C (%)</b>	0,72	1,86	4,72	1,09	58,8
<b>N (%)</b>	0,03	0,09	0,16	0,1	60,5
<b>Ca (mg/g)</b>	27,4	121,4	204,7	68,3	56,2
<b>Mg (mg/g)</b>	5,0	7,8	11,4	1,9	24,2
<b>Na (µg/g)</b>	70,0	377,5	900,0	282,0	74,7
<b>K (mg/g)</b>	1,3	3,7	14,1	3,7	99,5

D'un autre côté, les sédiments déposés sur l'oued D'kor renferment les teneurs en carbonates les plus fortes pour toutes les campagnes de prélèvement. Ces teneurs varient entre 23,25 % et 42,5 %. Leur moyenne dans le temps est de l'ordre de 33,4 %. Ceci reflète bien la différence qui existe entre la nature chimique des sédiments de l'oued D'kor et celle des sédiments de l'oued Beht.

Les teneurs en carbone organique des sédiments de l'oued Beht et de l'oued D'kor varient entre 0,29 et 6,15 % de sédiment sec. Leurs moyennes dans le temps ne présentent pas de variation notable. Elles varient entre 1,62 et 2,19 %.

D'une manière générale, les teneurs en azote minéral d'un sédiment ne représentent qu'une faible partie de l'azote total (Rofes 1980). Il nous a paru inutile donc de doser séparément l'azote minéral et l'azote organique des sédiments analysés.

Les teneurs en azote total des sédiments des stations étudiées oscillent entre des valeurs non détectables et 0,24 %. Leurs moyennes dans le temps sont relativement constantes. Elles varient entre 0,05 et 0,11 %.

Toutefois, les plus faibles teneurs sont enregistrées au niveau des sédiments de l'oued D'kor (station OD), qui sont caractérisés par de faibles teneurs en matières organiques et en carbone organique.

### II-5-3) Eléments échangeables

Le calcium s'est révélé être l'élément le plus abondant dans les sédiments étudiés. En effet, les teneurs mesurées en ce métal étaient toujours supérieures à 2,5 mg/g, avec un maximum absolu de 237 mg/g relevé au niveau de la station OD, en mars 1994.

Les profils longitudinaux de la teneur en calcium des sédiments sont assez stables dans le temps. Ils présentent une nette augmentation de l'amont vers l'aval de l'oued Beht. Cette tendance est tout à fait spécifique à cette entité chimique comparativement aux autres éléments échangeables (Na, K et Mg), analysés dans le cadre de cette étude.

Les sédiments déposés sur l'oued D'kor renferment par ailleurs, les teneurs en calcium les plus fortes pour toutes les campagnes de prélèvement. Ces teneurs varient entre 66,4 et 237 mg/g. Leur moyenne dans le temps est de l'ordre de 194,4 mg/g. Ceci reflète bien la différence qui existe entre la nature chimique des sédiments de l'oued D'kor et celle des sédiments de l'oued Beht.

D'autre part, les résultats ont montré que seules les teneurs en magnésium sont plus ou moins stables dans le temps et dans l'espace. Elles varient entre 3,9 et 11,4 mg/g. Les teneurs moyennes calculées dans le temps sont pratiquement constantes d'une station à l'autre ; elles varient entre 5,7 et 8,1 mg/g.

Le comportement des teneurs en potassium des sédiments étudiés, que ce soit dans l'espace ou dans le temps, ressemble à celui des teneurs en sodium. En effet, les variations dans l'espace des teneurs en ces deux métaux alcalins des sédiments présentent des fluctuations assez notables selon la période de la campagne de prélèvement. Ces fluctuations sont plus importantes lors des 5 premières campagnes (entre juin et octobre 1993). Elles sont dues probablement aux activités agricoles et aux facteurs climatiques. A titre d'exemple, la température de l'eau corrèle significativement avec les teneurs en sodium et en potassium des sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

D'un autre côté, les teneurs en sodium et en potassium des sédiments étudiés sont marquées par leur variabilité dans le temps. Elles varient respectivement de 40 à 1050 µg/g et des traces à 14,1 mg/g.

Cependant, les teneurs moyennes calculées dans le temps en sodium sont marquées par leur stabilité dans l'espace. Elles varient entre 294 et 377 µg/g. Pour le potassium elles sont plus stables. Elles ne varient qu'entre 2,1 et 3,7 mg/g de sédiment sec. Les profils longitudinaux de ces teneurs moyennes présentent entre les stations PB, OD et AB les mêmes variations; par contre, entre les stations OS et PB les variations sont différentes.

Les plus faibles concentrations de potassium et de sodium ont été, en général, enregistrées au niveau des sédiments de la station OD qui représente l'oued D'kor. La nature géologique des sédiments de cette station ne permet probablement pas la rétention de ces deux métaux alcalins d'une manière relativement plus importante, que

dans le cas des sédiments de l'oued Beht, qui ont une nature géologique différente de celle des sédiments de l'oued D'kor.

## II-6) Traitement des données

### II-6-1) Analyse en composantes principales

Pour tirer de plus amples informations sur les corrélations et les liens géochimiques qui peuvent exister entre les paramètres physico-chimiques étudiés dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht, nous avons effectué une analyse en composantes principales de l'ensemble des données recueillies sur ces paramètres. L'application de cette méthode d'analyse statistique dans le domaine de l'étude de l'environnement a fait l'objet de nombreux travaux (Amiard *et al.* 1991, Bengen *et al.* 1992, Ouddane *et al.* 1992, Halouani *et al.* 1993, Laberge *et al.* 1994). Cette méthode de traitement statistique permet le regroupement de données hétérogènes (unités différentes) dans une représentation graphique simple.

Pour exécuter cette analyse, les données brutes ont été introduites dans une matrice à double entrée : observations x variables (échantillons x données analytiques). Cette matrice est considérée comme un tableau de données centrées et réduites, qui est traité par analyse en composantes principales afin de déterminer ses axes factoriels. Le nuage de points correspondant à la matrice est ensuite projeté sur un plan défini par les deux axes principaux. Cette représentation graphique sert de support à l'interprétation des résultats.

Les observations représentent les sédiments prélevés au niveau des stations OS, PB, OD et AB, lors des treize campagnes de prélèvement effectuées dans le cadre de ce travail : soit 52 observations. Les variables sont les caractéristiques physico-chimiques déterminées dans les 52 échantillons de sédiment du bassin versant de l'oued Beht.

Les résultats de cette analyse sont portés sur la figure II.4 et le tableau II.6. La figure II.4 présente la projection des paramètres physico-chimiques des sédiments sur le plan formé par les axes  $F_1$  et  $F_2$  qui expliquent respectivement 33,6 % et 21,2 % d'inertie. Les autres axes factoriels ( $F_3$ ,  $F_4$ , ...) ont une faible contribution par rapport à l'inertie totale et ne seront donc pas pris en considération lors des interprétations.

Le tableau II.6 représente la matrice de corrélations entre ces paramètres physico-chimiques. Nous avons mis en gras les valeurs des coefficients de corrélation  $r$  supérieures à la valeur critique  $R_c$ , qui est donnée par les tables usuelles trouvées dans les ouvrages spécialisés dans l'analyse des données et les statistiques (Saporta 1990). Les valeurs de  $R$  dépendent du nombre d'individus  $n$  et de l'intervalle de confiance  $\alpha_c$  voulu. Pour notre cas  $n = 52$  et  $\alpha_c = 95$  % donc  $R = 0,27$ .

L'axe 1, de la figure II.4, corrèle négativement, et d'une façon significative, avec la fraction fine, la teneur en eau et la matière organique ; alors que l'axe 2 corrèle négativement avec le sodium, le potassium et le magnésium.

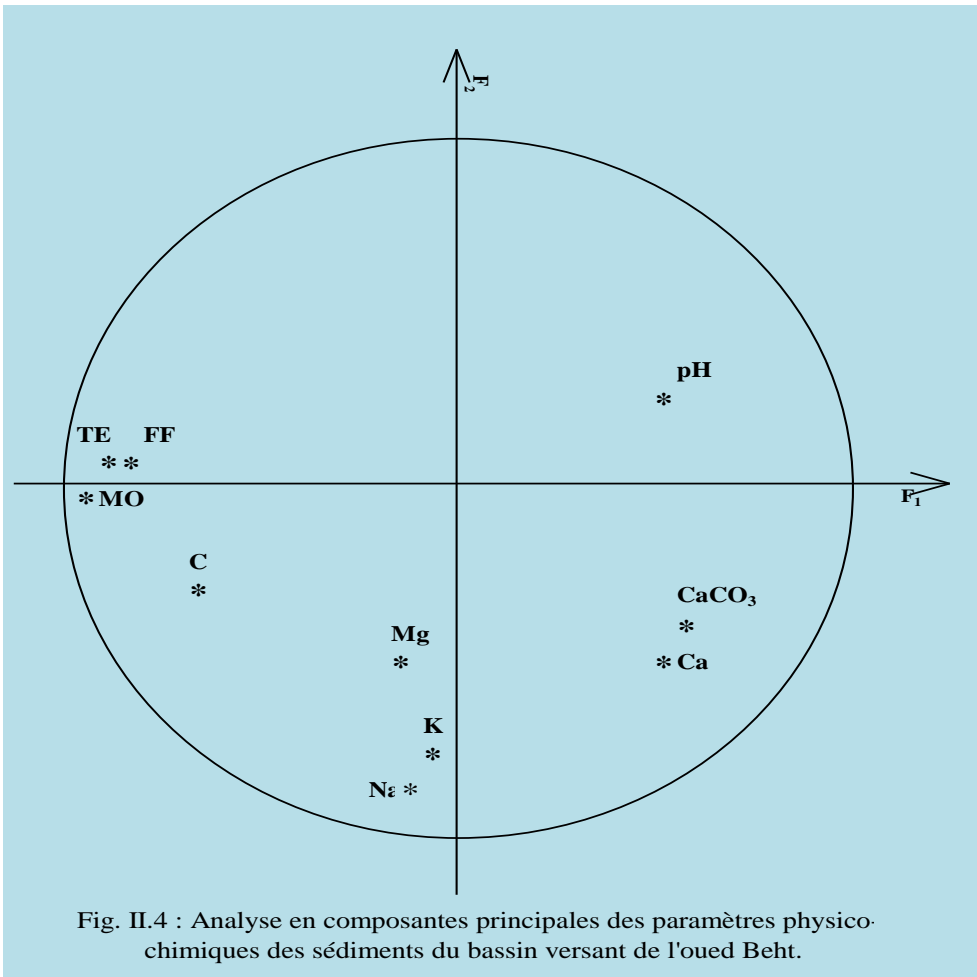
Il semble donc, d'après cette analyse, que les taux de la fraction fine corréleront significativement avec les teneurs en matières organiques ( $r = 0,78$ ), et avec les teneurs en eau ( $r = 0,74$ ).

Ces corrélations montrent que l'étude de la granulométrie d'un sédiment peut donner des renseignements sur la teneur en eau et la teneur en matières organiques de ce sédiment. On peut donc dire qu'un sédiment sableux, dont la teneur en eau est assez faible, renferme généralement une teneur réduite en matières organiques.

Tableau II.6 : Matrice de corrélations des paramètres physico-chimiques des sédiments du Bassin versant de l'oued Beht.

(n = 52,  $\alpha_c = 95 \%$ ,  $R_c = 0,27$ ).

	MO	TE	FF	pH	C	P <sub>tot</sub>	CaCO <sub>3</sub>	Mg	Na	K	Ca
MO	1,00										
TE	<b>0,82</b>	1,00									
FF	<b>0,78</b>	<b>0,74</b>	1,00								
pH	<b>-0,30</b>	<b>-0,32</b>	-0,18	1,00							
C	<b>0,43</b>	<b>0,50</b>	<b>0,40</b>	<b>-0,37</b>	1,00						
P <sub>tot</sub>	<b>0,38</b>	<b>0,55</b>	0,26	-0,13	0,24	1,00					
CaCO <sub>3</sub>	<b>-0,40</b>	-0,21	-0,23	0,18	-0,07	<b>0,36</b>	1,00				
Mg	0,24	0,08	<b>0,33</b>	0,15	-0,04	0,08	0,06	1,00			
Na	0,09	0,01	-0,12	-0,21	<b>0,33</b>	0,09	0,09	0,26	1,00		
K	0,00	-0,14	-0,09	-0,23	0,16	-0,07	-0,10	<b>0,31</b>	<b>0,74</b>	1,00	
Ca	<b>-0,33</b>	-0,23	-0,15	0,20	-0,05	0,30	<b>0,86</b>	0,19	0,18	0,03	1,00



En effet, au niveau des sédiments de la station OD où les teneurs en matières organiques et les teneurs en eau sont assez faibles, les taux de la fraction fine sont aussi faibles. Cependant, au niveau des sédiments des stations OS et AB qui sont caractérisés par de fortes teneurs en eau et en matières organiques, les taux de la fraction fine sont importants.



Par ailleurs, le pH, les teneurs en magnésium et les teneurs en carbone organique des sédiments du bassin versant de l'oued Beht ne semblent être corrélés avec aucun autre paramètre physico-chimique étudié. Les coefficients de corrélation sont inférieurs à 0,50.

Signalons d'autre part, que le coefficient de corrélation entre le sodium et le potassium dans les sédiments du Bassin versant de l'oued Beht est de 0,74. Cette corrélation importante entre ces deux métaux alcalins justifie le comportement identique de ces deux éléments, signalé précédemment, lors de la discussion des profils longitudinaux de ces entités chimiques.

D'un autre côté, il ressort de l'analyse en composantes principales que les sédiments du bassin versant qui sont pauvres en calcium, sont aussi pauvres en carbonates, comme dans le cas des sédiments de l'oued D'kor. En effet, le coefficient de corrélation entre le calcium et les carbonates est important, de l'ordre de 0,86.

## II-6-2) Analyse factorielle des correspondances

Pour avoir les relations entre les stations (espace) et les paramètres physico-chimiques (variables), et dans le but de réaliser une approche de synthèse des résultats de l'étude des propriétés physico-chimiques des sédiments, nous avons effectué une analyse factorielle des correspondances des données relatives aux moyennes calculées dans le temps pour chaque station et chaque variable.

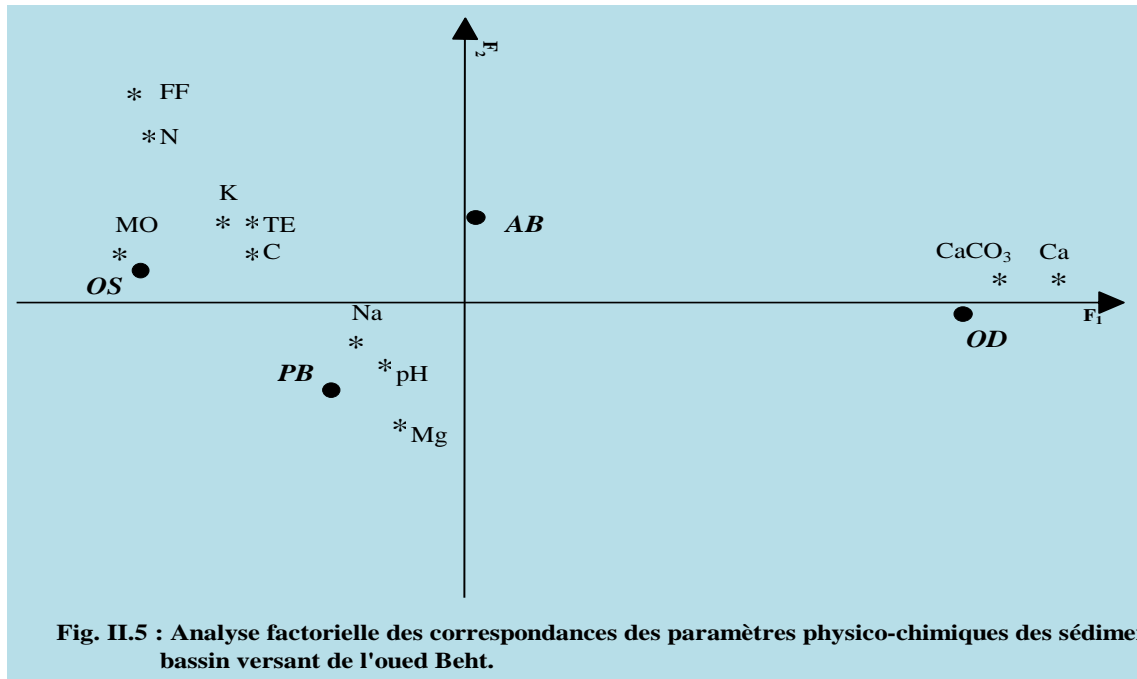
Le choix d'utiliser la matrice de données relatives aux moyennes a pour but l'élimination du facteur temps, qui n'a pas un grand effet sur la variation des paramètres étudiés d'une part, et perturbe d'autre part l'interprétation de la relation entre les stations et les caractéristiques physico-chimiques.

Par ailleurs, la théorie de l'analyse factorielle des correspondances et son application dans le domaine de l'étude de l'environnement ont fait l'objet de nombreux travaux (Angelier *et al.* 1978, Gregoire 1990, Favrichon 1994, Louis *et al.* 1995). Cette méthode statistique permet en effet d'extraire des résultats analytiques un maximum d'informations statistiquement significatives, et d'obtenir une représentation graphique simple des relations entre variables et individus.

Les résultats de cette analyse sont représentés par la figure II.5. Les deux premières composantes principales (axe 1 et axe 2) expliquent près de 99 % d'inertie. L'axe 1 qui représente une grande part de la variance des résultats (95 %) décrit les stations de prélèvement.

La station OD qui représente l'oued D'kor est située du côté positif de l'axe 1 ; par contre, les stations OS et PB, qui représentent la partie amont de l'oued Beht, sont situées du côté négatif de l'axe 1. La station AB qui représente l'entrée de la retenue de barrage El Kansera occupe une situation intermédiaire dans la figure II.5. Ce qui semble normal, du fait qu'elle est située géographiquement juste après la confluence de l'oued D'kor avec l'oued Beht. Les sédiments de la station AB sont constitués par un mélange des particules sédimentaires transportées de l'amont de l'oued Beht (stations OS et PB) avec celles venant de l'oued D'kor (station OD).

D'après cette répartition il semble donc que les sédiments prélevés dans la partie amont de l'oued Beht ont des caractéristiques physico-chimiques assez nettement différentes de celles des sédiments de l'oued D'kor. En effet :



Les résultats de l'analyse factorielle des correspondances (Figure II.5) montrent que les sédiments des stations OS et PB sont caractérisés par de faibles teneurs en calcium et en carbonates et par de fortes teneurs en matières organiques, en teneurs en eau, en fraction fine, en azote total, en carbone et en potassium. Cependant, ces mêmes résultats montrent que les sédiments déposés au niveau de la station OD, sont essentiellement des sables, riches en calcium et en carbonates et pauvres en potassium, en azote total, en teneurs en eau, en matières organiques et en carbone organique.

Ces résultats suggèrent que la nature géologique des terrains traversés par l'oued Beht est probablement différente de celle des terrains traversés par l'oued D'kor.

## II-7) Conclusion

L'étude des paramètres physico-chimiques des sédiments, déposés dans le bassin versant de l'oued Beht dont les résultats sont exposés dans ce chapitre, nous a permis de faire une caractérisation globale de ces sédiments qui sont susceptibles d'être transportés vers le fond de la retenue de barrage El Kansera.

Les résultats trouvés ont montré que les particules solides sédimentées en amont de l'oued Beht, au niveau des stations OS et PB, ont des caractéristiques physico-chimiques différentes de celles des sédiments déposés en aval de ce cours d'eau, au niveau de la station AB.

Par ailleurs, les résultats trouvés ont montré que cette variation spatiale des paramètres physico-chimiques des sédiments de l'oued Beht est due aux apports de l'oued D'kor qui draine les eaux usées de la ville de Khémisset. En effet, les sédiments récoltés dans ce cours d'eau, au niveau de la station OD, ont des caractéristiques différentes de celles des sédiments de l'oued Beht.

Les sédiments déposés dans la station OD qui ont une couleur brune-claire et qui sont essentiellement des sables, sont caractérisés par de faibles teneurs en eau, de faibles teneurs en matières organiques et en carbone organique et riches en carbonates et en calcium.

Cependant, les sédiments prélevés en amont de l'oued Beht, qui ont une texture légèrement plus fine que celle des sédiments de l'oued D'kor, sont caractérisés par des

teneurs en eau et en matières organiques plus importantes et sont pauvres en carbonates et en calcium.

Toutefois, les sédiments de la station AB, située juste en amont de la retenue de barrage El Kansera occupent une situation intermédiaire, du fait que cette station est située après la confluence de l'oued D'kor et de l'oued Beht et que, ses sédiments sont constitués d'un mélange de particules solides provenant de ces deux cours d'eau.

Signalons d'un autre côté, que les résultats trouvés ne permettent pas de dégager de façon irréfutable une tendance à l'accumulation des matières organiques ou des éléments échangeables dans le temps. En effet, si l'on examine les valeurs des divers paramètres physico-chimiques au niveau d'une même station du bassin versant de l'oued Beht, lors des treize campagnes de prélèvement effectuées, nous observons que ces variables fluctuent dans l'ensemble de façon plus ou moins irrégulière.

Par ailleurs, l'analyse en composantes principales de l'ensemble des données relatives à la caractérisation des sédiments du bassin versant de l'oued Beht, nous a permis de tirer les corrélations, parfois importantes, entre les paramètres physico-chimiques déterminés dans ces sédiments.

Les données recueillies dans ce chapitre seront a priori, utiles pour l'interprétation des répartitions du phosphore et des métaux lourds, au sein des sédiments étudiés et qui seront exposées plus loin.

## Chapitre III

# Etude des propriétés physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera

### III-1) Introduction

Dans les écosystèmes aquatiques, les processus qui se déroulent à l'interface eau-sédiment ont un rôle important dans le bilan, la dynamique et le métabolisme du phosphore (Golterman 1988b). Ces processus chimiques ainsi que les activités biologiques en rapport avec le relargage et l'accumulation du phosphore par les sédiments ont été largement étudiés dans les lacs et les réservoirs des milieux tempérés (Bostrom *et al.* 1982, Bostrom *et al.* 1988a, Bloesch 1994).

Cependant, plusieurs difficultés subsistent quant à la compréhension et à l'interprétation de la répartition des formes de phosphore dans les sédiments de ces milieux, du fait que la distribution de ces formes dans les couches profondes des retenues de barrage est liée à plusieurs facteurs dont les paramètres physico-chimiques des sédiments sont parmi les plus importants. Une caractérisation physico-chimique des sédiments préalable à l'étude de la répartition des formes de phosphore des sédiments d'une retenue de barrage est donc indispensable.

Dans ce chapitre, nous présenterons la caractérisation que nous avons effectué des sédiments de la retenue de barrage El Kansera, à travers l'étude des variations spatiales et temporelles d'un certain nombre de paramètres physico-chimiques.

Cette caractérisation sera par ailleurs, ultérieurement utilisée pour la détermination de l'influence des paramètres étudiés, sur la répartition des métaux lourds au sein des sédiments de la retenue.

### III-2) Sédimentation dans les retenues de barrage

La sédimentation dans les retenues de barrage est caractérisée par l'accumulation de sédiment fin et surtout la vase qui donne naissance à de grandes vasières. L'origine de cet envasement est très complexe, car la sédimentation des particules au fond des retenues de barrage est régie par plusieurs facteurs :

- \* facteurs dynamiques : transport par suspension, dépôt lent d'éléments fins en suspension durant les périodes calmes,
- \* facteurs physico-chimiques : floculation des argiles,
- \* facteurs électrostatiques : adhésion des particules fines par des forces électrostatiques,
- \* facteurs morphologiques de la retenue : topographie et bathymétrie,
- \* facteurs biotiques : rétention des particules par le couvert végétal, modification des caractéristiques physiques des sols par le comportement de certains organismes.

De tous ces facteurs, ceux relatifs à l'hydrodynamique sont les plus fondamentaux, car ils font intervenir les paramètres-clés de la sédimentologie dans les lacs et les retenues de barrage.

### **III-3) Sédiments étudiés**

Les sédiments étudiés dans cette partie ont été prélevés au niveau de huit points de prélèvement, dont six (B1 à B6) sont situés dans la retenue de barrage El Kansera (figure II.2). Les deux autres points, appelés OD et OB, sont situés respectivement sur l'oued D'kor et sur l'oued Beht juste avant sa confluence avec l'oued D'kor.

Ces sédiments ont été prélevés lors de trois campagnes de prélèvement : novembre 92, janvier 94 et septembre 94.

Les études bathymétriques effectuées par l'Administration de l'Hydraulique en 1966 et en 1988 ont montré que l'épaisseur des sédiments déposés le long de lit de la retenue de barrage El Kansera entre ces deux dates, s'accroît de l'aval vers l'amont (Derraz 1995). A l'entrée, cette épaisseur peut atteindre plus de deux mètres. La majorité des dépôts se situent entre les côtes 104 et 106 NGM.

### **III-4) Description générale des échantillons**

Les échantillons de sédiment prélevés au niveau de toutes les stations de la retenue de barrage El Kansera présentent, dans l'ensemble, de grandes similitudes lors d'un examen à l'oeil nu. Ils sont caractérisés par une texture identique et très fine.

Les sédiments déposés dans l'oued Beht au niveau de la station OB ressemblent globalement à ceux de la retenue du barrage. Il semble, d'après leur couleur et leur texture, qu'ils ont presque la même structure et la même couleur.

Cependant, les sédiments de l'oued D'kor prélevés au niveau de la station OD sont sableux et riches en débris de coquilles. Ils sont caractérisés par une couleur brune plus claire que les sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

D'après ces analyses descriptives préliminaires des échantillons prélevés, les caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la station OD, qui représente l'oued D'kor, devraient être relativement différentes de celles des sédiments de la retenue. Cette impression a été confirmée par les résultats des analyses physico-chimiques exposés ci-dessous.

### **III-5) Paramètres physico-chimiques étudiés**

Pour évaluer les caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera et pour que nous puissions comparer ces caractéristiques avec celles des sédiments du bassin versant de Beht, nous avons choisi d'étudier les mêmes paramètres physico-chimiques déjà déterminés dans le chapitre précédent.

Ces paramètres physico-chimiques seront donc déterminés dans cette partie sur les échantillons de sédiments prélevés au cours des trois campagnes effectuées au niveau des stations OB, OD, B1 à B6 : soit 24 échantillons. Ils ont été déterminés dans les échantillons de sédiment préalablement homogénéisés et tamisés à travers un tamis de maille 2 mm.

### **III-6) Présentation des résultats**

Pour chaque paramètre, nous avons dressé un tableau regroupant les valeurs trouvées lors des trois campagnes de prélèvement effectuées, ainsi que la moyenne de ces valeurs relatives à chaque station d'étude (tableaux II.7 à II.18).

D'un autre côté, pour chaque paramètre, nous avons choisi de donner dans un même graphique la courbe d'évolution longitudinale enregistrée lors de chaque campagne de prélèvement, ainsi que la courbe de l'évolution longitudinale de la moyenne calculée sur les trois campagnes effectuées (figures II.6 à II.11).

### III-7) Résultats et discussion

#### III-7-1) Caractérisation physico-chimique des sédiments

##### III-7-1-1) Paramètres physiques

###### III-7-1-1-1) Teneur en eau

La teneur en eau est une notion particulièrement importante, aussi bien au point de vue de la connaissance physique du sédiment étudié que du point de vue de l'analyse chimique. En effet, elle est très utile pour définir le stock de métaux contenu dans un dépôt de sédiment et donne des renseignements sur la texture de l'échantillon.

Une fois cette valeur mesurée convenablement, il est beaucoup plus pratique de partir, pour les analyses physico-chimiques de sédiments séchés à l'étuve et de ramener les dosages au poids sec. La teneur en eau est, de toute évidence, variable avec l'état physico-chimique et le mode de prélèvement et de préparation de l'échantillon de sédiment étudié.

Les mesures des teneurs en eau, qui donnent des renseignements sur la granulométrie des particules et la teneur en matière organique, ont été effectuées uniquement sur les échantillons des deux dernières campagnes (janvier 94 et septembre 94). Les résultats de ces mesures montrent que les sédiments de la retenue de barrage El Kansera ont des teneurs en eau comprises entre 42,01 et 63,66%.

Tableau II.7 : Variation de la teneur en eau (%) des sédiments.

Stations	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
OB	37,69	29,88	33,78
OD	21,45	42,06	31,75
B1	46,63	49,58	48,11
B2	53,79	42,01	47,90
B3	53,41	43,06	48,24
B4	57,04	52,72	54,88
B5	63,66	54,00	58,83
B6	58,95	53,57	56,26

Les profils longitudinaux des teneurs en eau des sédiments des deux campagnes présentent des allures quasiment identiques et montrent une légère augmentation lorsqu'on se déplace de l'amont vers l'aval des stations étudiées.

Les valeurs les plus élevées, relevées au niveau des stations (B4, B5 et B6), situées dans la partie aval de la retenue, près de la digue, pourraient avoir une relation directe avec la profondeur. En effet, au niveau de ces trois stations la profondeur de la retenue est plus importante.

D'un autre côté, les résultats de cette étude ainsi que les résultats trouvés lors de l'étude du bassin versant montrent que les sédiments provenant de l'oued D'kor et ceux provenant de l'oued Beht ont une fluidité légèrement plus faible que celle des sédiments

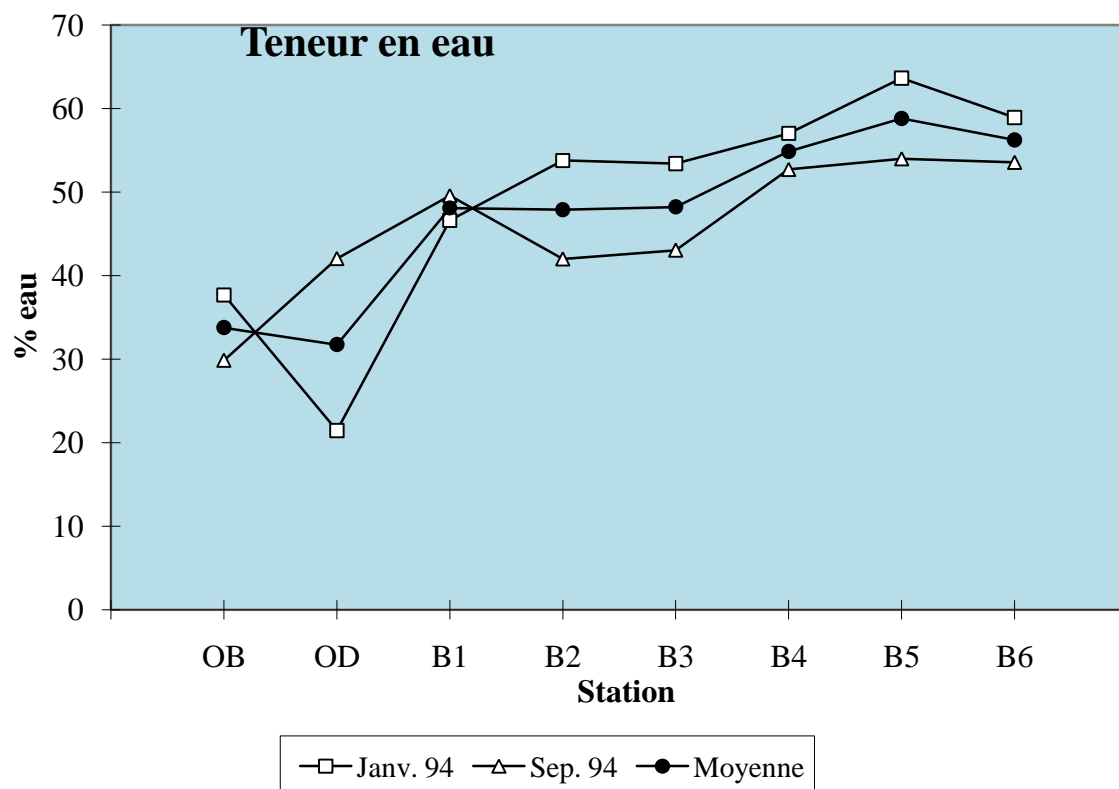


Fig. II.6 : Profils longitudinaux des teneurs en eaux des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

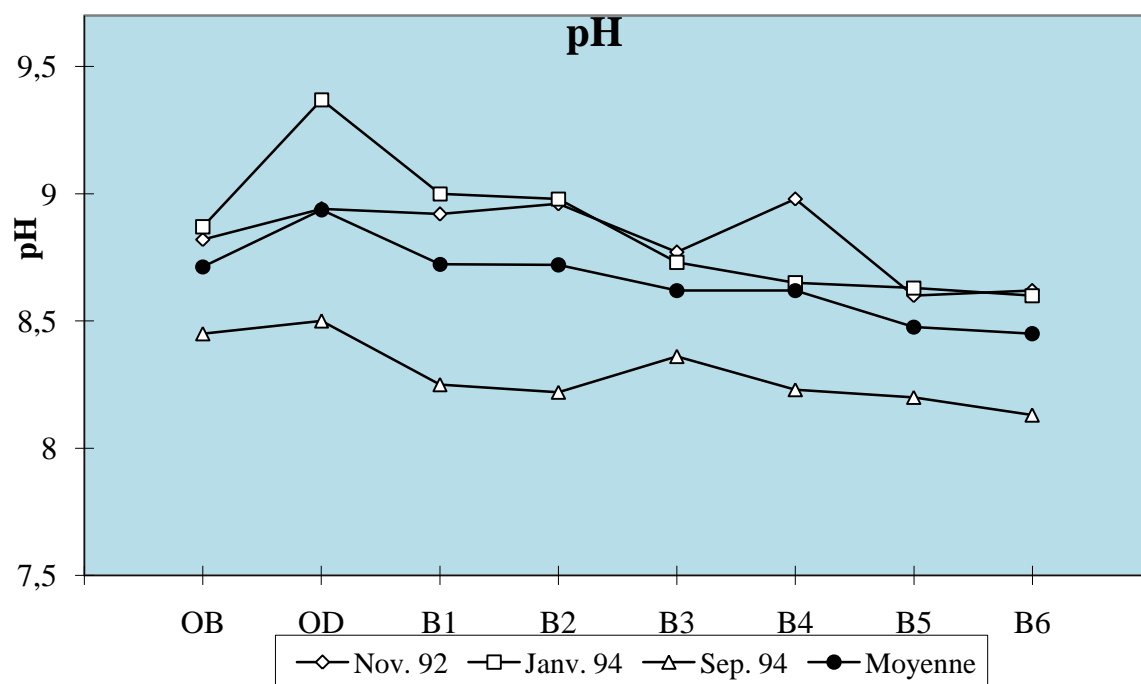


Fig. II.7 : Profils longitudinaux des pH des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

déposés au fond de la retenue de barrage El Kansera. Ceci semble logique du fait que les sédiments des deux cours d'eau étudiés ont des natures et des compositions (matières organiques, granulométrie, ...) notablement différentes de celles des sédiments de la retenue.

#### III-7-1-1-2) pH des sédiments

Les résultats des mesures que nous avons effectuées montrent que les pH des sédiments de la retenue de barrage El Kansera sont sensiblement identiques à ceux des sédiments de l'oued Beht ; mais comparés aux pH des sédiments de l'oued D'kor, nous pouvons dire qu'ils sont légèrement plus faibles. Toutefois, cette différence pourrait être jugée non significative puisque dans l'ensemble, elle ne dépasse pas 0,5 unité de pH.

Tableau II.8 : Variation de pH des sédiments.

Stations	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>OB</b>	8,82	8,87	8,45	8,71
<b>OD</b>	8,94	9,37	8,50	8,94
<b>B1</b>	8,92	9,00	8,25	8,72
<b>B2</b>	8,96	8,98	8,22	8,72
<b>B3</b>	8,77	8,73	8,36	8,62
<b>B4</b>	8,98	8,65	8,23	8,62
<b>B5</b>	8,60	8,63	8,20	8,48
<b>B6</b>	8,62	8,60	8,13	8,45

D'un autre côté, les profils longitudinaux des pH des sédiments des stations étudiées ont des allures relativement identiques pour toutes les campagnes de prélèvement. Cependant, les sédiments prélevés en septembre 94, période estivale, ont des pH inférieurs aux valeurs correspondant aux sédiments des campagnes de novembre 92 et de janvier 94. L'amplitude de variations entre les campagnes ne dépasse en aucun cas 0,9 unité de pH.

#### III-7-1-1-3) Granulométrie

La sédimentation au fond des plans d'eau est caractérisée par l'accumulation des particules transportées vers ce milieu. L'origine de cette sédimentation est très complexe car elle est régie par plusieurs facteurs qui sont principalement des facteurs physico-chimiques, climatiques, géographiques, ...

Ces facteurs ont un rôle important dans la texture et la granulométrie des particules qui vont être sédimentées dans le plan d'eau.

L'étude de la granulométrie des sédiments a pour objet la détermination des différentes populations sédimentaires et permet la connaissance des conditions de transport et les processus de mise en place des sédiments. Elle est basée sur le poids du refus de chaque tamis dans une colonne graduée selon l'échelle AFNOR.

Dans le cas de l'étude des sédiments qui font l'objet de cette partie, nous avons déterminé les taux de trois différentes fractions granulométriques :

- \* Fraction sableuse (SA) qui englobe les particules ayant les tailles comprises entre 0,05 mm et 2 mm.
- \* Fraction limoneuse (LI) qui englobe les particules ayant les tailles comprises entre 0,002 mm et 0,05 mm.





Fig.II.8 : Répartition des fractions granulométriques dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

\* Fraction argileuse (AR) dont les tailles des particules sont inférieures à 0,002 mm.

Les résultats des analyses granulométriques effectuées et qui sont reportés sur le tableau II.9 montrent que la texture des sédiments prélevés en amont de la retenue de barrage El Kansera dans l'oued Beht et l'oued D'kor sont respectivement de type limoneux et sableux. Au niveau de la station, OB la fraction la plus importante est celle des limons. Elle représente 43,9 % de sédiment sec total. Les fractions argileuse et sableuse représentent respectivement 29 et 27 %. Pour les sédiments de la station OD, en moyenne des trois campagnes, la fraction la plus importante est la fraction sableuse qui représente près de 78 %. Alors que les fractions argileuse et limoneuse ne dépassent pas respectivement 9,2 et 13 % de sédiment sec total.

Cependant, les sédiments déposés dans la retenue de barrage El Kansera se caractérisent par une texture limono-argileuse. Les fractions argileuse et limoneuse représentent un taux généralement supérieur à 94 %. Ce qui montre l'extrême finesse de particules composant les dépôts de cette retenue de barrage.

Lors de la première campagne effectuée en période d'étiage, les sédiments de la retenue ont une fraction limoneuse (68 à 77 %) plus importante que la fraction argileuse (22 à 32 %). En revanche, lors des deux dernières campagnes, où la profondeur est plus élevée, la fraction argileuse (53 à 75 %) est plus importante que la fraction limoneuse (25 à 46 %). Ceci nous permet de dire que lorsque la profondeur est plus importante, la sédimentation des particules fines est probablement plus favorisée dans la retenue de barrage El Kansera.

Tableau II.9 : Variation des taux des fractions granulométriques (%) des sédiments.

	Novembre 92			Janvier 94			Septembre 94			Moyenne		
	Argile	Limons	Sable	Argile	Limons	Sable	Argile	Limons	Sable	Argile	Limons	Sable
<b>OB</b>	15,30	75,80	8,90	57,33	32,25	10,42	14,40	23,49	62,11	29,01	43,85	27,14
<b>OD</b>	7,10	27,60	65,30	10,27	3,99	85,74	10,12	7,32	82,56	9,16	12,97	77,87
<b>B1</b>	26,20	73,80	0,00	53,87	35,92	10,21	64,55	34,76	0,70	48,21	48,16	3,64
<b>B2</b>	24,10	73,80	2,10	71,69	26,52	1,79	52,44	46,50	1,06	49,41	48,94	1,65
<b>B3</b>	22,30	77,40	0,30	74,87	24,96	0,18	63,21	34,04	2,75	53,46	45,46	1,08
<b>B4</b>	21,50	72,70	5,80	66,75	32,87	0,38	57,36	35,16	7,48	48,54	46,91	4,55
<b>B5</b>	31,90	67,80	0,30	64,35	33,15	2,50	70,59	23,53	5,88	55,61	41,49	2,89
<b>B6</b>	30,80	68,80	0,40	60,40	28,43	11,17	74,35	24,78	0,87	55,18	40,67	4,15

### III-7-1-2) Paramètres chimiques

#### III-7-1-2-1) Matières organiques

Les matières organiques liées aux sédiments des retenues de barrage ont une triple origine. Elles proviennent (Dagnac 1994) :

- des matières en suspension et des matières dissoutes transportées par les ruisseaux ayant drainé le bassin versant ;

- des matières organiques arrachées par l'érosion aux talus et berges de la retenue du barrage elle - même ;
- des différents organismes vivant dans la masse d'eau et de leurs excréments.

Par ailleurs, les matières organiques sont considérées comme un support préférentiel des métaux lourds. Les micro-organismes réfugiés dans les sédiments ainsi que les organismes morts incorporés sont des réservoirs importants de métaux lourds.

Lors de chaque campagne de prélèvement, nous avons donc déterminé la quantité de matières organiques dans le sédiment de chaque station. Les résultats trouvés, exprimés en pourcentage de matières organiques dans un gramme de sédiment sec, sont présentés dans le tableau II.10.

Ces résultats montrent que les pourcentages de matières organiques dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera (stations B1 à B6) varient de 6,74 à 17,28 % ( soit de 67,4 à 172,8 mg/g). Les moyennes dans le temps de ces pourcentages sont relativement stables d'une station à l'autre et oscillent entre 9,38 et 12,66 %.

Tableau II.10 : Variation de la teneur en matières organiques (%) des sédiments.

Stations	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
OB	8,35	6,88	5,92	7,05
OD	3,18	1,98	4,43	3,20
B1	12,08	8,52	10,45	10,35
B2	11,49	9,22	17,28	12,66
B3	9,91	6,74	11,50	9,38
B4	12,63	7,67	10,69	10,33
B5	8,10	7,81	13,89	9,93
B6	10,35	9,62	11,58	10,52

Les teneurs en matières organiques des sédiments de la retenue sont légèrement plus importantes que celles trouvées dans les sédiments de l'oued Beht au niveau de la station OB (entre 5,92 et 8,35 %) et notablement plus importantes que celles enregistrées au niveau des sédiments de la station OD (entre 1,98 et 4,43%) qui représente l'oued D'kor. Toutefois, les teneurs relevées au niveau des sédiments de ces deux cours d'eau sont en accord avec les résultats trouvés dans les sédiments du bassin versant, prélevés entre juin 93 et juin 94, lors de l'étude précédente.

Cette observation nous permet de constater que les apports du bassin versant en particules sédimentaires n'ont pas d'effet sur l'enrichissement des sédiments, déposés dans la retenue de barrage El Kansera, par les matières organiques. Cette constatation nous permet de dire que l'enrichissement des sédiments de fond de la retenue de barrage El Kansera par les matières organiques est probablement dû à la dégradation des cellules mortes de la faune et de la flore à l'intérieur de la retenue et au lessivage des sols environnant ce plan d'eau.

Par ailleurs, l'étude de la variation saisonnière a montré que les faibles teneurs en matières organiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera ont été enregistrées en période hivernale (janvier 94). En cette période, les apports du bassin versant de Beht apportés par les crues sont importants et il semble qu'ils n'ont pas d'effet sur l'enrichissement des sédiments de la retenue du barrage par les matières organiques.

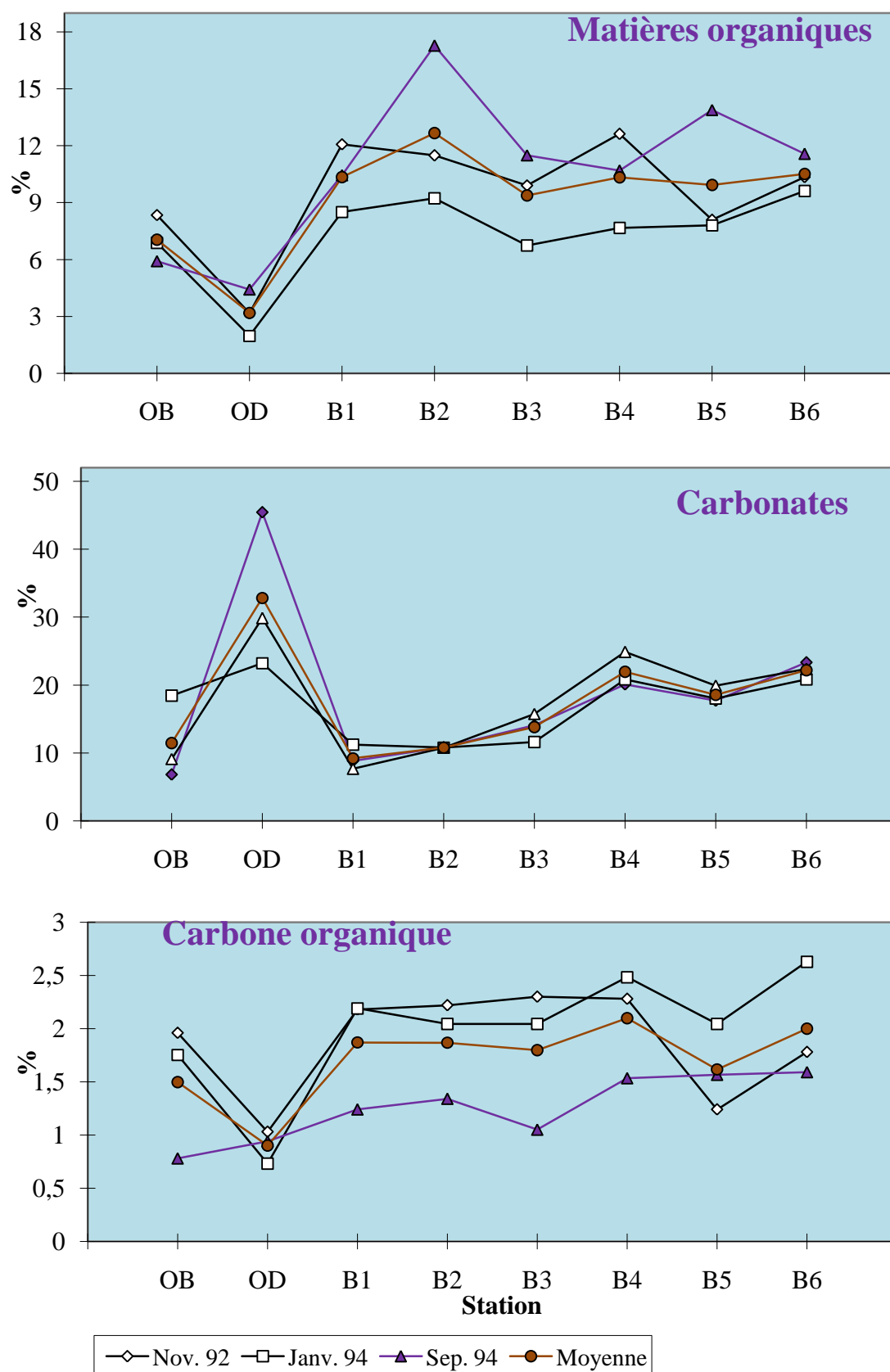


Fig. II.9 : Profils longitudinaux des teneurs en matières organiques, en carbo-nates et en carbone organique des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

*III-7-1-2-2) Carbonates*

Les carbonates ont un rôle relativement important dans la précipitation des métaux lourds et aussi dans la rétention du phosphore par les sédiments. En outre, la phase carbonatée est considérée comme une des phases les plus constitutives des sédiments.

D'un autre côté, la connaissance de ce paramètre peut être précieuse pour l'interprétation des teneurs des formes du phosphore lié au calcium des sédiments.

Les teneurs en carbonates des sédiments de la retenue de barrage El Kansera varient entre 7,67 et 24,88 %. Les moyennes de ces valeurs dans le temps oscillent entre 9,25 et 22,19 %.

Au niveau des stations de la retenue, les teneurs en carbonates des sédiments ne dépendent pas de la période des campagnes. En effet, les profils longitudinaux sont identiques pour toutes les campagnes. Cependant, ils montrent une distinction entre les stations (B1, B2 et B3) situées dans la partie amont de la retenue et les stations (B4, B5 et B6) situées dans la partie aval de la retenue. Les sédiments de ces dernières stations ont des teneurs plus importantes que celles des sédiments déposés à l'entrée de la retenue.

Tableau II.11 : Variation de la teneur en carbonates (%) des sédiments.

Stations	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>OB</b>	6,84	18,44	9,12	11,47
<b>OD</b>	45,46	23,25	29,85	32,85
<b>B1</b>	8,85	11,22	7,67	9,25
<b>B2</b>	10,86	10,82	10,78	10,82
<b>B3</b>	14,08	11,62	15,76	13,82
<b>B4</b>	20,11	20,85	24,88	21,95
<b>B5</b>	17,70	18,04	19,90	18,55
<b>B6</b>	23,33	20,85	22,39	22,19

Signalons d'un autre côté que les sédiments de l'oued Beht ont des teneurs en carbonates relativement comparables aux teneurs des sédiments déposés à l'entrée de la retenue. Cependant, les sédiments de l'oued D'kor ont des teneurs en carbonates légèrement plus importantes. Elles varient entre 23,25 et 45,46 %. Ces teneurs sont en accord avec les résultats trouvés dans les sédiments, du même cours d'eau, prélevés lors de l'étude du bassin versant entre juin 93 et juin 94.

*III-7-1-2-3) Carbone organique*

Les résultats des mesures du carbone organique montrent que les sédiments étudiés ont des teneurs comprises entre 0,73 et 2,63 %. Les valeurs relevées au niveau des sédiments de la station OD, représentant l'oued D'kor, sont légèrement faibles et assez stables dans le temps. Elles varient entre 0,73 et 1,03 %.

Cependant, les teneurs en carbone organique des sédiments des autres stations sont marquées par leur instabilité dans le temps. Les amplitudes des variations saisonnières sont voisines de 1 %. Pour ces sédiments, les plus faibles teneurs en carbone organique ont été enregistrées lors de la campagne effectuée en septembre 94 (période estivale), moment où les conditions hydrodynamiques de la retenue semblent peu favorables pour le dépôt de matériaux organiques.

D'un autre côté, les résultats des déterminations des paramètres chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera ne montrent pas une relation significative entre la variation spatio-temporelle du carbone organique et celle des matières

organiques. Le coefficient de corrélation entre les teneurs en ces deux variables est négatif et ne dépasse pas 0,35, comme le montre le tableau II.19 donné plus loin.

En revanche, dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht les matières organiques sont corrélées positivement avec le carbone organique et d'une façon relativement plus importante que dans les sédiments de la retenue du barrage. Le coefficient de corrélation entre ces deux paramètres organiques dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht est de l'ordre de 0,43.

Tableau II.12 : Variation de la teneur en carbone organique (%) des sédiments.

Stations	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
OB	1,96	1,75	0,78	1,50
OD	1,03	0,73	0,94	0,90
B1	2,18	2,19	1,24	1,87
B2	2,22	2,04	1,34	1,87
B3	2,30	2,04	1,05	1,80
B4	2,28	2,48	1,53	2,10
B5	1,24	2,04	1,57	1,62
B6	1,78	2,63	1,59	2,00

L'absence d'une corrélation assez importante entre ces deux variables est difficile à expliquer, du fait que les teneurs en matières organiques et les teneurs en carbone organique sont en général proportionnelles (Aubert 1978).

#### III-7-1-2-4) Azote total

Comme dans l'étude des sédiments du bassin versant, nous n'avons déterminé que l'azote total (azote Kjeldahl) qui renferme essentiellement de l'azote organique.

Les teneurs en azote total des sédiments des stations étudiées dans cette partie oscillent entre 0,04 et 0,32 %. Les plus faibles teneurs sont enregistrées, pour toutes les campagnes, au niveau des sédiments de l'oued D'kor (OD) et l'oued Beht (OB). La moyenne dans le temps est de 0,12 % pour les sédiments de l'oued Beht qui est très proche de celle correspondant aux sédiments de l'oued D'kor (0,13 %).

Cependant, pour les sédiments de la retenue de barrage El Kansera les moyennes dans le temps des teneurs en azote sont sensiblement plus importantes et assez homogènes dans l'espace (0,19 à 0,24 %). Les particules sédimentaires des deux cours d'eau transportées s'enrichissent légèrement en azote au fond de la retenue et les apports du bassin versant n'ont aucun effet sur cet enrichissement. Les conditions physico-chimiques des eaux et des sédiments, ainsi que les conditions géomorphologiques de la retenue de barrage El Kansera sont probablement les facteurs les plus importants qui favorisent l'accumulation de l'azote dans les sédiments de cette retenue.

Signalons d'un autre côté, que dans l'ensemble, les plus fortes teneurs en azote ont été enregistrées en période de mélange automnal (novembre 92) où le volume de la retenue du barrage était assez faible ; tandis que les plus faibles teneurs ont été relevées en période estivale (septembre 94). Les sédiments prélevés en janvier 94, lors de l'arrivée dans la retenue des premières crues hivernales, présentent une situation intermédiaire.

Tableau II.13 : Variation de la teneur en azote total (%) des sédiments.

Stations	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>OB</b>	0,22	0,04	0,09	0,12
<b>OD</b>	0,20	0,11	0,09	0,13
<b>B1</b>	0,29	0,21	0,16	0,22
<b>B2</b>	0,32	0,23	0,18	0,24
<b>B3</b>	0,25	0,22	0,16	0,21
<b>B4</b>	0,25	0,20	0,15	0,20
<b>B5</b>	0,21	0,19	0,18	0,19
<b>B6</b>	0,24	0,19	0,18	0,20

On peut donc considérer que les teneurs en azote des sédiments de la retenue de barrage El Kansera dépendent des périodes de campagnes. Il semble qu'elles sont liées à la profondeur et au volume d'eau de la retenue du barrage.

Par ailleurs, l'évolution saisonnière des teneurs en azote des sédiments de la retenue de barrage El Kansera suit sensiblement celle des teneurs en carbone organique. Le coefficient de corrélations entre ces deux paramètres chimiques est significatif ; il est de l'ordre de 0,62. Ceci nous permet de dire que la fixation et la libération du carbone et celles de l'azote par les sédiments de la retenue du barrage sont, dans l'ensemble, gouvernées probablement par les mêmes facteurs.

D'un autre côté, le rapport carbone / azote traduit l'origine et le degré d'évolution de la matière organique dans le sédiment ainsi que l'influence relative des différentes sources d'apports (Kinga-Mouzeo 1986, Verneaux *et al.* 1991). Il nous a paru intéressant, de ce fait, de suivre les variations longitudinales du rapport C/N.

Les difficultés d'interprétation des valeurs globales du rapport C/N proviennent du caractère complexe de cette information qui traduit à la fois les importances relatives des apports périphériques et pélagiques et les modalités, activités bactériennes incluses, de leur transformation où se combinent des processus de minéralisation, de réorganisation et de conservation de la matière (Kleerekoper 1957, Seki *et al.* 1968, Balinger et Mac Kee 1971, Obeng-Asomoa 1976).

Toutefois, certaines tendances peuvent être dégagées des déterminations des rapports C/N dans les sédiments étudiés :

Le rapport C/N des sédiments étudiés varie entre 5 et 44 (en masse). La plus forte valeur (43,8) a été enregistrée en janvier 94 au niveau de la station OB. La moyenne dans le temps de ce rapport varie entre 7,5 et 20,6. Pour les sédiments de la retenue de barrage El Kansera, cette moyenne varie entre 7,7 et 10,6. Ces valeurs ont été également mentionnées par Laville (1971) pour les sédiments des lacs pyrénéens. Toutefois, il a été souligné le fait que la teneur en azote (Hakanson et Jansson 1983) ne suffit pas à caractériser le sédiment compte tenu de l'amplitude des variations de la teneur en carbone dans les sédiments récents.

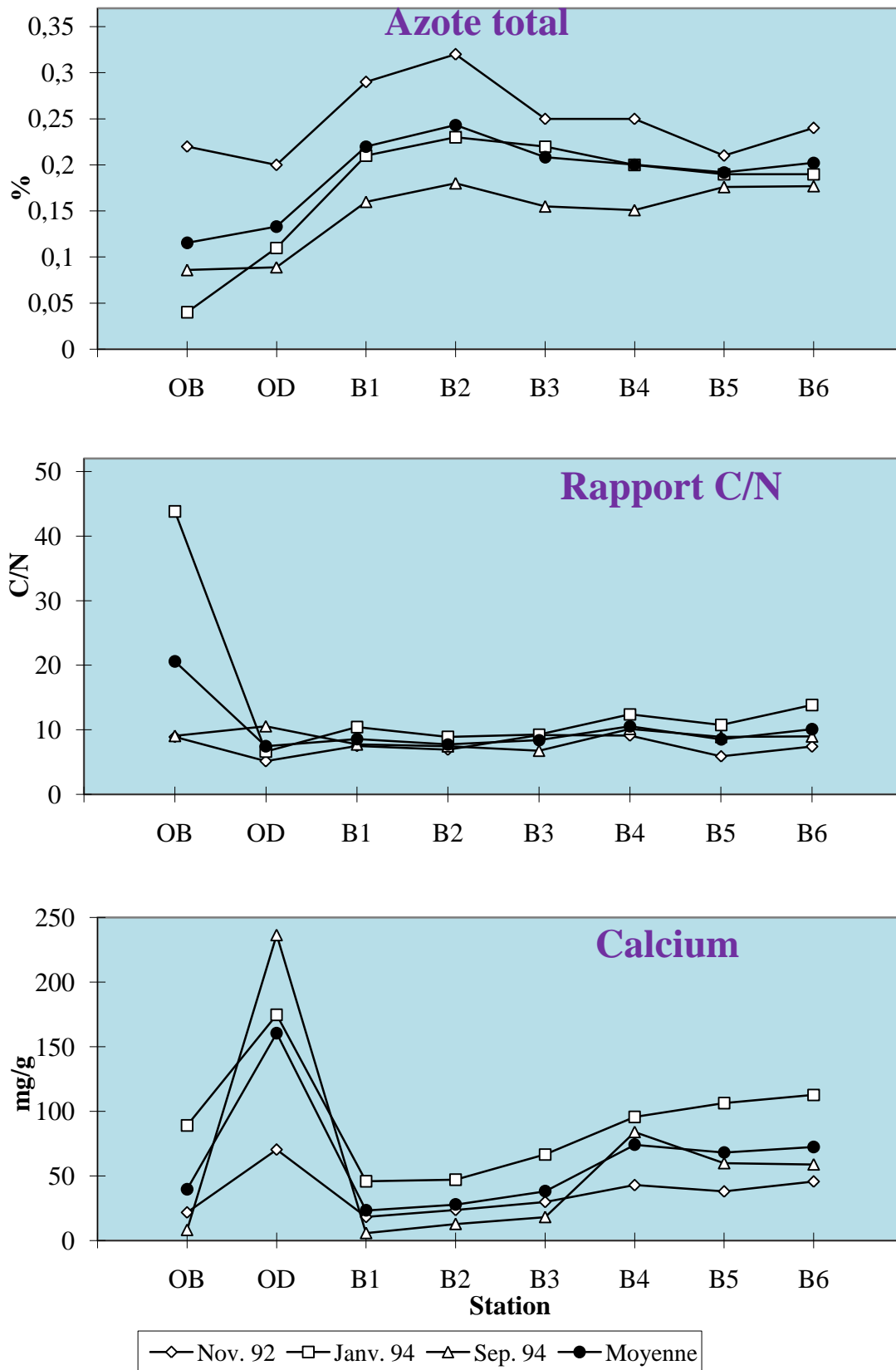


Fig. II.10 : Profils longitudinaux des teneurs en azote, en C/N et en calcium des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.



