

**MINISTER DE L'ENSENEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE  
SCIENTIFIQUE**

**UNIVERSITE ABOU BEKR BELKAID – TLEMCEM**

Mag 145/2

**FACULTE DES SCENCES**

**DEPARTEMENT DE BIOLOGIE ET ENVIRONNEMENT**

**LABORATOIRE D'ECOLOGIE ET GESTION DES ECOSYSTEMES AQUATIQUES**

**MEMOIRE DE MAGISTER**

Présenté à la faculté des Sciences pour l'obtention du

**Diplôme de magister en Biologie  
OPTION : Ecologie Végétale**



Présenté par :

**Melle BOUZID Samia**

**ETUDE DE LA DYNAMIQUE DU PHOSPHORE DANS LA TAFNA**

Composition du jury :

Président : Mr BOUAZZA Mohamed  
Promoteur : Melle TLEB Amina  
Examineur : Mme BELAIDI Nouria  
Examineur : Mr BOUANANI Abderrazak  
Invité : Mr Sanhadji Omar

## REMERCIEMENTS

Ces quelques lignes vont me permettre de remercier toutes les personnes qui m'ont beaucoup apporté au niveau scientifique mais aussi personnel, et sans qui, mon travail n'aurait pu aboutir.

Tout d'abord, je tiens à remercier mon directeur de mémoire, le Docteur Melle TALEB Amina de m'avoir d'abord aiguillé vers ce sujet de mémoire, pour la confiance qu'elle ma procuré en me le proposant, pour ses conseils judicieux et ses précieuses orientations.

J'adresse mes sincères remerciements au Professeur BOUAZZA Mohamed qui m'a fait l'honneur de présider ce jury.

Je remercie par ailleurs l'ensemble des membres du jury de m'avoir fait l'honneur d'évaluer mon travail et d'assister à la soutenance de mon mémoire et tout particulièrement au Docteur BELAIDI Nouria qui s'est toujours intéressée à mon travail, je la remercie profondément d'avoir accepté d'examiner ce travail.

Je suis très honoré que le Docteur Mr BOUANANI Abderrazak ait accepté de juger mon travail à cet égard, je lui réitère ma gratitude.

Le volet chimique de mon travail m'a permis d'aller acquérir ce savoir auprès de l'A.D.E d'Oran qui m'ont très chaleureusement accueilli au sein de leur laboratoire. Merci à eux pour leur gentillesse et leur aide précieuse et tout particulièrement à Monsieur SANHADJI Omar, qui m'a consacré énormément de temps pour me faire partager et me transmettre une partie de son savoir de chimiste et de m'avoir intégré dans son labo privé au sein de son équipe, j'ai eu en cette dernière un accueil chaleureux et garderai longtemps un excellent souvenir de son ambiance. Toutes mes amitiés aux membres du labo avec qui j'ai partagé des moments formidables et un énorme merci à toi chef ce travail n'aurait pas été possible sans ton aide tant financier que moral.

Je suis consciente de la reconnaissance que je dois à un grand Monsieur qui a préféré garder l'anonymat. Il ne m'est guère possible d'exprimer en quelques mots ce que je lui dois. Je garderais toujours un souvenir très vif de son dynamisme et ses grandes qualités humaines.

Ses discussions et ses conseils quotidiens constituent une aide moins visible mais énormément importante, ses encouragements répétés et sa disponibilité à toute épreuve furent continus, je veux vous remercier pour cela, j'ai beaucoup appris à votre contact.

Que soient remerciés comme il se doit, il ne pourrait en être autrement, mes ami(e)s et mes collègues: leurs encouragements et leur soutien furent sans faille, notamment Hakim pour son énorme aide et sa bien vaillance amicale, il a su m'écouter pendant les moments difficiles, merci.

Je souhaite aussi exprimer toute ma reconnaissance aux personnes qui ont participé, de près ou de loin, à la bonne conduite de ce travail que ce soient aussi les personnes qui, sans nommer, ont participé aux campagnes de terrain, un énorme merci.

Je souhaite terminer en dédiant ce travail à deux personnes exceptionnelles. Je dois à mon père de m'avoir donné les moyens pour réaliser mes rêves, l'amour et la confiance qu'il ma toujours témoignés m'ont permis non seulement de traverser ces dernières années d'études, mais également d'effacer mes doutes et d'acquérir une vision réaliste de la vie. Son soutien et son enthousiasme n'avaient d'égal que l'amour qu'il me portait. Merci papa

Je dois à ma mère, la patience, l'encouragement, les sacrifices, la tendresse et l'amour infini d'une maman exceptionnelle. Merci maman.

Qu'il trouve ici (bien que ses mots soient dérisoires) le témoignages de toute mon Estime et de tout mon Amour.

Je ne peux omettre : mon grand complice, mon frangin Saber et ma petite fouine adorée, ma frangine Nayla.

## Résumé

L'oued Tafna a fait l'objet d'étude de la dynamique du phosphore à différentes échelles spatiales (régionale et locale), tout en mettant en avant le devenir de ce dernier dans l'oued.

Différentes formes de phosphore ont été dosées dans différents compartiments: le milieu superficiel, le milieu hyporhéique (eau interstitielle et sédiments) et le milieu phréatique.

Cette étude a permis d'évaluer les teneurs en phosphore dans l'eau superficielle et hyporhéique ainsi que les stocks du phosphore dans les sédiments. On a pu en premier lieu, caractériser le milieu d'étude et son degré de pollution par le P en mettant en évidence l'impact du barrage et de l'agriculture qui fournissent des quantités importantes de phosphore dissous et particulaire.

En second lieu, de mettre en avant le rôle de la zone hyporhéique en s'intéressant aux processus de transformation du phosphore au sein du système. Cette dernière contribue à l'élimination du P du compartiment aquatique et de le stocker essentiellement sous forme non biodisponible, cette capacité de rétention est optimale en période d'étiage, alors que le relargage est un processus favorisé en période des hautes eaux. En effet, le fonctionnement biogéochimique du phosphore est contrôlé par l'hydrodynamique, en outre ce fonctionnement dépend également de la géomorphologie de l'oued.

Le milieu phréatique présente des taux très élevés en phosphore dissous notamment ; témoignant des fortes infiltrations de l'eau de surface chargée en P d'une part et d'autre part aux infiltrations à partir des terres agricoles.

### - Mots clés :

Phosphore, oued Tafna, eaux superficielles, eaux hyporhéiques, sédiments, rétention, relargage, eaux souterraines.

## ABSTRACT

The Tafna wadi (ouest Algeria) have been aim of phosphorus dynamics at different spatial scale (regional and local). Different form of phosphorus has been dosed in different compartments: surface water, hyporheic zone (interstitial water and sediment) and ground water.

This study permitted to estimate the concentration of phosphorus in surface water, interstitial water and the phosphorus stock in the sediment

In the first level, we can characterize the environment and her pollution degree by phosphorus to put first of all the impact of dam and agriculture, provided important quantity of dissolved and particulate phosphorus.

The second level put in first the hyporheic zone role, this zone contribute to elimination of phosphorus to surface water and stocked him essentially in no biodisponible forms. This capacity of retention is optimal during shallow water, even though, salting out process are favorite in high water.

In deed, phosphorus biochemical functioning depend as well by stream bed morphology.

Ground water presents an important phosphorus rate, in particular dissolved phosphorus testified of the strong infiltration of surface water and infiltration from agricultural ground loading by phosphorus.

**- Key words:**

Phosphorus, Tafna wadi, surface water, interstitial water, sediments, retention, salting out, ground water.

## ملخص

واد تافنة كان موضع دراسة ديناميكية الفوسفور على وفق بعدين مكانين (محلي وجهوي) مع ابراز مصير هذا الأخير في الوادي.

تم تحديد أشكال متعددة للفوسفور في مستويات مختلفة من الوسط، المياه السطحية، المياه شبه السطحية والمياه الجوفية.

على ضوء هذه الدراسة تم تقدير كميات الفوسفور في الوسط السطحي والشبه السطحي وتقدير الكميات المخزنة في الطمي تمكن أولا من معرفة الوسط المدروس ودرجة تلوثه بالفوسفور مع إبراز دور السد والزراعة اللتان تمدان الواد بكميات هائلة من الفوسفور.

ثانيا تمكننا من إظهار دور الوسط شبه الجوفي بالتركيز على تحولات الفوسفور في هذا الوسط. هذا الأخير يساهم في التخلص من الفوسفور المتواجد في المياه السطحية وتخزينه على شكل فوسفور لا يمكن استعماله من طرف الكائنات الحية، هذه الطاقة الإختزالية تكون مرتفعة في فترة انخفاض منسوب المياه أما الإنفصال يكون في فترة ارتفاع منسوب المياه.

العمل البيوكيميائي للفوسفور مرهون بميلرووديناميكية وجيومورفولوجية الواد.

المياه الباطنية تحتوي على كميات هائلة من الفوسفور مترجمة بذلك تسرب المياه السطحية الغنية بالفوسفور من جهة، ومن جهة أخرى تسرب المياه من الأرض الزراعية.

### الكلمات المفتاحية:

الفوسفور - واد تافنة - مياه سطحية ومياه شبه سطحية - مياه جوفية - تربة.

## Listes des figures

<b>Fig n° 01:</b>	Infiltration (downwelling) et exfiltration (upwelling).....	05
<b>Fig n° 02:</b>	Cycle biogéochimique du phosphore dans les milieux aquatiques .....	09
<b>Fig n° 03:</b>	Schématisation du passage des formes adsorbées actives aux formes précipitées inactives de phosphore.....	13
<b>Fig n° 04:</b>	Schéma résumant les principaux processus intervenant dans les échanges de phosphore entre les sédiments.....	14
<b>Fig n° 05:</b>	Réseau hydrographique du bassin versant de la Tafna, avec localisation des stations.....	21
<b>Fig n° 06:</b>	Carte géologique de du bassin versant de la Tafna.....	24
<b>Fig n° 07:</b>	Distribution mensuelle des températures et Précipitations moyennes des deux stations météorologiques (Méchria et Zenata).....	28
<b>Fig n° 08:</b>	Diagramme Ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN (1953) pour les deux stations (Méchria et Zenata).....	29
<b>Fig n° 09:</b>	Localisation des stations d'étude, des puits et du site d'étude hyporhéique avec localisation des piézomètres.....	31
<b>Fig n° 10:</b>	Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques entre stations.....	47
<b>Fig n° 11:</b>	Evolution spatio-temporelle des différentes formes de phosphore entre stations.....	51
<b>Fig n° 12:</b>	Courbes des variations inter mensuelles des débits dans les trois stations T6,T6' et T7.....	54
<b>Fig n° 13 :</b>	Evolution du PT, en fonction du débit et des MES entre stations....	
<b>Fig n° 14</b>	Corrélation entre le PT et les débits et entre les MES dans les trois stations.....	55
<b>Fig n° 15</b>	Schématisation des tronçons étudiés.....	56
<b>Fig n° 16</b>	Proportion des différentes formes du phosphore retenues ou relargués (%)......	58
<b>Fig n° 17</b>	Distributions spatiale et temporelle des points de prélèvements dans le plan factoriel F1-F2.....	60
<b>Fig n° 18</b>	ACP inter-groupe. Projection des relevés dans le plan F1-F2.....	61
<b>Fig n° 19</b>	Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimique de l'eau hyporhéique.....	66
<b>Fig n° 20</b>	Paramètres physico-chimiques indiquant la connectivité entre l'eau superficielle et l'eau hyporhéique.....	69
<b>Fig n° 21</b>	Profil temporel du gradient hydraulique VHG dans les trois transects A, B et C.....	71
<b>Fig n° 22</b>	Répartition spatio-temporelle de la matière organique.....	73
<b>Fig n° 23</b>	Répartition spatio-temporelle des matières en suspensions.....	74
<b>Fig n° 24</b>	Répartition spatio-temporelle des fractions granulométriques selon un gradient Amont- Aval.....	76
<b>Fig n° 25</b>	Répartition spatio-temporelle des fractions granulométrique entre la rive droite et le rive gauche.....	79
<b>Fig n° 26</b>	Evolution spatio-temporelle des différentes formes de phosphore dans l'eau superficielle et hyporhéique du petit tronçon.....	83
<b>Fig n° 27:</b>	Evolution spatiale transversale du phosphore (rive droite- rive gauche).....	86

<b>Fig n° 28:</b>	Distributions temporelles des points de prélèvements dans le plan factoriel F1-F2.....	90
<b>Fig n° 29:</b>	ACP inter-groupe. Projection des relevés factoriels sur le plan F1-F2, effet spatial.....	91
<b>Fig n° 30:</b>	ACP inter-groupe. Projection des relevés factoriels sur le plan F1-F2, effet temporel.....	92
<b>Fig n° 31:</b>	Corrélation entre le PT hyporhéique et le VHG dans les trois transects A, B et C.....	94
<b>Fig n° 32:</b>	Composition (%) du phosphore dans l'eau superficielle et interstitielle dans les trois transects A, B et C.....	95
<b>Fig n° 33:</b>	Corrélation entre le PT et les MES dans les trois transects A, B et C.....	97
<b>Fig n° 34:</b>	Evolution spatiale des concentrations en PT des MES dans les trois transects A, B et C.....	98
<b>Fig n° 35:</b>	Evolution spatio-temporelle des formes de phosphore extraites des sédiments selon la granulométrie.....	100
<b>Fig n° 36:</b>	Projection des relevés dans le plan F1-F2 selon les fractions granulométriques des sédiments.....	103
<b>Fig n° 37:</b>	ACP between inter-groupe. Projection des relevés factoriels sur le plan F1-F2, en relation avec la fraction granulométrique.....	104
<b>Fig n° 38:</b>	Schématisation des tronçons étudiés (séquences mouilles/ radiers).....	105
<b>Fig n° 39:</b>	Variations temporelles du niveau de la nappe.....	109
<b>Fig n° 40:</b>	Evolution temporelle des paramètres physico- chimiques de la nappe.....	110
<b>Fig n° 41:</b>	Evolution spatio-temporelle du phosphore dans les eaux souterraines.....	114
<b>Fig n° 42:</b>	Chimie des eaux de surface, hyporhéique et souterraine dans les stations A et C.....	117



## Liste des tableaux

<b>Tableau n° 01 :</b>	Différences entre sources diffuses et sources ponctuelles.....	07
<b>Tableau n° 02 :</b>	Coordonnées géographiques des stations météorologiques.....	26
<b>Tableau n° 03 :</b>	Précipitations mensuelles moyennes (en mm) des différentes stations.....	26
<b>Tableau n° 04 :</b>	Températures moyennes mensuelles des différentes stations.....	27
<b>Tableau n° 05 :</b>	Quelques caractéristiques des puits étudiés.....	33
<b>Tableau n° 06 :</b>	Les éléments grossiers.....	42
<b>Tableau n° 07 :</b>	Echelle destination de % du % CO <sub>x</sub> et du %d'humus.....	44
<b>Tableau n° 08 :</b>	Concentrations du PT, PDT et PRS entrant et sortant et pourcentage de production ou de rétention dans le tronçon d'étude.....	57
<b>Tableau n° 09 :</b>	Concentrations du PT, PDT et PRS entrants et sortants et pourcentage de production ou de rétention dans le tronçon (mouilles /radiers).....	106

## Sommaire

<b>Introduction</b> .....	01
<b>CHAPITRE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE</b> .....	03
1. les formes du phosphore dans le milieu aquatique .....	07
1.1. Les formes dissoutes .....	08
1.2. Les formes particulières .....	08
1.2.1. Les formes inorganiques .....	08
1.2.2. Les formes organiques .....	08
2. Le cycle de phosphore dans l'écosystème aquatique .....	09
3. Dynamique des échanges du phosphore .....	10
3.1. Equilibre dynamique du phosphore dans l'eau : les transferts entre phases dissoutes et particulières .....	10
- Les processus biologiques .....	10
a) L'assimilation des orthophosphates .....	10
b) La minéralisation de la matière organique .....	10
- Les processus physiques .....	10
Les processus d'adsorption et de désorption .....	10
- Les processus chimiques .....	11
3.2. les équilibres dynamiques du phosphore au sein des sédiments .....	11
3.3. les équilibres dynamiques du phosphore sédiments/eau : les échanges de phosphore à l'interface eau-sédiment .....	12
3.3.1. L'activité photosynthétique .....	13
3.3.2. La remise en suspension des sédiments .....	13
3.3.3. La diffusion .....	13
3.3.4. La bioturbation .....	13
4. Le phosphore et la production primaire .....	16
4.1. La biodisponibilité du phosphore .....	16
4.2. Le phosphore et la production planctonique .....	16
4.3. Le phosphore et les macrophytes .....	17
4.4. Le phosphore et le périphyton .....	17
5. le phosphore et l'eutrophisation .....	17
5.1. Le phénomène d'eutrophisation .....	17
5.2. Le phosphore et l'eutrophisation (au sens de « pollution par les phosphates ») .....	19
<b>CHAPITRE II : ETUDE DU MILIEU PHYSIQUE</b> .....	
1. Présentation générale du bassin versant de la Tafna .....	20
2. Le réservoir de Hammam Bouhrara .....	22
3. Hydrologie du bassin versant de la Tafna et aperçu hydrogéologique de notre zone d'étude .....	22
4. Géologie générale du bassin versant de la Tafna .....	22
5. Pédologie et occupation du sol .....	25
6. Etude bioclimatique .....	26
6.1. Les précipitations .....	26
6.2. Les températures .....	27
6.3. Diagramme Ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN (1953) .....	27
7. Présentation des stations d'étude .....	30
7.1. Caractéristiques des stations d'étude du milieu superficiel .....	30

7.2. Caractéristiques de la station d'étude du milieu hyporhéique .....	32
7.3. Caractéristiques des points de prélèvement de la nappe de la zone étudiée. ....	32

### **CHAPITRE III : MATERIELS ET METHODES**

1.1. Echantillonnage et Méthodes d'étude .....	34
1.1. Mode de prélèvement .....	34
1.1.1. Mode de prélèvement d'eau superficielle : .....	34
1.1.2. Mode de prélèvement d'eau interstitielle .....	34
1.1.3. Mode de prélèvement de l'eau du sous sol .....	34
1.1.4. Mode de prélèvement des sédiments .....	34
1.2. Mesure des paramètres physico-chimiques .....	34
1.2.1. Analyses réalisées in situ .....	35
1.2.2. Analyses réalisés en laboratoire .....	36
1.3. Le principe de dosage des orthophosphates .....	37
1.3.1. droite d'étalonnage .....	37
1.3.2. préparation des réactifs .....	37
1.4. dosage du phosphore dans les eaux superficielles et hyporhéiques .....	38
1.4.1. Dosage du PDT et PRS .....	38
1.4.2. Dosage du PPT et PT .....	39
1.5. dosage du phosphore dans les sédiments .....	39
1.5.1. protocole expérimental de l'extraction séquentielle du phosphore modifié d'après la méthode de sharpley et al., 1991) .....	40
1.6. Mesure de la granulométrie .....	41
1.6.1. Préparation de l'échantillon .....	41
1.7. Dosage du carbone organique .....	43
2. Traitement statistique des données .....	44
2.1. Analyses de variance et tests non paramétriques .....	44
2- Analyses Multivariées .....	44
2-1- L'analyse en composantes principales (ACP) .....	44
2-2- Analyse discriminante .....	44

### **Chapitre IV : Interprétation des Résultats**

<b>I. MILIEU SUPERFICIEL ( Grand tronçon : T6, T6' et T7)</b> .....	45
1. Qualité physico-chimique de la Tafna .....	45
2. Le débit de la Tafna .....	46
3. Evolutions spatio- temporelle du phosphore .....	49
3.1. Evolution spatiale du phosphore .....	49
3.2. Evolution temporelle du phosphore .....	49
4. Evolution du PT, en fonction du débit et des MES dans chaque stations T6, T6', et T7 .....	53
5. Rétention du phosphore dans la Tafna .....	56
6. Analyse statistique (ACP) .....	59
7. Discussion .....	62
<b>II. Milieu interstitiel (Petit tronçon T6')</b> .....	65
1. Qualité physico-chimique de l'eau hyporhéique .....	65
2. Evolution spatio-temporelle des échanges hydrologiques, de la granulométrie de la matière organique et des matières en suspension du site d'étude .....	68
2.1. Echanges hydrologiques .....	68
2.1.1. Connectivité hydrologique .....	68
2.1.2. Evolution spatio-temporelle du gradient hydraulique vertical (VHG) .....	68

2.2. Répartition spatio-temporelle de la matière organique .....	72
2.3. Répartition spatio-temporelle des matières en suspension .....	72
2.4. Répartition spatio-temporelle des fractions granulométriques (diamètre < 2mm) .....	75
2.4.1. Selon la dimension longitudinale: amont-aval .....	75
2.4.2. Selon la dimension transversale: rive droite et rive gauche .....	78
3. Evolution spatiale du phosphore dans l'eau du petit tronçon .....	81
3.1. Evolution spatiale longitudinale (amont-aval) de l'eau superficielle et hyporhéique .....	81
3.2. Evolution spatiale transversale (rive droite- rive gauche) dans l'eau hyporhéique .....	85
4. Evolution temporelles du phosphore dans l'eau .....	88
4.1. Evolution saisonnière du phosphore dans l'eau superficielle et hyporhéique .....	88
5. Analyse statistique (ACP) .....	89
6. Relation entre PT hyporhéique et le VHG .....	93
7. Qualité du phosphore dans les deux milieux .....	93
8. Evolution du PT en fonction des MES .....	96
9. Evolution de PT des matières en suspension .....	96
10. Evolution spatio-temporelle du phosphore dans les sédiments .....	99
11. Analyse statistique .....	102
11. Rétenion du phosphore dans le petit tronçon.....	105
<b>III- Le milieu phréatique</b> .....	107
1. Niveau piézométrique de la nappe .....	107
2. Qualité physico-chimique de la nappe .....	107
3. Evolution spatio-temporelle du phosphore dans les eaux souterraines .....	113
4. Comparaison entre les eaux de surface, zone hyporhéique et eau souterraine .....	116
<b>Discussion</b> .....	119
<b>Conclusion</b> .....	124
<b>Références bibliographiques</b> .....	126

# INTRODUCTION

## Introduction

*«Les écosystèmes sont des assemblages dynamiques de composants interactifs, auto-organisés dans des patrons évanescents, eux-mêmes en interaction à de multiples échelles de temps et d'espace. La constante essentielle est le changement : les systèmes naturels sont loin de l'équilibre, alternant entre périodes de calme relatif et des changements brutaux »*

(Levin.,1992 et 1999)

La progression des activités industrielles ainsi que la révolution agricole causent de graves altérations dans la structure et le fonctionnement de leur environnement. Les cours d'eau sont probablement les écosystèmes aquatiques les plus impactés de la planète en raison des multiples menaces aux quelles ils sont exposés (Allan et Flecker, 1993 ; Malmqvist et Rundle, 2002 ; Saunders et al., Allan, 2004). Les perturbations anthropiques ont un retentissement très fort sur la biodiversité aquatique (Allan et Flecker.,1993 ; Harding et al.,1998 ; Maridet et al 1998 ; Sweeney et al., 2004).

Ces altérations ont provoquées également de profonds changements sur les cycles biogéochimiques du carbone, de l'azote et du phosphore (Swith et al.,1999). Les systèmes aquatiques sont devenus le réceptacle des déchets domestiques, industrielles et agricoles. Et au-delà des considérations éthiques et esthétique, c'est leur structure et leur fonctionnement qui sont mis en péril, avec pour conséquences la dégradation tant quantitative que qualitative des biens et des services rendus à l'homme (Chauvet.,2005) .Cela est d'autant plus inquiétant que l'eau est une denrée précieuse et nécessaire à la vie. Elle doit donc être protégée.

La mise en perspective des hydrosystèmes à quatre dimensions interconnectées, les dimensions spatiales et la dimension temporelle, est un concept assez récent (Amoros et al., 1987 ; revue de Naiman et al., 1992) qui a totalement changé l'ancienne vision d'un cours d'eau , vue auparavant comme un simple tuyau récepteur d'eau et de nutriments de l'amont vers l'aval. En effet, leur rôle est bien plus important, l'eau de surface interagit continuellement avec les systèmes adjacents longitudinalement, latéralement et verticalement (Naiman et al., 1989 ; Vervier et al., 1992) le passage de la vision classique à la vision écologique a certainement modifié de nombreuses études sur les éléments transportés dans les cours d'eau (Bonvallet.,2003) .

En outre, cette organisation est décrite par une structure hiérarchique emboîtée c'est-à-dire divisée en systèmes d'échelles différentes (échelle régionale, échelle linéaire, échelle locale) qui s'emboîtent les unes dans les autres(région, réseau hydrographique, tronçon, station, faciès, etc.)

La base de cette hiérarchie, est les compartiments fonctionnels, qui sont des sites biogéochimiquement très actifs où s'effectuent tous les échanges d'éléments ainsi que leur transformation (Bonvallet., 2003). C'est à leur niveau également que se fait le stockage de certains éléments.

Dans notre travail, nous nous sommes intéressés à quatre compartiments fonctionnelles à savoir : la colonne d'eau, l'eau interstitielle, les sédiments ainsi que l'eau souterraine.

Notre attention s'est portée sur la dynamique du phosphore pour plusieurs raisons :

En premier lieu, le phosphore est l'un des éléments clé qui joue un rôle majeur dans l'état trophique des cours d'eau en régulant des processus écologiques comme la production primaire ou la décomposition. De ce fait, la connaissance de la dynamique de ses formes dissoutes et particulaires est nécessaire à la bonne compréhension du fonctionnement des cours d'eau, car ce dernier est défini par l'intensité des processus, l'importance des stocks, des flux de nutriments et d'énergies dans les écosystèmes (Chauvet .,2005).

En second lieu, les nutriments constituent le lien entre l'amont et l'aval des systèmes aquatiques (Meyer et al., 1988) et aussi entre la colonne d'eau et le sous-écoulement (Wallis et al., 1981 ; Grimm et Fisher, 1984 ; Triska et al., 1989 ; Campbell et al., 1995). Pour cela la connaissance de la circulation et des transformations des nutriments s'avère nécessaire pour mieux comprendre le fonctionnement global des cours d'eau. En fait, les recherches actuelles se focalisent sur la modélisation des écoulements au niveau de la zone hyporhéique, siège de piégeage des nutriments générant un métabolisme important.

En troisième lieu, tous les éléments transportés par un cours d'eau représentent le lien existant entre les deux écosystèmes, aquatique et terrestre et toute perturbation naturelle ou anthropique de l'écosystème terrestre conduit à des variations de la qualité des nutriments entrant dans le cours d'eau (Webster et al., 1983 ; Peterjohn et Correl, 1984).

En quatrième et dernier lieu, les cours d'eau véhiculent les effets des perturbations anthropiques qui conduisent à des altérations importantes des communautés lotiques par la dégradation de la qualité des eaux. Or la qualité de l'eau dépend de la capacité du cours d'eau à assimiler sans dysfonctionnement (autoépuration), et donc des processus biogéochimiques internes à l'hydrosystème. L'eutrophisation est un important stade de cette dégradation dont le phosphore constitue l'un des éléments déclenchant mais aussi le facteur de maîtrise (Barroin, 2004).

De nombreuses recherches ont abordées la dynamique du phosphore dans les lacs à travers le monde. Peu d'études sont réalisées sur les cours d'eau. En France plusieurs études ont déjà été effectuées sur le phosphore, les plus importants et les plus récents sont celles de la Seine (Némery, 2003 ; Némery et al., 2007) de la Marne (Garnier et al., 2005) et de la Garonne (Bonvallet, 2003 ; Dorioz, 2005).

En revanche, peu de travaux leur ont été consacrés en Algérie. Le sous-écoulement a fait l'objet d'étude physico-chimique dans la Tafna, le superficiel également (Gagneur et al., 1986 ; Taleb, 1992 ; Belaidi, 1992 ; Taleb et al., 2004 ; 2008), outre que la dynamique de l'azote (Taleb et al., 2008) mais aucune étude n'a été consacrée à la dynamique du phosphore dans le compartiment superficiel, hyporhéique ainsi que le milieu phréatique ni dans la Tafna ni dans d'autres oueds algériens.

L'objectif de ce travail vise à :

- Faire un état des lieux de teneurs en phosphore sous toutes ses formes et de sa biodisponibilité dans l'eau superficielle, interstitielle et dans l'eau souterraine ainsi que des stocks du phosphore dans les sédiments ;
- Identifier les principaux facteurs qui contrôlent le fonctionnement biogéochimique du phosphore du cours d'eau à différentes échelles.

Pour réaliser cet objectif nous avons essayé d'étudier la dynamique du phosphore dans la Tafna à différentes échelles spatiales du mois de janvier jusqu'au mois de Novembre pour avoir un cycle hydrologique complet

A l'échelle du tronçon (dont l'ordre de grandeur 30 km) nous avons estimé la rétention du phosphore dans le système.

A l'échelle des compartiments fonctionnels, nous nous sommes intéressés aux processus biogéochimiques.

L'étude est organisée autour de **quatre parties** :

- une **première partie**, commençant par une présentation de l'élément étudié qui donne un aperçu de la complexité de cet élément qui existe sous des formes multiples se redistribuant continuellement sous l'effet de facteurs physico-chimiques et biologiques dans les écosystèmes et des difficultés qui en résultent quant à la signification écologique que l'on peut attribuer à ces différentes formes de phosphore.
- une **deuxième partie** consacrée aux présentations détaillées des composantes environnementales des sites d'étude.
- une **troisième partie**, illustrant les diverses méthodes et protocoles de prélèvement, d'échantillonnage et d'analyses utilisés sur le terrain et au laboratoire lors de l'étude des différents compartiments. Ainsi que les traitements statistiques.
- puis, une **quatrième partie** regroupant l'interprétation des résultats et leurs discussions.



# **CHAPITRE I:**

## **Synthèse bibliographique**

L'eau de surface interagit continuellement avec les systèmes adjacents longitudinalement, latéralement et verticalement (milieu souterrain, zone hyporhéique...) (Naiman et al., 1988 ; Ward, 1989 ; Vervier et al., 1992).

Les cours d'eau sont des écosystèmes à part entière qui ont une grande capacité pour capturer l'énergie, retenir les nutriments et les recycler. L'état trophique des cours d'eau (notamment la production primaire et la décomposition) est affecté par deux importants nutriments qui sont par excellence l'azote et le phosphore d'où l'importance de l'étude de la dynamique des nutriments qui englobe la dimension spatiale et temporelle, en fait, le fonctionnement d'un cours d'eau est contrôlé par les interactions longitudinales, latérales et verticalement (milieu souterrain, zone hyporhéique...) et des différents processus internes aux cours d'eau, au niveau des différents compartiments (dans les sédiments de surface, l'eau interstitielle, les biofilms, ... etc).

Les nutriments constituent le lien entre l'amont et l'aval des systèmes aquatiques (Meyer et al., 1988), ils sont successivement assimilés à l'amont, puis stockés, recyclés et relargués vers l'aval. Mais aussi le lien entre la colonne d'eau et le sous-écoulement (Wallis et al., 1981 ; Grimm et Fisher, 1984 ; Triska et al., 1989 ; Campbell et al., 1995). En fait, la contribution de la zone hyporhéique au fonctionnement de l'écosystème lotique est déterminée par l'importance des processus biogéochimiques et de la quantité d'eau qui passe par la zone hyporhéique (Findlay, 1995). C'est une zone poreuse et perméable où ont lieu les échanges de masses d'eau (Castro et Hornberger, 1991 ; Bencala, 1993, Stanford et Ward, 1993 ; Valett et al., 1994), mais également les échanges et les transformations biogéochimiques des nutriments et de la matière organique (Ghiorse et Wilson, 1988 ; Wallis et al., 1981 ; Rutherford et Hynes, 1987 ; Valett et al., 1992 ; Mulholland et al., 1997 ; Battin, 1999 ; Vervier et al., 1993 ; Findlay et al., 1993 ; Chafiq et al., 1999 ; Bernard et al., 1994 ; Hill et al., 1998 ; Dole-Olivier, 1998).

On s'est intéressé beaucoup plus tardivement à la zone hyporhéique, écotone où ont lieu les interactions verticales (Hynes, 1983 ; Grimm et Fisher, 1984 ; Triska et al., 1989 ; Gibert et al., 1990 ; Vervier et al., 1992). En fait, la zone hyporhéique a été longtemps mal connue et mal étudiée, Orghidan (1959) fut le premier à affirmer que c'est une zone transitoire bien distincte entre les eaux de surface et les eaux souterraines. Hynes (1983) montra que les caractéristiques des eaux de surface étaient aussi contrôlées par leurs interactions avec les eaux souterraines (Les connectivités hydrauliques), une importante connectivité hydraulique accompagnée d'échanges de nutriments et de matière organique, a été mise en évidence entre les eaux de surface et les eaux souterraines au niveau de cette interface (Hynes, 1975 ; Ward, 1989 ; Wallis et al., 1981 ; Rutherford et Hynes, 1987 ; Fiebig et Lock, 1991).

La zone hyporhéique est une zone saturée en eau, située en dessous du lit du cours d'eau (d'où l'appellation de sous écoulement) et dans les bancs de galets, qui contient une certaine proportion d'eau de surface ou qui a été altérée par les infiltrations d'eau de surface (White, 1993). Bien que la définition puisse apparaître relativement simple cette zone ne peut pas être réellement délimitée (Bonvallet, 2003), son développement est très variable, de quelques centimètres à plusieurs mètres. La définition de la zone hyporhéique doit prendre en considération les aspects biologiques, chimiques, hydrologiques, géomorphologiques... (White, 1993). Ainsi, plusieurs définitions basées sur l'hydrodynamique et la chimie des eaux ont été proposées. Triska et al. (1989) ont défini deux zones hyporhéiques selon leur composition : la zone hyporhéique de surface directement sous l'eau de surface, contenant plus de 98% d'eau originaire de la surface, et la zone hyporhéique interactive, contenant de 10% à 98% d'eau originaire de la surface caractérisée par un important gradient de gaz dissous et de nutriments. Alors que Gibert et al. (1990) ; Vervier et al. (1992) développent un

autre modèle basé sur l'hydrodynamique plus que la chimie de l'eau proposée par Triska et *al.*, (1989). Ce modèle présente deux cas de figures, là où l'eau souterraine s'infiltre dans le cours d'eau et là où l'eau de surface recharge l'eau souterraine. Toutefois ces mouvements d'advection sont contrôlés par l'irrégularité de la morphologie du cours d'eau (changement de pentes, de direction, de profondeurs, de débit, de porosité, etc.). L'exemple typique c'est les séquences radier- mouille.

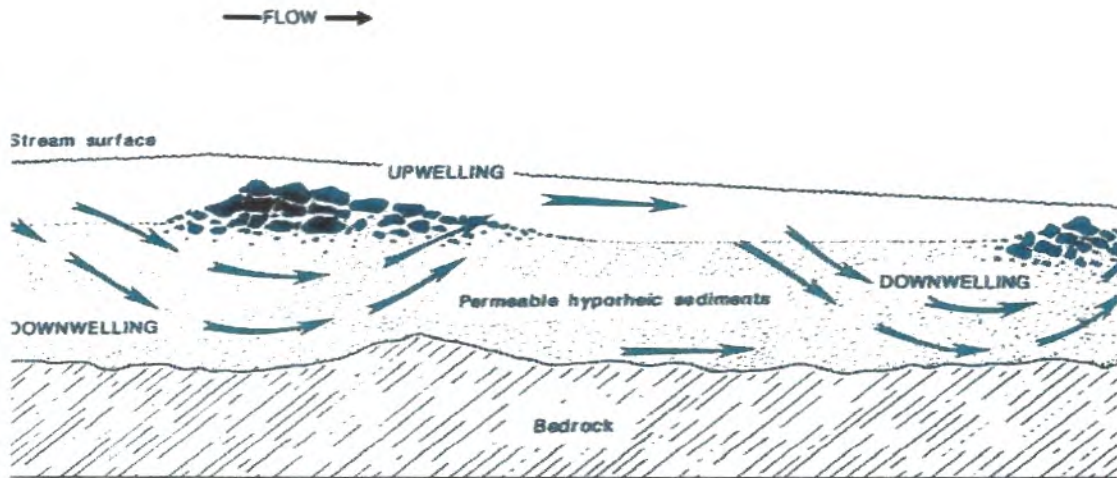


Fig n° 01: Infiltration (downwelling) et exfiltration (upwelling). (Boulton.,1993)

Comme le montre le schéma, les downwelling (zones où s'infiltre l'eau de surface) s'observent en amont des bancs de galets, alors qu'à l'aval, l'eau est injectée (zone où l'eau hyporhéique et de la nappe s'injecte dans l'eau de surface).

En fait il n'existe pas une définition précise et unique de la zone hyporhéique car son étude passe par différentes disciplines. Toutefois, cette interface est constituée de particules plus ou moins grossières (allant des argiles très fines aux graviers grossiers) et les interstices remplis d'eau. La surface des particules est couverte par un biofilm microbien. Les interfaces eau/sédiments et les interfaces oxiqes/anoxiqes sont le siège d'importantes réactions d'oxydo-réduction.

L'importance du sous-écoulement dans le recyclage des nutriments a été prouvée par plusieurs études. C'est une zone où ont lieu de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques pour retenir, relarguer ou transformer les éléments, elle constitue une zone transitoire de stockage de l'eau de surface et des éléments comme l'azote et le phosphore (Bencala.,1984 ; Butturini et Sabater.,1998, 1999 ; Mulholland et De Angelis.,2000). D'autres études ont montré que le métabolisme anaérobie et la réduction des éléments étaient importants dans la zone hyporhéique (Hendricks et White.,1991 ; Valett et *al.*, 1990).

Actuellement les recherches sur la zone hyporhéique se focalisent sur l'aspect fonctionnel, incluant les recherches concernant l'influence de la zone hyporhéique sur le métabolisme du cours d'eau, sur les cycles des nutriments et sur les interactions entre l'eau de surface et l'eau souterraine (Valett et *al.*, 1993).

En conclusion, la connaissance de la dynamique des formes dissoutes et particulières des nutriments dans les différents compartiments des cours d'eau est essentielle à la bonne compréhension de leur fonctionnement d'où notre attention portée sur le phosphore dans l'eau

de surface et la zone hyporhéique (eau interstitielle et sédiments) ainsi que les eaux souterraines.

### **Le phosphore**

Il est relativement simple et incomplet, cet élément constitue par ailleurs un des composants essentiels de la matière vivante où il se rencontre à des taux relativement élevés : citons pour mémoire l'importance capitale au point de vue biologique de diverses molécules phosphorylées comme les nucléotides ou les phosphatidyl-lipides par exemple, c'est un nutriment nécessaire au développement des végétaux ainsi il représente de 0.16 à 1.17 % du poids sec des végétaux aquatiques (Sawyer.,1973).

Le stock de phosphore disponible pour les êtres vivants est entièrement contenu dans la lithosphère. Onzième élément dans l'ordre de leur abondance dans la croûte terrestre, son cycle est unique parmi les cycles biogéochimiques majeurs, puisque la composante gazeuse (phosphore d'hydrogène) est quasiment inexistante, de ce fait, il est lent et il faut des millions d'années pour aller de la roche à la roche. L'atome de phosphore passe par une centaine de voyages entre la surface des océans et les continents. D'après Brocher (1974), le voyage entre la surface des océans et les abysses dure environ 1600 ans, seulement 4 années d'activité biologique dans les couches de surface. Le phosphore est libéré lentement des roches sous l'effet de l'érosion naturelle, il s'introduit dans les écosystèmes d'eau douce par deux voies principales :

- Les sources diffuses : par définition non collectables et non localisées. Le phosphore d'origine diffuse provient des sols agricoles, naturels ou urbains, et de l'érosion des berges. Il est mobilisé par les écoulements superficiels lors des épisodes pluvieux (Dorioz *et al.* , 1997). Il entre donc dans le réseau hydrographique par intermittence, selon un rythme lié à celui des crues ( Barroin.,1992).

- Les sources ponctuelles : elles émettent le phosphore vers les eaux indépendamment des conditions météorologiques, selon un rythme correspondant à celui des activités humaines qui les provoquent. Les rejets ponctuels sont le fait des activités domestiques, agricoles ou industrielles. Le cas typique est celui des égouts déversés dans le réseau hydrographique, avec ou sans épuration préalable. Il s'agit de rejets toujours bien localisés dans l'espace (tuyaux), mais plus au moins bien répertoriés.

- **Différence entre source diffuse et sources ponctuelles :**

**Tableau n° 01: Différences entre sources diffuses et sources ponctuelles (D'après Dorioz).**

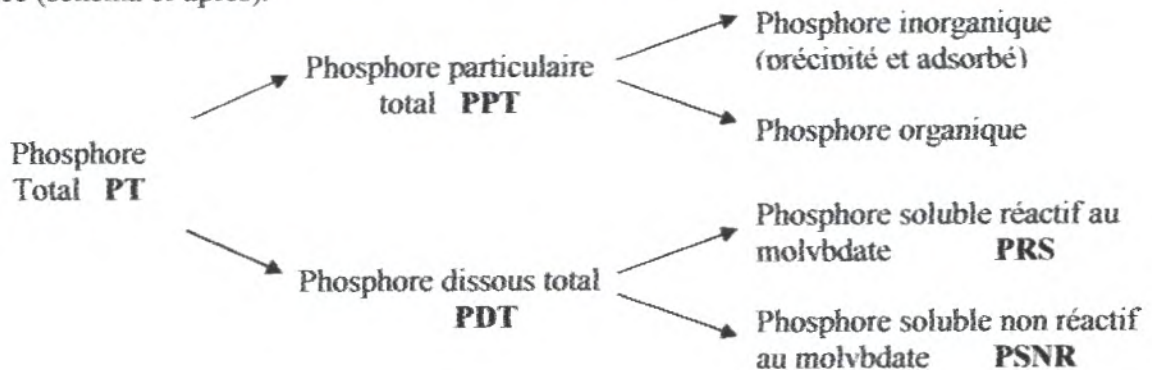
Type de sources	Ponctuelles	Diffuses
Mode d'entrée dans le réseau hydrographique	rejets indépendants de la pluie, en général en des lieux précis	émission lors des périodes de pluie, en des lieux indéfinissables
Nature des rejets	très concentrés, forte proportion de formes solubles	très dilués, accompagnés de forts apports d'eau et de sédiments; en général, forte proportion de P-particulaire
Transfert dans le réseau hydrographique	transmis indépendamment des périodes de ruissellement au rythme des activités humaines	passé par, dans ou sur le sol et transféré à la faveur de périodes pluvieuses
Exemples types	égouts divers	pertes des terres agricoles ruissellement urbain
Maîtrise	collectables et traitable; possibilité de normes de rejet	non collectables; maîtrise liée à la gestion du territoire

Les principales difficultés de l'étude du phosphore dans les écosystèmes aquatiques résultent de la multiplicité des formes sous lesquelles il s'y rencontre ; à l'échelle des différents compartiments. Pour cela il est nécessaire de les identifier :

### 1. LES FORMES DU PHOSPHORE DANS LE MILIEU AQUATIQUE :

Le phosphore peut se trouver sous différentes formes oxydées ; sous la forme acide, on trouve les acides méta ( $HPO_3$ ), pyro ( $H_4P_2O_7$ ) et ortho ( $H_3PO_4$ ). En milieu aqueux, les acides méta et pyro tendent vers une forme plus stable : l'orthophosphates, qui est un triacide dont les formes ionisées (les ions phosphates) varient selon le pH :  $H_2PO_4^-$ ,  $HPO_4^{2-}$  et  $PO_4^{3-}$ . Le phosphore peut se trouver sous forme dissoute (et éventuellement colloïdale) ou sous forme particulaire, la séparation entre ces deux formes dissoute est effectuée par une membrane (Voir chapitre matériels et méthodes).