Tableau II.14 : Variation du rapport carbone / azote des sédiments (en masse).

Stations	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
OB	8,91	43,80	9,07	20,59
OD	5,15	6,64	10,56	7,45
B1	7,52	10,43	7,75	8,57
B2	6,94	8,89	7,44	7,76
B3	9,20	9,29	6,77	8,42
B4	9,12	12,42	10,15	10,56
B5	5,90	10,76	8,89	8,52
B6	7,42	13,84	8,98	10,08

Les plus fortes valeurs de la moyenne dans le temps de rapport C/N des sédiments de la retenue de barrage El Kansera ont été enregistrées au niveau des stations situées près de la digue (B4 et B6). Ce qui traduit l'origine ligneuse de cette matière organique (François 1988). En effet, une origine terrigène caractérisée par l'abondance des débris de végétaux supérieurs ligneux ou encore une minéralisation importante des composés organiques se traduit par des valeurs élevées du rapport C/N. D'un autre côté, les valeurs les plus élevées du rapport C/N correspondent à des accumulations de matériel périphérique, terrigène et littoral, le matériel planctonique ayant un faible rapport C/N, étant en grande partie transformé dans le volume d'eau avant sédimentation (Verneaux *et al.* 1991).

### III-7-1-3) Eléments échangeables

#### III-7-1-3-1) Calcium

Les teneurs en calcium des sédiments de la retenue de barrage El Kansera varient entre 5,75 et 112,63 mg/g. Les moyennes de ces teneurs dans le temps oscillent entre 23,25 et 74,17 mg/g.

Tableau II.15 : Variation de la teneur en calcium (mg/g) des sédiments.

Stations	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
OB	21,75	89,00	8,13	39,63
OD	70,38	174,75	236,63	160,58
B1	18,25	45,75	5,75	23,25
B2	23,63	47,06	12,75	27,81
B3	29,88	66,50	18,13	38,17
B4	42,88	95,63	84,00	74,17
B5	38,00	106,38	59,88	68,09
B5	45,69	112,63	58,88	72,40

Les teneurs en calcium relevées lors de chaque campagne effectuée dans le cadre de cette étude montrent une distinction entre les stations (B1, B2, B3) situées dans la partie amont de la retenue et les stations (B4, B5, B6), situées dans la partie aval de la retenue. En effet, les sédiments déposés à l'entrée de la retenue ont des teneurs moyennes en calcium relativement faibles (varient entre 23,25 et 38,17 mg/g) ; tandis que les sédiments de la deuxième partie ont des teneurs moyennes plus importantes

(varient entre 68,09 et 74, 17 mg/g). Cette distribution spatiale des teneurs en calcium dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera ressemble à celle trouvée dans le cas des teneurs en carbonates. Ce qui n'est pas étonnant du fait que les carbonates sont essentiellement des composés de calcium.

D'un autre côté, les sédiments de l'oued Beht prélevés au niveau de la station OB ont des teneurs en calcium proches des teneurs des sédiments déposés à l'entrée de la retenue de barrage El Kansera. Cependant, les sédiments de l'oued D'kor ont des teneurs 3 à 4 fois plus importantes que celles des sédiments de la retenue. La nature chimique et physique des sédiments de l'oued D'kor qui est différente de celle des sédiments de la retenue permet la rétention d'une quantité importante de calcium par les sédiments. Ceci a été bien remarqué dans la partie concernant l'étude du bassin versant.

Signalons par ailleurs, que l'étude de la variation saisonnière a montré que les teneurs en calcium des sédiments de la retenue sont légèrement plus fortes en période de crues (janvier 94) qu'en période d'étiage (novembre 92 et septembre 94).

### III-7-1-3-2) Magnésium

Les profils longitudinaux des teneurs en magnésium des deux premières campagnes présentent des allures semblables et sont marqués par une stabilité au fil des stations de la retenue. Cependant, le profil longitudinal enregistré en septembre 94, présente des teneurs plus importantes et montre une légère augmentation au centre de la retenue, au niveau des stations B3 et B4.

Tableau II.16 : Variation de la teneur en magnésium (mg/g) des sédiments.

Stations	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
OB	6,01	10,73	10,75	9,16
OD	7,31	7,91	16,88	10,70
B1	5,61	7,88	16,13	9,87
B2	5,15	9,38	14,88	9,80
B3	5,34	9,54	19,63	11,50
B4	6,36	9,31	22,13	12,60
B5	6,59	10,39	17,50	11,49
B6	6,19	9,11	16,13	10,47

Toutefois, le profil longitudinal de la moyenne des teneurs en magnésium montre que les sédiments des deux cours d'eau étudiés et ceux de la retenue de barrage El Kansera présentent une certaine homogénéité de point de vue des teneurs en magnésium. D'après ces résultats, l'accumulation de ce métal dans les sédiments au fond de la retenue semble négligeable.

### III-7-1-3-3) Sodium

Le sodium est un métal constant des sédiments. Toutefois, les concentrations peuvent être extrêmement variables. Il joue un rôle important dans l'équilibre des cations totaux. On le retrouve habituellement avec du potassium.

Les teneurs en sodium des sédiments de la retenue de barrage El Kansera sont dans l'ensemble plus importantes que celles des sédiments de l'oued Beht et celles de l'oued D'kor. En effet, les moyennes dans le temps de ces teneurs au niveau de ces deux cours d'eau sont respectivement 163,3 et 136,7 µg/g ; alors qu'au niveau de la retenue cette moyenne varie entre 193,3 et 300 µg/g.

Tableau II.17 : Variation de la teneur en sodium ( $\mu\text{g/g}$ ) des sédiments.

Stations	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>OB</b>	130	170	190	163,3
<b>OD</b>	80	130	200	136,7
<b>B1</b>	150	320	290	253,3
<b>B2</b>	190	170	220	193,3
<b>B3</b>	160	180	350	230,0
<b>B4</b>	100	305	230	211,7
<b>B5</b>	160	210	420	263,3
<b>B6</b>	130	200	570	300,0

Par ailleurs, les teneurs en sodium des sédiments étudiés présentent des fluctuations temporelles plus ou moins importantes d'une station à l'autre. Les amplitudes de ces fluctuations sont importantes au niveau des sédiments de la retenue de barrage El Kansera. Ceci est dû probablement au volume d'eau ou à la profondeur de la retenue, ainsi qu'à la nature physico-chimique des sédiments qui change d'une campagne à l'autre.

Les plus faibles teneurs en sodium ont été enregistrées lors de la première campagne (novembre 92), qui a été effectuée en période d'été, où le volume d'eau et la profondeur de la retenue étaient moins importants et les sédiments sont caractérisés par un faible taux de la fraction argileuse.

#### III-7-1-3-4) Potassium

Comme dans le cas du sodium, les teneurs en potassium des sédiments de la retenue de barrage El Kansera sont, pour toutes les campagnes, légèrement supérieures aux teneurs en ce métal des sédiments de l'oued D'kor et ceux de l'oued Beht. En effet, les teneurs moyennes dans le temps, enregistrées au niveau des sédiments de la retenue varient entre 3,9 et 4,9 mg/g ; alors qu'au niveau des sédiments de ces deux cours d'eau ces teneurs moyennes sont respectivement 3,2 et 3,4 mg/g.

Tableau II.18 : Variation de la teneur en potassium (mg/g) des sédiments.

Stations	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>OB</b>	2,56	2,75	4,88	3,40
<b>OD</b>	2,25	2,25	5,13	3,21
<b>B1</b>	2,75	3,06	7,20	4,34
<b>B2</b>	2,50	3,50	6,57	4,19
<b>B3</b>	2,75	3,63	8,38	4,92
<b>B4</b>	2,50	3,50	8,38	4,79
<b>B5</b>	3,25	4,00	6,88	4,71
<b>B6</b>	3,13	3,94	7,25	4,77

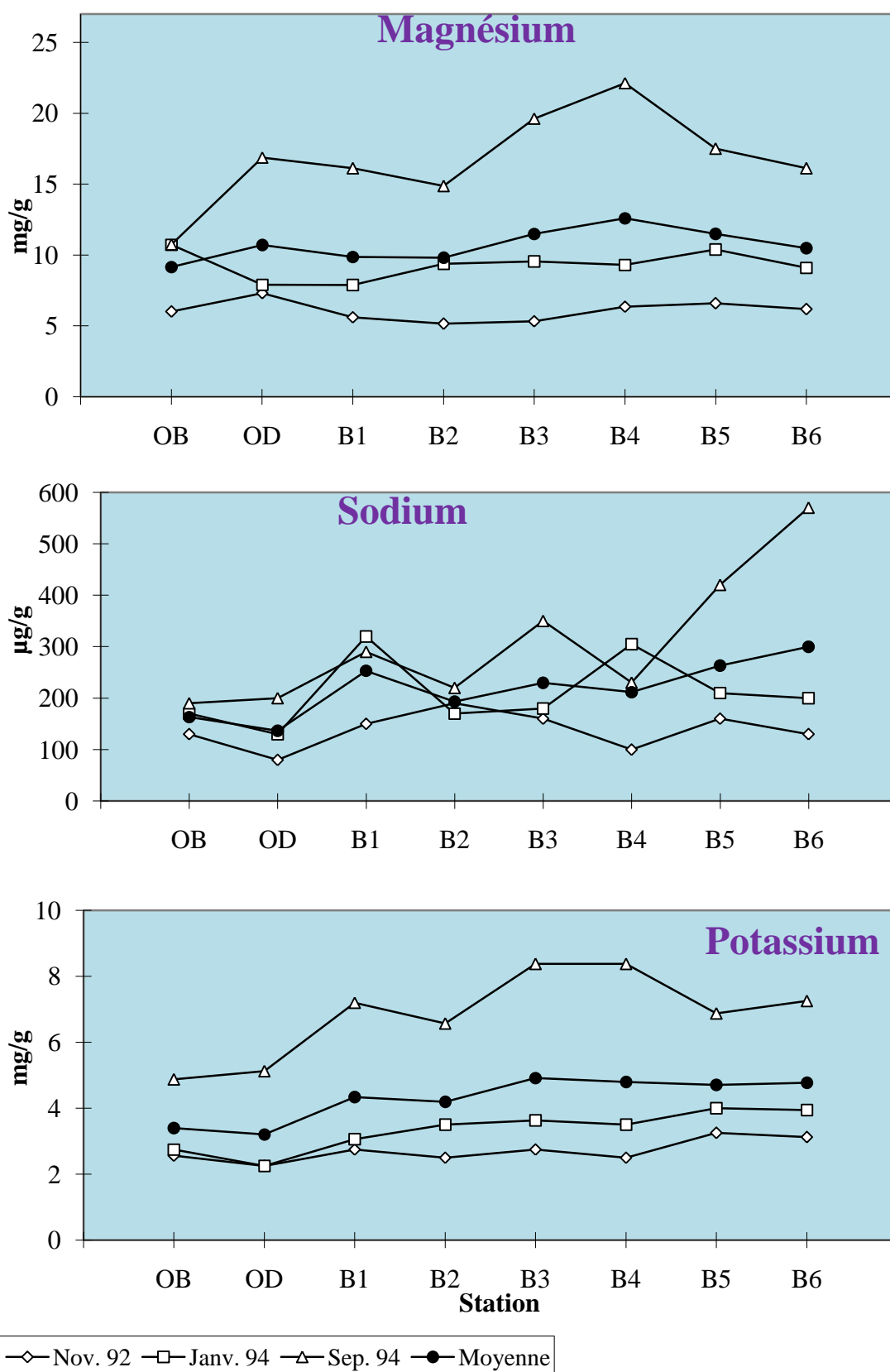


Fig. II.11 : Profils longitudinaux des teneurs en magnésium, en sodium et en potassium des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

Signalons par ailleurs, que les teneurs moyennes relevées au niveau des sédiments de ces deux cours d'eau lors de l'étude de la retenue sont proches des valeurs trouvées lors de l'étude du bassin versant de Beht, entre juin 93 et juin 94.

L'augmentation des concentrations de potassium, tout comme celle du sodium, observée dans les sédiments de la retenue du barrage semble être liée aux conditions géomorphologiques de la retenue ainsi qu'à la nature physico-chimique des sédiments déposés à l'intérieur de ce lac ; et montre d'un autre côté, que les apports du bassin versant de l'oued Beht n'ont pas un effet notable sur l'enrichissement des sédiments du plan d'eau par le potassium.

### III-7-2) Traitement statistique des données

#### III-7-2-1) Analyse en composantes principales

L'ensemble des résultats des analyses effectuées pour la caractérisation physico-chimique des sédiments de la retenue de barrage El Kansera a subi une analyse en composantes principales.

Il faut noter tout d'abord, que pour la réalisation de cette analyse nous n'avons pas pris en considération les données relatives aux sédiments de l'oued Beht (station OB) et ceux de l'oued D'kor (station OD). Ceci a été fait dans le but de chercher les éventuelles corrélations entre les différents paramètres physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera. Les corrélations entre les caractéristiques des sédiments du bassin versant ont été déjà étudiées (voir chapitre précédent).

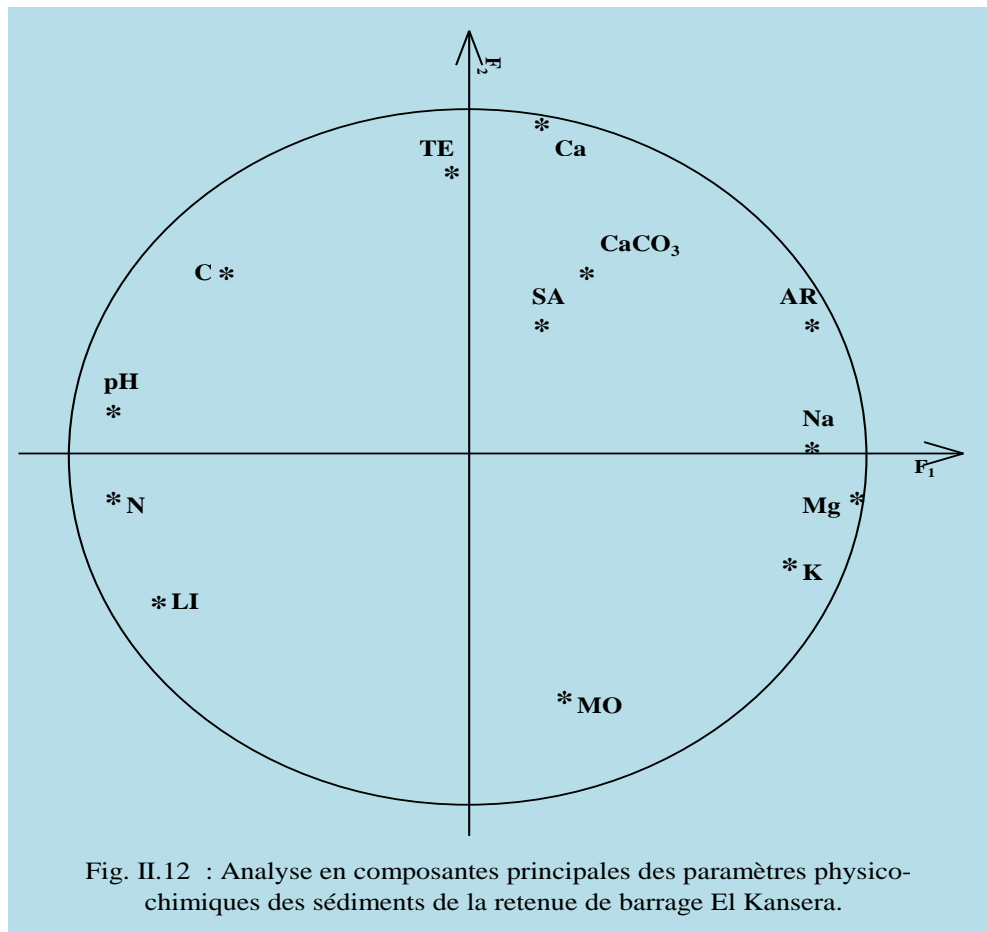
Tableau II.19 : Matrice de corrélations entre les paramètres physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

(n=18,  $\alpha_c = 95\%$ ,  $R_c = 0,44$ ).

	MO	TE	pH	Ptot	CaCO <sub>3</sub>	C	N	AR	LI	SA	Ca	Mg	Na	K
MO	1,00													
TE	<b>-0,55</b>	1,00												
pH	-0,39	0,07	1,00											
Ptot	0,13	0,42	<b>-0,58</b>	1,00										
CaCO <sub>3</sub>	-0,07	<b>0,57</b>	-0,35	<b>0,69</b>	1,00									
C	-0,35	0,31	<b>0,70</b>	-0,19	0,03	1,00								
N	-0,05	-0,07	<b>0,79</b>	-0,44	-0,34	<b>0,56</b>	1,00							
AR	-0,19	0,15	<b>-0,49</b>	0,13	0,08	-0,22	<b>-0,71</b>	1,00						
LI	0,18	-0,16	<b>0,46</b>	-0,17	-0,13	0,16	<b>0,73</b>	<b>-0,99</b>	1,00					
SA	0,02	0,09	0,05	0,24	0,29	0,27	-0,25	0,13	-0,30	1,00				
Ca	<b>-0,48</b>	<b>0,76</b>	-0,04	<b>0,47</b>	<b>0,64</b>	<b>0,47</b>	-0,28	0,42	<b>-0,48</b>	0,43	1,00			
Mg	0,33	-0,22	<b>-0,84</b>	0,43	0,24	<b>-0,66</b>	<b>-0,83</b>	<b>0,63</b>	<b>-0,64</b>	0,18	0,05	1,00		
Na	0,16	-0,14	<b>-0,62</b>	0,36	0,20	-0,35	<b>-0,55</b>	<b>0,62</b>	<b>-0,62</b>	0,09	0,08	<b>0,62</b>	1,00	
K	0,21	-0,23	<b>-0,72</b>	0,27	-0,10	<b>-0,66</b>	<b>-0,67</b>	<b>0,45</b>	<b>-0,43</b>	-0,04	-0,24	<b>0,75</b>	<b>0,46</b>	1,00

Les résultats de cette analyse mathématique qui sont reportés sur la figure II.12 et le tableau II.19 peuvent nous montrer les liens géochimiques et les corrélations existant entre les différents paramètres physico-chimiques étudiés dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera. Le tableau II.19 représente la matrice de corrélations entre les paramètres physico-chimiques déterminés. La figure II.12 présente la

projection de ces paramètres sur le plan formé par les axes 1 et 2 qui expliquent respectivement 41,7 et 25,4 % d'inertie.



D'après les résultats de l'analyse en composantes principales, nous pouvons noter les constatations suivantes :

- \* Le pH corrèle négativement avec le potassium, le sodium et le magnésium dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera ; les coefficients de corrélations sont respectivement -0,72 , -0,62 et -0,84. Tandis que dans les sédiments du bassin versant ces coefficients ne dépassent pas 0,23 en valeur absolue. Il semblerait par conséquent, que les processus d'accumulation de ces trois éléments métalliques dans les sédiments de la retenue sont probablement, différents de ceux qui gouvernent l'accumulation de ces métaux dans les sédiments du bassin versant.

- \* Les sédiments de la retenue ne montrent pas la forte corrélation trouvée dans le cas des sédiments du bassin versant (coefficient égal 0,82) entre la matière organique et la teneur en eau. Dans le cas des sédiments de la retenue le coefficient de corrélation entre ces deux paramètres ne dépasse pas 0,46.

- \* Dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera l'azote corrèle négativement et d'une manière plus ou moins significative avec le potassium, le sodium, le magnésium ainsi qu'avec les argiles. Ce qui montre, que dans la retenue étudiée, la rétention de l'azote est assez importante dans les sédiments sableux, pauvres en potassium, en sodium et en magnésium.

- \* Les argiles corrélaient négativement et très significativement avec les limons (-0,99) dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera ; ce qui semble logique du fait que les taux de la fraction sableuse sont faibles et qu'une diminution du taux de la

fraction argileuse n'est compensée que par une augmentation du taux de la fraction limoneuse et vice-versa.

\* Les teneurs en eau corrélient positivement avec le calcium et les carbonates dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera ; les coefficients de corrélations sont respectivement 0,76 et 0,57. Toutefois, ces corrélations n'ont pas été trouvées dans les sédiments du bassin versant (les coefficients étaient négatifs et ne dépassaient pas 0,23).

\* Le magnésium se comporte d'une façon relativement proche de celle du potassium dans les sédiments de la retenue ; le coefficient de corrélation entre ces deux métaux est 0,75. Par contre, dans le cas des sédiments du bassin versant ce comportement est loin d'être similaire pour ces deux éléments du fait que le coefficient de corrélation ne dépasse pas 0,31.

D'après l'ensemble de ces constatations, nous pouvons globalement dire que du point de vue caractéristiques physico-chimiques, les sédiments de la retenue de barrage El Kansera sont différents de ceux du bassin versant. Cette différence n'est pas étonnante étant donné que la profondeur, la sédimentation, les conditions hydrodynamiques, etc. ne restent pas constantes lorsque les particules sédimentaires sont transportées du bassin versant vers le fond de la retenue du barrage.

#### *III-7-2-2) Analyse factorielle des correspondances*

Pour avoir les relations entre les stations (espace), les périodes de campagne (temps) et les paramètres physico-chimiques (variables), nous avons effectué une analyse factorielle des correspondances de l'ensemble des données de la détermination des caractéristiques physico-chimiques des sédiments des six stations de la retenue.

Les résultats de cette analyse sont schématisés par la figure II.13. Les deux premières composantes principales (axe 1 et axe 2) expliquent près de 83 % d'inertie. L'axe 1 qui représente une grande part de la variance des résultats (49 %) décrit les périodes des campagnes de prélèvement.

Les prélèvements effectués en novembre 92 sont situés du côté positif de l'axe 1, par contre, ceux effectués en septembre 94 sont situés (à l'exception de la station B4) du côté négatif de l'axe 1. Les prélèvements effectués en janvier 94 occupent une situation intermédiaire. On constate donc que les individus sont bien répartis selon la période de prélèvement.

D'après cette répartition, nous pouvons dire que les caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera ne sont pas les mêmes pour les trois campagnes de prélèvement. Ceci est dû aux caractéristiques hydromorphologiques de cette retenue du barrage qui sont différentes d'une campagne à l'autre. Les caractéristiques hydromorphologiques qui semblent avoir a priori la plus grande importance sont principalement le volume et la profondeur de la retenue. En effet:

- En novembre 92, suite à la forte période de sécheresse qu'a connue cette année, la cote normale ne dépassait pas 107,6 NGM. La surface de l'eau a été réduite à moins de 8,4 Km<sup>2</sup> ; ce qui correspond à une capacité de 68 Mm<sup>3</sup>. En cette période, la profondeur moyenne de la retenue était alors de l'ordre de 5 m. Les résultats de l'analyse factorielle des correspondances (figure II.13) montrent que les sédiments, déposés en cette période automnale de basses eaux, sont essentiellement des limons caractérisés par une forte teneur en azote.
- En janvier 94, la retenue du barrage a reçu les premières crues hivernales. La cote normale était de l'ordre de 109,9 NGM, ce qui correspond à une surface de 10 Km<sup>2</sup> et un volume de l'ordre de 94 Mm<sup>3</sup>. On peut déduire de l'examen de

la figure II.13, qu'en cette période hivernale, les sédiments déposés sont essentiellement des argiles riches en calcium et pauvres en matières organiques.

- En septembre 94, période de fin d'été, la côte normale était de l'ordre de 110,8 NGM. La surface de la retenue recouverte par l'eau était voisine de 11 Km<sup>2</sup>, ce qui correspond à un volume de l'ordre de 110 Mm<sup>3</sup>. Les sédiments prélevés en cette période estivale caractérisée par une période de hautes eaux ont des paramètres physico-chimiques nettement différents de ceux des sédiments prélevés en période de basses eaux (novembre 92). Ils sont caractérisés, comme le montre clairement la figure II.13, par de fortes teneurs en potassium, en sodium et en magnésium et par de faibles teneurs en azote total et en carbone organique ainsi que par de faibles valeurs de pH.

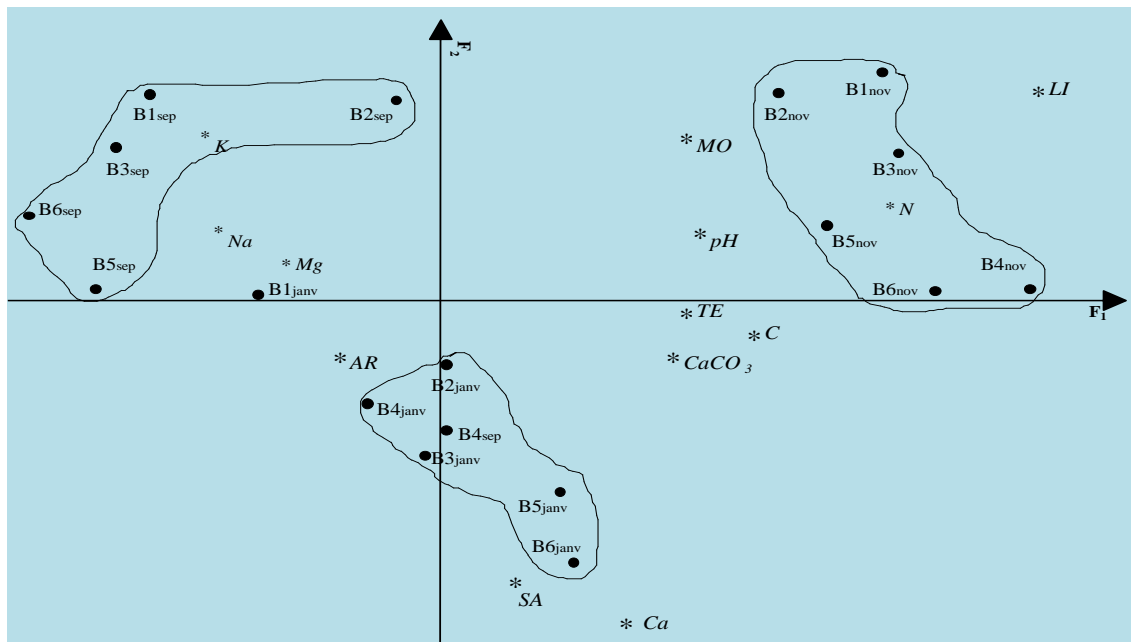


Fig. II.13 : Analyse factorielle des correspondances des paramètres physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

Il est à remarquer par ailleurs, d'après la même figure, que la dispersion des individus relatifs à chaque station (B1nov, B1sep et B1janv par exemple) est nettement plus importante que celle des individus relatifs à chaque campagne (B1nov à B6nov par exemple). Ceci montre l'importance de la variation saisonnière par rapport à la variation spatiale des caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

### III-8) Conclusion

Nous avons présenté, dans ce chapitre, l'étude des propriétés physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera. Cette étude nous a permis une caractérisation globale des sédiments de ce milieu par l'étude des variations spatio-temporelles d'un certain nombre de paramètres physico-chimiques.

Les résultats de cette étude ainsi que ceux concernant la caractérisation des sédiments prélevés dans le bassin versant de l'oued Beht, entre juin 1993 et juin 1994, ont montré que les sédiments provenant de l'oued D'kor et ceux provenant de l'oued Beht ont des natures physico-chimiques notablement différentes de celles des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.



Les sédiments déposés dans la retenue de barrage El Kansera, qui sont caractérisés par une texture limono-argileuse, sont plus riches en matières organiques, en carbone organique, en azote total, en sodium et en potassium que les sédiments prélevés dans l'oued Beht et l'oued D'kor, qui sont respectivement limoneux et sableux.

Cette variation spatiale des caractéristiques physico-chimiques trouvée, entre les sédiments de la retenue de barrage El Kansera et ceux du bassin versant de l'oued Beht, a été confirmée par les analyses en composantes principales des données relatives aux paramètres physico-chimiques des sédiments de ces deux milieux. En effet, les liens géochimiques et les corrélations significatives, trouvées entre les paramètres physico-chimiques dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera, sont non significatifs et faibles dans le cas des sédiments prélevés dans le bassin versant de l'oued Beht et vice-versa.

D'un autre côté, les résultats de ce chapitre ont montré que les apports importants du bassin versant de l'oued Beht, apportés en période hivernale par les crues, n'ont pas d'effet sur l'enrichissement des sédiments de la retenue de barrage El Kansera par les matières organiques. En effet, l'étude de la variation saisonnière des paramètres physico-chimiques déterminés a montré que les faibles teneurs en matières organiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera ont été enregistrées en période hivernale, où la charge des crues apportée par le bassin versant de l'oued Beht est importante.

En revanche, les caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera présentent des variations saisonnières assez marquées. Ce résultat a été mis en évidence clairement par l'analyse factorielle des correspondances de l'ensemble des données de la détermination des paramètres physico-chimiques des sédiments des six stations de la retenue du barrage. En effet :

L'analyse factorielle des correspondances a montré que les individus (les échantillons) sont répartis selon les périodes de prélèvement. Les sédiments déposés dans la retenue de barrage El Kansera en période automnale, période de basses eaux, sont essentiellement des limons caractérisés par une forte teneur en azote total. Cependant, ceux déposés en période hivernale sont essentiellement des argiles riches en calcium et pauvres en matières organiques. Toutefois, les sédiments prélevés au fond de la retenue du barrage en période estivale, caractérisée par une période de hautes eaux, ont des paramètres physico-chimiques nettement différents de ceux des sédiments prélevés en période de basses eaux. Ils sont caractérisés par de faibles teneurs en azote total et en carbone organique, et par des fortes teneurs en magnésium, en sodium et en potassium.

Cette variation temporelle des caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera est due aux conditions hydromorphologiques de ce lac, telles que la profondeur et le volume d'eau, qui sont différentes d'une campagne à l'autre.

Signalons enfin, que les résultats présentés dans ce chapitre concernant la caractérisation dans l'espace et dans le temps des paramètres physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera, ainsi que les données analytiques recueillies lors de cette étude, nous seront utiles pour la détermination des relations entre les formes de phosphore et les paramètres physico-chimiques dans les sédiments de cette retenue du barrage, ainsi que pour la compréhension de la distribution des métaux lourds dans ces sédiments.

*Troisième partie :*

**ETUDE DES DIFFERENTES FORMES  
DE PHOSPHORE LIEES AUX  
PARTICULES SEDIMENTAIRES DU  
BASSIN VERSANT DE L'OUED BEHT  
ET DE LA RETENUE DE BARRAGE EL  
KANSERA**

## *Chapitre I*

# **Etude des formes du phosphore et de leurs relations avec les caractéristiques physico-chimiques des sédiments du bassin versant de l'oued Beht**

## **I-1) Introduction**

Il a été bien établi, que l'augmentation des teneurs en éléments nutritifs, tels que le phosphore, dans les eaux et les sédiments a une influence directe sur la dégradation des milieux lacustres.

Les inquiétudes suscitées par les variations trophiques des plans d'eau remarquées ces dernières décennies (proliférations saisonnières d'algues par exemple) ont conduit les scientifiques à recommander la limitation des apports en phosphore liés à l'activité humaine.

Cependant, une diminution de ces apports ne peut pas se traduire par une amélioration immédiate de la qualité des eaux, car le sédiment joue le rôle d'une source interne de phosphore lorsque les mécanismes de relargage prévalent sur ceux de la sédimentation de phosphore particulaire.

Par conséquent, l'étude qualitative et quantitative de l'accumulation du phosphore, dans les sédiments du bassin versant, est importante pour établir la charge réelle en éléments nutritifs pouvant être transportée vers la retenue de barrage et par suite établir l'évolution de l'état trophique de ce plan d'eau.

D'un autre côté, l'étude des relations entre les formes de phosphore et les différents constituants des sédiments du bassin versant et de la variation de ces relations relatives aux sédiments transportés vers le fond de la retenue du barrage a un intérêt non négligeable. En effet, cette étude permet la compréhension du cycle géochimique du phosphore pour prévoir la contribution des particules sédimentées dans le bassin versant dans l'évolution de l'état trophique du plan d'eau situé en aval de ce milieu.

Aussi, avons nous jugé intéressant d'étudier les relations entre les formes de phosphore et les différents paramètres physico-chimiques des sédiments du bassin versant de l'oued Beht. Les résultats de cette étude sont présentés dans ce chapitre. Cette présentation sera précédée par une étude globale des variations spatio-temporelles des teneurs des différentes formes de phosphore dans ce milieu.

## **I-2) Orthophosphates solubles dans l'eau**

Les orthophosphates solubles dans l'eau ont été déterminés dans les échantillons d'eau prélevés au niveau des quatre stations (OS, PB, OD et AB) du bassin versant de l'oued Beht. Ces échantillons ont été prélevés lors de treize campagnes mensuelles de prélèvement, effectuées entre juin 1993 et juin 1994.

## I-2-1) Variation spatiale

Le phosphore, élément non métallique, qui constitue une substance nutritive existe dans les eaux naturelles essentiellement sous la forme  $\text{PO}_4^{3-}$ .

Les résultats des mesures des orthophosphates solubles dans les eaux de l'oued Beht ont montré que les concentrations de ces éléments chimiques dépendent du lieu de prélèvement dans l'oued Beht. Ces concentrations varient de 0 (traces) à 3473  $\mu\text{g/l}$  en P.

Les profils longitudinaux des teneurs en orthophosphates de toutes les campagnes de prélèvement présentent une augmentation de l'amont vers l'aval de l'oued Beht. Cette augmentation est plus significative entre les stations PB et AB.

Tableau III.1 : Variation des teneurs en orthophosphates solubles dans l'eau ( $\mu\text{g/l}$ ).

Station	Minimum	Moyenne	Maximum	Ecart-type	Coeff. Variation
OS	< L.D.	23,9	57,1	22,1	92,6
PB	< L.D.	18,2	68,5	20,8	114,4
OD	2029,7	3718,9	4837,5	905,4	24,3
AB	297,2	1180,1	3473,0	899,0	76,2

L.D. limite de détection.

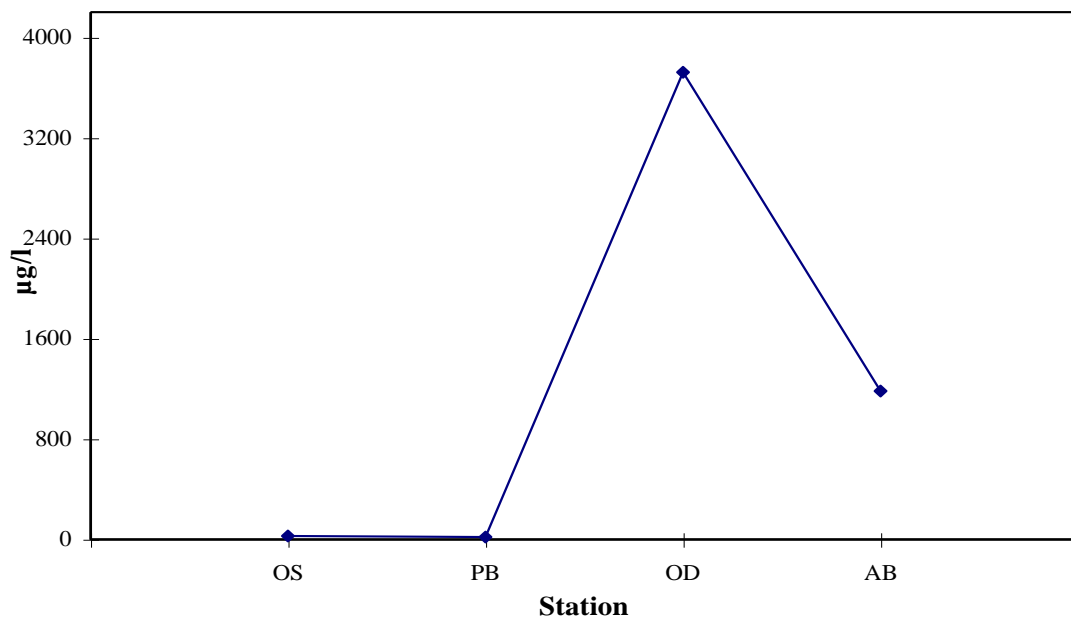


Fig. III.1 : Profil longitudinal de la teneur moyenne en orthophosphates solubles dans les eaux du bassin versant de l'oued Beht.

Au niveau des stations OS et PB, les valeurs trouvées ne dépassent pas 69  $\mu\text{g/l}$  en P. Cependant, ces valeurs qui sont jugées comme des teneurs naturelles, ne se retrouvent pas au niveau de la station AB, où nous avons enregistré des teneurs oscillant entre 297 et 3473  $\mu\text{g/l}$ . Il est plus que probable que ces teneurs sont assez élevées à cause des apports de l'oued D'kor qui draine les eaux usées domestiques et industrielles de l'agglomération de Khémisset, juste avant la station AB.

En effet, pour toutes les campagnes de prélèvement les teneurs en orthophosphates solubles des eaux de la station OD, située sur l'oued D'kor, sont nettement supérieures aux teneurs enregistrées au niveau de la station AB. Elles varient entre 2030 et 4838 µg/l.

Ce résultat signifie donc, que les eaux de l'oued D'kor, qui draine les eaux usées domestiques et industrielles, chargées en polyphosphates (contenus notamment dans les détergents) de la ville de Khémisset, contribuent à l'augmentation des teneurs en orthophosphates solubles des eaux de l'oued Beht. Nul doute que, cette augmentation des teneurs en cet élément nutritif, n'aura que des effets néfastes sur la qualité des eaux retenues dans le barrage El Kansera (la station AB est située juste en amont de cette retenue).

En effet, l'augmentation des teneurs en phosphore, tout comme celles des teneurs en azote et en carbone, des eaux des retenues de barrage, entraîne la prolifération des algues, provoquant ainsi, le phénomène d'eutrophisation, détaillé dans la première partie de ce travail.

D'un autre côté, la diminution des concentrations des orthophosphates solubles dans l'eau (Fig. III.1) observée entre les stations OD et AB est due principalement au phénomène de dilution, puisque les débits de l'oued D'kor sont notablement inférieurs aux débits de l'oued Beht, au niveau de la confluence de ces deux cours d'eau.

### **I-2-2) Variation saisonnière**

Les variations mensuelles des teneurs en orthophosphates solubles dans l'eau des stations OS et PB ne sont pas significatives. Cependant, les eaux de la station OD et celles de la station AB renferment des teneurs en orthophosphates qui varient significativement dans le temps. Pour ces deux stations, les plus faibles teneurs ont été enregistrées en juillet 93, août 93 (période d'étiage) et février 94 (période de crue) (Fig. III.2). Ceci semble signifier que les teneurs en orthophosphates solubles dans l'eau sont indépendantes du débit du cours d'eau au niveau de ces deux stations.

Les variations saisonnières des concentrations des orthophosphates dans les eaux des stations OD et AB ont des allures relativement semblables. Ce résultat est dû au fait que les eaux de la station AB reçoivent les apports venant de l'oued D'kor (station OD), et montre donc que les concentrations en orthophosphates solubles dans les eaux de ces deux stations sont relativement liées entre elles.

Toutefois, les amplitudes de ces variations ne sont pas comparables pour ces deux stations. Ceci peut-être dû au fait que le rapport du débit de l'oued D'kor au débit de l'oued Beht juste avant la confluence de ces deux cours d'eau n'est pas constant dans le temps.

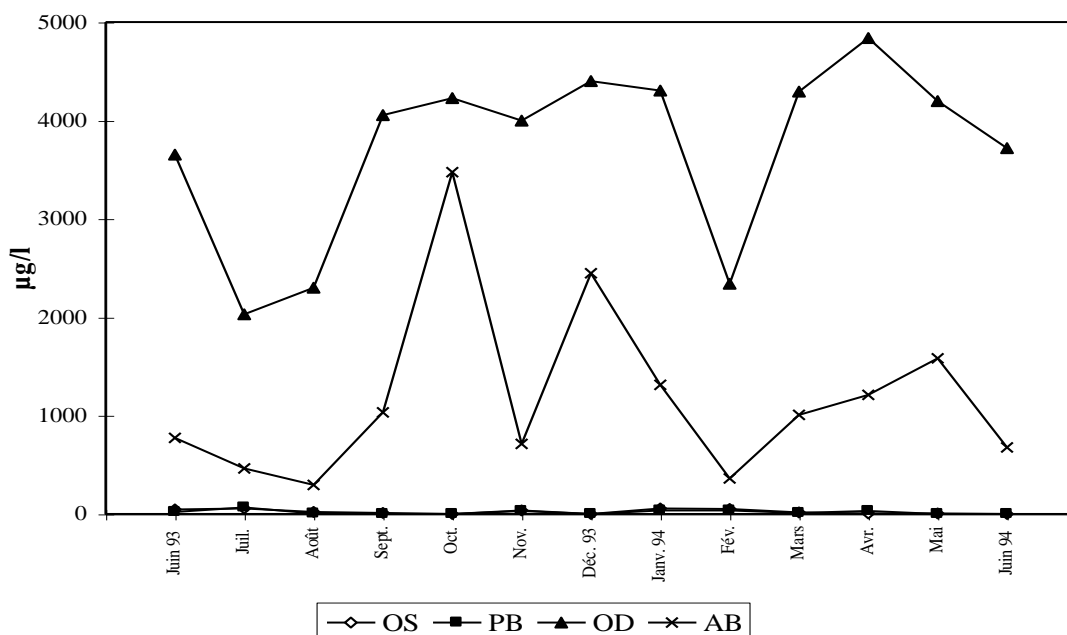


Fig. III.2 : Variations dans le temps des teneurs en orthophosphates solubles dans les eaux

### I-3) Phosphore total dans les sédiments

Le phosphore total a été déterminé, suivant la méthode détaillée en annexe, dans les échantillons de sédiment prélevés au niveau des quatre stations d'étude du bassin versant de l'oued Beht, lors des treize campagnes effectuées.

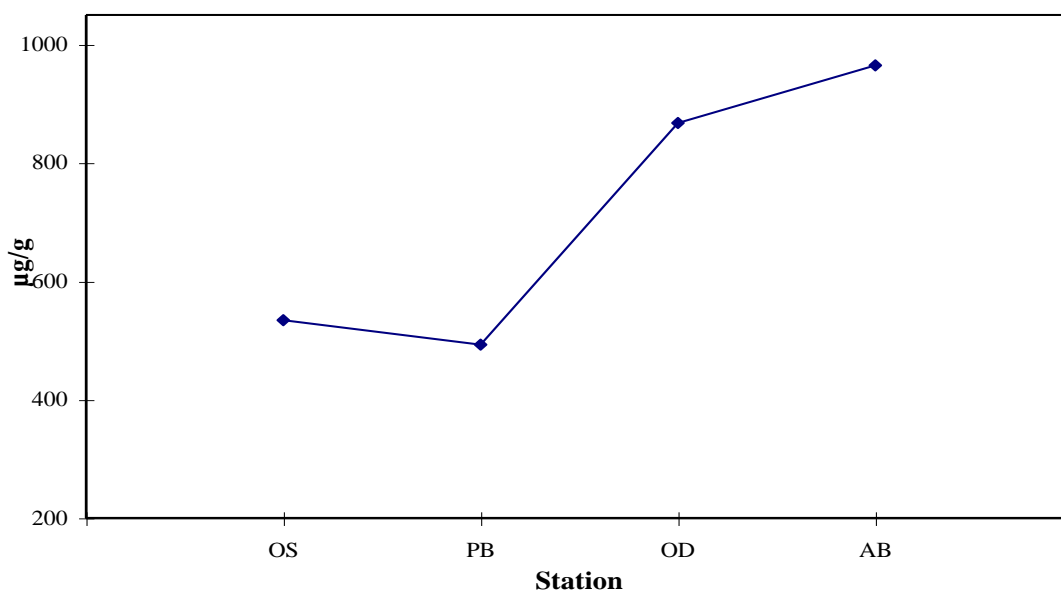
#### I-3-1) Variation spatiale

Lors de l'analyse des orthophosphates solubles dans l'eau nous avons noté de fortes teneurs de ces espèces au niveau des stations OD et AB. L'analyse du phosphore total dans les sédiments a montré aussi que les fortes teneurs en cet élément sont trouvées au niveau de ces stations OD et AB (respectivement 1287 et 1343 µg/g) ; alors qu'au niveau des stations OS et PB, ces teneurs ne dépassent pas 740 µg/g.

Ce résultat était prévisible dans la mesure où l'oued D'kor véhicule les eaux usées domestiques et industrielles, chargées en phosphates, des agglomérations de Khémisset. Les eaux de ce cours d'eau viennent se mélanger avec les eaux de l'oued Beht juste avant la station AB.

Les fortes teneurs en phosphore total, comme pour les teneurs en orthophosphates solubles dans l'eau, observées au niveau des sédiments de la station AB, située juste en amont de la retenue du barrage El Kansera, devraient contribuer à l'enrichissement de ce réservoir en phosphore et favoriser ainsi son eutrophisation.

Les profils longitudinaux des concentrations de phosphore total des sédiments (Fig. III.3) montrent une légère augmentation de l'amont vers l'aval de l'oued Beht. Cette augmentation, qui est due aux apports de l'oued D'kor, est moins importante que celle observée dans le cas des orthophosphates solubles dans l'eau.



**Fig. III.3 : Profil longitudinal de la teneur moyenne en phosphore total des sédiments du bassin versant de l'oued Raht**

**Tableau III.2 : variation des teneurs en phosphore total des sédiments (µg/g).**

<i>Station</i>	<i>Minimum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Coeff. Variation</i>
<b>OS</b>	442	534	740	79	14,8
<b>PB</b>	332	493	740	117	23,8
<b>OD</b>	543	845	1287	246	29,2
<b>AB</b>	394	749	1343	291	38,9

### I-3-2) Variation saisonnière

Les concentrations de phosphore total des sédiments des stations OS et PB sont relativement stables dans le temps. Cependant, celles des sédiments des stations OD et AB fluctuent de façon irrégulière entre les différentes campagnes de prélèvement effectuées (Fig. III.4). Ceci reflète, que l'évolution dans le temps des concentrations de phosphore total mesurées au niveau des sédiments des stations choisies ne nous permet de constater aucune accumulation de phosphore dans le temps.

## I-4) Relations entre le phosphore et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments

La quantification des échanges de phosphore à l'interface eau-sédiment est un sujet de préoccupation très actuel, car il est actuellement admis que les sédiments superficiels peuvent influencer notablement la production primaire (Golterman 1984) via en particulier, la libération ou l'accumulation de phosphore.

Cependant, les échanges de phosphore à l'interface eau-sédiment sont régis par des phénomènes assez complexes, qui regroupent des processus chimiques, biologiques et physiques.

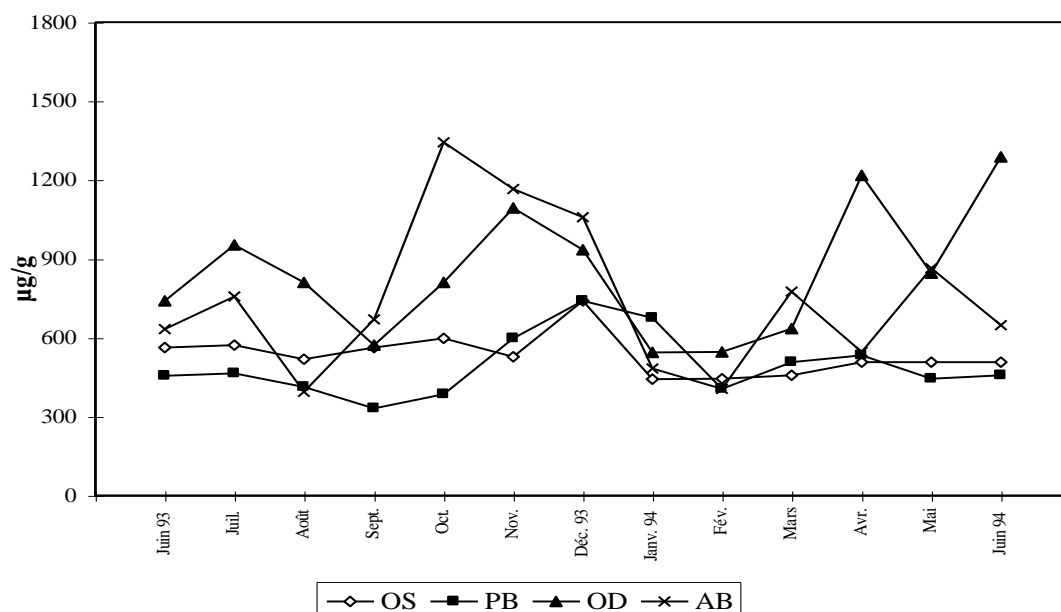


Fig. III 4 : Variations dans le temps des teneurs en phosphore total des sédiments

Les paramètres physico-chimiques des sédiments sont l'un des principaux facteurs qui jouent un rôle important dans la rétention du phosphore par le compartiment sédiment. Ils gouvernent la distribution du phosphore entre la phase dissoute et les phases solides (Syers *et al.* 1973). Parmi ces paramètres, il y a ceux qui favorisent le processus d'accumulation du phosphore dans le sédiment, et ceux qui favorisent le relargage de cet élément nutritif vers la colonne d'eau.

D'une manière générale, nous pouvons dire que différents paramètres influent plus ou moins fortement sur les processus d'accumulation de phosphore dans les sédiments, parmi lesquels on trouve : les éléments minéraux constitutifs des limons, la concentration de phosphore dans la colonne d'eau, le pH, la température, les conditions d'oxydo-réduction, les formes actives du fer, de l'aluminium, de manganèse, du calcium, ainsi que l'activité des micro-organismes et les excréments des végétaux (Lopez-Hernandez *et al.* 1981).

De ce fait, nous avons jugé utile de chercher les relations qui peuvent exister entre les variables correspondant au phosphore dans les sédiments et dans l'eau et les divers constituants de sédiments déterminés dans le cadre de cette étude.

Afin de mettre en évidence les relations entre les caractéristiques physico-chimiques des sédiments et les concentrations de phosphore dans les eaux et les sédiments, nous avons effectué une analyse en composantes principales (ACP).

Pour effectuer cette analyse, les données brutes ont donc été introduites dans un tableau à double entrée : individus x variables.

Les variables sont les paramètres physico-chimiques des sédiments y compris le phosphore total des sédiments et les orthophosphates solubles dans l'eau : soit 12 variables. Les individus ou les observations représentent les échantillons prélevés au niveau des quatre stations lors des treize campagnes effectuées dans le cadre de cette étude : soit 52 observations.

Les résultats de cette analyse mathématique ont montré que les deux premiers axes, matérialisant les deux premières composantes principales  $F_1$ ,  $F_2$ , totalisent 53,2 % de l'information avec des pourcentages d'inertie pour la première composante de 30,3 % et 22,9 % pour la deuxième composante. Les autres axes factoriels ( $F_3$ ,  $F_4$ , ...) ont une



faible contribution par rapport à l'inertie totale et ne seront donc pas pris en considération lors des interprétations.

Sur la figure III.5 nous avons présenté la projection des douze variables sur le plan formé par les deux premières composantes principales  $F_1$  et  $F_2$ . Dans un premier temps, nous constatons tout d'abord une bonne représentativité des variables sur le plan  $F_1 \times F_2$ , puisque la majorité des variables est proche de la circonférence du cercle de corrélation.

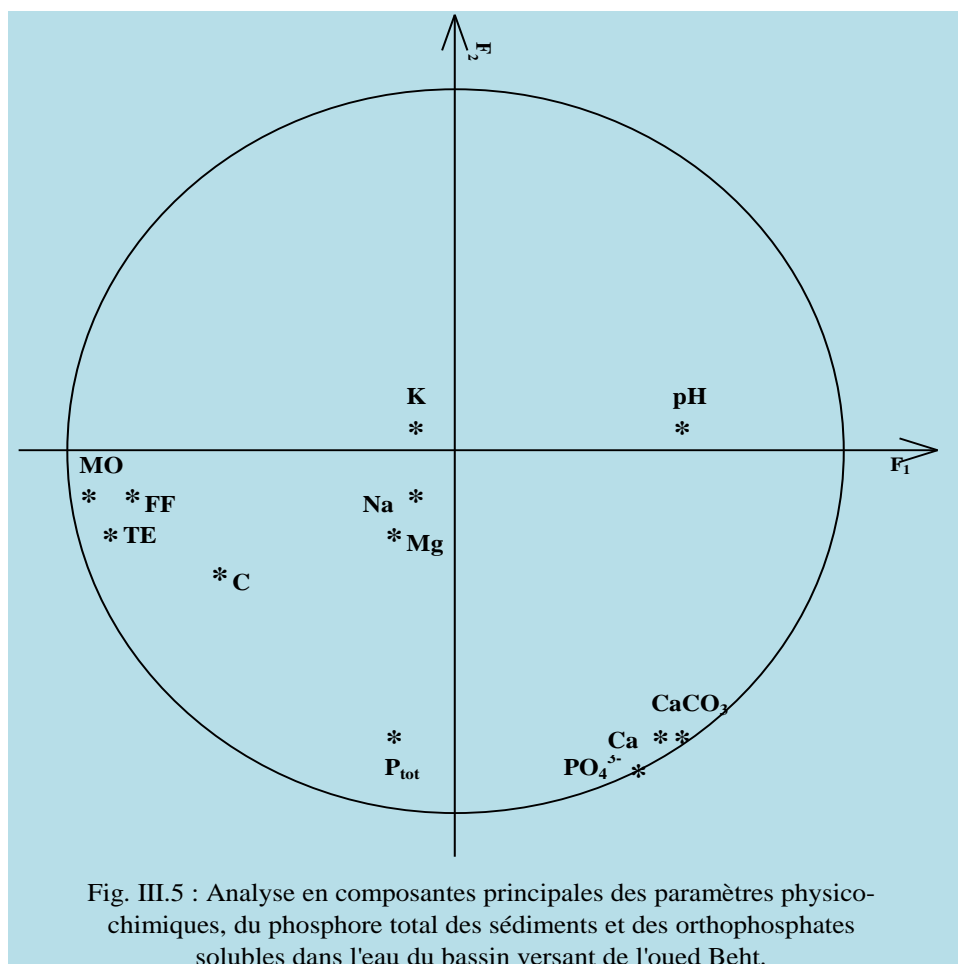


Fig. III.5 : Analyse en composantes principales des paramètres physico-chimiques, du phosphore total des sédiments et des orthophosphates solubles dans l'eau du bassin versant de l'oued Beht.

D'un autre côté, il est à remarquer que le calcium et les carbonates des sédiments et les orthophosphates solubles dans l'eau ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) sont bien corrélés entre eux et sont corrélés négativement avec la deuxième composante principale (axe 2). Il ressort de ceci que la concentration des orthophosphates solubles dans l'eau est liée aux concentrations du calcium et des carbonates dans les sédiments. Ce résultat est confirmé puisque les coefficients de corrélations entre les orthophosphates solubles dans l'eau et le calcium et les carbonates des sédiments sont respectivement 0,76 et 0,84.

D'après Shukla *et al.* (1971), l'adsorption de phosphore a tendance à être inversement proportionnelle à la concentration en carbonate de calcium des sédiments, ce qui suggère que le carbonate de calcium n'est pas le composé principal responsable de l'accumulation de phosphore dans les sédiments.

De nombreux auteurs ont signalé l'importance que peuvent avoir les interactions entre les ions calcium divalent et les orthophosphates dans le cycle du phosphore. Hephher (1958), Golterman (1973), Arvin (1979) et Snoeyink et Jenkins (1980), ont montré que la formation de phases minérales de phosphore et de calcium influençait directement la teneur en orthophosphates des eaux.

D'autres auteurs, comme House *et al.* (1986), ont montré que les orthophosphates solubles dans l'eau pouvaient également s'adsorber à la surface des carbonates de calcium.

L'ensemble de ces mécanismes est donc supposé être essentiel dans la régularisation des teneurs en orthophosphates solubles dans les eaux du bassin versant de l'oued Beht d'une part et d'autre part, affirme la corrélation importante que nous avons trouvée entre les concentrations des orthophosphates solubles dans l'eau et les teneurs en calcium et en carbonates des sédiments étudiés.

Cependant, les orthophosphates solubles dans l'eau sont indépendants du potassium, du sodium et du magnésium qui ne corrélient ni avec l'axe 1 ni avec l'axe 2. Les coefficients de corrélations entre ces métaux et les orthophosphates solubles dans l'eau sont en effet, relativement bas (inférieurs à 0,22 en valeur absolue).

Toutefois, bien que le phosphore total des sédiments semble lié négativement à l'axe 2, sa corrélation avec les orthophosphates solubles dans l'eau reste relativement limitée du fait que, le coefficient de corrélation entre ces deux paramètres ne dépasse pas 0,44. Ceci semble indiquer que, la présence des orthophosphates solubles, dans les eaux des stations étudiées, est due essentiellement aux apports et non pas au relargage par les sédiments. Cette constatation paraît normale, du fait que le milieu, étudié dans cette partie, est caractérisé par un flux hydrodynamique relativement important.

La corrélation la plus importante pour le phosphore total des sédiments est celle qui existe avec la variable teneur en eau. Le coefficient de corrélation entre ces deux paramètres est égal à 0,55. Ceci reflète que les teneurs en phosphore total des sédiments dépendent relativement de l'humidité de celui-ci.

Cependant, le phosphore total semble indépendant des autres variables qui représentent les paramètres physico-chimiques des sédiments. Les coefficients de corrélations entre le phosphore total des sédiments et ces variables ne dépassent pas 0,37.

## **I-5) Spéciation du phosphore dans les sédiments**

### **I-5-1) Schéma d'extractions chimiques de phosphore**

Le fractionnement séquentiel du phosphore dans les sédiments est délicat. Le fait de savoir sous quelles formes se trouve le phosphore dans les sédiments est pourtant capital pour pouvoir évaluer la fraction du phosphore biodisponible qui représente la partie de phosphore susceptible d'être remise en solution et pouvant être assimilée par la végétation aquatique.

Il existe actuellement de nombreuses méthodes de fractionnement chimique du phosphore dans les sédiments (Chang et Jackson 1957, Williams *et al.* 1980, Hieltjes et Lijklema 1980, Golterman et Booman 1988, Bonzongo *et al.* 1989). Ces méthodes ont comme point commun le fait qu'elles distinguent principalement les formes organiques des formes minérales, et à l'intérieur de celles-ci les formes liées au fer de celles liées au calcium.

Ces méthodes qui sont basées sur des extractions séquentielles des formes du phosphore, par des agents chélateurs (Hieltjes et Lijklema 1980, Psenner et Pucsko 1988, Bonzongo *et al.* 1989, Olila *et al.* 1995), sont en général critiquées. En effet, elles emploient des extractants trop agressifs et insuffisamment spécifiques (De Groot, 1992). Ces extractants conduisent parfois à de mauvaises interprétations des phénomènes liés aux échanges à l'interface eau-sédiment (Bonzongo *et al.*, 1989), car ils supposent que ces compartiments chimiques ont des disponibilités biologiques déterminées.

Après avoir effectué une étude bibliographique comparative des différentes méthodes citées dans la littérature, notre choix s'est porté sur la méthode développée par Golterman et Booman (1988), De Groot et Golterman (1990) et Golterman et De Groot (1994) qui proposent d'utiliser des agents chélateurs pour extraire séparément les formes minérales et les formes organiques du phosphore. Les raisons qui ont motivé ce choix sont les suivantes :

\* Le taux de la forme organique est généralement sous-estimé par les méthodes classiques. La fraction de cette forme n'est généralement pas extraite, mais simplement calculée par différence entre la teneur en phosphore total et la fraction minérale extraite. Il est donc indispensable que cette dernière fraction soit correctement extraite. Les extractants généralement utilisés sont des acides (HCl) ou des bases (NaOH) qui ont un effet sur la fraction organique : De Groot et Golterman (1990) ont montré que sur du matériel algal vivant et mort, ainsi que sur des sédiments, la forme organique du phosphore était partiellement hydrolysée sous l'effet des extractants classiques. Pour ne pas sous-estimer le pool organique, Bonzongo *et al.* (1989) ont proposé de l'extraire préalablement au pool inorganique. La difficulté essentielle est que tant que les sédiments contiennent du fer l'adsorption des orthophosphates est très rapide.

\* La fraction minérale n'est pas très bien définie avec les extractants classiques. De Groot et Golterman (1990) ont obtenu moins de phosphore lié au fer et plus de phosphore lié au calcium, avec les extractants classiques qu'avec les agents chélateurs. L'hypothèse émise est que le phosphore extrait de la fraction liée au fer par les méthodes classiques, reprécipite avec le calcium en solution : la fraction liée au fer est donc sous estimée et la fraction liée au calcium est surestimée avec les méthodes classiques.

### I-5-2) Sédiments étudiés

Cette étude de spéciation de phosphore a été réalisée sur les sédiments prélevés au niveau des quatre stations du bassin versant de l'oued Beht, au cours de cinq campagnes effectuées respectivement en septembre 93, décembre 93, janvier 94, avril 94 et juin 94. Les périodes de ces campagnes ont été choisies dans le but d'analyser un nombre assez important d'échantillons représentant les périodes d'étiage et de crue. Le protocole expérimental, utilisé lors de cette étude, est présenté en détails en annexe.

### I-5-3) Formes de phosphore déterminées

L'application du schéma de fractionnement séquentiel retenu pour l'étude de la spéciation du phosphore dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht nous a permis de distinguer quatre différentes formes de phosphore : forme liée au fer, forme liée au calcium, forme organique soluble dans l'acide et forme organique résiduelle.

Pour plus de commodité nous désignerons, ultérieurement, les abréviations suivantes :

Fe(OOH)-P : phosphore lié au fer,  
CaCO<sub>3</sub>-P : phosphore lié au calcium,  
POSA : phosphore organique soluble dans l'acide,  
POR : phosphore organique résiduel,  
P<sub>tot</sub> : phosphore total,

En plus nous désignerons par :

P<sub>inorg</sub> : phosphore inorganique, déterminé par addition de Fe(OOH)-P et CaCO<sub>3</sub>-P,  
P<sub>org</sub> : phosphore organique, déterminé par addition de POSA et POR,  
ΣPi : somme des fractions déterminée { Fe(OOH)-P + CaCO<sub>3</sub>-P + POSA + POR }.

### I-5-4) Reproductibilité de la méthode

Le protocole expérimental que nous avons utilisé dans les extractions du phosphore des sédiments a été légèrement modifié par rapport à celui proposé par Golterman et Booman (1988), De Groot et Golterman (1990) et par Golterman et De Groot (1994). Ces modifications qui concernent le nombre d'extractions, le temps de contact, le volume de chaque extractant à utiliser par gramme de sédiment, ... ont été retenues du fait que ces paramètres dépendent de la nature physico-chimique des sédiments à étudier.

A cause de ces modifications il était donc indispensable que nous fassions plusieurs essais sur nos sédiments pour nous assurer de la validité du protocole expérimental à suivre. Nous avons ensuite testé la reproductibilité de la méthode.

Pour trois sédiments différents, nous avons réalisé trois répétitions indépendantes menées en même temps dans les mêmes conditions. Les résultats obtenus qui sont présentés sur le tableau III.3 indiquent une bonne reproductibilité de la méthode utilisée. Le coefficient de variation est inférieur à 15 %. Pour la somme des fractions déterminées (ΣPi), le coefficient de variation est meilleur que celui qui est relatif à chaque forme de phosphore. Il ne dépasse pas 1,6 %.

### I-5-5) Validité des résultats

Pour vérifier la bonne exécution de nos extractions séquentielles nous avons comparé la teneur en phosphore total (P<sub>tot</sub>) obtenue par minéralisation totale et la somme des fractions déterminées par les attaques séquentielles (ΣPi).

Tableau III.3 : Résultats de l'étude de la reproductibilité de l'analyse séquentielle du phosphore sur trois échantillons de sédiments différents.

		Fe(OOH)		CaCO <sub>3</sub> -P		POSA		ROP		ΣPi
		μg/g	%	μg/g	%	μg/g	%	μg/g	%	μg/g
<b>Séd. A</b>	<b>1</b>	52	6,0	53	6,1	427	49,5	330	38,3	862
	<b>2</b>	67	7,5	67	7,5	467	52,5	288	32,4	889
	<b>3</b>	60	6,9	58	6,7	450	51,8	301	34,6	869
	<b>Moy.</b>	60	6,8	59	6,8	448	51,3	306	35,1	873
	<b>% C.V.</b>	12,6	11,1	12,0	10,3	4,5	3,0	7,0	8,5	1,6
<b>Séd. B</b>	<b>1</b>	59	6,7	74	8,4	396	44,8	355	40,2	884
	<b>2</b>	62	7,0	61	6,9	407	46,2	351	39,8	881
	<b>3</b>	67	7,5	56	6,2	427	47,6	347	38,7	897
	<b>Moy.</b>	63	7,1	64	7,2	410	46,2	351	39,6	887
	<b>% C.V.</b>	6,4	5,6	14,6	15,1	3,8	3,0	1,1	2,0	1,0
<b>séd. C</b>	<b>1</b>	49	5,7	58	6,7	475	55,0	281	32,6	863
	<b>2</b>	47	5,5	60	7,0	473	55,1	278	32,4	858
	<b>3</b>	50	5,7	60	6,9	472	54,3	288	33,1	870
	<b>Moy.</b>	49	5,6	59	6,9	473	54,8	282	32,7	864
	<b>% C.V.</b>	3,1	2,5	1,9	2,0	0,3	0,9	1,8	1,1	0,7

Moy. : moyenne, C.V. : Coefficient de variation

Nous avons donc calculé pour chaque échantillon analysé le rapport suivant:

$$R = \frac{\Sigma P_i}{P_{\text{tot}}} \times 100$$

Ce rapport permet de montrer est ce que les extractions séquentielles de phosphore ont été menées de façon correcte ou non. En effet, le meilleur résultat correspond à R = 100 % en admettant une petite marge d'erreur.

Dans notre cas, pour vingt-neuf échantillons analysés du bassin versant de l'oued Beht, le rapport R est compris entre 87 % et 114 % (Tableau III.4) . Si nous admettons une marge d'erreur de 15 %, il semble donc, que les extractions séquentielles du phosphore ont été menées d'une façon satisfaisante. Cependant, la moyenne du rapport R est égale à 95 %, ce qui montre qu'il y a une perte systématique lors des extractions séquentielles de l'ordre de 5%. Toutefois, cette perte est tout à fait acceptable sur le plan analytique.

Tableau III.4 : Valeurs du rapport R des sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

$\Sigma P_i$	526	379	523	506	497	1483	605	476	461	1245
$P_{tot}$	562	332	545	507	456	1575	647	507	533	1218
<b>R</b>	94	114	96	100	109	94	93	94	87	102

$\Sigma P_i$	534	616	702	671	855	970	403	668	489	527
$P_{tot}$	571	669	740	740	935	1059	442	675	543	482
<b>R</b>	93	92	95	91	91	92	91	99	90	109

$\Sigma P_i$	862	889	869	884	881	897	863	858	870
$P_{tot}$	951	951	951	927	927	927	879	879	879
<b>R</b>	91	93	91	95	95	97	98	98	99

## I-5-6) Interprétation des résultats

## I-5-6-1) Analyse monovariée

Les résultats des extractions séquentielles de phosphore des sédiments du bassin versant de l'oued Beht sont reportés dans les tableaux III.5 à III.8.

Ces résultats montrent que le phosphore lié au fer  $Fe(OOH)-P$  existe dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht à des teneurs assez variables, entre des traces et 812  $\mu g/g$ . En moyenne, les teneurs en cette forme varient entre 18 et 278  $\mu g/g$ . Les plus fortes teneurs ont été enregistrées au niveau des sédiments de l'oued D'kor, où les teneurs en fer sont plus faibles (cf. quatrième partie, chapitre I). Ce qui montre qu'au niveau de ces sédiments, les teneurs en fer sont probablement indépendantes des teneurs en phosphore lié au fer.

Tableau III.5 : Variation des teneurs ( $\mu g/g$ ) en différentes formes de phosphore des sédiments de la station OS.

<i>Station</i>	<i>Minimum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Coeff. Variation</i>
<b><i>Fe(OOH)-P</i></b>	< L.D.	26	63	27,3	104,1
<b><i>CaCO<sub>3</sub>-P</i></b>	5	18	30	9,9	56,2
<b><i>POSA</i></b>	133	188	232	36,3	19,3
<b><i>POR</i></b>	205	291	377	62,9	21,6

L.D. : limite de détection.

Tableau III.6 : Variation des teneurs ( $\mu g/g$ ) en différentes formes de phosphore des sédiments de la station PB.

<i>Station</i>	<i>Minimum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Coeff. Variation</i>
<b><i>Fe(OOH)-P</i></b>	< L.D.	18	41	21,1	114,3
<b><i>CaCO<sub>3</sub>-P</i></b>	11	35	51	16,7	47,7
<b><i>POSA</i></b>	130	235	382	94,2	40,1
<b><i>POR</i></b>	186	247	336	64,5	26,1

Tableau III.7 : Variation des teneurs (µg/g) en différentes formes de phosphore des sédiments de la station OD.

<i>Station</i>	<i>Minimum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Coeff. Variation</i>
<b><i>Fe(OOH)-P</i></b>	38	278	812	320,0	115,0
<b><i>CaCO<sub>3</sub>-P</i></b>	32	97	172	53,7	55,3
<b><i>POSA</i></b>	149	268	513	145,6	54,3
<b><i>POR</i></b>	181	277	352	75,1	27,1

Tableau III.8 : Variation des teneurs (µg/g) en différentes formes de phosphore des sédiments de la station AB.

<i>Station</i>	<i>Minimum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Coeff. Variation</i>
<b><i>Fe(OOH)-P</i></b>	14	87	168	62,8	72,4
<b><i>CaCO<sub>3</sub>-P</i></b>	42	59	83	16,7	28,1
<b><i>POSA</i></b>	132	238	317	69,3	29,2
<b><i>POR</i></b>	124	265	402	103,3	39,0

D'un autre côté, la figure III.6, qui représente la répartition moyenne des formes de phosphore dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht, montre qu'au niveau des stations OS et PB, les sédiments sont pauvres en phosphore lié au fer. Signalons par ailleurs, que dans ces sédiments nous avons enregistré de fortes teneurs en fer (cf. quatrième partie, chapitre I). Ce qui semble montrer que, dans les sédiments étudiés, les teneurs en phosphore lié au fer n'ont pas de relation avec les teneurs en fer.

La variation temporelle des teneurs en phosphore lié au fer des sédiments de la station OD est plus importante que celle relative aux sédiments des autres stations, situées sur l'oued Beht. En effet, l'amplitude de la variation temporelle au niveau de la station OD est de l'ordre de 800 µg/g, tandis qu'au niveau des stations de l'oued Beht elle ne dépasse pas 88 µg/g.

D'un autre côté, le phosphore lié au calcium  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  se trouve dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht à des teneurs assez faibles (Fig. III.6). Ces teneurs varient entre 5 et 172  $\mu\text{g/g}$ . Les moyennes dans le temps de ces teneurs sont légèrement plus stables dans l'espace ; elles oscillent entre 18 et 97  $\mu\text{g/g}$ .

Les fortes teneurs en phosphore lié au calcium ont été, dans l'ensemble, enregistrées dans les sédiments de l'oued D'kor, qui sont caractérisés par de fortes teneurs en carbonates et en calcium. Ce résultat semble signifier donc que les teneurs en phosphore lié au calcium des sédiments sont liées aux teneurs en carbonates et en calcium. En effet, le profil longitudinal de la teneur moyenne en cette forme de phosphore (Fig. III.6) présente une allure identique à ceux relatifs aux teneurs en calcium et en carbonates des sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

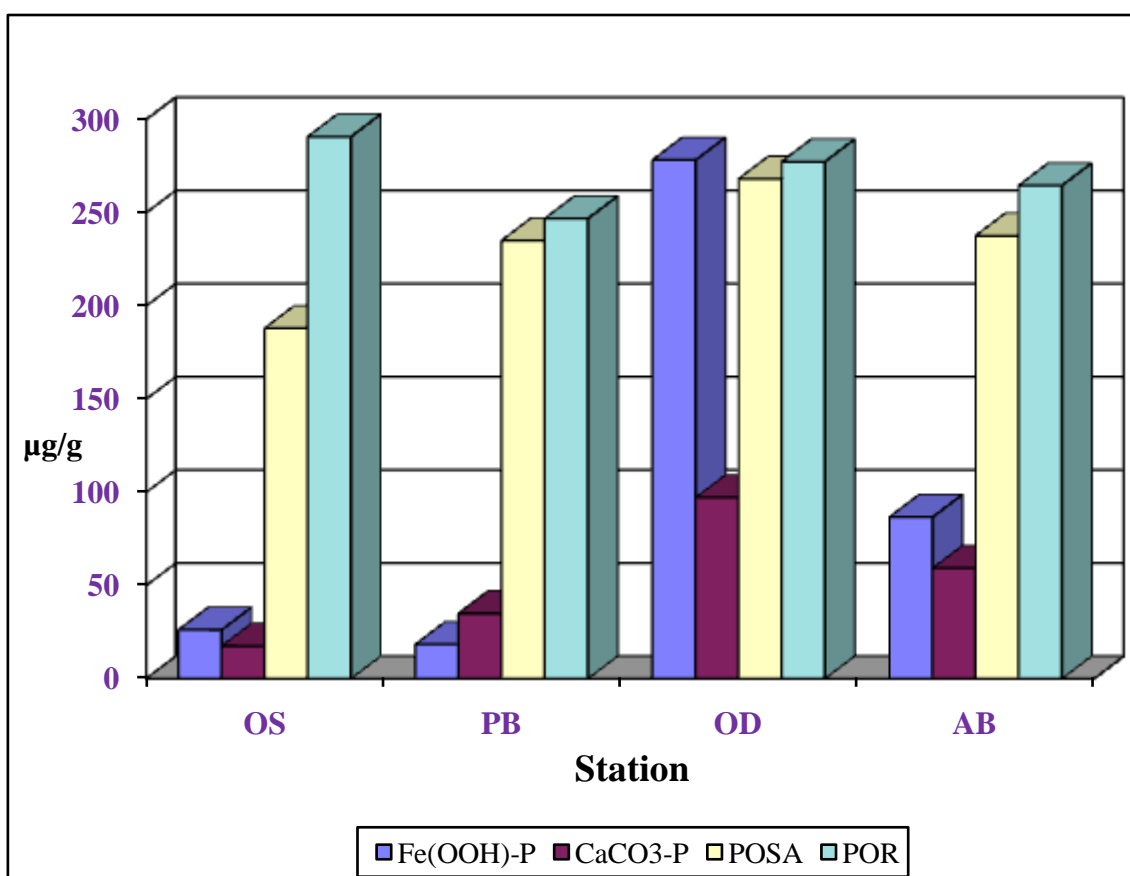


Fig. III.6 : Répartition moyenne des formes de phosphore dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

D'autre part, dans les sédiments étudiés, les teneurs en phosphore organique résiduel et en phosphore organique soluble dans l'acide sont respectivement supérieures à 124 et 132  $\mu\text{g/g}$ . Ces teneurs sont marquées par leur stabilité dans l'espace. Ce qui indique que ces teneurs ne sont probablement pas liées aux caractéristiques physico-chimiques des sédiments du bassin versant de l'oued Beht. En effet, les sédiments de la station OD présentent des caractéristiques physico-chimiques différentes de celles des sédiments des stations OS et PB, situées en amont de l'oued (cf. deuxième partie, chapitre II). Cependant, les sédiments de l'oued D'kor présentent des teneurs en phosphore organique soluble dans l'acide, et en phosphore organique résiduel, relativement proches des teneurs en ces deux formes organiques de phosphore, des sédiments de l'oued Beht (stations OS, PB, et AB).



Par ailleurs, dans les sédiments du bassin versant étudié, les teneurs en phosphore organique {  $P_{org} = POSA + POR$  } sont considérablement plus fortes que les teneurs en phosphore minéral {  $P_{inorg} = Fe(OOH)-P + CaCO_3-P$  }. Le phosphore organique représente en moyenne près de 82 % de phosphore total extrait des sédiments, dont la forme organique résiduelle représente 44 % et la forme soluble dans l'acide représente 38 %.

### I-5-6-2) Analyse multivariée

#### I-5-6-2-1) Analyse en composantes principales

Pour déterminer les relations entre les formes de phosphore dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht, nous avons effectué une analyse en composantes principales de toutes les données relatives aux extractions séquentielles de ces sédiments.

Cette analyse statistique a montré que, pour les formes de phosphore des sédiments du bassin versant de l'oued Beht, les deux premiers axes principaux ( $F_1$  et  $F_2$ ) expliquent près de 86 % de l'inertie totale. La figure III.7 présente la projection de ces formes de phosphore sur le plan factoriel  $F_1 \times F_2$ , où toutes les variables, à l'exception du phosphore organique résiduel, sont bien représentées, du fait qu'elles sont situées sur, ou très proches, de la circonférence du cercle de corrélation.

D'un autre côté, il est à remarquer que l'axe principal  $F_1$  qui explique 64 % de la variance est lié significativement au phosphore total ( $P_{tot}$ ) ; tandis que l'axe principal  $F_2$  qui explique 21,5 % de la variance est lié au phosphore organique soluble dans l'acide (POSA). Ce qui montre que cette dernière forme de phosphore ne corrèle pas significativement avec le phosphore total ; le coefficient de corrélation entre ces deux variables est assez faible (Tableau III.9).

Tableau III.9 : Matrice de corrélations entre les formes du phosphore des sédiments de bassin versant de l'oued Beht.

( $n = 20$ ,  $\alpha_c = 95 \%$ ,  $R_c = 0,42$ ).

	$P_{tot}$	$Fe(OOH)-P$	$CaCO_3-P$	POSA	POR	$P_{inorg}$	$P_{org}$
$P_{tot}$	1,00						
$Fe(OOH)-P$	<b>0,89</b>	1,00					
$CaCO_3-P$	<b>0,93</b>	<b>0,89</b>	1,00				
POSA	0,37	0,08	0,31	1,00			
POR	<b>0,59</b>	0,37	<b>0,43</b>	-0,03	1,00		
$P_{inorg}$	<b>0,91</b>	<b>1,00</b>	<b>0,92</b>	0,12	0,39	1,00	
$P_{org}$	<b>0,67</b>	0,29	<b>0,52</b>	<b>0,77</b>	<b>0,61</b>	0,34	1,00

Cependant, les formes minérales du phosphore {  $Fe(OOH)-P$ ,  $CaCO_3-P$  et  $P_{inorg}$  } corrélaient très significativement entre elles ; les coefficients de corrélation sont compris entre 0,89 et 1,0 (Tableau III.9). Ce qui montre que les processus d'accumulation de phosphore lié au fer et ceux de phosphore lié au calcium dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht sont probablement gouvernés par les mêmes facteurs.

D'un autre côté, il semble que dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht, une augmentation des teneurs en phosphore total est causée essentiellement par une augmentation des teneurs en formes inorganiques du phosphore {  $\text{Fe}(\text{OOH})\text{-P}$  et  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  }. En effet, le phosphore total corrèle plus significativement avec le phosphore lié au fer (0,89) et avec le phosphore lié au calcium (0,93) qu'avec les formes organiques de phosphore : POSA (0,37) et POR (0,59).

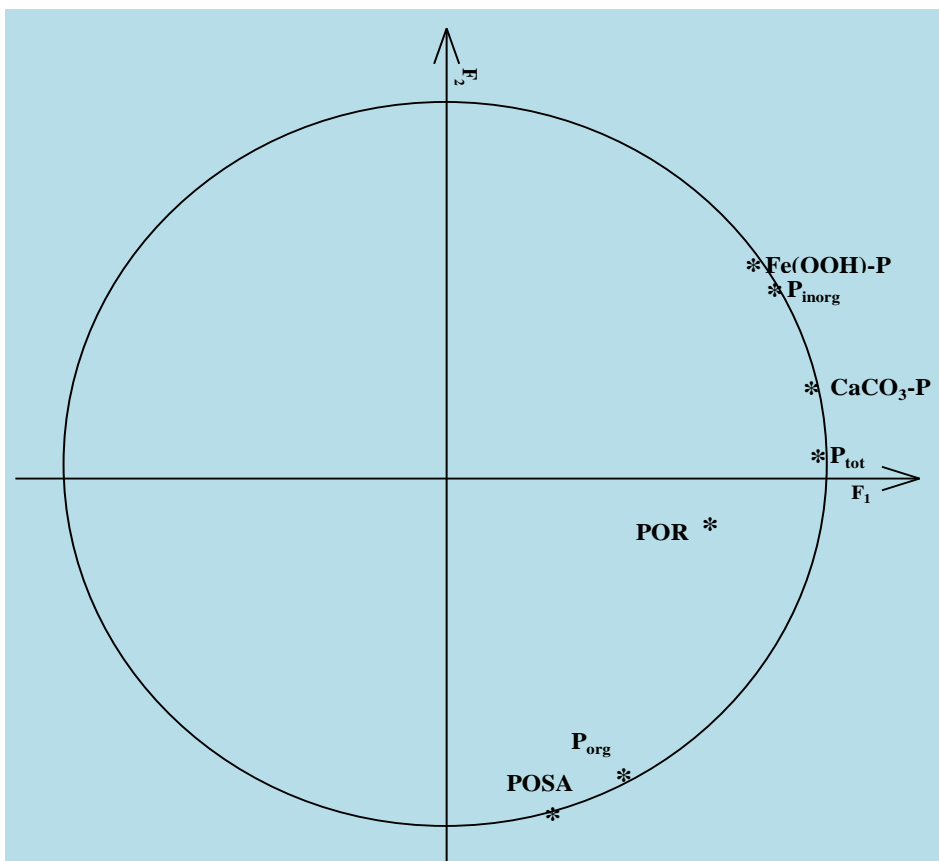


Fig. III.7 : Analyse en composantes principales des formes de phosphore des sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

Par ailleurs, le phosphore organique soluble dans l'acide (POSA) et le phosphore organique (POR) qui ne semblent pas être corrélés entre eux, ne sont pas liés d'une façon significative aux formes inorganiques des sédiments du bassin versant de l'oued Beht. Les coefficients de corrélation entre les formes inorganiques et les formes organiques du phosphore sont inférieurs à 0,43.

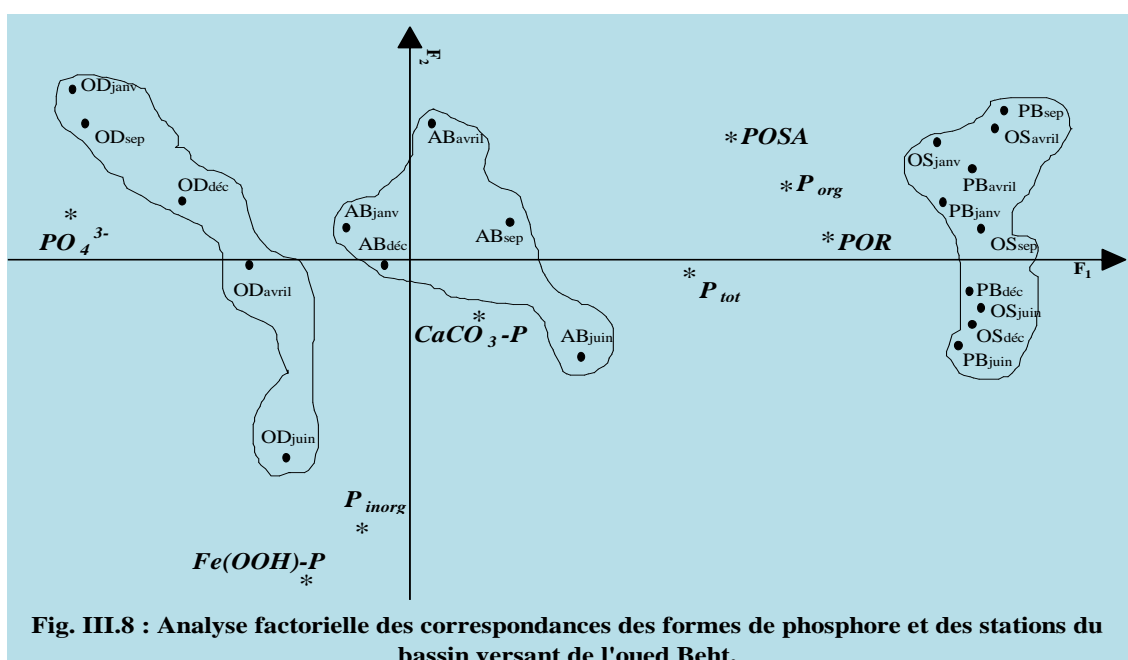
#### I-5-6-2-2) Analyse factorielle des correspondances

Après avoir montré les importantes relations entre les formes du phosphore, nous avons cherché à établir les relations entre les stations, les périodes de prélèvement et les formes de phosphore. Pour cela, nous avons effectué une analyse factorielle des correspondances qui est considérée comme un outil mathématique tout à fait adapté pour la recherche de ce type de relations (Benzécri 1973).

Les résultats de l'analyse factorielle des correspondances des formes de phosphore des sédiments du bassin versant de l'oued Beht sont reportés sur la figure III.8 qui représente le plan formé par les axes factoriels  $F_1$  et  $F_2$ . L'axe 1 explique 81,5 % de la variance et l'axe 2 en explique 15,8 %, soit pour les deux axes 97,3 % de la totalité de l'inertie.

Les formes de phosphore organique {  $P_{OR}$ ,  $POSA$  et  $P_{org}$  } sont corrélées positivement avec l'axe 1 ; alors que les formes inorganiques {  $Fe(OOH)-P$ ,  $CaCO_3-P$  et  $P_{inorg}$  } sont corrélées négativement avec l'axe 2. Ce qui montre l'indépendance qui existe entre les variables organiques et inorganiques de phosphore. Toutefois, les orthophosphates solubles dans l'eau ( $PO_4^{3-}$ ) sont liés négativement à l'axe 1.

Les individus sur la figure III.8 sont bien répartis selon les stations. Les sédiments déposés au niveau des stations OS et PB situées en amont de l'oued Beht se trouvent du côté positif de l'axe 1. Par contre, les sédiments déposés au niveau de la station OD de l'oued D'kor se trouvent du côté négatif de cet axe. Cependant, les échantillons prélevés au niveau de la station AB occupent une situation intermédiaire ; ils se trouvent au centre du plan  $F_1 \times F_2$ . Cette répartition des individus selon les stations montre que la répartition des formes de phosphore dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht dépend du lieu de prélèvement et reflète par ailleurs, la variation longitudinale globale des formes de phosphore dans les sédiments de ce milieu.



Cependant, cette variation spatiale est moins importante entre les stations OS et PB, puisque les individus relatifs à ces deux stations forment un seul noyau situé du côté positif de l'axe principal  $F_1$ .

D'autre part, la variation spatiale des formes de phosphore montre que les stations OS et PB, où les sédiments sont plus riches en métaux et pauvres en calcium et en carbonates, sont caractérisées par de faibles teneurs en orthophosphates solubles dans l'eau et en formes inorganiques {  $Fe(OOH)-P$  et  $CaCO_3-P$  } des sédiments. Cependant, la station de l'oued D'kor où les sédiments sont pauvres en métaux et riches en calcium et en carbonates est caractérisée par de fortes teneurs en orthophosphates solubles dans l'eau et en formes inorganiques de phosphore des sédiments.

Par ailleurs, les individus relatifs à la station OD et ceux relatifs à la station AB sont plus dispersés que les individus correspondant aux stations OS et PB. Ceci reflète que la variation saisonnière des formes de phosphore est plus importante dans les stations OD et AB, situées en aval du bassin versant de l'oued Beht, que dans les stations OS et PB, situées en amont.

## I-6) Relations entre les formes du phosphore des sédiments et les orthophosphates solubles dans l'eau

L'étude des relations entre les formes de phosphore des sédiments du bassin versant de l'oued Beht et les orthophosphates solubles dans les eaux de ce milieu a montré que cette dernière forme de phosphore corrèle plus ou moins significativement avec les formes inorganiques de phosphore {  $\text{Fe}(\text{OOH})\text{-P}$ ,  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  et  $\text{P}_{\text{inorg}}$  }. Les coefficients de corrélation entre ces formes inorganiques et les orthophosphates solubles dans l'eau sont respectivement 0,54 ; 0,71 et 0,58. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que dans le bassin versant de l'oued Beht, les orthophosphates solubles dans l'eau sont en équilibre avec les formes inorganiques de phosphore des sédiments.

Tableau III.10 : Coefficients de corrélations entre les orthophosphates solubles dans l'eau et les formes de phosphore des sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

(n = 20,  $\alpha_c = 95 \%$ ,  $R_c = 0,42$ ).

	$\text{Fe}(\text{OOH})\text{-P}$	$\text{CaCO}_3\text{-P}$	POSA	POR	$\text{P}_{\text{inorg}}$	$\text{P}_{\text{org}}$
$\text{PO}_4^{3-}$	0,54	0,71	0,37	0,09	0,58	0,36

Cependant, les teneurs en orthophosphates solubles dans les eaux du bassin versant de l'oued Beht semblent indépendantes des concentrations des formes inorganiques de phosphore { POR, POSA et  $\text{P}_{\text{org}}$  } des sédiments. En effet, les coefficients de corrélation entre les orthophosphates solubles dans l'eau et ces formes de phosphore des sédiments sont inférieurs à 0,37.

## I-7) Relations entre les formes du phosphore et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments

L'analyse factorielle des correspondances des formes de phosphore des sédiments du bassin versant de l'oued Beht a montré que la répartition de ces formes dans les sédiments déposés dans l'oued D'kor est différente de celle dans les sédiments de l'oued Beht. Pour chercher l'effet des caractéristiques physico-chimiques des sédiments sur cette variation spatiale des formes de phosphore dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht, nous avons étudié les corrélations entre ces formes de phosphore et les paramètres physico-chimiques étudiés dans les sédiments.

Cette étude des corrélations a montré que, parmi tous les paramètres physico-chimiques déterminés, seuls les carbonates et le calcium peuvent avoir des effets sur la répartition des formes de phosphore dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht. En effet, Les paramètres physico-chimiques, autres que le calcium et les carbonates, ne présentent de corrélation significative avec aucune forme de phosphore des sédiments. Les coefficients de corrélation entre ces paramètres et les formes de phosphore sont inférieurs à 0,34. Ce qui montre que les paramètres physico-chimiques, autres que le calcium et les carbonates, n'ont probablement pas d'effet sur la variation spatiale et sur la répartition des formes de phosphore dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

Tableau III.11 : Coefficients de corrélations entre les formes de phosphore et les paramètres physico-chimiques des sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

(n = 20,  $\alpha_c = 95 \%$ ,  $R_c = 0,42$ ).

	Fe(OOH)-P	CaCO <sub>3</sub> -P	POSA	POR	P <sub>inorg</sub>	P <sub>org</sub>
MO	-0,20	-0,28	0,05	-0,04	-0,22	0,02
TE	0,28	0,19	-0,02	0,02	0,27	0,00
FF	-0,10	-0,01	0,34	0,01	-0,08	0,27
pH	-0,13	0,09	0,05	0,12	-0,09	0,11
C	-0,03	0,01	-0,06	-0,14	-0,03	-0,14
CaCO <sub>3</sub>	<b>0,57</b>	<b>0,81</b>	0,35	0,17	<b>0,63</b>	0,38
Mg	-0,12	0,06	0,26	-0,10	-0,09	0,14
Na	-0,24	-0,17	-0,21	-0,11	-0,23	-0,24
K	-0,26	-0,23	-0,33	-0,03	-0,26	-0,28
Ca	0,20	<b>0,53</b>	<b>0,55</b>	0,14	0,26	<b>0,52</b>

Toutefois, les corrélations entre le phosphore lié au fer et le phosphore lié au calcium d'une part, et les carbonates d'autre part sont assez importantes ; les coefficients de corrélation sont respectivement 0,57 et 0,81. Ceci montre que dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht, ces formes inorganiques de phosphore sont plus ou moins liées aux carbonates.

Les corrélations trouvées montrent d'un autre côté que les teneurs importantes en phosphore lié au fer et en phosphore lié au calcium des sédiments de l'oued D'kor sont probablement liées aux teneurs importantes en carbonates des sédiments.

## I-8) Conclusion

Au cours de ce chapitre, nous avons présenté les résultats de l'étude de la variation spatio-temporelle des teneurs en orthophosphates solubles dans l'eau, et aussi ceux de l'étude qualitative et quantitative du phosphore lié aux sédiments déposés dans le bassin versant de l'oued Beht susceptibles d'être transportés vers le fond de la retenue de barrage El Kansera.

Ces résultats ont montré que les teneurs en orthophosphates solubles dans les eaux de l'oued Beht dépendent du lieu de prélèvement dans ce cours d'eau, et que ces teneurs présentent une augmentation notable de l'amont vers l'aval de l'oued Beht. Cette augmentation est par ailleurs, plus significative entre les stations PB et AB ; elle est due aux apports en phosphore de l'oued D'kor qui draine les rejets industriels et domestiques de la ville de Khémisset juste en amont de la station AB.

Les profils longitudinaux des concentrations de phosphore total des sédiments sont marqués par une augmentation de l'amont vers l'aval de l'oued Beht. Cette augmentation est due aux teneurs importantes en orthophosphates solubles dans les eaux des stations situées en aval de ce cours d'eau, étant donné que les orthophosphates, comme toute substance chimique, peuvent être accumulés dans les sédiments et cette accumulation est plus élevée lorsque leur concentration dans l'eau est importante.

D'un autre côté, l'étude des relations entre le phosphore et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments du bassin versant de l'oued Beht a montré, que les concentrations des orthophosphates solubles dans l'eau sont liées aux teneurs en carbonates et en calcium des sédiments de ce milieu.

Par ailleurs, la spéciation de phosphore dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht nous a permis l'évaluation de quatre formes de phosphore dans ces sédiments, dont deux formes minérales {Fe(OOH)-P et CaCO<sub>3</sub>-P} et deux formes organiques {POSA et POR}.

Les résultats de cette spéciation ont montré d'un autre côté, que les teneurs en phosphore organique P<sub>org</sub> sont nettement plus fortes que les teneurs en phosphore inorganique P<sub>inorg</sub>. Dans cette dernière forme qui représente en moyenne près 18% de phosphore extrait, la forme liée au fer est plus présente que la forme liée au calcium.

En revanche, il semble que dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht une élévation des concentrations de phosphore total est due à une augmentation des teneurs en formes inorganiques plutôt qu'à une augmentation des teneurs en formes organiques.

Par ailleurs, l'analyse factorielle des correspondances a montré que dans le bassin versant de l'oued Beht, les formes de phosphore présentent une variation spatiale notable. En effet, les stations situées en amont de ce milieu (stations OS et PB), sont marquées par de faibles teneurs en formes inorganiques {Fe(OOH)-P et CaCO<sub>3</sub>-P} des sédiments. Cependant, la station de l'oued D'kor est caractérisée par de fortes teneurs en orthophosphates solubles dans l'eau et en formes inorganiques des sédiments.

D'un autre côté, cette analyse factorielle des correspondances a montré que la variation saisonnière des formes de phosphore déterminées est plus importante dans les sédiments déposés en aval du bassin versant de l'oued Beht, dans les stations OD et AB, que dans les sédiments déposés en amont, dans les stations OS et PB.

L'étude des relations entre les formes de phosphore et les paramètres physico-chimiques, des sédiments du bassin versant de l'oued Beht, a montré en outre, que les formes inorganiques de phosphore {Fe(OOH)-P et CaCO<sub>3</sub>-P} sont plus ou moins liées aux carbonates.

## Chapitre II

# Etude des formes du phosphore et de leurs relations avec les caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera

### II-1) Introduction

Il est généralement admis que la détermination du phosphore soluble dans l'eau est un moyen valable d'évaluation de l'état trophique des lacs et des retenues de barrage (Bloesch *et al.* 1988) ; alors que la détermination du phosphore particulaire, lié aux matières en suspension, ne donne aucune idée sur cet état trophique. En effet, selon plusieurs auteurs (Jaquet *et al.* 1983, Stabel 1984, Bloesch et Sturm 1986), les concentrations du phosphore lié aux matières en suspension dans des réservoirs eutrophes sont inférieures à celles des réservoirs oligo ou mésotrophes.

D'un autre côté, une part importante du phosphore déversé dans les écosystèmes aquatiques se retrouve finalement plus ou moins fortement associée aux sédiments du fond de ces écosystèmes. Or, il se peut que dans certaines conditions et par divers mécanismes, ce phosphore soit relargué par ces sédiments dans la colonne d'eau. Le phosphore lié sous différentes formes chimiques aux sédiments des retenues de barrage, joue donc un rôle non négligeable dans l'eutrophisation de ces milieux, du fait qu'il constitue une source potentielle d'orthophosphates solubles (Drake et Heaney 1987).

D'un autre côté, il a été établi que seule une partie du phosphore stocké dans les sédiments est biodisponible et donc susceptible de favoriser la prolifération algale qui entraîne une détérioration de la qualité de l'eau et pose notamment de sérieux problèmes lors de son traitement de potabilisation.

L'importance du rôle joué par le phosphore dans le phénomène de l'eutrophisation d'une retenue de barrage dépend donc, non seulement de la quantité globale du phosphore stockée dans ses sédiments, mais aussi et essentiellement de la proportion des formes biodisponibles liées à ces sédiments.

La détermination des teneurs des différentes formes du phosphore dans les sédiments des retenues de barrage est donc d'une grande importance dans l'étude de leur eutrophisation et constitue plus généralement, une contribution appréciable à la compréhension du fonctionnement de ces milieux.

Dans les pays méditerranéens à climat semi-aride comme le Maroc, le phénomène de l'eutrophisation des plans d'eau se pose avec une grande acuité (Lahlou, 1987). Il semble donc particulièrement utile de chercher à déterminer les diverses formes du phosphore liées aux sédiments et d'évaluer en particulier les teneurs en formes biodisponibles.



De ce fait, nous avons jugé utile de suivre les variations longitudinales et saisonnières des teneurs en orthophosphates solubles dans l'eau et des teneurs en phosphore total des sédiments, et d'évaluer aussi les différentes formes de ce phosphore dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera, où le phénomène de l'eutrophisation a été établi (Derraz 1995).

D'un autre côté, nous avons cherché aussi à mettre en évidence les relations entre les différentes formes de phosphore déterminées et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

## II-2) Orthophosphates solubles dans l'eau

Les orthophosphates solubles ont été déterminés dans les eaux prélevées en deux différentes périodes : période hivernale en janvier 94 et période estivale en septembre 94.

Les résultats de ces analyses montrent que les teneurs en orthophosphates solubles dans les eaux de la retenue de barrage El Kansera (stations B1 à B6) oscillent entre des traces (valeurs inférieures aux seuils de détection) et 160 µg/l.

Les profils longitudinaux des teneurs en orthophosphates (Fig. III.9) relatifs aux deux périodes de prélèvement présentent des variations spatiales plus ou moins importantes. Toutefois, les concentrations des orthophosphates dans les eaux de la retenue de barrage El Kansera relevées en janvier 94 (17 à 160 µg/l) sont légèrement plus importantes que celles relevées en septembre 94 (0 à 142 µg/l). Ceci est certainement dû aux apports de l'oued D'kor qui étaient très chargés en orthophosphates en janvier 94. En cette période, nous avons enregistré en effet, au niveau de ce cours d'eau, une très forte teneur en orthophosphates, de l'ordre de 4303 µg/l.

Tableau III.12 : Variation de la teneur en orthophosphates solubles dans l'eau (µg/l).

Stations	Janv. 94	Sep. 94
<b>OB</b>	102	392
<b>OD</b>	4303	1800
<b>B1</b>	141	0
<b>B2</b>	82	13
<b>B3</b>	79	70
<b>B4</b>	160	142
<b>B5</b>	19	42
<b>B6</b>	17	0

Ceci montre donc, que les eaux de l'oued D'kor, qui drainent les rejets domestiques de la ville de Khémisset, ont un effet sur l'augmentation des concentrations des orthophosphates solubles dans les eaux de la retenue de barrage El Kansera. Cet effet a par ailleurs, été aussi constaté d'après nos résultats concernant l'étude des orthophosphates solubles dans les eaux du bassin versant. Rappelons qu'au niveau de l'oued D'kor, les concentrations des orthophosphates solubles dans l'eau, enregistrées mensuellement entre juin 93 et juin 94, étaient supérieures à 2000 µg/l.



Signalons d'un autre côté, que l'augmentation des teneurs en orthophosphates solubles dans les eaux de la retenue de barrage El Kansera n'a que des effets négatifs sur l'état trophique de cette retenue et par conséquent, sur la qualité de ces eaux qui sont utilisées pour la production d'eau potable pour les villes de Khémisset et Tiflet.

Notons par ailleurs, que les résultats présentés ci-dessus relatifs aux teneurs en orthophosphates solubles dans l'eau ne nous permettent de rien dire au sujet de la variation saisonnière. En effet, il est généralement difficile de tirer des conclusions à partir de l'analyse d'échantillons d'eau prélevés lors de deux campagnes seulement.

### II-3) Phosphore total dans les sédiments

L'étude du phosphore total dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera, prélevés lors de trois campagnes (novembre 92, janvier 94 et septembre 94), a montré que les teneurs en cet élément oscillent entre 503 et 1009  $\mu\text{g/g}$  de sédiment sec. Les teneurs moyennes calculées sur la base des valeurs trouvées lors des trois différentes campagnes effectuées varient entre 657 et 895  $\mu\text{g/g}$ .

A titre comparatif, les teneurs en phosphore total enregistrées lors de cette étude sont largement inférieures aux teneurs trouvées dans les sédiments de plusieurs lacs peu profonds, aux Etats Unis d'Amérique. Dans les lacs Bantam et Waramaug (Etat de Connecticut) et le lac Sugar (Etat de Pennsylvanie) par exemple, le phosphore total sédimentaire représente plus de 3000  $\mu\text{g/g}$  de sédiment sec (Ostrofsky 1987). Ces teneurs sont au moins 3 fois supérieures aux teneurs en phosphore total des sédiments de la retenue de barrage El Kansera. Cette supériorité est probablement liée à l'effet de l'urbanisation qui est l'origine des rejets fortement chargés en phosphore.

Cependant, les sédiments des lacs Balaton en Hongrie (Tiren et Pettersson 1985, Pettersson et Istvanovics 1988), Nieuwkoop aux Pays-Bas (Klapwijk *et al.* 1982) et Apopka en Floride (Olila *et al.* 1995), renferment des teneurs en phosphore total relativement proches des teneurs relevées dans les sédiments de la retenue du barrage El Kansera.

Tableau III.13 : Variation de la teneur en phosphore total ( $\mu\text{g/g}$ ) des sédiments.

Stations	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>OB</b>	546	482	554	527
<b>OD</b>	1093	543	2262	1299
<b>B1</b>	660	644	758	687
<b>B2</b>	736	543	710	663
<b>B3</b>	711	503	758	657
<b>B4</b>	686	786	951	808
<b>B5</b>	749	1009	927	895
<b>B6</b>	851	857	879	862

Pour les trois campagnes de prélèvement, les teneurs en phosphore total des sédiments montrent que la retenue de barrage El Kansera peut être divisée en

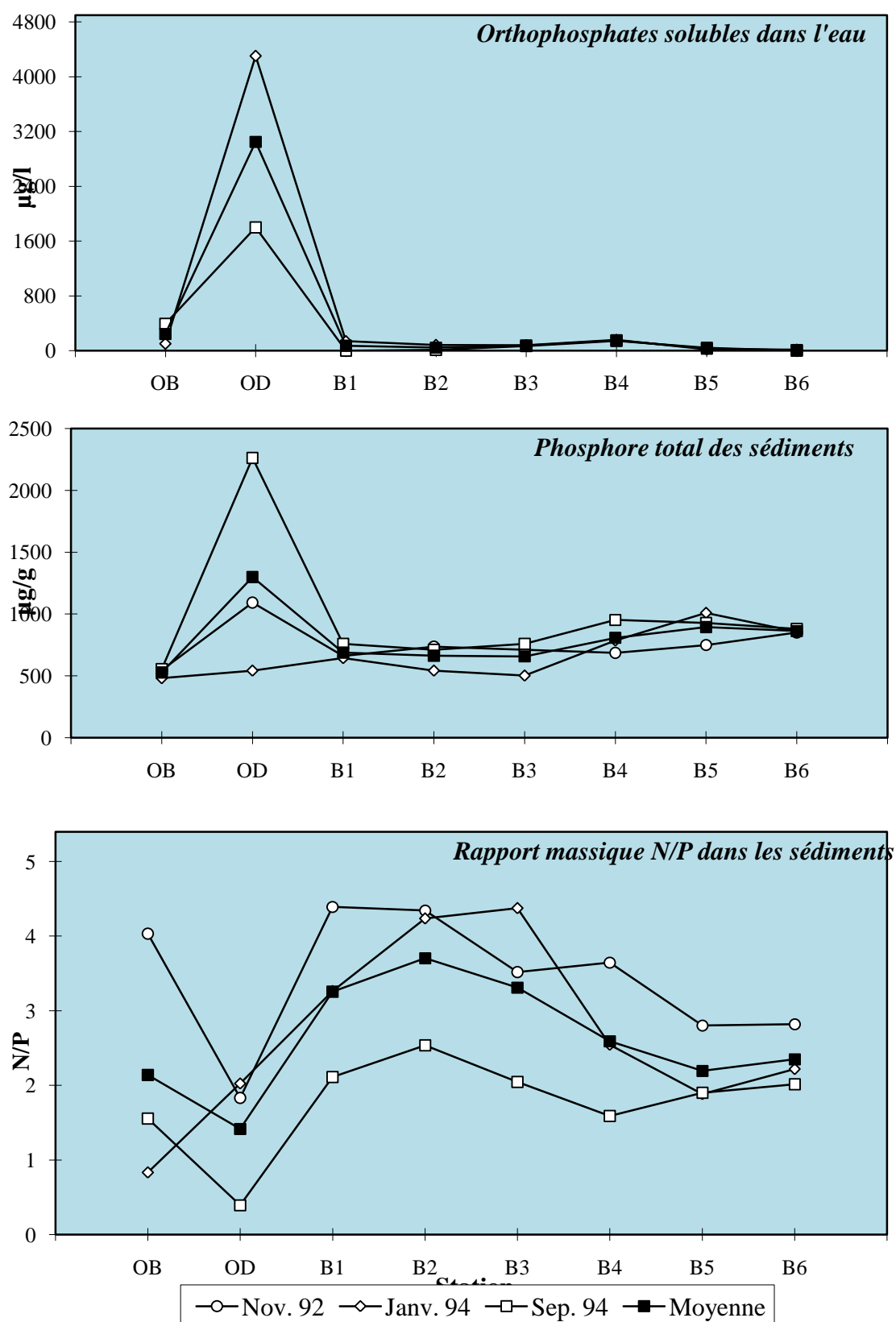


Fig. III.9 : Evolutions longitudinales de la concentration des orthophosphates solubles dans l'eau, des teneurs en phosphore total des sédiments et du rapport massique N/P dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

deux parties distinctes. La partie amont de la retenue (stations B1 à B3) est caractérisée par des teneurs en phosphore des sédiments légèrement plus faibles, les moyennes varient entre 657 et 687  $\mu\text{g/g}$ . La partie aval de la retenue (stations B4 à B6) est caractérisée par des sédiments plus chargés en phosphore que ceux de la première partie. Les moyennes des teneurs en phosphore dans la partie aval varient entre 808 et 895  $\mu\text{g/g}$ .

L'augmentation des teneurs en phosphore des sédiments de la partie aval de la retenue où la profondeur des sédiments par rapport à la surface de l'eau est plus importante que dans la partie amont de la retenue pourrait être liée à une sédimentation sélective des particules fines riches en phosphore (Hwang 1977). En effet, nous avons montré précédemment que, dans la retenue de barrage El Kansera, la sédimentation des particules fines est favorisée lorsque la profondeur est plus importante (cf. deuxième partie, Chapitre III).

Par ailleurs, les sédiments déposés dans l'oued Beht au niveau de la station OB ne semblent pas être plus chargés en phosphore par rapport à ceux de la retenue ; les teneurs en phosphore des sédiments de ce cours d'eau sont stables et varient entre 482 et 554  $\mu\text{g/g}$ .

Cependant, les sédiments de l'oued D'kor sont plus riches en phosphore qui s'y trouve à une concentration moyenne de 1299  $\mu\text{g/g}$ . Une grande partie des orthophosphates des eaux de ce cours se retrouve fixée par les sédiments, notamment en période d'étiage où les apports sont essentiellement des rejets et le phénomène de dilution est moins important.

Quant à la variation temporelle, les résultats des analyses du phosphore total des sédiments ne montrent pas une variation notable ; la seule variation temporelle qui mérite d'être signalée est celle relative aux sédiments de l'oued D'kor. En effet, au niveau des sédiments de ce cours d'eau, des fortes teneurs (1093 et 2262  $\mu\text{g/g}$ ) ont été enregistrées en période d'étiage, alors qu'une teneur assez faible (543  $\mu\text{g/g}$ ) a été enregistrée en période de crue (janvier 94) où les rejets de la ville de Khémisset sont dilués par les apports des crues.

## II-4) Rapport azote / phosphore

De nombreux auteurs (Fukushima et al. 1991, Downing et McCauley 1992, Martinova 1993) ont montré ces dernières années que le rapport azote (total) / phosphore des sédiments reflète plus ou moins l'état trophique des lacs et des retenues de barrage. En effet, ces auteurs ont montré que généralement le rapport N/P est plus important, dans les sédiments des plans d'eau méso ou oligotrophes, que dans ceux des réservoirs eutrophes. Fukushima *et al.* (1991) ont trouvé que dans les sédiments des lacs eutrophes la moyenne du rapport N/P (en masse) est de l'ordre de 2,5, alors que dans les sédiments des lacs oligotrophes ou mésotrophes cette moyenne est respectivement de l'ordre de 3,3 et 6,3.

Pour notre part, nous avons constaté que dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera le rapport N/P varie entre 1,59 et 4,39 (en masse). La moyenne de ce rapport, calculée sur la base des trois campagnes, varie entre 2,20 et 3,71 (Tableau III.14).

D'un autre côté, ce rapport N/P dépend de la période de campagne. En effet, les plus fortes valeurs de ce rapport ont été enregistrées en période automnale (novembre 92) ; alors que les faibles valeurs ont été relevées en fin d'été (septembre 94), moment où nous avons remarqué le début d'apparition des blooms d'algues Cyanophycées sur la surface des eaux.

Par ailleurs, les profils longitudinaux de ce rapport (Fig. III.9), enregistrés lors des trois campagnes de prélèvement, présentent une diminution de l'amont vers l'aval de la retenue. Au niveau des stations B5 et B6, situées près de la digue, le rapport N/P est assez faible et varie entre 1,88 et 2,82 avec une moyenne de 2,20 pour les sédiments de la station B5 et une moyenne de 2,35 pour les sédiments de la station B6.

Tableau III.14 : Variation du rapport azote/phosphore (en masse) des sédiments.

Stations	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>B1</b>	4,39	3,26	2,11	3,26
<b>B2</b>	4,35	4,24	2,53	3,71
<b>B3</b>	3,52	4,37	2,04	3,31
<b>B4</b>	3,65	2,54	1,59	2,59
<b>B5</b>	2,80	1,88	1,90	2,20
<b>B6</b>	2,82	2,22	2,01	2,35

D'après ces valeurs du rapport N/P, relatives aux sédiments, la retenue de barrage El Kansera peut être classée comme une retenue eutrophe. Ce résultat concernant l'état trophique de la retenue de barrage El Kansera confirme celui décrit par Derraz (1995), lors de son étude relative à l'abondance de la biomasse algale dans les eaux de cette retenue de barrage.

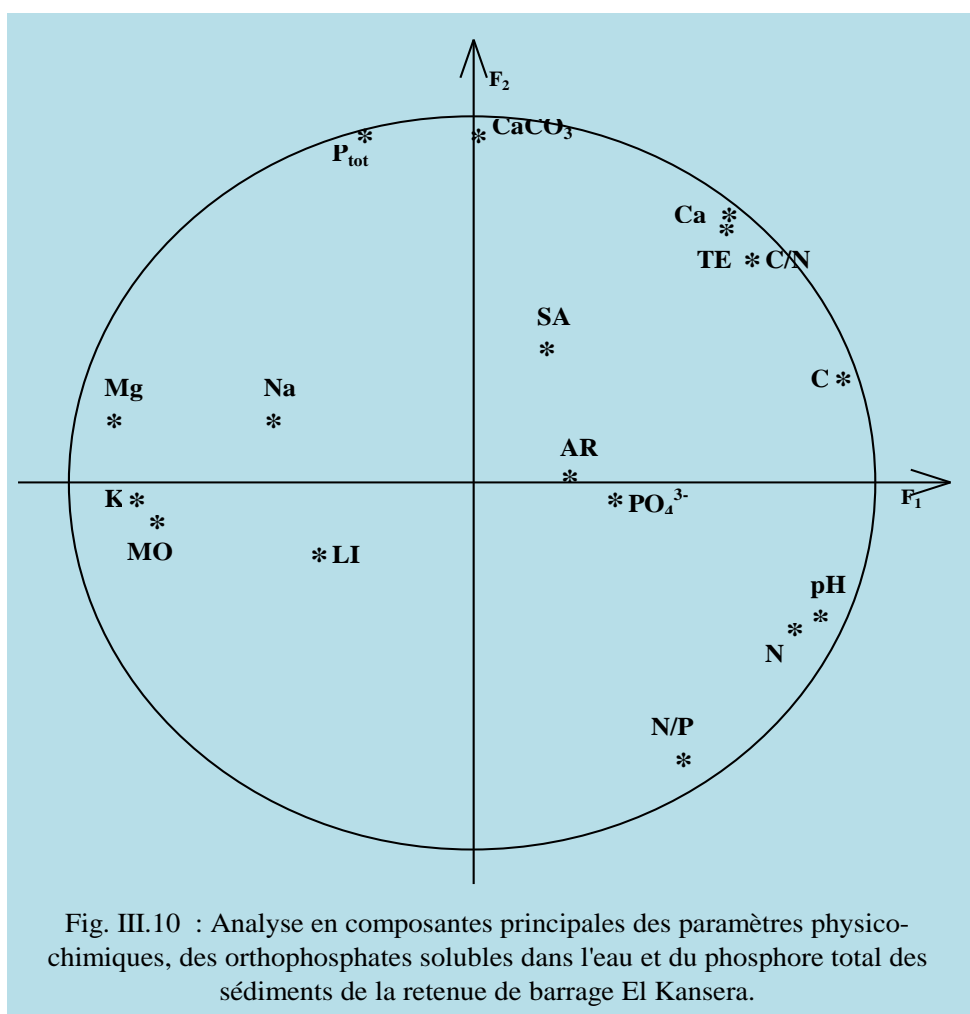
## II-5) Relations entre le phosphore et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments

Pour mettre en évidence les corrélations entre les paramètres physico-chimiques des sédiments d'une part et les concentrations des orthophosphates solubles dans l'eau et celles de phosphore total dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera d'autre part, nous avons effectué une analyse en composantes principales (ACP) d'une matrice de données comportant douze observations réalisées sur la retenue en question.

Les résultats de cette analyse ont montré que la première composante factorielle ( $F_1$ ) explique 39 % de la variance et que la deuxième composante ( $F_2$ ) en explique 24,6 %. Etant donné que ces deux premières composantes expliquent près de 63,6 % de la variance totale et que les autres composantes factorielles ( $F_3$ ,  $F_4$ , ...) n'ont qu'une faible contribution par rapport à l'inertie totale, seul le plan factoriel  $F_1 \times F_2$  sera discuté (figure III.10).

L'analyse en composantes principales montre que, dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera, le phosphore total corrèle avec les carbonates. Le coefficient de corrélation entre ces deux variables est de 0,69. Ce qui signifie que l'accumulation du phosphore est plus importante dans les sédiments qui sont riches en carbonates.

D'un autre côté, le phosphore total lié aux sédiments de la retenue de barrage El Kansera corrèle négativement avec le pH, l'azote et le rapport N/P. Les coefficients de corrélation entre le phosphore total et ces trois variables dans les sédiments de cette retenue sont respectivement -0,58 ; -0,44 et -0,82. D'après ces résultats, il semble donc, que l'accumulation du phosphore dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera soit liée au pH, aux carbonates et à l'azote.



D'autre part, il est à noter que les orthophosphates solubles dans les eaux de la retenue de barrage El Kansera ne sont pas bien représentés dans le plan factoriel  $F_1 \times F_2$  (figure III.10), du fait que cette variable est projetée près du centre du plan. Il semble par ailleurs, que la concentration de cette entité chimique n'est liée à aucun paramètre physico-chimique étudié dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera. Les coefficients de corrélation entre les orthophosphates solubles dans l'eau et les paramètres physico-chimiques des sédiments ne dépassent pas 0,47.

## II-6) Spéciation du phosphore dans les sédiments

L'étude de spéciation, présentée dans cette partie, a été réalisée sur les échantillons du sédiment prélevés au niveau des six stations de la retenue (B1 à B6) et des stations OB et OD, lors de trois campagnes de prélèvement (novembre 92, janvier 94 et septembre 94).

### II-6-1) Analyse monovariée

L'application du schéma de fractionnement séquentiel du phosphore, aux sédiments prélevés lors de trois campagnes effectuées dans la retenue du barrage El Kansera, nous a permis de distinguer deux fractions minérales (phosphore lié au fer :  $\text{Fe}(\text{OOH})\text{-P}$  et phosphore lié au calcium :  $\text{CaCO}_3\text{-P}$ ), ainsi que deux fractions organiques (phosphore organique soluble dans l'acide : POSA et phosphore organique résiduel : POR). Les résultats de cette spéciation chimique du phosphore sont reportés dans le tableau III.15.

Il est à noter en premier lieu que les sommes des fractions extraites {Fe(OOH)-P + CaCO<sub>3</sub>-P + POSA + POR} des sédiments étudiés dans cette partie sont, inférieures aux teneurs en phosphore total. Ces différences sont dues aux pertes inhérentes aux modes opératoires suivis lors des différentes extractions séquentielles réalisées pour chaque échantillon et aussi, à la nature des sédiments de la retenue du barrage. Toutefois, ces pertes qui sont de l'ordre de 13 % et qui sont légèrement plus importantes que dans le cas des sédiments prélevés, entre juin 93 et juin 94, lors de l'étude du bassin versant de Beht, sont systématiquement reproductibles lors de toutes les extractions séquentielles effectuées. Ce qui diminue leur incidence sur la fiabilité des résultats de ces extractions.

Par ailleurs, les sédiments déposés dans la retenue (stations B1 à B6) lors des trois campagnes de prélèvement renferment des quantités assez faibles, des fractions du phosphore liées au fer Fe(OOH)-P et des fractions liées au calcium CaCO<sub>3</sub>-P. En effet, les teneurs de ces formes varient respectivement de 37 à 103 µg/g et 21 à 57 µg/g, soit respectivement de 6,6 à 26 % et 4,8 à 13 % de la somme de toutes les formes de phosphore extraites.