Une décomposition des fractions de phosphore organiques dissoutes ainsi que particulaires est donc impérativement nécessaire pour la détermination de la teneur totale en phosphore. Ainsi un classement reposant sur ces deux critères outre que sur sa réactivité au molybdate a été mis en place (schéma ci-après).



### **1.1. Les formes dissoutes :**

Le phosphore dissous total ou le phosphore soluble (PDT) se trouve dans la colonne d'eau et l'eau interstitielle, il regroupe : les orthophosphates, les polyphosphates inorganiques et les composés phosphorés organiques :

- Les polyphosphates inorganiques sont des phosphates condensés d'origine naturelle (produits par les organismes vivants) ou d'origine industrielle (effluents de station de traitement d'eau usées, détergents...), ils sont très instables et facilement hydrolysable en orthophosphates.
- Le phosphore organique désigne le phosphore lié à des molécules organiques solubles, c'est-à-dire lié aux différents produits intermédiaires de la décomposition de la matière organique, dont l'ultime stade est la forme orthophosphate.
- Les orthophosphates sont des acides phosphoriques. Élément clé du fait de sa grande biodisponibilité pour les végétaux et bactéries d'une part et d'autre part, c'est la seule forme mobile du phosphore, ses concentrations à un moment donné dépendent de plusieurs paramètres physicochimiques.

### **1.2. Les formes particulières :**

Les formes particulières (PPT) se rencontrent au niveau des sédiments mais également en suspension dans l'eau, selon les conditions du milieu (sédimentation, ressuspension, etc.). On distingue principalement les formes inorganiques (ou minérales) et les formes organiques :

#### **1.2.1. Les formes inorganiques :**

- **Les formes précipitées :**

Suivant certaines conditions physico-chimiques comme le pH, le Eh,... etc. les phosphates peuvent précipiter avec des cations métalliques. Ces formes minérales sont au nombre d'environ 300 (Fabre, 1993). A titre d'exemples, les phosphates précipitent avec :

- L'aluminium en **Variscite**  $\text{AlPO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$ .
- Le fer en **Vivianite**  $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$  et **Strengite**  $\text{FePO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$ .
- Le calcium en **Apatite**.

- **Les formes adsorbées :**

Les orthophosphates peuvent s'adsorber à la surface d'hydroxo-complexes ferriques ou d'aluminium, mais également sur des carbonates de calcium et des complexes argilo-humiques.

#### **1.2.2. Les formes organiques :**

On désigne par phosphore organique particulière l'ensemble du phosphore de la matière organique, vivante ou en cours de décomposition. Ces formes de phosphore organique réalimentent le milieu en orthophosphates suite à leur minéralisation. Parmi ces formes on peut citer:

- Les formes organiques complexes comme les complexes de type argile-substance humique-phosphate qui fixeraient le phosphore sur certains sites métalliques des argiles ;
- Les formes du phosphore stockées dans les algues, les bactéries, etc. (les triphosphates et polymétaphosphates essentiellement).

En récapitulatif, le phosphore dissous et le phosphore particulière sont en équilibre chimique permanent. Le phosphore dissous ainsi que le particulière continent de nombreuses formes

chimiques du phosphore cité précédemment (complexes, précipités avec des hydroxydes métalliques...) qui toutes interagissent.

L'orthophosphate, la seule forme mobile, peut être assimilée par les végétaux (biodisponible) est à chaque instant en équilibre dynamique avec l'orthophosphate des composés chimiques solides, cristallins ou amorphes et toute forme de phosphore est susceptible d'évoluer vers une forme biodisponible (spéciation du phosphore).

De ce fait, la multiplicité des formes de phosphores rencontrées dans les milieux aquatiques, est due aux nombres de réactions possibles, aux paramètres physico-chimiques ; à la cinétique... etc.

## 2. LE CYCLE DE PHOSPHORE DANS L'ECOSYSTEME AQUATIQUE :

La figure n° 02 schématise le cycle du phosphore dans un écosystème aquatique :

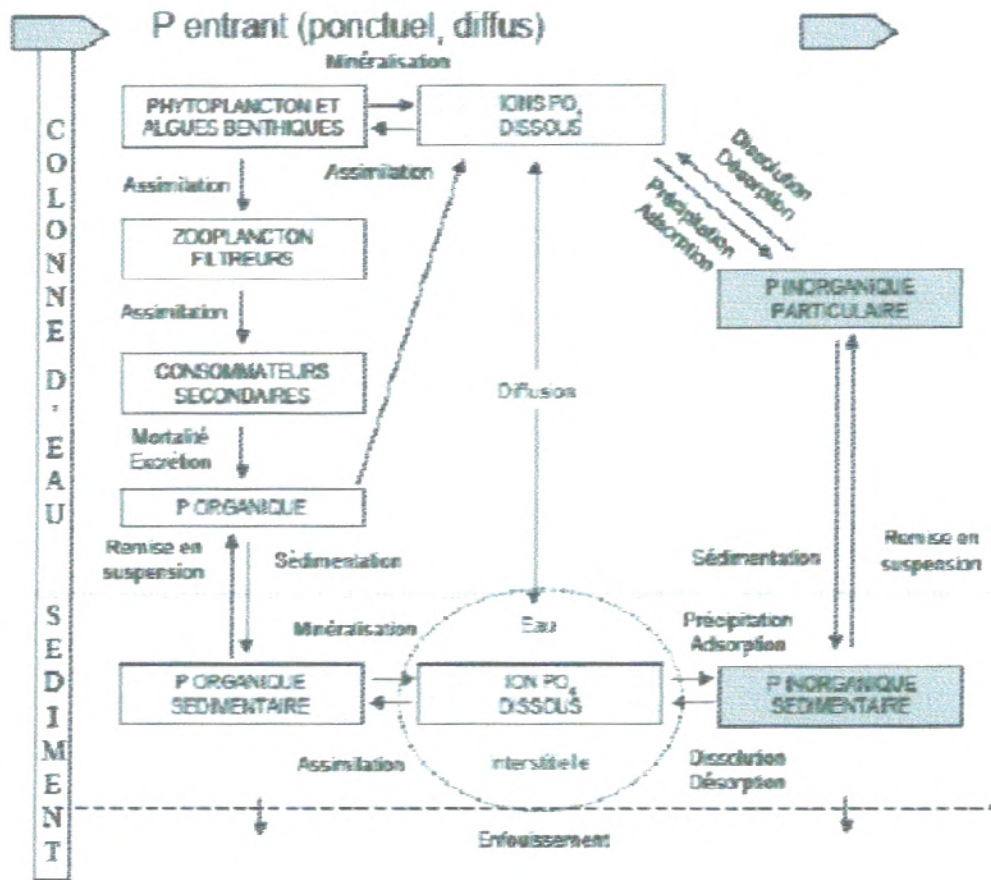


Fig n° 02: Cycle biogéochimique du phosphore dans les milieux aquatiques (D'après La Jeunesse, 2001).

### **3. DYNAMIQUE DES ECHANGES DU PHOSPHORE :**

Toutes les méthodes qui tendent à définir des compartiments, ne doivent pas oublier de tenir compte de la dynamique des échanges existants à l'intérieur de chaque compartiment et entre les différents compartiments, cette dynamique est contrôlée par une large gamme de processus biologiques, chimiques et physiques. Mais le nombre des réactions possibles et des paramètres physico-chimiques, ainsi que leurs cinétiques rendent le problème très délicat ( la multitude des formes du phosphore et leur signification écologique).

#### **3.1. EQUILIBRE DYNAMIQUE DU PHOSPHORE DANS L'EAU : LES TRANSFERTS ENTRE PHASES DISSOUTES ET PARTICULAIRES :**

Comme tout les nutriments dans les cours d'eau le phosphore est retenu, relargué, recyclé grâce à de nombreux mécanismes physiques, chimiques et biologiques. Ce qui fait que le phosphore dissous et le phosphore particulaire soient en équilibre dynamique permanent dans l'eau.

➤ *Les processus biologiques* sont nombreux. Le phosphore est utilisé par les organismes vivants pour leur besoin vital, il est alors soit soutiré de la colonne d'eau soit libéré.

##### a) L'assimilation des orthophosphates :

Elle se fait par l'utilisation du phosphore par les producteurs (algues, périphyton et macrophytes) ; nécessaire pour leur métabolisme d'une part et pour crée des réserves d'autre part. Il est nécessaire de signaler que ces organismes assimilent principalement le phosphore sous forme d'orthophosphates et de manière très rapide et la chaîne alimentaire continue ainsi avec les consommateurs (zooplancton) jusqu'aux décomposeurs (bactéries).

##### b) La minéralisation de la matière organique :

La minéralisation de la matière organique est une oxydation permettant la transformation de composé organique en produits minéraux grâce à l'action des décomposeurs. La minéralisation ultime du phosphore organique aboutie à la forme orthophosphate, directement assimilable par les algues et les bactéries, cette minéralisation est très rapide en présence d'oxygène dans l'eau ou à l'interface eau/sédiment. Ainsi le phosphore sera libéré à nouveau dans la colonne d'eau lors de la décomposition des organismes.

➤ *Les processus physiques* de rétention des particules se fait lors de passages hydrauliques lents de l'eau (mouilles, bras morts, eau interstitielle) qui favorisent la sédimentation, mais également la rétention des formes dissoutes des nutriments (Bencala, 1984). Lors d'épisodes pluvieux importants (crues, augmentation brusque du débit) les particules ainsi que les nutriments sont remis en suspension.

##### Les processus d'adsorption et de désorption :

Les phénomènes d'adsorption et de désorption des éléments sur les sédiments (en suspension, benthiques ou profonds) jouent un rôle important dans le contrôle de la dynamique des nutriments (Meyer et Likens, 1979; Stone et English, 1993; Reddy et al., 1999). Lors de leur adsorption, les éléments sont soutirés à la colonne d'eau alors que durant la désorption, ils y sont réinjectés. L'adsorption est un mécanisme rapide, réversible aux variations du milieu. Les formes adsorbées jouent un rôle important car, sous l'effet de facteurs écologiques, elles subissent diverses transformations dont le terme ultime peut être l'ion orthophosphate (Bonvallet, 2003).

L'adsorption peut être de deux types soit physique soit chimique. L'adsorption chimique est défini par Bostrom et al (1982) étant une fixation physique de composés solubles à la surface



des sédiments en équilibre constant avec la concentration en solution de ces composés. Elle dépend de la surface des particules et de la concentration en phosphore de l'eau. C'est un processus rapide et totalement réversible (désorption très rapide) par simple changement de concentration dans le soluté. L'adsorption physique met en jeu des liaisons de faible énergie (type force de Van Der Waals). Quant à l'adsorption chimique ou chémosorption, c'est la fixation de composés solubles qui ne sont pas sensibles à la concentration de ces composés en solution (à pH et à potentiel rédox constants) (Bonvallet, 2003). Ce type d'adsorption met en jeu des liaisons chimiques, comme les complexes de coordination, lors de l'adsorption de  $\text{PO}_4^{3-}$  sur des hydroxo-complexes polynucléaires par échange de ligands (Bostrom et al., 1982).

Le phosphore peut s'adsorber sur le fer, sur l'aluminium et sur le calcium, les réactions d'adsorption sur le fer ont été particulièrement étudiées par Bostrom et al (1982), c'est une adsorption chimique par échange de ligands, cette adsorption de  $\text{PO}_4^{3-}$  sur le fer nécessite une oxydation du fer ferreux ( $\text{Fe}^{2+}$ ) en fer ferrique ( $\text{Fe}^{3+}$ ) pour permettre l'hydrolyse de  $\text{Fe}^{3+}$  qui est à l'origine de la formation d'un hydroxo-complexes ferrique. Les mêmes mécanismes s'effectuent pour les hydroxydes d'aluminium tandis que ceux du calcium sont encore mal élucidés.

Bostrom et al (1982) ont démontrés que le phosphore peut également s'adsorber sur les argiles notamment kaolinite et montmorillonite par liaison chimique sur des sites métalliques ou par substitution des atomes de silice par des atomes de phosphore.

➤ *Les processus chimiques* comprennent également les changements de phases (passage de la phase liquide à gazeuse ou solide par précipitation). Par exemple l'azote peut être éliminé du cours d'eau sous forme gazeuse, ce qui est impossible avec le phosphore. Ce dernier peut par contre précipiter sous formes peu disponibles. Ces changements de phases permettent donc d'éliminer ou de relarguer un élément dans la colonne d'eau.

#### La précipitation :

La précipitation est définie comme un déplacement d'au moins deux composant d'une solution par leur combinaison mutuelle dans un nouveau composé solide (Despreau, 1990). Les réactions d'une précipitation sont les même que ceux d'une adsorption, la seule différence réside dans la lenteur des réactions (par vieillissement des complexes phosphatés déjà adsorbés ; cités avant) ces réactions sont irréversibles et les phosphates précipités sont piégés à long terme dans les sédiments.

### 3.2. LES EQUILIBRES DYNAMIQUES DU PHOSPHORE AU SEIN DES SEDIMENTS :

Dans les sédiments, le phosphore total existe sous forme particulaire mais également sous forme dissoute dans l'eau interstitielle ; et il est soit minéral soit organique. Le phosphore minéral représentant une fraction plus mobile que le phosphore organique (Logan, 1982) se répartit dans les sédiments de la manière suivante:

- Phosphore minéral particulaire stable, fixe immobile;
- Phosphore minéral particulaire mobilisable;
- Phosphore minéral dissous dans l'eau interstitielle.

Les équilibres établis au sein du sédiment dépendent de la solubilité des nombreuses formes de phosphore particulaire et représentent un système tampon pour la mobilité du phosphore stocké dans les sédiments (Froelich, 1988). En effet les multiples équilibres contrôlant la

distribution entre phases dissoutes et phases solides dépendent de la solubilité des formes particulières de phosphore.

Les composés solides peuvent être soit actifs ou bien inactifs. Dans le premier cas ces composés sont capables de modifier la composition de la solution environnante (cas des formes adsorbées de phosphore). Dans le deuxième cas, les composés inactifs n'ont aucun impact sur leur milieu de formation (cas des formes précipitées). Ainsi ces solides actifs (adsorbés) peuvent évoluer vers des formes inactives (précipités) beaucoup plus stables ; en fait, par simple hydrolyse des cations (présents dans les formes particulières), des hydroxo-complexes à fort pouvoir absorbant se forment. En vieillissant, ces derniers remplacent leurs liaisons OH par des liaisons oxygène, c'est le phénomène d'oxolation, favorisant ainsi la stabilité de ces composés. Une séquence d'oxolation peut conduire à la formation de colloïdes qui en vieillissant peuvent former des composés inactifs par réarrangement du réseau cristallin (Bonvallet, 2003). Il existe donc un continuum entre formes adsorbées actives et formes précipitées (ou cristallines) inactives qui se traduirait par une mobilité décroissante au cours du temps des ions adsorbés (Holtan et al., 1988).

Parmi les mécanismes de précipitation et d'adsorption qui contrôlent la mobilité des orthophosphates, seule l'adsorption joue un rôle important dans les équilibres de dissolution (Despreaux.,1990) car c'est un mécanisme facilement réversible.

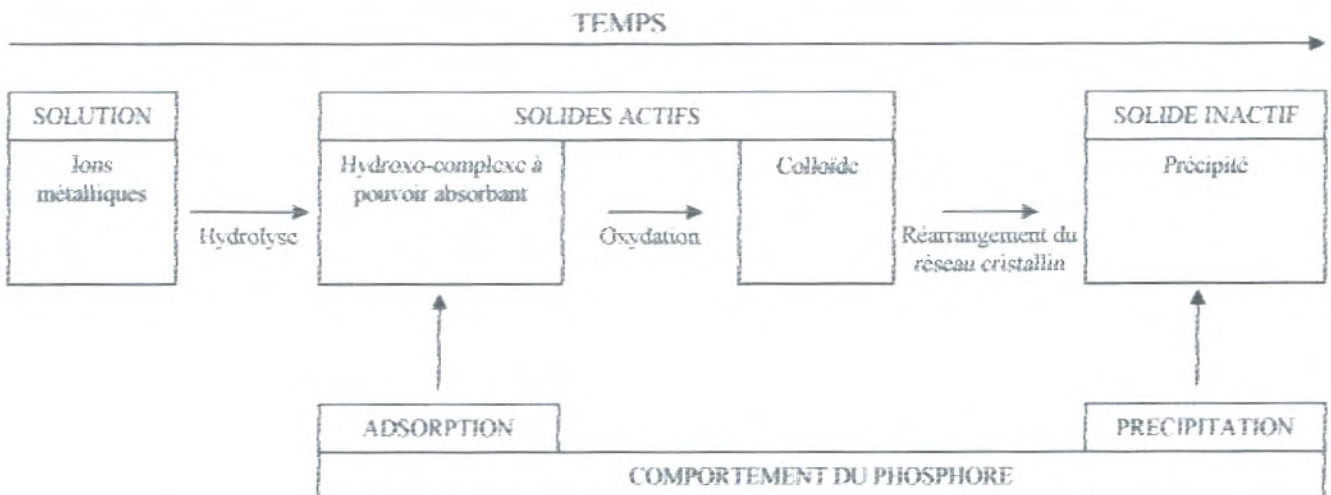


Fig n° 03: Schématisation du passage des formes adsorbées actives aux formes précipitées inactives de phosphore (Despreaux.,1990).

### 3.3. LES EQUILIBRES DYNAMIQUES DU PHOSPHORE SEDIMENTS/EAU : LES ECHANGES DE PHOSPHORE A L'INTERFACE EAU-SEDIMENT :

Dans les systèmes aquatiques les échanges de phosphore entre l'eau de surface et les sédiments sont des processus importants qui contrôlent les concentrations de l'eau de surface (House et Warwick, 1999; House 2003). Ces interactions relèvent de phénomènes très complexes qui regroupent les processus chimiques, biologiques et physiques (Bostrom et al.,1988).

### **3.3.1. L'activité photosynthétique :**

L'activité photosynthétique augmente le pH de l'eau de surface en utilisant le CO<sub>2</sub>, ce changement de pH affecte la mobilité du phosphore piégé par les hydroxo-complexes ferriques. La capacité d'adsorption des hydroxo-complexes ferriques diminue avec une augmentation du pH.

D'autres études entreprises par House et *al* (1995) ont démontrées qu'une augmentation du pH provoque une précipitation de la calcite qui s'accompagne de la co-précipitation du phosphore inorganique dans le réseau cristallin.

### **3.3.2. La remise en suspension des sédiments :**

Les sédiments d'un cours d'eau retiennent une grande part de phosphore entrant dans l'écosystème mais lors d'événements hydrauliques importants, la perturbation des sédiments entraîne sa remise en suspension, favorisant ainsi la diffusion de l'eau interstitielle vers l'eau de surface dont la teneur en phosphore peut ainsi augmenter (Bostrom et *al*., 1982). Mais les sédiments en suspension peuvent également prélever le phosphore de l'eau de surface de manière très rapide (House et *al*., 1995). En fait, les particules fraîchement exposées peuvent développer des mécanismes d'adsorption ou de désorption suivant les caractéristiques de leur nouvel environnement (pH, température, potentiel rédox, concentration en orthophosphate) (Casey et Farr.,1982). Il s'établit donc un échange et un équilibre des concentrations en phosphore entre les particules mises en suspension et le milieu de suspension. En effet, lors d'une remise en suspension, les sédiments atteignent rapidement leur état d'équilibre (Froelich.,1988).

### **3.3.3. La diffusion :**

Les échanges de phosphore entre l'eau de surface et les sédiments se font par diffusion (diffusion physique selon la loi de Fick) du phosphore de ces deux compartiments, cet échange se fait par l'intermédiaire de l'eau interstitielle, selon un gradient de concentration établi entre les deux compartiments. Le phosphore dissous diffuse du compartiment ayant la plus grande concentration vers le compartiment ayant la plus faible concentration en augmentant le taux d'échange entre les sédiments et la colonne d'eau (Bostrom et *al*., 1982).

L'activité bactérienne favorise également la diffusion du phosphore vers l'eau de surface en créant des microzones réduites à la surface des sédiments (Bonvallet.,2003).

### **3.3.4. La bioturbation:**

La bioturbation est définie comme étant un remaniement des sédiments par des invertébrés, elle entraîne le remplacement des échanges diffusifs par des échanges convectifs beaucoup plus efficaces, en changeant les conditions de pH et de potentiel rédox et augmentant la surface d'échange eau/sédiment. Ils contribuent également à la minéralisation des molécules organiques du sédiment. (Bonvallet.,2003).

Les facteurs intervenant sur les échanges de phosphore entre l'eau et les sédiments sont illustrés en figure n° 04 :

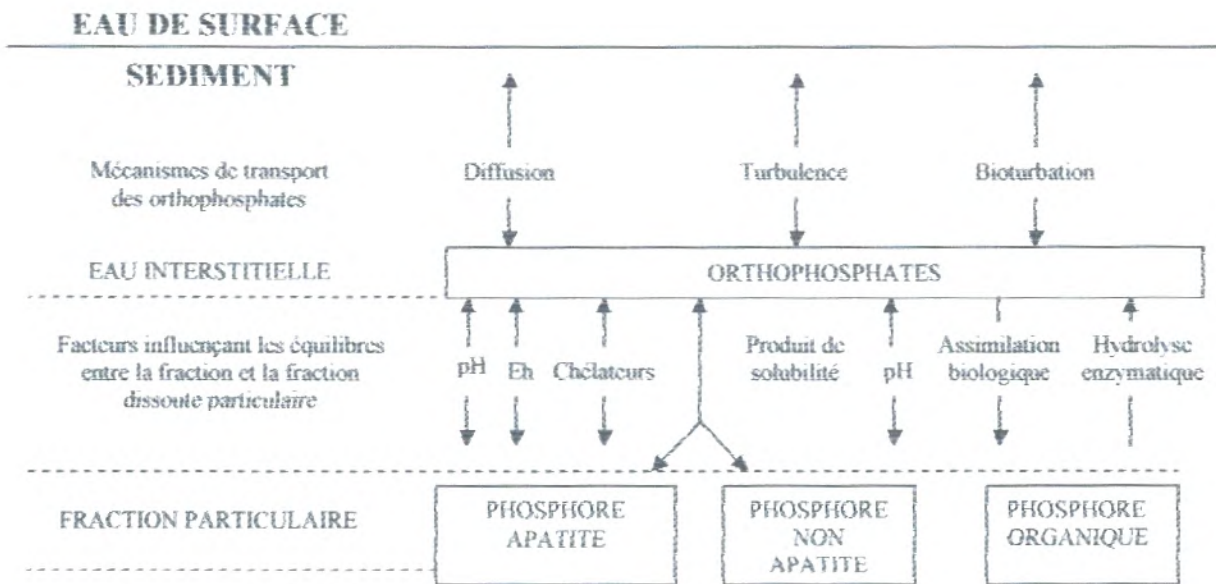


Fig n° 04: Schéma résumant les principaux processus intervenant dans les échanges de phosphore entre les sédiments (Moutin, 1992).

D'une manière générale la mobilité ainsi que la fixation du phosphore au sein d'une rivière dépendent largement de nombreux facteurs environnementaux parmi lesquels la concentration en phosphore soluble, la concentration en cations et en matière organique, la granulométrie des sédiments et des suspensions ainsi que leurs concentrations et l'hydrologie (Dong et al., 1983 ; Kronvang, 1992) des processus physico-chimiques principalement, le pH, la température, le potentiel rédox, semblent les plus importants.

**- Effet de la concentration des ions phosphates :**

La concentration en orthophosphate joue un rôle très important, en effet, la majeure partie des équations qui décrivent la solubilité des ions  $PO_4^{3-}$  sont des équations d'équilibre (Moutin, 1992).

Si les concentrations en orthophosphates dans la colonne d'eau sont suffisantes pour satisfaire les besoins vitaux des organismes notamment les algues et les macrophytes, les mécanismes de relargage sont limités. Cependant, après épuisement du stock d'orthophosphates présent dans l'eau, le phosphore est fourni par la minéralisation de la matière organique et surtout par les relargages des sédiments (Jigorel et al., 2005). De ce fait, les concentrations des ions phosphates dans l'eau règlent localement l'intensité des phénomènes de relargage.

En outre les augmentations des concentrations en orthophosphate dans l'eau interstitielle favorisent l'adsorption alors qu'une diminution facilite la désorption (Bostrom, et al., 1989).

**- Effet de la matière organique :**

Le rôle de la matière organique dans les échanges de phosphore est extrêmement important. Au cours du processus de décomposition de la matière organique, la consommation d'oxygène peut d'une part produire du  $CO_2$ , acidifier le milieu et entraîner la minéralisation

du phosphore organique et d'autre part créer les conditions favorisant la réduction du fer ferrique et la désorption des phosphates des complexes hydroxo-ferrique.

Les matières organiques peuvent également servir de complexant du fer ferrique, en particulier les substances humiques. Ces substances sont les produits les plus importants de la matière organique des eaux naturelles (Kim *et al.*, 1999 ; Ma *et al.*, 1999). De par leur origine variée (dégradations biologique et chimique des végétaux et des résidus animaux), elles possèdent une composition variable (humines, acides humiques, acides fulviques). Dans les sédiments elles forment des complexes insolubles du fer ferrique sur lesquels s'adsorbent les ions phosphate et diminuent ainsi la mobilité du phosphore (Bostrom *et al.*, 1982).

### **- Effet de la nature et la granulométrie des sédiments :**

La constitution minérale et granulométrique des sédiments sont deux facteurs essentiels d'appréciation de la rétention, en effet le phosphore peut s'adsorber sur des formes solides plus ou moins amorphes du fer, de l'aluminium ou du calcium (Fox *et al.*, 1989). Les différentes fractions Fe-P, Al-P font partie de la fraction échangeable du phosphore plus facilement mobilisable que la fraction Ca-P et les autres formes particulières précipitées, apatite et autre, qui au contraire piègent le phosphore. Ainsi Reddy *et al.* (1998) montrent que la capacité de rétention des sédiments des cours d'eau est fortement corrélée avec les teneurs des formes amorphes ou pauvrement cristallines de fer et d'aluminium.

Outre, plus la fraction granulométrique des sédiments est fine plus sa teneur en phosphore est grande (Viner, 1982 ; Mudroch et Duncan, 1986 ; Stone et English, 1993).

### **- Effet de la concentration en suspension de sédiment :**

Les matières en suspension ont une grande importance environnementale en raison de leur rôle dans le transport des pesticides, de divers types de contaminants et des nutriments associés aux sédiments (phosphore particulaire carbone particulaire...) (Dorioz *et al.*, 1989 ; Dorioz et Ferhi, 1994 ; Burrus *et al.*, 1990 ; Kronvang, 1990 ; Kronvang *et al.*, 1997 ; Svendsen *et al.*, 1995). Elles constituent une importante composante du système suite à leurs rôles de puits ou de source de phosphore (adsorption ou relargage du P) selon leurs conditions environnementales.

### **- Effet du pH :**

Le pH joue un rôle important dans le mécanisme de rétention ou de libération des phosphates (Farah *et al.*, 1979). La capacité d'adsorption des hydroxo-complexes par la mise en place des liaisons P-Fe, P-Ca, et P-Al dépend du pH. En effet une augmentation du pH diminue la capacité de fixation de  $Fe^{3+}$ ,  $Al^{3+}$  et de l'argile (donc diminue la capacité d'adsorption) à cause de la compétition des ions  $OH^-$  et de  $PO_4^{3-}$  sur les complexes (Lijklema, 1977 ; Pradhan J., 1998). Par contre, à pH élevé, les mécanismes d'échanges de ligands dans lesquels les ions  $OH^-$  remplacent les ions  $PO_4^{3-}$  deviennent importants et favorisent le relargage de phosphore (Bostrom *et al.*, 1982). En plus, une augmentation de pH facilite la fixation des ions  $PO_4^{3-}$  par les carbonates (Martin, 1985 cité par Despreaux, 1990).

### **- Effet de la température :**

Dans les processus d'échange de phosphore entre l'eau et les sédiments, la température joue un rôle important sur les vitesses des réactions chimiques et biochimiques et globalement sur toute l'activité biologique qui affecte la mobilité du phosphore.

D'une manière générale, l'adsorption du phosphore croît avec l'augmentation de température (Crosby *et al.*, 1984 ; D'Angelo *et al.*, 1991 ; Meals *et al.*, 1999).

En outre une hausse de température même en milieu oxygéné, peut entraîner une augmentation de la consommation bactérienne en oxygène (installation des microzones anaérobies) provoquant la relargage des phosphates par réduction du fer ferrique en fer ferreux.

**- Effet du potentiel rédox :**

En conditions d'aérobies, quand le potentiel rédox est élevé, on observe généralement une baisse du phosphore dissous dans la colonne d'eau par adsorption des orthophosphates sur les sédiments (Moore et Reddy, 1994 ; Moore et al., 1998 ; Reddy et al., 1998). D'après

Bostrom, et al., (1989) en milieu aérobie le rapport  $\frac{Fe^3}{Fe^{2-}}$  est important, de ce fait, l'hydrolyse des ions ferriques favorise la complexation de  $PO_4^{4-}$  avec le fer par l'intermédiaire des hydroxo-complexes. Le relargage du phosphore est par conséquent limité et dépend du pourcentage de  $FeO_3$  et de la liaison Fe-P dans les sédiments (Logfren et Bostrom, 1989).

Alors qu'en conditions d'anaérobiose, quand le potentiel rédox diminue, la réduction de  $Fe^3$  en  $Fe^{2-}$  entraîne un relargage important de phosphore (Olila et Reddy, 1997, Moore et Reddy, 1994 ; Moore et al., 1998 ; Reddy et al., 1998).

## **4. LE PHOSPHORE ET LA PRODUCTION PRIMAIRE :**

### **4.1. La biodisponibilité du phosphore :**

La biodisponibilité se définit comme le degré avec lequel une substance est assimilée par un organisme (O'Donnel et al., 1985 ; Newman et Jagoe, 1994). Selon Thornton (1999), est biodisponible la fraction assimilable par un organisme donné dans un milieu défini. Dans l'eau, les substances sont absorbées à l'état dissous; leurs présences en solution est assurées par une large gamme de transformations physiques, chimiques et biologiques, les faisant apparaître ou disparaître de la phase liquide et ou les faisant passer d'un état associé à la phase solide dans la phase liquide ou vice-versa ;

- Transformations biologiques (décomposition, minéralisation) ;
- Transformations chimiques (hydrolyse, oxydo-réduction, complexation) ;
- Transformations physiques (précipitation/dissolution et l'adsorption/désorption)

Le terme de biodisponibilité regroupe les concepts de «biodisponibilité biochimique» qui désigne les formes sous lesquelles le phosphore peut être incorporé à la matière vivante, de «biodisponibilité temporelle» qui désigne la période la plus favorable durant laquelle le phosphore biodisponible est offert à la croissance et de «biodisponibilité spatiale» qui désigne la masse d'eau dans laquelle le phosphore biodisponible est offert à la croissance. (Bonvallet, 2003).

La multiplicité des formes du phosphore fait que, toute forme chimique de phosphore pouvant être à plus ou moins long terme incorporée dans du matériel biologique et donc biodisponible et toute forme de phosphore est susceptible d'évoluer vers une forme biodisponible, ainsi les différentes méthodes de mesures des formes de phosphore sont largement dictées par les différentes approches de la biodisponibilité du phosphore.

### **4.2- Le phosphore et la production planctonique :**

Le plancton (algues et bactéries) absorbent tout deux le phosphore dissous sous sa forme d'orthophosphates libre. Les algues utilisent le phosphore lors de la

photophosphorylation, processus source d'énergie, d'où une absorption maximale de phosphore à la lumière.

Dans la plupart des cas, il existe une relation entre la biomasse phytoplanctonique, souvent exprimée par la teneur en chlorophylle et la teneur en phosphore. Les bactéries absorbent aussi du phosphore ce qui crée une compétition pour ce composé. En général, les bactéries présentent plus d'affinité pour le phosphore que les algues (Currie et Kalff, 1984a ; Jansson, 1988). Ceci devrait conduire dans les eaux oligotrophes à une élimination des algues. Mais les bactéries ont besoin pour leur survie d'une source d'énergie c'est-à-dire d'une source de carbone organique qui leur est fournie par les excréments algales. Ainsi se constitue une régulation réciproque (Currie et Kalff, 1984).

#### **4.3. Le phosphore et les macrophytes :**

Les macrophytes regroupent les hydrophytes (plantes aquatiques), les hélophytes (plantes de la vase) et des espèces semi-aquatiques émergentes, qui utilisent le phosphore des sédiments grâce à leur racines et celui de la colonne d'eau grâce à leur feuilles. Leur rôle dans la dynamique du phosphore a été largement étudié dans les lacs (Granéli et Solander, 1988; Rattray et al., 1991), beaucoup moins dans les cours d'eau (Chambers et al., 1989; Robach et al., 1995; Feijoo et al., 1996; Pelton et al., 1998). Ils représentent des vrais réservoirs à phosphore. Le relargage du phosphore par des macrophytes vivants est très faible, contrairement aux macrophytes sénescents qui constituent une source extrêmement importante pour le milieu. Dans les lacs, une large part du phosphore ainsi relargué est retenu par les sédiments (Labroue et al., 1995).

Certains auteurs ont pu penser que si les végétaux aquatiques prélevaient leur phosphore dans les sédiments et le relarguaient dans l'eau libre, ils pourraient concourir à l'eutrophisation.

#### **4.4. Le phosphore et le périphyton :**

Selon Reddy et al (1999), le périphyton a des teneurs importantes de phosphore de 100 à 4500 µg P-PO<sub>4</sub>/g de matière sèche. Le périphyton benthique utilise le phosphore des sédiments et de la colonne d'eau (Hansson, 1989) alors que le périphyton épiphytique utilise largement le phosphore de la colonne d'eau, mais aussi celui libéré par les tissus sénescents des macrophytes. Les fortes concentrations sont dues à la consommation de luxe communément observée dans les eaux riches en phosphore (Reddy et al., 1999).

### **5. LE PHOSPHORE ET L'EUTROPHISATION :**

#### **5.1. Le phénomène d'eutrophisation :**

Le terme « eutrophisation » est employé sous plusieurs significations, et, pire, souvent utilisé sans définition claire. Il paraît donc essentiel de s'accorder, en tout premier lieu, sur le sens que l'on donnera à ce terme.

Tout d'abord, on doit considérer le terme « eutrophe » dont dérive le mot « eutrophisation ». « Eutrophe » signifie simplement « bien nourri ». Comme le rappelle Genovese (1973), le préfixe « eu » contient l'idée de bien, d'utile, d'optimal. Tout milieu pauvre en matières nutritives, ne répondant pas, par définition, à la notion de conditions optimales, on en vient à considérer qu'un milieu est eutrophe quand il est riche en nutriments. On peut donc s'accorder sur la définition du mot « eutrophe » que fournit le Dictionnaire technique de l'eau et des questions connexes (ed. Guy Le Prat, Paris, 1968) : *une eau eutrophe est une eau riche en matières nutritives.*

Quant à l'eutrophisation d'un milieu, il s'agit, *stricto sensu*, du fait de devenir eutrophe (donc, de s'enrichir en nutriments). Cette notion a pris naissance pour désigner la progression naturelle de l'état trophique des lacs, c'est-à-dire l'augmentation de la richesse du milieu (de l'oligotrophie à l'hypertrophie, en passant par l'eutrophie). Toutefois, la notion

d'eutrophisation (dans son étymologie d'origine « enrichissement ») n'a de sens que par rapport à la biomasse qui tire bénéfice des nutriments présents. Aussi est-il compréhensible que l'on ne puisse différencier dans le terme « eutrophisation » ce qui est relatif à l'enrichissement, d'une part, et ce qui correspond à la biomasse qui bénéficie de cet enrichissement, d'autre part. La notion d'« eutrophisation » est donc délicate à manier, puisqu'elle ne désigne pas un état mais l'évolution du milieu vers un état, lui-même défini de manière subjective (« enrichi »). Le terme eutrophisation contient donc en germe la dérive de sens qu'il a subi, désignant à la fois les causes et les conséquences de la fertilisation du milieu (Lacaze, 1996). Si les causes sont bien identifiées (apport de nutriments), les conséquences sont diverses. Au premier niveau on trouve le développement de phytoplancton et de macrophytes. Au second niveau on trouve les conséquences (*les nuisances*) de ces développements lorsqu'ils deviennent excessifs : gênes directes pour l'utilisation de l'eau ou du domaine aquatique, hypoxie ou anoxie du milieu mortelles pour la faune, poussées d'espèces opportunistes toxiques.

Actuellement, le terme « eutrophisation » semble avoir évolué pour désigner non plus la progression de l'enrichissement d'un milieu, mais l'état enrichi lui-même, ceci jusqu'à un point tel qu'il en résulte des nuisances. A titre d'exemple, on a rassemblé ci-dessus plusieurs définitions de référence qui font bien ressortir la notion implicite de dégradation du milieu.

1. Dictionnaire technique de l'eau et des questions connexes (ed. Guy Le Prat, Paris, 1968): Processus évolutif, naturel ou provoqué, rendant un écosystème et particulièrement un lac, de mieux en mieux pourvu de sels nutritifs (nitrate, phosphate) et donc de plus en plus riche en organismes vivants et en matières organiques.

2. Vocabulaire de l'Environnement (Hachette, 1976) : Processus d'accumulation de matières organiques dans les eaux stagnantes, dû à la prolifération et à la décomposition des végétaux non consommés, ce qui diminue la teneur en oxygène des eaux profondes. Ce processus naturel est accéléré par l'apport de matières nutritives liées aux activités humaines.

3. OCDE (1982): Eutrophication, which may be natural or « man-made », is the response in water to overenrichment by nutrients, particularly phosphorus and nitrogen. ... The resultant increase in fertility in affected lakes, reservoirs, slow-flowing rivers and certain coastal waters causes symptoms such as algal blooms, heavy growth of certain rooted aquatic plants, algal mats, desoxygenation and, in some cases, unpleasant tastes and odours.

4. Directives du Conseil des Communautés Européennes du 21 mai 1991 (91/271/CEE) relative au traitement des eaux urbaines résiduaires et du 12 décembre 1991 (91/676/CEE) relative à l'azote d'origine agricole: L'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question.

A cette pluralité du vocabulaire et de définitions s'ajoute la confusion, non seulement entre le phénomène naturel et le phénomène artificiel mais également entre le phénomène artificiel volontaire (fertilisation) et le phénomène artificiel involontaire (pollution), entre la cause (modification de facteurs externes) et l'effet (altération de paramètres internes), entre les divers facteurs externe, entre les divers paramètres internes, etc. (Barroin, 1990). C'est pour cela que certains auteurs proposent d'utiliser le terme de « pollution par les phosphates » qui ne laisse planer aucun doute sur le facteur perturbant ni sur caractère nuisant de ses conséquence ni sur la responsabilité de l'homme.

Bien que le terme d'eutrophisation (au sens de « pollution par les phosphates ») ainsi que tous les termes désignant des différents états de trophie aient d'abord été utilisés pour les lacs, ils



sont aujourd'hui également appliqués pour les systèmes d'eau courante et les systèmes marins côtiers (Bonvallet.,2003).

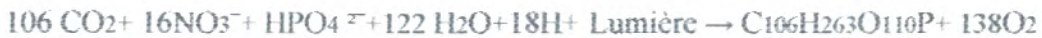
**5.2- Le phosphore et l'eutrophisation (au sens de « pollution par les phosphates ») :**

Le fonctionnement d'un écosystème aquatique est régi par un équilibre entre autotrophie et hétérotrophie :

- L'autotrophie correspond aux processus de photosynthèse permettant l'élaboration de matière organique à partir de sels azotés et phosphorés, de gaz carbonique et d'eau. Il en résulte une production d'oxygène.

- L'hétérotrophie rassemble l'ensemble des processus se déroulant dans le sens inverse, des phénomènes respiratoires associés à la dégradation et à la minéralisation de la matière organique, avec consommation d'oxygène et production de gaz carbonique.

La fixation d'énergie solaire par la photosynthèse peut se traduire par l'équation générale suivante :



Parmi les éléments minéraux susceptibles d'induire la production de matériel organique, le phosphore joue un rôle essentiel, bien qu'il soit pondéralement minime comme le montre l'équation ci-dessus. En effet 1mg de P pourrait théoriquement produire 114mg de matière organique en poids sec. Cette équation fait également apparaître que 1mg de phosphore incorporé dans la matière organique nécessite 142mg d'oxygène afin d'oxyder la matière organique produite (Bonvallet.,2003).

Actuellement il est communément accepté et d'une manière claire que l'azote et le phosphore sont les deux nutriments limitants la production primaire dans les milieux aquatiques continentaux. Mais le développement de l'industrie agroalimentaire, de l'agriculture intensive, de l'assainissement collectif a considérablement augmenté les rapports en nutriment aux systèmes aquatiques provoquant une hausse importante de la production primaire et donc l'eutrophisation avec tous les désagréments consécutifs aux excès. En effet, le phosphore d'origine urbain représente une part non négligeable de P introduit dans le milieu on estime que chaque personne rejette 3,5 g de P par jour : 1,2 g provient des excréments et le reste surtout des lessives. En outre l'utilisation de P en agriculture soit sous forme minérale (engrais) ou organique (épandage de fumier) les déjections animales etc. Ces différentes actions anthropiques ont un seul sens ; l'eutrophisation de nos cours d'eau. Cette eutrophisation est due en particulier aux apports de phosphore dans les écosystèmes aquatiques continentaux (Vollenweider., 1968).

# **CHAPITRE II:**

## **Étude du milieu physique**

### **1. Présentation générale du bassin versant de la Tafna :**

Le bassin versant de la Tafna d'une superficie de 7245 km<sup>2</sup>, se localise à l'extrême Nord Ouest du territoire Algérien, sur la globalité de la wilaya de Tlemcen (environ 77%) et déborde jusqu'aux terres Marocaines. Il est limité au Nord par les Monts des Traras, au Sud par les monts de Tlemcen, à l'Est par Djebel Sebâa Chioukh et à l'Ouest par les Monts de Béni-Snassen (Maroc). Selon la nouvelle structuration des unités Hydrologique en Algérie, le bassin versant de la Tafna appartient à l'ensemble de l'Oranie-Chott Cherguie.

Globalement, le bassin versant peut être subdivisé en trois grandes parties :

- Partie orientale avec comme principaux affluents l'oued Isser et l'oued Sikkak ;
- partie occidentale comprenant la Haute Tafna (oued Sebdo et oued Khemis) et l'oued Mouilah ;
- partie septentrionale, qui débute pratiquement du village Tafna et s'étend jusqu'à la plage de Rachgoune, embouchure de la Tafna sur la méditerranée. Les oueds Boukiou, Boumessaoud et Zitoun sont les principaux affluents de cette partie.

Le principal cours d'eau; la Tafna, long d'environ 170km, non compris les affluents qui drainent une partie de la plaine d'Oujda au Maroc, prend sa source à 1100 m dans les versants Sud des Monts de Tlemcen. Le cours de cet oued peut se subdiviser en trois parties: la haute Tafna, la moyenne Tafna et la basse Tafna :

**La haute Tafna:** l'oued Tafna prend naissance dans Ouled Ouriach, son écoulement y est d'abord souterrain et son exurgence se trouve sur le rebord en amont de Sebdo, au niveau des grottes de Ghar Boumaza. A partir de cet endroit et jusqu'à Sidi Medjahed, l'oued suit un cours dans une vallée encaissée, dans cette région montagneuse, l'oued Tafna reçoit l'oued Khemis (rive droite) et l'oued Sebdo (rive gauche)

**La moyenne Tafna:** à partir de Sidi Medjahed, la Tafna franchit les Monts de Tlemcen, suit son écoulement en y taillant des gorges arbustes. Une fois les gorges franchies, la Tafna débouche dans la plaine de Maghnia. Cette partie du bassin est sillonnée par de nombreux affluents parmi lesquels certains sont importants:

- Sur la rive gauche: les affluents sont moins importants que sur la rive droite, seul l'oued Mouilah qui prend naissance au Maroc est remarquable par son parcours et son débit, il sert de collecteur d'eaux usées de la ville d'Oujda. L'oued Boukiou, moins important, prend naissance dans les Monts des Traras pour rejoindre le cours de la Tafna dans la plaine des Ghosel.
- Sur la rive droite: la Tafna reçoit l'oued Boumessaoud, l'oued Zitoun et enfin l'oued Isser, affluent le plus important par son long parcours que par son débit.

**La basse Tafna:** le cours inférieur de la Tafna s'étend depuis les gorges de Tahouaret vers le village de Pierre Chat jusqu'à la plage de Rachgoune en mer Méditerranée, sur une distance de 20km.



Fig n° 05: Réseau hydrographique du bassin versant de la Tafna, avec localisation des stations (T6, T6' et T7).

## **2. Le réservoir de Hammam Boughrara :**

Le barrage de Hammam Boughrara a été construit en 1998, à un Km en amont de la localité de Hammam Boughrara et à 10 Km au Nord de Maghnia à l'aval de la confluence Tafna-Mouillah dont il constitue le principal exutoire ; à une latitude de 34° 52' 23''N et une longitude de 1° 39' 61''W.

C'est un ouvrage stratégique à caractère régional, destiné à l'alimentation en eau potable et à l'irrigation, il présente une capacité totale de 177Hm<sup>3</sup>, une superficie de 894ha et une profondeur moyenne de 18m. Il constitue par ailleurs le récepteur de tous les rejets aussi bien liquides que solides de l'ensemble des activités urbaines et industrielles de la zone de Maghnia d'une part et du Maroc d'autre part.

Les lâchers sont effectués en périodes d'assèchement pour l'alimentation des agriculteurs et de la retenue de Dzioua (Ain Tolba), par contre les vidanges de fond se font lors de grandes crues.

## **3. Hydrologie du bassin versant de la Tafna et aperçu hydrogéologique de notre zone d'étude :**

Le chevelu hydrographique de la Tafna est un important réseau, né de la combinaison des roches imperméables et de la disposition du relief, il suit pratiquement les accidents importants qui ont affecté les formations carbonatées du Jurassique et se modifie avec l'évolution de la tectonique.

L'écoulement dans les oueds du bassin versants de la Tafna est caractérisé par:

- une forte dépendance par rapport aux précipitations;
- une forte irrégularité inter- mensuelle et inter- annuel;
- des crues à très fort débit instantané à différentes périodes, pouvant engendrer des inondations;
- un débit d'étiage très faible à nul, s'étalant du mois de mai jusqu'à octobre,

Outre, les différentes formations géologiques et les conditions hydrologiques de la région ont permis l'apparition de divers niveaux aquifères, en générale dans notre zone d'étude, la nappe est libre (nappes libre miocène jurassique) avec un niveau de base hydrogéologique de marnes miocènes et un recouvrement alluvial de nature variable : argile, sable fin et grossier, gravier, galets et des calcaires lacustres ; elle suit le cours de la Tafna depuis Hammam Boughrara jusqu'à l'embouchure .Ce matériel a permis l'implantation de plusieurs puits éparpillés sur la majorité de notre secteur. Généralement soumis à des exploitations agricoles (Ziani et Moumouche, 1991).

## **4. Géologie générale du bassin versant de la Tafna :**

Le grand bassin de la Tafna est caractérisé par une géologie très complexe et qualifiée de grande tectonique. L'évolution des terrains va du Primaire au Plio- Quaternaire (Bouanani.,2004).

### **4.1. Primaire :**

Il affleure dans le bassin versant de l'oued Mouillah au niveau des Monts de Ghar Roubane à l'Ouest de Fillaoucen à l'Est. Il est représenté par:

- formations schisto- quartziques
- granite
- auréole de métamorphisme

#### **4.2. Secondaire :**

Il occupe une grande partie de notre bassin versant et forme l'essentiel des Monts de Tlemcen. Il est représenté par:

##### *a - Trias :*

Localisé essentiellement au Nord d'Ain Tellout et au niveau de Béni Bahdel et à l'Est dans le bassin d'oued Mouilah. Il est constitué par des argiles plus ou moins dolomitiques et gypseuses et des marnes bariolées fortement teintées.

##### *B - Le Jurassique :*

Au niveau de notre bassin versant, il est représenté généralement par:

-Les grès de Boumediene: il s'agit d'un ensemble à dominance gréseuse, avec des passées argileuses masquées le plus souvent par des éboulis ou de la végétation. Ces grès à ciment calcaire, se présente en bancs assez durs, dont les épaisseurs sont variables pouvant atteindre 500m, rencontrés au Sud du bassin d'oued Sikkak.

-Dolomies de Tlemcen: il s'agit de dolomies cristallines grises, avec de nombreuses cavités remplies de calcite. Cette formation peut atteindre 200m aux environs Tlemcen à El Ourit et on la rencontre dans tout les sous- bassins de la Tafna.

-Dolomies de Terny: elles correspondent à des dolomies parfois vacuolaires avec de nombreuses stratifications obliques et un aspect très massif, qui permet de bien les distinguer des dolomies de Tlemcen, leur épaisseur est de l'ordre de 100m dans le plateau de Terny .Elles sont bien représentées au niveau des bassins de l'oued Sebdu Isser et Sikkak.

-Marno- calcaires de Hariga: c'est une alternance de marnes et de calcaires,elles sont bien exposées au djebel Hariga avec une épaisseur de 165m dans le bassin de Sebdu,ainsi qu'au Bled El Gliia dans la bassin de l'Isser qui vont jusqu'à 270m.

- Marno- calcaire d'Ouled Mimoun: cette formation renferme les couches de passage du Jurassique au Crétacé. Elle affleure nettement dans le secteur d'Ouled Mimoun, ainsi qu'au niveau de la bordure Nord du fossé de Sebdu.

##### *c- Crétacé :*

Dans le bassin étudié, le Crétacé est représenté essentiellement par les argiles de Lamoricière, qui est une formation argilo- gréseuse nettement calcaire au sommet. Elle affleure au niveau de Hassi Zerga dans le bassin de Sebdu.

#### **4.3. Tertiaire :**

##### *a) Eocène:*

Dans la basse vallée de l'oued Isser,près de la confluence avec l'oued Tafna ,le massif de Sebàa Chioukh est constitué de grès siliceux,jaunes à rougeâtre ,assez friable à ciment argileux

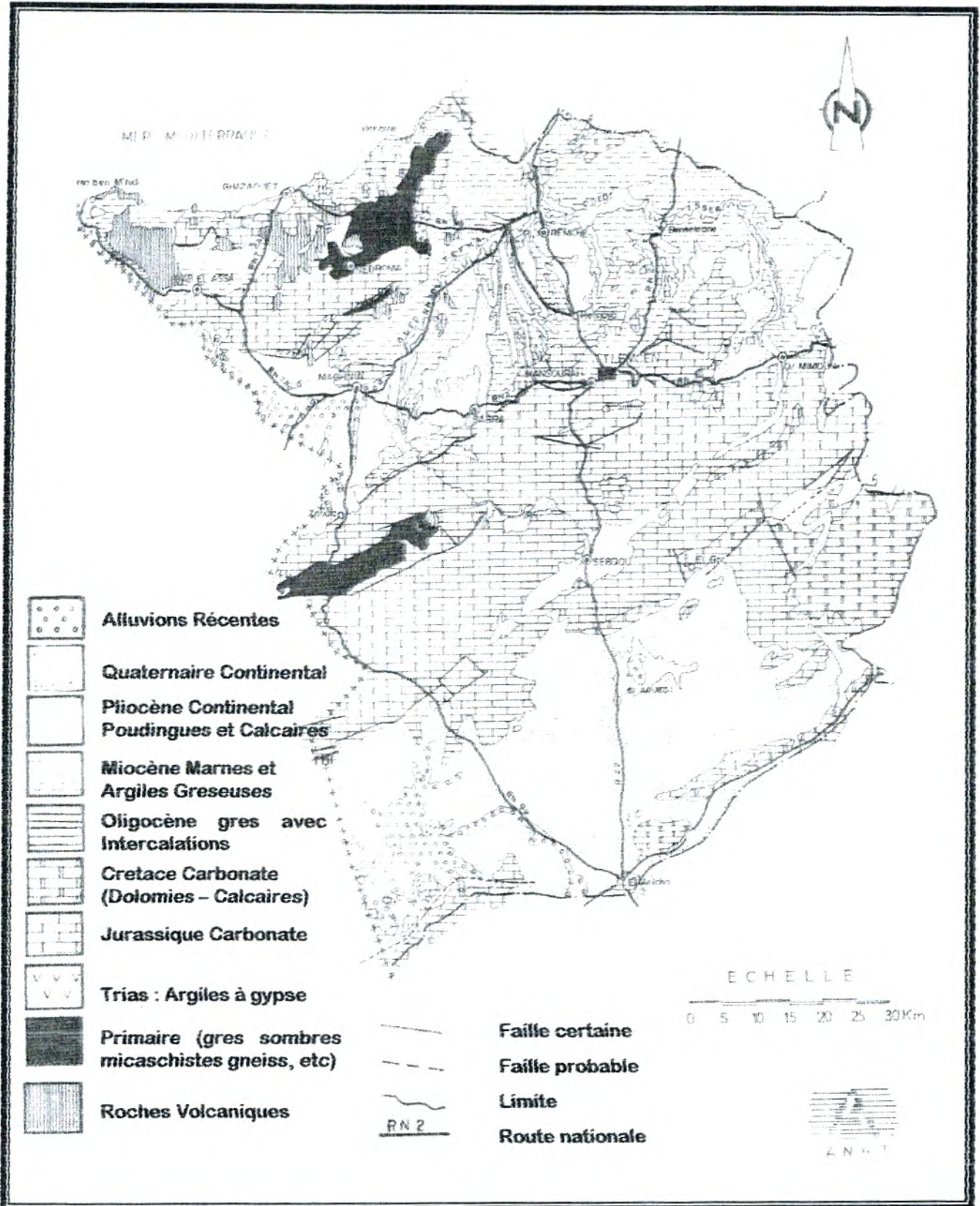


Fig n° 06 : Carte géologique de du bassin versant de la Tafna (A.N.A.T, 1985).

alternant avec des marnes argileuses verdâtres . Ces alternances forment une série de 100 à 150m d'épaisseur, elles ont été attribuées à l'Eocène supérieur.

L'Eocène est surmonté par des poudingues, des grès plus ou moins grossiers et des marnes rouge ou verdâtre très ferrugineux à la base: c'est le terrain rouge de la basse Tafna, attribué à l'Oligocène par L Gentil, 1902 pouvant correspondre à une émergence momentanée du bassin.

### b) Miocène

-Le Miocène inférieur: affleure surtout de part et d'autre de la Tafna, essentiellement entre la vallée de l'oued Zitoun et djebel Fillaoucène, il est constitué par des argiles marneuses de teinte verdâtre, au sein desquelles s'intercalent des bancs décimétriques de grès ferrugineux friables formant un ensemble d'une épaisseur pouvant dépasser 100m.

-Le Miocène moyen: repose souvent en discordance sur le miocène inférieur, déformé et partiellement érodé. Il est constitué essentiellement par une épaisse série d'argiles marneuses grises ou bleutées, qui par altération deviennent ocre. Il est marqué par un niveau discontinu de poudingues relativement peu consolidés à ciment argilo- gréseux, bien représenté à 4 km à l'Est de Hammam Boughrara.

-Miocène supérieur: formé par des dépôts de grès durs, jaunes d'or ou citron, peu consolidés atteignant 20 à 30m d'épaisseur. Ces grès s'appuient sur les marnes du miocène moyen (serravalliennes) comme entre Tlemcen et Remchi dans le bassin du Sikkak, ou, directement sur le Jurassique comme c'est le cas au Nord et au Sud de la plaine de Maghnia dans le bassin du Mouilah

### 4.4. Plio- Quaternaire :

Représenté par des sédiments continentaux d'âges comparable, bien que de natures variables. Il s'agit d'une série complexe de dépôts discontinus formés d'éléments hétérométriques et hétérogènes. Parmi les faciès rencontrés on cite:

- des marnes avec peu ou pas de galets, plus ou moins tufeuses, parfois très épaisses surtout au niveau du bassin de l'oued Mouilah;

- des anciennes alluvions allant des marnes alluvionnaires verdâtres aux galets en passant par les limons et les graviers ;

- les limons, sables et graviers récents qui s'étendent entre oued Mehaguène et Chaabet El Arneb au Nord Est de la frontière algéro-marocaine. Les limons sont jaunes en général avec des couches rougeâtres et à leur base se trouvent les galets en lits ;

- quelques lambeaux de basaltes interstratifiés, témoins d'une activité volcanique .Ils sont situés au Nord Ouest de la plaine de Maghnia dans le bassin du Mouilah.

### 5. Pédologie et occupation du sol :

La vallée de notre secteur d'étude est formée principalement par :

- Les sols alluviaux constitués principalement de sols calcaires lourds et marne recouvrant les basses terrasses et les lits des oueds de Hammam Boughrara jusqu'à la confluence avec l'oued Isser.

- Les sols rouges à encroûtement, ces sols formés de marnes du Miocène, couvrent une grande partie de la plaine de Maghnia .Il s'agit des sols dont la texture est généralement argileuse, ils sont très riches en fer et généralement non calcaires.

- Les sols calciques, caillouteux et peu profonds, ils se développent surtout le long de la vallée d'oued Mouilah.



- Les régosoles, s'observent surtout en situation piémonts parfois sur les pentes abruptes, ils ont souvent peu épais et caillouteux.

Quant à l'occupation du sol; en excluant le secteur avant le barrage de Hammam Boughrara, le bassin de la Tafna est essentiellement agricole (environ 60% de la superficie). A l'aval du barrage l'agriculture est prépondérante, l'ensemble des parcelles se répartie le long de l'oued Tafna (culture céréalières, fruitières et surtout maraîchère). Les surfaces boisées sont essentiellement dans les zones montagneuses et au alentour de la retenue alors que les pentes des oueds sont occupés par des garrigues .Il y a également de nombreux ateliers de fabrication de parpaing répartis sur le cours de la Tafna. Cette occupation du sol montre une pression anthropique forte, de surcroît inégalement répartie.

### **6. Etude bioclimatique :**

En amont de toute étude relative au fonctionnement des écosystèmes écologiques, le climat prend une place primordiale .Plus encore que les conditions biogéographiques, morphologiques, lithologiques, les conditions climatiques du bassin versant jouent un rôle capital dans le comportement et le fonctionnement des cours d'eau .En Algérie le climat a fait l'objet de plusieurs études, tels que Seltzer.,1946 ;Bagnouls et Gausson.,1953 ;Emberger., 1955) et Angot.,1981.

Ainsi pour réaliser toute étude bioclimatique et localiser notre région d'étude dans un bioclimat déterminé, les deux principaux paramètres pris en considération sont les précipitations et les températures. Pour cela, nous nous sommes basés sur les données de la station météorologique de Zenata.

**Tableau n° 02 : Coordonnées géographiques des stations météorologiques.**

Stations météorologiques	Longitude Ouest	Latitude Nord	Altitude (m)
Zenata	01° 27'W	35° 01'N	249 m

### **6.1. Les précipitations :**

Les moyennes mensuelles des précipitations figurent dans le tableau n° 02.

**Tableau n° 03 : Précipitations mensuelles moyennes (en mm) des différentes stations.**

Mois Stations	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D
Zenata (1996-2006)	46.68	43.46	43.5	25.09	22.32	2.11	0.9	5.9	12.01	24.5	40.46	45.81

### 6.2. Les températures :

Les moyennes mensuelles, les minima et les maxima sont représentées dans le tableau n° 03.

Tableau n° 04 : Températures moyennes mensuelles des différentes stations.

Mois Station	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D
Zenata (1996-2006)	11.09	13.15	13.64	16.01	19.02	23.46	26.13	26.26	22.93	19.42	14.02	12.12

### 6.3. Diagramme Ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN (1953) :

Le diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausсен., 1953 nous permet de déterminer la période sèche. Selon ces auteurs un mois sec est défini comme étant le mois où le total des précipitations en (mm) est inférieur ou égal au double de la température exprimée en degré Celcius ( $P \leq 2T$ ).

A partir des données climatiques (températures et précipitations) provenant de la station météorologiques de Zenata. Nous pouvons distinguer que la température atteint son minimum au mois de Janvier et son maximum au mois d'Août (Fig n° 07), alors que le mois le plus arrosé est celui de janvier. Ainsi le diagramme Ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN (1953) (Fig n° 08) fait apparaître deux périodes bien différenciées:

- Une période sèche et chaude qui s'étend du mois d'avril au mois d'octobre.
- Une période froide et humide de courte durée qui s'étale d'octobre à avril, caractérisée par l'irrégularité des précipitations.

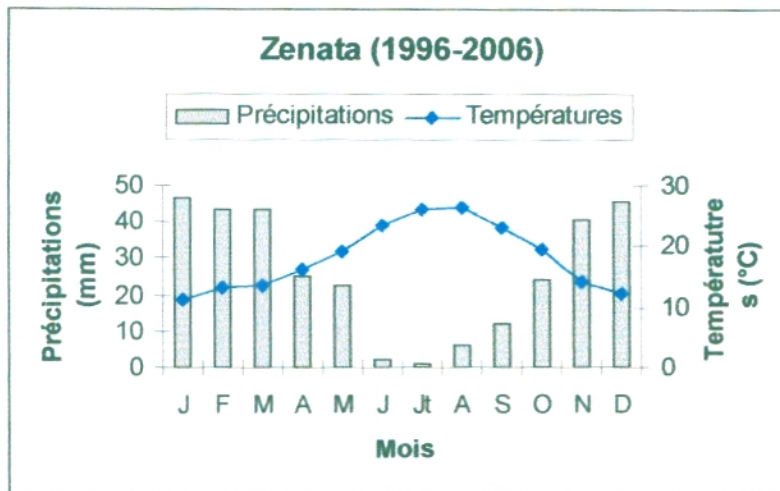
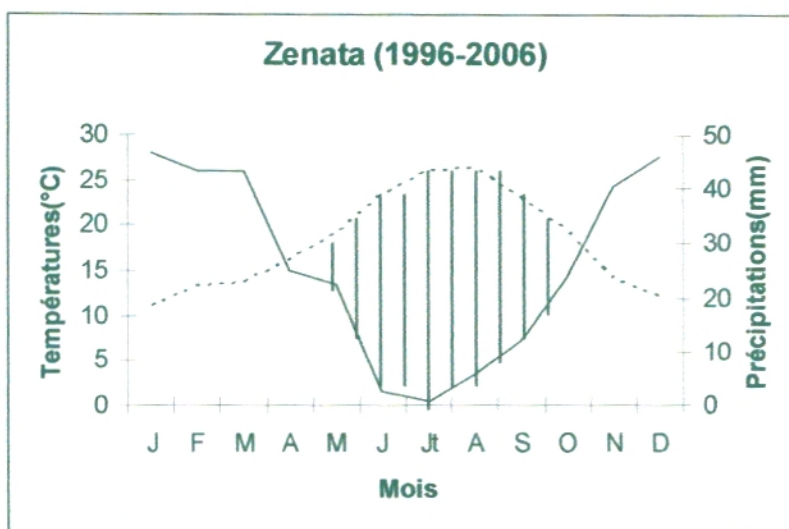


Fig n° 07: Distribution mensuelle des températures et Précipitations moyennes de la station météorologique de Zenata.



- Températures
- Précipitations
- ▨▨▨▨ Période sèche

**Fig n° 08 : Diagramme Ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN (1953) pour la Station de et Zenata.**

## **7. Présentation des stations d'étude :**

Le secteur retenu pour l'étude des eaux de surface se localise entre le barrage Hammam Boughrara et la confluence Tafna -Boukiou sur une distance d'environ 30 Km (Fig n° 09). Trois stations de prélèvement ont été prospectées sur le cours moyen de la Tafna à l'aval du barrage (T6, T6' et T7).

### **7.1. Caractéristiques des stations d'étude du milieu superficiel :**

- **Station T6 :**

La station T6 se localise à environ 5 Km en aval du barrage Hammam Boughrara, sur la route nationale n°35 reliant Maghnia à Oran à proximité de Ain Fatah à une altitude de 220m, une latitude de 34°58'57''N et une longitude de 1°34'53''W (Fig n° 09).

La station présente une largeur de 6m et une profondeur moyenne de 30cm environ en hautes eaux contre 4m de largeur et 10cm de profondeur en étiage. Le fond du lit est recouvert essentiellement de blocs, galets, cailloux, gravier, sable et un dépôt d'éléments fins (limon, argile) surtout au niveau des rives. Cette station comme la plupart des stations de la plaine est située dans une région à vocation agricole (cultures maraîchères dominantes). Le lit de la rivière sert au rinçage des légumes cultivés dans cette région. De plus de nombreuses pompes sont installées pour irriguer les champs avoisinants, la couleur de l'eau est plus ou moins trouble avec la présence de mousse de détergent.

La végétation aquatique est caractérisée par une prolifération importantes d'algues filamenteuses surtout au printemps : *Spirogyra* sp, *Zygnema* sp., tandis que la végétation riveraine est composée notamment de: *Sinapis arvensis*, *Calendula arvensis*, *Juncus maritimus*, *Atractylis* sp... etc.

- **Station T6' :**

La station d'étude principal T6' long de 500 m est une station médiane, située sur le cours principal de l'Oued Tafna, à environ 20Km du barrage Hammam Boughrara (Fig n° 09) à une longitude de 189 m , une latitude de 34° 87' 23''N et une longitude de 1°35'69''W . La largeur moyenne de cette station est d'environ 4 m en étiage et 14 m en hautes eaux alors que la profondeur moyenne ne dépasse pas les 30 cm en étiage comparant à 80 cm en hautes eaux .le substrat de cette station est très vaseux au niveau des rives et au centre du lit avec la présence de quelque blocs et galets

La végétation aquatique est représentée uniquement par des algues planctoniques et des algues filamenteuses recouvrant la totalité du plan d'eau

La végétation riveraine se compose essentiellement de *Calendula arvensis*, *Sinapis arvensis* *Atriplex halimus*, *Inula viscosa*, *Phragmite commuris*, *Tamarix gallica*,... etc.

- **Station T7 :**

La station T7 se situe à 30 Km du barrage, au niveau du pont de la route nationale 35 reliant Maghnia à Remchi, à une altitude de 110m, une latitude de 34°37'29''N et une longitude de 1°26'31''W. Cette station présente une largeur moyenne estimée à 5m en hautes

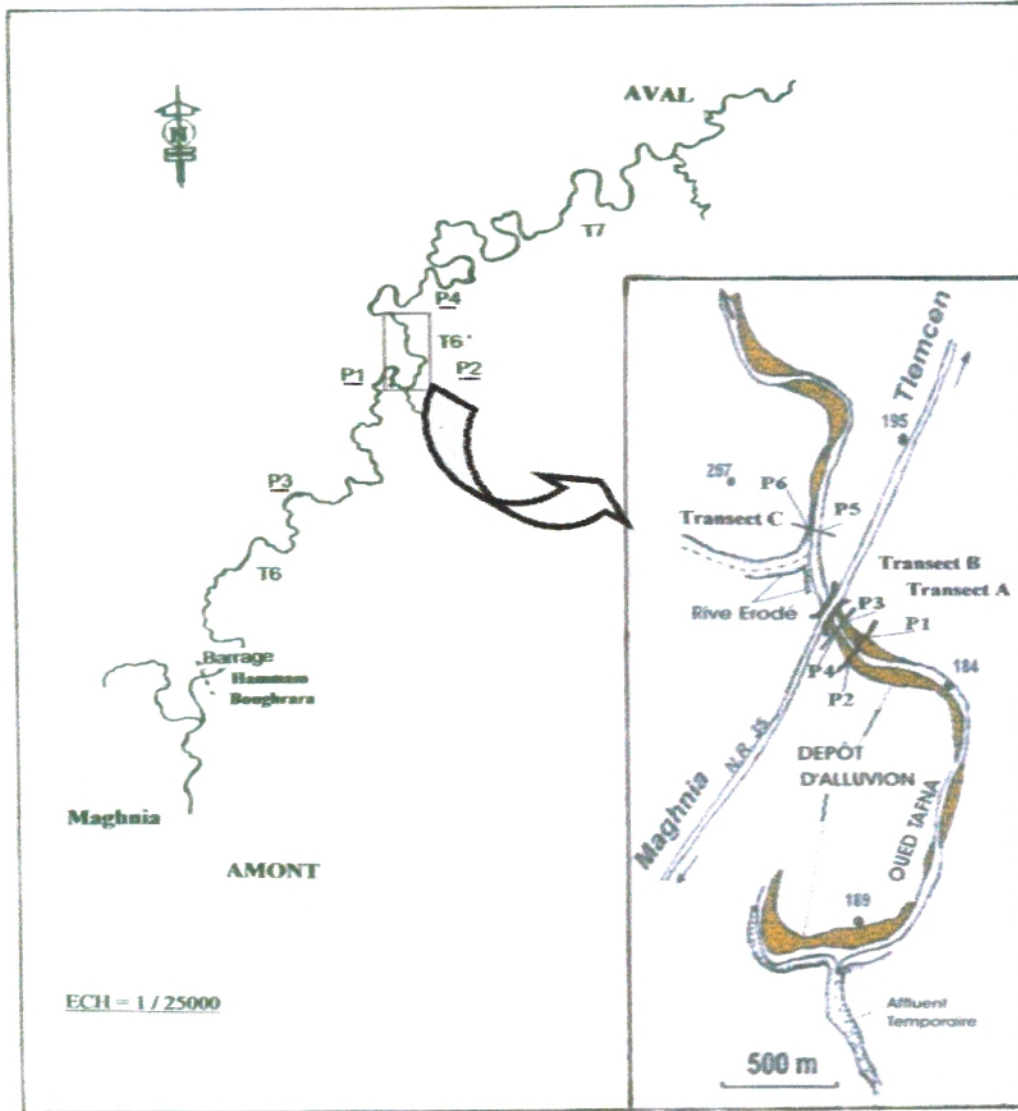


Fig. 09: localisation des stations d'étude ( T6, T6' et T7) des puits (P1, P2, P3, P4) et du site d'étude hyporhéique avec localisation des piézomètres P1, P2, P3, P4, P5, P6.

eaux et 3m en étiage, ainsi qu'une profondeur de 20cm en hautes eaux contre 10à 0cm en étiage. Le substrat est caillouteux avec la présence de quelques blocs au centre du lit, une eau verdâtre. La végétation se compose de *Atractylis* sp *Juncus maritimus*, *Sinapis arvensis*, *Calendula arvensis*, *Nerium oleander*, *Cupressus* sp... etc.

### **7.2. Caractéristiques de la station d'étude du milieu hyporhéique :**

Le site retenu pour l'étude des eaux interstitielles est la station T6'. Ce site mesure 500m de long, il a été divisé en 3 transects, de l'amont vers l'aval: transect A (mouille amont du site), transect B (mouille médiane) et transects C (seuil aval du site) (Fig n° 09).

- Le transect A se localise a l'amont de la station T6'. La largeur du lit est d'environ 4m, la profondeur est estimée de 30cm pendant l'étiage et de 90cm pendant les hautes eaux. La vitesse du courant est faible à nulle en raison des multiples suppressions de la pente par les creusements des cuvettes au milieu du lit pour l'irrigation des champs.

- Le transect médian B se situe à 200m environs du transect A, le lit mesure 7 à 8 m de largeur en période de hautes eaux, contre 3 jusqu'à 4 m en période de basses eaux, la profondeur varie de 60 à 77 cm en période des hautes eaux alors qu'elle est de 10à 15 cm en étiage.

- Le transect C, à 500m du transect A est caractérisé par une largeur importante allant de 9 à 11m en hautes eaux alors qu'elle est très restreinte ne dépassant pas les 4m en étiage parfois moins en raison de son assèchement, quant a la profondeur, elle est de 25 à 60 cm en hautes eaux et de 10cm à nulle en étiage.

### **7.3. Caractéristiques des points de prélèvement de la nappe de la zone étudiée :**

Pour l'eau phréatique, 4 puits ont été prospectés durant notre étude. Ils sont répartis le long de la moyenne Tafna, de manière à révéler une éventuelle connectivité avec nos stations ; leurs caractéristiques sont illustrées dans les tableaux.

#### **• Puits 01 :**

A environ 1km avant le pont de la route nationale N° 35, sur la rive droite de l'oued Tafna, se situe le puits P1 dans un champ à vocation agricole.

Altitude : 194 m  
Latitude : 34°58'17''N  
Longitude: 1°35'45'' W

#### **• Puits 02 :**

Ce puits se localise à environ 1 km du puits P1 sur la rive gauche de la route nationale N° 35, dans une propriété privée destinée à la fabrication du parpaing.

Altitude : 192 m  
Latitude : 34°59'55'' N  
Longitude: 1°34'55'' W

• **Puits 03 :**

A l'entrée de la commune de Fellaousen, sur la rive gauche de la route nationale N°35, se trouve le puits P3 au centre d'un petit douar de quelques maisons, à environ 2 mètres de la rive droite de l'Oued Tafna.

Altitude : 189 m  
Latitude : 34°58'59''N  
Longitude: 1°35'21'' W

**Puits 04 :**

Le puits P4 se situ dans un hôtel, sur la rive droite de la route nationale N°35 et a environ.

Altitude : 180 m  
Latitude : 34°56'54''N  
Longitude: 1°35'28'' W

Nous avons résumé dans le tableau ci après les principales caractéristiques de nos puits utiles à notre étude.

**Tableau n° 05 : Quelques caractéristiques des puits étudiés.**

<b><i>Puits</i></b>	<b><i>Localisation par rapport a la Tafna vers le Nord</i></b>	<b>Environnement</b>	<b>Utilisation</b>	<b><i>Moyens d'utilisation du puits</i></b>
<b>P1</b>	A gauche	Verger	Irrigation	Pompe électrique
<b>P2</b>	A droite	Atelier de Parpaing	Irrigation et usage domestique	Soutirage manuel + Pompe électrique
<b>P3</b>	A droite	Champ d'agriculture	Usage domestique	Soutirage manuel + Pompe électrique
<b>P4</b>	A droite	Champ d'agriculture	Usage domestique	Soutirage manuel



# **CHAPITRE III:**

## **Matériel et Méthodes**

## **1. Echantillonnage et Méthodes d'étude :**

### **• Milieu superficiel :**

L'étude a été menée du mois de Janvier à Novembre 2007, à raison de 10 campagnes d'échantillonnage réparties sur trois périodes hydrologiques différentes : hautes eaux, étiage et lâchers d'eau de barrage ; au niveau de trois stations de la Tafna (T6, T6' et T7) sur un secteur de 30 Km à l'aval du barrage Hammam Bouhrara.

### **• Milieu hyporhéique :**

Les prélèvements d'eau hyporhéique ont été réalisées dans 6 piézomètres retenus le long du site d'étude (Fig. 09), mensuellement entre Janvier et Novembre 2007 couvrant ainsi les 3 périodes hydrologiques: hautes eaux, étiage et lâchers.

Des prélèvements de sédiments au niveau de ce site, dans chaque un des transects (A, B et C), ont été effectués.

### **• Milieu phréatique**

L'échantillonnage de la nappe aquifère s'est effectué au niveau de 4 puits voisins de nos stations d'études pour déceler une éventuelle connectivité.

Les analyses physico-chimiques de l'eau ont été mesurées aux mêmes dates d'échantillonnage.

## **1.1. Mode de prélèvement :**

Le phosphore a été dosé dans différents compartiments: eau superficielle, eau hyporhéique, eau du sous sol et les sédiments. Les échantillons d'eau ont été immédiatement conservés en glacière réfrigérée à 4°C pour éviter les évolutions éventuelles de concentrations des différents éléments. Ceux des sédiments ont été conservés dans des sacs en plastique bien fermer au frais durant le trajet jusqu'au laboratoire, où les analyses ont été effectuées dans les 24 heures.

### **1.1.1. Mode de prélèvement d'eau superficielle :**

Les prélèvements d'eau superficielle sont effectués au centre du cours d'eau par simple remplissage de bouteilles en polyéthylène préalablement lavées avec l'eau de l'oued.

### **1.1.2. Mode de prélèvement d'eau interstitielle :**

Les prélèvements d'eau interstitielle sont effectués par la méthode de sondage tubé ou méthode de pompage mise au point par BOU et ROUCH (1967). Son principe consiste à pomper l'eau interstitielle à l'aide d'une pompe manuelle à piston, inspirée sur le système de BOU et ROUCH, avec une sonde d'une longueur de 1,30m que nous avons enfoncé dans le substrat de façon que l'eau soit aspirée à 50cm de profondeur jusqu'à 1.70 m en étiage.

### **1.1.3. Mode de prélèvement de l'eau souterraine :**

Les prélèvements ont été effectués à l'aide de bouteilles préalablement stériles en polyéthylène remplies directement des puits, afin d'éviter toute contamination.

### **1.1.4. Mode de prélèvement des sédiments :**

Les sédiments du sous-écoulement ont été récoltés à l'aide de piézomètres enfoncés à 30cm dans le lit de l'oued dans les 3 transects A, B et C.

## **1.2. Mesure des paramètres physico-chimiques :**

Les conditions du milieu influent de manière certaine sur les processus de transformation du phosphore dans l'eau comme dans les sédiments ; afin de voir leurs

interactions avec le phosphore l'ensemble de ces derniers a été prospecté. Nous avons résumé, ci après les paramètres étudiés ainsi que leurs méthodes d'analyses.

### **1.2.1. Analyses réalisées in situ :**

La température, l'oxygène, le potentiel hydrogène, le potentiel redox, la conductivité ont été mesurés in situ à l'aide d'un appareil de type multi 340i/SET afin de ne pas modifier les équilibres ioniques du pH, du Eh et de la Ec suite au transport de l'échantillon ou à son séjour en flacon. Outre que le niveau piézométrique et le VHG qui ont été mesurés à chaque prélèvement.

#### **1.2.1.1. La température (T°) :**

La température de l'eau ainsi que celle de l'air sont exprimées en degré Celsius (°C).

#### **1.2.1.2. L'oxygène dissous :**

L'oxygène dissous est exprimé en mg/l et en pourcentage (%) de saturation.

#### **1.2.1.3. La conductivité électrique (Ec) :**

La conductivité est liée aux concentrations de l'ensemble des sels ionisables. Elle est exprimée en micro Siemens par centimètre ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

#### **1.2.1.4. Le potentiel hydrogène (pH) :**

Le pH indice de l'équilibre entre les acides et les bases dans l'eau, est une mesure de la concentration des ions hydrogène en solution.

#### **1.2.1.5. Le potentiel redox (Eh) :**

Le potentiel redox indique l'importance du pouvoir réducteur ou oxydant du milieu ainsi que évaluer le degré d'oxydation de certains ions.

#### **1.2.1.6. Le débit**

Les débits instantanés de l'oued sont mesurés grâce au moulinet OTT C2. Ce moulinet à hélice est fixé à une tige graduée en aluminium sur laquelle il peut coulisser et est relié à un compteur d'impulsions permettant de connaître le nombre de tours effectués par l'hélice. Ce dispositif permet de mesurer la vitesse du courant à différentes hauteurs d'eau, ainsi que de connaître la profondeur d'eau. Des mesures sont également effectuées à différentes distances de la berge pour tenir compte d'éventuelles hétérogénéités dans la section.

#### **1.2.1.7. Le niveau piézométrique :**

Il existe deux méthodes de mesure du niveau dynamique, l'une repose sur la mesure de la pression de l'eau à l'aide d'une balance manométrique, d'un manomètre manographe ou bien d'une cuve à mercure : cela lorsque la nappe est artésienne. Dans notre zone d'étude, le niveau de la nappe est au-dessous du terrain naturel, on mesure la profondeur du plan d'eau à l'aide d'une sonde électrique lumineuse, d'une sonde mécanique équipée d'un poids, ou d'une prise d'air rattachée à un système de pression ; pour nos mesure nous avons utiliser une échelle graduée permettant de lire la cote du plan d'eau du puits par rapport à la surface du sol.

#### **1.2.1.8. Le gradient hydraulique vertical :**

Le VHG (gradient hydraulique vertical) est également assuré par un réseau de six minipiézomètres situé de part et d'autre et le long du tronçon principal (T6') au niveau de chaque transect A, B et C et dont le relève s'effectue à pas de temps mensuel. Le sens de

circulation des eaux du sous-écoulement est évalué en mesurant la différence de pression entre l'eau qui circule librement et celle située sous cette partie active du chenal. Nous comparons la hauteur de l'eau dans le piézomètre en observant le changement de résistance qui se produit dans une paire de tuyaux lorsque l'un est relié au piézomètre et l'autre placé au fond de l'oued. Des valeurs négatives indiquent un potentiel enfouissement de l'eau de surface (zone de downwelling), alors que des valeurs positives indiquent une potentielle remontée de l'eau hyporhéique (zone de upwelling) (Andreae 1970, Lee & Cherry 1978).

### **1.2.2. Analyses réalisés en laboratoire :**

#### **1.2.2.1. La demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>) :**

La demande biologique en oxygène est mesurée par DBOmètre, elle est définie comme la quantité d'oxygène dissous consommée dans les conditions de l'essai, c'est-à-dire après l'incubation durant cinq jours, à 20°C et à l'obscurité, par certaines matières présentes dans l'eau principalement pour assurer leurs dégradations par voie biologique, elle est exprimée en milligramme par litre d'eau.

#### **1.2.2.2. Les chlorures :**

Les chlorures sont analysés selon la méthode de MOHR qui consiste à doser les chlorures en milieu neutre par une solution titrée de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium (RODIER, 2000), le résultat est exprimé en milligramme d'Na Cl.

#### **1.2.2.3. La turbidité :**

La turbidité est mesurée grâce à un turbidimètre de paillasse LP 2000, elle est exprimée en FTU.

La turbidité se calcule en mesurant l'absorption, par les particules en suspension, de la lumière transmise dans les eaux, à l'aide d'un instrument préalablement calibré avec des échantillons étalons de matières en suspension.

#### **1.2.2.4. Les teneurs en matière en suspension (MES) :**

Un volume connu d'eau brute (de l'ordre du litre) est filtré à travers une membrane de fibre de verre Whatman GF/F (porosité 0.7µm) de 47mm de diamètre préalablement pesé. Après passage à l'étuve à 60°C pendant une nuit, le filtre est pesé une deuxième fois. La quantité de matière sèche s'obtient par la différence entre les deux pesées. On connaît ainsi la concentration en MES :

$$\text{Concentration en mg/L} = \frac{\text{Poids de la matière sèche (mg)}}{\text{Volume d'eau filtré (L)}}$$

#### **1.2.2.5. Le phosphore :**

Les quatre formes de phosphore dosées dans les eaux : superficielles, du sous écoulement et du sous sol sont le phosphore total (PT), le phosphore dissous total (PDT) le phosphore particulaire total (PPT) et le phosphore réactif soluble (PRS).

Le PDT et le PRS sont dosés sur les eaux filtrées sur des membranes millipore (0.45µm de porosité) alors que le PT et le PPT sont dosés sur les eaux brutes.

Toutes les étapes de dosage des quatre formes du phosphore étudiées passe d'abord par le dosage des orthophosphates. En effet toutes les formes de phosphore étudiées sont extraites et convertis en orthophosphate lors de la digestion ou la minéralisation à chaud expliquée ci après

### **1.3. Le principe de dosage des orthophosphates :**

Il existe diverses méthodes de dosage des orthophosphates dans l'eau. Parmi les plus connues on cite :

- Les méthodes de (Kirkbright et *al.*, 1971), utilisant des substances qui forment des complexes avec le phosphomolybdate ;
- Les méthodes de (Sivadier., 1998), utilisant des ions marqués  $^{32}\text{PO}_4$  ;
- Les méthodes enzymatiques de (Stevenson., 1979) ;
- Les méthodes de (Murphy et Riley., 1962), utilisant la formation d'un complexe de phosphomolybdate en milieu acide.

Toutefois, la dernière technique reste la plus courante et la plus utilisée. Son principe est le suivant :

L'anion orthophosphate réagit avec le molybdate d'ammonium et le tartrate double d'antimoine et de potassium en milieu acide pour former un complexe. Ce dernier est réduit par l'acide ascorbique en un complexe coloré en bleu (le bleu de molybdène) dont l'absorbance maximale proportionnelle à la concentration de phosphore est à 882 nm.