D'un autre côté, dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera, les teneurs en phosphore lié au fer sont, dans l'ensemble, nettement supérieures aux teneurs en phosphore lié au calcium. Ceci est en accord avec les résultats trouvés par Golterman (1982) sur des sédiments ayant une forte teneur en CaCO<sub>3</sub> (10 à 30%). Par contre, Fabre *et al.* (1996) ont fait une observation contraire dans les sédiments de la rivière Garonne en France (en moyenne 92 µg/g pour le Fe(OOH)-P et 124 µg/g pour le CaCO<sub>3</sub>-P), où le facteur hydrodynamique est différent de celui des milieux lacustres.

Les profils longitudinaux de ces deux fractions de phosphore liées aux sédiments de la retenue de barrage El Kansera (Fig. III.11), enregistrés lors de chaque campagne de prélèvement, ne présentent pas de variations notables, que ce soit dans l'espace ou dans le temps. Ce qui semble indiquer que les conditions hydromorphologiques de la retenue de barrage El Kansera n'ont pas d'effet considérable sur les variations spatio-temporelles des concentrations des formes de phosphore liées au fer et au calcium.

Cette stabilité dans l'espace et dans le temps est enregistrée aussi, mais dans une moindre mesure, dans le cas du phosphore organique résiduel (POR). Cette forme représente dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera des teneurs variant entre 124 et 255 µg/g de sédiment sec. D'un autre côté, elle représente entre 25 et 54 % de la somme de toutes les formes de phosphore extraites.

Cependant, le phosphore organique soluble dans l'acide (POSA) présente une exception. Les sédiments prélevés lors de la période automnale renferment des teneurs en POSA qui sont stables dans l'espace (40 à 91 µg/g), mais beaucoup moins importantes que celles déterminées dans les sédiments déposés en période hivernale (242 à 419 µg/g) et en période estivale (168 à 373 µg/g).

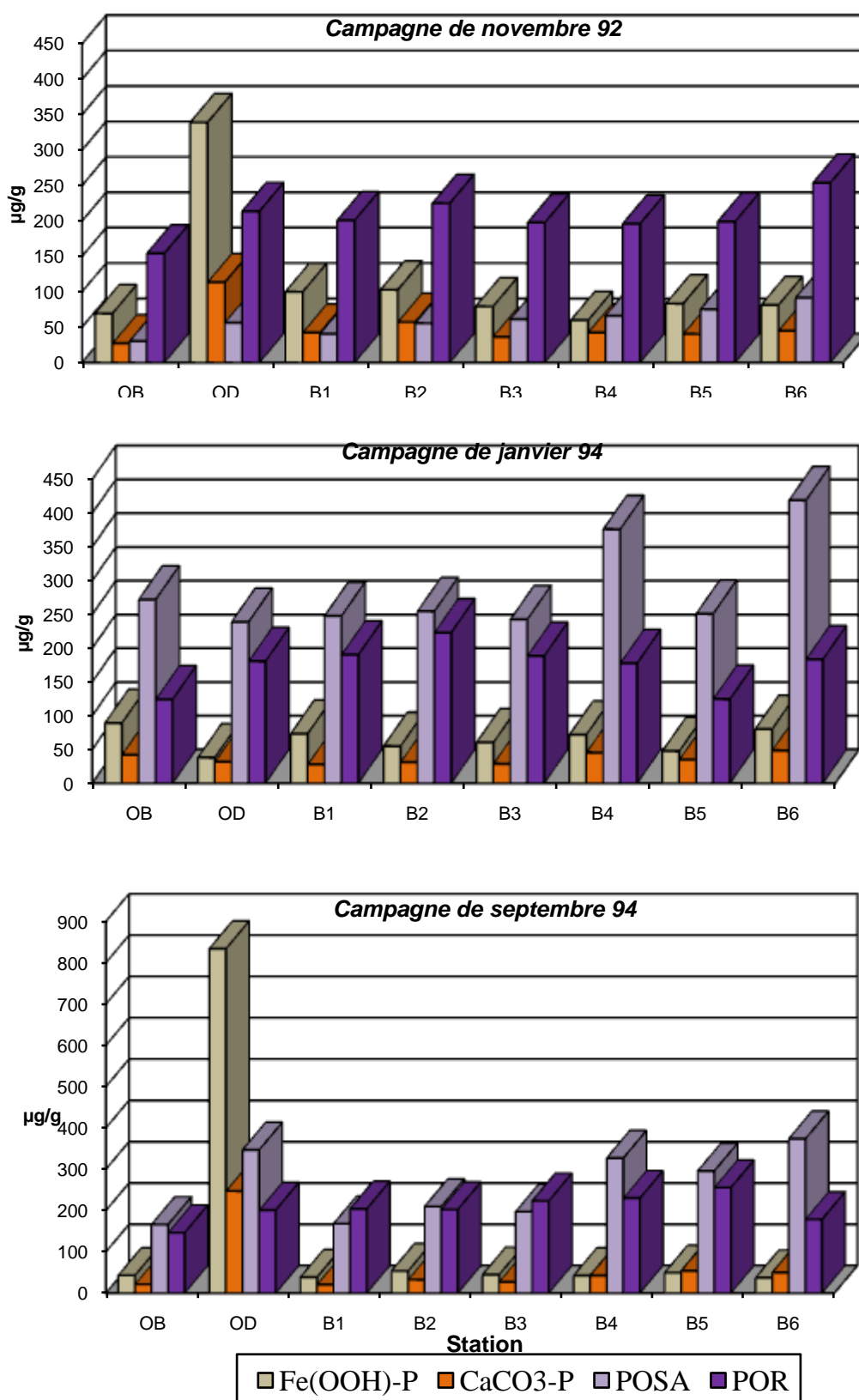


Fig. III.11 : Distribution des formes de phosphore dans les sédiments prélevés en novembre 92, en janvier 94 et en septembre 94.

Cette forme organique représente entre 11 et 19 % de la somme de toutes les formes extraites de phosphore en période automnale, alors qu'en périodes hivernale et estivale, elle représente plus de 39 % voire 58 %. Cette constatation pourrait s'expliquer par le fait que les matières organiques sont dégradées en période d'été. Par contre en période de crue, ces matières organiques sont fraîches du fait des apports continus. D'un autre côté, les conditions anaérobies des couches hypolimniques et les faibles apports exogènes venant du bassin versant en périodes d'été, peuvent favoriser la minéralisation du phosphore organique en phosphore minéral.

Tableau III.15 : Résultats des extractions séquentielles de phosphore dans les sédiments en  $\mu\text{g/g}$ .

*Campagne de novembre 1992*

	<i>Fe(OOH)-P</i>	<i>CaCO<sub>3</sub>-P</i>	<i>POSA</i>	<i>POR</i>
<b>OB</b>	69	27	30	154
<b>OD</b>	339	113	56	214
<b>B1</b>	100	42	40	201
<b>B2</b>	103	57	55	225
<b>B3</b>	79	36	61	198
<b>B4</b>	60	42	66	196
<b>B5</b>	83	40	75	199
<b>B6</b>	81	45	91	254

*Campagne de janvier 1994*

	<i>Fe(OOH)-P</i>	<i>CaCO<sub>3</sub>-P</i>	<i>POSA</i>	<i>POR</i>
<b>OB</b>	89	42	272	124
<b>OD</b>	38	32	239	181
<b>B1</b>	73	28	248	190
<b>B2</b>	55	31	255	223
<b>B3</b>	60	29	242	188
<b>B4</b>	72	45	376	178
<b>B5</b>	47	35	251	124
<b>B6</b>	80	49	419	183

*Campagne de septembre 1994*

	<i>Fe(OOH)-P</i>	<i>CaCO<sub>3</sub>-P</i>	<i>POSA</i>	<i>POR</i>
<b>OB</b>	43	21	166	146
<b>OD</b>	834	247	346	201
<b>B1</b>	39	21	168	204
<b>B2</b>	53	32	210	202
<b>B3</b>	44	27	197	223
<b>B4</b>	42	43	327	230
<b>B5</b>	49	54	296	255
<b>B6</b>	37	50	373	178



Dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera (stations B1 à B6) et ceux de l'oued Beht (station OB) les teneurs en phosphore organique {  $P_{org} = POSA + POR$  } sont nettement plus importantes que les teneurs en phosphore minéral {  $P_{inorg} = Fe(OOH)-P + CaCO_3-P$  }. En effet, la forme minérale représente des teneurs inférieures à 160  $\mu g/g$  ; alors que la forme organique représente des teneurs supérieures à 241  $\mu g/g$ . Cette dernière forme représente entre 63 et 87 % de la somme totale.

Par ailleurs, dans les sédiments déposés dans l'oued Beht au niveau de la station OB, les concentrations de toutes les formes de phosphore extraites {  $Fe(OOH)-P$ ,  $CaCO_3-P$ , POSA et POR } sont, pour toutes les campagnes de prélèvement effectuées, assez proches de celles relevées dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera. Ceci montre que le transport hydrodynamique des particules sédimentaires de l'oued Beht, vers le fond de la retenue du barrage n'a probablement pas d'effet sur la variation des teneurs des formes de phosphore.

Toutefois, les sédiments recueillis au niveau de l'oued D'kor (station OD) en novembre 92 et en septembre 94, qui ont les teneurs les plus importantes en phosphore total (respectivement 1093 et 2262  $\mu g/g$ ), renferment les teneurs les plus élevées en  $Fe(OOH)-P$  (339 et 834  $\mu g/g$ ) et en  $CaCO_3-P$  (113 et 247  $\mu g/g$ ). Cette observation peut être liée à la nature chimique des sédiments de cette station qui renferment des teneurs importantes en  $CaCO_3$  (23 à 45 %) d'une part et montrerait d'autre part, qu'une augmentation importante des teneurs en phosphore total provoque, en général, une augmentation des teneurs en phosphore lié au fer et des teneurs en phosphore lié au calcium.

Signalons d'un autre côté que, la détermination des parts des fractions  $Fe(OOH)-P$  et  $CaCO_3-P$  est très importante, du fait que leur somme ( $P_{inorg}$ ) représente la fraction du phosphore biodisponible, pour certaines espèces de *Scenedesmus*, comme il a été montré par plusieurs auteurs (De Graaf Bierbrauwer-Würtz et Golterman 1989, Grobler et Davies 1979, 1981). D'autres travaux ont montré que les formes restant après l'extraction de  $Fe(OOH)-P$  et de  $CaCO_3-P$ , ne sont pas biodisponibles pour ces espèces. Cependant, le phosphore organique soluble dans l'acide peut devenir biodisponible après reminéralisation (assèchement des sédiments) (Golterman et De Groot, 1994).

Par ailleurs, signalons que nous avons confronté dans un travail récent (Abdallaoui *et al.* 1997), les résultats des déterminations des formes de phosphore par les extractions chimiques, des sédiments des deux premières campagnes, à ceux trouvés par Derraz (1995) concernant le phosphore biodisponible ( $P_{bio}$ ) évalué par la méthode des bioessais. Cette confrontation a montré que le phosphore biodisponible estimé par la méthode des bioessais corrèle significativement avec les formes  $Fe(OOH)-P$ ,  $CaCO_3-P$  et  $P_{inorg}$  ; les coefficients de corrélations entre le  $P_{bio}$  et  $Fe(OOH)-P$ ,  $CaCO_3-P$  et  $P_{inorg}$  sont respectivement de 0,82 ; 0,82 et 0,83. Cependant, il a été montré que ce phosphore biodisponible ( $P_{bio}$ ) est notablement indépendant des formes POSA et  $P_{org}$  ; les coefficients de corrélation sont en effet relativement bas ( $R^2 < 0,41$ ).

Ceci est en accord avec les résultats trouvés récemment par Fabre *et al.* (1996) sur les sédiments de la rivière Garonne en France. Les coefficients de corrélation entre le  $P_{bio}$  et les formes extraites par NTA {  $Fe(OOH)-P$  } et par EDTA {  $CaCO_3-P$  } sont respectivement égaux à 0,88 et 0,77.

## II-6-2) Analyse multivariée

### II-6-2-1) Analyse en composantes principales

Afin de mettre en évidence les relations entre les variables de phosphore dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera, une analyse en composantes principales a été effectuée en ne tenant compte que des stations de la retenue (B1 à B6) étudiées lors des trois campagnes réalisées. Le premier axe explique 43,2 % de la variance, alors que le deuxième axe en explique 28,3 %. Etant donné que ces deux premiers axes factoriels expliquent près de 71,5 % de la variance totale et que le troisième axe a peu d'intérêt (14,4 %), seuls les deux premiers axes seront discutés.

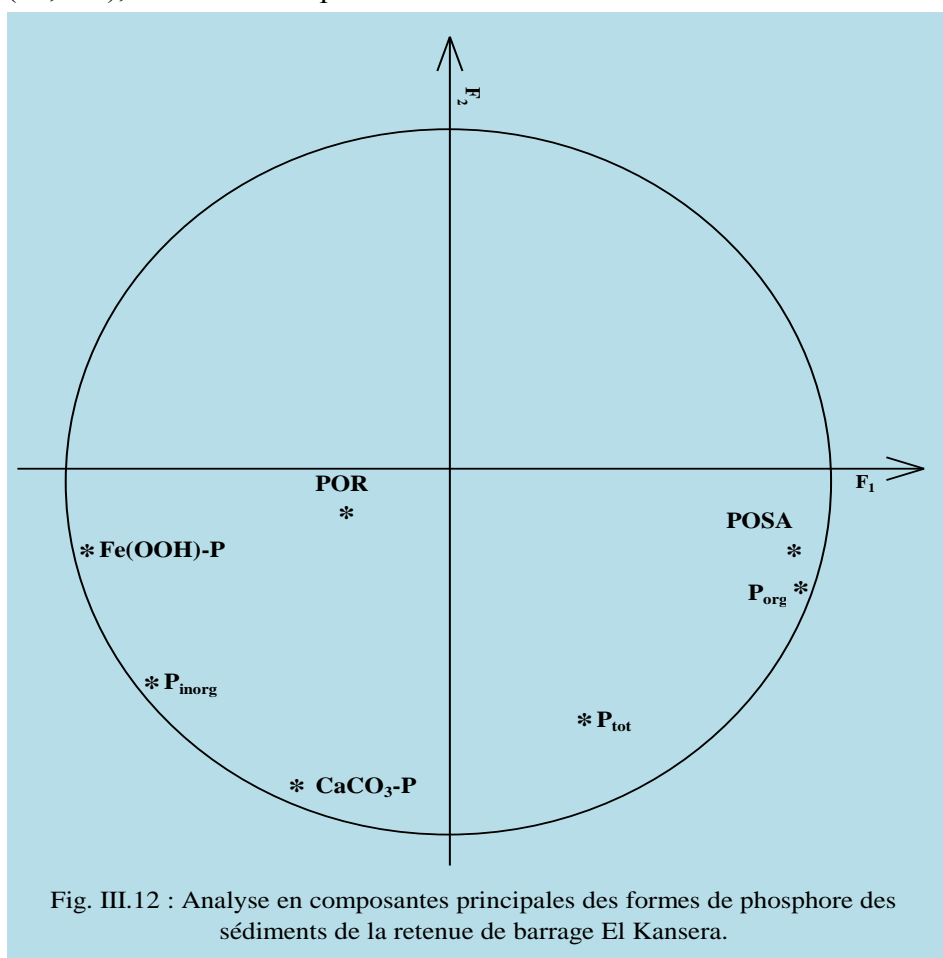


Fig. III.12 : Analyse en composantes principales des formes de phosphore des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

La figure III.12 présente la projection des variables sur les deux premières composantes principales. Dans un premier temps, il faut remarquer que la forme  $\text{Fe}(\text{OOH})\text{-P}$  corrèle négativement avec l'axe 1 et que la forme  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  corrèle négativement avec l'axe 2. Ce qui montre que ces deux formes minérales ne corrèlent pas d'une façon significative entre elles. Ce résultat est confirmé si nous consultons la matrice de corrélations (tableau III.16), puisque le coefficient de corrélation entre ces deux formes n'est que de 0,39. Ce qui montre que la forme  $\text{Fe}(\text{OOH})\text{-P}$  est relativement indépendante de la forme  $\text{CaCO}_3\text{-P}$ , dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

Par ailleurs, le phosphore organique soluble dans l'acide (POSA) et le phosphore organique ( $\text{P}_{\text{org}}$ ) corrèlent très significativement avec l'axe 1. Ce qui montre que ces deux variables (POSA et  $\text{P}_{\text{org}}$ ) corrèlent très fortement entre elles dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera ; le coefficient de cette corrélation étant de 0,97.

Tableau III.16 : Matrice de corrélations entre les formes du phosphore des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

(n = 18,  $\alpha_c = 95 \%$ ,  $R_c = 0,44$ ).

	$P_{tot}$	Fe(OOH)- P	CaCO <sub>3</sub> -P	POSA	POR	$P_{inorg}$	$P_{org}$
$P_{tot}$	1,00						
Fe(OOH)-P	-0,29	1,00					
CaCO <sub>3</sub> -P	<b>0,45</b>	0,39	1,00				
POSA	0,35	<b>-0,50</b>	0,09	1,00			
POR	-0,07	0,09	0,22	-0,24	1,00		
$P_{inorg}$	-0,05	<b>0,93</b>	<b>0,69</b>	-0,36	0,16	1,00	
$P_{org}$	0,34	<b>-0,50</b>	0,15	<b>0,97</b>	0,01	-0,33	1,00

Le phosphore organique résiduel (POR) est situé seul près du centre du plan factoriel  $F_1 \times F_2$  (figure III.12), ce qui reflète que cette variable n'est corrélée d'une façon significative avec aucune forme de phosphore. En effet, les coefficients de corrélation entre la forme POR et les autres formes de phosphore ne dépassent pas 0,24.

#### II-6-2-2) Analyse factorielle des correspondances

Après avoir établi les relations entre les différentes formes du phosphore, nous avons cherché à mettre en évidence les relations entre les périodes d'échantillonnage, les stations de prélèvement de la retenue et les variables qui constituent les fractions de phosphore dans les sédiments.

Les stations OB et OD n'ont pas été prises dans la matrice de données de cette analyse statistique, puisque l'objectif principal est de chercher les relations, citées précédemment, dans les sédiments de la retenue de barrage EL Kansera. Le  $P_{inorg}$  et le  $P_{org}$  ont été utilisés comme des variables supplémentaires, vu que le premier a été estimé en additionnant Fe(OOH)-P et CaCO<sub>3</sub>-P et que le deuxième a été estimé en additionnant les formes POSA et POR.

La figure III.13 représente les résultats de l'analyse factorielle des correspondances projetés sur le plan formé par l'axe 1 qui explique 78,9 % de variance et l'axe 2 qui en explique 13,4 %, soit pratiquement la totalité de l'inertie.

Les formes Fe(OOH)-P, CaCO<sub>3</sub>-P,  $P_{inorg}$  et POR sont corrélées négativement avec l'axe 1 alors que les formes POSA et  $P_{org}$  sont corrélées positivement avec cet axe. Ceci montre bien l'indépendance qui existe entre ces deux groupes de formes de phosphore. D'un autre côté, il semble que les variables de ces deux groupes ne soient pas liées au phosphore total qui est bien lié négativement à l'axe 2.

Les individus sur la figure III.13 sont bien répartis selon la période de prélèvement. Les prélèvements effectués en janvier 1994 sont situés du côté positif de l'axe 1. Par contre, ceux effectués en novembre 1992 sont situés du côté négatif de cet axe. Toutefois, les prélèvements effectués en septembre 1994 occupent une situation intermédiaire. Cette répartition pourrait s'expliquer par le fait que les caractéristiques physico-chimiques des sédiments étudiés ne sont pas les mêmes pour les trois campagnes. Ceci est vérifié par les résultats de l'étude de ces propriétés physico-chimiques des sédiments de la retenue du barrage El Kansera, que nous avons réalisée parallèlement à la présente étude (cf. Deuxième partie, chapitre III).

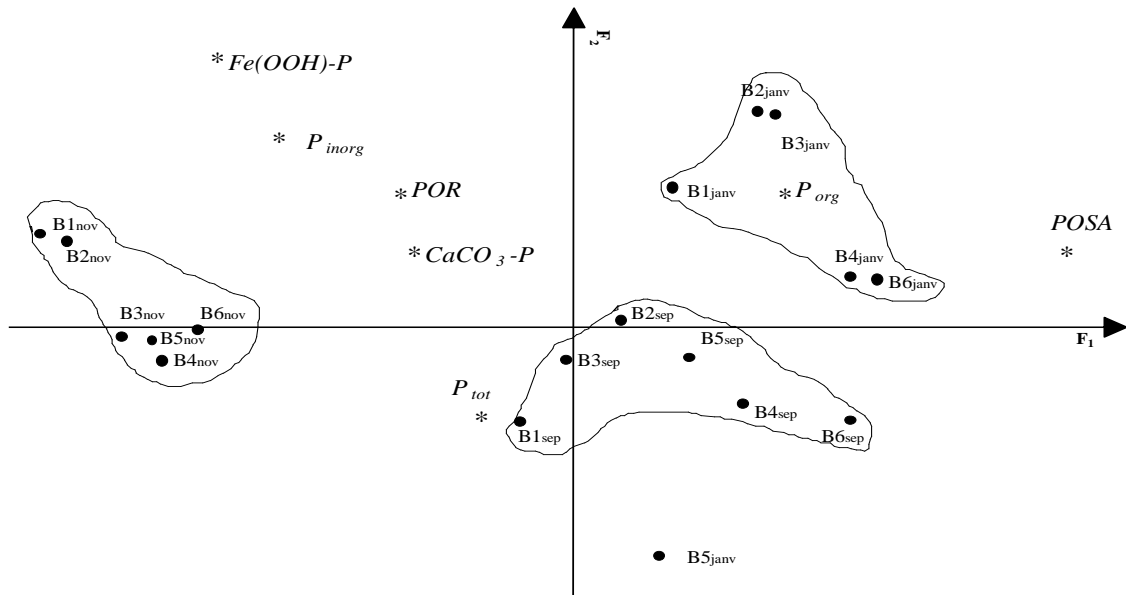


Fig. III.13 : Analyse factorielle des correspondances des formes de phosphore des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

Pour chacune des trois campagnes, il ressort deux noyaux d'affinité entre les stations (regroupés en deux sous noyaux d'affinité). Le premier englobe les stations situées en amont de la retenue, le deuxième englobe les stations situées en aval. Par exemple, pour la campagne effectuée en novembre 92, nous avons un sous noyau qui englobe les stations B1 et B2 et un autre sous noyau qui englobe les stations B3, B4, B5 et B6. Cette répartition en sous noyaux pour chaque campagne reflète la variation longitudinale globale des formes de phosphore dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera. Toutefois, cette variation spatiale peut être considérée comme moins importante par rapport à la variation saisonnière, puisque les distances entre les noyaux sont relativement plus grandes que celles qui séparent les sous noyaux de chaque campagne. L'analyse de cette variation saisonnière dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera nous a permis de faire les constatations suivantes:

- \* Les sédiments déposés en janvier 94, période de hautes eaux, sont caractérisés par de fortes teneurs en phosphore organique ( $P_{org}$ ) et plus précisément en phosphore soluble dans l'acide (POSA). Par ailleurs, ces sédiments sont relativement pauvres en phosphore lié au calcium et au fer et aussi en phosphore organique résiduel (POR). Signalons d'un autre côté, que nous avons montré, dans un chapitre précédent, que ces sédiments sont essentiellement des argiles riches en calcium et pauvres en matières organiques.

- \* Les sédiments déposés en novembre 92 (période de basses eaux) qui sont essentiellement des limons riches en azote, sont caractérisés par de fortes concentrations des formes inorganiques et plus particulièrement la forme liée au fer {Fe(OOH)-P}.

- \* Les sédiments prélevés en septembre 94 qui sont caractérisés par des fortes teneurs en potassium, en sodium et en magnésium et par des faibles teneurs en azote total et en carbone organique sont relativement riches en phosphore total et relativement pauvres en phosphore lié au fer.

Les variations saisonnières des formes de phosphore citées ci-dessus sont dues probablement aux dynamiques de transport des particules minérales et organiques en suspension qui sont différentes selon le niveau du plan d'eau de la retenue de barrage El Kansera et aussi, aux apports des matières organiques d'origine exo ou endogène. Ces facteurs ont des effets directs sur les variations temporelles des caractéristiques physico-

chimiques des sédiments et par suite sur la répartition des formes de phosphore dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

## II-7) Relations entre les formes du phosphore des sédiments et les orthophosphates solubles dans l'eau

L'étude des relations entre les formes du phosphore des sédiments de la retenue de barrage El Kansera et les orthophosphates solubles dans les eaux de ce lac n'a montré aucune corrélation significative qui mérite d'être signalée. Les coefficients de corrélation entre ces variables ne dépassent pas 0,40 (tableau III.17). Ceci signifie que dans la retenue de barrage El Kansera les teneurs en orthophosphates solubles dans l'eau sont indépendantes des concentrations des formes de phosphore des sédiments. Il semble donc, que les orthophosphates solubles dans les eaux de la retenue proviennent des apports venant du bassin versant de l'oued Beht, et non pas du relargage de ceux-ci par les sédiments de la retenue.

Tableau III.17 : Coefficients de corrélations entre les orthophosphates solubles dans l'eau et les formes de phosphore des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

(n = 12,  $\alpha_c = 95\%$ ,  $R_c = 0,53$ ).

	Fe(OOH)- P	CaCO <sub>3</sub> -P	POSA	POR	P <sub>inorg</sub>	P <sub>org</sub>
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,40	-0,02	0,16	0,18	0,29	0,23

## II-8) Relations entre les formes du phosphore et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments

Nous avons montré ci-dessus, à l'aide de l'analyse factorielle des correspondances, que les variations saisonnières des formes extraites de phosphore des sédiments de la retenue de barrage El Kansera sont liées plus ou moins aux variations saisonnières des caractéristiques physico-chimiques de ceux-ci. Ce lien reflète l'existence des corrélations entre les teneurs des formes de phosphore et certains paramètres physico-chimiques étudiés dans les sédiments de la retenue. En effet :

Sur le tableau III.18 nous avons porté les coefficients de corrélation entre les formes de phosphore et les paramètres physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera. Ces coefficients montrent que :

\* Le phosphore lié au fer corrèle significativement avec plusieurs paramètres physico-chimiques des sédiments. Il corrèle négativement avec la fraction argileuse (-0,70), le magnésium (-0,81), le potassium (-0,68) et le sodium (-0,54). Toutefois, cette forme de phosphore minéral corrèle positivement avec la fraction limoneuse (0,69), l'azote (0,82), le pH (0,67), le rapport N/P (0,62) et le carbone organique (0,54).

Ces résultats signifient que les teneurs en phosphore lié au fer sont relativement plus importantes dans les sédiments sableux, pauvres en magnésium, en potassium et en sodium. Cependant, les teneurs en phosphore lié au calcium sont assez élevées dans les sédiments limoneux, riches en azote et en carbone organique, et qui sont caractérisés par un pH et un rapport N/P relativement importants.

\* Dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera, le phosphore lié au calcium corrèle uniquement avec les carbonates (0,54). Sa corrélation avec le calcium est toutefois moins importante (0,32).

Ce qui semble indiquer que les carbonates ont une influence plus importante que le calcium, sur la forme de phosphore lié au calcium dans les sédiments du plan d'eau étudié.

\* Le phosphore organique soluble dans l'acide corrèle positivement avec la fraction argileuse (0,84), le rapport C/N (0,72), le calcium (0,71), le sodium (0,59) et le magnésium (0,53). D'un autre côté, il corrèle négativement avec la fraction limoneuse (-0,88), l'azote (-0,66) et le rapport N/P (-0,55). Il semble donc que l'accumulation, du phosphore organique soluble dans l'acide, dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera est gouvernée par l'ensemble de ces paramètres physico-chimiques avec lesquels cette forme de phosphore corrèle plus ou moins significativement.

Tableau III.18 : Coefficients de corrélations entre les formes de phosphore et les paramètres physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

(n = 18,  $\alpha_c = 95 \%$ ,  $R_c = 0,44$ ).

	Fe(OOH)- P	CaCO <sub>3</sub> -P	POSA	POR	P <sub>inorg</sub>	P <sub>org</sub>
MO	-0,15	0,21	-0,16	0,41	-0,04	-0,06
TE	-0,01	0,32	0,29	-0,37	0,11	0,21
AR	<b>-0,70</b>	-0,26	<b>0,84</b>	-0,18	<b>-0,65</b>	<b>0,81</b>
LI	<b>0,69</b>	0,22	<b>-0,88</b>	0,17	<b>0,63</b>	<b>-0,86</b>
SA	-0,07	0,14	0,43	0,03	0,00	<b>0,45</b>
pH	<b>0,67</b>	-0,02	<b>-0,45</b>	-0,14	<b>0,52</b>	-0,50
C	<b>0,54</b>	0,32	0,09	-0,34	<b>0,55</b>	0,00
N	<b>0,82</b>	0,34	<b>-0,66</b>	0,09	<b>0,78</b>	<b>-0,66</b>
C/N	-0,08	0,14	<b>0,72</b>	<b>-0,46</b>	-0,01	<b>0,63</b>
N/P	<b>0,62</b>	-0,03	<b>-0,55</b>	0,07	<b>0,48</b>	<b>-0,55</b>
CaCO <sub>3</sub>	-0,21	<b>0,54</b>	0,42	0,06	0,05	0,44
Mg	<b>-0,81</b>	-0,16	<b>0,53</b>	0,20	<b>-0,70</b>	<b>0,60</b>
Na	<b>-0,54</b>	0,12	<b>0,59</b>	-0,03	-0,38	<b>0,60</b>
K	<b>-0,68</b>	-0,38	0,23	0,14	<b>-0,68</b>	0,27
Ca	-0,12	0,32	<b>0,71</b>	-0,43	0,03	<b>0,62</b>

\* Le phosphore organique résiduel qui n'a de lien significatif avec aucun paramètre physico-chimique dans les sédiments du bassin versant ( $r^2 < 0,17$ ) ne corrèle significativement avec aucune caractéristique physico-chimique dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera ( $r^2 < 0,46$ ).

\* Le phosphore inorganique (P<sub>inorg</sub>) corrèle plus ou moins avec les mêmes paramètres physico-chimiques avec lesquels est corrélé le phosphore lié au fer. Ceci s'explique par le fait que ce dernier et le phosphore inorganique (P<sub>inorg</sub>) corréleront très significativement entre eux (0,93).

\* De même, le phosphore organique ( $P_{org}$ ) corrèle plus ou moins avec les mêmes paramètres physico-chimiques avec lesquels est corrélé le phosphore organique résiduel. Ceci s'explique par le fait que ce dernier et le phosphore organique ( $P_{org}$ ) corrèlent très significativement entre eux (0,97).

## **II-9) Conclusion**

L'étude des variations longitudinale et saisonnière, des orthophosphates solubles dans les eaux prélevées au niveau des stations étudiées, a montré que les teneurs en ces éléments des eaux de la retenue de barrage El Kansera varient entre des traces et 160  $\mu\text{g/l}$ . Cette même étude a montré aussi que les eaux de l'oued D'kor, qui drainent les eaux usées de la ville de Khémisset, ont un effet sur l'augmentation de ces teneurs.

Cette augmentation n'a par ailleurs, que des répercussions néfastes sur l'état trophique de la retenue de barrage El Kansera et par conséquent, sur la qualité des eaux de ce réservoir qui sont utilisées pour la production d'eau potable pour les villes de Khémisset et Tiflet.

D'un autre côté, l'étude du phosphore dans les sédiments de la retenue a montré que les teneurs en phosphore total varient entre 503 et 1009  $\mu\text{g/g}$  de sédiment sec, et que ces teneurs ne présentent pas une variation saisonnière considérable. Toutefois, les résultats de cette étude ont montré que ces teneurs sont marquées par une variation longitudinale assez nette. Suivant cette variation spatiale, il semble que la retenue de barrage El Kansera peut être divisée en deux parties distinctes :

- \* partie amont de la retenue (stations B1 à B3) où les sédiments sont caractérisés par des teneurs légèrement faibles en phosphore total,
- \* partie aval de la retenue (stations B4 à B6) où les sédiments sont caractérisés par des teneurs relativement plus importantes que celles des sédiments de la partie amont.

L'enrichissement des sédiments de la partie aval de la retenue en phosphore total, où la profondeur des sédiments par rapport à la surface de l'eau est plus importante que dans la partie amont, semble être liée à une sédimentation sélective des particules fines riches en phosphore.

L'étude des relations entre le phosphore et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments a montré que l'accumulation du phosphore total dans les sédiments de la retenue de barrage est liée au pH, aux carbonates et à l'azote. Cependant, il a été montré que ces paramètres n'ont pas d'effet sur cette accumulation du phosphore dans les sédiments du bassin versant où les caractéristiques physico-chimiques sont différentes de celles des sédiments de la retenue.

D'un autre côté, l'étude du rapport N/P des sédiments, qui reflète l'état trophique des plans d'eau, nous a permis de confirmer l'eutrophisation de la retenue de barrage étudiée, montrée par des travaux antérieurs sur le développement des espèces algales dans les eaux de cette retenue (Derraz 1995).

L'évaluation des teneurs des différentes formes du phosphore dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera, ainsi que l'étude des variations spatio-temporelles de ces teneurs, qui constituent une contribution appréciable à la compréhension du fonctionnement de ce réservoir, ont été aussi présentées au cours de ce chapitre. L'évaluation de ces teneurs a été effectuée en utilisant des extractions séquentielles du phosphore.

Les résultats de ces extractions, appliquées aux sédiments de la retenue de barrage El Kansera et aux sédiments de l'oued Beht, ont montré que le transport hydrodynamique des particules sédimentaires de ce cours d'eau vers le fond de la retenue n'a pas un effet considérable, sur la répartition des différentes formes de phosphore des sédiments.

Ces résultats ont montré d'un autre côté, que dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera les teneurs en phosphore organique sont notablement plus importantes que les teneurs en phosphore minéral qui est considéré comme biodisponible pour l'espèce *Scenedesmus Crassus*.

Par ailleurs, il a été montré que les conditions hydromorphologiques du réservoir n'ont que très peu d'effet sur les variations longitudinales des concentrations des formes Fe(OOH)-P, Ca CO<sub>3</sub>-P et POR. Les teneurs en phosphore organique soluble dans l'acide présentent des variations saisonnières plus importantes que celles relatives aux autres formes de phosphore. L'importance de ces variations semble être liée à plusieurs facteurs tels que les apports continus des matières organiques fraîches en périodes de crue, ainsi que la dégradation de ces matières et la minéralisation du phosphore organique en phosphore minéral en périodes d'étiages.

Signalons d'un autre côté, que l'analyse factorielle des correspondances a montré que globalement, la répartition des formes de phosphore déterminées dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera, présente des variations, probablement à cause des importants changements que subissent d'une saison à l'autre les caractéristiques physico-chimiques des sédiments. Ainsi, il a été montré que :

- \* Les sédiments déposés en novembre 92, période de basses eaux, qui sont des limons riches en azote et en plomb, sont caractérisés par de fortes teneurs en forme liée au fer.
- \* Les sédiments prélevés en janvier 94, période de hautes eaux, qui sont assez riches en fer, en manganèse, en cuivre, en calcium et en argile et pauvres en matières organiques, sont caractérisés par de fortes teneurs en phosphore soluble dans l'acide.
- \* Les sédiments déposés en septembre 94, période estivale, qui sont caractérisés par de fortes teneurs en potassium, en sodium, en magnésium, en chrome et en cadmium sont relativement riches en phosphore total et relativement pauvres en phosphore lié au fer.

On peut dire en conclusion que la répartition des formes de phosphore au sein des sédiments déposés dans la retenue est essentiellement gouvernée par les caractéristiques physico-chimiques de ces sédiments, elles mêmes dépendantes des variations saisonnières des conditions hydromorphologiques de la retenue.



*Quatrième partie :*

**LES METAUX LOURDS DANS LES  
SEDIMENTS DU BASSIN VERSANT DE  
L'OUED BEHT ET DE LA RETENUE  
DE BARRAGE EL KANSERA**

## Chapitre I

# Etude des variations spatio-temporelles des métaux dans les sédiments du Bassin versant de l'oued Beht

### I-1) Introduction

La pollution par les métaux lourds est un problème d'actualité qui préoccupe toutes les communautés soucieuses de maintenir leur patrimoine hydrique à un certain degré de qualité.

Cependant, le degré de la pollution des milieux aquatiques par les métaux lourds ne peut pas toujours être évalué seulement sur la base de leur concentration dans l'eau. D'une part, les concentrations des métaux lourds dans l'eau se situent à des niveaux proches des limites de détection où la plage d'incertitude est assez grande. D'autre part, les métaux lourds sont très rapidement soustraits à l'eau par plusieurs processus et les concentrations ne reflètent donc pas l'importance réelle des apports dus à l'activité humaine. L'analyse des métaux dans les sédiments semble être une voie qui permet de contourner ces difficultés.

L'étude des métaux lourds dans les sédiments est une contribution à la détermination, à la compréhension et à la prévision de la pollution métallique. Cette contribution est d'autant plus importante que ce compartiment peut aussi bien, selon sa nature et ses conditions environnantes, jouer le rôle de réservoir en cas d'apport massif, que le rôle de source polluante si les conditions de relargage se montrent favorables.

D'un autre côté, très peu d'études ont été effectuées jusqu'à présent pour évaluer le degré de pollution par les métaux lourds des cours d'eau marocains à partir de l'étude de leurs sédiments. D'autre part, il n'existe pas à notre connaissance, de données de concentrations métalliques dans les sédiments de l'oued Beht, cours d'eau d'un intérêt régional très important.

Pour combler cette lacune, nous avons jugé utile d'étudier quelques métaux lourds dans les sédiments de la partie amont du bassin versant de l'oued Beht qui alimente la retenue de barrage El Kansera.

Cette étude se fixe comme objectifs la détermination du niveau de la pollution de ce milieu par les métaux lourds, ainsi que de l'importance des apports en ces éléments métalliques liés aux sédiments, drainés par les eaux de la partie amont du bassin versant étudié, vers la retenue de barrage El Kansera. Pour cela, nous avons effectué un suivi de la teneur en métaux lourds des sédiments de ce bassin versant, permettant de déterminer les variations spatio-temporelles de ces contaminants dans le milieu.

### I-2) Métaux lourds étudiés

Les métaux étudiés dans le cadre de ce travail ont été choisis pour plusieurs raisons, suivant lesquelles nous pouvons rassembler ces métaux en deux groupes:

- Groupe I comprend le fer, le manganèse et l'aluminium : le choix de ces métaux a été dicté par le fait que leurs oxydes constituent l'une des plus importantes phases

constitutives des sédiments (Saadallah 1991). En plus, lorsque ces métaux sont en présence du phosphore, ils forment des composés inorganiques (Chang et Jackson 1957, Williams *et al.* 1976, Hieltjes et Lijklema 1980, Sager 1988, Golterman et De Groot 1994), biodisponibles pour certaines espèces d'algues (Hosomi *et al.* 1981, Boers *et al.* 1984, Premazzi et Zanon 1984, Bostrom *et al.* 1988b) dont la prolifération favorise le phénomène d'eutrophisation des plans d'eau. Ce phénomène d'eutrophisation crée des conditions réductrices dans le milieu, ce qui permet le plus souvent la libération, par les sédiments, des quantités importantes en métaux, particulièrement le fer et le manganèse. Ce qui conduit à une dégradation importante de la qualité des eaux du milieu considéré.

- Groupe II comprend le zinc, le plomb, le cuivre, le chrome et le cadmium: Le choix de ces métaux a été dicté par le fait qu'ils sont couramment utilisés dans les unités industrielles situées dans le bassin versant de l'oued Beht, et aussi du fait qu'ils sont caractérisés par une forte toxicité vis-à-vis de l'homme et des organismes aquatiques (Moshe *et al.* 1972, Hutton 1980, Bruce et Turnep 1980, Haguenoer et Furon 1981, 1982).

### **I-3) Traitement et analyse des échantillons**

#### **I-3-1) Technique de dosage des métaux**

Du fait de ses nombreux avantages : sensibilité, spécificité des dosages et rapidité des mesures, la spectrométrie d'absorption atomique est la méthode la plus couramment utilisée pour le dosage des métaux dans les sédiments.

Nous avons donc utilisé cette technique pour doser les métaux lourds, des deux groupes précités, dans les sédiments prélevés lors des treize campagnes effectuées au niveau des quatre stations du bassin versant de l'oued Beht. Pour tous ces dosages nous avons utilisé l'atomisation en flamme puisque les teneurs en ces métaux étaient suffisamment importantes. Les autres modes d'atomisation plus performants n'étaient pas nécessaires.

#### **I-3-2) Traitement des échantillons**

La détermination des métaux s'effectue généralement soit sur l'échantillon total soit sur une fraction granulométrique du sédiment. La première méthode a le mérite de simplifier les opérations et surtout de ne pas introduire de modification dans son contenu métallique. Cependant, les dosages réalisés dans ces conditions risquent parfois de ne pas être comparables.

Pour remédier à ce problème, la méthode la plus simple consiste à analyser une fraction granulométrique bien définie et qui soit la même pour tous les échantillons d'une étude donnée.

Pour notre cas, nous avons donc opté pour la deuxième méthode qui permet :

- \* d'éviter les variations de composition dues aux variations granulométriques, tout en conservant l'ensemble des fractions adsorbantes du sédiment ;
- \* d'obtenir la granulométrie la plus homogène possible permettant d'effectuer dans de bonnes conditions des comparaisons entre les sédiments provenant des différentes stations de prélèvement.

Les métaux étudiés dans le cadre de notre étude ont été donc dosés dans les échantillons de sédiments secs et broyés inférieurs à 100  $\mu\text{m}$  de diamètre.

Toutefois, de nombreux auteurs (Jaffe et Walters 1977, Cheggour 1988, Saadallah 1991) déterminent les métaux dans des fractions beaucoup plus fines, telles que la fraction inférieure à 50  $\mu\text{m}$ . Dans notre cas, il n'était pas possible de choisir une telle

fraction, car pour la majorité des échantillons que nous avons prélevés dans le cadre de cette étude, la fraction fine inférieure à 50 µm représente un taux qui ne dépasse pas 15 à 20 % de sédiment total. La fraction fine inférieure à 100 µm après broyage représente une partie plus importante du sédiment total et par suite une bonne représentativité de l'échantillon à analyser.

## **I-4) Répartition des métaux dans les sédiments**

Les résultats des déterminations des teneurs en métaux des sédiments étudiés sont présentés de la façon suivante :

Pour chaque station d'étude (OS, PB, OD et AB), nous avons porté dans un tableau les concentrations minimale, moyenne et maximale enregistrées pour chaque métal ainsi que l'écart-type et le coefficient de variation (Tableaux IV.1 à IV.4).

En outre, nous avons tracé pour chaque métal, dans un même graphique, le profil longitudinal de la moyenne des concentrations enregistrées lors des treize campagnes effectuées dans le cadre de cette étude (Fig. IV.1).

### **I-4-1) Fer - manganèse - aluminium**

Pour toutes les campagnes de prélèvement que nous avons réalisées, les profils longitudinaux des teneurs en fer, en aluminium et en manganèse ont presque les mêmes allures. Pour l'oued Beht, les teneurs en ces trois métaux diminuent progressivement de l'amont vers l'aval de l'oued.

Les fortes teneurs en ces trois métaux enregistrées au niveau des sédiments de la station OS peuvent être dues soit :

- \* au fait que les activités anthropiques sont plus importantes au niveau du secteur amont de l'oued Beht qu'au niveau du secteur situé en aval (Stations BP et AB).
- \* au fait que les teneurs naturelles en ces métaux sont plus fortes au niveau de la station OS qu'au niveau des autres stations.

Toutefois, l'étude des teneurs naturelles en fer et en manganèse des sédiments des stations étudiées a montré que la deuxième explication est plus probable (voir ci-dessous) pour ces deux métaux. Ce qui traduirait le fait que les fortes teneurs en fer et en manganèse, enregistrées au niveau des sédiments de la station OS, sont dues essentiellement aux apports lithogéniques.

D'un autre côté, il faut souligner que pour toutes les campagnes de prélèvement, les plus faibles concentrations de ces trois métaux sont enregistrées au niveau des sédiments de la station OD, où les sédiments sont essentiellement sableux et contiennent de faibles teneurs en matières organiques.

Les sédiments de l'oued Beht et de l'oued D'kor sont assez riches en fer. Pour tous les métaux analysés dans les sédiments prélevés dans le cadre de cette étude, le fer se retrouve en deuxième classe d'abondance, après le calcium, dans ces sédiments. Les concentrations moyennes de ce métal oscillent entre 15,89 et 34,59 mg/g.

Ce résultat n'est pas surprenant puisque le fer est un métal très commun de la croûte terrestre où il représente 5 % (McNeely *et al.* 1980).

De même, l'aluminium qui est le troisième élément en abondance dans la croûte terrestre, se retrouve en troisième classe d'abondance dans les sédiments des stations d'étude. Sa concentration moyenne varie entre 7,32 et 18,39 mg/g.

Toutefois, le manganèse se retrouve dans les sédiments analysés à des teneurs moins importantes ; sa concentration moyenne varie entre 226 et 816 µg/g.

#### **I-4-2) Cuivre - plomb - Zinc**

Les profils longitudinaux des teneurs moyennes en cuivre, en plomb et en zinc des sédiments, présentent une diminution, comme pour l'aluminium, le fer et le manganèse, plus ou moins nette de l'amont vers l'aval de l'oued Beht. Toutefois, ces profils sont différents de ceux relatifs aux autres métaux toxiques analysés, comme le chrome et le cadmium, dont les résultats sont discutés ci-dessous.

Pour le cuivre, le plomb et le zinc, les concentrations dans les sédiments restent plus ou moins stables et légèrement faibles, dans l'ensemble, entre la station PB et la station AB ; alors qu'au niveau de la station OS, les valeurs relevées sont deux à dix fois plus importantes et subissent des fluctuations assez notables, d'une campagne à l'autre.

Cependant, les sédiments prélevés au niveau de l'oued D'kor (station OD) sont caractérisés par de faibles teneurs en zinc en cuivre, et en plomb. Ce qui montre que le pouvoir d'accumulation de ces trois métaux dans les sédiments de ce cours d'eau est plus faible que dans ceux de l'oued Beht.

Les fortes teneurs en cuivre et en plomb relevées au niveau de la station OS lors des deux premières campagnes (juin et juillet 1993) sont dues essentiellement aux apports anthropogéniques. En effet :

- ces fortes teneurs ne se retrouvent plus dans les sédiments prélevés lors des autres campagnes de prélèvement (entre août 1993 et juin 1994) ;
- lors de ces deux campagnes, nous avons enregistré de très fortes concentrations de ces métaux dans les matières en suspension.

#### **I-4-3) Chrome - Cadmium**

Ces deux métaux qui sont supposés assez toxiques se comportent différemment des autres métaux analysés dans les sédiments. Ils sont les seuls à présenter des concentrations assez fortes à l'aval de l'oued Beht (station AB).

Le profil longitudinal de la teneur moyenne en cadmium présente une légère augmentation de l'amont vers l'aval de l'oued Beht (de 1,17µg/g à la station OS à 1,84 µg/g à la station AB). Soit une augmentation moyenne de 0,67 µg/g, supposée non significative.

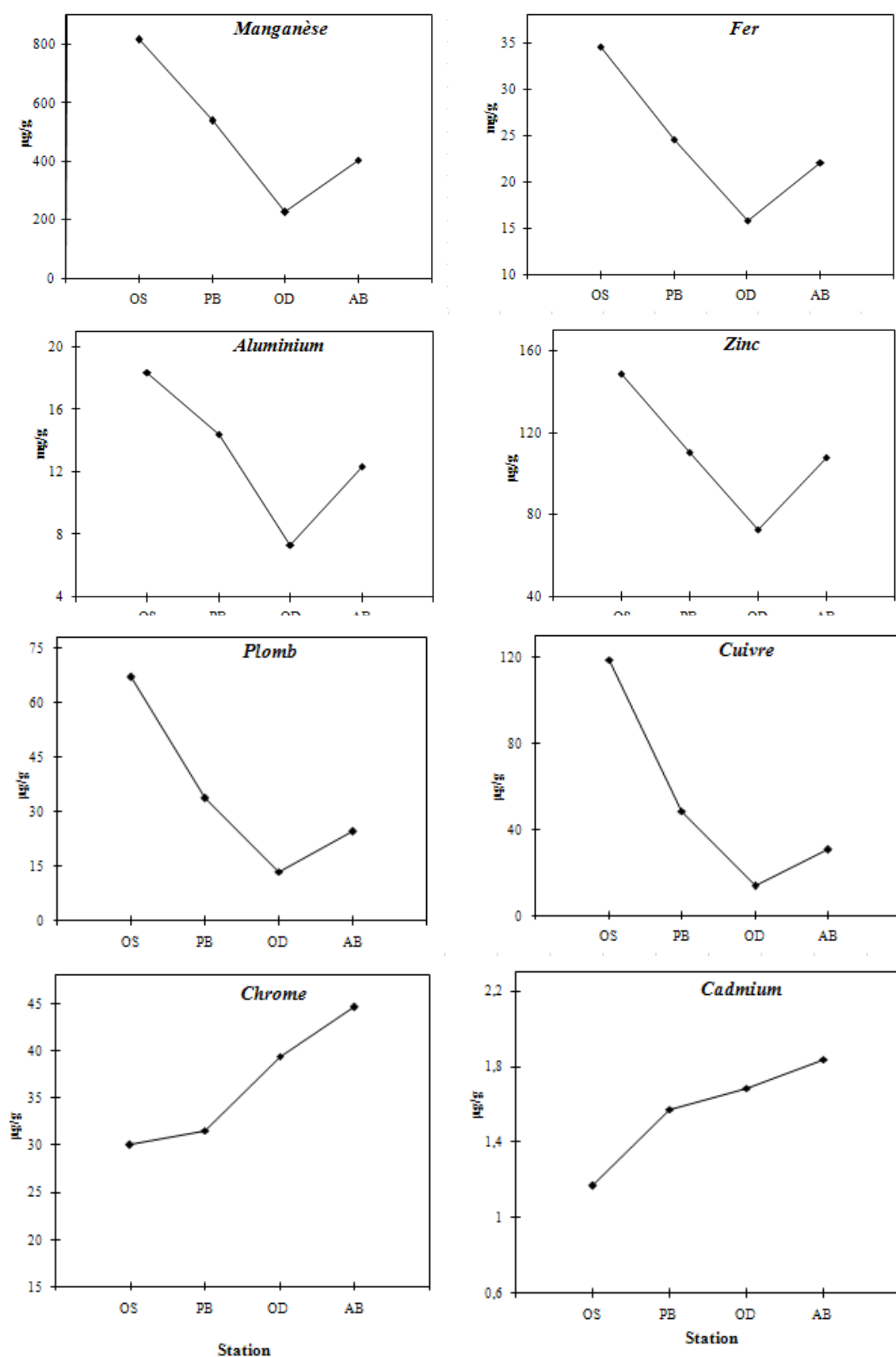


Fig. IV.1 : Profils longitudinaux des teneurs moyennes en métaux lourds des sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

Cependant, nous avons noté pour les quatre stations choisies, des fluctuations irrégulières dans le temps de la teneur en cadmium des sédiments. Les plus fortes valeurs ont été enregistrées au mois de décembre. Ces valeurs varient entre 4,5 et 5 µg/g.

Tableau IV.1 : Variation des teneurs en métaux lourds des sédiments de la station OS.

<i>Métal</i>	<i>Minimum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Coeff. Variation</i>
<i>Mn (µg/g)</i>	515,0	816,1	1360,0	268,8	32,9
<i>Fe (mg/g)</i>	27,3	34,6	41,7	4,6	13,4
<i>Al (mg/g)</i>	11,6	18,4	22,7	3,7	20,2
<i>Zn ( µg/g)</i>	100,0	149,0	210,0	36,4	24,4
<i>Pb (µg/g)</i>	36,3	67,0	146,0	34,9	52,1
<i>Cu (µg/g)</i>	35,5	119,1	361,4	108,6	91,1
<i>Cr (µg/g)</i>	22,5	30,0	40,5	5,1	16,9
<i>Cd (µg/g)</i>	0,4	1,2	4,5	1,2	100,0

Tableau IV.2 : Variation des teneurs en métaux lourds des sédiments de la station PB.

<i>Métal</i>	<i>Minimum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Coeff. Variation</i>
<i>Mn (µg/g)</i>	335,0	538,9	780,0	120,9	22,4
<i>Fe (mg/g)</i>	14,2	24,6	38,4	7,3	29,9
<i>Al (mg/g)</i>	10,4	14,4	19,3	2,5	17,0
<i>Zn ( µg/g)</i>	50,0	110,3	173,0	37,8	34,2
<i>Pb (µg/g)</i>	14,5	33,8	61,0	12,0	35,6
<i>Cu (µg/g)</i>	25,0	48,6	92,3	19,9	41,0
<i>Cr (µg/g)</i>	24,5	31,6	38,0	4,1	13,1
<i>Cd (µg/g)</i>	0,3	1,6	5,0	1,3	83,2

Tableau IV.3 : Variation des teneurs en métaux lourds des sédiments de la station OD.

<i>Métal</i>	<i>Minimum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Coeff. Variation</i>
<i>Mn (µg/g)</i>	130,0	226,4	310,0	63,6	28,1
<i>Fe (mg/g)</i>	8,8	15,9	26,9	5,2	32,7
<i>Al (mg/g)</i>	1,1	7,3	14,4	3,8	51,4
<i>Zn ( µg/g)</i>	20,0	72,6	110,0	28,1	38,7
<i>Pb (µg/g)</i>	2,3	13,5	22,0	5,9	43,7
<i>Cu (µg/g)</i>	5,5	13,9	32,8	8,1	58,2
<i>Cr (µg/g)</i>	21,0	39,4	67,0	11,8	30,1
<i>Cd (µg/g)</i>	0,6	1,7	4,9	1,2	72,2

Tableau IV.4 : Variation des teneurs en métaux lourds des sédiments de la station AB.

<i>Métal</i>	<i>Minimum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Coeff. Variation</i>
<i>Mn (µg/g)</i>	225,0	405,2	587,0	109,8	27,1
<i>Fe (mg/g)</i>	16,0	22,1	31,4	4,2	19,1
<i>Al (mg/g)</i>	7,1	12,4	19,0	4,1	33,4
<i>Zn ( µg/g)</i>	70,0	108,1	205,0	36,4	33,7
<i>Pb (µg/g)</i>	13,5	24,4	34,3	5,0	20,4
<i>Cu (µg/g)</i>	17,0	30,6	89,0	18,4	60,0
<i>Cr (µg/g)</i>	19,0	44,6	132,0	27,5	61,7
<i>Cd (µg/g)</i>	0,9	1,8	5,0	1,2	66,9

Par ailleurs, les teneurs enregistrées en chrome dans les sédiments de la station AB varient entre 19 et 132 µg/g, avec une moyenne de 45 µg/g ; alors qu'au niveau des autres stations la moyenne est inférieure à 40 µg/g.

Toutefois, les fortes teneurs en chrome, enregistrées au niveau de la station AB restent, dans l'ensemble, dans les normes si nous les comparons aux teneurs naturelles en ce métal des sédiments fluviaux, décrites dans la littérature et qui peuvent varier entre 11 et 90 µg/g (Boust 1981, BRGM/SGAL 1982). De plus, le chrome est un métal très répandu dans la croûte terrestre. Il s'y trouve à une concentration moyenne de 100 µg/g (Amiel 1959, Margaret *et al.* 1979).

Les teneurs en chrome relevées au niveau des sédiments de la station OD sont généralement, assez supérieures aux valeurs enregistrées au niveau des stations OS (22,5 à 40,5 µg/g) et PB (24,5 à 38,0 µg/g), et qui sont relativement stables dans le temps et ne présentent pas de différences significatives entre elles.

Ces fortes teneurs relevées au niveau des sédiments de la station OD, nous amènent à supposer que les rejets de la ville de Khémisset contribuent à l'enrichissement des sédiments de l'oued D'kor par le chrome. Cet enrichissement est probablement dû aux rejets d'une unité de traitement de cuir, installée dans cette ville, utilisant le chrome comme produit de base pour le tannage des peaux.

Toutefois, cet argument reste à vérifier, car au niveau des sédiments de la station AB qui est située juste après la confluence de l'oued D'kor avec l'oued Beht, les teneurs en chrome sont parfois plus fortes que celles de la station OD.

En revanche, les teneurs en chrome relevées au niveau des sédiments des stations étudiées ne sont probablement dues qu'à la nature géologique du bassin versant de l'oued Beht. Pour vérifier ceci, nous avons décidé d'étudier des carottes effectuées dans le bassin versant de l'oued Beht, puisque les renseignements sur l'évolution verticale des teneurs en métaux d'un sédiment permettent de connaître l'origine (anthropogénique ou lithogénique) de ces métaux (Prohic et Juracic 1989).

L'absence de variations verticales significatives des teneurs en métaux indique qu'il n'existe pas d'apports récents et par suite les teneurs relevées correspondent aux apports naturels. Par contre, l'existence d'une telle variation après un long palier montrant des concentrations plus ou moins constantes, montre l'existence de nouveaux apports métalliques qui sont attribués aux activités anthropiques.



Trois carottes ont été prélevées en juin 1994, une sur l'oued D'kor au niveau de la station OD et les deux autres au niveau des stations OS et PB de l'oued Beht.

Chaque carotte avait une longueur de 28 cm et un diamètre de 10 cm. Elles ont été découpées en tranches de 4 cm d'épaisseur. Sur chaque tranche nous avons dosé le chrome. Les résultats de ces dosages sont portés par le tableau IV.5.

Tableau IV.5 : Variations verticales des teneurs ( $\mu\text{g/g}$ ) en chrome des sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

<i>Profondeur en cm (couche)</i>	<b>OS</b>	<b>PB</b>	<b>OD</b>
<b>0 - 4</b>	35,3	29,0	38,0
<b>4 - 8</b>	32,3	22,3	40,0
<b>8 - 12</b>	31,0	23,0	39,0
<b>12 - 16</b>	36,8	24,8	37,5
<b>16 - 20</b>	36,0	23,5	40,0
<b>20 - 24</b>	35,3	29,8	39,5
<b>24 - 28</b>	34,1	23,5	36,0

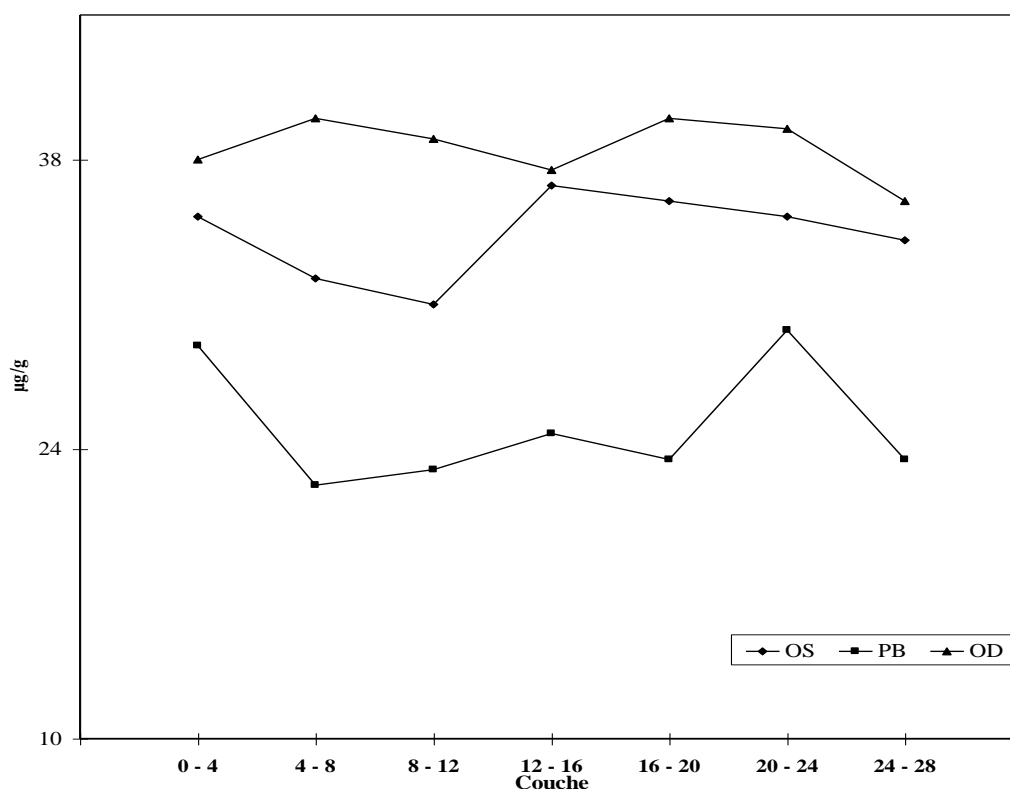


Fig. IV.2 : Evolutions des teneurs en chrome du sommet au fond des carottes prélevées au niveau des stations OS, PB et OD.

L'analyse de la figure IV.2 montre que les sédiments de l'oued D'kor sont légèrement plus riches en chrome que les sédiments des stations OS et PB de l'oued Beht.

D'un autre côté, elle montre que les concentrations de chrome ne présentent pas de variations verticales notables surtout pour les sédiments de la carotte prélevée au niveau de la station OD. Ce qui montre que l'existence du chrome dans les sédiments de l'oued D'kor n'est pas due aux apports récents. Les teneurs en chrome relevées au niveau des sédiments de ce cours d'eau correspondent donc aux apports lithogéniques et non pas aux apports anthropogéniques (tannerie de Khémisset, ...).

## I-5) Traitement des données

### I-5-1) Analyse en composantes principales

Afin de déterminer les relations géochimiques existant entre les paramètres analysés, l'ensemble des données analytiques concernant les métaux étudiés, a été soumis à une analyse en composantes principales.

Les résultats de cette analyse mathématique ont montré que les trois premières composantes principales ( $F_1$ ,  $F_2$  et  $F_3$ ) totalisent 78 % de l'information avec des pourcentages d'inertie respectivement de 52 ; 14,8 et 11,2 %. Les autres composantes principales ( $F_4$ ,  $F_5$ , ...) ont une faible contribution par rapport à l'inertie totale et ne seront pas pris en considération dans la figure IV.3.

Ces résultats qui sont présentés par la figure IV.3 et le tableau IV.6 permettent de regrouper les métaux étudiés dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht en deux groupes :

Tableau IV.6 : Matrice de corrélations totale des métaux des sédiments du Bassin versant de l'oued Beht

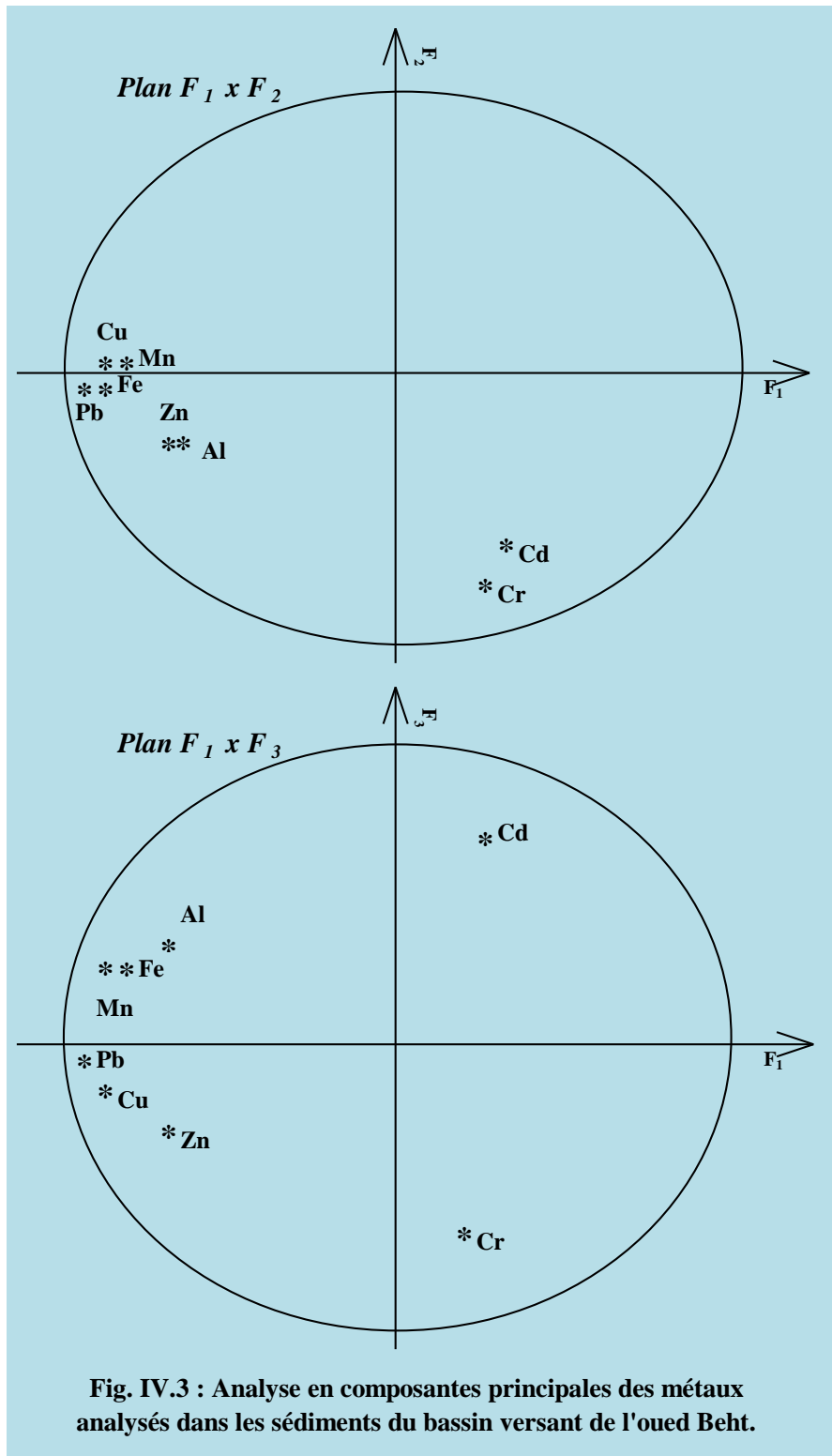
( $n = 52$ ,  $\alpha_c = 95 \%$ ,  $R_c = 0,27$ ).

	Mn	Fe	Al	Zn	Cu	Pb	Cr	Cd
Mn	1,00							
Fe	0,68	1,00						
Al	0,64	0,62	1,00					
Zn	0,53	0,56	0,40	1,00				
Cu	0,65	0,57	0,39	0,55	1,00			
Pb	0,78	0,70	0,56	0,62	0,92	1,00		
Cr	-0,22	-0,23	-0,02	0,06	-0,17	-0,13	1,00	
Cd	-0,18	-0,15	-0,03	-0,15	-0,21	-0,15	0,20	1,00

#### Groupe I :

Ce groupe comprend le fer, l'aluminium, le manganèse, le cuivre, le plomb et le zinc qui présentent dans l'ensemble les mêmes profils longitudinaux. Ces métaux corréleront plus ou moins significativement entre eux et corréleront négativement avec l'axe 1. Ceci montre que les processus d'accumulation de ces métaux dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht peuvent être considérés comme liés entre eux.

L'existence d'une corrélation importante entre le fer, le manganèse et l'aluminium est habituelle étant donné que les oxydes de ces trois métaux constituent l'une des plus importantes phases constitutives des sédiments.



De plus, le comportement chimique du cation manganèse est semblable à celui du fer et il se trouve fréquemment avec celui - ci (McNeely *et al.* 1980).

D'un autre côté, le cuivre et le plomb qui sont communément utilisés par plusieurs industries, corrént de façon très significative entre eux ( $r = 0,92$ ) dans les sédiments de l'oued Beht et les sédiments de l'oued D'kor. Ceci est en accord avec les bonnes corrélations trouvées dans les sédiments de l'oued Boufekrane qui traverse la ville de Meknès ( $r = 0,88$ ) (Saadallah 1991) et dans les sédiments de l'oued Bouregreg entre Rabat et Salé ( $r = 0,91$ ) (Cheggour 1988).

Ce résultat reflète bien, que les processus d'accumulation de cuivre dans les sédiments fluviaux marocains sont assez identiques à ceux relatifs au plomb. Cette analogie n'a pas été retrouvée lors d'une étude récente sur des sédiments marins (El Moumni et Monaco 1992) qui sont soumis à certains facteurs très différents de ceux des sédiments fluviaux.

### Groupe II :

Comprend le cadmium et le chrome qui corrélaient négativement avec la deuxième composante principale ( $F_2$ ). Le cadmium corrélaient toutefois, positivement avec la troisième composante principale ( $F_3$ ), alors que le chrome corrélaient négativement avec cette dernière composante. Ce qui montre que ces deux métaux ne corrélaient pas de façon significative entre eux. Le coefficient de corrélation est assez faible (0,20).

Par ailleurs, il est à signaler que ces deux métaux ne présentent pas de corrélations significatives ni avec les autres métaux (groupe I) ( $r < 0,24$ ) ni avec les paramètres physico-chimiques déterminés dans les sédiments. Il semble donc, que le transport et les processus d'accumulation du cadmium et du chrome, dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht, sont indépendants de ceux relatifs aux autres métaux et des caractéristiques physico-chimiques des sédiments.

### I-5-2) Analyse factorielle des correspondances

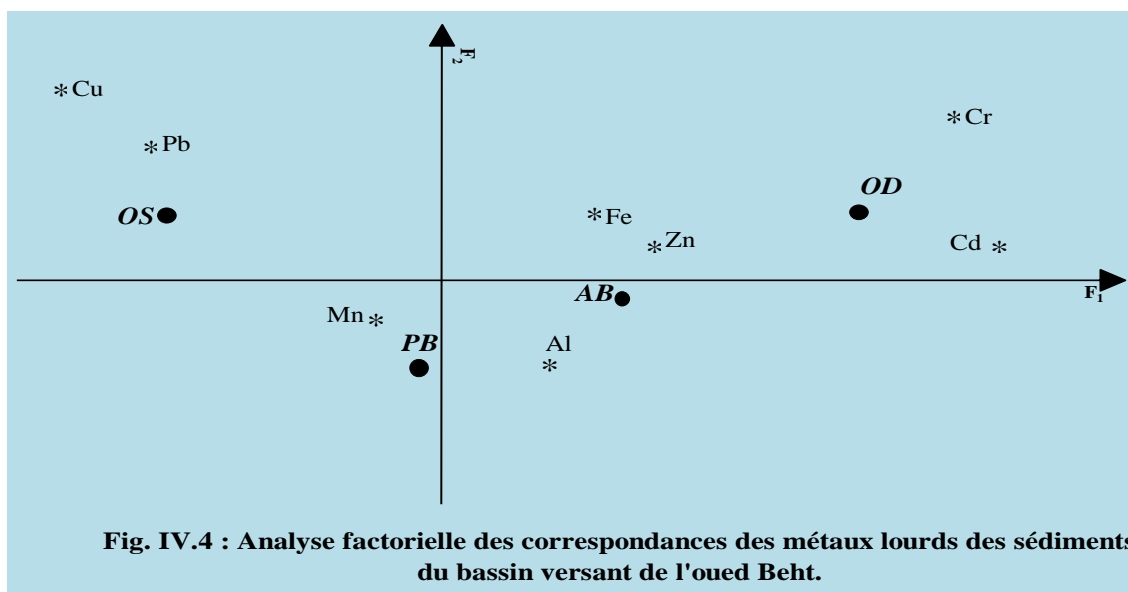
Dans le but de réaliser une approche de synthèse des résultats de l'étude des métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht, et de déterminer les relations qui peuvent exister entre les stations et les métaux étudiés, nous avons effectué une analyse factorielle des correspondances.

D'un autre côté, pour éliminer le facteur temps qui n'a pas un grand effet sur la variation des teneurs en métaux dans les sédiments étudiés, cette analyse statistique a été effectuée sur les données relatives aux moyennes calculées dans le temps, pour chaque station et chaque métal.

Les résultats de cette analyse factorielle des correspondances des métaux des sédiments du bassin versant de l'oued Beht sont reportés sur la figure IV.4, qui représente le plan formé par les deux premiers axes factoriels  $F_1$  et  $F_2$ . L'axe  $F_1$ , qui décrit les stations, explique 94 % de la variance et l'axe  $F_2$  en explique 5 %, soit, pour les deux axes, environ la totalité de la variance.

Sur la figure IV.4 les stations OS et PB, qui sont situées en amont de l'oued Beht, sont situées du côté négatif de l'axe  $F_1$  ; par contre la station OD, qui représente l'oued D'kor, est située du côté positif de cet axe. La station AB, dont les sédiments sont constitués par un mélange des particules sédimentaires venant de l'oued D'kor et celles venant de l'amont de l'oued Beht, occupe, sur la figure IV.4, une situation intermédiaire, entre la station OD et les stations (OS et PB) situées en amont de l'oued Beht.

Cette répartition des stations étudiées, selon les métaux lourds, ressemble à celle trouvée selon les paramètres physico-chimiques, dans la deuxième partie de ce document. Il ressort de cette répartition que les processus d'accumulation des métaux dans les sédiments déposés en amont de l'oued Beht sont relativement différents de ceux dans les sédiments de l'oued D'kor.



Par ailleurs, il semble d'après les résultats de l'analyse factorielle des correspondances (Fig. IV.4) que les sédiments de l'oued D'kor, qui sont riches en calcium et en carbonates, sont caractérisés par de fortes teneurs en cadmium et en chrome. Cependant, les sédiments déposés en amont de l'oued Beht, au niveau des stations OS et PB, sont pauvres en cadmium et en chrome et sont riches en plomb, en cuivre et en manganèse.

## I-6) Evaluation du degré de contamination métallique des sédiments

### I-6-1) Recherche des teneurs naturelles

Comme nous l'avons mentionné dans la première partie de ce document, les teneurs naturelles ou standards en métaux lourds, présentes dans les sédiments supposés non pollués, dépendent de nombreux paramètres. Ceci rend préférable la détermination d'une référence locale, caractéristique du bassin versant considéré. Ce qui n'est malheureusement pas le cas lors de l'étude de la pollution métallique des sédiments du bassin versant de l'oued Beht, où il faut déterminer pour chaque métal, plusieurs teneurs naturelles. En effet, l'étude des caractéristiques physico-chimiques des sédiments de ce bassin a montré que les propriétés de ces sédiments dépendent du lieu de prélèvement. Ce qui nous a obligé à déterminer des teneurs naturelles relatives à chaque station de prélèvement du bassin versant de l'oued Beht.

La détermination de ces teneurs naturelles caractéristiques des stations de prélèvement a été faite par ailleurs, selon la méthode de carottage. Cette dernière semble très intéressante dans la mesure où elle permet de diminuer considérablement le nombre de prélèvement et d'analyse et donc le coût de l'étude. Ce qui n'est pas le cas des méthodes précédemment citées dans la première partie.

Les carottages ont été réalisés en juin 1994 au niveau de chaque station de prélèvement (OS, PB, OD et AB) à l'aide d'un carottier de 10 cm de diamètre. Dans la tranche, située à une profondeur de 28 cm de chaque carotte, nous avons dosé, après minéralisation, le chrome, le zinc, le cuivre, le manganèse, le fer et le plomb. Toutefois, pour des raisons techniques, le cadmium et l'aluminium n'ont pas été dosés.

Les résultats des mesures effectuées, qui peuvent être considérés comme des teneurs naturelles des sédiments non pollués de chaque station d'étude, sont mentionnés dans le tableau IV.7.

Tableau IV.7 : Teneurs naturelles en métaux lourds des sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

<i>Station</i>	<i>Cr (µg/g)</i>	<i>Zn (µg/g)</i>	<i>Cu (µg/g)</i>	<i>Mn (µg/g)</i>	<i>Fe (mg/g)</i>	<i>Pb (µg/g)</i>
<b>OS</b>	35,6	145,0	59,1	755,0	28,2	39,4
<b>PB</b>	25,6	81,7	59,8	463,3	19,1	24,7
<b>OD</b>	38,5	55,0	11,9	135,0	14,9	5,1
<b>AB</b>	33,0	68,0	35,2	300,2	17,0	14,9

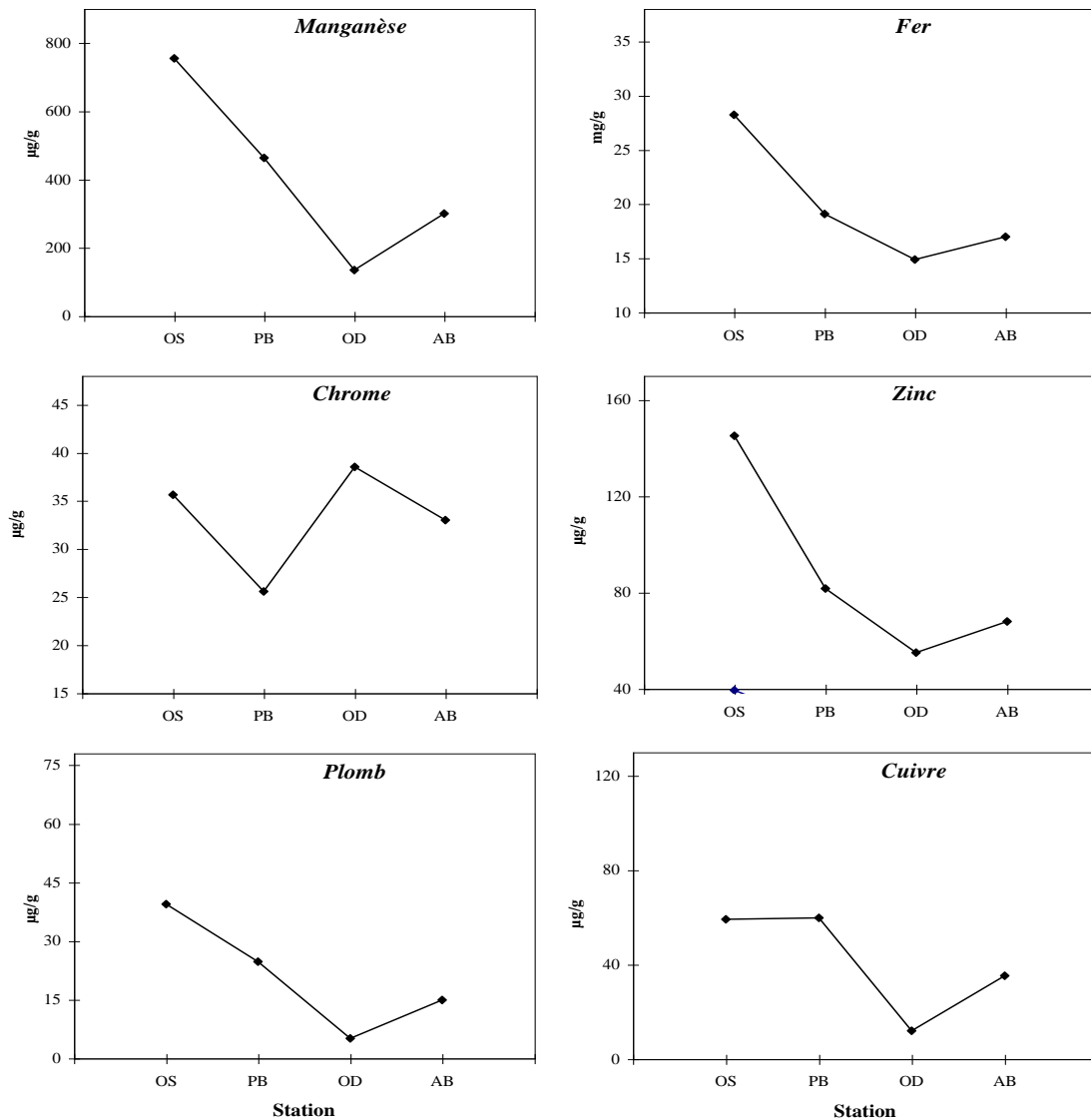


Fig. IV.5 : Profils longitudinaux des teneurs naturelles en métaux lourds des sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

Ces teneurs naturelles ou de références seront utilisées ci-dessous pour la détermination des facteurs de contamination des sédiments par les métaux lourds.

Signalons d'un autre côté, que les profils longitudinaux des teneurs naturelles (Fig. IV.5) en métaux lourds (à l'exception du chrome) présentent des allures, relativement identiques aux allures des profils longitudinaux des teneurs moyennes (Fig. IV.1) de ces métaux. Il semble, d'après cette constatation, que le pouvoir d'accumulation dans le temps de ces métaux lourds par les sédiments du bassin versant est relativement le même pour toutes les stations.

### I-6-2) Elaboration d'un indice de pollution

Le degré de contamination des sédiments par les métaux lourds peut être évalué à partir de données brutes, par comparaison à des valeurs de référence qui correspondent à une appréciation des teneurs naturelles. Pour l'élaboration de cet indice de pollution, différentes méthodes sont proposées, toutes intéressantes, mais aucune ne semble assez générale, compte tenu des objectifs propres à chaque étude (BRGM/SGAL 1982).

Cependant, pour situer les stations les unes par rapport aux autres, nous avons déterminé pour chaque site de prélèvement un facteur de contamination ou d'enrichissement ( $F_i$ ) pour chaque métal analysé.

$F_i$  est défini comme étant le rapport de la teneur ( $X_i$ ) en métal  $i$  sur la teneur naturelle ( $T_i$ ) relative au même métal  $i$  :

$$F_i = \frac{X_i}{T_i} \times 100$$

Ce facteur de contamination ( $F_i$ ) est généralement supérieur à 100 ; mais lorsqu'il ne l'est pas, il indique soit une dilution supplémentaire de la composante argileuse par le quartz, soit une erreur analytique (BRGM/SGAL 1982).

Par ailleurs, si l'on admet comme approximation, que tous les métaux analysés possèdent un même pouvoir contaminant, on peut calculer un indice moyen ( $I_j$ ) qui représente la moyenne arithmétique des facteurs  $F_i$  correspondant à la station  $j$  :

$$I_j = \frac{\sum F_i}{n} \quad \text{avec } n : \text{nombre de métaux considérés}$$

Cette démarche permet de caractériser globalement les différentes stations, notamment pour les pollutions polymétalliques qu'il est parfois difficile de mettre en valeur par la simple observation de valeurs particulières.

### I-6-3) Facteurs de contamination

Si nous considérons pour chaque métal  $i$  et chaque station  $j$  les teneurs moyennes (Tableaux IV.1 à IV.4) calculées à partir des résultats analytiques obtenus lors des treize campagnes de prélèvement effectuées sur les sédiments du bassin versant de l'oued Beht, nous obtenons les résultats donnés par le tableau IV.8.

Signalons par ailleurs, que pour les stations références, supposées naturelles, les facteurs de contamination ( $F_i$ ) et les indices de pollution moyens ( $I_j$ ) se retrouvent répartis autour de l'indice 100 et pour les teneurs plus élevées, cet indice avoisine 200. Au-delà de ce seuil, on pourra estimer que le milieu est soumis à un début de contamination.

L'analyse du tableau IV.8, montre que les facteurs de contamination relatifs au chrome, au zinc, au manganèse et au fer des sédiments des quatre stations étudiées (OS, PB, OD et AB) sont voisines de 100. Ceci nous permet de dire que le bassin versant de l'oued Beht peut être considéré comme un milieu non pollué par ces quatre métaux.

Tableau IV.8 : Facteurs de contamination ( $F_i$ ) relatifs aux métaux lourds et indices de pollution moyens ( $I_j$ ) des différentes stations de prélèvement du bassin versant de l'oued Beht.

Station	Cr ( $\mu\text{g/g}$ )	Zn ( $\mu\text{g/g}$ )	Cu ( $\mu\text{g/g}$ )	Mn ( $\mu\text{g/g}$ )	Fe ( $\text{mg/g}$ )	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )	$I_j$
<b>OS</b>	84,3	102,8	201,5	108,1	122,6	170,2	<b>131,6</b>
<b>PB</b>	123,4	135,1	81,3	116,3	128,9	137,2	<b>120,4</b>
<b>OD</b>	102,4	132,0	116,5	167,7	106,8	265,1	<b>148,4</b>
<b>AB</b>	135,2	158,9	87,0	135,0	130,3	164,2	<b>135,1</b>

Cependant, il semble que le secteur situé en amont de ce bassin versant, au niveau de la station OS, connaît une légère pollution par le cuivre. En effet, le facteur de contamination par le cuivre des sédiments de cette station est de l'ordre de 201.

Toutefois, le secteur situé en aval de cette station (stations PB, OD et AB) ne connaît pas cette pollution par le cuivre; les facteurs de contamination par ce métal des sédiments sont inférieurs à 116.

Par ailleurs, il est à signaler que les facteurs de contamination par le plomb des sédiments (tableau IV.8), calculés pour chaque station de prélèvement, montrent que le bassin versant de l'oued Beht pourrait être considéré comme un milieu pollué par le plomb. En revanche, cette pollution est relativement plus importante au niveau de la station OD, qui représente l'oued D'kor, qu'au niveau des stations situées sur l'oued Beht. En effet, les facteurs de contamination par le plomb, des sédiments déposés dans l'oued Beht, sont compris entre 137 et 170; alors que ce facteur relatif aux sédiments de l'oued D'kor est de l'ordre de 265.

Cette constatation nous amène à penser que la ville de Khémisset déverse dans l'oued D'kor des quantités assez importantes de plomb qui se sont progressivement accumulées dans les sédiments de ce cours d'eau, au niveau de la station OD.

Signalons par ailleurs, que le facteur de contamination des sédiments de l'oued D'kor, trouvé ci-dessus, n'est pas très inquiétant pour l'instant. Mais, malgré ceci, il s'impose dès maintenant, l'adoption des mesures adéquates pour limiter le déversement du plomb dans ce cours d'eau, pour ne pas arriver dans le futur, à une situation plus dangereuse.



D'un autre côté, pour situer les stations étudiées les unes par rapport aux autres, selon une échelle de pollution polymétallique, nous avons calculé pour chaque station l'indice de pollution moyen ( $I_j$ ). Ces indices, qui sont reportés dans le tableau IV.8, montrent qu'ils varient entre 120 et 148. Suivant les valeurs de ces indices, nous pouvons classer les stations étudiées selon l'ordre de pollution polymétallique suivant :

$$PB < OS < AB < OD$$

Il semble donc, que globalement l'oued D'kor qui draine les eaux usées de la ville de Khémisset connaît une certaine pollution de ses sédiments, par les métaux lourds; et cette pollution est relativement plus importante que celle des sédiments de l'oued Beht (stations OS, PB et AB).

L'utilisation des indices de pollution  $I_j$  et les facteurs de contamination  $F_i$  est un outil très important, pour l'évaluation de degré de contamination des sédiments des milieux aquatiques par les métaux lourds. En effet, le classement des stations par ordre croissant de pollution globale, par les métaux lourds, établi ci-dessus, ainsi que la caractérisation dans cette partie de la pollution de l'oued D'kor par le plomb n'ont pas pu être mises en évidence par l'analyse des profils longitudinaux des teneurs moyennes des métaux étudiés, ou par observation des valeurs particulières.

### **I-7) Prédiction des concentrations des métaux lourds**

Il a été montré par plusieurs études, que les teneurs en métaux lourds des sédiments des milieux aquatiques dépendent essentiellement des caractéristiques physico-chimiques du milieu et que ces derniers sont les principaux facteurs qui gouvernent la distribution de ces métaux entre la phase dissoute et les phases solides.

De même, rappelons que nous avons déjà montré, au cours de ce chapitre, à l'aide de l'analyse en composantes principales et l'analyse factorielle des correspondances, que les variations des teneurs en métaux lourds étudiés sont liées aux paramètres physico-chimiques des sédiments du bassin versant de l'oued Beht. Toutefois, l'utilisation de ces deux méthodes d'analyse statistique est limitée, étant donné qu'elle ne permet pas l'établissement des modèles prédictifs.

Cela nous a amené à penser qu'il serait intéressant d'effectuer une étude comparative, des performances de deux méthodes de modélisation utilisées pour la prédiction des concentrations des métaux lourds, à partir des paramètres physico-chimiques des sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

Les deux méthodes de modélisation utilisées dans la présente étude sont la régression linéaire multiple et les réseaux de neurones artificiels (formels). L'originalité de ce travail réside dans l'application de ces deux méthodes de modélisation, surtout les réseaux de neurones, dans la prédiction de la concentration des métaux lourds dans les sédiments fluviaux marocains, à partir d'un certain nombre de paramètres physico-chimiques.

Signalons par ailleurs, que les métaux lourds, dont les concentrations dans les sédiments sont à prédire dans cette partie, sont : le cuivre, le chrome, le cadmium et le plomb.

### 1-7-1) Base de données

Les données utilisées, dans le cadre de cette partie, sont celles relatives à l'analyse des échantillons de sédiment prélevés lors des treize campagnes mensuelles, effectuées au niveau des quatre stations (OS, PB, OD et AB) du bassin versant. Ces données sont donc relatives à 52 échantillons (observations).

Les variables indépendantes sont les caractéristiques physico-chimiques déterminées dans ces échantillons de sédiment : les matières organiques (MO), la teneur en eau (TE), la fraction fine (FF), le pH, le carbone organique (C), le phosphore total (P) et les carbonates ( $\text{CaCO}_3$ ). Par ailleurs, du fait que les teneurs en matières en suspension peuvent avoir une influence sur les concentrations des métaux lourds dans les sédiments, cette variable a été aussi utilisée comme une variable indépendante. Au total nous avons donc choisi huit variables indépendantes (explicatives ou prédicteurs).

Les variables dépendantes (à expliquer ou à prédire), qui sont en nombre de quatre, sont les teneurs en métaux lourds (Cd, Cr, Cu et Pb) des sédiments.

### 1-7-2) Mise en forme des données

Les données d'entrée (variables indépendantes) sont des valeurs brutes non transformées. Elles ont des ordres de grandeurs très différents selon les variables. Afin d'uniformiser les échelles de mesures, ces données sont converties en variables standardisées. En effet, les valeurs  $X(i)$  de chaque variable indépendante ( $i$ ) ont été standardisées par rapport à sa moyenne et son écart-type suivant la relation :

$$X_s(i) = \frac{(X(i) - X_m(i))}{\sigma_x(i)}$$

Avec  $X_s(i)$  : valeurs standardisées relatives à la variable  $i$ ,

$X(i)$  : valeurs brutes relatives à la variable  $i$ ,

$X_m(i)$  et  $\sigma_x(i)$  valeurs moyenne et écart-type relatives à la variable  $i$ .

La standardisation des valeurs relatives à toutes les variables a pour but d'éviter des calculs d'exponentielles très grandes ou très petites et de limiter l'augmentation de la variance avec la moyenne.

Les valeurs correspondantes aux variables dépendantes ont été également normalisées dans l'intervalle  $[0, 1]$  pour s'adapter aux exigences de la fonction de transfert utilisée par les réseaux de neurones (fonction sigmoïde). Cette normalisation a été effectuée suivant la relation :

$$Y_n = \frac{(Y - Y_{\min})}{(Y_{\max} - Y_{\min})}$$

Avec  $Y_n$  : valeurs normalisées,

$Y$  : valeurs originales,

$Y_{\min}$  : valeur minimale,

$Y_{\max}$  : valeur maximale.

### 1-7-3) Techniques de modélisation

Afin de comparer les résultats obtenus avec la régression linéaire multiple et le réseau de neurones, une première application a été réalisée sur l'ensemble des données relatives aux 52 échantillons. Dans une deuxième étape, pour justifier la qualité prédictive des modèles, les mêmes techniques ont été appliquées sur un jeu de données relatives à 40 échantillons tirés d'une manière aléatoire, parmi les 52 échantillons de départ. La validité et la performance de la prédiction de ces modèles ont été testées sur un jeu de données composé des 12 échantillons restants, qui n'ont pas participé à l'apprentissage des modèles.

### 1-7-4) Résultats et discussion

#### 1-7-4-1) Régression linéaire multiple

Pour déterminer les relations entre chaque métal déterminé et les différents paramètres physico-chimiques dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht, nous avons utilisé l'analyse par régression linéaire multiple à l'ensemble des données. L'analyse par cette méthode consiste à trouver les teneurs en un métal donné en fonction de toutes les variables indépendantes qui sont les caractéristiques physico-chimiques (fonction polynomiale).

Cependant, nous avons aussi choisi de chercher seulement un ensemble de variable qui donne une reconstitution presque aussi satisfaisante pour les variables à expliquer. Cette méthode s'appelle la régression linéaire multiple progressive ou pas à pas (Stepwise).

Les objectifs d'une telle démarche sont multiples : économiser le nombre de prédictors, obtenir des formules assez simples, stables et d'un bon pouvoir prédictif en éliminant des variables redondantes qui augmentent le facteur d'inflation de la variance, c'est-à-dire qui apportent peu d'information dans le modèle linéaire (Saporta 1990).

En réalisant l'analyse par la régression linéaire multiple avec la totalité des variables nous avons obtenu les équations 1, 2, 3 et 4 relatives respectivement au cadmium, au chrome, au cuivre et au plomb.

$$\text{Cd} = 0,242 \text{ MO} - 0,447 \text{ TE} + 0,414 \text{ FF} + 0,075 \text{ pH} - 0,034 \text{ MES} + 0,244 \text{ CaCO}_3 - 0,147 \text{ C} + 0,271 \text{ P} \quad (1)$$

$$\{ r^2 = 0,262 - df(8, 43) = 1,903 - p = 0,084 \}$$

$$\text{Cr} = 0,243 \text{ MO} + 0,001 \text{ TE} - 0,280 \text{ FF} - 0,040 \text{ pH} - 0,067 \text{ MES} + 0,158 \text{ CaCO}_3 + 0,156 \text{ C} + 0,742 \text{ P} \quad (2)$$

$$\{ r^2 = 0,816 - df(8, 43) = 23,901 - p < 0,001 \}$$

$$\text{Cu} = -0,633 \text{ MO} - 0,579 \text{ TE} + 0,393 \text{ FF} - 0,408 \text{ pH} - 0,023 \text{ MES} - 0,741 \text{ CaCO}_3 + 0,214 \text{ C} + 0,428 \text{ P} \quad (3)$$

$$\{ r^2 = 0,533 - df(8, 43) = 6,123 - p < 0,001 \}$$

$$\text{Pb} = -0,577 \text{ MO} - 0,483 \text{ TE} + 0,291 \text{ FF} - 0,310 \text{ pH} - 0,176 \text{ MES} - 0,908 \text{ CaCO}_3 + 0,271 \text{ C} + 0,467 \text{ P} \quad (4)$$

$$\{ r^2 = 0,599 - df(8, 43) = 8,028 - p < 0,001 \}$$

Avec  $r^2$  : coefficient de détermination,

$df(i, j)$  : indique le nombre (i) de variables prises par le modèle et le nombre (j) de degré de liberté,

$p$  : indique la probabilité.

Les modèles relatifs au chrome (2), au cuivre (3) et au plomb (4) sont hautement significatifs, du fait que leurs probabilités sont inférieures à 0,001. Toutefois, le modèle relatif au cadmium est non significatif à une valeur de 95 %; sa probabilité (0,084) est supérieure à 0,05. Ce dernier modèle n'explique que 26 % de la variance ( $r^2 = 0,26$ ).

Le modèle (2) qui relie les teneurs en chrome à toutes les variables indépendantes semble le plus performant, par rapport aux trois autres modèles (1), (3) et (4) qui expliquent respectivement les teneurs en cadmium, en cuivre et plomb. En effet, le coefficient de détermination entre les teneurs observées en chrome et les teneurs en ce métal calculées à partir du modèle (2) est plus important  $r^2 = 0,82$  ; alors que pour le cadmium, le cuivre et le plomb les coefficients de détermination sont respectivement 0,26 ; 0,53 et 0,60.

Notons par ailleurs, que les signes des coefficients du modèle relatif à la teneur en cuivre, équation (3), sont analogues à ceux du modèle, équation (4), qui décrit les teneurs en plomb. Pour ces deux modèles, les coefficients relatifs aux variables (MO, TE,  $\text{CaCO}_3$ , pH et MES) sont négatifs ; alors que ceux relatifs aux trois autres variables (FF, C et P) sont positifs. Cette analogie des signes des coefficients est probablement due au fait que les teneurs observées en cuivre sont fortement corrélées aux teneurs observées en plomb ; le coefficient de corrélation est de 0,92.

Par ailleurs, en utilisant l'analyse par la régression linéaire multiple pas à pas (Stepwise), nous avons obtenu les modèles (équations) suivants :

$$\text{Cd} = 0,295 \text{ FF} + 0,341 \text{ CaCO}_3 \quad (5)$$

$$\{ r^2 = 0,157 - df(2, 49) = 4,577 - p = 0,015 \}$$

$$\text{Cr} = -0,159 \text{ FF} + 0,194 \text{ C} + 0,864 \text{ P} \quad (6)$$

$$\{ r^2 = 0,792 - df(3, 48) = 61,044 - p < 0,001 \}$$

$$\text{Cu} = -0,447 \text{ MO} - 0,419 \text{ pH} - 0,492 \text{ CaCO}_3 \quad (7)$$

$$\{ r^2 = 0,404 - df(3, 48) = 10,844 - p < 0,001 \}$$

$$\text{Pb} = -0,577 \text{ MO} - 0,483 \text{ TE} + 0,291 \text{ FF} - 0,310 \text{ pH} - 0,176 \text{ MES} - 0,908 \text{ CaCO}_3 + 0,271 \text{ C} + 0,467 \text{ P} \quad (8)$$

$$\{ r^2 = 0,599 - df(8, 43) = 8,028 - p < 0,001 \}$$

Sur la figure IV.6 nous avons présenté des graphiques qui montrent les relations entre les teneurs observées et les teneurs estimées en cadmium, en chrome, en cuivre et en plomb respectivement par les modèles (5), (6), (7) et (8). Il semble, d'après cette figure, que le modèle (6) établi par la régression linéaire multiple pas à pas pour la prédiction des teneurs en chrome dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht, est le plus performant, comparativement aux autres modèles relatifs au cadmium, au cuivre et au plomb, établis par la même méthode.

En effet, le modèle (6) relatif au chrome explique près de 79 % de la variance ; alors que les autres modèles (5), (7) et (8) en expliquent respectivement 16, 40 et 60 %.

Par ailleurs, en modélisant avec la méthode de la régression linéaire multiple pas à pas, le modèle relatif au cadmium ne retient que deux variables indépendantes qui sont la fraction fine et les carbonates. Ce modèle ( $p = 0,015$ ) ainsi que ses coefficients, relatifs à ces deux variables indépendantes retenues, sont significatifs.

D'un autre côté, les modèles relatifs au chrome et au cuivre retiennent chacun trois variables qui sont la fraction fine, le carbone organique et le phosphore pour le chrome et la matière organique, le pH et les carbonates pour le cuivre. Ces deux modèles sont par ailleurs, hautement significatifs ( $p < 0,001$ ).

Toutefois, le modèle (8) relatif au plomb obtenu par la régression linéaire multiple pas à pas est décrit par les huit variables indépendantes. Il est analogue à celui trouvé par la même méthode utilisée avec toutes les variables (4). Les coefficients de la fraction fine (FF) et des matières en suspension (MES) dans ce modèle ne sont pas significatifs ( $p > 0,05$ ), bien que ce modèle lui-même soit hautement significatif.

Signalons d'un autre côté, que la présence d'une variable indépendante dans un modèle déterminé par la méthode progressive (pas à pas) n'est pas liée à une corrélation relativement importante entre cette variable et le métal en question (Tableau IV.9).

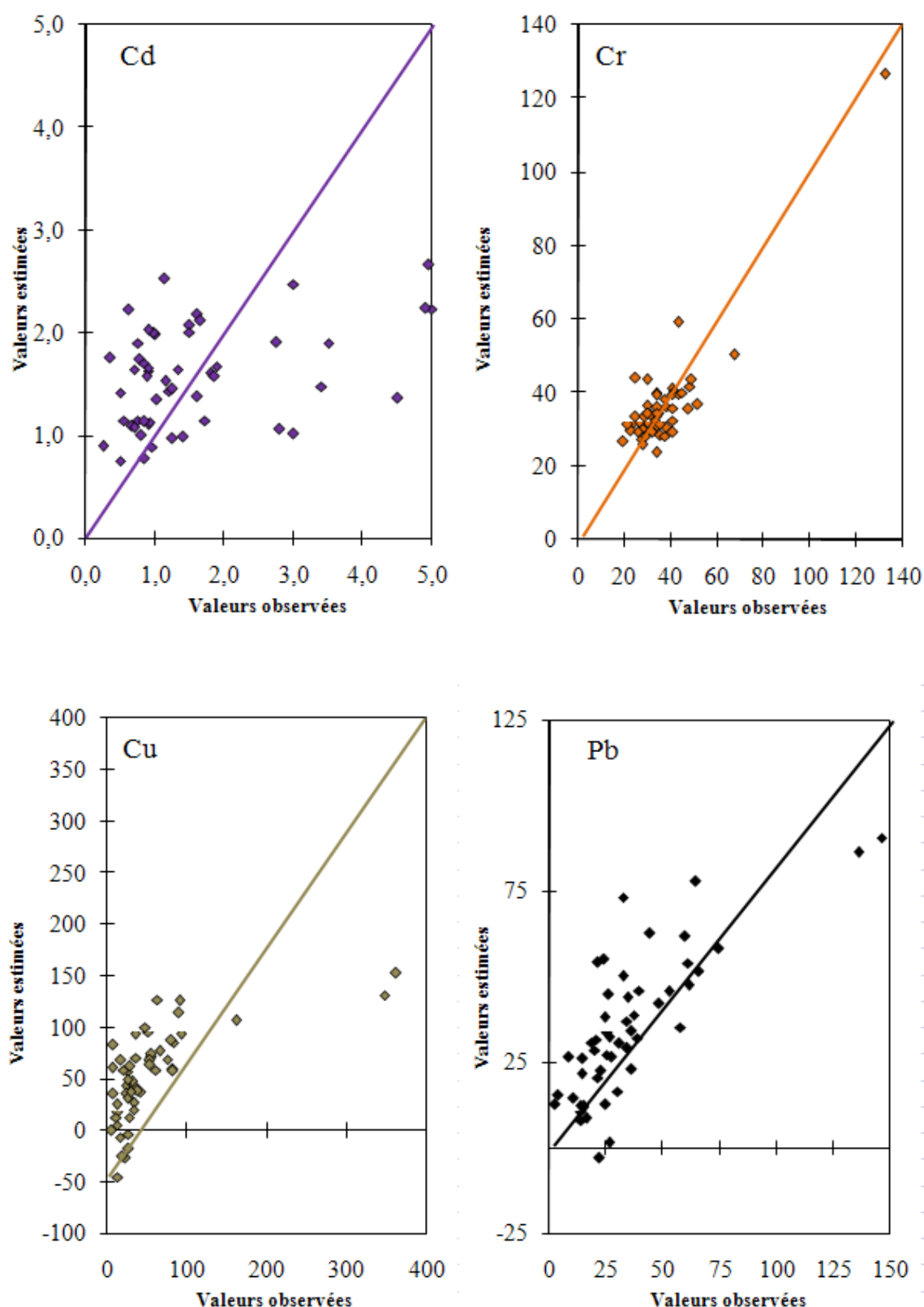


Figure IV.6 : Relations entre les teneurs observées en métaux lourds toxiques et les teneurs estimées par les modèles établis par la régression linéaire multiples pas à pas.

En effet, signalons à titre d'exemple, que dans le modèle (6) trouvé par la méthode pas à pas pour le chrome la fraction fine retenue, entre autres, ne corrèle pas d'une manière significative ( $r = 0,15$ ) avec les teneurs enregistrées en chrome. D'un autre côté, les variables telles que les matières organiques (MO) et la teneur en eau (TE), qui corréleront d'une manière plus importante que la fraction fine avec le chrome, ne sont pas sélectionnées par le modèle pas à pas pour ce métal.

D'après ceci, il semble difficile d'expliquer la présence d'une variable indépendante dans un modèle établi par la régression linéaire multiple, ainsi que la valeur et le signe du coefficient relatifs à cette variable.

Tableau IV.9 : Coefficients de corrélations entre les caractéristiques physico-chimiques (variables indépendantes) et les concentrations des métaux (variables dépendantes).

( $n=52$ ,  $\alpha_c = 0,05$  %,  $R_c = 0,27$ )

	Cd	Cr	Cu	Pb
MO	0,12	<b>0,33</b>	-0,13	0,02
TE	0,06	<b>0,46</b>	-0,18	-0,06
FF	0,22	0,15	-0,09	-0,01
pH	0,13	-0,18	<b>-0,37</b>	<b>-0,34</b>
MES	-0,15	-0,20	0,08	-0,07
C	-0,08	<b>0,34</b>	0,12	0,21
P	0,27	<b>0,87</b>	-0,18	-0,13
CaCO <sub>3</sub>	0,27	<b>0,38</b>	<b>-0,39</b>	<b>-0,52</b>

Par ailleurs, notons que par rapport à la régression linéaire multiple progressive (pas à pas), on constate que les modèles établis avec la totalité des variables améliorent faiblement le coefficient de détermination  $r^2$ . En effet, cette amélioration est de 10 % de la variance pour le cadmium, 13 % pour le cuivre, 2 % pour le chrome et nulle pour le plomb. Les variables supplémentaires retenues par les modèles (1 à 4) par rapport aux modèles pas à pas (5 à 8) apportent peu d'information. Presque la totalité des coefficients de ces variables supplémentaires sont non significatifs ( $p > 0,05$ ).

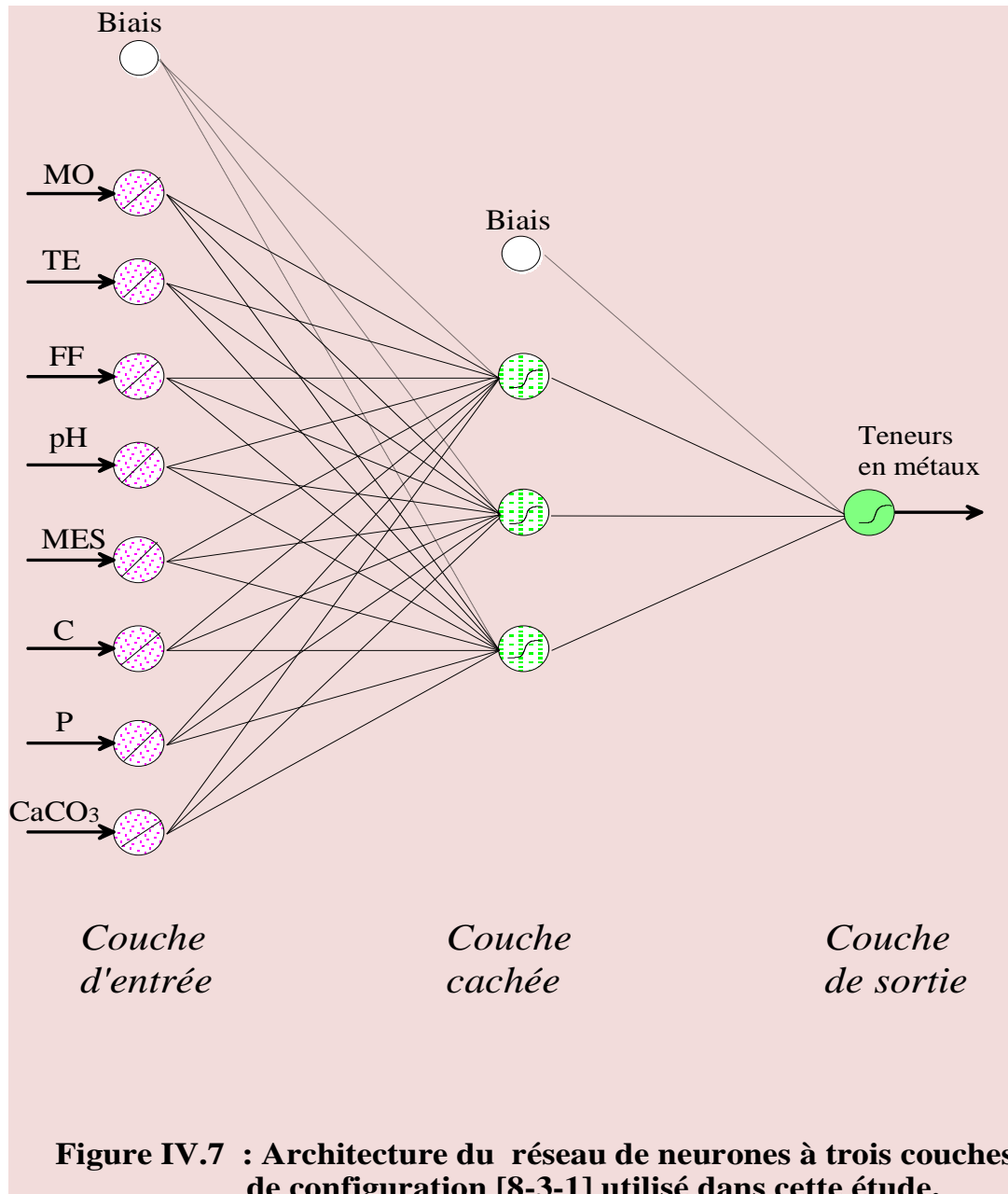
Les modèles établis par la méthode de la régression linéaire multiple progressive sont toutefois, limités et présentent des anomalies. En effet, les teneurs en cuivre et en plomb, calculées à l'aide de ces modèles relatifs à ces deux métaux, sont parfois négatives (Fig. IV.6).

#### 1-7-4-2) Réseau de neurones artificiels

Pour chercher la prédiction avec la méthode basée sur le principe des réseaux de neurones artificiels, nous avons utilisé l'algorithme de rétro-propagation du gradient de l'erreur (Rumelhart *et al.* 1986) avec trois couches (Fig. IV.7) :

- \* une couche d'entrée comportant huit neurones qui sont chargés de coder les huit variables indépendantes;
- \* une couche intermédiaire, comprenant trois neurones choisis pour optimiser les résultats en évitant les phénomènes de sur-apprentissage;
- \* une couche de sortie qui comprend un seul neurone pour la prédiction des variables dépendantes.

Les détails de cet algorithme de rétro-propagation sont exposés en annexe.



Les résultats, qui sont examinés après 200 itérations, sont présentés dans le tableau IV.10. Ils concernent deux méthodes de modélisation avec les réseaux de neurones. L'un avec toutes les variables indépendantes et l'autre avec les mêmes variables indépendantes sélectionnées par la régression linéaire multiple pas à pas.

Ces résultats montrent que les modèles établis par les réseaux de neurones, avec les variables sélectionnées par la régression linéaire pas à pas, ont des coefficients de détermination significativement plus importants que ceux relatifs aux modèles établis par la régression progressive. Ce qui signifie que les modèles établis par les réseaux de neurones sont plus performants que ceux établis par la régression linéaire multiple pas à pas.



Cette performance, qui peut être aussi constatée par la simple comparaison des figures IV.6 et IV.8, est plus importante dans le cas du cadmium et du cuivre où les coefficients de détermination passent respectivement de 0,16 à 0,89 et de 0,40 à 0,95. Les réseaux de neurones apportent donc, une amélioration de 73 % de la variance par rapport à la régression linéaire multiple dans le cas du cadmium et de 55 % dans le cas du cuivre (Tableau IV.10). Pour le plomb et le chrome nous remarquons une amélioration respective de 20 % et de 8 % de la variance. Les coefficients de détermination passent de 0,60 à 0,80 pour le plomb et de 0,79 à 0,87 pour le chrome.

D'un autre côté, avec toutes les variables indépendantes, les modèles établis par la méthode des réseaux de neurones sont aussi plus performants que ceux établis par la régression linéaire multiple. Avec les réseaux de neurones, les modèles ont des coefficients de détermination compris entre 0,80 (pour le plomb) et 0,96 (pour le cuivre). Les modèles relatifs au cadmium et au chrome établis par les réseaux de neurones expliquent respectivement 88 et 93 % de la variance.

En comparaison avec les modèles établis par la régression linéaire multiple avec toutes les variables indépendantes, les modèles relatifs à la méthode des réseaux de neurones permettent une amélioration de l'explication de la variance de 61 % pour le cadmium, de 12 % pour le chrome, de 43 % pour le cuivre et de 20 % pour le plomb. Cette amélioration relativement importante témoigne l'existence d'une relation non-linéaire entre les caractéristiques physico-chimiques étudiées (variables indépendantes) et les teneurs en métaux des sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

Par ailleurs, l'étude des résidus ( $Y_i - Y_i'$ ) est fondamentale à plus d'un titre: elle permet tout d'abord de repérer des observations éventuellement aberrantes ou des observations qui jouent un rôle important dans la détermination de la régression. Ensuite l'étude de ces résidus est bien souvent la seule façon de vérifier empiriquement le bien-fondé des hypothèses du modèle.

Les figures IV.9 et IV.10 présentent les relations entre les teneurs estimées en métaux lourds à l'aide des modèles établis par les réseaux de neurones et la régression linéaire multiple pas à pas et leurs résidus. Ces figures montrent que pour les quatre métaux étudiés, les résidus obtenus par les modèles établis par la méthode des réseaux de neurones sont moins dispersés (proches de zéro) que ceux obtenus par les modèles établis par la régression linéaire multiple. Ceci montre, une autre fois, que la méthode récente, qui est basée sur le principe des réseaux de neurones artificiels, est plus performante par rapport à la méthode basée sur la régression linéaire multiple, qui est couramment utilisée dans l'élaboration de modèles prédictifs linéaires. Cette performance a été par ailleurs, signalée dans de nombreux travaux récents, concernant les études des relations structure-activité des pesticides et des herbicides (Boulaamail 1996, Zakaria *et al.* 1996, Larfaoui 1997).

Tableau IV.10 : Coefficients de détermination obtenus entre les teneurs observées en métaux lourds et celles prédites par la régression linéaire multiple et les réseaux de neurones.

Méthode	Cd		Cr		Cu		Pb	
	Apprentissage	Test	Apprentissage	Test	Apprentissage	Test	Apprentissage	Test
<b>RLM1</b>	0,157	0,424	0,792	0,145	0,404	0,742	0,599	0,294
<b>RLM2</b>	0,262	0,146	0,816	0,141	0,533	0,579	0,599	0,294
<b>RN1</b>	0,894	0,803	0,874	0,872	0,954	0,922	0,800	0,846
<b>RN2</b>	0,876	0,810	0,933	0,858	0,960	0,966	0,800	0,846

RLM1 : régression linéaire multiple pas à pas;

RLM2 : régression linéaire multiple avec toutes les variables indépendantes;

RN1 : réseau de neurones avec les variables indépendantes prises par la régression linéaire multiple pas à pas;

RN2 : réseau de neurones avec toutes les variables indépendantes.

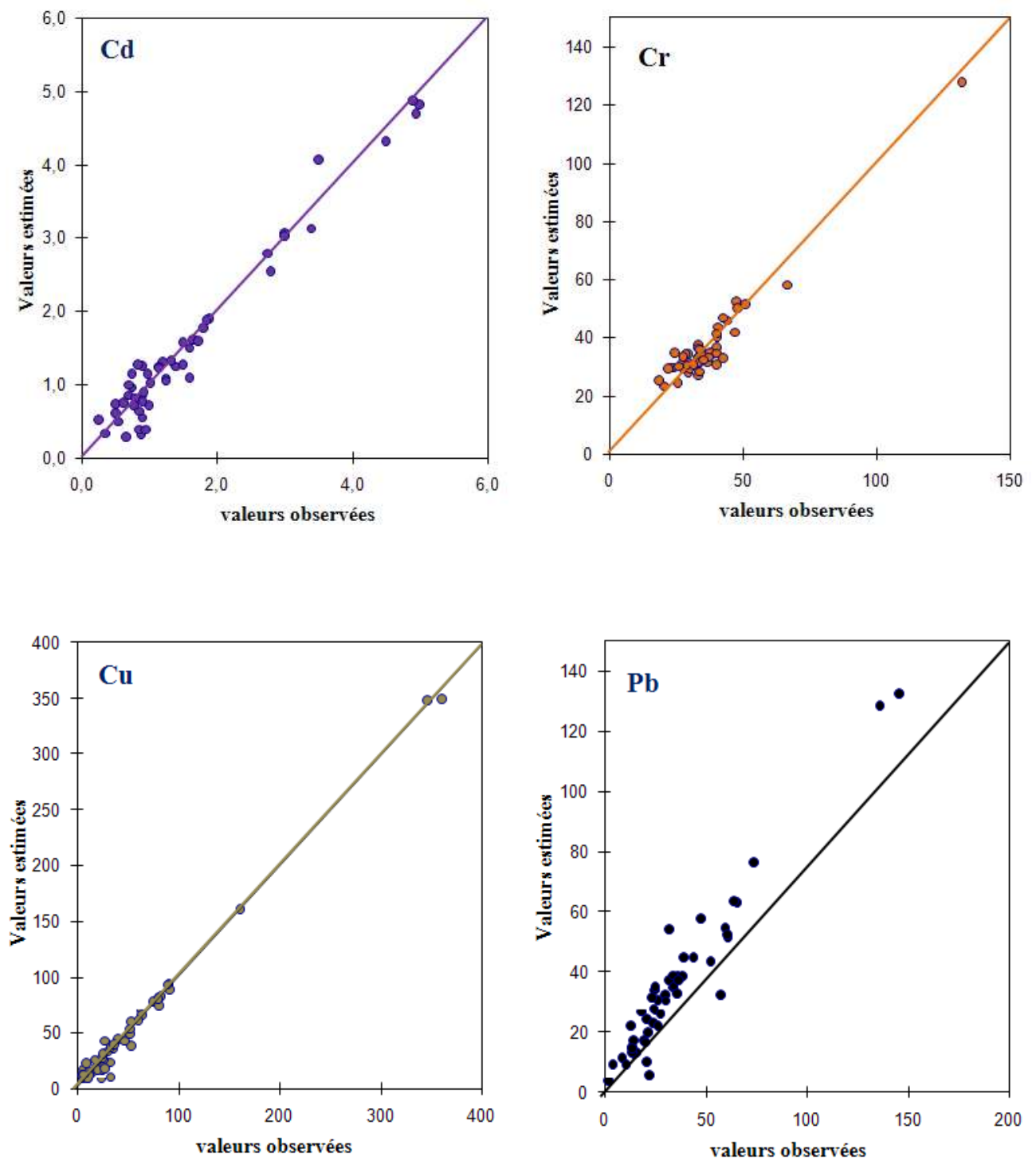


Figure IV.8 : Relations entre les teneurs observées en métaux lourds toxiques et les teneurs estimées par les modèles établis par les réseaux de neurones.