On utilisera donc ce que l'on appelle un colorimètre (spectrophotomètre à UV) afin de déterminer l'absorbance des différents filtrats.

Les informations pour la préparation des différentes solutions sont citées si après

#### **1.3.1. DROITE D'ETALONNAGE :**

Nous utilisons quatre solutions étalons de concentrations connues (0.05, 0.1, 0.2 et 0.4 mg de P- $\text{PO}_4/\text{L}$ ) pour tracer la droite d'étalonnage. Nous plaçons dans l'appareil la cuve contenant la solution de référence (le blanc), et nous mesurons la densité optique de chaque solution étalon. Ensuite nous plaçons sur un graphe les points définis par la concentration en mg P- $\text{PO}_4/\text{L}$  et la densité optique. Nous obtenons alors une droite dont la pente est le facteur permettant la conversion des densités optiques en concentrations. Les conversions, suivent la formule suivante:

$$\frac{\text{DO} \times \text{A} \times 50}{1000 \times \text{V}} \quad \mu\text{g P-PO}_4/\text{L}$$

DO: densité optique

A : facteur de conversion

V : volume (en mL) d'échantillon

Les solutions étalons ne sont fabriquées et utilisées qu'une fois tous les 6 mois pour analyser une courbe d'étalonnage complète et la droite d'étalonnage doit être effectuée avant chaque série de dosage.

#### **1.3.2. PREPARATION DES REACTIFS :**

##### **1.3.2.1. Le réactif combiné molybdate-antimoine :**

Dans une fiole jaugée de 1000 ml à moitié remplie d'eau déminéralisée introduire :

- 0.2 g de tartrate d'antimoine et de potassium (K (ESbO)  $\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6, 0.5\text{H}_2\text{O}$ )

- 9.6 g d'heptamolybdate d'ammonium ( $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ )
- 112 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  36N

Ajuster à 1000 ml avec de l'eau déminéralisée. Agiter

#### **1.3.2.2 .L'acide ascorbique**

Dans une fiole jaugée de 500 ml à moitié remplie d'eau déminéralisée introduire 10 g d'acide ascorbique ( $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$ ), ajuster à 500 ml avec de l'eau déminéralisée, agiter.

#### **1.3.2.3. L'indicateur coloré**

Dans une fiole jaugée de 100 ml à moitié remplie d'eau déminéralisée introduire 0.25 g de p-nitrophénol, ajuster à 100 ml avec de l'eau déminéralisée, agiter.

### **1.4. DOSAGE DU PHOSPHORE DANS LES EAUX SUPERFICIELLES ET HYPORHEIQUES :**

#### **1.4.1. Dosage du PDT et PRS :**

Tout d'abord, avant de doser ces deux formes, on se doit de filtrer nos échantillons. On filtrera sous vide à l'aide d'un entonnoir Buckner, d'un filtre Millipore 0.45 $\mu\text{m}$  et d'un erlenmeyer sous vide. C'est après cette étape que l'on peut procéder au dosage

**Pour le PRS :** Dans une fiole jaugée de 50 ml on introduit 40ml d'échantillon préalablement filtrés , on ajoute 5 ml de réactif combiné et 2 ml d'acide ascorbique et on ajuste à 50 ml avec de l'eau déminéralisée. On agite, puis on attend une vingtaine de minutes que la couleur bleue se développe et se stabilise. On mesure la densité optique dans des cuves de 1 cm de trajet optique.

#### **Elaboration de la droite étalon :**

Dans quatre fioles jaugées de 50 ml on introduit 1,2,4 et 8 ml de solution fille de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ , on ajoute un peu d'eau déminéralisée, puis 5 ml de réactif combiné et 2 ml d'acide ascorbique. On complète à 50 ml avec de l'eau déminéralisée et on agite. On obtient ainsi une gamme étalon dont les concentrations sont 0.05, 0.1, 0.2 et 0.4 mg P- $\text{PO}_4/\text{l}$ . Pour le blanc, qui constitue également la référence, on n'introduit dans la fiole que l'eau déminéralisée et les réactifs. Comme précédemment, on attend vingt minutes avant de passer les échantillons au spectrophotomètre à une longueur d'onde de 882nm.

**Pour le PDT :** Dans un tube de polypropylène on introduit 35 ml d'échantillon Ensuite on fait subir à l'échantillon une minéralisation à chaud qui permet d'extraire toutes les formes de phosphore contenues dans l'échantillon sous forme d'orthophosphates. Pour cela on ajoute dans le tube 1 ml d'acide sulfurique 30%, 0.75 g de persulfate de potassium et on place le tube dans une étuve à 105°C pendant une nuit. Après refroidissement complet du tube on introduit son contenu dans une fiole jaugée de 50 ml. Avant d'ajouter les réactifs on doit neutraliser l'échantillon avec de la soude. Pour cela, on introduit une goutte d'indicateur coloré (le p-nitrophénol) dans la fiole puis on ajoute de la soude 1N jusqu'à ce que le mélange vire au jaune pâle. On peut alors ajouter 5 ml de réactif combiné et 2 ml d'acide ascorbique. On ajuste au trait de jauge avec de l'eau déminéralisée et on agite. Après vingt minutes d'attente on passe l'échantillon au spectrophotomètre à 882nm.

**Elaboration de la droite étalon :**

On fait subir à la gamme étalon le même traitement qu'aux échantillons, mais au début de l'opération au lieu d'introduire de l'échantillon dans les tubes en polypropylène 1, 2,4 et 8 ml de solution fille de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  et on complète à 35 ml avec de l'eau déminéralisée. Pour le blanc on introduit 35 ml d'eau déminéralisée. Après l'étape de minéralisation et de neutralisation on dose les orthophosphates.

**1.4.2. Dosage du PPT et PT :**

La saisie des échantillons est effectuée sans filtration préliminaire afin d'intégrer toutes les matières dans la décomposition.

Pour le PT on adopte la même méthode que celle utilisée pour le PDT, la seule différence est l'utilisation d'eau brute non filtrée.

Pour le PPT : le dosage de PPT est effectué sur les filtres utilisés lors de l'étape de filtration afin de recueillir les matières solides. Ces filtres sont chauffées à  $550^\circ\text{C}$  pendant une heure, le résidu obtenu est par la suite dissous avec une solution d'acide chlorhydrique, ainsi le dosage de l'anion orthophosphate s'effectue de la même manière que celle utilisée pour le PRS.

**1.5. DOSAGE DU PHOSPHORE DANS LES SEDIMENTS :**

Dans les sédiments des cours d'eau on peut trouver le phosphore, soit associé à la matière organique, soit sous forme minérale. (Associé à des composés d'aluminium ou de fer et à des composés de calcium). De ce fait, on s'intéresse à la biodisponibilité potentielle du phosphore (Bostrom et al., 1988), ainsi toutes les méthodes tentent de qualifier le phosphore en termes de phosphore biodisponible et rétractaire pour les végétaux chlorophylliens et les bactéries (Bonvallet., 2003).

Il y a plusieurs méthodes d'extraction du phosphore biodisponible dans le sédiment parmi les plus utilisées on cite:

- Evaluation de la biodisponibilité au moyen de tests de croissance algale
- Expériences d'adsorption/désorption
- Cinétiques d'échange isotopiques
- L'extraction séquentielle chimique du phosphore des sédiments

Pour notre étude nous avons adopté la dernière méthode vue sa simplicité d'emploi avec le grand nombre d'échantillon quant n'avait d'une part, d'autre part les techniques d'extractions séquentielles du phosphore peuvent déterminer les fractions inorganiques et organiques du phosphore des sédiments, en utilisant des extractants de plus en plus forts. Parmi ces derniers, supposés extraire le phosphore biodisponible on trouve : l'eau (Psenner et al., 1984), le  $\text{NH}_4\text{F}$  (Dorich et al., 1980),  $\text{NH}_4\text{Cl}$  (Hieltjes et Lijklema., 1980), l'acide nitrilotriacétique (NTA) (Golterman et Booman., 1988 ; De Groot et Golterman., 1990 ; De Groot., 1992), le citrate-dithionite-bicarbonate (CDB) (Logan et al., 1979), le  $\text{NaHCO}_3$  (Wolf et al., 1985) et la soude (Dorioch et al., 1985 ; Sharpley et al., 1991).

Trois formes de phosphore sont extraites des sédiments :

- Le phosphore faiblement lié et facilement échangeable (labile) extrait à l'eau ( $\text{P}_{\text{BIO1}}$ );
- Le phosphore lié au fer et à l'aluminium extrait à la soude 0.1N ( $\text{P}_{\text{BIO2}}$ );
- Le phosphore très difficilement échangeable, le phosphore résiduel extrait à chaud par l'acide sulfurique ( $\text{P}_{\text{RES}}$ ).

Leur somme est le phosphore total (PT). Le  $P_{BIO1}$  et  $P_{BIO2}$  sont considérées comme biodisponibles aux algues et aux bactéries,  $P_{BIO1}$  étant plus biodisponible que  $P_{BIO2}$ , alors que le  $P_{RES}$  n'est pas biodisponible.

### **1.5.1. PROTOCOLE EXPERIMENTAL DE L'EXTRACTION SEQUENTIELLE DU PHOSPHORE MODIFIE D'APRES LA METHODE DE SHARPLEY ET AL., 1991) :**

Les teneurs en phosphore ont été déterminées dans les fractions les plus petites, en particulier les trois fractions  $< 2000\mu\text{m}$ , car se sont seulement les fractions fines qui contiennent du phosphore et qui participent directement au cycle du phosphore (Bonvallet., 2003). Les sédiments sont préalablement séchés broyés et tamisés afin de séparer les différentes fractions avant d'entamer les dosages.

#### **1.5.1. 1. EXTRACTION A L'EAU DEMINERALISEE**

- Peser environ 0,5 g de sédiments secs que l'on met dans un tube en polypropylène
- Ajouter 40 ml d'eau distillée.
- Agiter par renversement pendant 4 heures.
- Centrifuger pour séparer les sédiments (le culot) de la phase liquide (le surnageant).
- Dans une fiole jaugée de 50 ml introduire 40 ml de surnageant.
- Ajouter 2 ml d'acide ascorbique.
- Ajouter 5 ml de réactif combiné.
- Ajuster au trait de jauge avec de l'eau déminéralisée.
- Une coloration bleue apparaît, on attend 20 minutes qu'elle se stabilise puis on passe l'échantillon au spectrophotomètre à 882 nm.

#### **1.5.1. 2. EXTRACTION A LA SOUDE**

- Sur le culot récupéré de la première étape, on ajoute 40 ml de soude à 0,1 N.
- Agiter par renversement pendant 17 heures.
- Centrifuger pour séparer les sédiments (le culot) de la phase liquide (le surnageant).
- Dans une fiole jaugée de 50 ml introduire 20 ml de surnageant.
- Ajouter une goutte de p-nitrophénol (la solution devient jaune).
- Neutraliser avec de l'acide sulfurique 0,5 N (la couleur jaune disparaît).
- Ajouter 2 ml d'acide ascorbique.
- Ajouter 5 ml de réactif combiné.
- Ajuster au trait de jauge avec de l'eau déminéralisée.
- Une coloration bleue apparaît, on attend 20 minutes qu'elle se stabilise puis on passe l'échantillon au spectrophotomètre à 882 nm.

On extrait ainsi le phosphore lié au fer et à l'aluminium

#### **1.5.1. 3. EXTRACTION A L'ACIDE SULFURIQUE**

- Sur le culot ajouter 15 ml d'acide sulfurique à 36 N.
- Ajouter 0,75 g de persulfate de potassium puis agiter.
- Placer à l'étuve pendant 2 heures à 105° C.
- Laisser refroidir et ajouter 25 ml d'eau distillée.
- Agiter.



- Dans une fiole jaugée de 50 ml, remplie d'environ 25 ml d'eau déminéralisée, introduire 2 ml de surnageant.
- Ajouter une goutte de p-nitrophénol.
- Neutraliser avec de la soude 10 N jusqu'à ce que la solution devienne jaune.
- Ajouter 2 ml d'acide ascorbique.
- Ajouter 5 ml de réactif combiné.
- Ajuster au trait de jauge avec de l'eau déminéralisée.

Une coloration bleue apparaît, on attend 20 minutes qu'elle se stabilise puis on passe l'échantillon au spectrophotomètre à 882 nm.

Le phosphore ainsi dosé est le phosphore résiduel qui contient toutes les formes de phosphore non extraites dans les étapes précédentes, en particulier le phosphore organique et le phosphore lié au calcium. Ce phosphore est très peu ou pas disponible pour les végétaux et les microorganismes. Il n'est pas biodisponible.

La somme des trois formes de phosphore ainsi dosée forme le phosphore total contenu dans l'échantillon.

### 1.6. Mesure de la granulométrie :

Comme pour les sols, les particules solides des sédiments sont principalement composées de sables, de limons, d'argiles, de matières organiques et d'oxydes de fer et de manganèse.

L'analyse granulométrique permet de déterminer la distribution dimensionnelle en % du poids des éléments d'un matériau, par séparation des fractions grossières et fines :

- Subdivisions de la fraction grossière (taille >50µm)
- Fraction dont la taille est supérieure à 2 mm : débris de végétaux ou agrégats de particules différentes,
- Fraction dont la taille est comprise entre 200µm et 2 mm : sables grossiers,
- Fraction dont la taille est comprise entre 50 et 200µm : sables fins.
- Subdivisions de la fraction fine (<50µm)
- Fraction dont la taille est comprise entre 20 et 50 µm : limons grossiers,
- Fraction dont la taille est comprise entre 2 et 20 µm : limons fins,
- Fraction dont la taille est inférieure à 2 µm : argiles.

#### 1.6.1. Préparation de l'échantillon

Les sédiments sont essentiellement composés d'eau interstitielle et de particules solides. L'eau interstitielle peut représenter jusqu'à 90% du volume d'un sédiment non compacté et jusqu'à 50% pour des horizons plus profonds et plus compactés pour cela les échantillons sont séchés à l'air pesés et broyer de manière à ce que les particules passent à travers un tamis de 2 mm de diamètre, on sépare ainsi la terre fine ( $\emptyset < 2\text{mm}$ ) des éléments grossiers ( $\emptyset > 2\text{mm}$ ).

##### 1.6.1.1. La charge des éléments grossiers :

$$EG\% = \frac{\text{Poids du refus sur passoire de } 2\text{mm}\emptyset}{\text{Poids de la terre brute séchée à l'air}}$$

Selon leur plus grande dimension, on distinguera cinq catégories d'éléments grossiers

**Tableau n° 06 : les éléments grossiers**

	AFNOR	X316003	1998
0.2 à 2 cm			Gravier
2 à 7.5 cm			Cailloux
7.5 à 12cm			Pierres
12 à 25cm			Grosses pierres
> 25cm			Blocs

Les analyses granulométriques, ne concernent que la terre fine (fraction inférieure à 2 mm de diamètre). Celles-ci jouent un rôle essentiel dans les échanges eau-sédiments.

**1.6.1.2. Analyse granulométrique :**

De nombreuses méthodes sont utilisées pour déterminer la composition granulométriques des sédiments, notre choix s'est porté sur la méthode de Casagrande. (1934), qui nous permet d'avoir le pourcentage granulométrique de chaque fraction

A l'aide d'un triangle de texture (triangle de Demolon., 1996) on peut déterminer la texture du sol.

Cette méthode basée sur la vitesse de sédimentation des particules est déterminée par densimétrie. Nécessitant d'abord la distribution de tous les agrégats par dispersion des colloïdes flocculés, en utilisant un agent dispersant l'héxamétaphosphate de sodium ( $\text{Na}_2\text{PO}_3$ ) qui est un sel neutre, et le  $\text{NaCO}_3$ .

La densité est déterminée en plongeant un densimètre dans la suspension du sol étudié de chaque échantillon.

Les particules du sol qui sont libérées après la dispersion sont classées par catégorie de grosseur selon une échelle internationale.

Echelle des diamètres des particules

Echelle des diamètres des particules					
← 0.002      0.02      0.05      0.2      2      En mm →					
A Argile	LF Limos fins	LG Limos grossiers	SF Sables fins	SG Sables grossiers	EG
LT : Limons totaux			ST : Sables totaux		EG

Les résultats expérimentaux sont obtenus par la lecture densimétrique sur un intervalle de temps : 30", 1, 2', 5', 15', 45', 2h et 20h.

Les mesure de la densité de la suspension du sol, sont notées sur un tableau comprenant les rubriques de temps (T), de la densité (D) et de la température (C°) et pour compléter ce tableau, il faut déterminer :

- La température corrigée : dt
- La densité corrigée : .....  $C = D + dt$
- Déterminer le diamètre des particules d (voir Abaque).

Puis on peut calculer le pourcentage cumulé des particules :

$$\% = \frac{100}{G} \times \frac{S}{S-1} \times \dots C$$

G = Prise d'essai.

S = Poids spécifique réel qui est égale à 2.65.

S= Densité de la suspension dans un temps donné le tableau global comprenant tous les paramètres nécessaires pour la détermination du pourcentage de 5 fractions granulométriques : argile, limon fin, limon grossier, sable fin, sable grossier.

A l'aide de diagramme de Casagrande (1934), on peut déterminer les pourcentages des différentes fractions granulométriques des échantillons étudiés.

### 1.7. Dosage du carbone organique :

Le carbone organique constitue environ 50% de la matière organique ; son dosage est réalisé par la méthode de TJURIN modifiée. Cette méthode est basée sur l'oxydation à chaud du carbone organique par un oxydant puissant, le bicarbonate de potassium ( $K_2Cr_2O_7$ ) en milieu d'acide sulfurique. En connaissant la quantité du  $K_2Cr_2O_7$  nécessaire pour cette oxydation, on peut calculer le pourcentage du carbone organique existant dans l'échantillon du sol analysé, ainsi que l'humus.

Pour cela, on effectue le titrage direct de l'oxydant du  $K_2Cr_2O_7$  avec une solution de Morh. La fin de titrage est indiquée par la voie colorimétrique diphénylamine.

Le pourcentage du  $CO_2$  est calculé par la formule suivante :

$$\%CO_x = \frac{C \times 4 \times 0.3}{g} \times 100$$

%  $CO_x$  : Le pourcentage de carbone oxydé.

C : Volume de  $K_2Cr_2O_7$  versé (ml)

4 : Conversion en 0.1 N

0.3 : Conversion en mg

G : Conversion en mg de terre fine.

100 : Conversion en pourcentage (%).

En utilisant le coefficient de Welter, on peut calculer le pourcentage d'humus dans le sol.

% humus : %  $CO_x \times 1.727$ .

Pour l'évaluation des résultats, on se base sur le tableau suivant :

**Tableau n° 07: Echelle destination de % du % CO<sub>x</sub> et du %d'humus (Welter, 1968).**

%CO <sub>x</sub>	% Humus	Quantité
< 0.6	< 1	Très faible
0.65 – 1.15	1 – 2	Faible
1.15 – 1.75	2 – 3	Moyenne
1.75 – 2.9	3 – 5	Forte
> 2.9	> 5	Très forte

## **2. Traitement statistique des données :**

### **2.1. Analyses de variance et tests non paramétriques :**

La variabilité spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques et des différentes formes de phosphore des eaux et des sédiments a été étudiée à l'aide d'ANOVA1 et de tests non paramétriques de Kruskal-Wallis. Pour dévoiler d'éventuelles différences significatives entre les stations et entre les périodes hydrologiques.

### **2- Analyses Multivariées :**

Les analyses Multivariées ont été effectuées à l'aide du logiciel ADE-4 (Chessel & Doledec 1993).

#### **2-1- L'analyse en composantes principales (ACP)**

L'analyse en composantes principales est une méthode statistique graphique qui permet de convertir des données quantitatives (tableaux) en graphes, c'est à dire représenter les n relevés dans un espace à deux dimensions (plans factoriels). Cette méthode permet de faire des regroupements de relevés qui se ressemblent sur un plan et d'avoir un cercle de corrélation qui permet d'observer l'organisation des variables sur ce même plan.

Une ACP a été effectuée sur trois matrices, une comprenant 29 échantillons (stations x dates) et 14 variables physico-chimiques traitant l'eau de surface du grand tronçon. Une seconde, comprenant 89 échantillons et 11 variables physico-chimiques traitant l'eau de surface et l'eau hyporhéique du petit tronçon ; et une troisième, de 179 échantillons et 5 variables physico-chimiques traitant les sédiments du petit tronçon.

#### **2-2- Analyse discriminante**

L'analyse discriminante permet de séparer les ensembles de groupes à l'aide des variables, en maximisant la dispersion des centres de gravité de ces groupes nous avons utilisé l'ACP inter-groupe (Between group analysis) qui est complémentaire prenant en compte des facteurs temps et espace. Les matrices traitées sont les mêmes que les initiales.

# **CHAPITRE IV:**

## **Interprétation des résultats**

## **I. MILIEU SUPERFICIEL (Grand tronçon)**

Nous avons étudié l'évolution spatio-temporelle des différentes formes du phosphore ainsi que des paramètres physico-chimiques suivant un gradient amont-aval. Les résultats des analyses physico-chimiques de l'eau et des différentes formes du phosphore sont rassemblés sur les figures n° 10 et n° 11 respectivement.

### **1. Qualité physico-chimique de la Tafna :**

- La température mesurée ne révèle pas de différence significative entre les stations du tronçon étudié. La température moyenne varie entre 20.61°C (station amont T6), et 19.9°C (station aval T7).

L'amplitude thermique entre l'amont et l'aval varie entre 1.02°C en période des hautes eaux, -1.7°C en étiage et 4.41°C durant les lâchers d'eau de barrage. Ces variations de température sont en relation étroite avec l'heure des mesures ainsi que les caractéristiques de chaque station (pente, largeur, profondeur, altitude, couverture végétale, etc.).

La température des eaux de surface suit un cycle saisonnier normal. Les températures maximales sont mesurées en juin- juillet et oscillent respectivement entre 29°C et 30°C. Les températures les plus basses sont enregistrées aux mois de janvier-mars et sont comprises respectivement entre 9.6°C et 11.7°C. L'écart thermique entre l'été et l'hiver varie significativement de 8 à 10°C ( $p < 0.001$ ). Ces écarts sont dus aux conditions climatiques semi-arides.

- Le potentiel d'hydrogène varie peu de l'amont vers l'aval, les moyennes oscillent respectivement entre 6.92 et 8.54 au cours des 3 périodes hydrologiques.

- Le potentiel rédox mesuré est toujours négatif quelque soit la station et la saison d'étude, traduisant un milieu réducteur. Il varie entre -49 et -54. Le taux le plus élevé est celui de la station T6' en hautes eaux et le plus bas en T6 pendant les lâchers. De ce fait, le Eh ne présente aucune évolution spatio-temporelle.

- La conductivité électrique varie peu d'un point à l'autre. Toutefois les teneurs enregistrées sont extrêmement élevées, liée au aquifères alluvionaux et des terrains traversés d'une part et à une pollution ponctuelle par les rejets domestiques et industrielles via le barrage d'autre part. En effet, on enregistre des augmentations significatives en périodes des lâchers surtout en T6 (station située juste après le barrage). La conductivité diminue en hautes eaux en liaison avec le phénomène de dilution.

- Les teneurs moyennes en chlorures ne montrent pas une répartition amont-aval. Les taux les plus élevés sont enregistrés en amont. En outre, les chlorures ne révèlent aucune variation saisonnière.

- La DBO ne présente pas en générale de variation amont-aval, toutefois, on observe un gradient décroissant de la station T6 jusqu'à la T7 en période des lâchers. Ainsi, les valeurs de la DBO<sub>5</sub> montrent une variation temporelle significative. Le maximum se situe en périodes des lâchers pour toutes les stations, lié aux apports du barrage.

Les valeurs de DBO restent élevées en été, témoignant de la forte dégradation de la matière organique. Cependant, les valeurs minimales sont celles des hautes eaux (dilution).

- Les MES présentent une variation spatiale hautement significative ( $P < 0.05$ ), la station médiane T6' présente les teneurs les plus élevées de l'ordre de 244 mg/l comparant aux stations T6 et T7 qui présentent respectivement 85 mg/l et 92 mg/l. En plus d'une variation

périodique significative, en effet les concentrations maximales sont enregistrées en périodes des hautes eaux et des lâchers.

### **Conclusion :**

Les évolutions des concentrations des divers paramètres physicochimiques dans la moyenne Tafna révèlent une nette pollution des eaux superficielles

Cet effet est évident en comparant l'amont et l'aval du site d'étude durant les 3 périodes hydrologiques étudiées

Une bonne oxygénation est notée pendant les hautes eaux et en étiage due, non seulement, au brassage et à la dilution par les eaux de pluies, mais aussi au développement algale et de la végétation aquatique en étiage (printemps-été). Par contre, les lâchers du barrage procure au cours d'eau des eaux désoxygénées et très riches en matière organique entraînant ainsi des baisses significatives en oxygène lors du phénomène de biodégradation d'où les valeurs élevées de DBO<sub>5</sub> enregistrées durant cette période et qui décroissent significativement de l'amont vers l'aval suite à une décantation de la matière organique d'une part et à une minéralisation progressive de la fraction organique d'autre part. Avec l'augmentation des débits en période des hautes eaux, on enregistre une diminution des taux de DBO<sub>5</sub> par dilution et une augmentation de taux d'oxygène

### **2. Le débit de la Tafna :**

Les courbes des variations inter-mensuelles des débits, montre de fortes fluctuations d'une saison à l'autre (Fig n° 12)

En effet, durant la période de notre étude, les débits les plus élevés enregistrés sont observés au mois de Mars au niveau des trois stations (7.73 m<sup>3</sup>/s en T6, 7.63 m<sup>3</sup>/s en T6' et 3.64 m<sup>3</sup>/s en T7), correspondant à un débit de crue alors que les débits le plus faibles sont enregistrés au mois de septembre (étiage) pour les stations amonts (0.21 m<sup>3</sup>/s en T6 et 0.11 m<sup>3</sup>/s en T6') tandis que la station aval T7 connaisse carrément un assèchement.

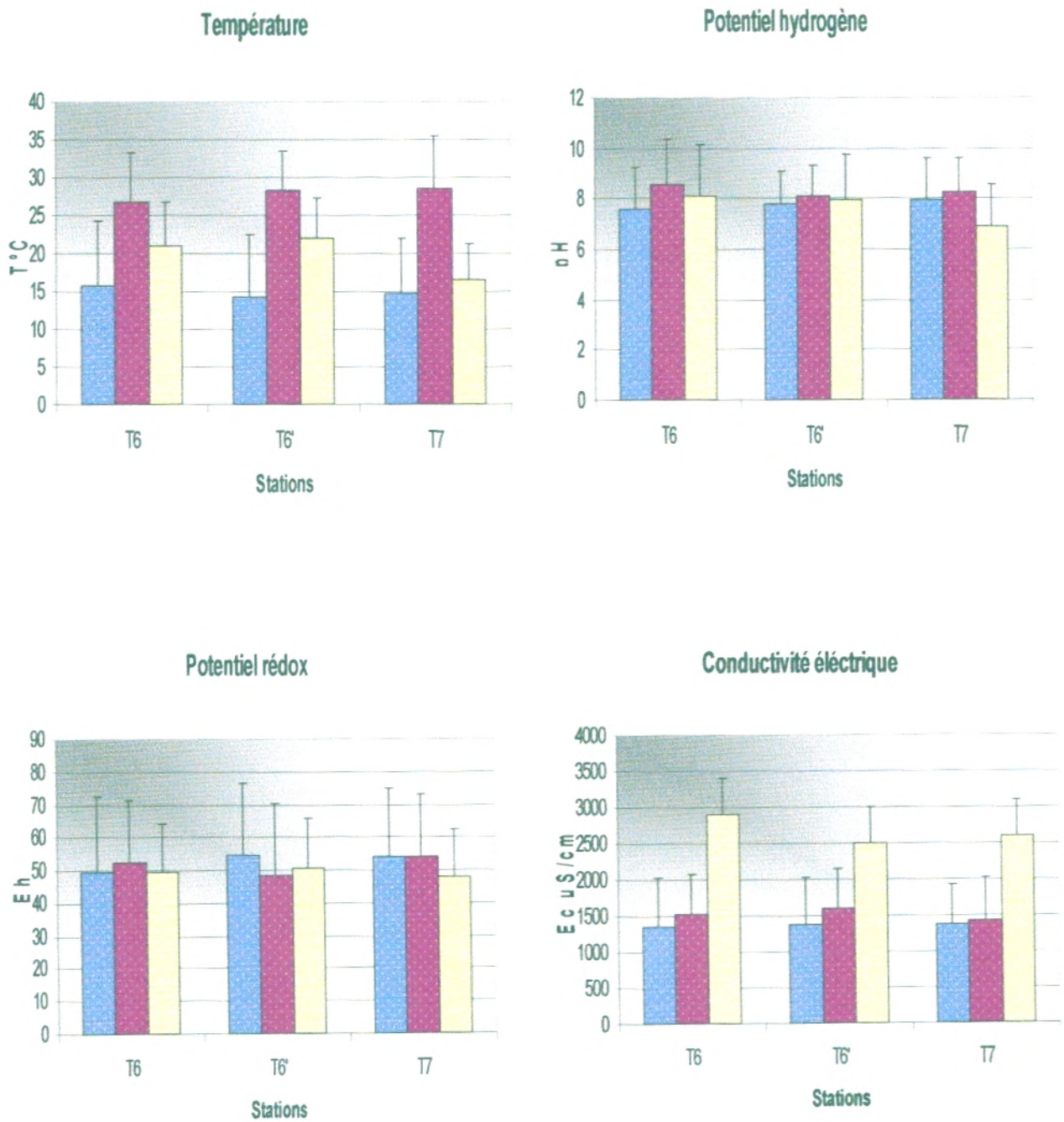


Fig n° 10: Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimique.



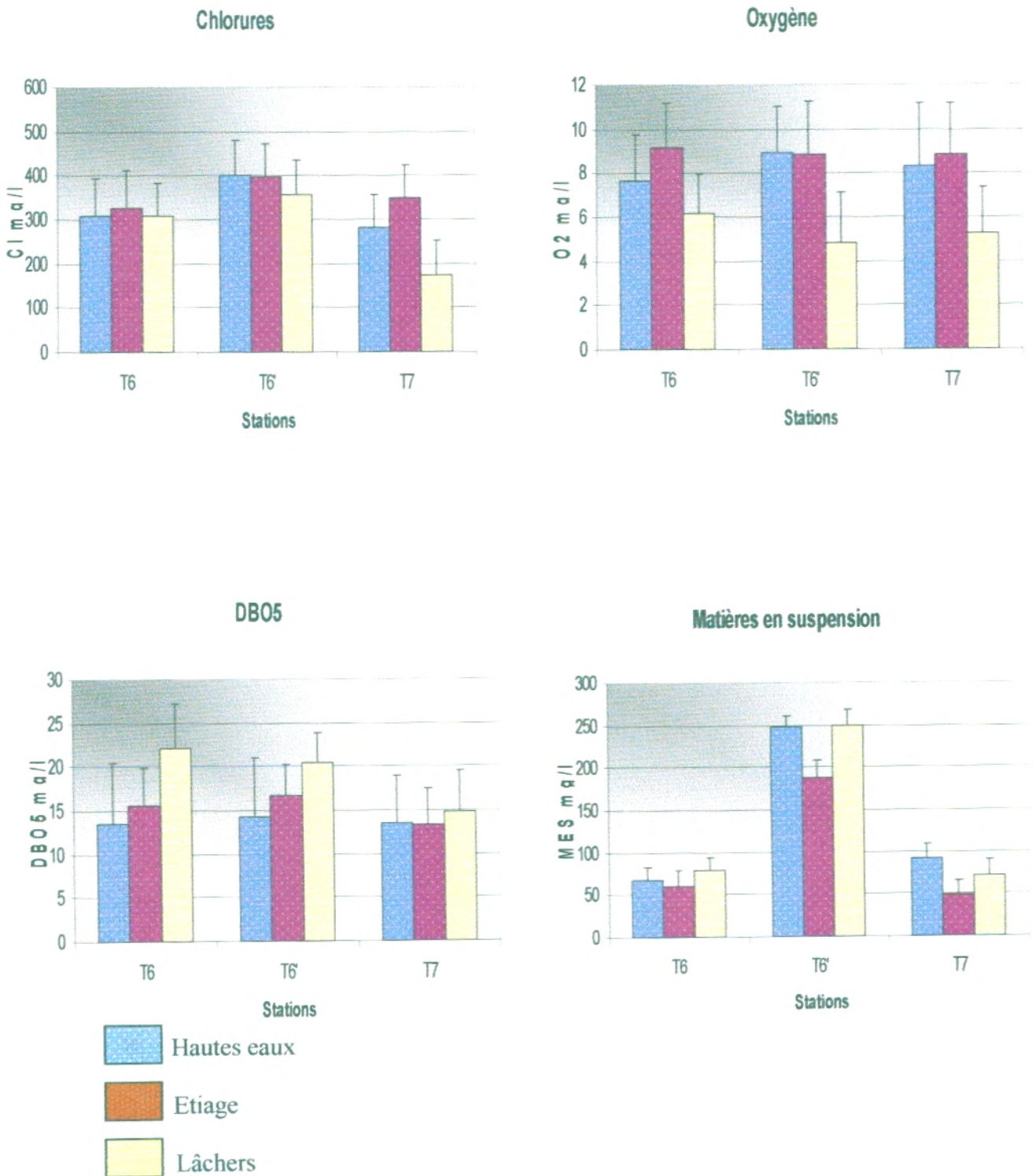


Fig n° 10: Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimique.

### **3. Evolutions spatio- temporelle du phosphore :**

#### **3.1. Evolution spatiale du phosphore :**

##### **3.1.1. PT :**

A l'image des graphes (Fig n° 11) et des testes statistiques, on constate que le phosphore total enregistre un gradient longitudinal significatif ( $P < 0.01$ ) entre la station intermédiaire T6' et la station aval du tronçon étudié T7. En effet, les taux maximums de l'ordre de 3.30 mgP-PO4/l sont ceux enregistrés en T6' (station située à proximité des champs agricoles) et les minimums de l'ordre de 1.47 mgP-PO4/l en T6 et 1.85 mgP-PO4/l T7 (stations situées loin des champs).

Toutefois ces teneurs dépassent largement les seuils établis par certains auteurs, selon Dodds et al, 1998 le seuil minium de PT d'un cours d'eau eutrophe est de 0.075 mg/l.

##### **3.1.2. PPT :**

Les concentrations moyennes maximales en PPT sont enregistrées en T6' et les minimales en T7 (voir Fig n° 11), traduisant un gradient amont –aval significativement décroissant ( $P < 0.01$ ) entre la station médiane et la station aval du tronçon étudié.

##### **3.1.3. PRS :**

De même le PRS enregistre un gradient amont –aval décroissant ( $P < 0.01$ ), les valeurs moyennes de PRS les plus élevées sont enregistrées au niveau de la station T6' (3.02 mgP-PO4/l) et les plus faibles en T7 (1.02mgP-PO4/l).

##### **3.1.4. PDT :**

Similairement, le PDT révèle un gradient longitudinal décroissant significatif ( $P < 0.01$ ) entre la station T6' et la station T7 les teneurs maximale moyennes estimées à 2.86 mgP-PO4/l sont ceux enregistrés au niveau de la station médiane du tronçon et les minimales en station aval 1.07 mgP-PO4/l (voir Fig n° 11). Par rapport à l'estimation de certain auteur notamment Lévesque 1996, le PDT dépasse largement le seuil de 0.025mg /l

#### **3.2. Evolution temporelle du phosphore :**

##### **3.2.1. Le PT**

Le PT présente une variation temporelle significative ( $P < 0.01$ ) il est en effet, significativement élevé en période des hautes eaux et des lâchers (voir Fg n° 11), tandis qu'en étiage, le PT baisse considérablement, les teneurs moyennes oscillent respectivement entre 3.30mg/l et 1.47mg/l, ceci résulte de la rétention des autres formes de P.

##### **3.2.2. Le PRS :**

L'évolution des teneurs de PRS, présente des variations saisonnières significatives ( $p < 0.034$ ) avec des valeurs généralement plus élevées pendant les lâchers, liées aux apports du barrage .Les valeurs moyennes durant cette période oscillent entre 1.82 mg/l à 3.02 mg/l. En hautes eaux, les taux de PRS sont également élevés, suite aux apports diffus des terres agricoles, riches en engrais phosphatés.

En été, lorsque l'activité photosynthétique atteint son maximum, le PRS est significativement ( $P < 0.01$ ) réduit à de faibles concentrations allant de 1.05 mg/l en aval à 2.31 en amont du secteur d'étude.

**3.2.3. Le PDT :**

De même, le PDT montre une variation temporelle significative ( $p < 0.024$ ). Le maximum se situe en période des lâchers, Alors qu'en hautes eaux, les teneurs sont plus basses, néanmoins elles restent très importantes :

En étiage les taux de PDT connaissent une baisse significative ( $P < 0.01$ ) suite à son assimilation biologique, les taux moyens fluctuent respectivement entre 2.86mg/l et (1.07mg/l).

**3.2.4. Le PPT :**

Le PPT présente également une variation temporelle significative ( $p < 0.024$ ). Les teneurs maximales coïncident avec la période des hautes eaux (0.635mgP-PO<sub>4</sub>/l), lié à l'érosion et au ruissellement suivi des périodes de lâchers (voir Fg n° 11). En étiage la réduction du PPT dans la majorité des stations résulte de la décantation des particules.

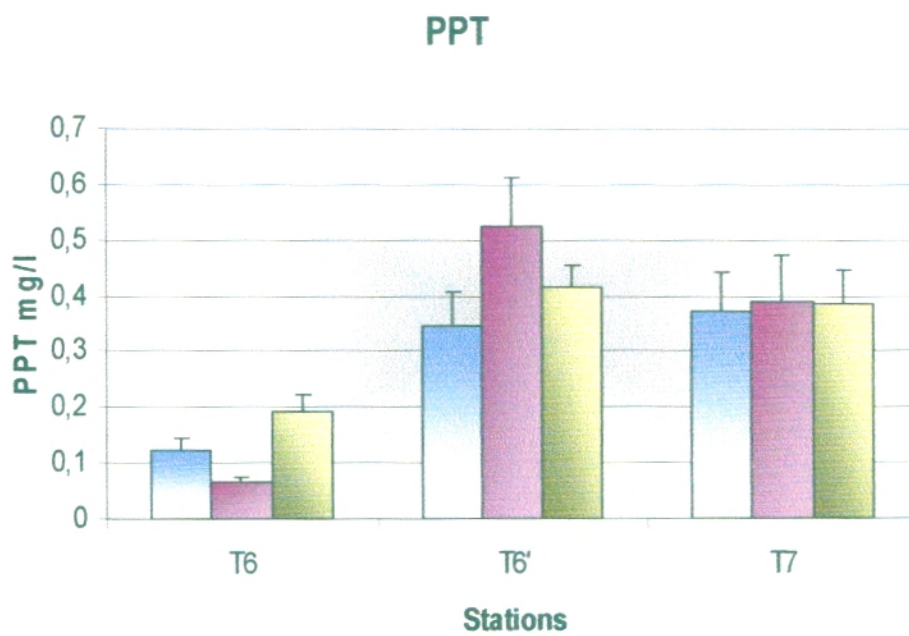
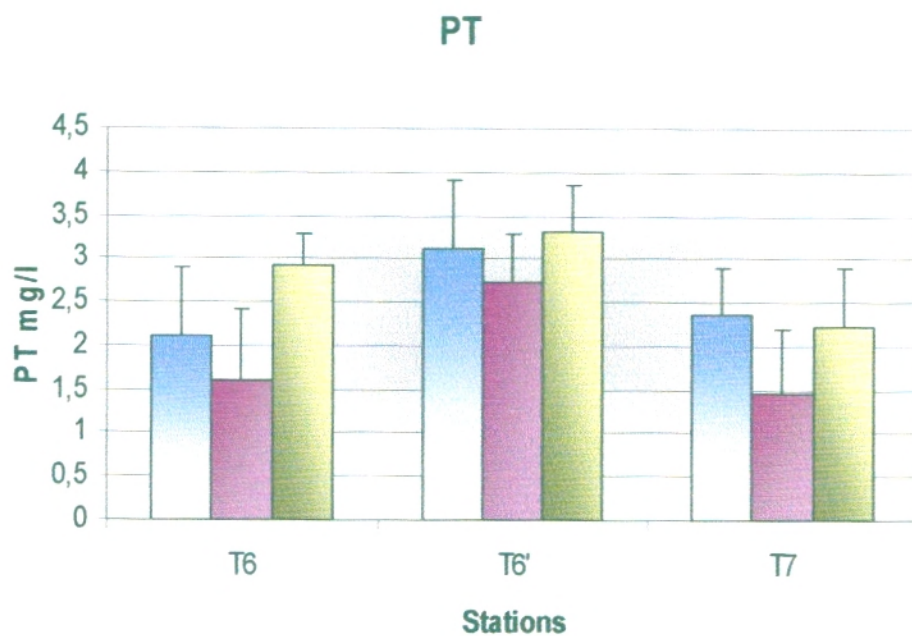


Fig n° 11 : Evolution spatio-temporelle des différentes formes de phosphore

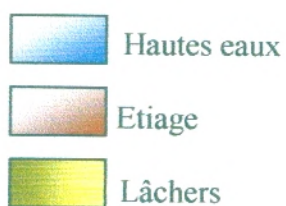
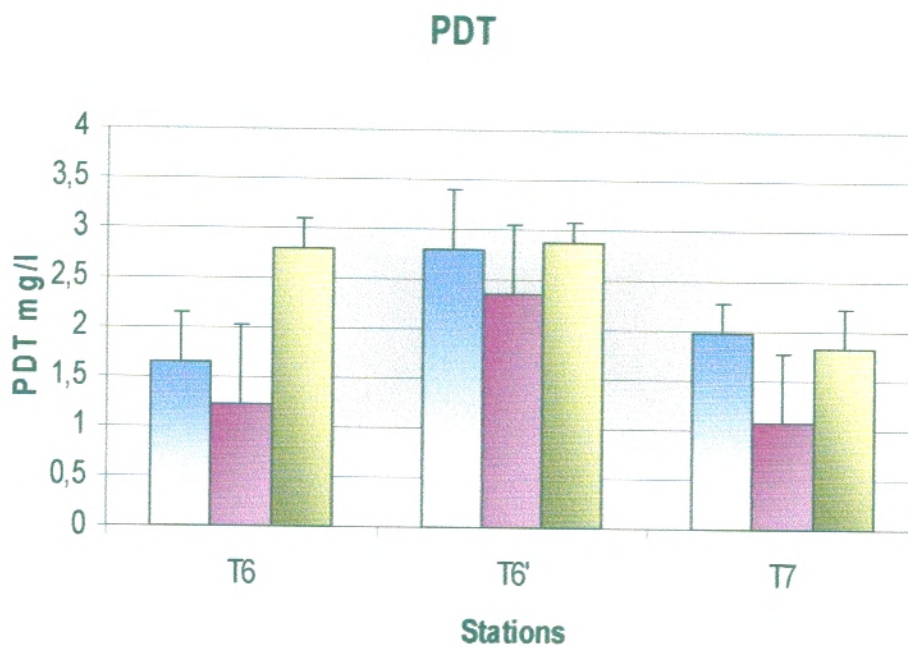
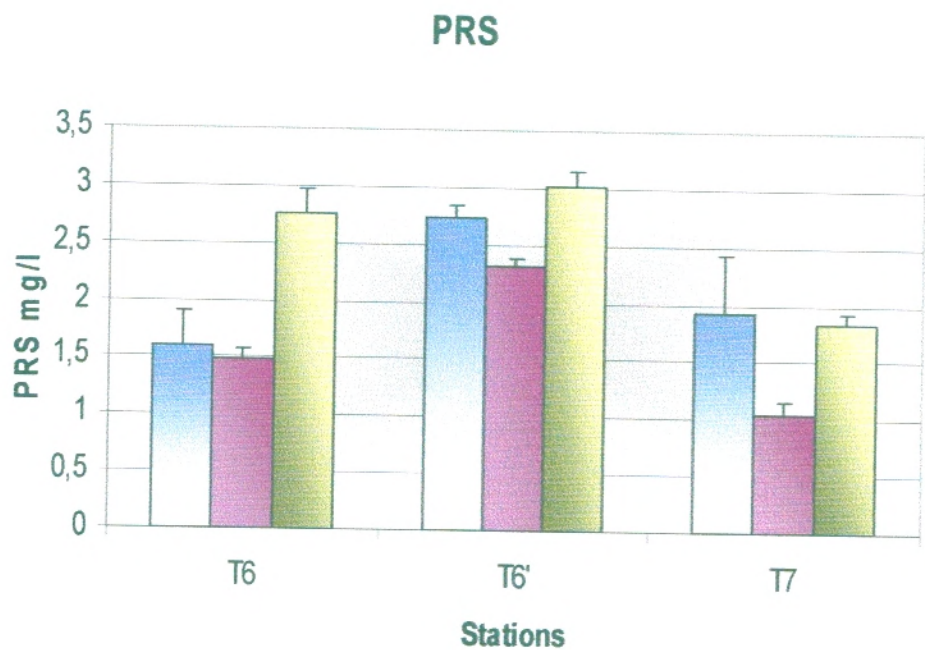


Fig n° 11 : Evolution spatio-temporelle des différentes formes de phosphore

**4. Evolution du PT, en fonction du débit et des MES dans chaque stations T6, T6', et T7 :**

L'évolution du PT en fonction du débit et des MES dans chaque stations T6, T6' et T7 du tronçon, a permis de dégager plusieurs constats, en effet cette évolution est différente d'une station à une autre les résultats sont représentés sur la figure n°12.

On remarque que le PT est corrélé positivement au débit au niveau des stations T6' et T7. Les teneurs en PT augmentent avec le débit suite à la remise en circulation du P stocké dans l'oued et baisse également avec le débit suite à la rétention.

Alors que la station amont T6 n'enregistre aucune corrélation entre le PT et le débit. On a observé que les teneurs en PT varient indépendamment des conditions de débit (voir Fig n°14).

A l'image des graphes n°13 et des tests statistiques (Fig n° 14) on constate également que le PT est corrélé aux matières en suspension au niveau des trois stations d'étude T6, T6' et T7. Ces corrélations positives s'expliquent par la fixation ou le relargage du phosphore à partir des matières en suspensions, selon leurs conditions environnementales. En effet, ces dernières jouent un rôle important dans le transport, le relargage et la fixation du phosphore.

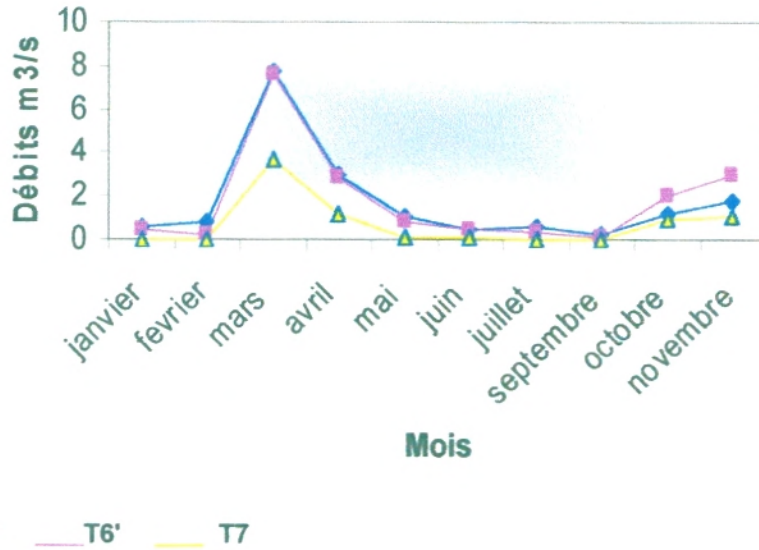


Fig n° 12: Courbes des variations inter-mensuelles des débits dans les trois stations T6, T6' et T7.

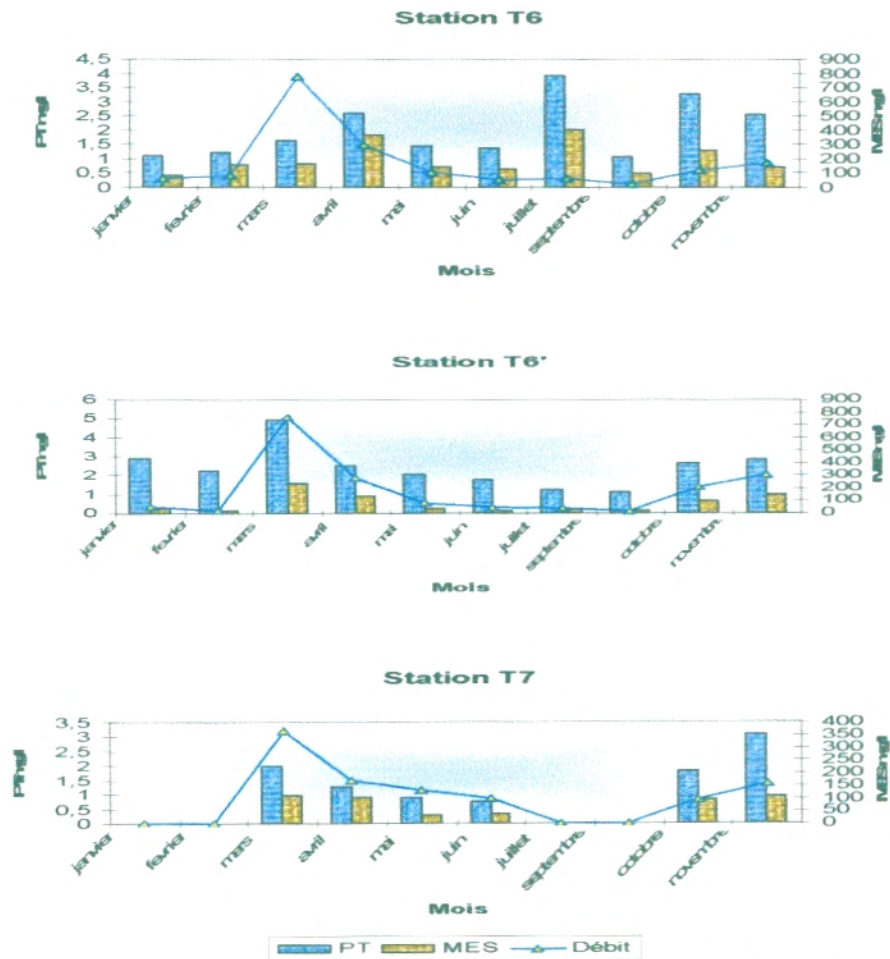


Fig n° 13: Evolution du PT, en fonction du débit et des MES.

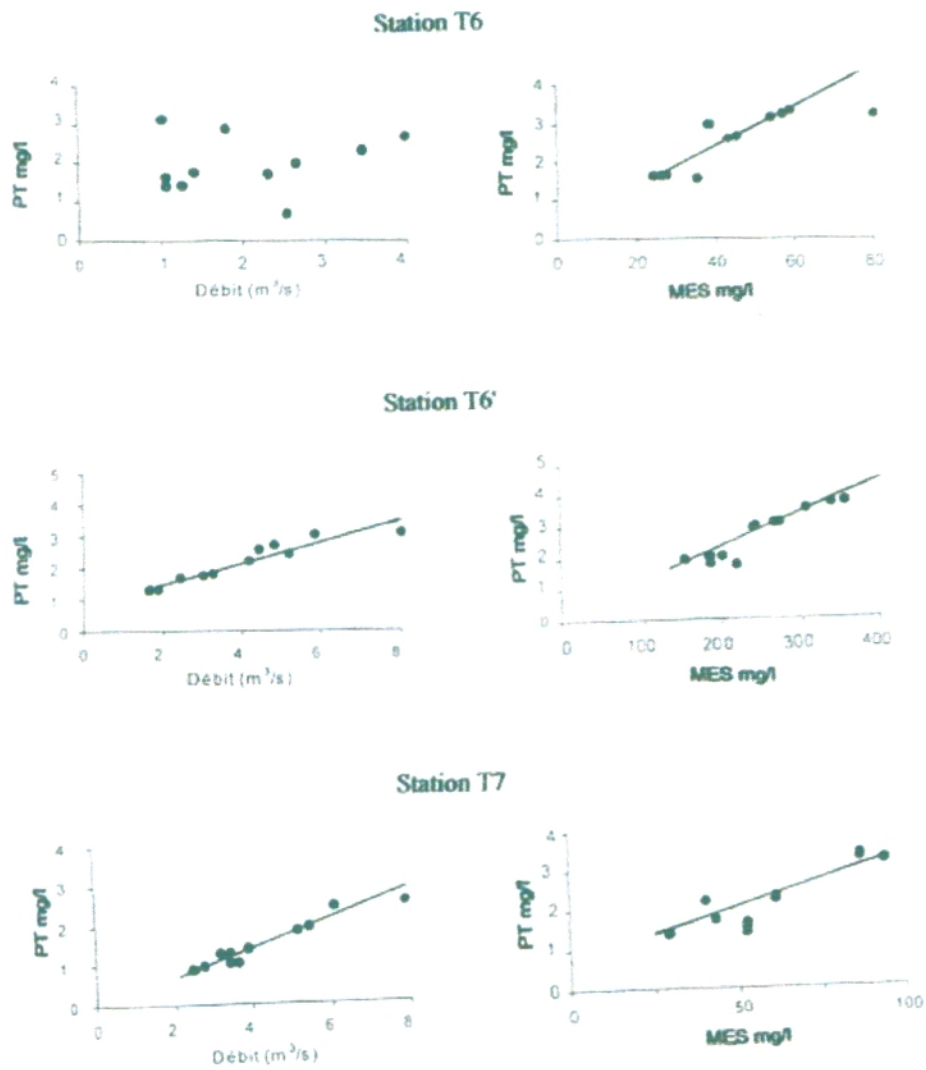


Fig n° 14 : Corrélation entre le PT et les débits (colonne de gauche) et entre les MES (colonne de droite dans les trois stations T6, T6' et T7.



### 5. Rétention du phosphore dans la Tafna :

Pour connaître le devenir du phosphore dans la Tafna entre autre sa rétention ainsi que sa production nous avons mesuré les concentrations de phosphore entrant et sortant sur le secteur de 30Km .L'utilisation de cette méthode est efficace pour le P, car contrairement à d'autres éléments (C, O et N) il n'existe pas sous forme gazeuse, par conséquent les échanges se limitent aux échanges entre l'eau et les réservoirs de P dissous et P particulaire. Si des différences existent entre les teneurs de phosphore entrants et sortants cela signifie que le phosphore a subi des transformations au sein du système.

**P entrant**

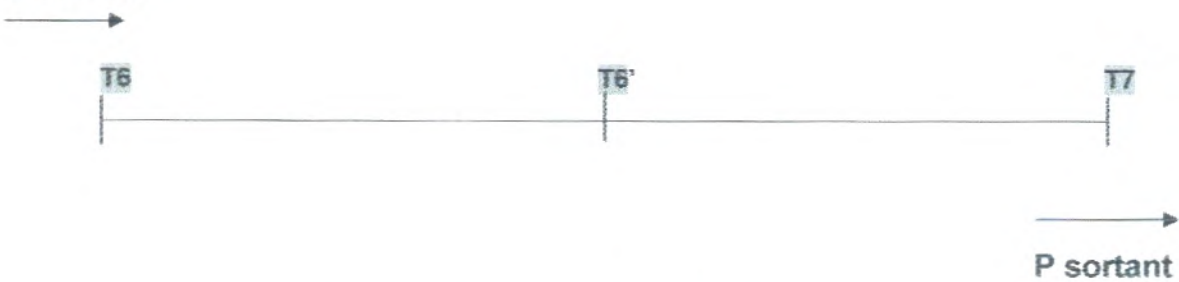


Fig n° 15: Schématisation des tronçons étudiés

#### 5.1. Le PT :

A la vue du tableau n° 08 on constate qu'en période d'étiage, avec la diminution progressive des débits de mai à juillet on enregistre des rétentions progressives du phosphore total. En fait, le PT est significativement retenu ( $P < 0.01$ ) avec des proportions de rétention allant de -4.82% en mai jusqu'à -51.40% en juillet (voir Fig n°16). Cette période est favorable à l'installation de conditions propice à la rétention.

#### 5.2. Le PRS :

La mesure des concentrations entrantes et sortantes du phosphore réactif soluble dans le tronçon d'étude, montre également des rétentions significatives du PRS ( $P < 0.05$ ) à partir de mai jusqu'à juillet allant de -14.48 % en mai jusqu'à - 54.57 % en juillet (voir Fig n° 16), traduisant des rétentions importantes du PRS au fur et à mesure qu'avance l'étiage.

#### 5.3. Le PDT :

Les variations des concentrations entrantes et sortantes du PDT dans le tronçon, sont les mêmes que ceux du PRS. Le PDT est significativement retenu ( $P < 0.05$ ) en périodes d'étiage, on a noté des rétention progressives du PDT de mai à juillet allant de -13.72 % jusqu'à 54.74%

#### Conclusion :

L'évaluation de la rétention repose sur la mesure des concentrations entrantes et sortantes du phosphore au sein du système. On a constaté que la rétention est optimale en période d'étiage. En effet, les fortes concentrations en phosphore dissous en cette période traduisent un prélèvement important des végétaux notamment le périphyton et macrophytes (rétention biologique).

De ce constat on peut affirmer que le cours d'eau joue le rôle de piège à phosphore en période d'étiage notamment, où les processus de rétention sont à leurs maximums.

**Tableau n°08: Concentrations du PT, PDT et PRS entrant et sortant et pourcentage de production ou de rétention dans le tronçon d'étude.**

PT	P entrant mg/l	P sortant mg/l	Production(+) rétention (-)	Proportion du phosphore retenue ou relargué (%)
janvier	1,1758	1.4595	+0.2837	<b>+24.12</b>
février	0,9856	0.5161	-0.4695	<b>-47.63</b>
mars	10,219	15.3128	+5.0938	<b>+49.84</b>
avril	4,6599	6.5406	+1.8807	<b>+40.35</b>
mai	1,4718	1.4008	-0.071	<b>-4.82</b>
juin	0,716	0.6102	-0.1058	<b>-14.77</b>
juillet	2,3796	1.1564	-1.2232	<b>-51.40</b>
septembre	0,2211	/	/	/
octobre	3,8845	4.0073	+0.1228	<b>+3.16</b>
novembre	6,1605	5.8061	-0.3544	<b>-5.75</b>

PRS	P entrant mg/l	P sortant mg/l	Production(+) rétention (-)	Proportion du phosphore retenue ou relargué (%)
janvier	0,5917	0,6080	+0.1163	<b>+ 19.65</b>
février	0,9126	0,4738	-0.4388	<b>- 48.08</b>
mars	11.08	13,674	+3.5632	<b>+ 32.15</b>
avril	4,8797	5,9602	+1.0805	<b>+22.14</b>
mai	1,3698	1,1714	-0.1984	<b>- 14.48</b>
juin	0,6693	0,4806	-0.1887	<b>- 28.19</b>
juillet	2,3198	1,0537	-1.2661	<b>- 54.57</b>
septembre	0,2106	/	/	/
octobre	3,3488	3,2710	-0.0778	<b>- 2.32</b>
novembre	5,1951	4,6664	-0.5287	<b>-10.17</b>

PDT	P entrant mg/l	P sortant mg/l	Production(+) rétention (-)	Proportion du phosphore retenue ou relargué (%)
janvier	0,5964	0,6110	+0.0146	<b>+24.48</b>
février	0,9905	0,5183	-0.4722	<b>- 47.67</b>
mars	10,1417	13,8624	+3.7207	<b>+ 36.68</b>
avril	5,1767	6,0600	+0.8833	<b>+ 17.06</b>
mai	1,3892	1,1986	-0.1906	<b>- 13.72</b>
juin	0,6731	0,5033	-0.1698	<b>- 25.22</b>
juillet	2,3265	1,0528	-1.2737	<b>- 54.74</b>
septembre	0,2131	/	/	/
octobre	3,3547	3,2844	-0.0703	<b>-2.09</b>
novembre	5,3647	4,6790	-0.6857	<b>-12.78</b>

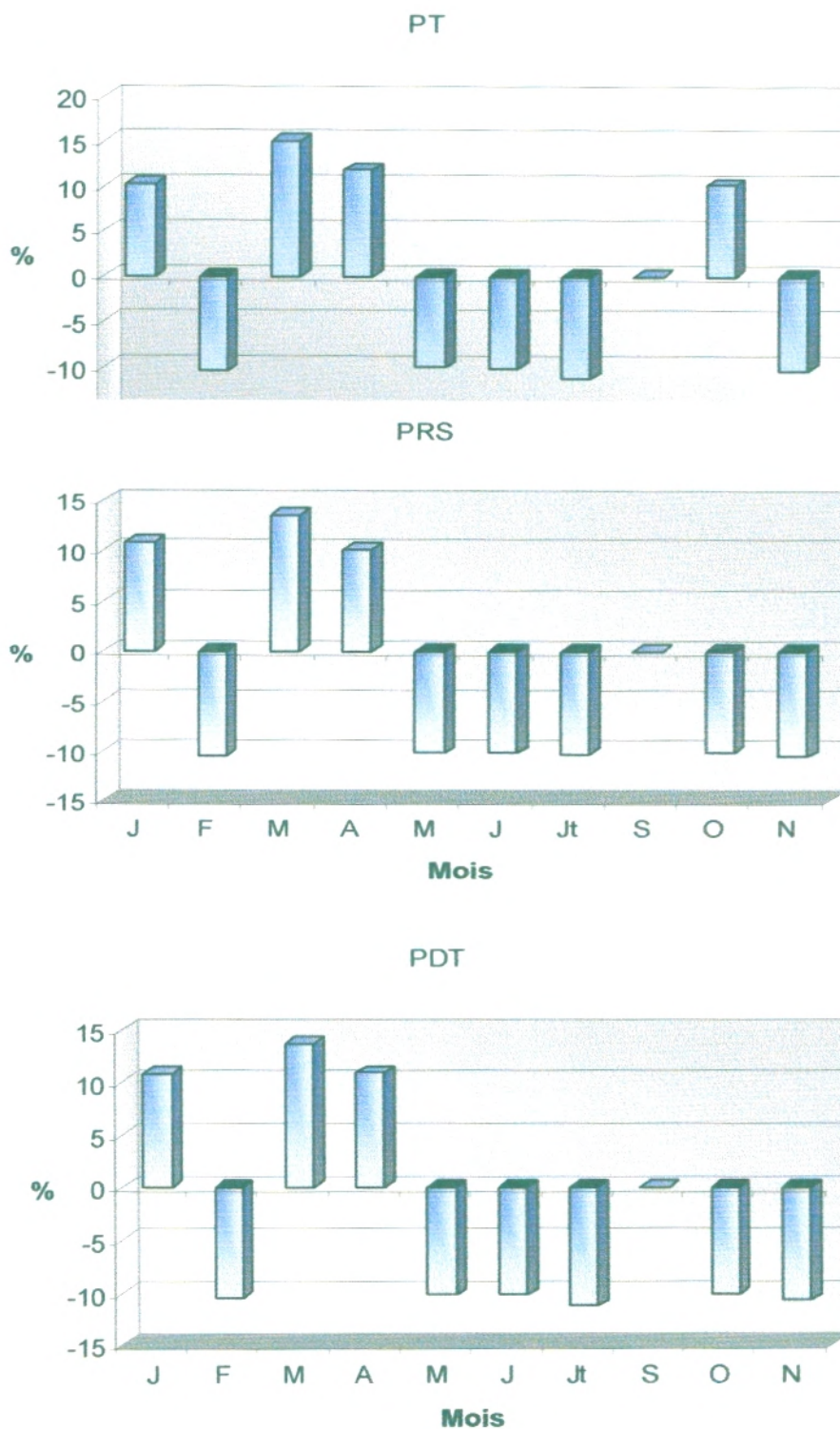


Fig n° 16: Proportion des différentes formes du phosphore retenues ou relarguées (%)

## 6. Analyse statistique (ACP) :

### ❖ Analyse globale :

A l'appui de ce premier examen on constate que le premier axe factoriel explique 32 % de la variance, l'axe 2 explique 22.52 %. L'axe 1 prend en compte PRS, PDT, PT et les MES. L'axe 2 : la DBO<sub>5</sub> et la conductivité qui s'opposent à l'O<sub>2</sub> dissous traduisant une nette pollution du milieu (Fig n° 17).

On se limitera pour l'étude à une représentation dans le plan factoriel (F1-F2) qui représente déjà 54.52% de l'information totale. La projection spatiale des points de prélèvements sur le plan F1-F2 (A) montre une position sur l'axe 1, de la station T6' par rapport aux stations T6 et T7. Caractérisée par de fortes teneurs en PRS, PDT, PPT et PT, ainsi qu'une très forte charge en MES.

La seconde composante de l'ACP, prenant en compte l'effet saisonnier (B) montre que les lâchers s'opposent aux étiages sur l'axe 2. Les eaux des lâchers sont pauvres en O<sub>2</sub> et riches en matières en suspension et matières organiques.

### ❖ Analyse discriminante :

Après une analyse globale, une analyse plus spécifique visant à distinguer l'effet spatial et l'effet temporel a été effectuée (Between-group analysis) (Fig n° 18). L'analyse discriminante nous a permis de déterminer un premier axe discriminant qui prend en compte cinq variables: MES, PRS, PDT, PT et la turbidité contribuant avec 32% d'inertie à décrire les différences entre les stations.

L'effet spatial se traduit sur l'axe 1 par un groupe de station (T6 et T7) plus chargées en matières organiques mais moins chargées en phosphore sous toutes ses formes qui s'oppose à la station T6' indiquant de fortes concentrations de phosphore au niveau de cette station médiane avoisinant les terres agricoles par rapport aux station amont et aval du site.

L'effet temporel prend en compte les trois périodes hydrologiques. La projection dans le plan F1-F2 permet de distinguer sur l'axe 1, la période des hautes eaux qui est située positivement sur cet axe, et s'opposant aux périodes des étiages. L'axe 2 qui est caractérisé par un gradient de pollution, oppose les étiages du côté négatifs aux lâchers du côté positifs.

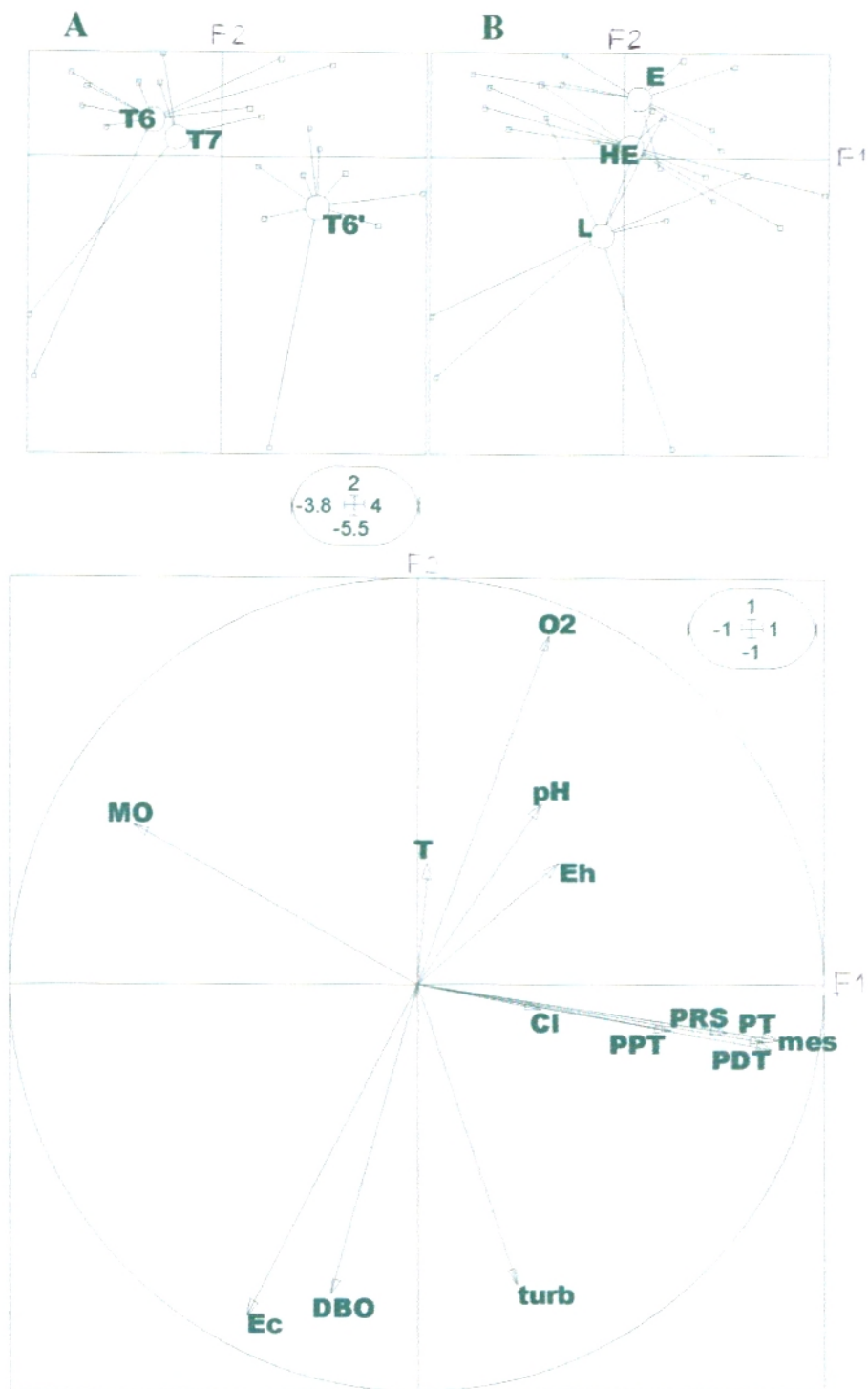


Fig n° 17: A : Distributions Spatiale des points de prélèvements dans le plan factoriel F1-F2

B : Distributions Temporelle des points de prélèvements dans le plan factoriel F1-F2

C : Cercle de corrélation. HE : hautes eaux, L : lâchers, E : étiage.

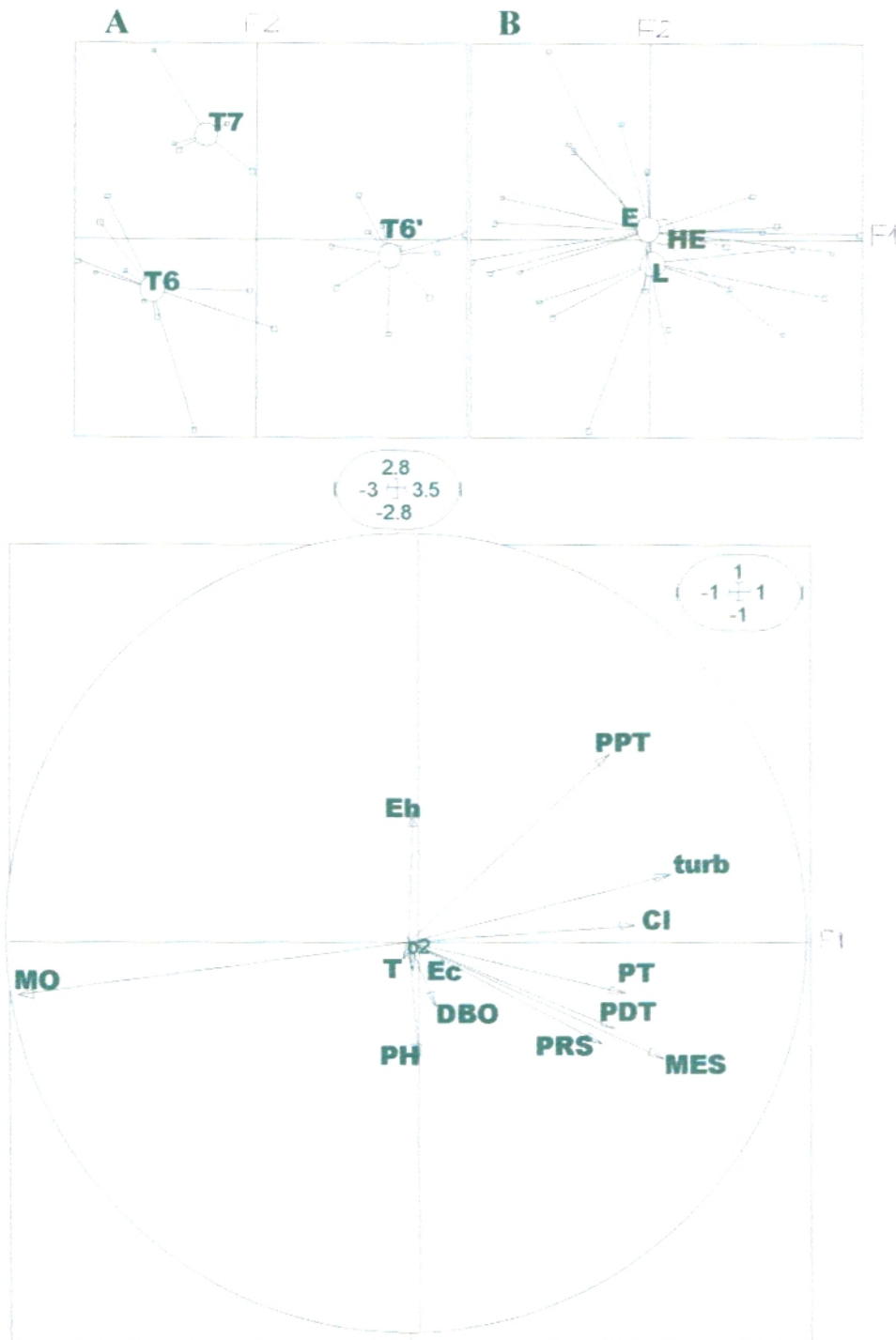


Fig n° 18: ACP inter-groupe. Projection des relevés dans le plan F1-F2, de l'ACP inter-groupe. A : effet spatial. B : effet temporel (périodes hydrologiques) HE : hautes eaux, L : lâchers, E : étiage.

## 7. Discussion :

Au cours de cette étude, l'évolution du système aquatique dans l'espace et dans le temps a été suivie à travers des variations des teneurs des différentes formes de phosphore. Ainsi que les composantes physico-chimiques dans l'eau de surface.

L'évolution des concentrations sur un tronçon de 30 Km a permis:

- en premier lieu, de caractériser le milieu et le degré de pollution.
- en deuxième lieu, de suivre la dynamique des charges des différentes formes en phosphore dans l'espace et dans le temps.

Cette étude a révélé que la moyenne Tafna présente un cas de pollution important (résultats déjà mis en évidence par Taleb *et al.*, 2004). Plusieurs facteurs ont pu avoir contribué à cette situation, dont le principal est :

- l'impact du barrage qui procure à l'oued des eaux très riches en matière en suspension, en matière organique accompagnés de faibles taux d'oxygène, des valeurs de DBO<sub>5</sub> importantes ainsi que des teneurs très élevées en P dissous et particulaire. En effet, cette infrastructure reçoit d'importants effluents industriels et domestiques.

- l'impact de l'agriculture est très marqué, la distribution des parcelles agricoles en bordures du cours d'eau, l'utilisation massive des engrais minéraux et organiques, les pratiques culturales telle que les cultures sur les pentes et autres pratiques contribuent d'avantage à l'augmentation des taux du phosphore dans l'eau.

L'échantillonnage spatial a permis de comparer l'évolution des concentrations en P de l'amont vers l'aval du secteur d'étude, on a constaté que la station médiane T6' enregistre les taux les plus élevés en P comparant à l'aval du tronçon. Cette station se localise à proximité des parcelles agricoles riches en engrais phosphatés. En effet, la fertilisation (organique et minérale) systématique des cultures est bien ancrée dans la pratique de la majorité des agriculteurs locaux qui souhaitent, par assurance, maintenir dans leurs sols la «richesse» accumulée ; de ce fait, plusieurs études ont liées l'enrichissement des teneurs du sol en P au risque d'exportation du P dans les eaux de surface (Sharpley et Withers, 1994; Giroux et Tran, 1996). Patoine et Simoneau (2002) ont démontré que l'accumulation de P dans les sols peut affecter la qualité de l'eau de surface.

En effet seulement 10 %, en moyenne, de l'élément apporté est utilisé par la culture qui reçoit l'apport (Fardeau et Colomb 2001). Les 90 % restant sont fixés sur la phase solide du sol dont ils contribuent à entretenir la réserve de P biodisponible et sont par suite acheminés vers les cours d'eau aussi bien par ruissellement que par drainage et engendrer des concentrations instantanées de P très élevées (> 1 mg P/L) (Castillon P., 2005), cela est en accord avec nos résultats, les concentrations en PT de la station T6' dépassent largement le seuil établi et atteint 3 mg/l en moyenne.

De même l'évolution spatiale des formes dissoutes et particulières du phosphore suit la même tendance que le PT. Le PPT est significativement élevé en T6' puisque le ruissellement de surface est généralement à l'origine des processus d'érosion, le phosphore mobilisé tend donc à se produire sous forme particulaire. De plus les dynamiques d'érosion par le ruissellement favorisent le transport des particules minérales et organiques constituant l'essentiel du PPT (Sharpley, 1985) ; en outre Michaud et Laverdière (2003) ont démontré que la biodisponibilité du P particulaire est largement dictée par la richesse des sols en P.

Toutefois ce phénomène de transfert est souvent accompagné d'une augmentation de la concentration de P dissous, presque entièrement biodisponible, dans le ruissellement. Ce processus est en contact plus longtemps avec les particules du sol, l'interaction est plus forte

et le ruissellement peut extraire d'avantage les formes solubles de P (Sharpley *et al* 1996). A tout cela s'ajoute la charge interne du cours d'eau augmentant ainsi les taux de P dans cette station.

Alors que les stations T6 (station amont) et T7 (station aval) situées loin des parcelles agricoles présentent des teneurs moins élevées que la station médiane T6' mais qui restent toutefois importantes.

Dans l'ensemble, la variabilité spatiale des exportations de P dans le tronçon étudié, particulièrement en période des hautes eaux, reflète l'influence du paysage agricole sur la dynamique du phosphore. Effectivement, plusieurs études avaient montrés que la chimie des eaux des rivières est très influencée par les pratiques agricoles entreprises sur les terrasses (Cooper et Lipe 1992, Jonnalagadda et Mhere 2001, Jain 2002, Neumann et Dudgeon 2002).

Il ressort également de cette étude que la distribution temporelle des charges en phosphore de l'eau superficielle de la Tafna a démontré un caractère périodique, la plus grande charge de PT s'est concentrée dans les périodes des hautes eaux et des lâchers alors qu'en période d'étiage les teneurs baissent considérablement, ces résultats s'expliquent par les variations des concentrations de ses formes dissoutes et particulaires.

- Lors des périodes des hautes eaux, nous avons constaté que les concentrations de phosphore total augmentent considérablement dans l'eau. En effet, l'augmentation des débits déstabilise les sédiments et abrase les biofilms (périphyton), ce qui remet en circulation du phosphore soluble et particulaire préalablement stocké dans le cours d'eau. En outre, la majeure partie des apports de phosphore dans l'oued provient de sources agricoles diffuses actives en période pluvieuses. D'après Dorioz (1989), l'essentiel des transferts de P aux cours d'eau a lieu par ruissellement et érosion pendant les épisodes pluvieuses où les apports diffus sont à leurs maximums. La charge en phosphore des milieux aquatiques continentaux, provient pour l'essentiel, des milieux terrestres constituant leurs bassins versants. Elle pilote leur productivité (Barroin.,1992).

Ces apports diffus de phosphore sont déterminés à travers deux processus majeurs de transfert, le lessivage par le drainage et l'érosion (Haygarth et Jarvis, 1999; Kronvang *et al.*, 2000). Cette dernière entraîne essentiellement du P sous forme particulaire mais aussi sous forme dissoute via le ruissellement.

- En période d'étiage, on remarque une baisse significative des teneurs en phosphore dans le secteur d'étude, les sources diffuses étant quasiment absentes, le phosphore introduit dans l'oued lors des basses eaux est en partie retenu, stocké dans les sédiments (sur les particules et dans l'eau interstitielle), dans le périphyton et les macrophytes d'où les concentrations moins élevées que celles enregistrés en hautes eaux et lâcher. Les processus en cause sont bien identifiés.

Pour le phosphore en solution PRS, il s'agit de l'absorption biologique par les végétaux qui se développent massivement en cette période, de réactions d'adsorption sur les particules intervenantes surtout lors des phases de suspension, et/ou des réactions de précipitation.

Le phosphore particulaire ainsi formé et celui émis par les terres du fait de l'érosion est susceptible d'être stocké temporairement à la faveur de conditions locales propices à la sédimentation en période d'étiage. (Dorioz, 1989).



• Les augmentations des teneurs en P dans la Tafna sont aussi vraisemblablement affectées par les contributions des eaux des lâchers. Ces dernières procurent à l'oued, des eaux extrêmement chargées en P, les dernières mesures effectuées par l'A.N.R.H sur les eaux de la retenue, superficielles ou profondes ont démontrées des charges très élevées de PRS avec des valeurs entre 5.33 à 6.6 mg/l (A.N.R.H, 2007). En outre ces eaux sont également chargées en matières minérales et organiques faisant augmenter d'avantage les teneurs en PPT et PRS et par suite du PT. Cela est confirmé par les teneurs élevées en DBO<sub>5</sub>. Ce barrage reçoit tous les rejets organiques domestiques et industriels de la ville de Maghnia et ceux de la ville frontalière d'Oujda via l'oued Mouillah, constituant ainsi un important réservoir de sources ponctuelle de P. Ces dernières apportent au réseau hydrographique des eaux en générale très concentrées (parfois supérieure à 5mg P/L), dominées par le phosphore dissous (souvent plus de 70%) et par des formes particulières à très fortes biodisponibilités potentielles (Barroin, 1992).

L'étude de l'évolution des teneurs en PT en fonction des débits révèle des corrélations positives au niveau des stations T6' et T7, entre les concentrations en phosphore et les débits résultats en accord avec (Casey et Farr, 1982; Prost, 1985; Cosser, 1989; Kronvang, 1990) nous reportons cela à une remise en suspension du phosphore retenu par le cours d'eau (sédiments et organismes) et des apports terrigènes liés au ruissellement (érosion) (Bonvallet, 2003). Ce qui suggère que le transport du phosphore par le ruissellement de surface est un processus très important (Probst, 1985). Cependant, le PT ne varie pas dans le même sens que le débit à l'amont du tronçon, aucune corrélation n'est enregistrée au niveau de la station T6. Dans le cas de relation entre le débit et la concentration de P, les résultats varient selon les bassins versants, car différentes sources (ponctuelles et diffuses) et mécanismes de transport dominant sous différentes conditions d'écoulement (Cahill, 1977).

Dans le même sens l'étude de l'évolution des concentration en PT en fonction des MES nous a été très révélatrice. L'influence du débit et des MES sur le transport du P a été étudiée par plusieurs auteurs, avec des résultats parfois différents (Probst, 1985; Pilleboue, 1987; Ng *et al.*, 1993; Lapp *et al.*, 1998). En effet, les matières en suspension ont une grande importance environnementale en raison de leur rôle dans le transport des pesticides, de divers types de contaminants et de nutriments associés aux sédiments (phosphore particulaire, carbone particulaire...) (Dorioz *et al.*, 1989; Dorioz et Ferhi, 1994; Burrus *et al.*, 1990; Kronvang, 1990; Kronvang *et al.*, 1997). Les concentrations moyennes mesurées se trouvent dans la gamme de valeurs trouvées par Dahmani *et al.* (2002) avec des maxima liés à la hausse des débits (ressuspension) et des apports de la retenus. Les corrélations établies entre le PT et les MES sont positives au niveau des trois stations T6, T6' et T7.

Globalement les concentrations de phosphore total dans les stations T6' et T7 augmentent fortement en même temps que celles des matières en suspensions et de façon concomitante avec les débits, les concentrations en P et MES observées en période d'accroissement du débit demeurent plus élevées qu'en conditions de récession du débit.

Par ailleurs on a constaté que les concentrations en PT de la station amont T6 à l'aval immédiat du barrage, n'évoluent pas en fonction des débits mais en fonction des MES on a remarqué des augmentation considérables des taux en PT en fonction des MES indépendamment des augmentations des débits en périodes des lâchers. Ce qui nous laisse penser que la station T6 est plus influencée par les lâchers que les autres stations.

Alors que les débits important des hautes eaux remettent en suspension les MES d'origine autochtone et ramènent des charges internes en provenance des apport terrigène, les débit des lâchers son moins élevés mais qui ramènent quasiment des eaux de la retenue riche en MES.

## **II - Milieu interstitiel (Petit tronçon)**

Dans cette partie, nous essayerons de comprendre le comportement de la zone hyporhéique vis-à-vis des diverses formes de phosphore dans deux compartiments fonctionnels à savoir ; l'eau interstitielle et les sédiments en relation avec l'eau de surface en révélant les concentrations de chaque forme de P, l'état physico-chimique, la granulométrie, considérée au cours du temps et en différent point de l'espace.