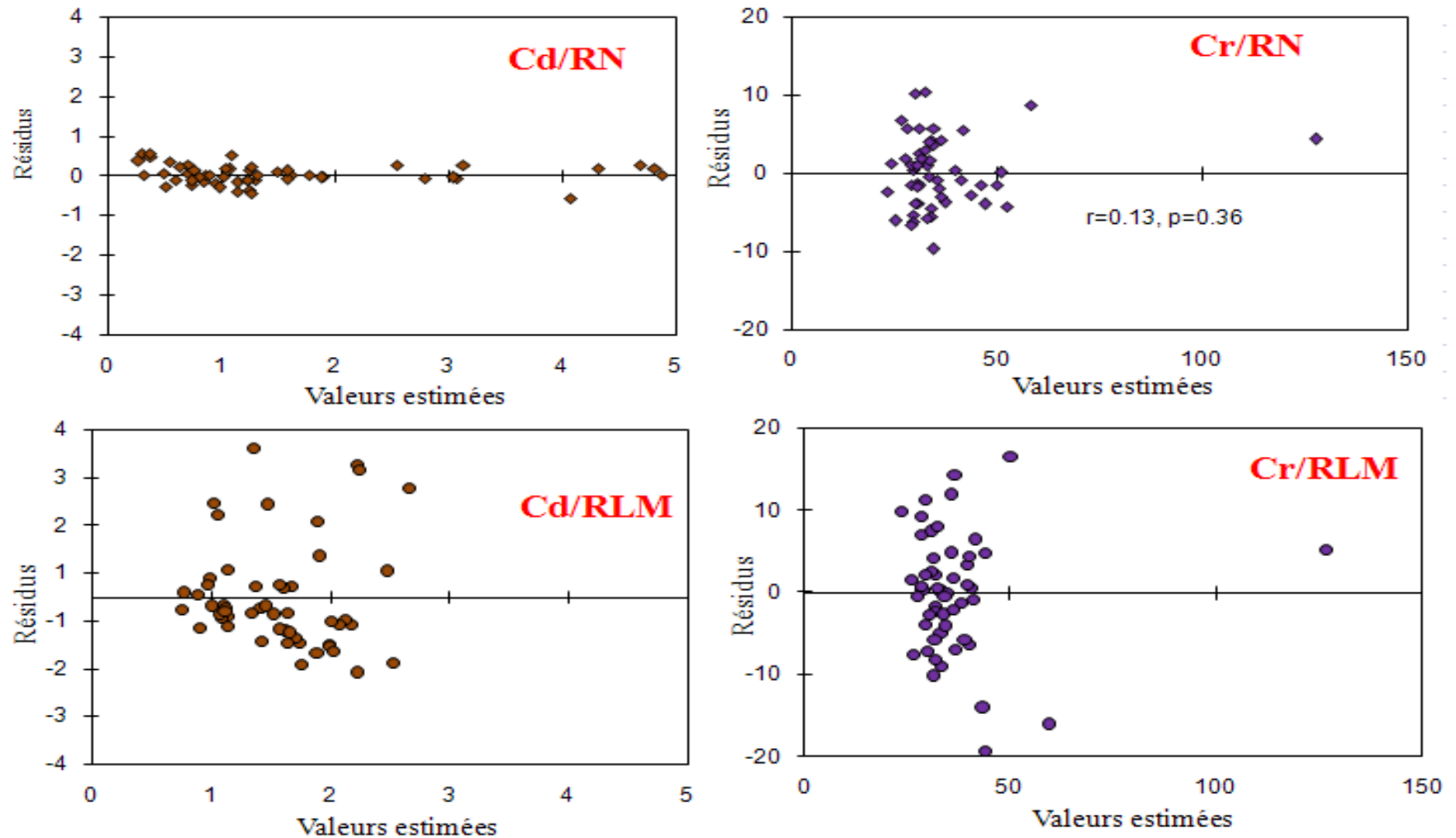


Figure IV.9 : Relations entre les teneurs estimées en cadmium et en chrome à l'aide des modèles établis par les réseaux de neurones (RN) et la régression linéaire multiple pas à pas (RLM) et leurs résidus.

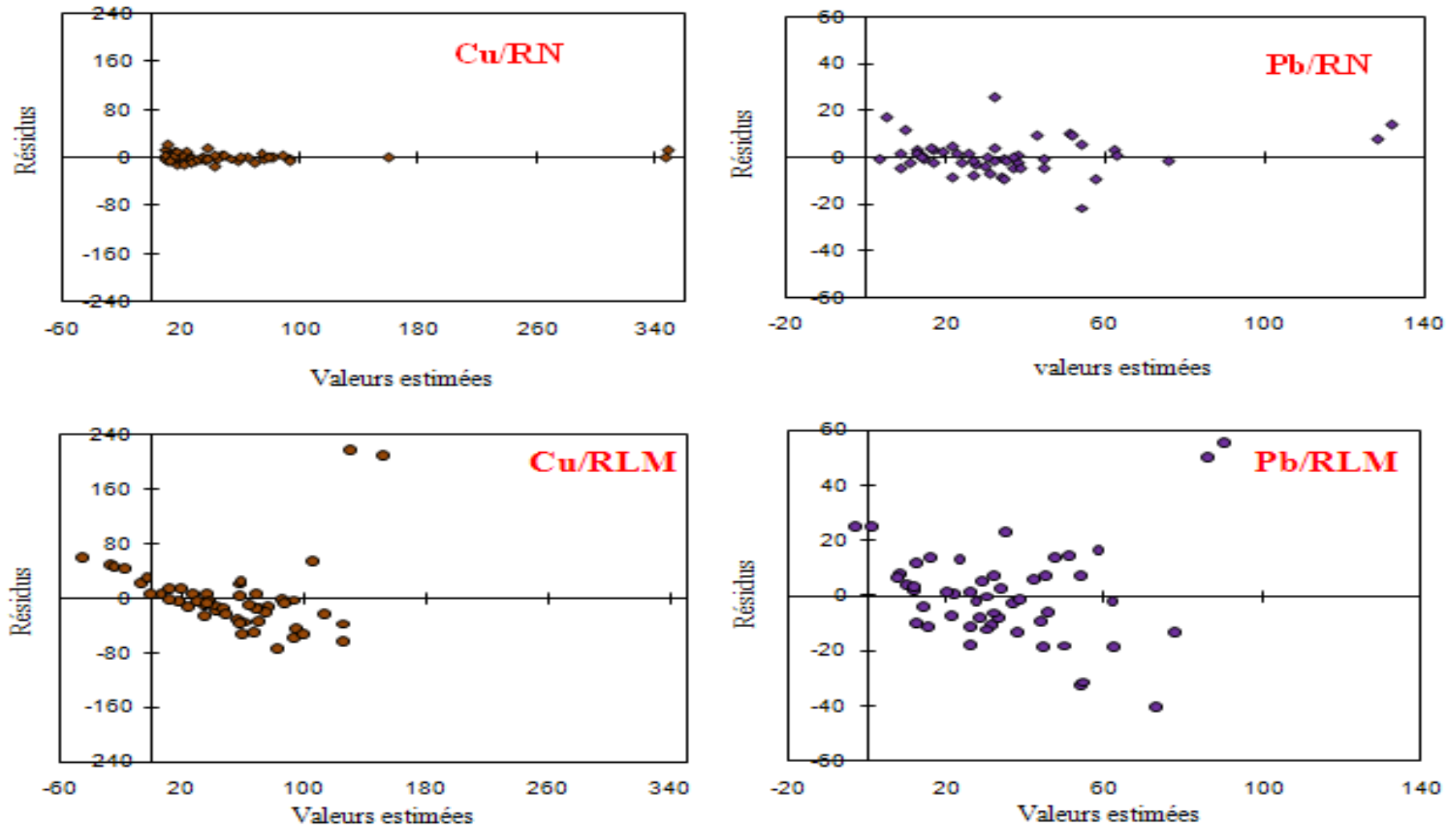


Figure IV.10 : Relations entre les teneurs estimées en cuivre et en plomb à l'aide des modèles établis par les réseaux de neurones (RN) et la régression linéaire multiple pas à pas (RLM) et leurs résidus.

#### *1-7-4-3) Validité prédictive des modèles*

La puissance de prédiction d'un modèle ne peut être jugée qu'après avoir vérifié la validité de ce modèle sur un nouveau jeu de données n'ayant pas participé à son établissement. Pour justifier donc la qualité prédictive des modèles obtenus, nous avons réalisé un tirage aléatoire pour isoler un ensemble de 40 observations qui nous a servi à l'établissement des modèles relatifs à la méthode des réseaux de neurones et à la régression linéaire multiple pas à pas ou avec la totalité des variables. Ensuite, nous avons testé la performance de prédiction avec les 12 observations restantes. Les résultats obtenus par ces derniers nous permettront d'apporter un jugement sur la qualité des modèles.

Les résultats présentés dans le tableau IV.10, relatifs aux tests du validité prédictive des modèles obtenus, montrent que la méthode basée sur le principe des réseaux de neurones est nettement plus performante dans la prédiction des métaux lourds sur le nouveau jeu de données par rapport à la méthode de la régression linéaire utilisée pas à pas ou avec toutes les variables. Les coefficients de détermination sont en effet nettement plus élevés avec les réseaux de neurones qu'avec la régression linéaire multiple. Pour les réseaux de neurones, ces coefficients sont supérieurs à 0,80 ; alors que pour la régression linéaire multiple, ils sont inférieurs à 0,74.

Signalons d'un autre côté, que pour la méthode des réseaux de neurones, les coefficients de détermination obtenus en testant la validité des modèles sont relativement proches à ceux obtenus lors de l'apprentissage de ces modèles.

Toutefois, les coefficients de détermination relatifs aux tests de validité prédictive des modèles, établis par la régression linéaire multiple pas à pas ou avec toutes les variables, sont nettement différents de ceux obtenus lors de l'apprentissage de ces modèles (Tableau IV.10).

#### *1-7-4-4) Prédiction par les réseaux de neurones*

La prédiction à l'aide des modèles établis par la régression linéaire multiple est assez simple, si l'on ne tient pas compte de leur faible performance par rapport aux modèles établis par la méthode des réseaux de neurones. En effet, à l'aide des équations établies par la régression linéaire multiple, et pour un nouveau jeu de données relatif aux valeurs des variables indépendantes d'un échantillon donné, il est facile de calculer (prédire) directement la concentration du métal en question.

Toutefois, pour la méthode des réseaux de neurones cette démarche n'est pas aussi simple. Etant donnée cette complexité, une explication de la méthode de prédiction de la concentration d'un métal donné, à l'aide d'un modèle établi par la méthode des réseaux de neurone, mérite d'être donnée ci-dessous :

Comme il a été signalé en annexe, le principe de la méthode des réseaux de neurones, utilisée dans le cadre de ce travail, est d'appliquer pendant l'apprentissage du modèle, une correction aux poids synaptiques ( $W_{ij}$ ) selon un algorithme de rétro-propagation. Cet algorithme vise la minimisation de l'erreur quadratique entre la sortie du réseau et la sortie désirée, c'est-à-dire entre  $Y'$  (valeurs calculées) et  $Y$  (valeurs observées) pour la variable à expliquer. La correction des poids synaptiques ( $W_{ij}$ ) se fait pour plusieurs itérations, jusqu'à ce que la somme des carrés des erreurs (SSE) soit acceptable : minimale (cf. annexe).

Les valeurs des poids ( $W_{ij}$ ) retenues par le calcul, lors de la dernière itération, sont considérées, entre autres, comme des résultats importants. Ces valeurs peuvent être représentées sous forme d'une matrice (tableau IV.11). Pour un modèle établi par un réseau d'architecture [8 - 3 - 1], comme celui utilisé dans le présent travail pour toutes les variables indépendantes, cette matrice est composée de neuf colonnes et trois lignes.

Tableau IV.11 : Structure de la matrice des poids de connexion entre neurones pour un réseau d'architecture [8 - 3 - 1].

	E <sub>1</sub>	E <sub>2</sub>	E <sub>3</sub>	E <sub>4</sub>	E <sub>5</sub>	E <sub>6</sub>	E <sub>7</sub>	E <sub>8</sub>	K
C <sub>1</sub>	W <sub>11</sub>	W <sub>21</sub>	W <sub>31</sub>	W <sub>41</sub>	W <sub>51</sub>	W <sub>61</sub>	W <sub>71</sub>	W <sub>81</sub>	W <sub>91</sub>
C <sub>2</sub>	W <sub>12</sub>	W <sub>22</sub>	W <sub>32</sub>	W <sub>42</sub>	W <sub>52</sub>	W <sub>62</sub>	W <sub>72</sub>	W <sub>82</sub>	W <sub>92</sub>
C <sub>3</sub>	W <sub>13</sub>	W <sub>23</sub>	W <sub>33</sub>	W <sub>43</sub>	W <sub>53</sub>	W <sub>63</sub>	W <sub>73</sub>	W <sub>83</sub>	W <sub>93</sub>

Avec E<sub>1</sub>, E<sub>2</sub>, ..., E<sub>8</sub> représentent les neurones de la couche d'entrée, dont chacun correspond à une variable indépendante.

C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub> et C<sub>3</sub> représentent les neurones de la couche cachée.

K représente le neurone de la couche de sortie.

Cette matrice des poids de connexion, relatif à un métal donné, est par ailleurs, fondamentale à plus d'un titre : elle représente le modèle établi par le réseau de neurone et permet la prédiction des concentrations de ce métal à partir d'un nouveau jeu de données relatif aux variables indépendantes, en effet :

Pour un nouvel échantillon, caractérisé par les valeurs (x<sub>1</sub>, x<sub>2</sub>, ..., x<sub>8</sub>) des huit variables indépendantes qui sont les caractéristiques physico-chimiques, le calcul (la prédiction) de la concentration du métal considéré peut se faire selon les quatre étapes suivantes :

- 1) Calcul de l'activation a<sub>i</sub> de chaque neurone de la couche cachée, c'est-à-dire l'intensité de la stimulation en provenance des neurones de la couche d'entrée. Ce calcul se fait de la manière suivante :

$$a_1 = \sum_{i=1}^8 x_i W_{i1} \quad ; \quad a_2 = \sum_{i=1}^8 x_i W_{i2} \quad ; \quad a_3 = \sum_{i=1}^8 x_i W_{i3}$$

- 2) Calcul de la réponse de chaque neurone de la couche cachée, suivant les relations ci-dessous :

$$f(a_1) = \frac{1}{1 + e^{-a_1}} \quad ; \quad f(a_2) = \frac{1}{1 + e^{-a_2}} \quad ; \quad f(a_3) = \frac{1}{1 + e^{-a_3}}$$

- 3) Calcul de l'activation du neurone de la couche de sortie :

$$a_k = \sum_{j=1}^3 f(a_j) W_{kj}$$

- 4) Enfin, la réponse du neurone de sortie est donnée par la relation suivante:

$$f(a_k) = \frac{1}{1 + e^{-a_k}}$$

A titre d'exemple, nous avons représenté dans le tableau IV.12, la matrice des poids de connexion, relative au modèle prédictif de la concentration du cuivre dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht, établi par la méthode des réseaux de neurones en utilisant toutes les variables indépendantes.

Tableau IV.12 : Matrice des poids de connexion entre neurones relative au modèle établi par les réseaux de neurones pour la prédiction des concentrations du cuivre.

	E <sub>1</sub>	E <sub>2</sub>	E <sub>3</sub>	E <sub>4</sub>	E <sub>5</sub>	E <sub>6</sub>	E <sub>7</sub>	E <sub>8</sub>	K
C <sub>1</sub>	-0,308	-0,727	-0,117	-0,447	-0,021	-0,522	-0,277	0,320	0,948
C <sub>2</sub>	-0,202	0,383	0,652	0,283	-0,585	0,442	-1,620	0,638	0,963
C <sub>3</sub>	1,876	1,000	-1,840	-1,784	-0,468	-0,826	1,203	0,186	-3,755

A l'aide de cette matrice, il est donc facile de prédire (calculer) la concentration du cuivre d'un échantillon de sédiment prélevé au niveau du bassin versant de l'oued Beht. En connaissant les caractéristiques physico-chimiques ( $x_1, x_2, \dots, x_8$ ), cette prédiction peut se faire selon les quatre étapes de calcul signalées ci-dessus.

## I-8) Conclusion

Les résultats présentés au cours de ce chapitre nous ont permis de faire une évaluation des teneurs en métaux lourds (fer, manganèse, aluminium, zinc, plomb, cuivre, chrome et cadmium), ainsi que leurs variations spatio-temporelles dans les sédiments déposés entre juin 1993 et juin 1994, dans la partie amont du bassin versant de l'oued Beht, qui alimente la retenue de barrage El Kansera.

Ces résultats ont montré que les profils longitudinaux des teneurs moyennes en fer, en manganèse, en aluminium, en zinc en plomb et en cuivre des sédiments présentent plus ou moins une diminution de l'amont vers l'aval de l'oued Beht. Cette diminution reflète la nature géologique des terrains traversés par ce cours d'eau. Les caractéristiques physico-chimiques des sédiments déposés en aval de l'oued Beht permettent une accumulation de ces métaux dans ces sédiments plus faibles que celle dans les sédiments prélevés en amont.

Par ailleurs, les sédiments déposés dans l'oued D'kor au niveau de la station OD renferment des teneurs en fer, en manganèse, en aluminium, en zinc en plomb et en cuivre nettement plus faibles que celles enregistrées dans les sédiments de toutes les stations de l'oued Beht. Cette diminution de l'accumulation de ces métaux dans les sédiments de l'oued D'kor est due essentiellement aux propriétés physico-chimiques de ces sédiments. En effet, les particules sédimentaires déposées à l'intérieur de ce cours d'eau sont caractérisées par de faibles teneurs en eau, en matières organiques et en particules fines.

Cependant, les profils longitudinaux des teneurs moyennes en chrome et en cadmium, enregistrées lors de cette étude présentent une augmentation de l'amont vers l'aval du bassin versant de l'oued Beht. Cette augmentation est plus importante pour le chrome, toutefois, elle peut être considérée comme négligeable pour le cadmium.



En revanche, l'étude des carottes effectuées dans le bassin versant de l'oued Beht a montré l'absence de variation verticale des teneurs en chrome dans ce milieu. Ce qui montre qu'il n'existe pas d'apports récents en chrome et que les teneurs en ce métal, enregistrées dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht correspondent essentiellement aux apports lithogéniques. Ce résultat a été par ailleurs, confirmé par le calcul des facteurs de contamination par ce métal, au niveau de chaque station d'étude. En effet, ces facteurs sont inférieurs à 135.

Signalons d'un autre côté, que l'étude de l'évolution saisonnière des concentrations métalliques mesurées au niveau des stations choisies n'a permis de constater aucune accumulation dans le temps des métaux étudiés dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht.

D'un autre côté, le calcul des facteurs de contamination a montré que le bassin versant de l'oued Beht ne connaît pas de pollution notable, par le chrome, le zinc, le fer et le manganèse. Cependant, ce secteur étudié peut être considéré comme relativement pollué par le cuivre, au niveau des sédiments de la station OS, et par le plomb au niveau des sédiments de la station OD. Ces pollutions peuvent toutefois, être considérées comme non inquiétantes pour l'instant, du fait que les facteurs de contamination trouvés sont inférieurs à 266.

Par ailleurs, l'étude de la prédiction des concentrations des métaux lourds dans les sédiments, à partir des paramètres physico-chimiques, a montré que les modèles prédictifs établis par la méthode récente, qui est basée sur le principe des réseaux de neurones artificiels, sont plus performants comparativement à ceux établis par la méthode basée sur la régression linéaire multiple.

Cette performance semble due au fait que les concentrations, des métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht, sont liées aux caractéristiques physico-chimiques du milieu par des relations non linéaires. Ce qui est couramment trouvé dans l'environnement aquatique.

## Chapitre II

# Etude des variations spatio-temporelles des métaux dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera

### II-1) Introduction

Il est admis généralement, que les paramètres physico-chimiques des sédiments sont l'un des principaux facteurs qui jouent un rôle important dans la rétention des métaux lourds par le compartiment sédiment. Ces paramètres gouvernent la distribution des éléments métalliques entre la phase dissoute et les phases solides.

L'évolution temporelle des caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera, montrée dans une partie précédente, provoque certainement une variation temporelle des teneurs en métaux lourds de ces sédiments. Cette variation se fait généralement suite aux échanges de ces éléments métalliques à l'interface eau-sédiment qui sont régis par des phénomènes assez complexes, tels que les processus physico-chimiques.

La quantification de ces échanges à l'interface eau-sédiment est un sujet de préoccupation très actuel, car il est actuellement admis que les sédiments superficiels peuvent influencer notablement la pollution par les métaux, via en particulier, la libération ou l'accumulation de ces éléments.

L'analyse des métaux lourds dans les sédiments permet d'apporter des renseignements intéressants sur la nature des apports en ces éléments et leur importance, ainsi qu'une évaluation de la pollution par ces métaux lourds du milieu étudié.

Par ailleurs, du fait du rôle important de la retenue de barrage El Kansera dans le développement des activités socio-économiques de la région des villes de Khémisset et de Tiflet, quelques études ont été réalisées sur ce milieu : étude ecophysiologique (Derraz 1995, Derraz et *al.* 1995), étude phytoplanctonique (Ghedda 1990), ...

Mais aucune étude systématique n'a été effectuée, à notre connaissance, pour l'évaluation de la contamination, par les métaux lourds, des sédiments de la retenue de barrage El Kansera, dont la qualité des eaux est en dégradation continue. Pour combler cette lacune, nous avons donc jugé utile d'évaluer le niveau de pollution de ce plan d'eau par les métaux lourds à travers l'étude des sédiments.

## II-2) Sédiments étudiés

Les sédiments étudiés dans cette partie, sont ceux prélevés lors des trois campagnes (novembre 92, janvier 94 et septembre 94) effectuées au niveau des six stations (B1 à B6), situées dans la retenue de barrage El Kansera, et au niveau des deux stations OD et OB, situées respectivement sur l'oued D'kor et l'oued Beht (Fig. II.2).

Dans ces sédiments, nous avons dosé les mêmes métaux étudiés dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht. Les conditions de prélèvement de ces sédiments, ainsi que le mode opératoire suivi pour le dosage de ces métaux, sont décrits en détail en annexe.

## II-3) Répartition des métaux lourds dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera

Pour présenter les résultats de l'étude des métaux lourds dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera, nous avons choisi de présenter, pour chaque métal, dans un même graphique les courbes d'évolutions longitudinales enregistrées lors des trois campagnes de prélèvement effectuées, ainsi que la courbe de l'évolution de la moyenne calculée sur la base des valeurs trouvées lors des trois campagnes (figures IV.11 et IV.12).

D'un autre côté, nous avons dressé un tableau qui regroupe les concentrations d'un métal donné dans les sédiments de toutes les campagnes de prélèvement, ainsi que la moyenne de ces concentrations relatives à chaque station (tableaux IV.13 à IV.20).

### II-3-1) Manganèse

Les teneurs en manganèse des sédiments déposés au fond de la retenue de barrage El Kansera, relevées lors des trois campagnes de prélèvement, sont comprises entre 152 et 1000  $\mu\text{g/g}$  de sédiment sec. Les moyennes dans le temps de ces teneurs sont situées entre 380 et 612  $\mu\text{g/g}$ .

Dans l'ensemble, les teneurs relevées au niveau des sédiments déposés à l'entrée de la retenue du barrage (station B1) sont relativement proches des valeurs enregistrées au niveau des sédiments de l'oued Beht (station OB) et aussi aux teneurs, trouvées dans les sédiments de ce même cours d'eau, prélevés au niveau de la station AB lors de l'étude du bassin versant de Beht. Ceci montre que les teneurs en manganèse des sédiments de la retenue sont relativement influencées par celles des sédiments de l'oued Beht. En effet, le profil longitudinal des teneurs moyennes en manganèse des sédiments de la retenue présente une diminution de l'amont vers l'aval du réservoir.

Par ailleurs, les teneurs en manganèse enregistrées dans les sédiments de l'oued D'kor sont assez faibles ; elles sont comprises entre 66 et 340  $\mu\text{g/g}$ . Ces teneurs sont systématiquement inférieures aux teneurs des sédiments de la retenue et aussi de ceux de l'oued Beht.

La variation temporelle des teneurs en manganèse des sédiments de la retenue montre que le taux d'accumulation de ce métal dans ceux ci dépend de la période de campagne de prélèvement. Les plus faibles teneurs en manganèse ont été relevées, pour toutes les stations, en période estivale où la température est assez importante (septembre 94).

Tableau IV.13 : Variations des teneurs en manganèse ( $\mu\text{g/g}$ ) des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>OB</b>	990	540	210	580
<b>OD</b>	340	230	66	212
<b>B1</b>	1000	600	236	612
<b>B2</b>	480	690	222	464
<b>B3</b>	585	625	176	462
<b>B4</b>	320	730	216	422
<b>B5</b>	495	620	152	422
<b>B6</b>	490	510	142	381

En cette période de fin d'été, nous avons remarqué le début de l'apparition des blooms d'algues Cyanophycées sur la surface des eaux de la retenue. Ces algues créent des conditions réductrices qui ont favorisé probablement le relargage de manganèse, à partir des sédiments anoxiques de la retenue vers la colonne d'eau. Ce relargage provoquerait donc une augmentation importante des teneurs en ce métal des eaux de la retenue.

Par ailleurs, la présence du manganèse dans l'eau peut donner, du point de vue gustatif, un goût désagréable à cette eau et favorise dans l'usine de traitement des eaux la croissance de bactéries du groupe des sidéro-bactériales (*Gallionella*). Ces bactéries perturbent le fonctionnement des filtres à sables et peuvent amener la formation de dépôts dans les canalisations (Rodier 1984). Ceci impose donc l'introduction d'un oxydant fort dans la chaîne de traitement pour la démanganisation des eaux en vue de les rendre potables.

Signalons d'un autre côté, que nous avons détecté, à plusieurs reprises, la présence dans l'eau potable de la ville de Khémisset, desservies par les eaux de la station de traitement des eaux, qui est située juste en aval de la retenue de barrage El Kansera, d'un goût désagréable. Ce goût est probablement dû à l'existence du manganèse à des teneurs assez élevées dans l'eau.

### II-3-2) Fer

Pour toutes les campagnes de prélèvement, les concentrations de fer enregistrées dans les sédiments superficiels de la retenue de barrage El Kansera sont voisines de celles trouvées dans les sédiments de l'oued Beht, au niveau de la station OB. Ceci montre que les teneurs en fer des sédiments de la retenue sont en étroite relation avec les apports et la sédimentation de nouvelles particules transportées par le flux hydrodynamiques de l'oued Beht vers le fond de la retenue du barrage.

Par ailleurs, les concentrations de fer, tout comme celles du manganèse et de l'aluminium, relevées dans les sédiments de l'oued D'kor, au niveau de la station OD, sont relativement les plus faibles. Elles sont comprises entre 5 et 15  $\text{mg/g}$  de sédiment sec. Ces teneurs sont, dans l'ensemble, inférieures aux teneurs enregistrées au niveau des sédiments de la retenue et de l'oued Beht.

L'évolution saisonnière des teneurs en fer des sédiments de la retenue est quasiment identique à celle des teneurs en manganèse.

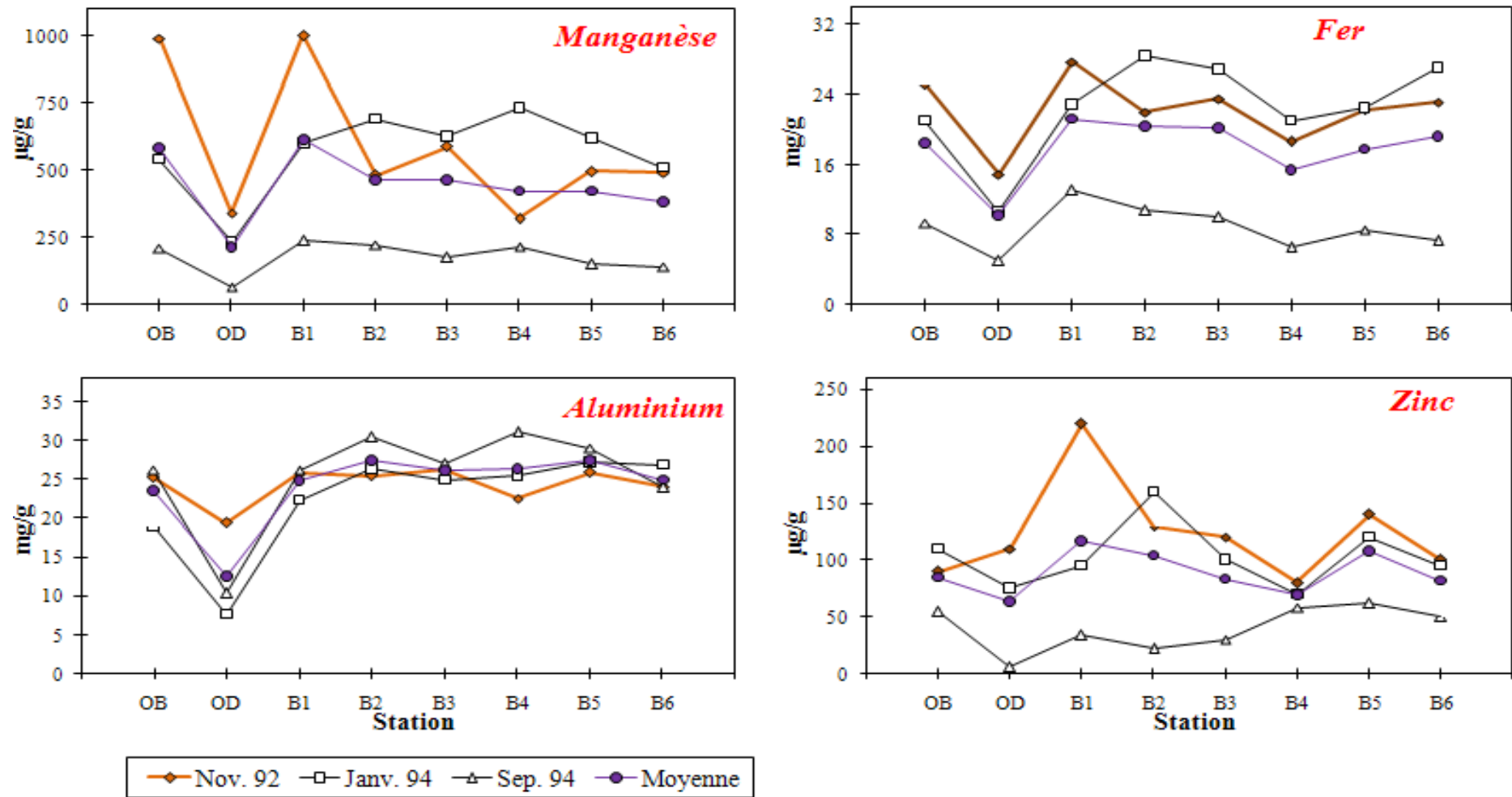


Fig. IV.11 : Profils longitudinaux des teneurs en manganèse, en fer, en aluminium et en zinc des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

En effet, les faibles teneurs en fer ont été aussi systématiquement enregistrées en fin de la période estivale, où nous avons constaté le début d'apparition de bloom d'algues Cyanophycées sur les rives de la retenue. En cette période, la désoxygénation des couches hypolimniques de la retenue qui favorise le relargage du fer et du manganèse par les sédiments est probablement la principale cause de la diminution des teneurs en fer en cette période.

Tableau IV.14 : Variations des teneurs en fer (mg/g) des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>OB</b>	25,13	21,00	9,33	18,48
<b>OD</b>	14,88	10,69	4,98	10,18
<b>B1</b>	27,75	22,88	13,10	21,24
<b>B2</b>	22,00	28,42	10,73	20,38
<b>B3</b>	23,50	26,88	9,95	20,11
<b>B4</b>	18,63	21,00	6,55	15,39
<b>B5</b>	22,25	22,50	8,55	17,77
<b>B6</b>	23,13	27,13	7,30	19,19

D'un autre côté, cette diminution provoquerait par conséquent une augmentation des concentrations de fer dans les eaux de la retenue.

Signalons par ailleurs, que d'une manière générale, la présence du fer en quantité importante dans l'eau, donne à cette eau, outre une saveur désagréable, l'aspect rougeâtre et trouble qui n'est pas engageant pour le consommateur. D'autre part, les eaux ferrugineuses ont l'inconvénient de tacher le linge et il existe des bactéries très avides de fer : ces ferrobactéries se fixent sur les parois des canalisations et entraînent des problèmes de corrosion avec formation de concrétions volumineuses et dures (Rodier 1984).

Par ailleurs, le fer corrèle significativement avec le manganèse. Toutefois, cette corrélation est plus importante dans le cas des sédiments de la retenue du barrage (0,88) que dans le cas de ceux du bassin versant (0,68). Ceci montre que les comportements du fer et du manganèse à l'interface eau-sédiment sont plus étroitement liés dans la retenue de barrage El Kansera que dans les cours d'eau du bassin versant de l'oued Beht.

### II-3-3) Aluminium

Parmi les métaux lourds analysés dans cette étude, l'aluminium est le métal le plus abondant dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera. Il s'y trouve à des concentrations variant entre 22,3 et 31,1 mg/g de sédiment sec.

Les résultats ont montré par ailleurs, que le comportement de ce métal dans les sédiments de cette retenue est unique comparativement avec ceux des autres métaux lourds analysés. En effet :

\* Les teneurs en ce métal des sédiments de la retenue ne présentent pas de variations significatives que ce soit dans l'espace ou dans le temps.

\* L'aluminium ne corrèle pas avec le manganèse et le fer dans les sédiments de la retenue contrairement aux corrélations significatives trouvées entre ces trois métaux

dans les sédiments du bassin versant. Les coefficients de corrélation dans les sédiments de la retenue entre l'aluminium d'une part et le fer et le manganèse d'autre part ne dépassent pas 0,20 ; alors que dans les sédiments du bassin versant, ils dépassent 0,62.

Tableau IV.15 : Variations des teneurs en aluminium (mg/g) des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>OB</b>	25,20	18,95	26,20	23,45
<b>OD</b>	19,43	7,62	10,30	12,45
<b>B1</b>	25,78	22,33	26,20	24,77
<b>B2</b>	25,39	26,31	30,40	27,37
<b>B3</b>	26,19	24,94	27,00	26,04
<b>B4</b>	22,54	25,39	31,10	26,34
<b>B5</b>	25,87	27,20	29,00	27,36
<b>B6</b>	23,99	26,83	24,00	24,94

Ce comportement unique de l'aluminium dans les sédiments de la retenue montre probablement que les conditions créées par le phénomène d'eutrophisation rencontré dans ce réservoir telles que la désoxygénation des couches hypolimniques n'ont peut-être pas d'effet sur les processus d'accumulation et de relargage de l'aluminium des sédiments de la retenue de barrage El Kansera, contrairement aux cas du fer et du manganèse.

D'un autre côté, les résultats ont montré que les faibles teneurs en aluminium ont été enregistrées, pour toutes les campagnes effectuées, au niveau des sédiments de l'oued D'kor. Ces sédiments ont des propriétés physico-chimiques notablement différentes de celles des sédiments de la retenue de barrage El Kansera et aussi de celles des sédiments de l'oued Beht.

#### II-3-4) Zinc

Les concentrations du zinc relevées au niveau des sédiments de la retenue de barrage El Kansera sont comprises entre 22 et 220 µg/g. Ces concentrations sont marquées par leur instabilité saisonnière et spatiale. Les teneurs les plus faibles ont été enregistrées, pour toutes les stations de la retenue, en période estivale (septembre 94), comme dans le cas du manganèse et du fer.

Tableau IV.16 : Variations des teneurs en zinc (µg/g) des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>OB</b>	90	110	54	84,7
<b>OD</b>	110	75	6	63,7
<b>B1</b>	220	95	34	116,3
<b>B2</b>	130	160	22	104,0
<b>B3</b>	120	100	30	83,3
<b>B4</b>	80	70	58	69,3
<b>B5</b>	140	120	62	107,3
<b>B6</b>	100	95	50	81,7

Toutefois, en cette période les teneurs relevées au niveau des sédiments déposés dans la partie aval de la retenue sont légèrement plus importantes (stations B4 à B6) que celles relevées au niveau des sédiments déposés dans la partie amont (entrée de la retenue, stations B1 à B3).

Les teneurs moyennes en zinc des sédiments de chaque station de la retenue sont comprises entre 69  $\mu\text{g/g}$  (station B4) et 116  $\mu\text{g/g}$  (station B1). Ces valeurs moyennes ne présentent pas une évolution longitudinale notable et elles restent proches des teneurs relevées dans les sédiments du bassin versant de Beht entre juin 93 et juin 94.

### II-3-5) Plomb

L'évolution longitudinale moyenne du plomb dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera présente la même allure que celle du cuivre. Cette évolution est caractérisée par une légère diminution (de 31,4 à 13,4  $\mu\text{g/g}$ ) de l'amont vers l'aval de la retenue. Il semblerait donc que la variation de la teneur en plomb se fasse dans le sens inverse de celui de la variation de la profondeur de la retenue du fait que cette dernière augmente de l'amont vers l'aval.

Les concentrations du plomb dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera semblent liées à la période de campagne de prélèvement. En effet, lors de la première et la troisième campagne, nous avons enregistré respectivement les plus fortes (23 à 48  $\mu\text{g/g}$ ) et les plus faibles (4,8 à 19,5  $\mu\text{g/g}$ ) teneurs en plomb. Les concentrations relevées lors de la deuxième campagne occupent une situation intermédiaire (12,5 à 26,8  $\mu\text{g/g}$ ).

Ceci montre que les caractéristiques hydrauliques, morphologiques et climatiques du milieu durant la période de chaque campagne de prélèvement ont probablement des effets sur l'accumulation du plomb dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

Tableau IV.17 : Variations des teneurs en plomb ( $\mu\text{g/g}$ ) des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>OB</b>	41,50	13,50	16,10	23,70
<b>OD</b>	25,50	4,00	2,40	10,63
<b>B1</b>	48,00	26,80	19,50	31,43
<b>B2</b>	38,00	22,50	10,80	23,77
<b>B3</b>	37,50	16,80	7,90	20,73
<b>B4</b>	23,50	18,50	6,10	16,03
<b>B5</b>	27,50	14,30	7,20	16,33
<b>B6</b>	23,00	12,50	4,80	13,43

D'autre part, il semble que les apports en plomb, provenant de l'oued Beht et de l'oued D'kor vers la retenue, n'ont pas un effet important sur l'accumulation de ce métal dans les sédiments du plan d'eau. En effet, les teneurs en plomb enregistrées dans les sédiments de ces deux cours d'eau sont, systématiquement pour les trois campagnes, plus faibles que celles relevées dans les sédiments déposés à l'entrée de la retenue du barrage, au niveau de la station B1.



### II-3-6) Cuivre

Dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera le cuivre est présent à des teneurs variant entre 7,7 et 35,0 µg/. Les teneurs en cuivre relevées sont assez stables d'une station de la retenue à une autre. Les plus faibles teneurs en cuivre ont été enregistrées au niveau de toutes les stations de la retenue (7,7 à 13,6 µg/g) lors de la troisième campagne de prélèvement effectuée en période estivale. Toutefois, les teneurs relevées lors des deux premières campagnes sont assez fortes (20 à 35 µg/g) pour toutes les stations de la retenue et ne présentent pas de différences notables entre elles.

Par ailleurs, les évolutions longitudinales des concentrations de cuivre dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera sont analogues à celles observées pour le plomb. Dans les sédiments de la retenue, ces deux métaux corrélient significativement entre eux ; le coefficient de corrélation est égal à 0,77. Cependant, dans les sédiments du bassin versant cette corrélation est meilleure ; le coefficient de corrélation entre le plomb et le cuivre est égal à 0,92.

D'un autre côté, les teneurs en cuivre des sédiments de l'oued D'kor sont modérément plus faibles que celles des sédiments de la retenue. Toutefois, les teneurs en cuivre des sédiments de l'oued Beht sont assez fortes que les teneurs relevées au niveau des sédiments de la retenue. Ces variations des teneurs en cuivre au niveau de l'espace sont liées probablement aux différences qui existent dans la nature physico-chimique des sédiments déposés dans chaque milieu.

Tableau IV.18 : Variations des teneurs en cuivre (µg/g) des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>OB</b>	48,50	26,00	22,80	32,43
<b>OD</b>	16,50	10,25	3,50	10,08
<b>B1</b>	30,00	35,00	13,60	26,20
<b>B2</b>	25,00	31,00	12,30	22,77
<b>B3</b>	29,60	24,25	9,50	21,12
<b>B4</b>	20,75	26,25	7,70	18,23
<b>B5</b>	30,50	29,25	10,00	23,25
<b>B6</b>	20,00	21,50	9,00	16,83

### II-3-7) Chrome

Dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera les teneurs en chrome oscillent entre 26,2 et 151,5 µg/. La plus forte valeur a été enregistrée à la station B5 où la profondeur de la retenue est plus importante. Cette valeur a été relevée en période estivale (septembre 94) ; elle coïncide avec une forte teneur (161,9 µg/g) en chrome aussi dans les sédiments de l'oued Beht au niveau de la station OB.

En dehors du maximum absolu 151,5 µg/g, nous pouvons dire que dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera :

\* Les teneurs en chrome ne dépassent pas 55,7 µg/g de sédiment sec.

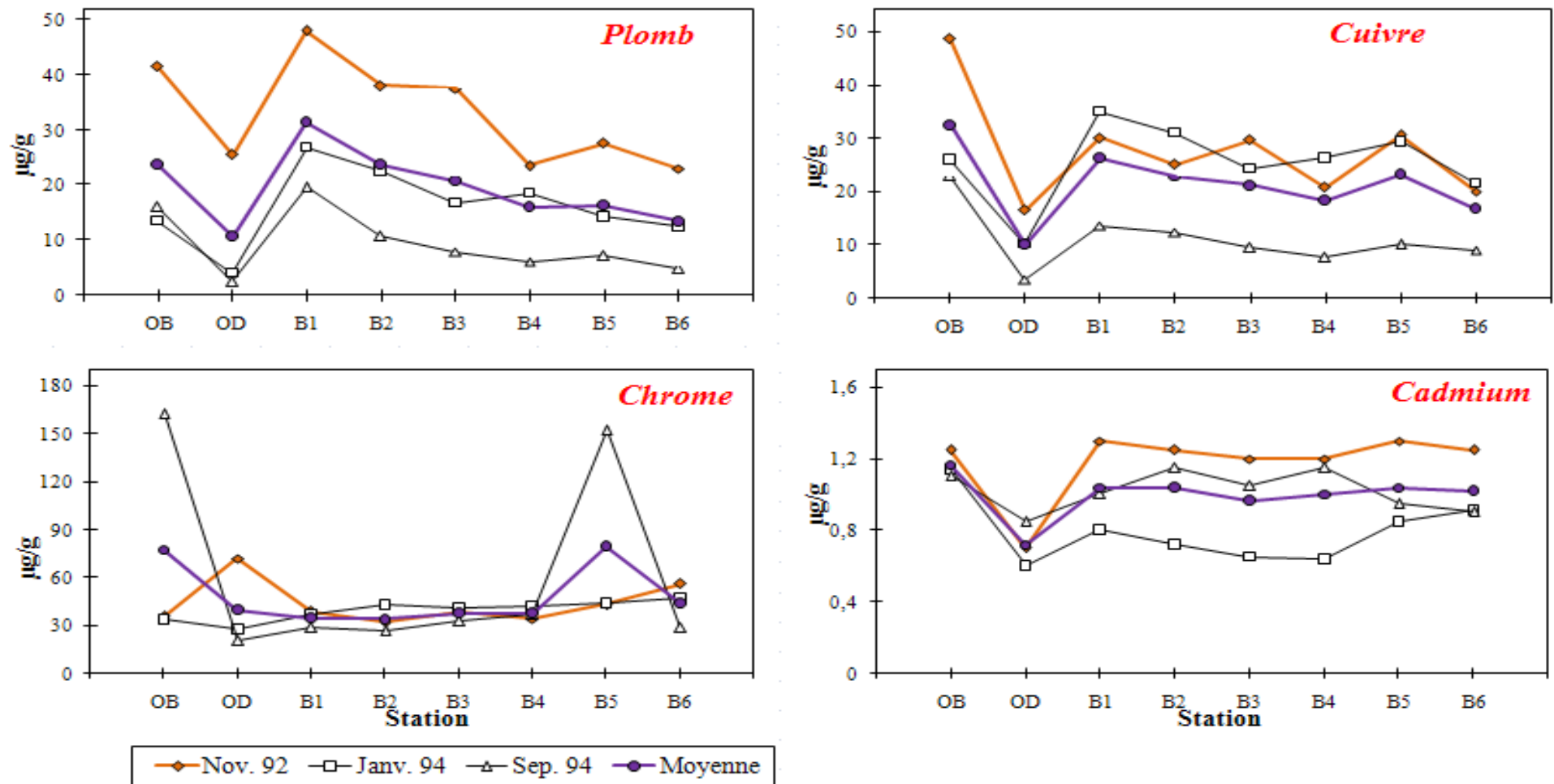


Fig. IV.12 : Profils longitudinaux des teneurs en plomb, en cuivre, en chrome et en cadmium des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

- \* Les évolutions longitudinales des teneurs en chrome sont stables pour toutes les campagnes de prélèvement.
- \* Pour toutes les stations, les variations saisonnières des teneurs en chrome sont relativement négligeables.

Tableau IV.19 : Variations des teneurs en chrome ( $\mu\text{g/g}$ ) des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>OB</b>	35,25	33,25	161,90	76,80
<b>OD</b>	71,75	27,50	20,00	39,75
<b>B1</b>	38,50	37,00	28,40	34,63
<b>B2</b>	32,00	43,00	26,20	33,73
<b>B3</b>	38,50	41,00	32,80	37,43
<b>B4</b>	34,00	41,50	36,50	37,33
<b>B5</b>	43,00	43,50	151,50	79,33
<b>B6</b>	55,75	47,00	28,60	43,78

### II-3-8) Cadmium

Parmi tous les métaux analysés, le cadmium s'est révélé le métal le moins abondant dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera. En effet, ses concentrations mesurées étaient toujours inférieures à  $1,3 \mu\text{g/g}$  avec un minimum absolu de  $0,64 \mu\text{g/g}$  relevé en période hivernale. Ces concentrations sont proches des valeurs trouvées dans les sédiments de l'oued Beht au niveau de la station OB et sont légèrement plus faibles que les teneurs enregistrées dans les sédiments du bassin versant entre juin 93 et juin 94.

Tableau IV.20 : Variations des teneurs en cadmium ( $\mu\text{g/g}$ ) des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

	Nov. 92	Janv. 94	Sep. 94	Moyenne
<b>OB</b>	1,25	1,14	1,10	1,16
<b>OD</b>	0,70	0,60	0,85	0,72
<b>B1</b>	1,30	0,80	1,00	1,03
<b>B2</b>	1,25	0,72	1,15	1,04
<b>B3</b>	1,20	0,65	1,05	0,97
<b>B4</b>	1,20	0,64	1,15	1,00
<b>B5</b>	1,30	0,85	0,95	1,03
<b>B6</b>	1,25	0,91	0,90	1,02

Le profil longitudinal de la concentration moyenne du cadmium dans les sédiments de la retenue est assez régulier et ne montre pas de différences notables entre les stations.

Par ailleurs, bien que les plus faibles teneurs en cadmium aient été enregistrées, systématiquement au niveau de toutes les stations de la retenue en janvier 94, la variation saisonnière de ce métal peut être jugée non significative. En effet, l'amplitude de cette variation ne dépasse pas 0,56 µg/g.

## II-4) Traitement statistique des données

### II-4-1) Analyse en composantes principales

Nous avons effectué une analyse en composantes principales portant sur les 18 échantillons de sédiments (observations) de la retenue de barrage El Kansera et les huit métaux étudiés (variables). Cette analyse montre que l'axe principal 1 (Fig. IV.13), qui représente 55,5 % de l'information, est caractérisé en positif par le fer, le manganèse, le cuivre, le plomb et le zinc. L'axe principal 2, qui représente 16,6 % de l'information, est dû en négatif aux concentrations du cadmium. L'axe principal 3 (13,6 % de l'information) est représenté en négatif par les concentrations en chrome.

L'analyse en composantes principales permet de regrouper les métaux analysés dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera en deux groupes:

Tableau IV.21 : Matrice de corrélations entre les métaux lourds des sédiments de la retenue de barrage El Kansera (n = 18 et  $\alpha = 95$  % donc R = 0,44).

	Mn	Fe	Al	Zn	Pb	Cu	Cr	Cd
Mn	1,00							
Fe	<b>0,88</b>	1,00						
Al	0,19	0,20	1,00					
Zn	<b>0,76</b>	<b>0,79</b>	0,12	1,00				
Pb	<b>0,76</b>	<b>0,69</b>	0,22	<b>0,72</b>	1,00			
Cu	<b>0,89</b>	<b>0,82</b>	0,22	<b>0,64</b>	<b>0,77</b>	1,00		
Cr	-0,21	-0,22	0,24	-0,06	-0,09	-0,05	1,00	
Cd	0,13	0,09	0,40	0,19	<b>0,47</b>	0,21	0,00	1,00

#### Groupe I :

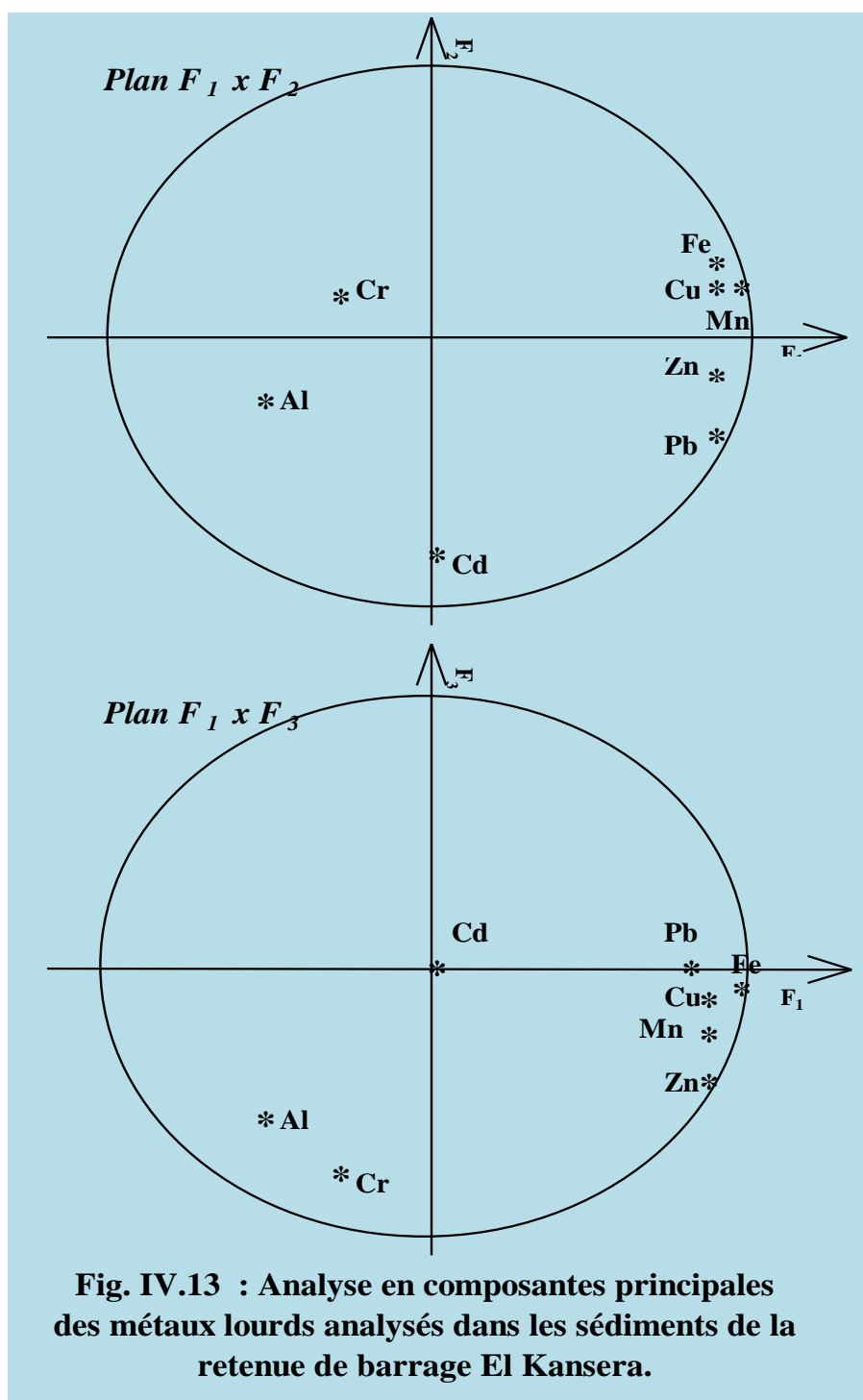
Ce groupe comprend le fer, le manganèse, le cuivre, le plomb et le zinc. Ces métaux corrélaient significativement entre eux. Les coefficients de corrélations entre ces métaux sont compris entre 0,64 et 0,88.

Signalons d'un autre côté que ces bonnes corrélations trouvées entre ces métaux dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera ont été aussi retrouvées dans les sédiments du bassin versant de Beht (voir chapitre précédent).

Toutefois, dans ces derniers nous avons trouvé que l'aluminium corréla significativement avec le fer et le manganèse, tandis que dans les sédiments de la retenue, nous n'avons pas trouvé ces corrélations. Les coefficients de corrélation entre l'aluminium d'une part et le fer et le manganèse d'autre part, dans les sédiments de la retenue du barrage, sont respectivement égaux à 0,20 et 0,19.

#### Groupe II :

Ce groupe renferme l'aluminium, le chrome et le cadmium. Ces trois métaux ne corrélaient d'une manière significative ni entre eux ni avec les métaux du premier groupe (les coefficients de corrélations sont inférieurs à 0,47).

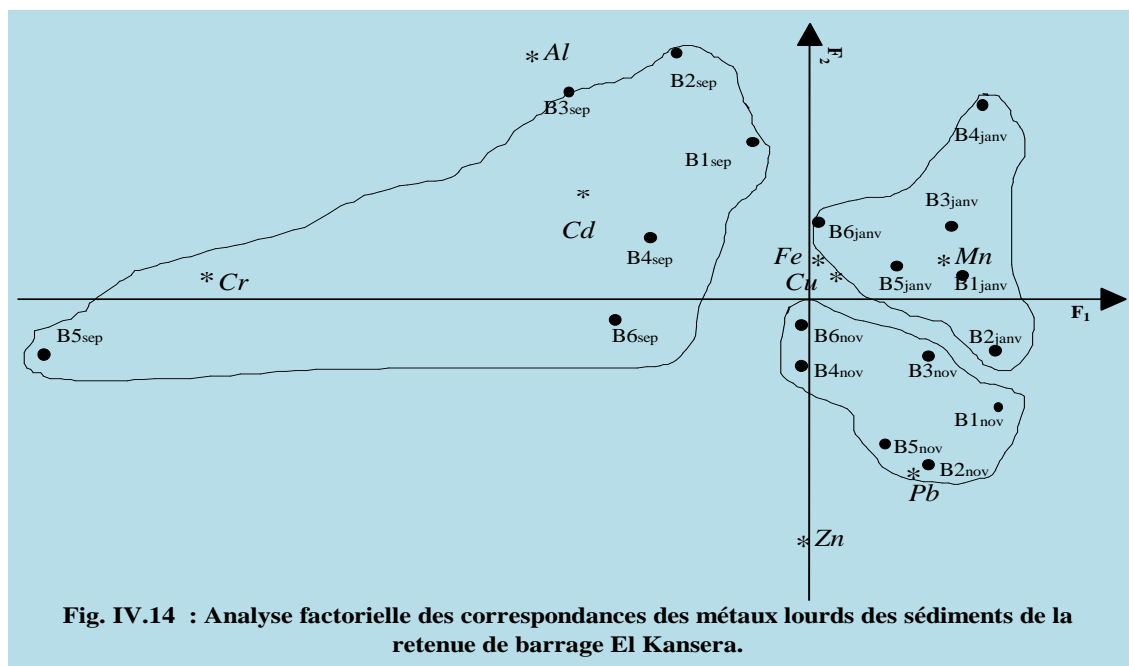


#### II-4-2) Analyse factorielle des correspondances

Après avoir établi les relations entre les différents métaux étudiés, nous avons cherché à mettre en évidence des relations entre les périodes de prélèvement, les métaux et les stations. L'utilisation de l'analyse factorielle des correspondances apparaît comme un outil tout à fait adapté à cette recherche de relations (Benzécri 1973).

Les données relatives aux stations OB et OD n'ont pas été incluses dans la matrice de données de cette analyse factorielle, du fait que dans cette partie, le but est la mise en évidence des relations précitées avec les stations de prélèvement de la retenue (B1 à B6).

La figure IV.14 représente les résultats de l'analyse factorielle des correspondances projetés sur le plan formé par l'axe 1 qui explique 74,3 % de variance et l'axe 2 qui en explique 11 %.



Dans cette projection les individus sont répartis selon la période de prélèvement. Les prélèvements effectués en novembre 92 et en janvier 94 sont situés de côté positif de l'axe 1. Toutefois, ces prélèvements sont situés respectivement de côté positif de l'axe 2 et de côté négatif de cet axe. Tandis que les sédiments prélevés en septembre 94 sont tous situés de côté négatif de l'axe 1. Cette répartition des sédiments (individus) selon les périodes de prélèvement n'est pas étonnante étant donné que les caractéristiques physico-chimiques varient selon les périodes de prélèvement (cf deuxième partie).

Il ressort donc de cette variation temporelle que les teneurs en métaux lourds étudiés dépendent de la période de prélèvement. La figure IV.14 montre que les sédiments déposés en novembre 92, période de basses eaux, sont caractérisés par une forte teneur en plomb, et que les sédiments déposés en janvier 94 sont riches en fer, en manganèse et en cuivre. Cependant, en fin de période estivale (septembre 94), cette même figure indique que les sédiments déposés sont riches en cadmium et en chrome et sont nettement pauvres en fer, en manganèse et en cuivre.

D'un autre côté, il semble, d'après la même figure, qu'en cette dernière période, les variations spatiales des teneurs en métaux étudiés dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera sont plus importantes que dans celles relatives aux autres périodes. Elles restent toutefois, moins importantes par rapport aux variations saisonnières remarquées ci-dessus.

## II-5) Relations entre les métaux et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments

L'analyse factorielle des correspondances des données relatives à l'étude des caractéristiques physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera d'une part, et l'analyse factorielle des correspondances des données relatives à l'étude des métaux lourds des mêmes sédiments d'autre part, ont montré respectivement que les paramètres physico-chimiques et les teneurs en métaux lourds dépendent de la période de campagne de prélèvement. Ceci montre clairement que les variations des teneurs en métaux sont en étroite relation avec celles des caractéristiques physico-chimiques dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

De ce fait, nous avons calculé les coefficients de corrélations entre les teneurs en métaux étudiés et les valeurs des paramètres physico-chimiques déterminées. D'après les résultats de ces coefficients de corrélations qui sont portés dans le tableau IV.22, nous pouvons constater que :

\* Le fer, le manganèse, le cuivre, le plomb et le zinc qui sont tous présents en faibles quantités dans les sédiments de la retenue déposés en période estivale (septembre 94), corréleront d'une part négativement avec le magnésium, le sodium et le potassium et d'autre part, positivement avec pH, l'azote total et le carbone organique (dans une moindre mesure entre ce dernier paramètre et le zinc et le plomb).

\* L'aluminium qui ne présente pas de variations spatiale et temporelle notables dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera corréle différemment avec les caractéristiques physico-chimiques ; il corréle négativement avec le pH (-0,60) et positivement avec le magnésium (0,63).

Tableau IV.22 : Coefficients de corrélations entre les métaux lourds et les paramètres physico-chimiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

(n = 18,  $\alpha_c = 95 \%$ ,  $R_c = 0,44$ ).

	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb	Cd	Al	Cr
MO	<b>-0,52</b>	<b>-0,56</b>	<b>-0,58</b>	-0,34	-0,14	<b>0,48</b>	0,40	0,18
TE	0,21	0,30	0,23	0,24	-0,17	-0,26	-0,13	0,24
pH	<b>0,75</b>	<b>0,84</b>	<b>0,85</b>	<b>0,73</b>	<b>0,75</b>	-0,01	<b>-0,60</b>	-0,23
CaCO <sub>3</sub>	-0,33	-0,33	-0,37	-0,29	<b>-0,52</b>	0,02	0,08	0,27
C	<b>0,66</b>	<b>0,69</b>	<b>0,61</b>	<b>0,48</b>	0,43	-0,27	-0,41	-0,06
N	<b>0,61</b>	<b>0,65</b>	<b>0,61</b>	<b>0,74</b>	<b>0,87</b>	0,36	<b>-0,46</b>	-0,13
C/N	0,21	0,20	0,14	-0,09	-0,29	<b>-0,61</b>	-0,01	0,06
AR	-0,26	-0,30	-0,35	<b>-0,45</b>	<b>-0,75</b>	<b>-0,82</b>	0,27	0,20
LI	0,28	0,31	0,35	<b>0,46</b>	<b>0,77</b>	<b>0,82</b>	-0,27	-0,23
SA	-0,20	-0,08	-0,07	-0,18	-0,29	-0,15	0,05	0,21
Ca	0,15	0,15	0,08	-0,01	-0,42	<b>-0,53</b>	0,10	0,20
Mg	<b>-0,73</b>	<b>-0,86</b>	<b>-0,84</b>	<b>-0,71</b>	<b>-0,80</b>	-0,17	<b>0,63</b>	0,18
Na	<b>-0,52</b>	<b>-0,65</b>	<b>-0,52</b>	<b>-0,53</b>	<b>-0,57</b>	-0,38	0,05	0,25
K	<b>-0,61</b>	<b>-0,66</b>	<b>-0,67</b>	<b>-0,62</b>	<b>-0,47</b>	-0,05	0,36	-0,01

\* Le cadmium et le plomb corrélient négativement avec la fraction argileuse; les coefficients de corrélations sont respectivement -0,82 et -0,75. Ces deux métaux corrélient par ailleurs positivement avec la fraction des limons ; les coefficients de corrélations sont respectivement 0,82 et 0,77.

\* Le chrome est toutefois l'unique métal, parmi les métaux étudiés, qui ne présente de corrélation significative avec aucun des paramètres physico-chimiques étudiés. Les coefficients de corrélations entre le chrome et ces paramètres sont inférieurs à 0,27. Ceci nous permet de dire que pour le chrome les variations spatio-temporelles dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera ne semblent pas être influencées par les variations des paramètres physico-chimiques de ces sédiments.

## II-6) Extraction des métaux à partir des différentes phases du sédiment

Pour l'évaluation des teneurs naturelles en métaux lourds étudiés des sédiments de la retenue de barrage El Kansera, nous n'avons pas pu faire des carottes au fond de ce milieu, étant donné que la profondeur est plus importante que dans le bassin versant.

Or, sans ces teneurs naturelles, l'évaluation des concentrations totales des métaux lourds dans les sédiments, ne nous permettra pas de juger l'état de pollution de la retenue par ces métaux.

Pour combler cette lacune, nous avons jugé utile d'effectuer des extractions sélectives des métaux lourds à partir des différentes phases constitutives du sédiment. En effet, les résultats de l'application de cette méthode peuvent nous permettre l'évaluation de l'état de pollution de la retenue par les métaux lourds, ainsi que l'origine de ces métaux et le danger potentiel que ces éléments peuvent constituer par migration des sédiments vers la colonne d'eau.

### II-6-1) Méthodes d'extractions sélectives

Parmi les méthodes généralement utilisées pour les extractions sélectives des métaux présents dans les différentes phases constitutives d'un sédiment, nous avons retenu pour la présente étude de spéciation celle élaborée par Tessier *et al.* en 1979 puis optimisée par Meguellati en 1982. Cette méthode, dont les détails sont donnés en annexe, est l'une des plus utilisées dans un tel type d'étude (Legret *et al.* 1985, Samanidou et Fytianos 1987, Huang *et al.* 1987, Rauret *et al.* 1988, Saadallah 1991).

### II-6-2) Sédiments étudiés

D'après les résultats bruts, présentés ci-dessus, de l'étude de la répartition des métaux lourds dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera, il semble que ce milieu ne peut être, a priori, supposé comme un milieu pollué par les métaux lourds. Toutefois, pour affirmer cette constatation, nous avons jugé utile d'étudier la spéciation de quelques métaux lourds dans les sédiments prélevés lors de deux différentes campagnes : la première en novembre 92 (période de basses eaux) et la deuxième en janvier 94 (période de hautes eaux).

D'autre part, nous avons choisi d'étudier deux métaux toxiques : le cuivre et le zinc, et deux métaux qui peuvent former des composés inorganiques de phosphore : le fer et le manganèse



Pour plus de commodité, lors de l'application du schéma des extractions sélectives aux différents échantillons de sédiment, nous désignerons les différentes fractions étudiées par :

ECH : Fraction échangeable,  
ORG : Fraction organique,  
CAR : Fraction carbonatée,  
RED : Fraction réductible,  
RES : Fraction résiduelle.

### II-6-3) Présentation des résultats

Il est à noter en premier lieu, que pour les quatre métaux étudiés la somme des teneurs extraites des cinq fractions des sédiments étudiés est le plus souvent légèrement inférieure à la teneur déterminée par l'analyse directe du métal total. Cette différence, qui est systématiquement assez reproductible pour tous les échantillons analysés, est certainement due à des pertes inhérentes aux modes opératoires suivis lors des différentes extractions réalisées pour chaque échantillon, ainsi qu'aux erreurs analytiques dues à une différence de matrice. D'autre part, cette différence a été aussi trouvée par Saadallah (1991) lors de son étude de spéciation du Cu, Fe, Mn, Zn et Pb dans les sédiments d'un cours d'eau marocain (oued Boufekrane).

Pour une bonne interprétation des résultats de cette étude, nous avons donc choisi de ne présenter et discuter que les pourcentages de chaque élément métallique liés aux cinq phases constitutives de sédiment.

Ainsi, nous avons présenté, pour chaque métal et pour chaque campagne, un tableau regroupant les pourcentages extraits par différents extractants chimiques, ainsi qu'un histogramme montrant l'évolution longitudinale de ces derniers (tableaux IV.23 à IV.26 et figures IV.15 à IV.18).

### II-6-4) Résultats et discussion

En appliquant les techniques d'extractions sélectives citées précédemment, nous avons pu déterminer le pourcentage de chaque métal associé aux différentes phases chimiques du sédiment.

Dans l'ensemble, les résultats des extractions sélectives des métaux étudiés dans toutes les différentes phases constitutives des sédiments ne montrent pas de différences notables entre la période de basses eaux (novembre 92) et la période de hautes eaux (janvier 94). Ce qui semble signifier que le volume d'eau ainsi que la profondeur de la retenue de barrage El Kansera n'ont probablement pas d'effet sur la répartition des métaux entre les fractions constitutives de sédiment.

Par ailleurs, la distribution des métaux étudiés entre les différentes phases de sédiment ainsi que l'évolution longitudinale des fractions déterminées montrent ce qui suit :

#### II-6-4-1) Manganèse

Le manganèse dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera est assez disponible sur les fractions résiduelles (RES) et carbonatées (CAR) et dans une moindre mesure, sur la fraction réductible (RED) ; par contre ce métal ne semble pas avoir une affinité particulière vis-à-vis des matières organiques. Les pourcentages de répartition de ce métal dans la fraction liée aux matières organiques (ORG) sont assez faibles ; ils oscillent entre 7,7 et 16,3 %.

Tableau IV.23 : Pourcentages en manganèse extraits dans les différentes phases constitutives des sédiments.

Campagne de novembre 92

Stations	ECH	ECH	CAR	RED	RES
OB	9,7	15,1	26,8	25,0	23,4
OD	14,6	8,4	29,6	15,2	32,2
B1	6,1	14,0	26,4	26,6	26,9
B2	16,2	7,7	24,0	21,5	30,6
B3	9,8	9,0	29,3	20,1	31,8
B4	10,9	13,8	27,6	22,2	25,5
B5	11,0	12,0	30,2	23,0	23,8
B6	10,6	10,2	26,0	21,5	31,7

Campagne de janvier 94

Stations	ECH	ORG	CAR	RED	RES
OB	11,8	15,1	25,8	30,9	16,4
OD	4,4	7,7	24,9	25,8	37,2
B1	8,6	16,3	25,1	22,4	27,7
B2	9,4	12,9	23,7	24,2	29,8
B3	9,9	13,1	31,6	17,0	28,4
B4	9,8	11,6	31,0	25,5	22,1
B5	11,6	11,4	27,1	25,0	24,9
B6	10,9	10,9	26,1	24,2	28,0

Ce résultat est en parfait accord avec la littérature (Tessier *et al.* 1979, Carre et Welte 1986, Saadallah 1991), vu que le manganèse est considéré comme un élément argilophile qui a tendance à se lier facilement à la fraction silicatée.

Par ailleurs, les évolutions longitudinales des pourcentages de manganèse dans chaque phase sédimentaire présentent une certaine stabilité au fil des stations. Elles montrent également que la répartition du manganèse dans les phases des sédiments de la retenue est relativement proche de celle dans les sédiments de l'oued Beht (station OB) et aussi dans les sédiments de l'oued D'kor (station OD).

Ce qui montre que, les conditions hydrodynamiques, la sédimentation ainsi que les facteurs morphologiques de la retenue n'ont probablement pas d'effet sur la distribution du manganèse entre les différentes phases constitutives des sédiments transportés du bassin versant vers le fond de la retenue.

Signalons toutefois, que la distribution du manganèse entre les différentes phases constitutives du sédiment suit l'ordre suivant :

Fraction carbonatée  $\cong$  Fraction résiduelle  $\cong$  Fraction réductible  $>$  Fraction échangeable  $\cong$  Fraction organique.

#### II-6-4-2) Fer

Pour le fer, à l'exception de la phase résiduelle (RES), ce métal se trouve essentiellement lié à la fraction carbonatée (CAR) ; cette fraction peut accumuler

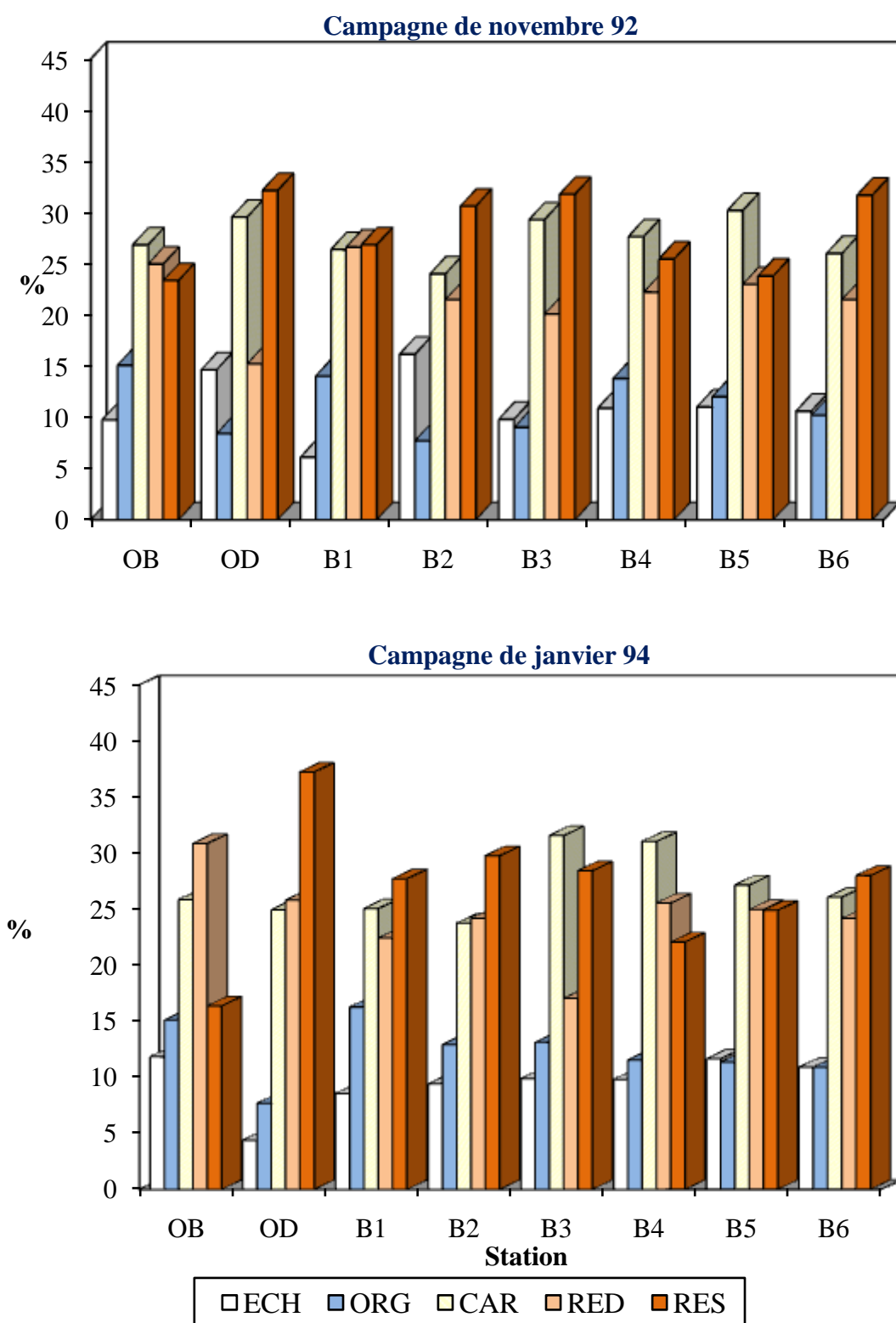


Fig. IV.15 : Spéciation du manganèse dans les sédiments du bassin versant de Beht et de la retenue de barrage El Kansera.

entre 25 et 44 % du fer total dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera et dans ceux de l'oued Beht. Par ailleurs, dans les sédiments de l'oued D'kor, qui sont très riches en calcium et en carbonates, la fraction carbonatée peut fixer jusqu'à 65 % en janvier 94. L'augmentation de la part du fer lié à la fraction carbonatée se fait au détriment de celle de la fraction résiduelle, ce qui montre qu'en janvier 94, l'origine du fer dans les sédiments de ce cours d'eau qui reçoit tous les rejets urbains de la ville de Khémisset est anthropogénique plus que lithogénique.

D'un autre côté, nous signalons que le fer est le métal le moins présent, parmi les quatre métaux étudiés dans ce travail, dans la fraction réductible. Son pourcentage dans cette fraction ne dépasse pas 4 % du fer total.

On notera également que dans toutes les phases constitutives des sédiments, le fer présente des variations longitudinales plus marquantes que dans le cas des autres métaux (Cu, Zn et Mn). Malgré ces variations, nous pouvons noter que globalement la distribution du fer dans les différentes phases des sédiments étudiés suit l'ordre suivant :

Tableau IV.24 : Pourcentages en fer extraits dans les différentes phases constitutives des sédiments.

Campagne de novembre 92

<i>Stations</i>	<i>ECH</i>	<i>ORG</i>	<i>CAR</i>	<i>RED</i>	<i>RES</i>
<i>OB</i>	1,9	11,9	44,3	2,6	39,3
<i>OD</i>	3,4	2,4	42,5	1,6	50,2
<i>B1</i>	5,1	11,5	32,6	2,0	48,8
<i>B2</i>	8,4	22,8	30,8	1,8	36,3
<i>B3</i>	0,3	20,8	25,3	1,9	51,7
<i>B4</i>	4,4	28,0	28,0	1,6	38,0
<i>B5</i>	4,2	15,2	30,8	2,0	47,8
<i>B6</i>	2,4	18,3	32,0	1,5	45,8

Campagne de janvier 94

<i>Stations</i>	<i>ECH</i>	<i>ORG</i>	<i>CAR</i>	<i>RED</i>	<i>RES</i>
<i>OB</i>	0,0	8,1	26,6	3,1	62,2
<i>OD</i>	0,0	0,0	64,8	1,8	33,4
<i>B1</i>	0,6	8,0	44,1	1,7	45,6
<i>B2</i>	2,7	20,5	29,6	2,1	45,0
<i>B3</i>	1,7	18,4	32,9	3,0	43,9
<i>B4</i>	6,9	16,7	30,4	3,9	42,1
<i>B5</i>	2,9	27,3	32,5	3,1	34,2
<i>B6</i>	2,2	25,7	31,1	3,8	37,4

Fraction résiduelle > Fraction carbonatée > Fraction organique > Fraction échangeable > Fraction réductible.

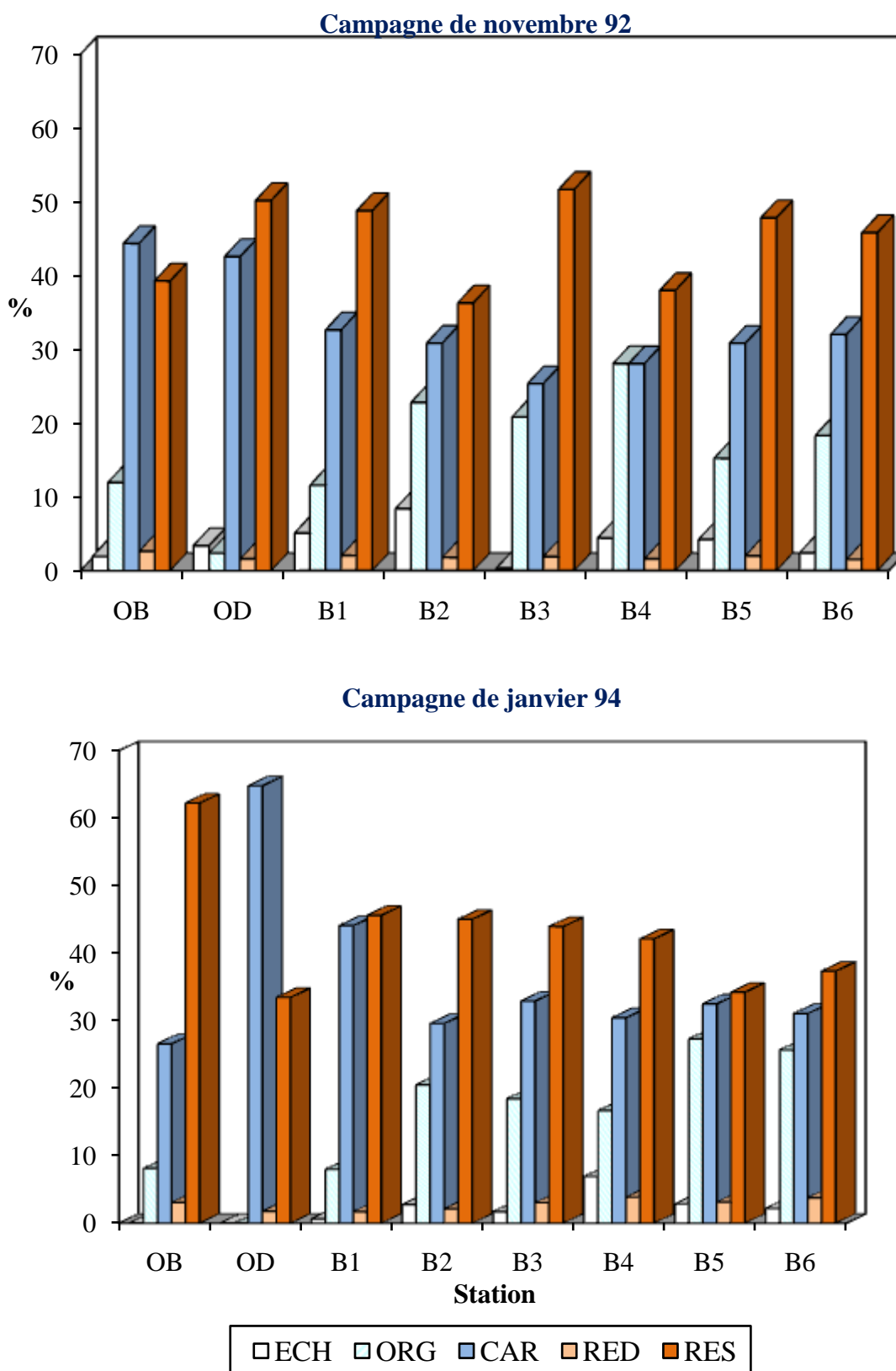


Fig. IV.16 : Spéciation du fer dans les sédiments du bassin versant de Beht et de la retenue de barrage El Kansera.

D'après cet ordre, il semble d'une manière générale, que dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera le fer est lié essentiellement à la phase résiduelle. Ce qui montre que l'existence de ce métal dans les sédiments de ce milieu n'est probablement pas due à une pollution, mais plutôt à la nature géologique des terrains de milieu.

#### II-6-4-3) Zinc

Les fractions ECH et ORG ne contiennent que très peu de zinc, moins de 1,8 %. Ce qui montre que la phase échangeable et la phase associée aux matières organiques des sédiments de la retenue de barrage El Kansera et de ceux du bassin versant ne constituent pas un site privilégié pour la concentration de zinc. Pour la phase carbonatée (CAR) et liée aux oxydes de fer et de manganèse (RED), le zinc existe à des pourcentages compris entre 0,9 et 27,7 %. Il est partagé de manière presque égale entre ces deux phases. Il ressort donc que la distribution du zinc entre les différentes phases constitutives du sédiment suit l'ordre suivant :

Tableau IV.25 : Pourcentages en zinc extraits dans les différentes phases constitutives des sédiments.

#### Campagne de novembre 92

Stations	ECH	ORG	CAR	RED	RES
OB	0,0	1,2	3,7	6,3	88,8
OD	0,0	0,0	27,7	15,4	56,9
B1	0,0	0,0	4,4	7,9	87,7
B2	0,3	0,0	19,5	7,7	72,6
B3	0,9	0,0	12,7	8,3	78,1
B4	0,0	0,0	4,5	14,1	81,4
B5	0,8	0,1	10,1	8,4	80,6
B6	0,2	0,0	8,5	9,6	81,7

#### Campagne de janvier 94

Stations	ECH	ORG	CAR	RED	RES
OB	10,2	0,0	0,9	4,9	84,0
OD	0,0	0,0	3,3	4,0	92,7
B1	1,7	1,1	7,6	9,7	80,0
B2	1,0	0,0	2,7	5,9	90,4
B3	1,4	0,0	5,7	7,4	85,5
B4	0,8	0,0	5,5	11,5	82,3
B5	0,0	0,0	4,6	10,3	85,1
B6	0,0	0,0	5,2	13,0	81,8

Fraction résiduelle >> Fraction réductible > Fraction carbonatée > fraction échangeable > Fraction organique.

Cependant, dans ces sédiments et pour les deux campagnes, le zinc se trouve essentiellement lié à la phase résiduelle, ceci montre l'origine lithogénique de ce métal (Nissenbaum 1972, Gibbs 1973).

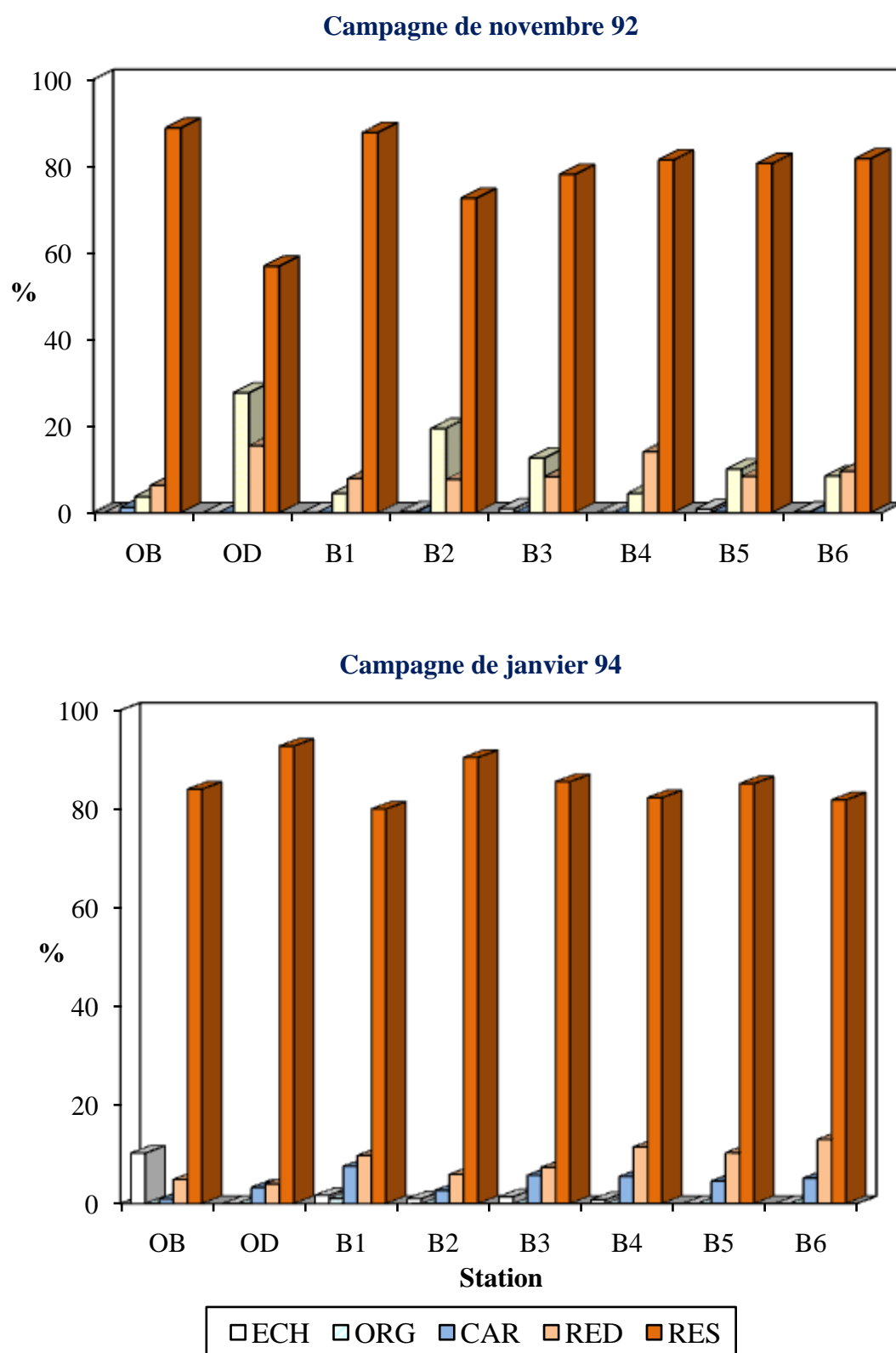


Fig. IV.17 : Spéciation du zinc dans les sédiments du bassin versant de Beht et de la retenue de barrage El Kansera.

On notera par ailleurs, que les pourcentages du zinc associés à toutes les fractions ne présentent pas de variations spatiales notables. Ces variations longitudinales sont plus stables en période de hautes eaux (janvier 94) qu'en période de basses eaux (novembre 92).

#### II-6-4-4) Cuivre

Comme dans le cas du zinc, mais dans une moindre mesure, le cuivre est essentiellement lié à la fraction résiduelle (RES) des sédiments de la retenue de barrage El Kansera. Le taux de cuivre lié à cette fraction est proche de 50 %, pour les deux campagnes.

Tableau IV.26 : Pourcentages en cuivre extraits dans les différentes phases constitutives des sédiments.

Campagne de novembre 92

<i>Stations</i>	<i>ECH</i>	<i>ORG</i>	<i>CAR</i>	<i>RED</i>	<i>RES</i>
<i>OB</i>	5,8	6,1	12,3	24,5	51,4
<i>OD</i>	13,0	12,7	0,0	34,4	39,9
<i>B1</i>	8,4	9,6	2,9	31,5	47,6
<i>B2</i>	8,4	8,8	5,7	19,6	57,4
<i>B3</i>	7,2	11,7	0,8	23,1	57,3
<i>B4</i>	10,5	15,9	0,0	14,0	59,6
<i>B5</i>	7,8	13,4	2,4	15,0	61,4
<i>B6</i>	9,9	12,2	0,6	20,2	57,1

Campagne de janvier 94

<i>Stations</i>	<i>ECH</i>	<i>ORG</i>	<i>CAR</i>	<i>RED</i>	<i>RES</i>
<i>OB</i>	6,9	10,9	8,0	7,8	66,5
<i>OD</i>	20,7	20,2	0,0	17,7	41,4
<i>B1</i>	14,3	7,2	3,5	22,5	52,5
<i>B2</i>	6,3	14,0	0,0	20,3	59,4
<i>B3</i>	12,2	12,8	0,0	25,3	49,7
<i>B4</i>	14,1	17,2	1,6	19,5	47,6
<i>B5</i>	11,6	20,4	6,9	17,4	43,6
<i>B6</i>	6,9	20,8	0,9	32,7	38,7

D'autre part, à l'exception des faibles fractions liées à la phase carbonatée (CAR), le cuivre a un comportement similaire à celui du manganèse dans les autres phases (ECH, ORG et RED). D'une façon globale, sa distribution entre les différentes phases constitutives du sédiment suit l'ordre suivant :

Fraction résiduelle >> Fraction réductible > Fraction organique > Fraction échangeable > Fraction carbonatée.

La présence du cuivre dans la phase résiduelle des sédiments à des taux très importants (supérieurs à 72 %), montre que le secteur étudié est non pollué par ce métal et l'origine de celui-ci dans les sédiments est essentiellement lithogénique.



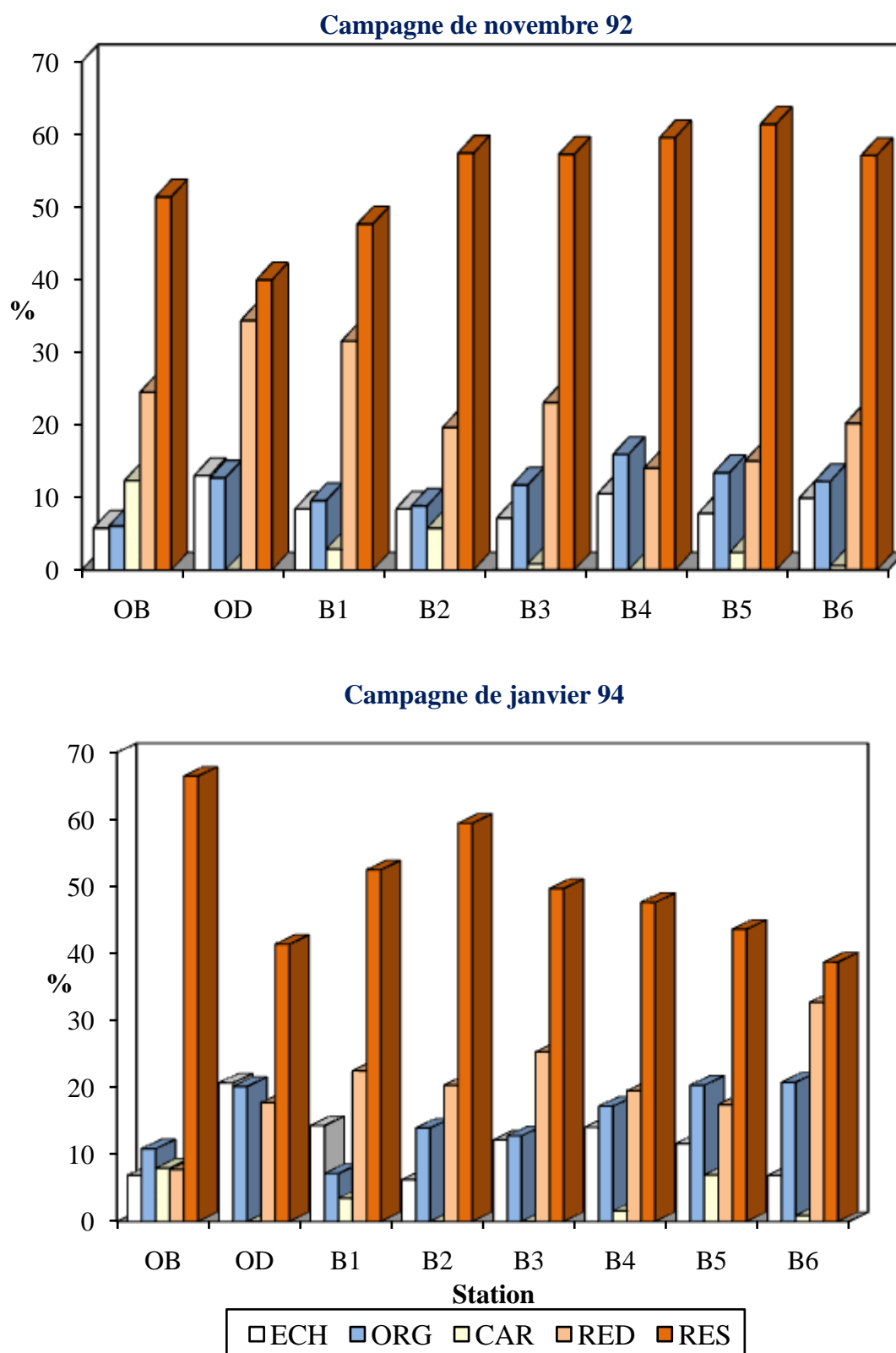


Fig. IV.18 : Spéciation du cuivre dans les sédiments du bassin versant de Beht et de la retenue de barrage El Kansera.

Toutefois, les résultats de la répartition de cuivre entre les différentes phases constitutives des sédiments de la retenue de barrage El Kansera ne sont pas en accord avec les résultats trouvés par Carre et Welte 1986, Chen *et al.* (1989), Pardo 1990, et Saadallah (1991).

En effet, dans les sédiments analysés par ces auteurs, le cuivre est présent en assez grande quantité dans la phase organique. Or les résultats que nous avons obtenus au cours de cette étude ne confirment pas la tendance du cuivre à se lier aux matières organiques. Nul doute, ce désaccord, ne peut être attribué qu'aux différences de matrice entre les sédiments que nous avons étudiés et les sédiments analysés par les autres auteurs. Dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera nous avons par ailleurs trouvé que le cuivre corrèle négativement avec les matières organiques. Ceci montre donc l'origine lithogénique de cuivre dans ce milieu et justifie ainsi les résultats qui ont montré que ce métal est lié essentiellement à la phase résiduelle.

## II-7) Conclusion

Au cours de ce chapitre, nous avons présenté les résultats de l'évaluation des teneurs en métaux lourds, ainsi que ceux relatifs à l'étude de la variation spatio-temporelle de ces teneurs dans les sédiments déposés en divers points de la retenue de barrage El Kansera.

Les résultats de cette étude ont montré que les teneurs en manganèse et en fer des sédiments de la retenue du barrage étudiée dépendent de la période de campagne de prélèvement. Ainsi, il a été montré qu'en période estivale où la température est assez importante (septembre 94), les taux d'accumulation de ces métaux dans les sédiments étudiés sont très faibles. Cette période de fin d'été coïncide avec le début de l'apparition des blooms d'algues Cyanophycées sur la surface des eaux de la retenue du barrage. En créant des conditions réductrices, ces algues favorisent probablement le relargage du manganèse et du fer à partir des sédiments anoxiques de la retenue vers la colonne d'eau.

Ce relargage provoque donc une diminution remarquable des teneurs en ces deux métaux des sédiments. Ce qui entraîne par conséquent, une élévation importante des concentrations de ces métaux dans l'eau de la retenue du barrage. Or, la présence du manganèse et du fer en quantité importante dans l'eau pose de sérieux problèmes au niveau de la station de traitement des eaux, située en aval de la retenue de barrage El Kansera.

D'un autre côté, l'étude des corrélations entre les métaux analysés a montré que les comportements du fer et du manganèse à l'interface eau-sédiment sont étroitement liés dans la retenue de barrage El Kansera. Il a été montré par ailleurs, que ce lien est moins important dans le bassin versant de l'oued Beht, probablement à cause de régime hydrodynamique de ce milieu qui est différent de celui de la retenue du barrage.

Les résultats de l'analyse factorielle des correspondances ont montré que globalement, les teneurs en métaux étudiés présentent des variations temporelles notables dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera. Ces résultats ont montré ainsi que les sédiments prélevés en période de basses eaux (novembre 92) sont caractérisés par une forte teneur en plomb ; alors que ceux déposés en période de hautes eaux (janvier 94) sont riches en fer, en manganèse et en cuivre. Les mêmes résultats ont montré toutefois, qu'en période estivale (septembre 94) les sédiments prélevés sont

caractérisés par de fortes teneurs en cadmium et en chrome et par de faibles teneurs en fer, en manganèse et en cuivre.

Cette répartition saisonnière des métaux dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera est par ailleurs, probablement liée aux variations temporelles des caractéristiques physico-chimiques de ces sédiments, elles mêmes dépendantes des variations saisonnières des conditions hydromorphologiques de la retenue.

Les résultats des analyses des métaux lourds dans les sédiments étudiés ont montré d'un autre côté, que les concentrations de ces métaux, enregistrées dans les sédiments déposés au niveau des stations situées dans la retenue, sont relativement proches de celles trouvées dans les sédiments de l'oued Beht (station OB). Ce qui semble indiquer que les teneurs en métaux lourds des sédiments de la retenue sont en étroite relation avec les apports et la sédimentation de nouvelles particules transportées par les conditions hydrodynamiques de l'oued Beht vers le fond du plan d'eau.

Cependant, il a été établi que, pour tous les métaux étudiés et pour toutes les campagnes de prélèvement effectuées, les faibles teneurs ont été enregistrées au niveau des sédiments de la station OD qui représente l'oued D'kor. Ceci a été expliqué par le fait que, la nature physico-chimique des sédiments de ce cours d'eau, qui est différente de celle des sédiments de la retenue du barrage Kansera, ne permet pas l'accumulation des métaux lourds dans ces sédiments à des taux élevés.

Nos résultats indiquent d'autre part, que pour le fer, le manganèse, le zinc et le cuivre, l'origine lithogénique est plus importante que l'origine anthropogénique de ces métaux dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera. En effet, l'étude de la spéciation chimique de ces métaux dans les sédiments de ce réservoir a montré que ces métaux sont généralement plus liés à la phase résiduelle qu'aux phases échangeable et organique.

## **CONCLUSION GENERALE**

Les résultats que nous avons obtenus dans le cadre du présent travail nous ont permis de tirer des renseignements intéressants sur la façon dont le phosphore et les métaux lourds se répartissent au sein des sédiments du bassin versant de l'Oued Beht et de la retenue de barrage El Kansera.

L'étude des propriétés physico-chimiques de ces sédiments nous a permis d'effectuer leur caractérisation globale et de déterminer à travers les variations spatio-temporelles d'un certain nombre de caractéristiques physico-chimiques, quels sont ceux qui influencent la répartition des formes de phosphore et des métaux lourds liés aux sédiments.

Les résultats de cette caractérisation ont montré par ailleurs, que les sédiments provenant de l'oued D'kor et ceux provenant de l'oued Beht ont des natures physico-chimiques notablement différentes de celles des sédiments déposés dans la retenue de barrage El Kansera. Les sédiments de la retenue, qui sont caractérisés par une texture limono-argileuse, sont plus riches en matières organiques, en carbone organique, en azote total, en sodium et en potassium que les sédiments déposés au niveau de l'oued Beht et de l'oued D'kor, qui sont respectivement limoneux et sableux.

Les relations déterminées, dans le présent travail, entre les différentes formes de phosphore et les caractéristiques physico-chimiques permettent de dégager des tendances intéressantes et ouvrent des perspectives pour des travaux futurs. Particulièrement, pour les travaux en cours, au sein de notre équipe, qui concernent l'étude de la cinétique d'adsorption du phosphore dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

D'un autre côté, l'étude des variations spatio-temporelles des orthophosphates solubles, dans les eaux prélevées au niveau des stations étudiées, a montré que les eaux de l'oued D'kor, qui drainent les rejets domestiques et industriels de la ville de Khémisset, ont un effet sur l'augmentation de ces teneurs des eaux de la retenue. Cette augmentation n'a par ailleurs, que des répercussions néfastes sur l'état trophique de la retenue de barrage El Kansera et par conséquent, sur la qualité des eaux retenues dans ce réservoir, qui sont utilisées pour la production d'eau potable pour les villes de Khémisset et Tiflet.

L'étude du rapport N/P, relatif aux sédiments, nous a permis d'un autre côté, de confirmer l'eutrophisation de la retenue de barrage étudiée, montrée par des travaux antérieurs sur le développement des espèces algales dans les eaux de cette retenue (Derraz 1995). Cette confirmation montre que l'étude du compartiment sédiment constitue un instrument d'observation permettant l'évaluation de l'état trophique des plans d'eau.

Les résultats des extractions séquentielles du phosphore appliquées aux sédiments étudiés ont montré que les teneurs en phosphore organique sont notablement plus importantes que les teneurs en phosphore minéral. Par ailleurs, il a été montré que les conditions hydromorphologiques du réservoir n'ont que très peu d'effet sur les variations longitudinales des concentrations des formes  $\text{Fe}(\text{OOH})\text{-P}$ ,  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  et  $\text{POR}$ . Les teneurs en phosphore organique soluble dans l'acide présentent des variations saisonnières plus importantes que celles relatives aux autres formes de phosphore. L'importance de ces variations semble être liée à plusieurs facteurs tels que les apports continus des matières organiques fraîches en périodes de crue, ainsi que la dégradation de ces matières et la minéralisation du phosphore organique en phosphore minéral en périodes d'étiages.

D'autre part, notons que les résultats obtenus ont montré que la répartition des formes de phosphore au sein des sédiments étudiés est essentiellement gouvernée par les caractéristiques physico-chimiques de ces sédiments, elles mêmes dépendantes des variations saisonnières des conditions hydromorphologiques de la retenue.

L'application des extractions séquentielles du phosphore à des sédiments d'un milieu eutrophe comme celui de la retenue de barrage El Kansera a abouti à des résultats intéressants. En effet, cette application a permis l'extraction, entre autres, de deux formes chimiques (inorganiques) du phosphore sédimentaire, qui sont biodisponibles pour certaines espèces d'algues, responsables du phénomène d'eutrophisation de la retenue de barrage El Kansera.

Par ailleurs, il a été montré dans le présent travail que l'évaluation des teneurs en métaux lourds et l'étude de leurs variations spatio-temporelles dans les sédiments ne peuvent pas, à elles seules, donner des informations sur le niveau de pollution par ces métaux, des milieux étudiés.

Pour pouvoir déterminer le degré de pollution par les métaux lourds du bassin versant de l'Oued Beht, les résultats de ces études ont été conjugués à ceux relatifs à l'étude des teneurs naturelles des sédiments de ce même milieu. Cette conjugaison nous a permis le calcul des facteurs de contamination, qui ont montré que le bassin versant ne connaît pas de pollution notable par le chrome, le zinc, le fer et le manganèse. Toutefois, il a été montré, par le calcul de ces facteurs de contamination que ce milieu peut être considéré comme relativement pollué, par le cuivre au niveau de la partie amont de l'oued Beht, et par le plomb au niveau de l'oued D'kor. Ces pollutions ont été cependant jugées non inquiétantes pour l'instant.

D'autre part, pour pouvoir juger l'état de pollution de la retenue, nous avons effectué des extractions sélectives des métaux lourds, à partir des différentes phases constitutives du sédiment. Ainsi, les résultats de l'application de cette méthode, nous ont permis l'évaluation de l'état de pollution de la retenue par les métaux lourds, ainsi que l'origine de ces métaux.

En effet, l'étude de la spéciation chimique du fer, du manganèse, du zinc et du cuivre dans les sédiments de ce réservoir a montré que ces métaux sont généralement plus liés à la phase résiduelle qu'aux phases échangeable et organique. Ce qui nous a indiqué que l'origine lithogénique est plus importante que l'origine anthropogénique de ces métaux dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera.

Notons d'un autre côté, que les informations recueillies lors de ce travail, concernant l'état de pollution du bassin versant et la retenue du barrage, montrent le rôle de l'étude du compartiment sédiment dans l'évaluation du degré de contamination, par les métaux lourds, des milieux aquatiques superficiels. Ce rôle important gagnerait à être pris en considération dans les programmes de surveillance de la qualité de notre patrimoine hydrique.

L'ensemble des résultats des analyses effectuées dans le cadre de cette partie de l'étude relative aux métaux lourds, constitue une base de données assez conséquente pour envisager son utilisation dans une modélisation. Il nous a paru dès lors intéressant d'effectuer un traitement statistique sur ces données visant l'établissement de deux modèles stochastiques permettant la prévision de la concentration des métaux lourds dans les sédiments étudiés à partir de la connaissance de leurs propriétés physico-chimiques.

Étant donnée la non linéarité entre les concentrations des métaux lourds et les caractéristiques physico-chimiques des sédiments du bassin versant, les modèles établis par la méthode basée sur le principe des réseaux de neurones, pour la prédiction des concentrations des métaux lourds, sont plus performants que ceux établis par la régression linéaire multiple.

Les modèles performants établis par les réseaux de neurones peuvent être considérés comme des sous-modèles qui contribueront à l'établissement d'un modèle global prenant en considération le plus grand nombre de paramètres possibles susceptibles d'influencer l'évolution dans le temps de l'écosystème étudié.

L'établissement d'un tel modèle constitue l'un des objectifs à moyen terme du programme pluridisciplinaire d'étude de la retenue de barrage El Kansera, dans le cadre duquel s'est inscrit notre travail.

**REFERENCES  
BIBLIOGRAPHIQUES**



- ABDALLAOUI A., DERRAZ M., BENABDALLAH M.Z. & LEK S. (1997), Contribution à l'étude de la relation entre les différentes formes du phosphore dans les sédiments d'une retenue de barrage eutrophe en climat méditerranéen (El Kansera, Maroc). *Sciences de l'eau*, (Accepté).
- ABOUZAID H. (1987), L'eutrophisation de quelques lacs-réservoirs au Maroc. *Eau et développement*, N° 4, Avril, 17-29.
- ABOUZAID H. (1994), Présentation du phénomène d'eutrophisation. *Séminaire sur l'Eutrophisation des Retenues de Barrages dans les Pays Méditerranéens, Contributions et Recommandations*. ONEP, Rabat, 14, 15 et 16 Juin.
- ABOUZAID H., FOUTLANE A., BERRADA A., BOURCHICH L. & BOULLOUD A. (1990), Effet de l'introduction des poissons phytoplanctonophages sur la qualité de l'eau de la retenue Sidi Mohammed Ben Abdellah. *Colloque Européen sur la Gestion de l'eau*, Paris, 4 - 6 décembre 1990.
- ADMINISTRATION DE L'HYDRAULIQUE (1991), Ressources en eau dans le bassin de l'oued Beht (Province de Khémisset). Publication de l'Administration de l'Hydraulique, Ministère des Travaux Publics de la Formation Professionnelle et de la Formation des Cadres, Février 1991.
- ADMINISTRATION de l'HYDRAULIQUE (1992), Les grands barrages au Maroc. Publication de l'Administration de l'Hydraulique, Ministère des Travaux Publics de la Formation Professionnelle et de la Formation des Cadres, janvier 1992.
- AFNOR (1971), Essais des eaux. Détermination de la demande chimique en oxygène (D.C.O.), méthode par le dichromate de potassium. *Association Française de Normalisation*, NF T-90-101.
- AFNOR (1977), Essais des eaux. Dosage des orthophosphates, polyphosphates et phosphore total. *Association Française de Normalisation*, NF T 90-023.
- AGEMIAN H. & CHAU A.S.Y. (1976), Evaluation of extraction technics for the determination of metals in aquatic sediments. *Analyst*, 101, 1207, 761-767.
- ALEYA L. (1992), The seasonal succession of phytoplankton in an eutrophic lake through the coupling of biochemical composition of particulates, metabolic indicators and environmental conditions. *Arch. Hydrobiol.*, 124, 69-88.
- AMIARD J. C., QUEGUINER F. & CAMUS Y. (1991), Variations spatiales des concentrations métalliques (Cd, Cu, Pb) des eaux de la mer d'Iroise. *Oceanologica Acta*, 14,2, 141-150.
- AMIEL J. (1959), Chrome - In: PASCAL P. - Nouveau traité de chimie minérale - 33-413, *Masson C<sup>IE</sup>*, Ed. Paris.
- ANDERSEN J.M. (1975), Influence of pH on release of phosphorus from lake sediments. *Arch. Hydrobiol.*, 76, 4, 411-419.
- ANGELIER E., BORDES J.M., LUCCHETTA J.C. & ROCHARD M. (1978), Analyse statistique des paramètres physico-chimiques de la rivière Lot. *Annls Limnol.* 14, 2, 39-57.
- ARVIN E. (1979), The influence of pH and calcium ions upon transformations in biological waste water treatment plants. *Prog. Wat. Tech. Suppl.*, 1, 19-40.
- AUBERT G. (1978), Méthodes d'analyses des sols. *Centre National de Documentation Pédagogique*, Marseille, 189p.
- BALINGER D.G. & MAC KEE G.D. (1971), Chemical characterization of bottom sediments. *J. Wat. Poll. Centr. Fed.*, 43, 217-227.

- BENGEN D., LIM P. & BELAUD A. (1992), Qualité des eaux de trois bras morts de la garonne: variabilité spatio-temporelle. *Sciences de l'Eau*, 5, 131-156.
- BENZECCI J.-P. (1973), L'analyse des données. II l'analyse des correspondances. *Dunod ed.*, Paris, 619p.
- BERNER R.A. (1975), Diagenetic models of dissolved species in the interstitial waters of compacting sediments. *Am. J. Sci.*, 275, 88-96.
- BLANCHER R.W. & RIEGO D. (1976), Phosphate determinations in waters using an anion exchange resin. *J. Environ. Qual.*, 4, 45-48.
- BLOESCH J. & STURM M. (1986), Settling flux and sinking velocities of particulate phosphorus (PP) and particulate organic carbon (POC) in Lake Zug, Switzerland. In SLY P.G. Ed., *Sediments and water interactions*, Springer Verlag, New-York, 479-488.
- BLOESCH J. (1994), A review of methods used to measure sediment resuspension. *Hydrobiologia*, 284, 13-18.
- BLOESCH J., ARMENGOL F., GIOVANOLI H. & STABEL H. (1988), Phosphorus in suspended and settling particulate matter of lake. *Arch. Hydrobiol.*, 30, 84-90.
- BOERS P.C.M., BONGERS J.W.T., WISSELO A.G. & CAPPENBERG T.E. (1984), Loosdrecht restoration project: Sediment phosphorus distribution and release from the sediments. *Verh. int. Ver. Limnol.* 22, 842 - 847.
- BONZONGO J. (1990), Phosphore et sédiments : méthodes d'analyse - stockage - relargage - biodisponibilité. *Thèse d'Université*, Université de Rennes I, 197 p.
- BONZONGO J., BERTRU G., & MARTIN G. (1989), Les méthodes de spéciation du phosphore dans les sédiments: Critiques et propositions pour l'évaluation des fractions minérales et organiques. *Arch. Hydrobiol.*, 116, 1, 61-69.
- BOSTROM B., ANDERSEN J.M., FLEISCHER S. & JANSSON M. (1988a), Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, 170, 229-244.
- BOSTROM B., JANSSON M. & FORSBERG C. (1982), Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 18, 5-59.
- BOSTROM B., PERSSON G. & BROBERG B. (1988b), Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. *Hydrobiologia*, 170, 133-155.
- BOULAAMAIL A. (1996), Etude des approches rationnelles des relations structure-toxicité de diverses familles de pesticides par des méthodes statistiques usuelles et les réseaux neuromimétiques. *Thèse de 3ème Cycle*, Faculté des Sciences de Meknès.
- BOUST D. (1981), Métaux traces dans l'estuaire de la Seine et ses abords. *Thèse 3ème Cycle*, Université de Caen.
- BRGM/SGAL (1982), Inventaire du degré de pollution des sédiments des cours d'eau. *Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Service Géologique Régional Alsace*.
- BRUCE J.K. & TURNER J.E. (1980), The interaction of cadmium and certain other metal ions with proteins and nucleic acids. *Toxicology*, 16, 1-37.
- CARPENTER G. A. (1989), Neural network models for pattern recognition and associative memory. *Neural Networks*, 2, 243-257.
- CARRE J. & WELTE B. (1986), Spéciation des métaux lourds présents dans les boues d'un bassin de lagunage naturel. *Environ. Tech. Lett.*, 7, 351-362.

- CARRUESCO C. (1977), Comportement de quelques éléments métalliques dans les sédiments superficiels de la lagune de Moulay-Bou-Salham (côte atlantique marocaine). *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, Bordeaux, 24, 37-48.
- CEST (1976), Application of sewage sludge to cropland. Appraisal of potential hazards of heavy metals to plants and animals. *Council for Environmental Science and Technology*, Washington DC, EPA-430/9-76-013.
- CHANG S.C. & JACKSON M.J. (1957), Fractionation of soil phosphorus. *Soil Sci.*, 84, 133-144.
- CHEGGOUR M. (1988), Contribution à l'étude d'un milieu paralique: l'estuaire du Bouregreg (coté atlantique marocaine): Conditions écologiques globales, Etude de la contamination métallique. *Thèse de 3ème Cycle*, Ecole Normale Supérieure Takaddoum - Rabat, 337 p.
- CHEN J., DONG L. & DENG B. (1989), A study on heavy metal partitioning in sediments from Poyang Lake in China. *Hydrobiologia*, 176, 159-170.
- CROSBY S.A., MILLWARD G.E., BUTLER E.I., TURNER D.R. & WHITFIELD M. (1984), Kinetics of phosphate adsorption by iron oxyhydroxides in aqueous systems. *Estuar. Coastal Shelf Sci.*, 19, 257-270.
- CUGNY P. & BONNET L. (1983), Introduction aux méthodes d'analyse des données multidimensionnelles et à leur utilisation en sciences naturelles. *Bull. Lab. Biol. Quant.*, n° 1, 48-70.
- DAGNAC J. (1994), Bilan des dépôts sédimentaires dans le réservoir de Pareloup (Aveyron, France). *Hydroécol. Appl.*, Tome 6, Vol. 1-2, 59-85.
- DAVIS J.A. & LECKIE J.O. (1978), Effect of complexing ligands on trace metal uptake by hydrous oxides. *Env. Sci. Technol.*, 12, 1309-1315.
- DE GRAAF BIERBRAUWER-WURTZ I. M. & GOLTERMAN H. L. (1989), Fosfaatfracties in de bodem van een aantal Nederlandse meren. *H<sub>2</sub>O*, 22, 411-414.
- DE GROOT C. J. & GOLTERMAN H. L. (1990), Sequential fractionation of sediment phosphate. *Hydrobiologia*, 192, 143-148.
- DE GROOT C. J. (1992), Flux et transformations du phosphate et de l'azote dans les zones humides: la Camargue (Delta du Rhône). *Thèse d'Université*, Université Claude Bernard, Lyon I.
- DERRAZ M. (1995), Etude de l'eutrophisation de la retenue du barrage El Kansera (Maroc). Caractéristiques physico-chimiques, biodisponibilité du phosphate sédimentaire, ecophysiologie de *Microcystis* et relation des blooms avec les paramètres environnementaux. *Thèse de Doctorat ès-Sciences*. Université Moulay Ismaïl, Meknès, 119p.
- DORICH R. A., NELSON D. W. & SOMMER L. E. (1980), Algal availability of sediment phosphorus in drainage water of the black creek watershed. *J. Environ. Qual.*, 8, 577-563.
- DOWNING J.A. & MCCAULEY E. (1992), The nitrogen : phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 37, 5, 936-945.
- DRAKE J. & HEANEY S.I. (1987), Occurrence of phosphorus and its potential remobilization in the littoral sediments of a productive English lake. *Freshwat. Biol.* 17, 513-523.
- DUCHAUFOR PH. (1977), Pédologie, pédogénèse et classification, Tome I, *Ed. Masson*, 477 pp.

- ECK G.T.M. VAN (1982), Forms of phosphorus in particulate matter from the Holland Diep/Haringuliet, The Netherlands. *Hydrobiologia*, 282, 665-681.
- EL MOUMNI B. & MONACO A. (1992), Etude minéralogiques et géochimique des dépôts du Quaternaire récent de la partie orientale de la marge méditerranéenne marocaine (Mer d'Alboran). *Géologie Méditerranéenne*, Tome XIX, N°2, 55-68.
- EMERSON S. & WIDMER G. (1978), Early diagenesis in anaerobic lake sediment. II - Thermodynamic and kinetic factors controlling the formation of iron phosphate. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 42, 1307-1316.
- ENELL M. & LOFGREN S. (1988), Phosphorus in interstitial water : methods and dynamics. *Hydrobiologia*, 170, 103-132.
- FABRE A., QOTBI A., DAUTA A. & BALDY V. (1996), Relation between algal available phosphate in the sediments of River Garonne and chemically-determined phosphate fractions. *Hydrobiologia*, 335, 43-48.
- FAUSCH K.D., HAWKES C.L. & PARSONS M.G. (1988), Models that predict the standing crop of stream fish from habitat variables : 1950-85. *General Technical Report PNW-GTR-213. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland*, 52p.
- FAVRICHON V. (1994), Classification des espèces arborées en groupes fonctionnels en vue de la réalisation d'un modèle de dynamique de peuplement en forêt guyanaise. *Rev. Ecol.*, 49, 379-403.
- FEIK G. *et al.* (1972), Release of mercury from contaminated freshwater sediments by the runoff of road deicing salt. *Science*, 175, 1142-1143.
- FORSTNER U. & MULLER G. (1973), Heavy metal accumulation in river sediments : a response to environmental pollution. *Geoforum*, 145, 53-61.
- FORSTNER U. & WITTMANN G.T.W. (1979), Metal pollution in the aquatic environment - Springer-Verlag, Berlin.
- FOUCART T. (1985), Analyse factorielle de tableaux multiples. *Ed. Masson*, 185 p.
- FOUTLANE A. & BOULLOUD A. (1994), Processus de lutte contre l'eutrophisation au niveau des retenues de barrage marocaines. *Séminaire sur l'Eutrophisation des Retenues de Barrages dans les Pays Méditerranéens, Contributions et Recommandations*. ONEP, Rabat, 14, 15 et 16 Juin.
- FRANCOIS R. (1988), A study on the regulation of the concentration of some trace metals (Rb, Sr, Zn, Pb, Cu, V, Cr, Mn and Mo) in Saanich Inlet sediments, British Colombia, Canada. *Marine Geology*, 83, 285-308.
- FRIBERG L. *et al.* (1974), Cadmium in the environment. 2ème éd. *Cleveland, OH, CRC Press*.
- FROELICH P.N. (1988), Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries : A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnol. Oceanogr.*, 33, 4, 649-668.
- FUKUSHIMA T., AMANO K. & MURAOKA K. (1991), Factors explaining sediment concentrations of 16 elements in 28 Japanese lakes. *Water Sci. Technol.*, 23: 465-474.
- GALLANT S.I. (1993), Neutral Network learning and expert systems. *M.I.T. Press*, London, 365 p.
- GHEDDA L.K. (1990), Evolution du phytoplancton en fonction du temps et des caractéristiques du milieu dans le lac de barrage El Kansera (Maroc). *Mémoire CEA*, Université Moulay Ismail, Meknès.
- GIBBS R. (1973), Mechanisms of trace metal transport in river. *Science*, 180, 71-73.