L'étude du milieu hyporhéique a été réalisée sur un tronçon de 500m comprenant les 3 transects A, B et C à l'aval du barrage de hammam Bouhrara (Fig. 09) .Le premier (transect A) est située à 20 km du barrage, le deuxième (transect B) à une centaine de mètres en aval du premier et le troisième (transect C) à une centaine de mètre du deuxième. A leurs niveaux deux piézomètres installés sur la rive droite et la rive gauche de l'oued à 50cm de profondeur, ont été prospectés.

### **1. Qualité physico-chimique de l'eau hyporhéique :**

- La température

La comparaison des résultats obtenus pour chacun des transects du tronçon d'étude ne fait pas apparaître de différence significative d'un point à un autre. La température moyenne le long du tronçon varie peu et suit en générale celle de l'eau superficielle.

Les concentrations d'oxygène ne montrent pas de différence spatio-temporelle significative, toutefois des valeurs minimales sont enregistrées en amont (transect A) 3.85mg/l alors que les teneurs maximales sont observées en aval (transect C) 4.14 mg/l en période des lâchers

- Le potentiel hydrogène ne montre aucune variation amont- aval ni de variation périodique. Toutefois, il reste toujours plus faible dans le milieu hyporhéique avec une tendance alcaline.

- Le potentiel rédox reste toujours négatif et vari peu longitudinalement et temporellement.

- La conductivité de l'eau interstitielle est quatre fois plus élevée que celle du milieu superficiel. Ces concentrations élevées témoignent d'une forte minéralisation et augmentent significativement en étiage et durant les lâchers ( $P < 0.01$ ), les teneurs maximales sont observées en amont du site.

- Les chlorures Ce paramètre montre des taux très élevés ainsi que des fluctuations saisonnières significatives ( $P < 0.001$ ) avec des moyennes maximales en étiages Ces concentrations sont probablement influencées par celles des eaux de la nappe fortement chlorurées.

- Les valeurs de la DBO5 varient significativement entre les stations ( $P < 0.005$ ) et les périodes hydrologiques les teneurs maximales sont observées en amont le long du tronçon pendant l'étiage et les lâchers, elles varient respectivement entre 65.3 mg/l et 46.78 mg/l.

### **Conclusion.**

Le suivi de l'évolution d'un certain nombre de paramètres physico-chimique de l'eau hyporhéique a montrer, une forte minéralisation en période des étiages et des lâchers notamment à l'amont du site, de même pour la DBO5, ce qui signifie que les processus d'autoépuration sont bien marqués en ces périodes cela est confirmer par les faible taux d'oxygène enregistré a l'amont du tronçon. En outre l'eau hyporhéique est fortement chargée en chlorures dus à l'influence de la nappe fortement chlorurée.

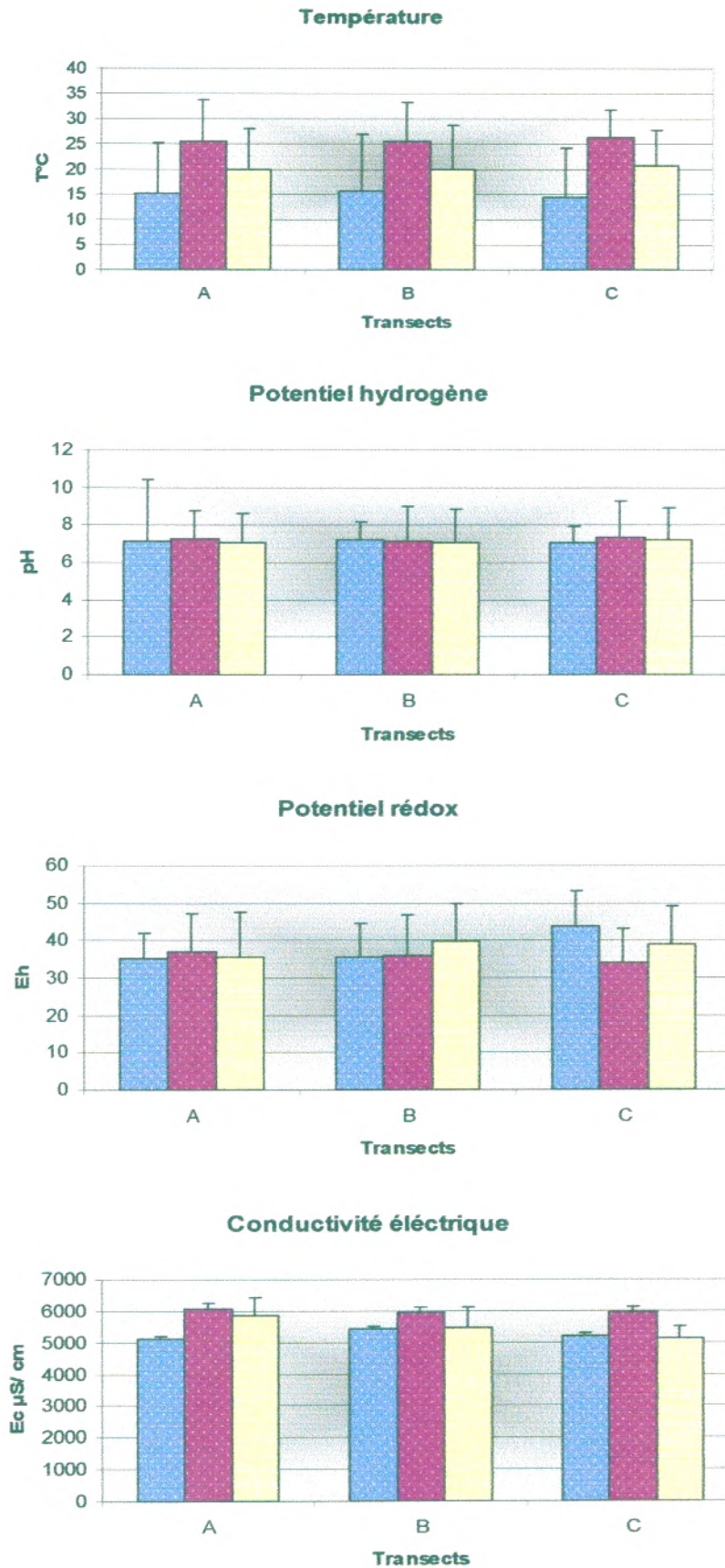


Fig n° 19 : Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques de l'eau hyporhéique.

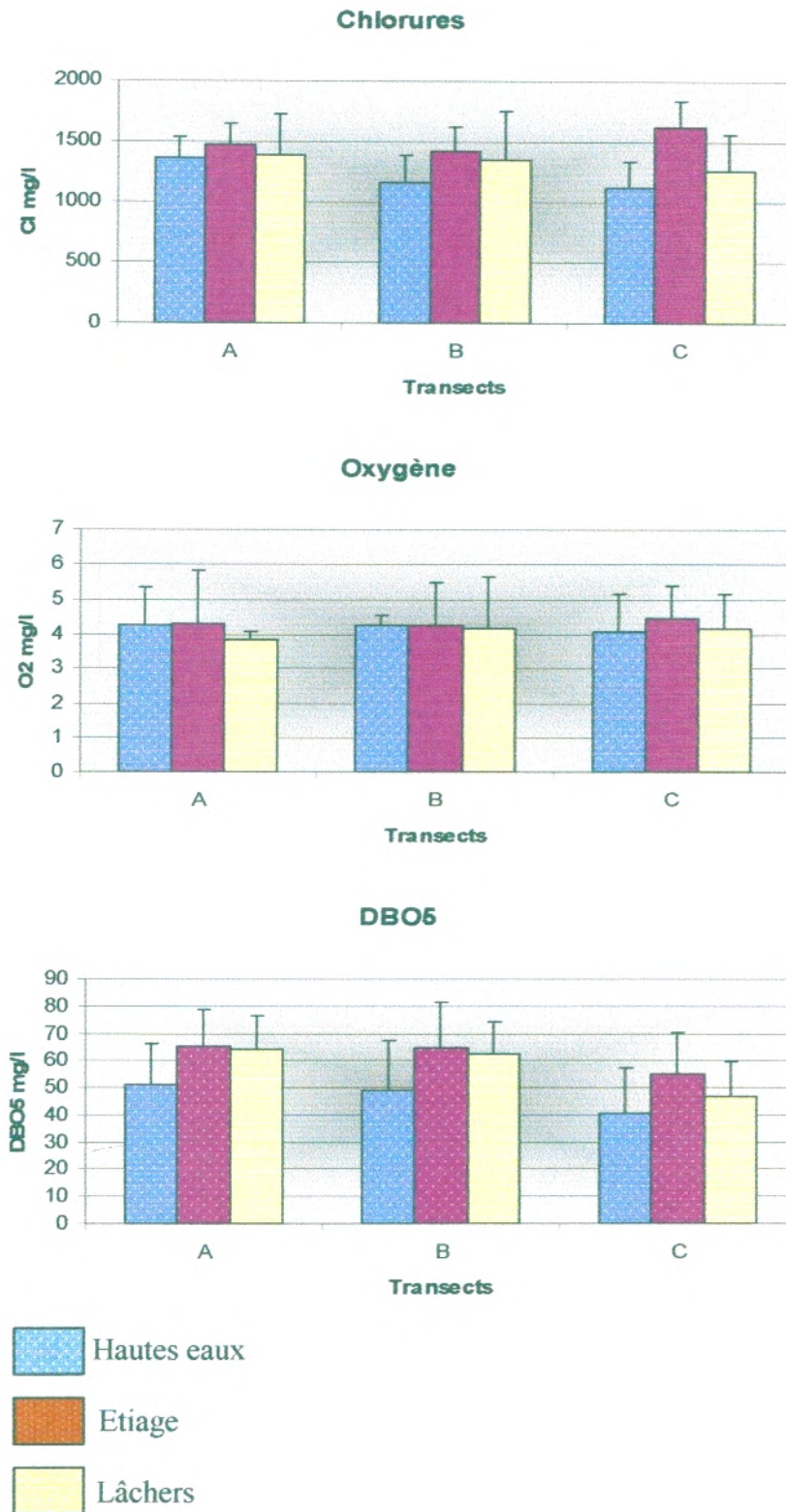


Fig n° 19 : Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques de l'eau hyporhéique.

**2. Evolution spatio-temporelle des échanges hydrologiques, de la granulométrie de la matière organique et des matières en suspension du site d'étude :**

**2.1. Echanges hydrologiques :**

**2.1.1. Connectivité hydrologique :**

La connectivité hydraulique entre l'eau de surface et la zone hyporhéique est indirectement estimée par les variations temporelles de l'oxygène, le pH, la température et les chlorures qui sont utilisés comme marqueurs.

Les taux d'oxygène mesurés dans l'eau hyporhéique indiquent des pourcentages moyens de saturation allant de 50% à 64% comparant à l'eau de surface qui présente de 60 à 88% de saturation. De plus, les évolutions des chlorures, du pH et de la température dans l'eau de surface et l'eau interstitielle indiquent un important échange entre le cours d'eau et le milieu interstitiel.

**2.1.2. Evolution spatio-temporelle du gradient hydraulique vertical (VHG) :**

Pour mettre en avant l'influence de la connexion hydraulique entre l'eau de surface et l'eau interstitielle nous avons étudié en premier lieu l'évolution temporelle du VHG dans les trois transects et en deuxième lieu, nous avons essayé de mettre en évidence d'éventuelles relations entre le VHG et le PT hyporhéique.

A l'image des graphes (Fig n° 21) on remarque que le profil temporel du VHG au niveau du transect A présente des valeurs négatives en hautes eaux, étiage ainsi qu'en période des lâchers indiquant une infiltration de l'eau de surface.

Le transect B présente également des valeurs négatives, sauf en avril période des lâchers où une valeur positive est enregistrée correspondant à un upwelling. Le profil temporel du VHG mesuré au niveau du transect C à l'aval est totalement différent de celui des transects amonts. On enregistre des valeurs négatives (haute eaux) et pendant le mois d'octobre durant les (lâchers), et des valeurs positives notamment en étiage.

L'amont du site est dominé donc par des downwelling quelque soit la période hydrologique traduisant une bonne infiltration de l'eau alors que l'aval du tronçon, est caractérisée par des Upwelling traduisant une sortie de l'eau interstitielle vers l'eau superficielle .

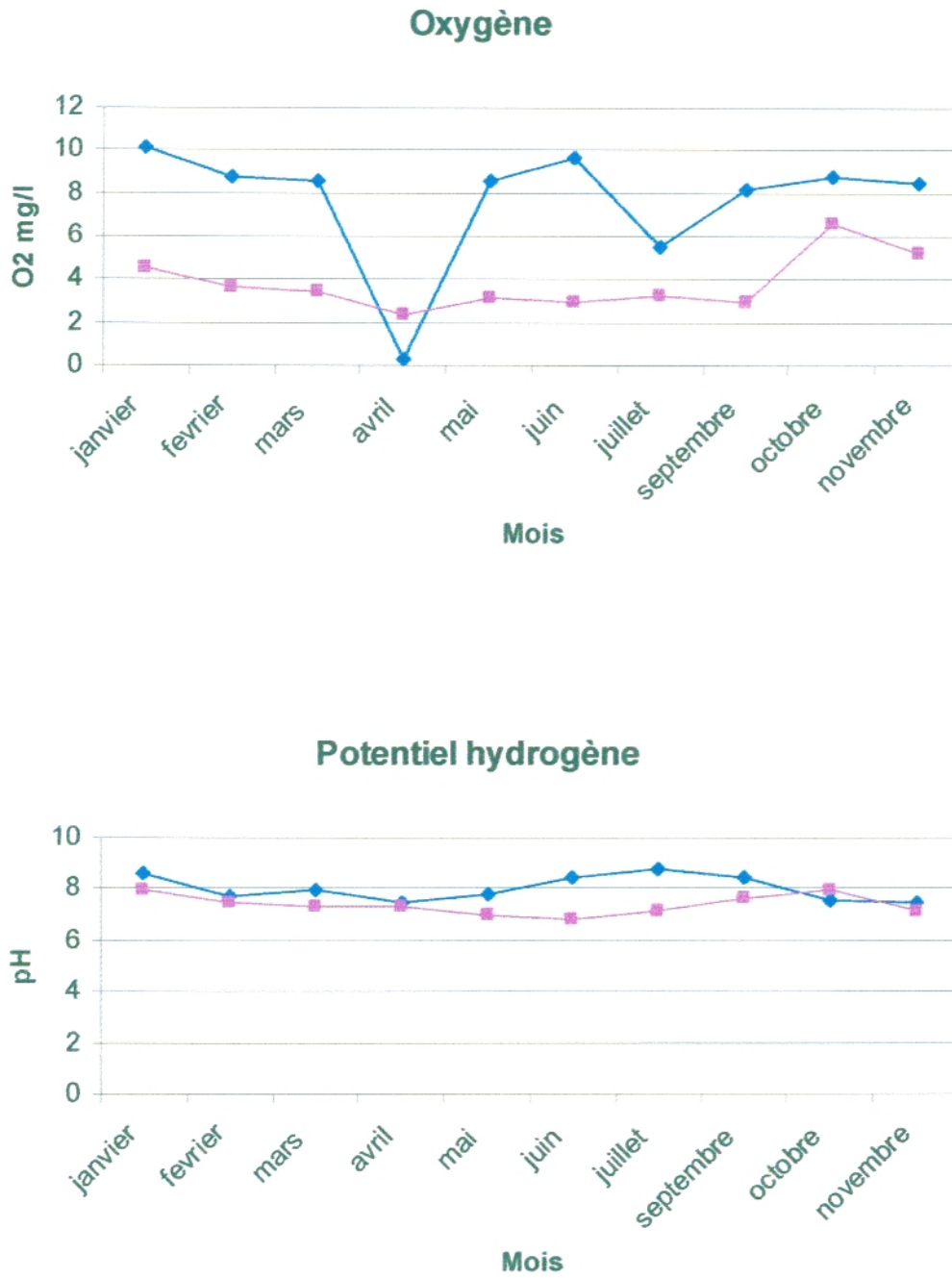


Fig n° 20: Paramètres physico-chimiques indiquant la connectivité entre l'eau superficielle et l'eau hyporhéique.

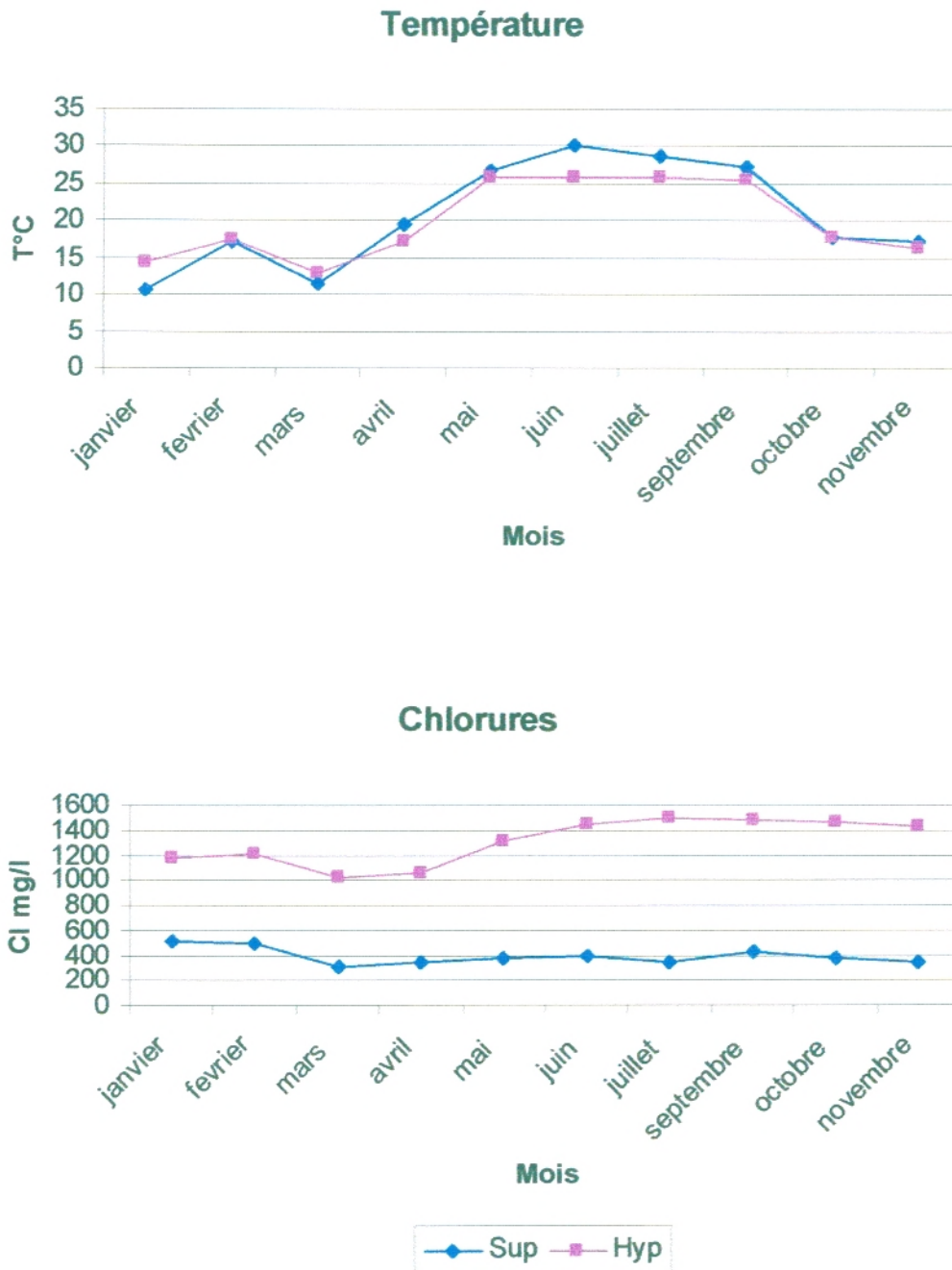
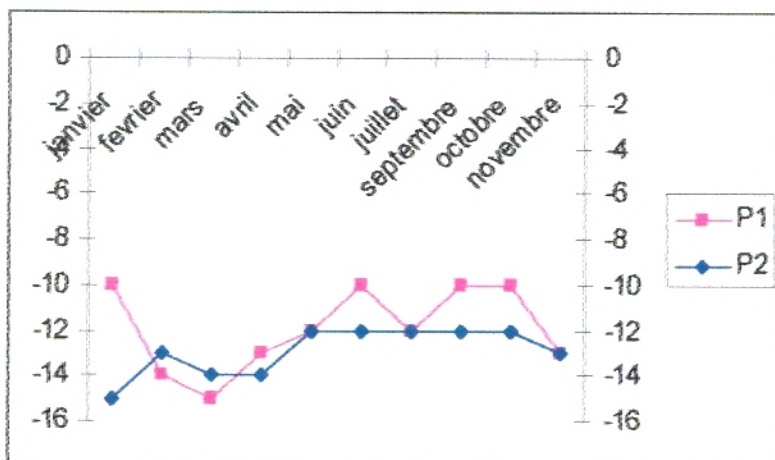
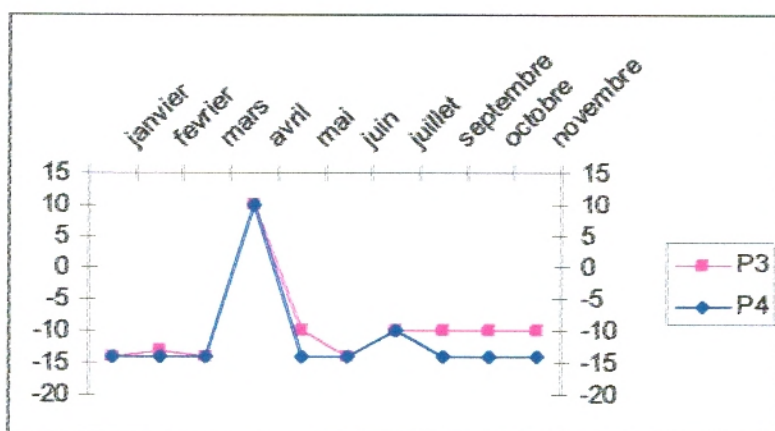


Fig n° 20: Paramètres physico-chimiques indiquant la connectivité entre l'eau superficielle et l'eau hyporhéique.

Transect A



Transect B



Transect C

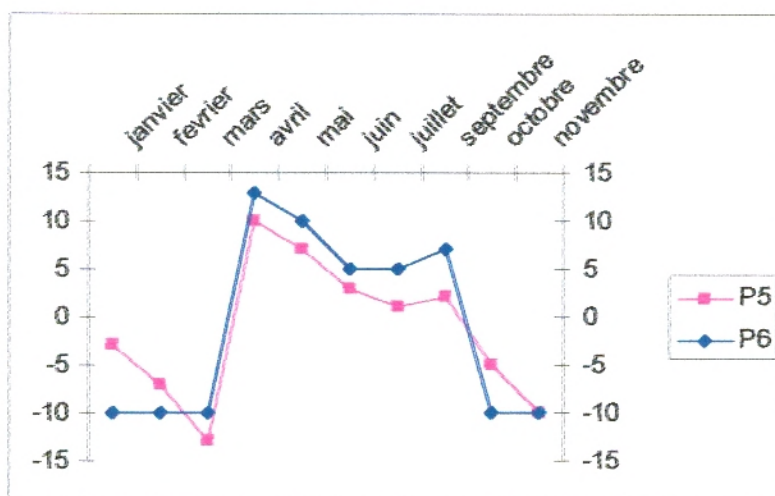


Fig n° 21: Profil temporel du gradient hydraulique VHG dans les trois transects A, B et C.



**2.2. Répartition spatio-temporelle de la matière organique :**

La matière organique joue un rôle important sur la mobilité de P, les variations des teneurs de cette dernière dans les sédiments analysés, sont très importantes. Nous constatons une diminution significative ( $P < 0.01$ ) de l'amont vers l'aval (Fig n° 22)

Temporellement, les taux de matière organique varie significativement ( $P < 0.034$ ) d'une période à l'autre, avec un pourcentage élevé pendant la période des lâchers. Cette augmentation de la matière organique coïncide avec celle des particules fines qui ont la capacité de la piéger (matière colloïdale).

La distribution de la matière organique entre les rives ne présente pas de différence significative, néanmoins on observe un pourcentage élevé au niveau de la rive droite durant les lâchers.

**2.3. Répartition spatio-temporelle des matières en suspension :**

En raison de leurs importances dans le transport du phosphore nous avons suivi l'évolution spatio-temporelle des matières en suspension le long du tronçon. Ces dernières montrent un gradient amont-aval significativement décroissant ( $P < 0.05$ ), les transects amonts A et B enregistrent les taux les plus élevés comparant au transect aval C (Fig n°23). Temporellement, des teneurs significativement élevées ( $P < 0.01$ ) sont enregistrées en périodes des hautes eaux et des lâchers suite à la remise en suspension des sédiments déposés dans l'oued en période d'étiage d'une part et d'autre part aux apports terrigènes lié à l'érosion ainsi qu'aux apports de la retenue. Alors qu'en étiage la diminution des teneurs est due à la décantation.

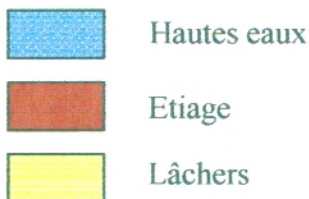
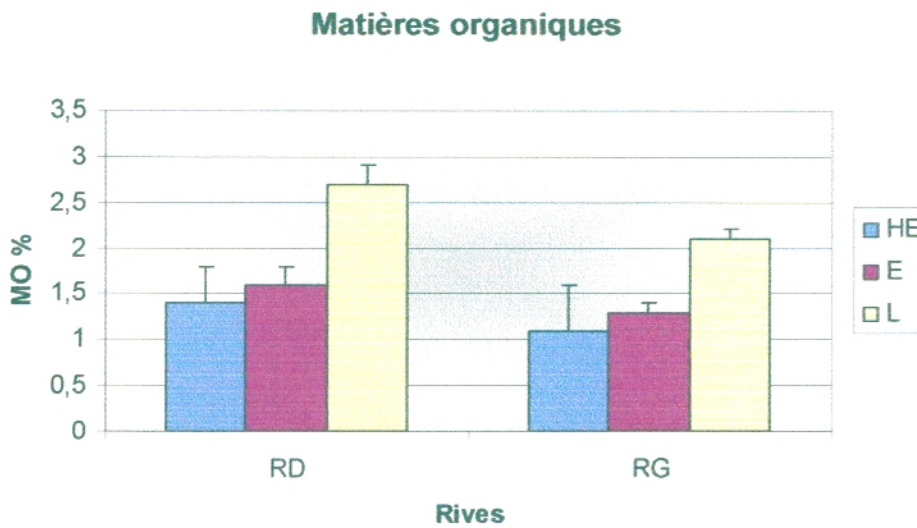
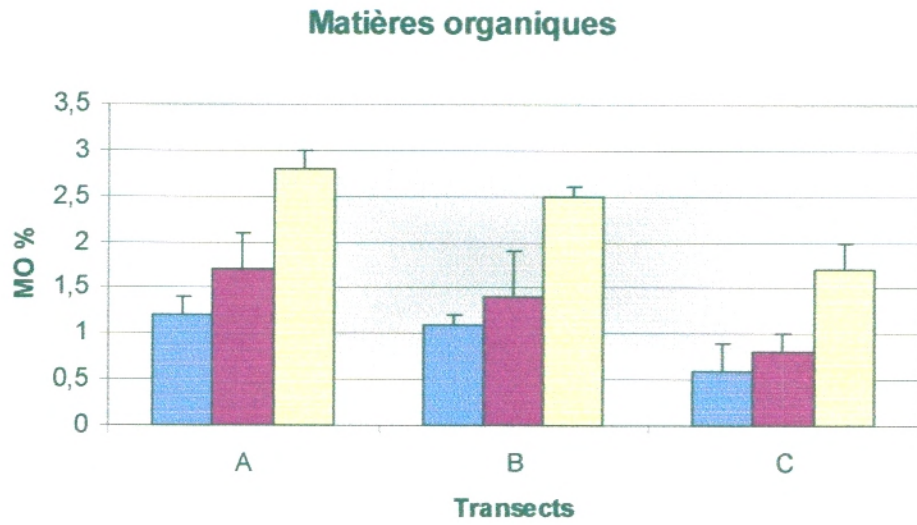


Fig n° 22: Répartition spatio-temporelle de la matière organique.

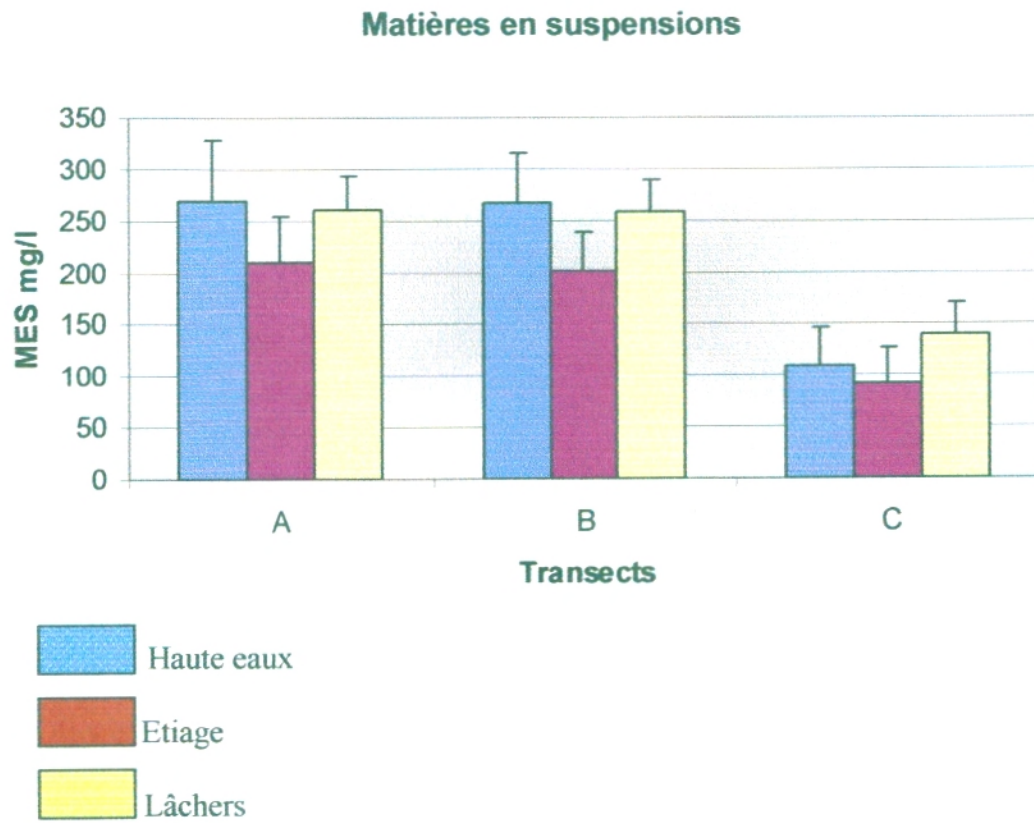


Fig n° 23: Répartition spatio-temporelle des matières en suspensions

#### **2.4. Répartition spatio-temporelle des fractions granulométriques (diamètre < 2mm) :**

L'étude granulométrique des sédiments est extrêmement importante pour bien comprendre le fonctionnement de l'écosystème en place. Les fractions granulométriques inférieures à 0.05 mm jouent un rôle important dans les échanges eau-sédiments.

Cinq fractions granulométriques ont été étudiées dans le but de mettre en évidence une répartition spatiale longitudinale (amont-aval), transversale (rive droite –rive gauche) et une répartition temporelle (période hydrologiques).

Les résultats des analyses granulométriques des trois transects sont exprimés sous formes d'histogrammes relatifs aux différents périodes hydrologiques sur la Figure n° 24.

##### **2.4.1. Selon la dimension longitudinale: amont-aval :**

###### ***Argile et limon fin :***

L'analyse des résultats montre que le pourcentage d'argile et de limon fin est significativement élevé en amont du tronçon qu'à l'aval ( $P < 0.01$ ) durant toute les périodes, en effet, les pourcentages des deux fractions sont trois fois plus élevés dans les transects A et B que le transect C. En outre, les proportions les plus élevés sont observés durant les lâchers du barrage témoignant de la grande charge fine apportée lors de ces périodes, suivi des périodes des hautes eaux

###### ***Limon grossier :***

De l'amont vers l'aval, le limon grossier diminue significativement ( $p < 0.025$ ) durant les trois périodes hydrologiques, notamment en hautes eaux où le transect amont A est plus chargé en limons grossiers, environ 4 fois plus qu'à l'aval (voir Fig n° 24).

###### ***Sable fin :***

Les teneurs en sable fin sont différentes d'un transect à l'autre, les pourcentages sont significativement plus élevés dans le transect médian B ( $P = 0.0043$ ). Au cours du temps, elles montrent une distribution homogène entre les 3 périodes le long du tronçon.

###### ***Sable grossier :***

Inversement aux autres fractions granulométriques, le sables grossier présente un pourcentage significativement plus élevé à l'aval du tronçon (transects C) ( $P < 0.001$ ). L'évolution au cours du temps varie peu, sauf pour les transects A et B où on enregistre en étiage un pourcentage double de celui des deux autres périodes (voir Fig n° 24).

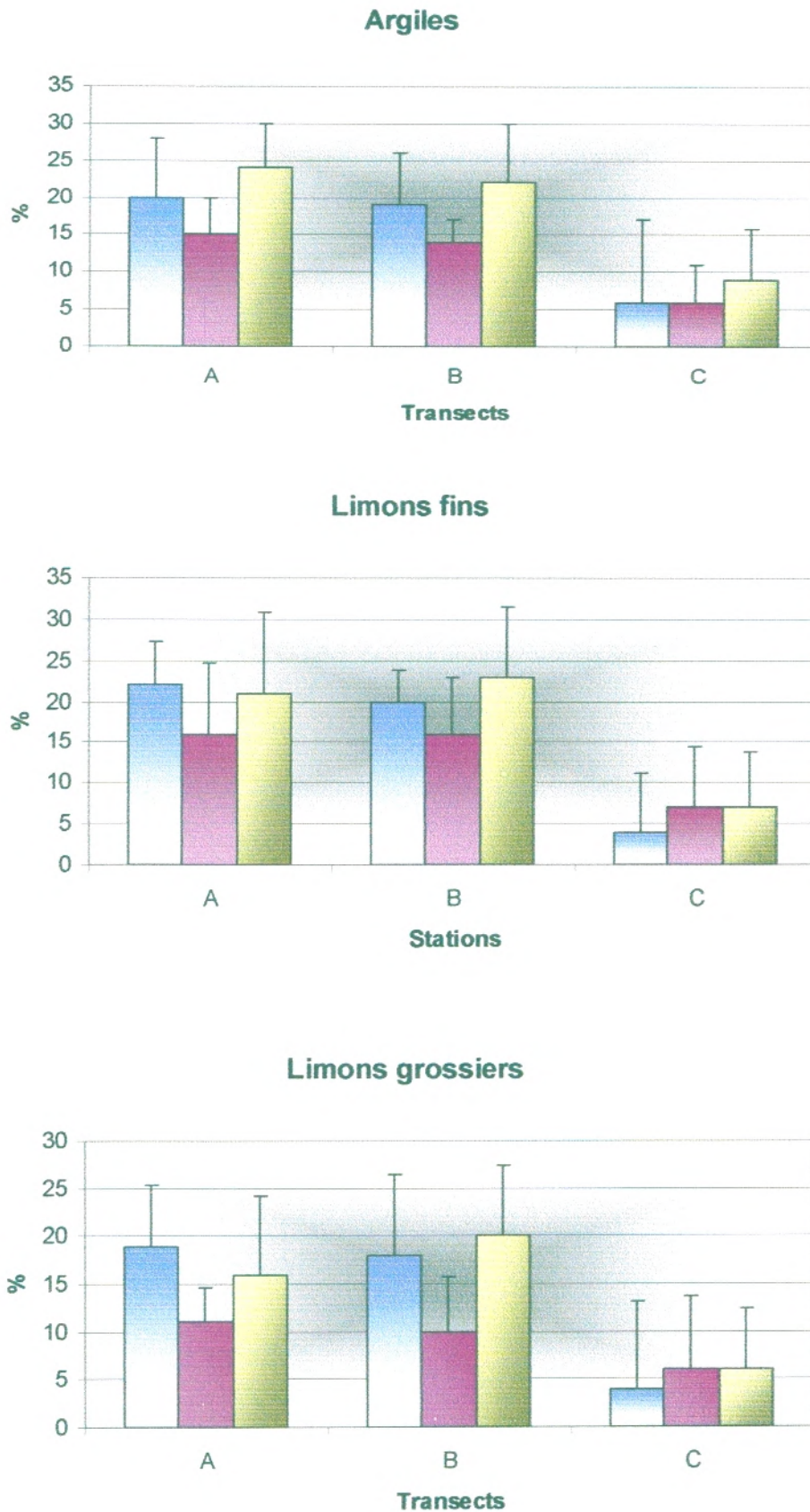
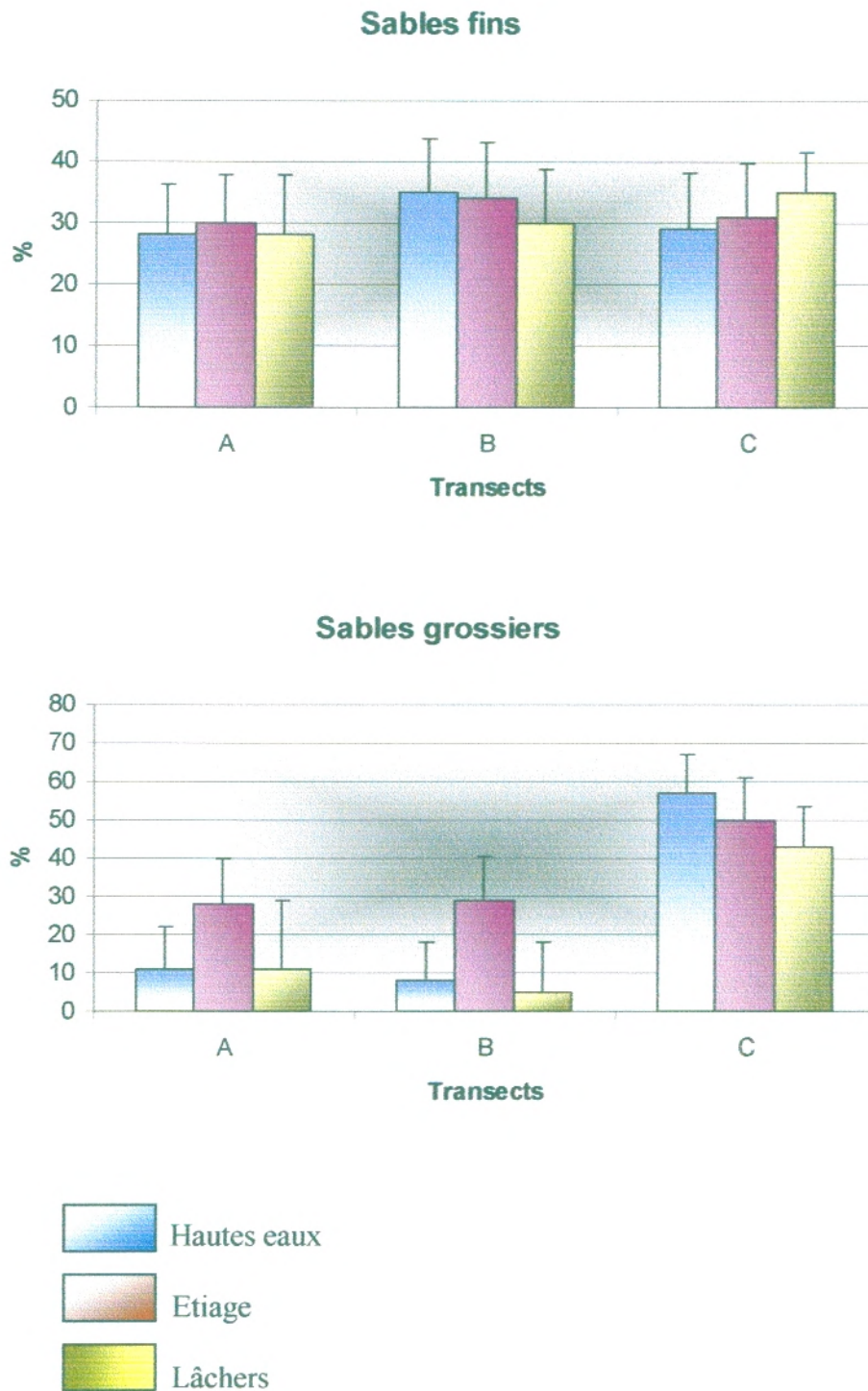


Fig n° 24 : Répartition spatio-temporelle des fractions granulométriques selon un gradient Amont- Aval.



**Fig n° 24 : Répartition spatio-temporelle des fractions granulométriques selon un gradient Amont- Aval.**

**2.4.2. Selon la dimension transversale: rive droite et rive gauche :**

***Argile et limon fin :***

A l'image du graphe n° 25, on observe que la rive droite est significativement plus riche en argile ( $P < 0.05$ ) et limon fin que la rive gauche durant les trois périodes hydrologiques, notamment en période des lâchers, où on enregistre des proportions deux fois plus élevées en argile.

***Limon grossier :***

Les teneurs en limon grossier les plus élevées sont enregistrées au niveau de la rive droite en périodes des hautes eaux et lâchers ( $P < 0.001$ ), alors que pendant l'étiage il y a une homogénéité entre les rives.

***Sable fin :***

Les teneurs en sable fin évoluent peu entre les deux rives au cours des lâchers et des étiages. Cependant durant les hautes eaux, la rive droite enregistre des proportions plus élevées que celle de la rive droite

***Sable grossier :***

La distribution du sable grossier est similaire entre les deux rives au cours des trois périodes hydrologique

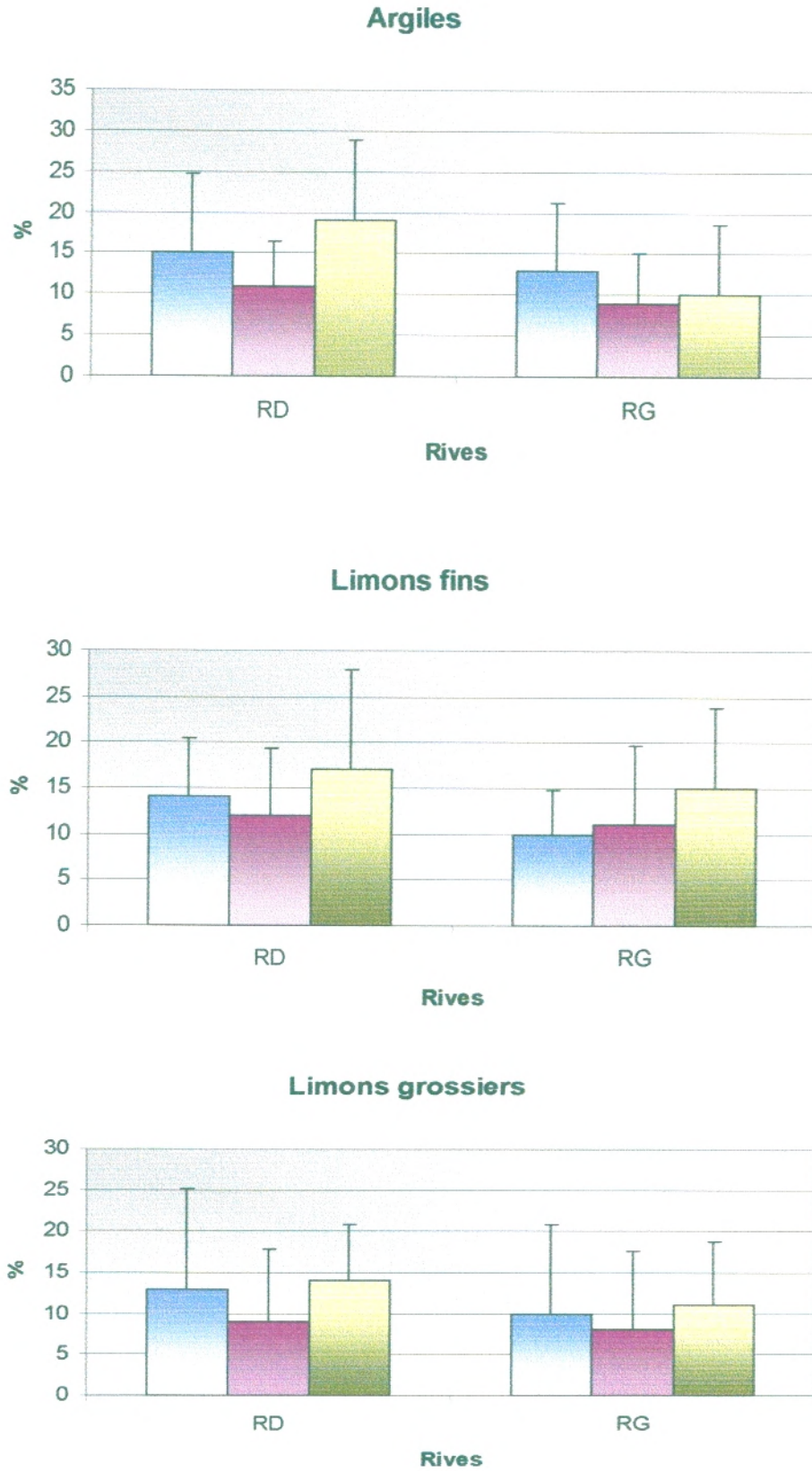


Fig n° 25 : Répartition spatio-temporelle des fractions granulométrique entre la rive droite et le rive gauche.



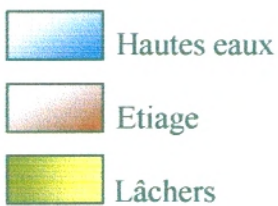
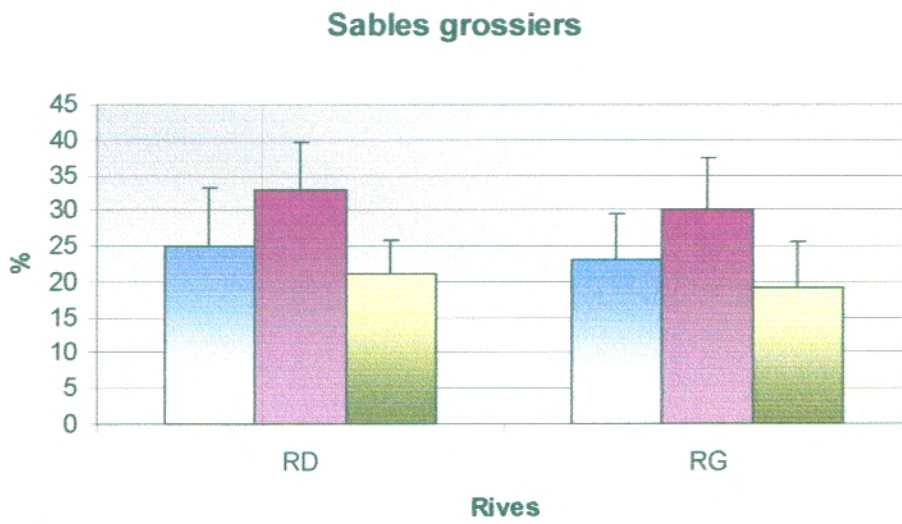
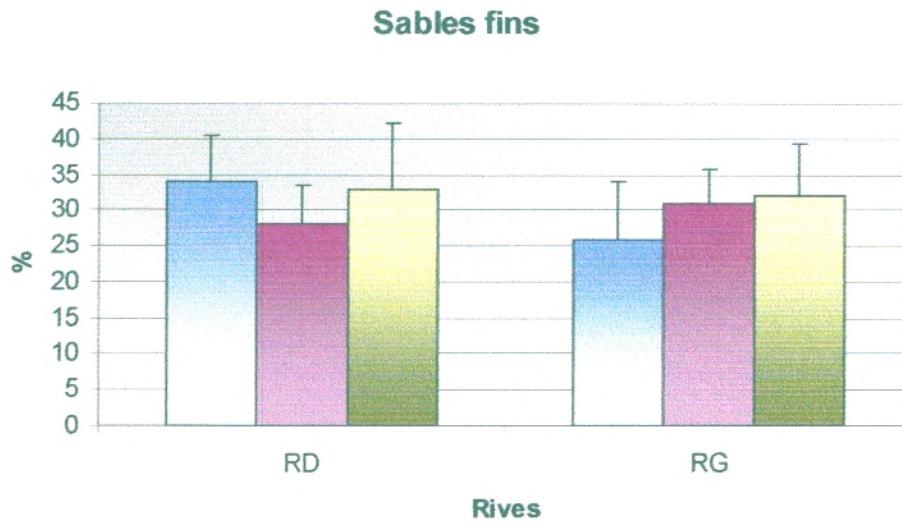


Fig n° 25 : Répartition spatio-temporelle des fractions granulométrique entre la rive droite et le rive gauche.

### Conclusion :

Par l'analyse des histogramme et les tests statistiques on constate une nette structure spatiale. En fait, la composition granulométrique des sédiments montre une différence significative entre les transects. Il apparaît que l'amont du site est significativement plus riche en particules fines ( $\phi < 0.05\text{mm}$ ) c'est-à-dire, argile, limon fin et limon grossier, alors que les particules de taille  $> 0.05\text{ mm}$ , c'est-à-dire le sable fin et grossier, sont présent majoritairement dans tous le site d'étude, mais le plus grand pourcentage se présente en aval (transect C).

Les sédiments provenant du transect intermédiaire B montrent une composition comparable à celle des sédiments de la station A.

Cette distribution est liée notamment à la structure géomorphologique du cours d'eau. En effet, les transects amont A et B sont des séquences mouilles caractérisées par un écoulement lent et par un dépôt de matériel relativement fin, contrairement à l'aval du tronçon qui se présente sous la forme d'un radier formé par l'accumulation de matériel grossier où les particules les plus fines sont facilement entraînées.

L'irrégularité mensuelle et périodique du débit, influencé par la variabilité des précipitations et des lâchers, a entraîné de faibles fluctuations des proportions des fractions granulométrique à diamètre inférieur à 2 mm ; les lâchers et les hautes eaux procurent plus des particules fines alors que les étiages permettent le dépôt des particules grossières. En effet, lors des hautes eaux, les sols secs sont facilement érodés par les premières pluies et les particules fines (argile et limon) sont les premières à être transportées contrairement aux crues qui nettoient le lit du cours d'eau par leur grande force érosive.

En outre, les pourcentages élevés en particules fines notamment les argiles au niveau de la rive droite du cours d'eau s'expliquent par sa structure convexe qui permet le dépôt de la charge minérale.

### 3. Evolution spatiale du phosphore dans l'eau du petit tronçon :

#### 3.1. Evolution spatiale longitudinale (amont-aval) de l'eau superficielle et hyporhéique :

##### PT

- Pendant les trois périodes hydrologiques étudiées, le PT superficiel présente une différence significative dans les trois transects A, B et C ( $P < 0.05$ ), les valeurs moyennes varient entre 4.747 mgP-PO<sub>4</sub>/l en amont et 2.63 mgP-PO<sub>4</sub>/l en aval du tronçon.

Parallèlement, dans l'eau hyporhéique, le PT marque une distribution longitudinale décroissante significative ( $P < 0.05$ ), en période des hautes eaux et des lâchers, le transect amont présente les concentrations les plus élevées durant ces 2 périodes hydrologiques ; et un gradient longitudinal croissant durant la période d'étiage, le maximum étant concentré à l'aval en C. Ces variations des taux de phosphore total dans l'eau hyporhéique et superficiel s'expliquent par les variations de ses formes dissoutes et particulaires décrites ci-dessous :

##### PPT

- Le phosphore particulaire totale de l'eau superficielle présente un gradient amont-aval décroissant ( $P < 0.01$ ) pendant les hautes eaux et les lâchers, les concentrations maximales sont observées à l'amont (0.44 mg P-PO<sub>4</sub>/l) en hautes eaux et 0.49 mg P-PO<sub>4</sub>/l en période des lâchers, et les concentrations minimales sont observées à l'aval, avec des moyennes de 0.24 mg P-PO<sub>4</sub>/l en haute eaux et 0.33 mg P-PO<sub>4</sub>/l en période des lâchers, cette diminution est due à une décantation des matière en suspension lors de son trajet du transect A vers le transects C en premier lieu. En second lieu, l'amont du tronçon possède une forte capacité d'érosion latérale des terrasses, de ce fait les transects A et B présentent des taux extrêmement élevé en PPT originaire des terres agricoles suite à l'érosion et au ruissellement.

- Le phosphore particulaire total de l'eau hyporhéique présente également un gradient amont-aval décroissant ( $P < 0.05$ ) pendant les hautes eaux et les lâchers, en relation avec le gradient amont aval du PT observé d'une part et aux quantités de matière organique et minérale riche en P décantées à l'amont du tronçon, confirmé par le gradient des matières en suspension d'autre part.

### PDT

- Les teneurs les plus élevées en phosphore dissous totales dans l'eau superficielles sont enregistrées à amont du site étudié quelque soit la saison. Elles varient en moyenne entre 3.17 mg P-PO<sub>4</sub>/l en A et 1.78 mg P-PO<sub>4</sub>/l en C, traduisant un gradient amont-aval significativement décroissant ( $P < 0.05$ ) en relation avec le gradient amont aval décroissant de la matière organique. En effet, au cours du processus de décomposition de cette matière organique, la consommation d'oxygène peut produire du CO<sub>2</sub>, acidifier le milieu et entraîner la minéralisation du phosphore. En second lieu, les transects amonts présentent un stock sédimentaire plus riche en P (argile, limon) ; la perturbation de ces sédiments lors des hautes eaux remet en circulation le P soluble.

La croissance des végétaux aquatiques (macrophytes, algues) et des bactéries implique un prélèvement de PDT de la colonne d'eau et la décomposition de la matière organique et détritique peut remettre du PDT en circulation

- La forme dissoute du phosphore hyporhéique marque des variations amont-aval significative ( $P < 0.05$ ) durant les différentes périodes hydrologiques. L'amont du site présente des taux extrêmement élevés en PDT comparé aux concentrations faibles enregistrées à l'aval (0.73 mg P-PO<sub>4</sub>/l en A contre 0.21 mg P-PO<sub>4</sub>/l en C pendant les hautes eaux et 0.55 mg P-PO<sub>4</sub>/l en A contre 0.20 mg P-PO<sub>4</sub>/l en C durant les lâchers) traduisant ainsi la diffusion de l'eau de surface chargée en PDT dans les transects amonts. Alors qu'en étiage la diminution des concentrations en PDT de l'eau hyporhéique au niveau du transect amont (0.22 mg P-PO<sub>4</sub>/l), est le résultats d'une rétention de phosphore significative. En effet, dans les conditions stables de débit, le phosphore est retenu par le cours d'eau

### PRS

- Similairement, le PRS de l'eau superficielle présente la même évolution que celle du PDT. Un gradient amont-aval significativement décroissant ( $P < 0.034$ ) est enregistré durant les trois périodes hydrologiques, avec des teneurs moyennes maximales de l'ordre de 3.22 mg P-PO<sub>4</sub>/l au niveau du transect amont A et des minimales de l'ordre de 1.83 mg P-PO<sub>4</sub>/l au niveau du transects aval C ; les processus en cause sont identiques à ceux cité précédemment pour le PDT.

- Le PRS dans l'eau hyporhéique suit la même évolution que celle du PDT hyporhéique, un gradient amont-aval décroissant est observé en hautes eaux et lâchers ( $P < 0.05$ ), les taux les plus élevés sont ceux du transect amont en hautes eaux et durant les lâchers et les plus faibles sont celles du transects aval, avec 0.33 mg P-PO<sub>4</sub>/l en hautes eaux, 0.19 mg P-PO<sub>4</sub>/l durant les lâchers.

Alors qu'en étiage, un gradient amont –aval croissant est noté, avec des valeurs moyennes maximales en C (0.76 mg P-PO<sub>4</sub>/l) et des valeurs minimales en A (0.20 mg P-PO<sub>4</sub>/l).

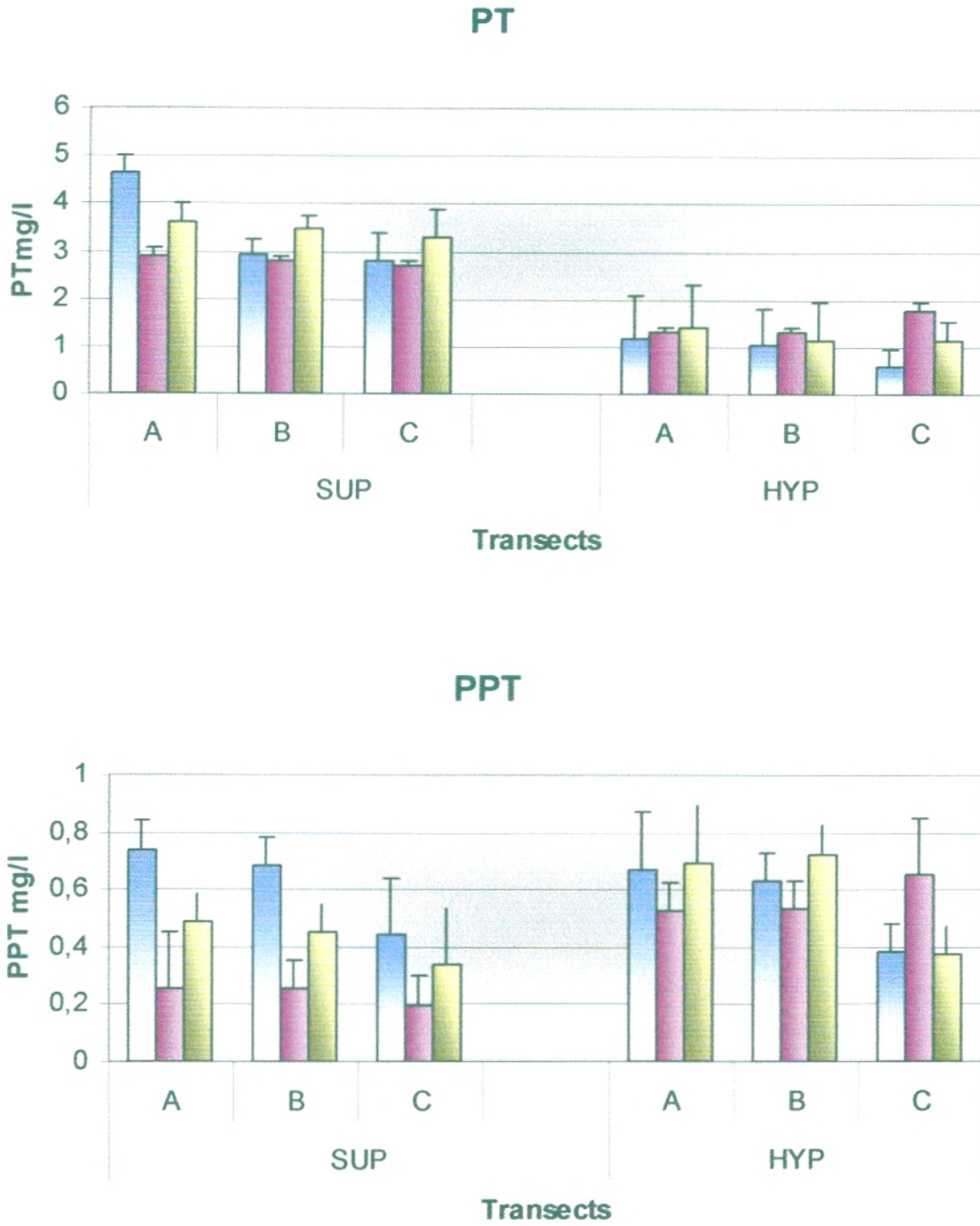


Fig n° 26: Evolution spatio-temporelle des différentes formes de phosphore dans l'eau superficielle et hyporhéique du petit tronçon.

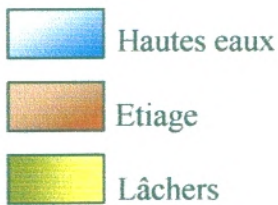
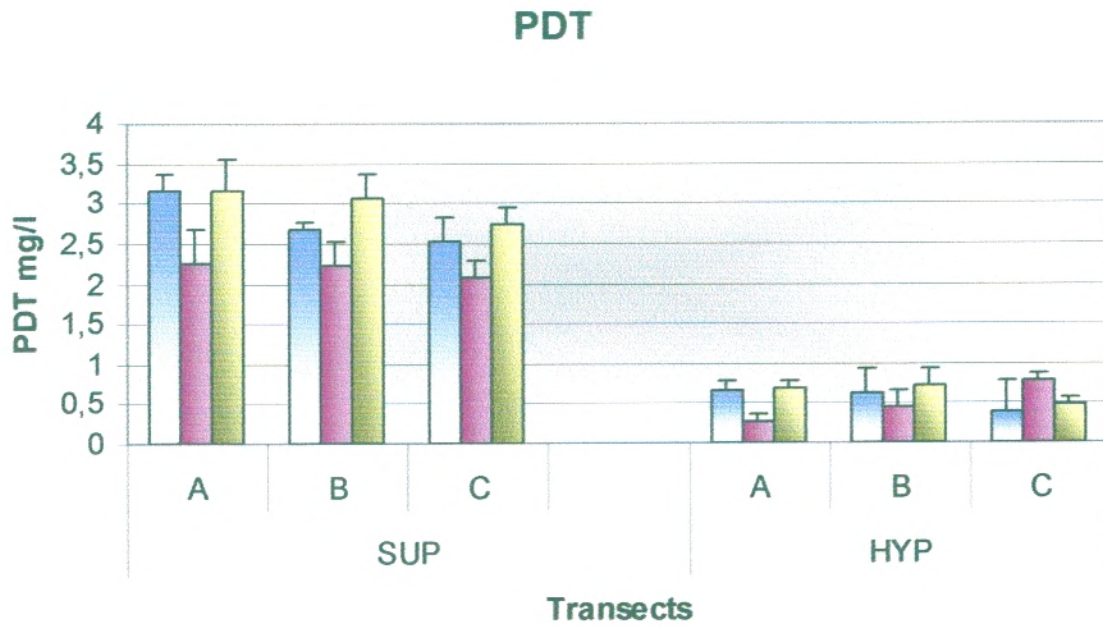
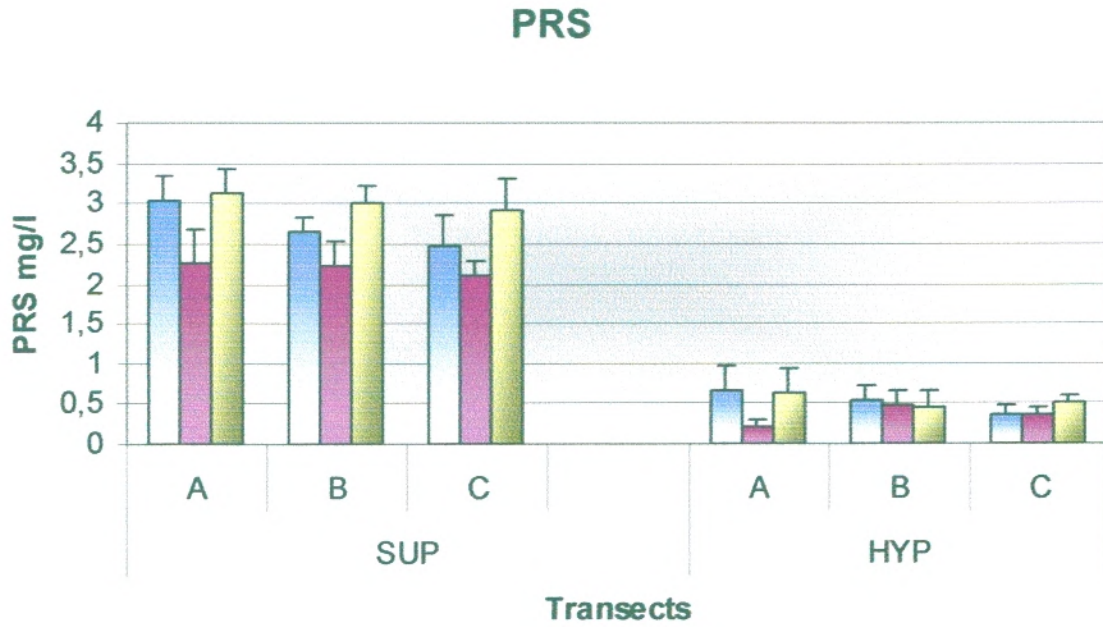


Fig n° 26: Evolution spatio-temporelle des différentes formes de phosphore dans l'eau superficielle et hyporhéeique du petit tronçon.

**3.2. Evolution spatiale transversale (rive droite- rive gauche) dans l'eau hyporhéique :**

**PT**

A partir de la figure n° 27 et des résultats statistiques on constate que les teneurs en PT sont significativement plus élevées au niveau de la rive droite du tronçon ( $P < 0.045$ ) durant toutes les périodes hydrologiques au niveau des transects A, B et C. Ces résultats s'expliquent par la structure convexe de cette rive qui permet le dépôt de la charge minérale notamment fine riche en P, ainsi que sa proximité des terrasses agricoles.

**PPT**

De même, le PPT marque des taux significativement élevés au niveau de la rive droite de chaque transect et durant les trois périodes d'étude ( $P < 0.05$ ), avec des moyennes maximales de l'ordre de 0.83 mgP-PO<sub>4</sub>/l au niveau de la rive droite contre 0.17 mgP-PO<sub>4</sub>/l au niveau de la rive gauche (voir Fig n° 27).

**PDT**

A l'images des graphes on observe une nette évolution transversale des teneurs en PDT, en effet la rive droite est significativement plus chargée en PDT ( $P < 0.05$ ) notamment au niveau du transect B durant les trois périodes hydrologiques.

**PRS**

Comparé aux autres formes de phosphore, le PRS présente une évolution transversale significative seulement pendant les hautes eaux et les lâchers le long du tronçon (cela est due à la diffusion du phosphore suite à la demande de la colonne d'eau en PRS) (voir Fig n° 27). La rive droite marque les taux moyens les plus élevées (0.40 mgP-PO<sub>4</sub>/l en hautes eaux ; 0.52 mgP-PO<sub>4</sub>/l en période des lâchers), alors que la rive gauche présente les taux moyens les plus faibles (0.26 mgP-PO<sub>4</sub>/l ; 0.19 mgP-PO<sub>4</sub>/l durant les lâchers).

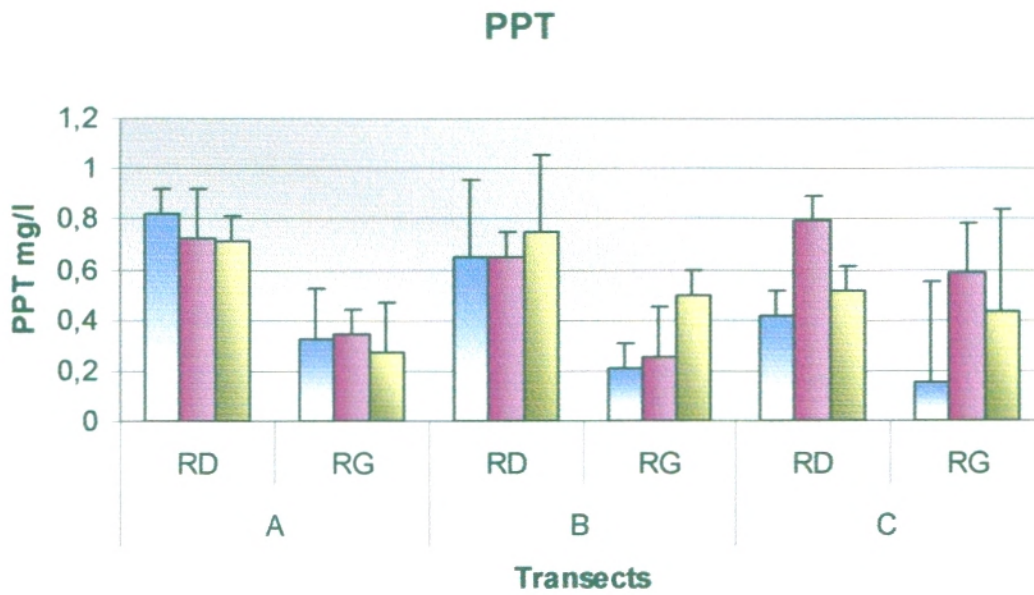
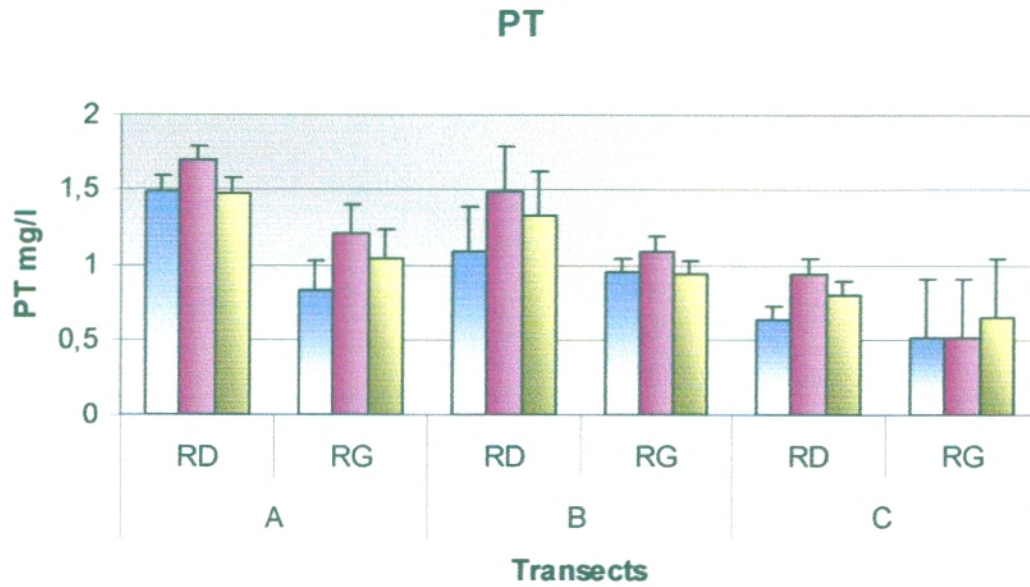


Fig n° 27: Evolution spatiale transversale du phosphore (rive droite- rive gauche).

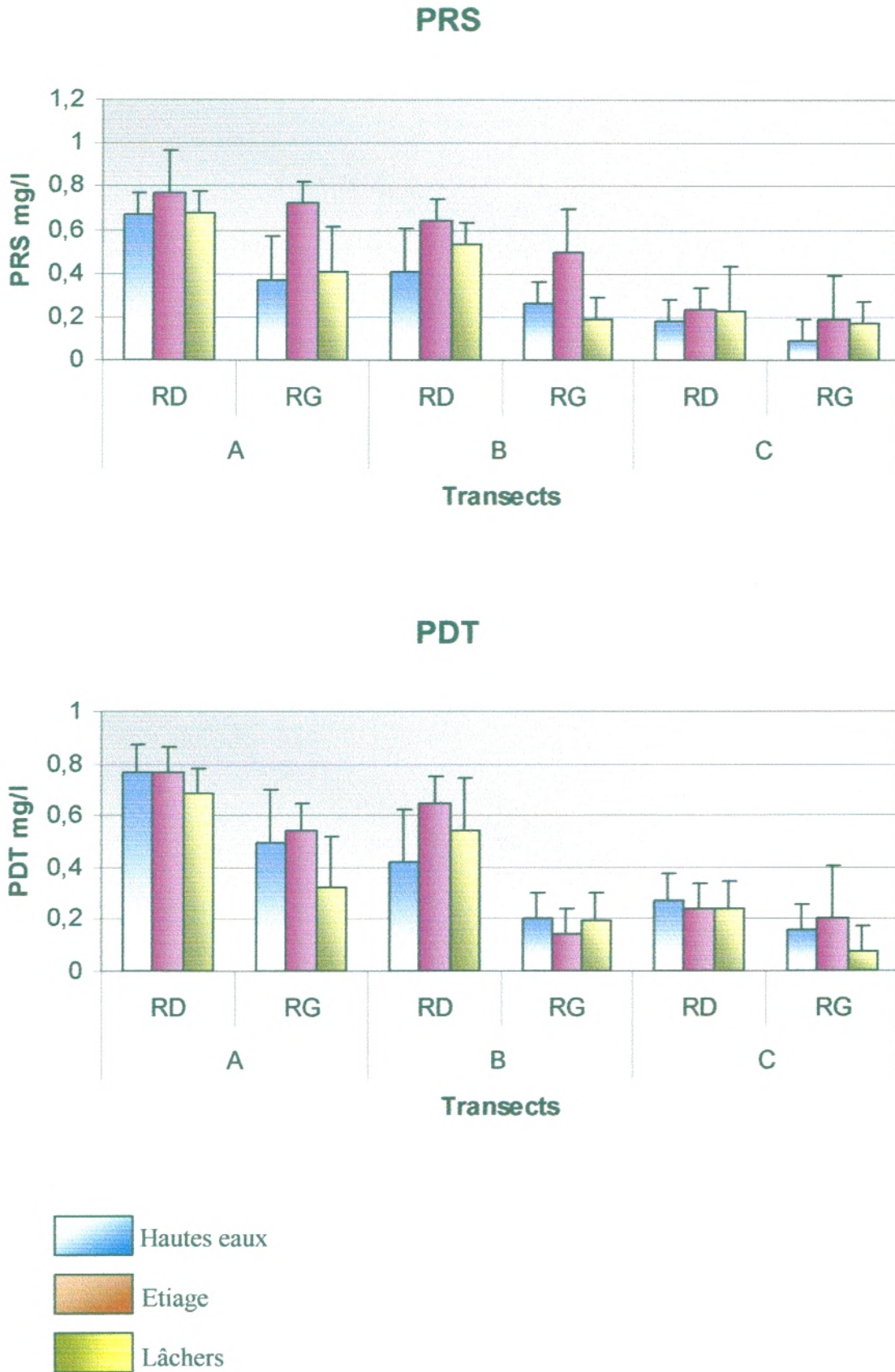


Fig n° 27: Evolution spatiale transversale du phosphore (rive droite- rive gauche).



#### **4. Evolution temporelles du phosphore dans l'eau :**

##### **4.1. Evolution saisonnière du phosphore dans l'eau superficielle et hyporhéique :**

###### **Le PT**

- Les résultats montrent une évolution saisonnière hautement significative des teneurs en PT dans les deux milieux ( $P < 0.001$ ) ; la plus grande charge de PT superficiel s'est concentrée durant les périodes des hautes eaux et les lâchers avec une moyenne de 3.455 mg/l pour les deux périodes, alors qu'en période d'étiage les teneurs baissent autour d'une moyenne de 2.724 mg/l (voir Fig n° 26).

Le phosphore total hyporhéique enregistre des taux extrêmement élevés en période d'étiage et de tarissement (1.218 mgP-PO<sub>4</sub>/l) suite à son stockage dans la zone hyporhéique. En hautes eaux, les teneurs en PT hyporhéique diminuent (0.913 mgP-PO<sub>4</sub>/l), cette diminution s'explique par la perturbation de la zone hyporhéique par les forts courants.

L'évolution saisonnière des formes dissoutes et particulaires dans les deux milieux est décrite ci-après

###### **Le PPT**

- Les charges en PPT de l'eau de superficielle évolues significativement entre les trois périodes .Le maximum moyen se situe en période des hautes eaux (0.68 mgP-PO<sub>4</sub>/l) (émis par les terres du fait de l'érosion) suivi des périodes des lâchers 0.424 mgP-PO<sub>4</sub>/l (charge externe), alors qu'en étiage il est réduit à des concentrations moyennes de l'ordre de 0.25 mgP-PO<sub>4</sub>/l.

Le PPT hyporhéique montre une augmentation significative en étiage ( $p < 0.05$ ) avec des moyennes de 0.800 mgP-PO<sub>4</sub>/l suivis des périodes de lâchers 0.630 mgP-PO<sub>4</sub>/l, alors que les plus faibles teneurs sont ceux enregistrées en hautes eaux 0.560 mgP-PO<sub>4</sub>/l, cette diminution est due à la perturbation de la zone hyporhéique par les forts courants (remise en suspension).

###### **Le PDT**

- Le PDT vari significativement entre les périodes ( $P < 0.01$ ), les concentrations moyennes maximales sont observées en période des lâchers (3.055 mgP-PO<sub>4</sub>/l) et des hautes eaux (2.997 mgP-PO<sub>4</sub>/l) témoignant des fortes charges en PDT apportées lors de ces périodes, alors que les teneurs moyennes minimales sont ceux de l'étiage (1.115 mgP-PO<sub>4</sub>/l), cette diminution s'explique par sa rétention (voir Fig n° 26).

Par contre, le PDT de l'eau hyporhéique ne montre pas une variation saisonnière importante.

###### **Le PRS**

- Le PRS dans l'eau superficielle présente également une variation temporelle significative ( $p < 0.024$ ). Les teneurs moyennes maximales coïncident avec la période des lâchers 3.019 mgP-PO<sub>4</sub>/l indiquant que l'eau de la retenue est riche en PRS, en fait les dernières études effectuées sur la qualité de la retenue ont révélées des taux moyens de 5.64 mg /l de PRS (A.N.R.H ,2006) . Alors qu'en étiage, lorsque la croissance phytoplanctonique atteint son maximum, le PRS est significativement réduit à des concentrations moyennes plus faibles de l'ordre de 1.411 mgP-PO<sub>4</sub>/l suite à son assimilation biologique ainsi que son adsorption et ou sa précipitation

Les valeurs de PRS hyporhéique obtenues témoignent d'une évolution saisonnière significative ( $P < 0.05$ ), les charges les plus élevées sont observées en périodes des hautes eaux et des lâchers (0.579 mgP-PO<sub>4</sub>/l) cela s'explique par son relargage. Alors que les plus faibles valeurs s'observent en étiage, suite à sa rétention (voir Fig n° 26).

### **5. Analyse statistique (ACP) :**

#### ❖ Analyse globale :

A la vue de la figure n°28, la première composante explique 36 % de la variance totale. L'axe 1 prend en compte la température DBO5, la conductivité et les chlorures et le PPT du côté positif et le PT du côté négatif. L'axe 2 explique 22.62 % et est défini par l'oxygène et les formes dissoutes du phosphore.

La projection spatiale des points de prélèvements sur le plan F1-F2, illustre l'opposition sur l'axe 1 de la période des hautes eaux riche PT aux périodes des lâchers et de l'étiage plus riches en matière organique et en PPT. Sur l'axe 2 la période des hautes eaux s'oppose également aux périodes de l'étiage et des lâchers indiquant que ces deux dernières périodes sont plus riches en formes dissoutes que les hautes eaux.

#### ❖ ACP Inter-groupe :

Les deux premiers axes expriment respectivement 60.37% et 12.80% de la variable contenue dans la matrice. L'oxygène, le pH, le potentiel rédox, le PRS, PDT et le PT sont corrélés positivement à l'axe 1. La DBO5, les chlorures et la conductivité sont corrélés négativement traduisant un gradient de minéralisation de P et de pollution (voir Figure n°29). L'effet spatial se traduit par la présence de deux groupes de prélèvement, les prélèvements d'eau hyporhéique s'opposent sur l'axe 1 aux prélèvements d'eau de surface. Ainsi la projection dans le plan F1-F2, permet de distinguer sur l'axe 1, l'opposition de la station CS par rapport aux stations BS et AS indiquant ainsi un gradient amont-aval. De même pour les prélèvements d'eau hyporhéique, l'axe 2 est considéré comme un gradient amont aval. ce gradient est lié au PPT. Cependant cette corrélation n'est que de 40%.

L'effet temporel (Fig n°30) se traduit par l'opposition sur l'axe 1 des 2 périodes hydrologiques étiage et lâchers par rapport aux hautes eaux. La pollution est plus importante en hautes eaux (DBO, PPT et conductivité très fortement corrélée avec l'axe 1) l'axe 1 décrit un rythme saisonnier influencé par la température de l'eau d'une part et un gradient de pollution d'autre part

L'axe 2 décrit une minéralisation du phosphore en phosphore dissous (forte corrélation de PRS et PDT avec l'axe 2 hautes eaux et étiage s'opposent aux lâchers traduisant respectivement un apport de P et une meilleure minéralisation durant ces 2 périodes.

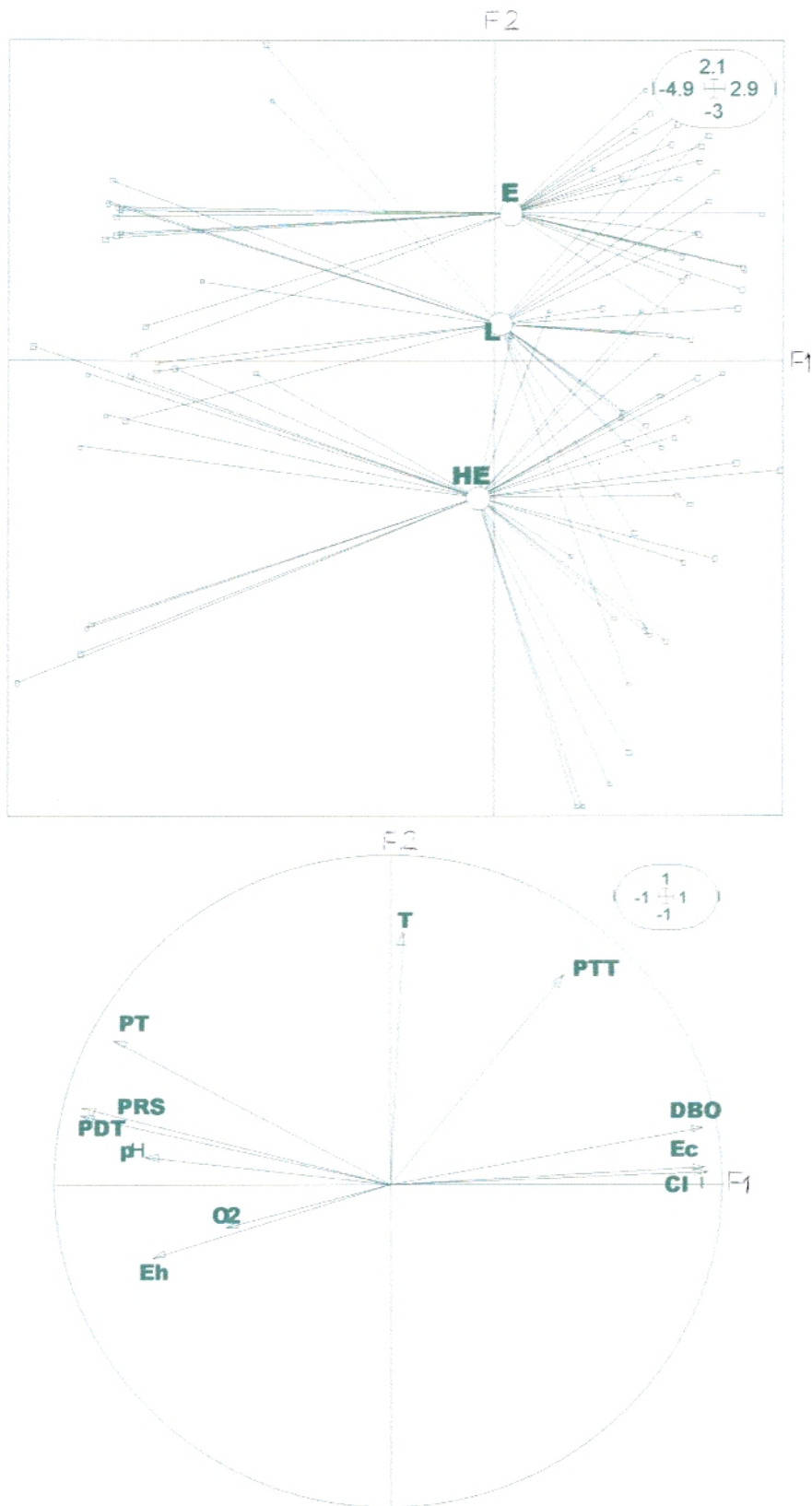


Fig n° 28: Distributions Temporelle des points de prélèvements dans le plan factoriel F1-F2

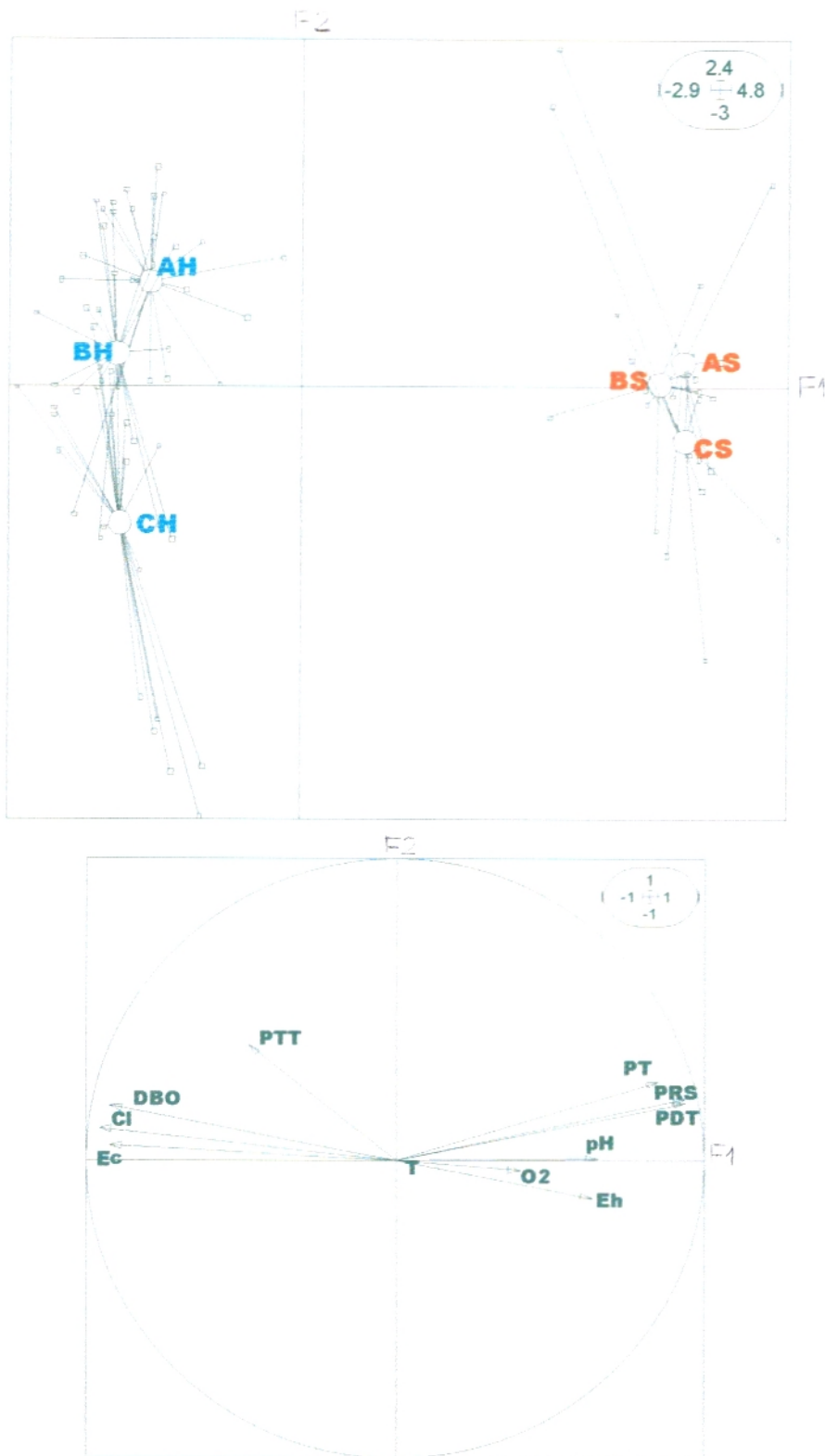


Fig n° 29: ACP inter-groupe. Projection des relevés factoriels sur le plan F1-F2, effet spatial.