- GOLTERMAN H. L. & BOOMAN A. (1988), Sequential extraction of iron-phosphate and calcium-phosphate from sédiments by chelating agents. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 23, 904-909.
- GOLTERMAN H. L. & De GROOT C. J. (1994), Nouvelles connaissances des formes du phosphate: conséquences sur le cycle du phosphate dans les sédiments des eaux douces peu profondes. *Annls Limnol.* 30, 3, 221-232.
- GOLTERMAN H. L. (1982), Differential extraction of sediment phosphates with NTA solutions. *Hydrobiologia*, 92, 683-687.
- GOLTERMAN H. L. (1988b), Reflexions on fractionation and bioavailability of sediment bound phosphate. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, 30, 1-4.
- GOLTERMAN H.L. (1973), Vertical movement of phosphate in fresh water. In «environmental phosphorus handbook». SPENCER J.M. and MITCHEL D.Y. (ed.) *Jhon Wiley and Sons*, New York, 509-538.
- GOLTERMAN H.L. (1977), Sediments as a source of algal growth. In : GOLTERMAN H.L. (ed.) Interaction between sediments and fresh water. *Junk., The Hague & Pudoc*, Wageningen.
- GOLTERMAN H.L. (1984), Sediments, modifying and equilibrating factors in the chemistry of freshwater. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22, 23-59.
- GOLTERMAN H.L. (1988a), The calcium and iron bound phosphate phase diagram. Golterman H.L. (ed.) Sediment Water Interaction. *Hydrobiologia*, 159, 149-151.
- GREGOIRE A. (1990), Classification of the principal French reservoirs. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, 33, 807-818.
- GROBLER D. C. & DAVIES E. (1979), The availability of sediment phosphate to algae. *Water SA*, 5, 114-123.
- GROBLER D. C. & DAVIES E. (1981), Sediment as source of phosphate; A study of 38 impoundments. *Water SA*, 7, 54-60.
- GUY R.D., CHAKRABARTI C.L. & Mc BAIN D.C. (1978), An evaluation of extraction techniques for fractionation of copper and lead in model sediment systems. *Wat. Res.*, 12, 21-24.
- HAGUENOER J.M. & FURON D. (1981), Toxicologie et hygiène industrielles. Les dérivés minéraux. 1<sup>ère</sup> partie, *Technique et documentation*, Paris.
- HAGUENOER J.M. & FURON D. (1982), Toxicologie et hygiène industrielles. Les dérivés minéraux. 2<sup>ème</sup> partie, *Technique et documentation*, Paris.
- HAKANSON L. & JANSSON M. (1983), Principles of lake sedimentology. *Springer-Verlag ed.*, Berlin, 316p.
- HALOUANI H. EL., PICOT B., CASELLAS C., PENA G. & BONTOUX J. (1993), Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. *Sciences de l'Eau*, 6, 47-61.
- HELLMANN H. (1970), Die Charakterisierung von Sedimenten aufgrund ihres Gehalts an Spurenmetallen. *Deutsche gewasserkundliche Mitteilungen*, 41, 160-164.
- HEPHER B. (1958), On the dynamics of phosphorus added to fishponds in Israel. *Limnol. Oceanogr.*, 3, 84-100.
- HERING J.G. & MOREL F.M.M. (1988), Kinetics of trace metal complexation : Role of alkaline-earth metals. *Environ. Sci. Tech.*, 22, 1469-1478.
- HIELTJES A. H. M. & LIJKLEMA L. (1980), Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sédiments. *J. Environ. Qual.*, 9, 405-407.

- HOHL H. & STUMM W.J. (1976), Interaction of  $Pb^{2+}$  with  $\gamma-Al_2O_3$ . *J. Coll. Inter. Sci.*, 55, 281-288.
- HOSOMI M., OKADA M. & SUDO R. (1981), Release of phosphorus from sediments. *Verh. int. Ver. Limnol.* 21, 628 - 633.
- HOUSE W.A., CASEY H., DONALDSON L. & SMITH S. (1986), Factors affecting the coprecipitation of inorganic phosphate with calcite in hardwaters. *Wat. Res.*, 20, 7, 917-922.
- HUANG W.W., LIU M.G., GU Y.Q. & ZHANG J. (1987), Speciation of Cu, Co, Zn, Mn, Cr, Ni and Fe in suspended matter in Hanguang Estuary. *Heavy Metal Environment, Inter. Conf.*, 2, 452-454.
- HUTTON M. (1980), Sources of cadmium in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 7, 9-24.
- HWANG C.P. (1977), Inorganic phosphorus fractionation in Blackstrap lake sediments. *Wat. Res.*, 11, 945-956.
- JAFFE D. & WALTERS J. K. (1977), Intertidal trace metal concentrations in some sediments from the estuary. *Sci. Total Environ.*, Amsterdam, 7, 1-15.
- JAMBU M. (1989), Exploitation informatique et statistique des données. *Ed. Dunod*, 505p.
- JANSSON M. (1986), Nitrate as a catalyst for phosphorus mobilization in lake sediments. Environm. Geol. in sediment phosphorus group: working group summaries and proposals for future research. *Arch. Hydrobiol.*, 30, 83-116.
- JANSSON M., ENELL M., FLEISCHER S., GACHTER R., KELDERMANN P., LOFGREN S., NURNBERG G., PROVINI A. & SINKE A. (1988), Phosphorus release from lake sediment; In: sediment phosphorus group: working group summaries and proposals for future research. *Arch. Hydrobiol.*, 30, 83-116
- JAQUET J.M., FAVARGER P.Y., PETER A. & VERNET J.P. (1983), Production, transformation et sédimentation de la matière particulaire dans le Léman. Rapport interne, *Institut Forel, Université de Genève*.
- JENSEN H.S. & ANDERSEN F.O. (1992), Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 37, 3, 577-589.
- JONES J.G., GARDENER S. & SIMON B.M. (1983), Bacterial reduction of ferric iron in a stratified eutrophic lake. *J. Gen. Microbiol.*, 129, 131-139.
- JOUANNEAU J.M. (1983), Matières en suspension et oligo-éléments métalliques dans le système estuarien girondin : comportement et flux. *Mém. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, Bordeaux, 16.
- KEMP A.L.W. & MURDROCHOVA A. (1971), Electrodialysis: A method for extracting available nutrients in Great Lakes Sediements. *Proc. 14 th Conf. Great Lakes Res. Internat. Assoc. Great Lakes Res.*, 241-251.
- KINGA-MOUZEO (1986), Transport particulaire actuel du fleuve Congo et de quelques affluents, Enregistrement quaternaire dans l'éventail détritique profond (Sédimentologie, minéralogie et géochimie). *Thèse d'Université*, Perpegan, 251p.
- KLAPWIJK S.P., KROON J.M.W. & MEIJER M.L. (1982), Available phosphorus in lake sediments in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 92, 491-500.
- KLEEREKOPER H. (1957), Une étude limnologique de la chimie des sédiments de fond des lacs de l'Ontario méridional, Canada, *Thèse d'Univirsité*, Paris, 205p.
- KUO S. & LOTSE E.G. (1972), Kinetics of phosphate adsorption by calcium carbonate and Ca-kaolinite. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 36, 725-729.

- LABERGE C., CLUIS D. & SAULNIER G.-M. (1994), Analyses directionnelles multivariées de la qualité des précipitations sur la région de Québec. *Sciences de l'Eau*, 7, 269-284.
- LAFFORGUE M. (1990), Modélisation du fonctionnement d'un écosystème lacustre: le lac d'Aydat. *Thèse de Doctorat de l'école des Mines*, Paris, 308p.
- LAFFORGUE M. (1994), Eutrophisation et restauration des plans d'eau. Expérience française. *Séminaire sur l'Eutrophisation des Retenues de Barrages dans les Pays Méditerranéens, Contributions et Recommandations*. ONEP, Rabat, 14, 15 et 16 Juin.
- LAFFORGUE M., WALKER D. & SIMMONS J. (1993), Hanningfield lake : Functioning and restauration processes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25, 1162-1167.
- LAHLOU A. (1987), Etude actualisée de l'envasement des barrages au Maroc. *Sciences de l'Eau*, 6, 3, 335-356.
- LAKE C.A. & MAC INTYRE W.G. (1977), Phosphate and tripolyphosphate adsorption by clay minerals and estuarine sediments. *Virginia Wat. Ressources Research Center*, Bulletin 109, 1-58.
- LARFAOUI E. M. (1997), Impact des pesticides sur l'environnement : Etude de la toxicité et mode d'action de diverses familles d'herbicides par les méthodes statistiques et les réseaux de neurones. *Thèse de 3ème Cycle*, Faculté des Sciences de Meknès, 174p.
- LAVILLE H. (1971), Recherches sur les chironomides (Diptera) lacustres du Massif de Néouvielle (Hautes-Pyrénées). *Annls Limnols.*, 7,3,335-414.
- LEGRET M., DIVET L. & DEMARED D. (1985), Réduction des interférences sur la détermination des métaux lourds dans les sédiments de cours d'eau et les boues de stations d'épuration par spectrométrie d'absorption atomique en four de graphite. *Anal. Chim. Acta.*, 175, 203-210.
- LEK S., BELAUD A., BARAN P., DIMOPOULOS I. & DELACOSTE M. (1996a), Role of some environmental variables in trout abundance models using neural networks. *Aquat Living Resour*, 9, 23-29.
- LEK S., BELAUD A., DIMOPOULOS I., LAUGA J. & MOREAU J. (1995), Improved estimation, using neural networks, of the food consumption of fish populations. *Mar. Freshwater Res*, 46, 1229-1236.
- LEK S., DELACOSTE M., BARAN P., DIMOPOULOS I., LAUGA J. & AULAGNIER S. (1996b), Application of neural networks to modelling nonlinear relationships in ecology. *Ecological Modelling*, 90, 39-52.
- LENNOX L.J. (1984), Lough Ennell : Laboratory studies on sediment phosphorus release under varying mixing, aerobic and anaerobic conditions. *Freshwater Biology*, 14, 183-187.
- LESOUF A., BELAMIE R. & MONTIEL A. (1972), Un indicateur de pollution à mémoire. L'analyse des métaux dans les sédiments de rivière. *Journal Français d'Hydrologie*, 10, 165-172.
- LI W.C., ARMSTRONG D.E. & HARRIS R.F. (1973), Measurement of inorganic phosphate in lake sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 7, 454-456.
- LI W.C., ARMSTRONG D.E., WILLAMS J.D.H., HARRIS R.F. & SYERS J.K. (1972), Rate and extent of inorganic phosphate exchange in lake sediments. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 36, 279-285.
- LIJCLEMA L. (1980), Interaction of orthophosphate with iron (III) and aluminium hydroxides. *Environ. Sci. Technol.*, 14, n° 5, 537-541.

- LOGAN T.J. (1982), Mechanisms for release of sediment-bound phosphate to water and the effects of agricultural land management on fluvial transport of particulate and dissolved phosphate. *Hydrobiologia*, 92, 519-530.
- LOPEZ-HERNANDEZ D., HERRERA T. & ROTONDO F. (1981), Phosphate adsorption and desorption in a tropical estuary (Maracaibo system). *Marine Environmental Research*, 4, 2, 153-163.
- LOUIS M., BOUCHON C. & BOUCHON-NAVARON Y. (1995), Spatial and temporal variations of mangrove fish assemblages in Martinique (French West Indies). *Hydrobiologia*, 295, 275-284.
- LUOMA S.N. (1989), Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? *Hydrobiologia*, 176/177, 379-396.
- MacNAUGHTON M.G. & JAMES R.O. (1974), Adsorption of aqueous mercury (II) complexes at the oxide/water interface. *Journal of Colloid and Interface Science*, 47, 431-440.
- MALO A. (1977), Partial extraction of heavy metals from aquatic sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 11, 3, 277-282.
- MANTEI E.J. & COONROD D.D. (1989), Heavy metal content in the stream sediments adjacent to sanitary landfill. *Environ. Geol. Water Sci.*, 13, 51-58.
- MARGARET C. TAYLOR, STEWART W. REEDER & ADRIAN DEMAYO. (1979) Inorganic chemical substances: chromium - Guidelines for surface water quality - 1, *Environnement Canada*.
- MARTIN G. (1985), Les échanges phosphate/eau/sédiments. *Laboratoire C.N.G.E. Rennes, France*, 12-34.
- MARTIN J.M., NIREL P. & THOMAS A.J. (1987), Sequential extraction techniques: promises and problems. *Marine Chemistry*, 22, 313-341.
- MARTINOVA M.V. (1993), Nitrogen and phosphor compounds in bottom sediments: mechanisms of accumulation, transformation and release. *Hydrobiologia*, 252, 1-22.
- Mc INTOSH A.W., SHEPHARD B.K., MAYES R.A., ATCHISON G.J. & NELSON D.W. (1978), Some aspects of sediment distribution and macrophyte cycling of heavy metals in contaminated lake. *J. Environ. Qual.*, 7, 3, 301-305.
- McNEELY R.N., NEIMANIS V.P. & DWYER L. (1980), Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux - *Environnement Canada, Direction de la Qualité des Eaux*, Ottawa, Canada.
- MEGUELLATI N. (1982), Mise au point d'un schéma d'extractions sélectives des polluants métalliques associés aux diverses phases constitutives des sédiments. *Thèse de 3ème Cycle*, Université de Pau et des Pays de l'Adour, 109p.
- MEGUELLATI N., ROBBE D., MARCHANDISE P. & ASTRUC M. (1982), Intérêt des minéralisations sélectives pour le suivi des pollutions métalliques associés aux sédiments. *J. F. Hydrol.*, 13, 3, 39, 275-287.
- MONTIEL A. (1985), La biodisponibilité des toxiques dans l'environnement. *Stage formation continue en ecotoxicologie*, Metz, 34 p.
- MOSHE M., BETZER N. & KOTT Y. (1972), Effect of industrial wastes on oxidation pond performance. *Water Research*, 6, 1165-1171.
- MOTOMIZU S., WAKIMOTO T. & TOEI K. (1983), Spectrophotometric determination of phosphate in river waters with molybdate and malachite green. *Analyst*, March, 108, 361-367.



- MOUTIN T. (1992), Contribution à l'étude du cycle du phosphate dans les écosystèmes lagunaires. *Thèse d'Université, Université des Sciences et Techniques du Languedoc*, Montpellier, 164 p.
- MOUVET C. (1980), Pollution de l'Amblève par les métaux lourds, en particulier le chrome: dosage dans les eaux et les bryophytes aquatiques. *Trib. Cebedeau*, 33, 527-538.
- MOUVET C. (1984a), Mousses aquatiques et micropollution. *Rapport de contrat à l'Agence Financière du Bassin Rhin-Meuse*.
- MOUVET C. (1984b), Métaux lourds et mousses aquatiques. Spéciation physico-chimique, bioaccumulation et toxicité. *Thèse Doctorat Sciences Botaniques*, Université de Liège.
- MURPHY J. & RILEY J. P. (1962), A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27, 31-36.
- NISSENBAUM A. (1972); Distribution of several metal in chemical fraction of sediment core from the sea of okhotsk Israel. *J. Earth Sci.*, 21, 143-154.
- O'CONNOR J.T. & KESTER D.R. (1975), Adsorption of copper and cobalt from fresh water and marine systems. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 39, 1531-1543.
- OBENG-ASOMOA E.K. (1976), Nutrient regeneration in sediment of an oligotrophic lake. *Arch. Hydrobiol.*, 78, 4, 526-536.
- OLILA O.G., REDDY K.R. & HARRIS W.G. (1995), Forms and distribution of inorganic phosphorus in sediments of two shallow eutrophic lakes in Florida. *Hydrobiologia*, 302, 147-161.
- OMS (1972a), Rapport du Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires. *Organisation Mondiale de la Santé*, Genève, OMS série: Additifs alimentaires, N° 4.
- OMS (1972b), Risques pour la santé du fait de l'environnement - *Organisation Mondiale de la Santé*, Genève.
- OMS (1980), Les micropolluants dans les sédiments fluviaux - *Organisation Mondiale de la Santé*, rapports et études EURO 61, Copenhague.
- ONEP (1991), Lutte contre l'eutrophisation du lac réservoir Sidi Mohammed Ben Abdellah. Introduction de la carpe argentée de Chine. *Rapport de l'Office National de l'Eau Potable*.
- ONEP (1993 a), Note préliminaire sur la mise en oeuvre du système d'aération artificielle au niveau de la retenue Sidi Mohammed Ben Abdellah. *Rapport de l'Office National de l'Eau Potable*.
- ONEP (1993 b), Déroulement de l'introduction de la carpe argentée de Chine dans la retenue du barrage El Kansera. *Rapport de l'Office National de l'Eau Potable*, 31 DC/2/1993.
- OSTROFSKY (1987), Phosphorus species in the surficial sediments of Lakes of Eastern North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sc.*, 44, 960-966.
- OUDDANE B., FISCHER J.C. & WARTEL M. (1992), Evaluation statistique de la répartition des métaux en traces Cd, Pb, Cu, Zn et Mn dans la Seine et son estuaire. *Oceanologica Acta*, 15, 4, 347-354.
- PARDO R., BARRADO E., PEREZ L. & VEGA M. (1990), Determination and speciation of heavy metals in sediments of the pisuerga river. *Wat. Res.*, 24, 3, 373-379.
- PETTERSSON K & ISTVANOVICS V. (1988), Sediment phosphorus in Lake Balaton - forms and mobility. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 30, 25-41.
- PICKERING W.F. (1981), Selective chemical extraction of soil components and bound metal species. *CRC. Critical reviews in analytical chemistry*, Nov., 233-266.

- PICKERING W.F. (1986), Metal ion speciation - Soils and sediments (A review). *Geology Reviews*, 1, 83-146.
- POMEROY L.R. SMITH E.E. & GRANT C.M. (1965), The exchange of phosphate between estuarine water and sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 10, 167-172.
- PREMAZZI G. & ZANON G. (1984), Availability of sediment P in Lake Lugano. *Verh. int. Ver. Limnol.* 22, 1113-1118.
- PROHIC E. & JURACIC M. (1989), Metals in sediments : problems concerning determination of the anthropogenic influence study in the Kara River estuary, Eastern Adriatic coast, Yugoslavia. *Environ. Geol. Wat. Sci.*, 13, 2, 145-151.
- PSENNER R. & PUCSKO R. (1988), Phosphorus fractionation: Advantages and limits of the method for study of sediment P origins and interactions. *Arch. Hydrobiol. Beith Ergebn Limnol*, 30, 43- 59.
- RAO P.S.C. & DAVIDSON J.M. (1982), Retention and transformation of selected pesticides and phosphorus in soil-water systems: a critical review. *Environ. Reseach. Lab. Off. Research. develop. U.S. Environ. Protec. Agency*. Athens, Georgia 30613. EPA 600/3-82-060. Grant n° R. 805529-01, 341 p.
- RAURET G., RUBIO R., LOPEZ-SANCHEZ J.F. & CASASSUS E. (1988), Determination and speciation of copper and lead in sediments of a Mediterranean River (River Tenes, Catalonia, Spain). *Wat. Res.*, 22,4, 1469-1478.
- RECKHOW K.H. & CHAPRA S.C. (1983), Engineering approaches for lakes management. Volume 1 : Data analysis and empirical modeling. *Butterworth Publishers*, 340 p.
- REVERA O. & RICCARDI N. (1989), Les effets de l'oxygénation dans un lac eutrophe étudiés par la méthode de l'enceinte. *Sciences de l'Eau*, 2, 875-889.
- ROBBE D. (1981), Pollution métallique du milieu naturel. Guide méthodologique de leur étude à partir des sédiments. Rapport bibliographique. *L.C.P.C.*, Rapport de recherche LPC N° 104.
- RODIER J. (1984), L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer - 7ème édition, *Dunod*, Paris.
- ROFES G. (1980), Etude des sédiments. méthodes de prélèvement et d'analyses pratiquées au laboratoire de sédimentologie. Etude N° 47, *Ministère de l'Agriculture, GTGREF*, 50 p.
- RUMELHART D.E, HINTON G.E. & WILLIAMS R.J. (1986), Learning representations by back-propagating errors. *Nature*, 323, 533-536.
- RYDEN J.C., SYERS J.J. & HARRIS R.F. (1973), Phosphorus in runoff and streams. *Adv. Agron*, 25, 1-45.
- SAADALLAH M. (1991), Contribution à l'étude de la pollution métallique des sédiments des cours d'eau marocains - cas de l'oued Boufekrane. *Thèse de 3ème Cycle*, Faculté des Sciences de Meknès, 182 p.
- SAGER M. (1988), Comparison of solubilities of phosphate and associate metals in consecutive leaching techniques. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 30, 71-81.
- SAHILI & MAKHOKH (1987), Essais de modélisation de la retenue El Kansera, *Eau et Développement*, N° 4, Avril, 89-105.
- SALOMONS W. & DE GROOT A.J. (1978), Pollution history of trace metals in sediments, as affected by the Rhine River. In: KRUMBEIN W.E. (ed.), *Environmental biochemistry*. Ann Arbor, Ann Arbor Science Publishers, 1, 149-162.
- SALOMONS W. & EYSINK W.D. (1981), Pathways of mud and particulate metals from rivers to southern North Sea. *Proceedings of the International Meeting on Holecene*

- sedimentation in the North Sea Basin. *In: Biogeochemical and hydrodynamic processes affecting heavy metals in rivers, lakes and estuaries*. Delft, *Laboratoire hydraulique de Delft*, Publication N° 253.
- SALOMONS W. & MOOK W. G. (1980), Biogeochemical processes affecting metal concentrations in lake sediments (IJsselmeer, The Netherlands). *Science of the Total Environment*, 16, 217-229.
- SALOMONS W., MOOK W.G. & EYSINK W. (1981), Biogeochemical and hydrodynamic processes affecting heavy metals in rivers, lakes and estuaries. *Waterloop. Labo. Delft Hydraul. Labo. Publi.*, 253, 34p.
- SAMANIDOU V. & FYTIANOS K. (1987), Partitioning of heavy metals into selective chemical fractions in sediments from Rivers in Northern Greece. *Science of the Total environment*, 67, 279-285.
- SAPORTA G. (1990), Probabilités, analyse des données et statistique. *Ed. Technip*, Paris, 493p.
- SCHINDLER D.W. & FEE E.J. (1974), Experimental Lakes area : whole - lake experiments in eutrophication. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 31, 937-953.
- SCHINDLER D.W. (1974), Eutrophication and recovery in experimental lakes. Implication for lake management. *Science*, 184, 897- 899.
- SCHINDLER D.W., BRUNSKILL G.J., EMERSEON S., BROECKER W.S. & PENG T.H. (1972), Atmospheric carbon dioxide: its role in maintaining phytoplankton standing crop. *Science*, 177, 1192-1194.
- SEKI H., SKELDING J. & PARSON T.R. (1968), Observations on the decomposition of a marine sediment. *Limnol. Oceanogr.*, 13, 440-447.
- SHUKLA S.S., SYERS J.K., WILLIAMS J.D.H., ARMSTRONG D.E. & HARRIS R.F. (1971), Sorption of inorganic phosphate by lake sediments. *Soil. Soc. Amer. Proc.*, 35, 244-294.
- SNOEYINK V.L. & JENKINS D. (1980), Water chemistry. *Jhon Wiley and Sons*, New York.
- SOMMER U., GLIWIEZ Z.M., LAMPERT W. & DUNCAN A. (1986), The PEG model of seasonal succession of planktonic events in freswaters. *Arch. Hydrobiol.*, 106, 433-471.
- SONZOGNI W.C., CHAPRA S.C., ARMSTRONG D.E. & LOGAN T.J. (1982), Bioavailability of phosphorus inputs to lakes. *J. Environ. Qual.*, 11, 555-563.
- SORENSEN J.(1982), Reduction of ferric iron in anaerobic marine sediment and interaction with reduction of nitrate and sulfate. *Appl. Environm. Microbiol.*, 43, 319-324.
- STABEL H.H. & GEIGER M. (1985), Phosphorus adsorption to riverine suspended matter. Implications for the P-budget of Lake Constance. *Water Res.*, 19, 1347-1352.
- STABEL H.H. (1984), Impact of sedimentation on the phosphorus content of the eutrophic zone of Lake Constance. *Verh. Internat. Verein. Theor. Angew. Limnol.*, 22, 964-969.
- STUMM W. & BILINSKI H. (1972), Trace metals in natural waters, difficulties of interpretation arising from our ignorance on their speciation. *In: JENSKINS S.H. (ed.), Advances in water pollution research. Proceeding of the Sixth International Conference. Pergamon Press, Oxford.*
- STUMM W. & LECKIE J.O. (1971), Phosphate exchange with sediments and its role in the productivity of natural surface waters. *Proceeding 5th International Water Pollution Research Conference, vol. 2, Pergamon pub., London, 1971, III-26/1-III-26/16.*

- STUMM W. & MORGAN J.J. (1970), Aquatic Chemistry. *John Wiley & Sons pub.*, New-York, 583 p.
- STUMM W. & MORGAN J.J. (1981), Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. 2nd Ed., *Wiley-Interscience Publication*, New-York, 780 p.
- SYERS J.K., HARRIS R.F. & ARMSTRONG D.E. (1973), Phosphate chemistry in lake sediments. *J. Environ. qual.*, 2, 1, 1-14.
- TESSIER A. & CAMPBELL P.G.C. (1987), Partitioning of trace metals in sediments: relationships with bioavailability. *Hydrobiologia*, 149, 42-43.
- TESSIER A., CAMPBELL P.G.C. & BISSON M. (1979), Sequentiel extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, 51, 7, 844-851.
- TIREN T. & PETTERSSON K. (1985), The influence of nitrate on the phosphorus flux to and from oxygen depleted lake sediments. *Hydrobiologia*, 120, 207-223.
- VAN DE VEN N.S.G. *et al.* (1977), Teneur d'éléments présents à l'état de traces chez le bétail des plaines alluviales du Rhin et l'Ijssel. *Aardbouwkundige tijdschrift*, 89, 262.
- VERNEAUX J., VIDONNE A., REMY F. & GUYARD A. (1991), Particules organiques et rapport C/N des sédiments des lacs du Jura. *Annls Limnol.*, 27,2, 175-190.
- VIDONNE A., GUYARD A., REMY F. & VERNEAUX J. (1988), Utilisation d'un «indice de réflexion» pour l'analyse rapide des sédiments lacustres. *Sciences de l'Eau*, 1, 3, 239-251.
- VOLLENWEIDER R.A. (1968), Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. *O.C.D.E.* Paris, 182 p.
- VOLLENWEIDER R.A. (1971), Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to phosphorus and nitrogen as factors in eutrophication. *Organization for Economic Cooperation and Development Directorate for Scientific Affairs*, Paris, Report DAS/CSI/68.27, 159 p.
- VOLLENWEIDER R.A. (1975), Input-output models, with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 37, Fasc. 1, 53-84.
- VOLLENWEIDER R.A. (1976), Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33, 53-83.
- WEIGEND A.S., HUBERMAN B.A. & RUMELHART D.E. (1992), Predicting sunspots and exchange rates with connectionist networks. In M. Casdagli and S. Eubank (Eds), *Nonlinear Modelling and Forecasting, SFI Studies in the Sciences of Complexity*, Proc. XII, *Addison-Wesley*, pp. 395-432.
- WILDUNG R.E. & SCHMIDT R.L. (1973), Phosphorus release from lake sediments. *U.S. E.P.A. Report N° EPA-R3-73-024*.
- WILLIAMS J. D. H., SHEAR H. & THOMAS R. L. (1980), Availability to *Scenedesmus quadricauda* of different forms of phosphorus in sedimentary materials from the Great Lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 25, 1-11.
- WILLIAMS J.D.H., JAQUET J-M & THOMAS R. L. (1976), Forms of phosphorus in surficial sediment of Lake Erie. *J. Fish. Res. Bd Can.* 33, 413 - 429.
- WILLIAMS J.D.H., SYERS J.K., HARRIS R.F. & ARMSTRONG D.E. (1970), Adsorption and desorption of inorganic phosphorus by lake sediments in a 0,1 m. NaCl system. *Environ. Sci. Techn.*, 4, 517-519.

- ZAKARYA D., LARFAOUI E.M., BOULAAMAIL A. & LAKHLIFI T. (1996), Analysis of structure-toxicity relationships for a series of amide herbicides using statistical methods and neural network. *SAR and QSAR in Environmental Research*, 5, 269-279.

*Annexe :*

## **MATERIEL ET METHODES**

## 1) Prélèvement des échantillons

Les prélèvements des sédiments ont été effectués à l'aide d'une benne à main en plastique dans le cas des cours d'eau où la profondeur ne dépasse pas un mètre, en prenant la précaution de ne prendre que la partie superficielle. Cette benne conduit souvent à une représentativité assez correcte de l'échantillon à prélever sur la surface (trois à cinq centimètres).

Cependant, dans la retenue de barrage El Kansera, où la profondeur dépasse généralement une dizaine de mètres, les prélèvements des sédiments ont été effectués à l'aide d'une benne de type Buchi (Rofes 1980). Cette dernière benne est constituée de plusieurs éléments articulés formant deux mâchoires qui pénètrent dans le sédiment superficiel par gravité en position ouverte. La fermeture est provoquée par la traction du câble à la remontée.

Les bennes ainsi utilisées satisfont au mieux les exigences suivantes :

- \* perturbation minimum du prélèvement,
- \* pas de lessivage à la remontée,
- \* possibilité d'échantillonnage de la surface du prélèvement.

Pour obtenir un échantillon de sédiment représentatif de la station étudiée, chaque échantillon est le mélange d'au moins trois prélèvements effectués au niveau de points espacés de quelques mètres.

D'une campagne à l'autre, les prélèvements ont été effectués approximativement au même endroit pour la même station, et pour chaque campagne, les prélèvements ont été effectués dans la même journée pour toutes les stations d'étude.

Les échantillons de sédiment, dans des sacs en plastique, sont rapidement acheminés au laboratoire où en est éliminée, à l'aide d'un tamis inoxydable, la partie supérieure à 2 mm (cailloux, débris végétaux, ...).

## 2) Paramètres physico-chimiques de l'eau

En même temps que le prélèvement des échantillons d'eau et de sédiment, nous avons procédé à la mesure de la température atmosphérique, de la température de l'eau, du pH, de la conductivité et de l'oxygène dissous, sur le terrain.

Cependant, les orthophosphates solubles dans l'eau sont déterminés au laboratoire. Ils ont été dosés dans l'eau brute filtrée, par la méthode colorimétrique utilisant le molybdate d'ammonium et le vert de malachite comme réactifs principaux. Cette méthode décrite par Motomizu *et al.* (1983) est plus sensible (0,5 µg/l en P) que la méthode AFNOR (1977) (20 µg/l en P).

## 3) Paramètres physico-chimiques des sédiments

### 3-1) Paramètres physiques

#### 3-1-1) Teneur en eau

La teneur en eau des sédiments a été déterminée par pesée différentielle, après séchage d'une masse connue avec précision de sédiment humide (<2mm) à 105°C jusqu'à poids constant. Ce paramètre est déterminé dès l'arrivée de l'échantillon au laboratoire afin de minimiser les risques d'évaporation (Rofes 1980, Robbe 1981).

#### 3-1-2) pH des sédiments

Dix grammes de sédiment sec et broyé auxquels nous avons ajouté 25 ml d'eau distillée sont agités à l'aide d'un agitateur magnétique pendant 2 min. (Rofes 1980). Après au moins 30 min. de décantation, le pH du surnageant est mesuré à l'aide d'un pH-mètre (pH 90 WTW).

### 3-1-3) Granulométrie

La fraction sableuse est séparée des autres fractions (limoneuse et argileuse) par lavage d'une quantité donnée de sédiment < 2 mm, sur un tamis à monture de toile inox, dont l'ouverture de maille est de 0,05 mm. La fraction inférieure à 0,05 mm est récupérée puis analysée par un Sédigraph 5000 (Coultronics). Cet appareil détermine les taux des fractions limoneuse et argileuse en utilisant la loi de Stokes, exprimant la relation entre la taille d'une particule et sa vitesse de chute.

## 3-2) Paramètres chimiques

### 3-2-1) Carbonates

La détermination de la teneur en carbonates a été effectuée à l'aide d'un calcimètre Bernard. Ce calcimètre permet de mesurer le pourcentage de  $\text{CaCO}_3$  contenu dans un sédiment. L'échantillon finement broyé est attaqué par une solution d'acide chlorhydrique 6N. Le carbonate de calcium se décompose sous l'action de l'acide en eau et gaz carbonique :



Le dioxyde de carbone dégagé est recueilli dans un tube manométrique gradué en ml ou en unités inférieures (Aubert 1978).

### 3-2-2) Carbone organique

Le carbone organique des sédiments est déterminé par la méthode d'Anne (Aubert 1978). Le carbone de la matière organique est oxydé par du bichromate de potassium en milieu sulfurique. Le bichromate doit être en excès, la quantité réduite est en principe proportionnelle à la teneur en carbone organique selon la réaction suivante :



Le bichromate de potassium inutilisé est titré par une solution de sel de Mohr, en présence de diphénylamine dont la couleur passe du bleu foncé au bleu vert, selon la réaction suivante :



### 3-2-3) Azote total

L'azote total dans les sédiments a été déterminé par la méthode Kjeldahl (Rofes 1980). Le principe de cette méthode consiste à transformer l'azote des composés organiques d'un échantillon de sédiment finement broyé, en azote ammoniacal sous l'action de l'acide sulfurique concentré qui, porté à ébullition, se comporte comme un oxydant. Les substances organiques sont décomposées : le carbone se dégage sous forme de gaz carbonique, l'hydrogène donne de l'eau, et l'azote est transformé en azote ammoniacal. Ce dernier est fixé immédiatement par l'acide sulfurique sous forme de sulfate d'ammonium.

Pour accroître l'action oxydante de l'acide sulfurique, on élève sa température d'ébullition en ajoutant du sulfate de cuivre et du sulfate de potassium, ces derniers jouant le rôle de catalyseur.



L'ammoniaque, déplacé en milieu basique (NaOH concentrée) par distillation et entraînement des vapeurs recueillies dans une solution d'acide borique, est dosée par une solution d'acide sulfurique N/50 en présence d'un indicateur de pH (rouge de méthyle).

### 3-2-4) Matières organiques

La teneur en matières organiques d'un sédiment a été déterminée par pesée différentielle, après calcination de 1 g de sédiment sec et broyé, au four à moufle à 550°C pendant deux heures (Robbe 1981).

### 3-3) Eléments échangeables

Le sodium, le potassium, le manganèse et le calcium ont été dosés, après minéralisation du sédiment par l'eau régale, à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique Pye Unicam SP 9000, utilisé en absorption pour le sodium et le magnésium, et en émission pour le potassium et le calcium. Les conditions opératoires utilisées pour le dosage de ces éléments échangeables sont données dans le tableau suivant :

Tableau A.1 : Conditions opératoires utilisées pour le dosage du sodium, potassium, calcium et magnésium.

	Mode	longueur d'onde (nm)	nature de la flamme	débit de C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> (l/min.)	largeur de la fente (nm)	courant de lampe (mA)
<b>Ca</b>	Emission	422,7	N <sub>2</sub> O/C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	4,2	0,2	-
<b>Mg</b>	Absorption	285,2	air/C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	4,0	0,5	6
<b>Na</b>	Absorption	589,0	air/C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	1,2	0,2	8
<b>K</b>	Emission	766,5	air/C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	0,9	0,5	-

## 4) Métaux dans les sédiments

Pour la détermination des concentrations des métaux dans les sédiments, les échantillons subissent un traitement préalablement à leur minéralisation : après séchage à l'étuve à 105°C, le sédiment est broyé modérément et manuellement au mortier, puis tamisé sur un tamis inoxydable de 100 µm.

A un gramme de cette fraction < 100 µm, placé dans un ballon à col rodé de 250 ml, on ajoute 10 ml d'eau régale (1 volume de HNO<sub>3</sub> + 3 volumes de HCl). Le mélange est chauffé à l'aide d'un chauffe ballon pendant 30 min. sous réfrigérant.

Après rinçage du réfrigérant, refroidissement et décantation, le surnageant est filtré sur une membrane de 0,45 µm et porté au volume désiré (50 ml). C'est dans la solution ainsi obtenue que seront dosés les métaux par spectrophotométrie d'absorption atomique en flamme.

Avant chaque pesée, l'homogénéisation du sédiment traité est réalisée par mélange de la totalité du lot pendant 10 min. dans un ballon.

Un blanc est préparé, parallèlement, en traitant uniquement 10 ml d'eau régale suivant la même procédure.

Signalons par ailleurs, que nous avons largement étudié la reproductibilité de cette méthode d'attaque sur des sédiments du bassin versant de l'oued Beht et sur des

sédiments prélevés dans la retenue de barrage El Kansera. Les résultats de cette étude ont montré que cette méthode de minéralisation présente une reproductibilité satisfaisante pour les métaux suivants : Mn, Fe, Al, Zn, Pb, Cu, Cr, Ca, Mg, Na et K. Le coefficient de variation dépasse rarement 10 %.

## 5) Phosphore total dans les sédiments

Pour le dosage du phosphore total des sédiments, la minéralisation de l'échantillon qui s'impose a été réalisée par le persulfate de potassium en présence d'acide sulfurique à l'autoclave à 120 °C (Bonzongo 1990).

La quantification du phosphore ainsi solubilisé a été réalisée par la méthode utilisant le molybdate d'ammonium qui donne avec les orthophosphates un complexe phosphomolybdique :



Ce complexe, après sa réduction par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue, susceptible d'un dosage colorimétrique à 700 nm (AFNOR 1977, Murphy et Riley 1962).

L'étude de la reproductibilité de la minéralisation et du dosage du phosphore total dans les sédiments par cette méthode nous a montré des résultats très acceptables. En effet, pour 3 sédiments différents et au moins 4 répétitions indépendantes menées en même temps dans les mêmes conditions, le coefficient de variation est respectivement 4,7 ; 6,7 et 2,6 %.

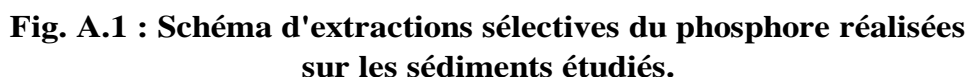
## 6) Fractionnement chimique du phosphore

Sur la figure A.1, nous avons présenté le schéma utilisé pour le fractionnement chimique du phosphore des sédiments. Cette technique est inspirée des travaux de Golterman et Booman (1988), de De Groot et Golterman (1990) et de Golterman et De Groot (1994).

Le schéma de fractionnement chimique appliqué dans l'étude de la spéciation du phosphore dans le sédiment comprend quatre étapes. Chacune de ces étapes permet l'extraction d'une forme donnée de phosphore :

### 6-1) Phosphore lié au fer : Fe(OOH)-P

La première étape s'effectue en traitant un gramme de sédiment sec préalablement débarrassé des débris supérieurs à 2 mm, avec une solution de Ca-NTA-dithionite { 0,022 M CaCO<sub>3</sub>, 0,02 M NTA, 0,1 M TRIS (2-amino-2(hydroxyméthyl)-1,3-propanediol) et 1 g de Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>4</sub> / 100 ml } à pH = 8, pour extraire le phosphore lié au fer sous forme de Fe(OOH)-P. Le dosage du phosphore ainsi solubilisé dans le surnageant, par les méthodes décrites ci-dessous, a montré que cette étape nécessite plus de quatre opérations consécutives pour extraire la totalité de cette forme.



### 6-2) Phosphore lié au calcium : $\text{CaCO}_3\text{-P}$

Dans la deuxième étape, on utilise comme extractant une solution de Na-EDTA (0,05 M) à pH = 8. Le sédiment étant déjà débarrassé du fer actif, lors de la première étape, l'EDTA forme un complexe avec le calcium du sédiment. Ainsi, la forme  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  se trouve en solution. Pour extraire la totalité de cette forme, deux à trois extractions ont été nécessaires lors de cette étape.

### 6-3) Phosphore organique soluble dans l'acide : POSA

La troisième étape s'effectue en une seule extraction en milieu acide ( $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,5 M). Selon Golterman et De Groot (1994), cette étape nous permet l'extraction du phosphore organique soluble en milieu acide (POSA).

### 6-4) Phosphore organique résiduel : POR

La dernière étape correspond à une minéralisation totale du résidu en présence de 10 ml d'eau distillée, 1 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentré et 1 g de  $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ . Cette minéralisation s'effectue à 120 °C à l'autoclave pendant une heure. Elle nous permet la solubilisation du phosphore résiduel qui correspond essentiellement à du phosphore organique (POR).

Pour la solubilisation du phosphore total, nous avons pratiqué cette minéralisation directement sur un gramme de sédiment (Bonzongo 1990) sec préalablement débarrassé des débris supérieurs à 2 mm.

La procédure analytique suivie pour l'application de ce schéma est la suivante :

Dans un tube à centrifuger, nous mettons un gramme de sédiment sec (fraction inférieure à 2 mm) et 25 ml d'extractant. Après des temps variables selon l'étape d'extraction de chaque forme (Fig. A.1), l'ensemble est centrifugé pendant 20 min. à 4000 tours.min<sup>-1</sup>, le surnageant est récupéré. Le résidu est remis en suspension dans 25 ml de l'extractant suivant.

Le phosphore sous forme d'orthophosphate est dosé dans le surnageant, par la technique colorimétrique, selon sa concentration, soit par la méthode de Murphy et Riley (1962) utilisant le molybdate d'ammonium et l'acide ascorbique comme réactifs de base ( $\lambda = 700$  nm), soit par la méthode décrite par Motomizu *et al.* (1983) utilisant le molybdate d'ammonium et le vert de malachite comme réactifs de base ( $\lambda = 650$  nm). Le spectrophotomètre utilisé est de type WPA modèle S 106.

Pour chaque extraction, une gamme de solutions étalons est préparée dans les mêmes conditions. Les résultats sont exprimés en µg de phosphore par gramme de sédiment sec.

## 7) Extractions sélectives des métaux

Parmi les méthodes généralement utilisées pour l'extraction séquentielle des métaux liés aux différentes phases d'un sédiment (Tessier *et al.* 1979, Meguellati 1982, Legret *et al.* 1985, Huang *et al.* 1987, Tessier et Campbell 1987, Hering et Morel 1988, Rauret *et al.* 1988), nous avons retenu pour l'étude de la spéciation des métaux lourds dans les sédiments de la retenue de barrage El Kansera la méthode élaborée par Tessier *et al.* en 1979 puis modifiée par Meguellati en 1982. Le schéma de minéralisations sélectives suivi par cette méthode de spéciation des métaux lourds comprend cinq étapes. Chacune de ces étapes permet l'extraction d'une phase donnée de sédiment :

### 7-1) Phase échangeable (I)

Cette phase est extraite du sédiment avec 16 ml de  $\text{MgCl}_2$ , 1M à pH = 7 et à température ambiante, avec une agitation continue pendant deux heures.

### 7-2) Phase organique (II)

Le résidu de (I) est repris avec 6 ml de  $\text{HNO}_3$  0,02 M et 10 ml de  $\text{H}_2\text{O}_2$  30 %, ajusté au pH = 2 avec une solution d'acide nitrique 0,02M. L'ensemble est porté à une température de 100 °C pendant deux heures avec une agitation occasionnelle.

Une deuxième quantité de 3 ml de  $\text{H}_2\text{O}_2$  30 % est ajoutée et l'ensemble est porté une autre fois à 100 °C pendant trois heures, avec une agitation occasionnelle.

Après refroidissement, 5 ml d'une solution d'acétate d'ammonium ( $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ ) à 3,5 M dans 20 % de  $\text{HNO}_3$  sont ajoutés, puis l'ensemble est dilué à 20 ml et agité continuellement pendant 30 min. L'addition de l'acétate d'ammonium est utilisée pour éviter l'adsorption des métaux extraits sur les sédiments oxydés.

### 7-3) Phase carbonatée (III)

Cette phase est extraite en reprenant le résidu (II) avec 35 ml d'une solution d'acétate de sodium ( $\text{CH}_3\text{COONa}$ ) à 1 M ajustée à  $\text{pH} = 5$  avec une solution d'acide acétique à 0,6 M. L'ensemble est maintenu, pendant cinq heures, à température ambiante avec une agitation continue.

### 7-4) Phase réductible (IV)

Le résidu (III) est repris avec 35 ml d'une solution de chlorure d'hydroxylamine ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ,  $\text{HCl}$ ) à 0,1 M, préparée dans 25 % de  $\text{CH}_3\text{COOH}$  (V/V), à température de 100 °C avec une agitation occasionnelle pendant cinq heures.

### 7-5) Phase résiduelle (V)

La phase résiduelle est extraite par minéralisation totale du résidu (IV) avec 10 ml d'eau régale (1 volume de  $\text{HNO}_3$  + 3 volumes de  $\text{HCl}$ ) par ébullition à reflux pendant 30 min. Après refroidissement, la solution obtenue est filtrée sur une membrane de 0,45  $\mu\text{m}$ , puis diluée à 50 ml.

Signalons par ailleurs, que les attaques sont effectuées dans des tubes à centrifuger et les quantités indiquées ci-dessus se réfèrent à un gramme de sédiment sec (fraction inférieure à 100  $\mu\text{m}$ ). Entre deux étapes, les solutions d'attaque sont centrifugées à 3000 tours/min. et les surnageants sont filtrés sur une membrane de 0,45  $\mu\text{m}$ .

Pour chaque étape de minéralisation, un tube à centrifuger contenant les réactifs chimiques sans sédiment a été traité en parallèle. La solution ainsi obtenue est utilisée comme un blanc qui permet de corriger les interférences analytiques provenant des différences de matrices ainsi que les interactions entre métal et tube.

## 8) Traitement des données

### 8-1) Analyses factorielles

Pour le traitement statistique des données nous avons effectué des analyses factorielles, à l'aide du logiciel Statlab<sup>®</sup> (édité par CNET) version 2.0. Ces analyses factorielles permettent de représenter les projections des variables étudiées sur différents plans formés par un système d'axes orthogonaux. La détermination de la signification physique de chaque axe permettra de comprendre les corrélations existant entre ces variables et leur degré d'affinité.

Les bases de l'interprétation des résultats de l'analyse factorielle sont :

- \* Une position rapprochée des projections des paramètres sur un plan choisi est le signe de leur forte affinité selon les axes formant ce plan.
- \* Des variables ne présentent d'autant pas d'affinité que les positions de leur projection sur ce plan sont éloignées.
- \* Deux variables dont les projections sur un plan sont diamétralement opposées ont une corrélation négative et évoluent donc en sens opposé.

- \* Plus les variables sont éloignées du centre, mieux elles sont représentées sur le plan formé par ces axes. Le centre représentant en fait la moyenne de toutes les variables étudiées.

L'analyse factorielle nous permet donc d'étudier en même temps toutes les variables quantitatives (paramètres) et qualitatives (stations) en les groupant en noyaux d'affinité. En termes mathématiques, elle permet de représenter un ensemble de données appartenant à un espace de grande dimension, dans un espace plus réduit, avec le minimum de perte d'information (Cugny et Bonnet 1983, Foucart 1985).

Les données introduites sous forme de tableau peuvent être représentées graphiquement par un nuage de points, défini par son inertie et déterminant un système d'axes factoriels  $F_1, F_2, F_3, \dots$  dont les orientations respectives maximisent les distances entre les projections des points sur ces axes. Ces derniers traduisent ainsi la meilleure représentation possible du nuage dans un sous espace réduit à un nombre inférieur à  $n-1$  dimensions ( $n$  : nombre de paramètre).

Les méthodes d'analyse factorielle que nous avons appliquées à nos données regroupent à la fois l'analyse en composantes principales (ACP) et l'analyse factorielle des correspondances (AFC). La spécificité de l'analyse en composantes principales est qu'elle traite exclusivement de caractères numériques jouant tous le même rôle, alors que l'analyse factorielle des correspondances traite des caractères qualitatifs (Jambu 1989).

## 8-2) Régression linéaire multiple

La régression linéaire multiple, qui est une méthode d'analyse des données, est couramment utilisée pour l'établissement des modèles prédictifs pour des phénomènes observés dans l'environnement aquatique (Fausch *et al.* 1988). Elle peut être utilisée chaque fois qu'on désire relier une variable à expliquer, dite dépendante, à deux ou plusieurs autres variables observées, dites indépendantes (Saporta 1991).

Cette méthode est une technique permettant de définir une fonction polynomiale et de déterminer les variables d'entrée les plus significatives, ainsi que leurs coefficients. Le modèle s'écrit :

$$Y = a_0 + a_1X_1 + a_2X_2 + \dots + a_nX_n$$

$Y$  : variable dépendante (à expliquer ou à prédire);

$X_1, X_2, \dots X_n$  : variables indépendantes (explicatives ou prédicteurs);

$a_0, a_1, \dots a_n$  : coefficients du modèle.

L'analyse mathématique par cette méthode a été réalisée à l'aide du logiciel Systat (version 5.02 pour Windows, édité par SYSTAT<sup>®</sup>, Inc.) en utilisant les concentrations des métaux dans les sédiments comme variables dépendantes ( $Y_n$ ) et les paramètres physico-chimiques déterminés dans les sédiments du bassin versant de l'oued Beht comme des variables indépendantes ( $X_p$ ).

## 8-3) Réseaux de neurones artificiels

La méthode statistique conventionnelle de prévision décrite ci-dessus est basée sur des principes de relations linéaires entre les variables. Le succès de ces approches est ainsi limité par la linéarité des données qui est rarement observée en sciences de l'environnement. Toutefois, grâce au développement de l'informatique, on connaît aujourd'hui, d'autres méthodes d'analyse de données relatives aux phénomènes non

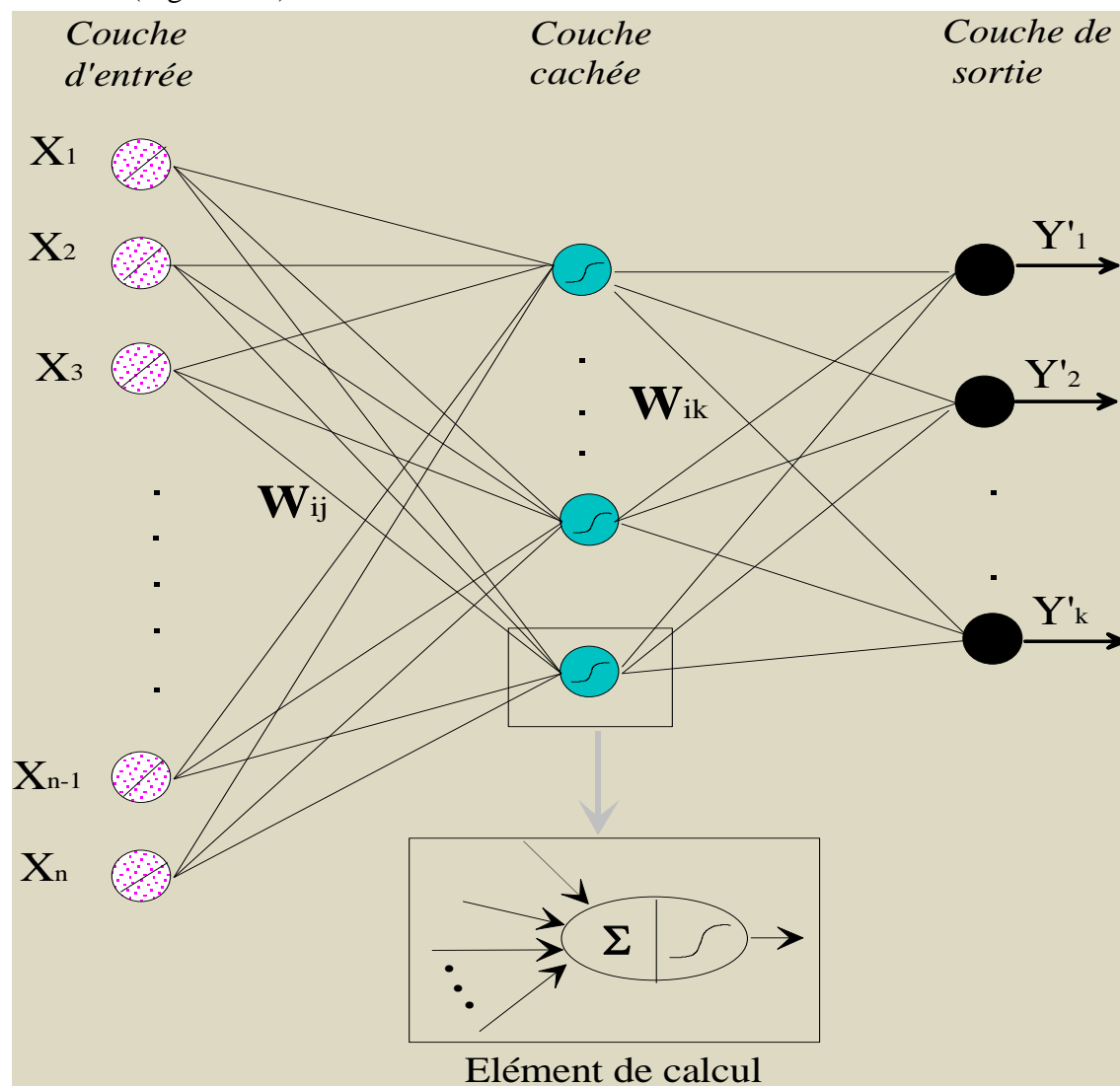
linéaires. Parmi ces méthodes, on trouve les réseaux de neurones artificiels qui ont attiré l'attention de nombreux chercheurs, au cours des dernières années.

Les réseaux de neurones sont utilisés pour la résolution de phénomènes complexes rencontrés dans les études de l'environnement (Lek *et al.* 1995, 1996a, 1996b, Zakaria *et al.* 1996, Larfaoui 1997). Ils sont spécialement appropriés lorsque :

- \* la relation entre les entrées et la sortie d'un phénomène à étudier est complexe;
- \* un traitement rapide de l'information est nécessaire;
- \* une meilleure solution approximative est demandée.

Ces réseaux de neurones artificiels ont initialement été développés selon le principe élémentaire du fonctionnement du système nerveux humain. Depuis, une très grande variété de réseaux est proposée. Ils sont tous constitués par des unités, appelées neurones, reliées entre elles par des connexions. Le choix du type de réseau dépend du problème à traiter. Le réseau à rétro-propagation de gradient est le plus utilisé (Rumelhart *et al.* 1986).

Un réseau avec rétro-propagation comporte typiquement trois types de couches de neurones (Figure A.2) :



**Figure A.2 : Architecture d'un réseau de neurones à trois couches.**

\* Une couche d'entrée chargée de coder les informations relatives aux variables indépendantes. Elle comporte ainsi,  $n$  neurones codant les  $n$  informations ( $X_1, \dots, X_n$ ) à l'entrée du réseau. Dans cette couche aucun calcul ne se fait.

\* Une ou plusieurs couches intermédiaires ou cachées où se font tous les calculs d'optimisation des paramètres du réseau de neurones. Dans la majorité des cas, pour limiter le temps de calcul et surtout lorsque les résultats attendus sont satisfaisants, c'est un réseau à une seule couche intermédiaire qui est utilisé. Le nombre d'unités de la couche intermédiaire est choisi par l'utilisateur selon la fiabilité des résultats désirée.

\* Une couche de sortie chargée d'estimer (calculer) la variable dépendante à prédire. Cette couche comporte  $k$  neurones responsables du calcul des valeurs des  $k$  variables dépendantes.

Chaque couche du réseau est constituée de plusieurs unités (neurones). Tous les neurones d'une couche donnée, sauf ceux de la dernière couche, émettent un axone vers chaque neurone de la couche en aval (Figure A.2) : le réseau est dit entièrement connecté. A chaque connexion entre les neurones de deux couches successives est associé un poids synaptique (valeur aléatoire comprise entre -0,3 et +0,3 au départ) qui est modifié par itérations successives au cours de l'apprentissage en fonction des jeux de données en entrée et en sortie.

Si les états des neurones de la couche d'entrée sont déterminés par les variables à l'entrée du réseau, les autres neurones, de la couche cachée et de sortie, doivent évaluer l'intensité de la stimulation en provenance des neurones de la couche précédente par la relation suivante :

$$a_j = \sum_{i=1}^I X_i W_{ij} + \beta_{ij}$$

Avec  $a_j$  : activation du  $j^{\text{ème}}$  neurone en aval;

$X_i$  : valeur de sortie du  $i^{\text{ème}}$  neurone de la couche précédente;

$W_{ij}$  : poids synaptique de la connexion entre le  $i^{\text{ème}}$  neurone de la couche précédente et le  $j^{\text{ème}}$  neurone de la couche courante.

$\beta_{ij}$  : biais : neurone supplémentaire dont l'entrée est fixe et égale toujours à 1.

Pour appliquer la technique de rétro-propagation, la réponse des unités est une fonction non linéaire de type sigmoïde :

$$f(a_j) = \frac{1}{1 + \exp(-a_j)}$$

La technique de rétro-propagation s'apparente à un apprentissage supervisé. Pendant l'apprentissage, le réseau doit connaître la réponse qu'il aurait dû donner. Elle modifie ensuite l'intensité de connexion de manière à minimiser l'erreur (valeur observée - valeur calculée) de la réponse considérée.

L'estimation du signal d'erreur diffère selon les couches considérées. On trouvera dans de nombreux travaux, notamment ceux de Rumelhart *et al.* 1986, Carpenter 1989, Weigend *et al.* 1992, Gallant 1993, le détail des algorithmes de rétro-propagation des erreurs.



Le principe de l'apprentissage est d'appliquer une correction aux poids synaptiques ( $W_{ij}$ ) selon un algorithme de rétro-propagation visant à minimiser l'erreur quadratique entre la sortie du réseau et la sortie désirée. D'où l'appellation de cet algorithme : *Algorithme de rétro-propagation du gradient de l'erreur*.

L'apprentissage du réseau est donc, effectué de façon que la somme des carrés des erreurs (SSE) soit minimale. SSE est donnée par la relation suivante :

$$SSE = \frac{1}{2} \sum_{p=1}^P \sum_{j=1}^N (Y_{pj} - Y'_{pj})^2$$

Avec  $Y_{pj}$  : valeur attendue en sortie du réseau (valeur «théorique»);  
 $Y'_{pj}$  : valeur calculée par le réseau (neurone de la couche de sortie);  
 $j = 1 \dots N$  : nombre d'enregistrements;  
 $p = 1 \dots P$  : nombre de neurones en couche de sortie.

La durée de l'apprentissage du réseau dépend de l'architecture du réseau, du nombre d'enregistrements dans le jeu de données et du nombre d'itérations.

Notons par ailleurs, que pour accélérer l'apprentissage tout en évitant au réseau de tomber dans des minima locaux, des paramètres comme  $\eta$  (coefficient d'apprentissage) et  $\alpha$  (momentum) sont utilisés dans l'algorithme de rétro-propagation.

En effet, le coefficient  $\eta$  joue un rôle important dans la procédure d'apprentissage. S'il est faible, la convergence du poids vers l'optimum est précise, mais très lente et peut tomber dans un minimum local. S'il est trop grand, le système peut osciller. Pour éviter ce danger, on utilise le momentum  $\alpha$ . L'adaptation de poids  $\Delta W_{ij}$  entre neurone  $i$  et neurone  $j$  de la couche suivante devient :

$$\Delta W_{ij}(t) = \eta \delta_j Y'_i + \alpha \Delta W_{ij}(t-1)$$

avec  $t$  : itération en cours

$\delta_j$  dépend de la couche considérée :

- S'il s'agit de la couche de sortie,  $\delta_j$  est donné par la relation :

$$\delta_j = (Y_j - Y'_j) f'_j(a_j)$$

- S'il s'agit de la couche cachée,  $\delta_j$  est défini par la relation :

$$\delta_j = f'_j(a_j) \sum \delta_k W_{kj}$$

avec  $k$  : unités de la couche suivante.

$\alpha$  et  $\eta$  sont des valeurs définies au départ et seront ensuite modifiées, selon l'importance de l'erreur et suivant un algorithme défini.