AH: hypo A, BH: hypo B, CH: hypo C - AS: sup A, BS: sup B, CS: sup C

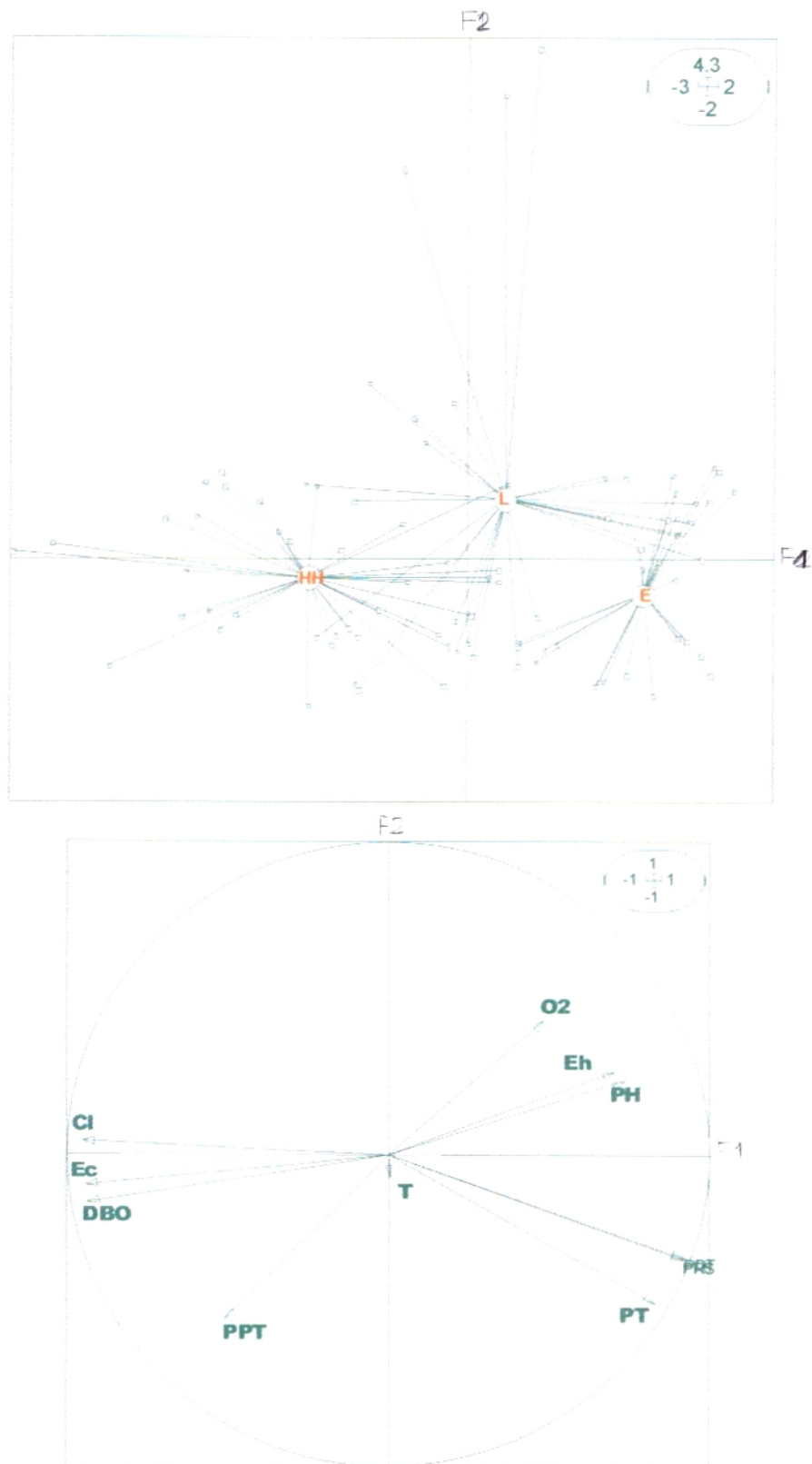


Fig n° 30: ACP inter-groupe. Projection des relevés factoriels sur le plan F1-F2, effet temporel.

### 6. Relation entre PT hyporhéique et le gradient hydraulique vertical :

L'intensité de la concentration du P dans l'eau interstitielle apparaît à travers l'intensité de la connectivité entre l'eau de surface et l'eau hyporhéique. Les transects amonts A et B enregistrent des corrélations positives entre le PT hyporhéique et le VHG (voir Fig n° 31) témoignant d'une forte intensité d'échange de la zone hyporhéique avec l'eau de surface, d'autant plus que les transects amonts A et B sont caractérisés par des infiltrations permanentes de l'eau de surface pendant toute l'année.

Par contre le transect aval (transect C) ne présente aucune corrélation entre le PT hyporhéique et le VHG (voir Fig n° 31), cela pourrait être expliqué par le fait que le transect C est caractérisé par des upwellings.

### 7. Qualité du phosphore dans les deux milieux :

- Pendant les hautes eaux, l'essentiel du phosphore dans le milieu superficiel est sous sa forme dissoute qui présente des proportions élevées de 75 à 79% le long du tronçon, l'augmentation de débit déstabilise les sédiments et abrase les biofilms (périphyton), ce qui remet en circulation du phosphore soluble.

Alors que le phosphore particulaire présente des proportions moins élevées allant de 30 à 34%, toutefois ces pourcentages de PPT sont les plus élevés comparant aux périodes des lâchers et des étiages. Ces augmentations sont dues d'une part, à la remobilisation des stocks de phosphore particulaire constitué dans le cours d'eau. D'autre part, le phosphore exporté est fourni en grande partie par les sources diffuses liées au ruissellement sur les terres agricoles, les zones agricoles et /ou naturelles produisent des écoulements chargés surtout en phosphore particulaire et en suspensions, soit lors d'épisodes pluvieux de forte intensité, soit indépendamment de la pluviosité lorsque l'état du bassin est favorable au ruissellement du fait de sols nus et battants ou compact (Dorioz et al., 1996 ; Jordan-Meille et al., 1998).

Dans le milieu hyporhéique et durant les périodes des hautes eaux le PPT représente entre 49 à 66 % du phosphore total dans les trois transects A, B et C, avec un maximum au niveau du transect amont (transect A), témoignant des fortes charges particulières décantées dans la zone hyporhéique stockées temporairement, et remises en suspension par les forts débits.

- la forme qui domine l'eau superficielle en étiage est la forme dissoute. Le phosphore dissous représente entre 72 et 81 % du phosphore total, ces proportions traduisent la forte désorption du PRS à partir des stocks adsorbés suite à sa demande dans la colonne d'eau par les végétaux notamment, qui se développe abondamment pendant cette période.

Le PT hyporhéique présente 48% et 59 % de sa forme particulaire dans les transects amonts et 79 % au transect aval, ces proportions s'expliquent par la forte capacité de rétention du transect aval faisant évoluer la spéciation du phosphore du soluble au particulaire, cela peut être prouvé par la diminution des pourcentages de PRS à l'aval du site 72 % comparant aux transects amonts (80 % en A et 83 % en B).

- Alors qu'en période des lâchers le PT dans le milieu superficiel est majoritairement sous sa forme dissoute, avec des proportions allant de 88 à 93% ; ces pourcentages sont les plus élevés comparés aux périodes des hautes eaux et d'étiages traduisant les fortes charges procurées par la retenue. Dans l'eau hyporhéique, le PT est essentiellement sous sa forme particulaire, le PPT représente de 47 à 68% du transect A au transect C, ces teneurs s'expliquent encore une fois par l'influence du barrage qui procure des charges sédimentaires extrêmement riches en P.

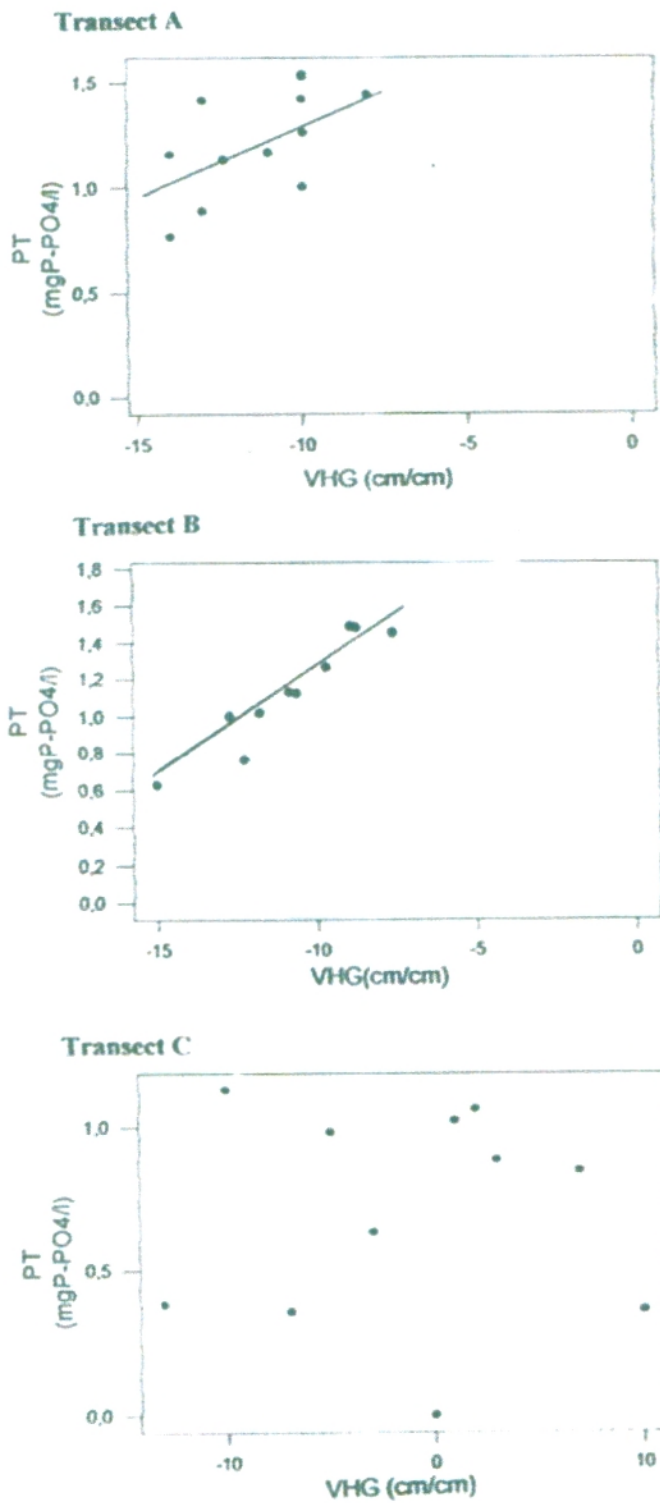


Fig n° 31: corrélation entre le PT hyporhéique et le VHG dans les trois transects A, B et C.

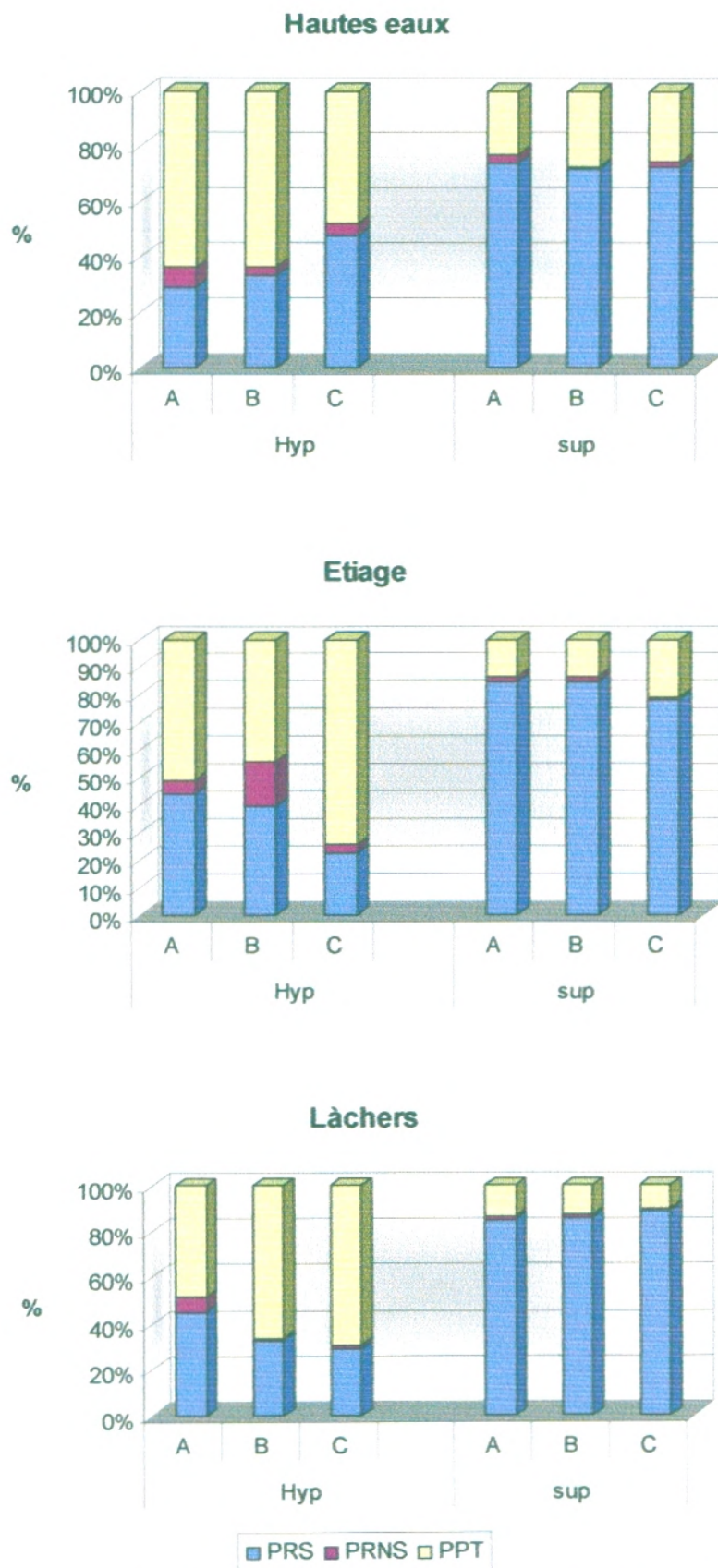


Fig n° 32: Composition (%) du phosphore dans l'eau superficielle et interstitielle dans les trois transects A, B et C.



**8. Evolution du PT en fonction des MES :**

Nous avons tenté d'établir des corrélations entre les matières en suspensions et le phosphore total pour chaque transects. Les résultats sont représentés sur la figure n°33.

Les concentrations du phosphore total évoluent dans le même sens que les teneurs en matières en suspensions au niveau des transects amonts (A et B) qui présentent des corrélations positives entre le PT et les MES.

Alors que le transect aval (transect C) ne présente aucune corrélation entre le phosphore total et les matières en suspensions (Fig n° 33).

**9. Evolution de PT des matières en suspensions :**

Connaissant les concentrations en PPT et les concentrations en MES de l'eau de surface dans chaque transect, il nous a été possible de calculer les teneurs en PT des MES.

La figure n°34 montre que les concentrations en phosphore total des matières en suspensions enregistrent des taux significativement élevées ( $P < 0.05$ ) dans les transects amont A et B notamment en période des hautes eaux et des lâchers témoignant ainsi de la forte charge en phosphore transportée par les MES lors de ces périodes.

Alors que le transect aval (Transect C) présente des taux 2fois plus basses que les transects amont, traduisant par cela un relargage du P à partir des matières en suspension.

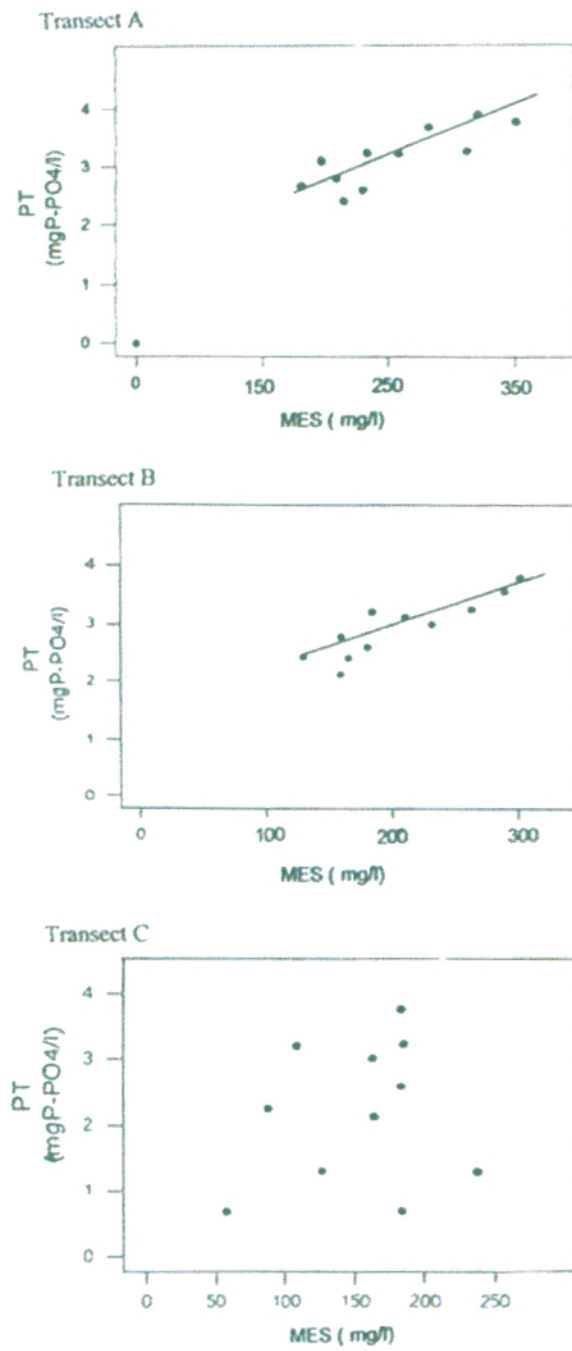


Fig n° 33: corrélation entre le PT et les MES dans les trois transects A, B et C.

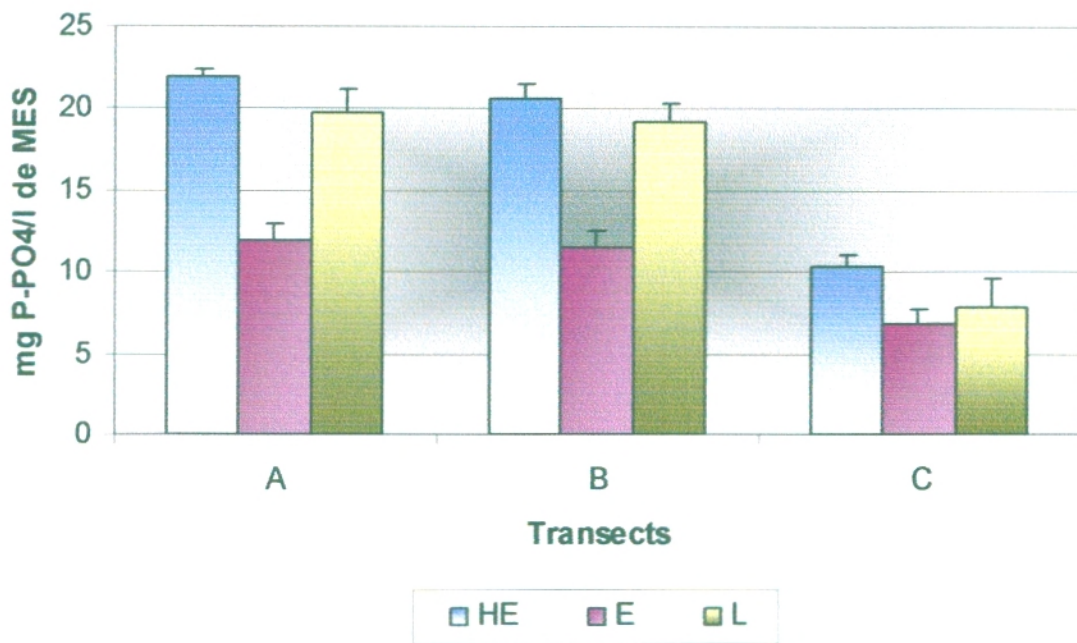


Fig n° 34: Evolution spatiale des concentrations en PT des MES dans les trois transects (A, B et C).

## **10. Evolution spatio-temporelle du phosphore dans les sédiments :**

### ***Le phosphore total :***

Le phosphore total des sédiments montre des variations saisonnières significatives ( $P < 0.05$ ). Comme le montre le graphe (Fig. n° 35) .Les taux de PT sédimentaire les plus élevés sont enregistrés en période de lâchers du barrage avec des moyennes de 648.238  $\mu\text{gP-PO}_4/\text{g}$  (charge externe).

Les concentrations de PT restent élevées lors des épisodes d'ététiages 485.186  $\mu\text{gP-PO}_4/\text{g}$  suite à sa rétention (adsorption sur les particules minérales). En hautes eaux on observe des taux moins élevés que celle des lâchers et de l'ététiage traduisant ainsi le relargage du P à partir des stocks adsorbés.

En outre, les sédiments des transects amonts (transects A et B) sont plus riches en PT que ceux du transect aval notamment en période des lâchers et des ététiages. En effet, les transects amont favorisent la décantation des particules fines, ces dépôts sédimentaires ramenés lors des lâchers, fins riches en matière organique, de type vaseux, constituent une réserve importante de phosphore .Alors que lors des ététiages, c'est les particules originaires des terres agricoles suite à l'érosion qui sédimentent, augmentant ainsi les teneurs en PT des sédiments du cours d'eau.

En fait, on s'aperçoit également que les argiles présentent les charges les plus élevées de PT suivis des limons et enfin des sables.

L'évolution des formes extraites des sédiments est décrite ci- dessous :

### ***Le P BIO1 :***

Le P BIO1 est la forme la plus biodisponible du phosphore sédimentaire ; nos résultats montrent une nette différence des teneur en P BIO1 selon la texture du milieu ( $P < 0.01$ ), globalement les concentrations sont plus élevées au niveau de la fraction fine (argile- limon) pendant les trois périodes d'étude. Cependant les concentrations en période d'ététiage et des lâchers sont supérieures à celles des périodes des hautes eaux. Cela peut être expliqué par la forte rétention en ététiage notamment et par la charge externe apportées lors des lâchers.

En outre, les transects amonts A et B enregistrent les taux les plus élevés en P BIO1 traduisant ainsi la richesse des sédiments en phosphore biodisponible combiné aux particules minérales et organiques

### ***Le P BIO2 :***

Les taux de P BIO2 les plus élevés sont ceux des transects amonts notamment en période d'ététiage et des lâchers (voir Fig n° 35) témoignant encore une fois de la forte charge sédimentaire en P BIO2 en amont du tronçon. En outre on enregistre des variation significative ( $P < 0.01$ ) en fonction de la taille des particules, plus les particules sont fine, plus les teneurs en P BIO2 sont élevées

### ***Le phosphore résiduel :***

Le phosphore résiduel est la forme dominante du phosphore sédimentaire et la moins biodisponible d'où ses teneurs élevés, les teneurs en P RES suivent la même évolution que celle des formes biodisponible , les concentrations maximale sont celle des lâchers notamment ,suivie des périodes d'ététiage. Cependant on n'enregistre pas de grandes variations du P RES selon la granulométrie (voir Fig n° 35).

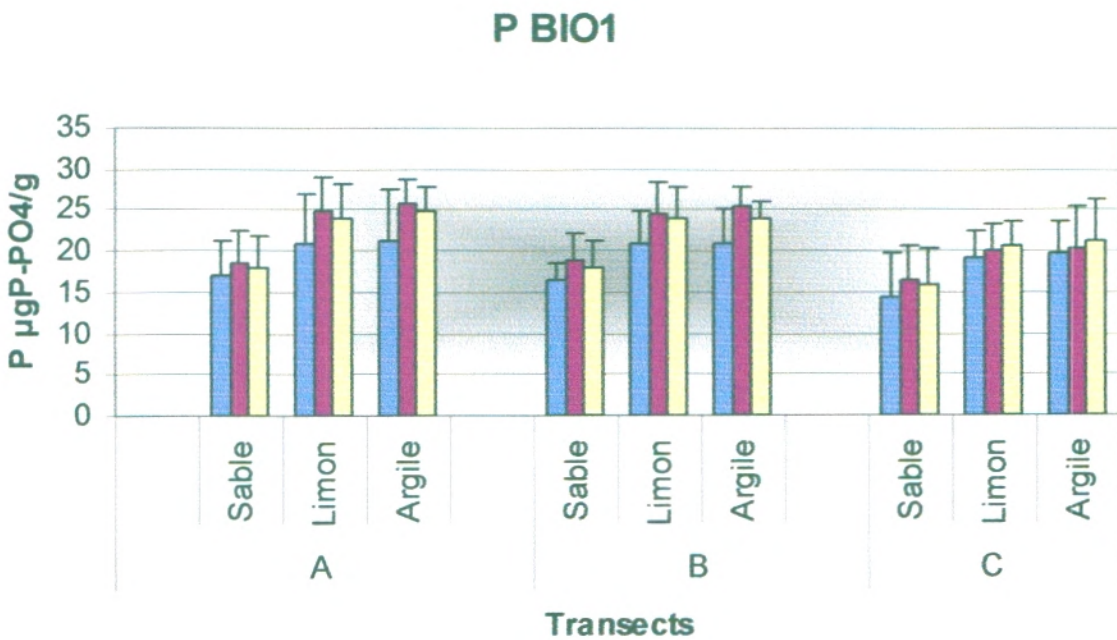
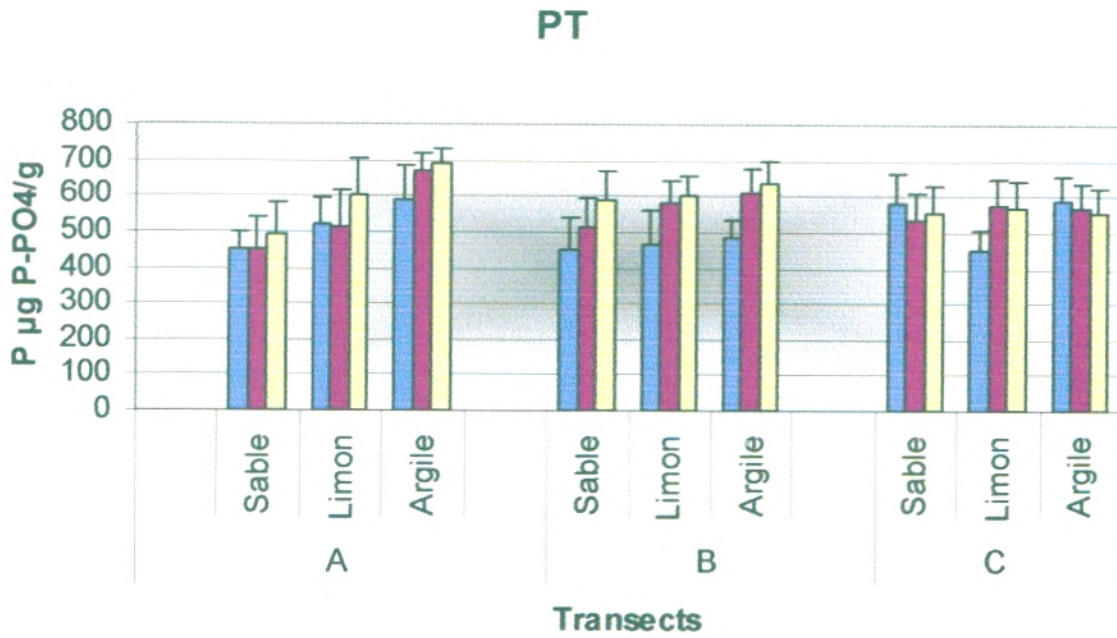


Fig n° 35: Evolution spatio-temporelle des forme de phosphore extraites des sédiments selon la granulométrie.

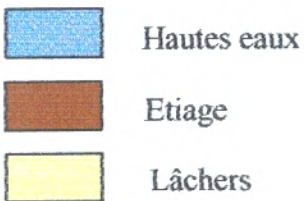
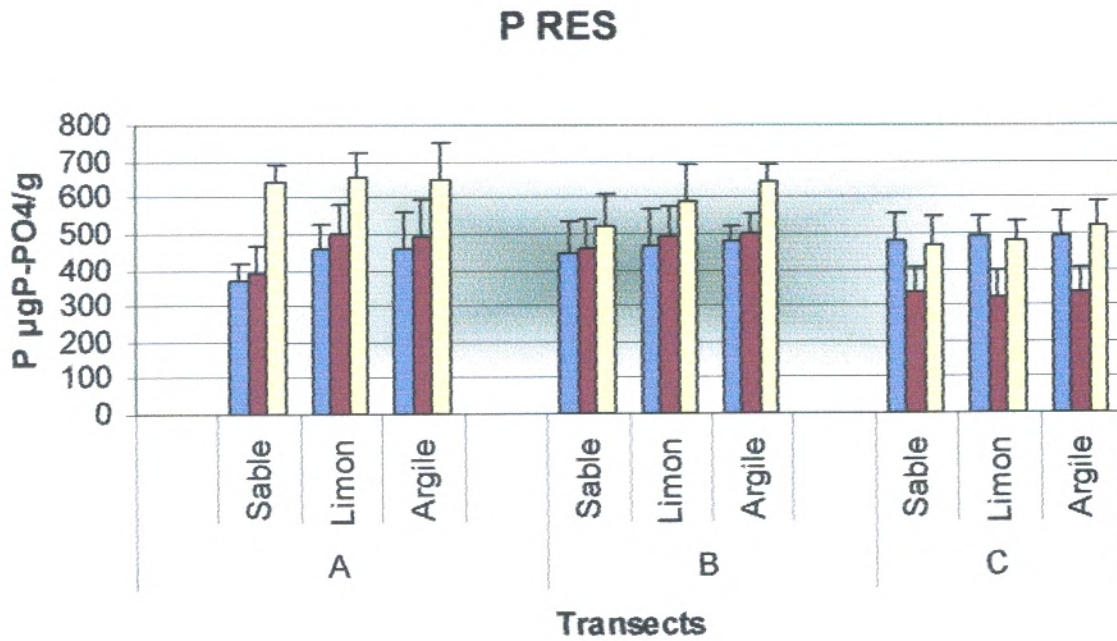
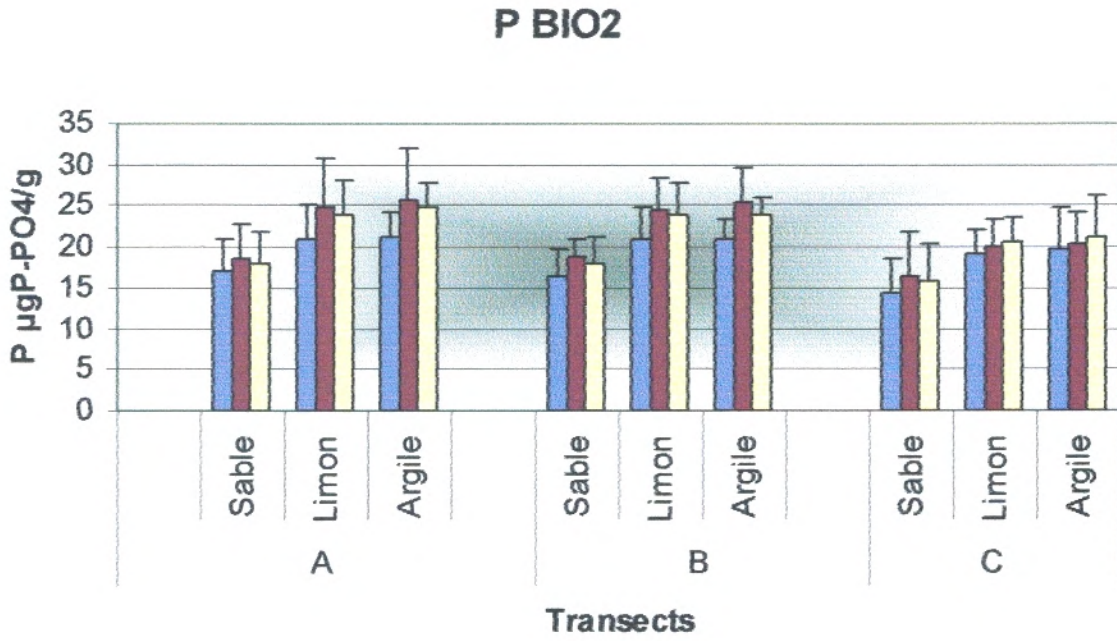


Fig n° 35: Evolution spatio-temporelle des forme de phosphore extraites des sédiments selon la granulométrie.

**Conclusion :**

L'analyse des résultats, montre une rétention du phosphore total en fonction de la taille des particules. En effet, dans les sédiments, les concentrations du PT en fonction de la taille des particules suivent le schéma classique : plus la fraction granulométrique est fine, plus sa teneur en PT est grande (Viner, 1982 ; Mudroch et Duncan, 1986 ; Stone et English, 1993).

On note une répartition spatiale des fractions granulométriques en même temps que pour le phosphore des sédiments. Les pourcentages des particules fines (argile, limon) sont plus élevés à l'amont du tronçon de même que le PT des sédiments, la morphologie du cours d'eau favorise en effet une abondante sédimentation dans le transect amont.

Outre, pour les formes extraites des sédiments hyporhéiques, on constate que ces derniers stockent le phosphore sous une forme pratiquement entièrement non biodisponible qui est donc plus difficilement remis à disposition des organismes dans la colonne d'eau contrairement aux deux autres formes qui sont biodisponibles pour les organismes, de ce fait elles sont faibles dans les sédiments suite à leur relargage.

Les concentrations des formes biodisponibles en fonction de la fraction granulométrique suivent la même tendance que le phosphore total ; de plus, les teneurs en P BIO1 et P BIO2 à l'amont du tronçon sont supérieures à celle de l'aval, ceci est dû à leur biodisponibilité et leur relargage au fil du tronçon.

Une telle distribution des formes biodisponibles et non biodisponibles suggère la très forte capacité de la zone hyporhéique à piéger le phosphore sous une forme peu biodisponible, difficilement relarguée dans la colonne d'eau.

**II. Analyse statique :**

❖ Analyse globale :

Seul, le plan des deux premiers axes factoriels, qui ont de taux d'inerties relativement élevés ont été considérés. En effet, ils expliquent 72.74% de l'information.

Le premier axe explique 54.30% de la variance totale, il prend en considération le P BIO1, le P BIO2 et le P RES (avec une corrélation positive). La projection des prélèvements sur le plan F1-F2 montre la distribution du phosphore dans les trois fractions du sédiment

L'axe 1 présente un gradient de rétention du phosphore des fractions les plus fines (argiles, limons) aux fractions les plus grossières (sables).

L'effet dates illustre une opposition des lâchers et de l'étiages sur l'axe 1 à la période des hautes eaux, expliquant ainsi les fortes charges en phosphore associées aux fractions fines caractérisant ces 2 périodes.

❖ Analyse Inter-groupe :

La première composante explique 56 % de la variance totale, le PT, le P BIO1, le P BIO2 et le P RES avec une corrélation positive.

La première composante discriminante liée à la distribution du P selon les fractions granulométrique des sédiments montre également que les fractions argileuses et limoneuses retiennent plus le P sédimentaire sous toutes ses formes que les fractions sablonneuses.

L'effet spatial se traduit par l'opposition des stations amont A et B plus chargées en fraction fine sur l'axe 1 à la station aval C, ceci indique un gradient décroissant de P sédimentaire suivant les fractions les plus fines.

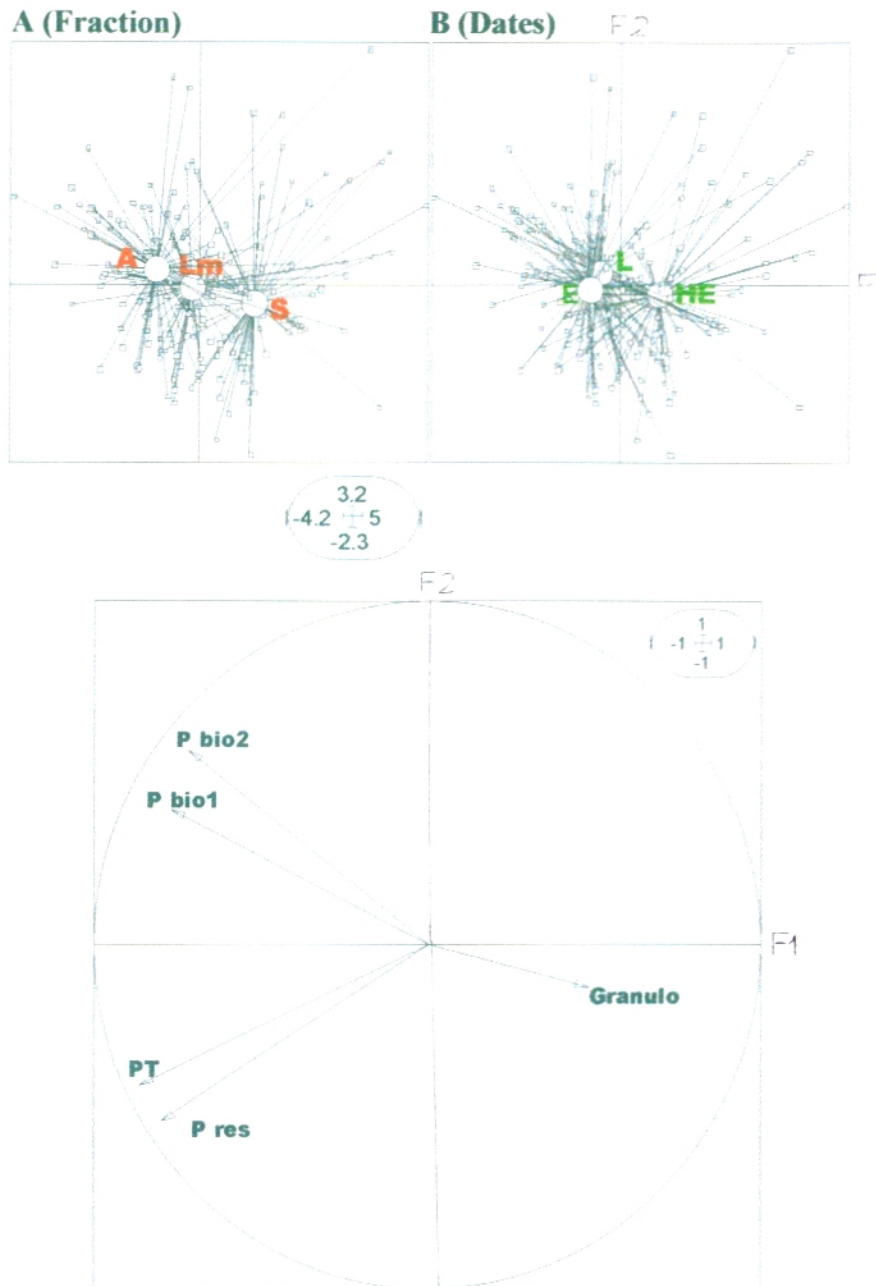


Fig n° 36: A : Projection des relevés dans le plan F1-F2 selon les fractions granulométriques des sédiments - A : argile / Lm : limon / S : sable

B : Distributions Temporelle des points de prélèvements dans le plan factoriel F1-F2  
HE : hautes eaux, L : lâchers, E : étiage.

C : Cercle de corrélation.

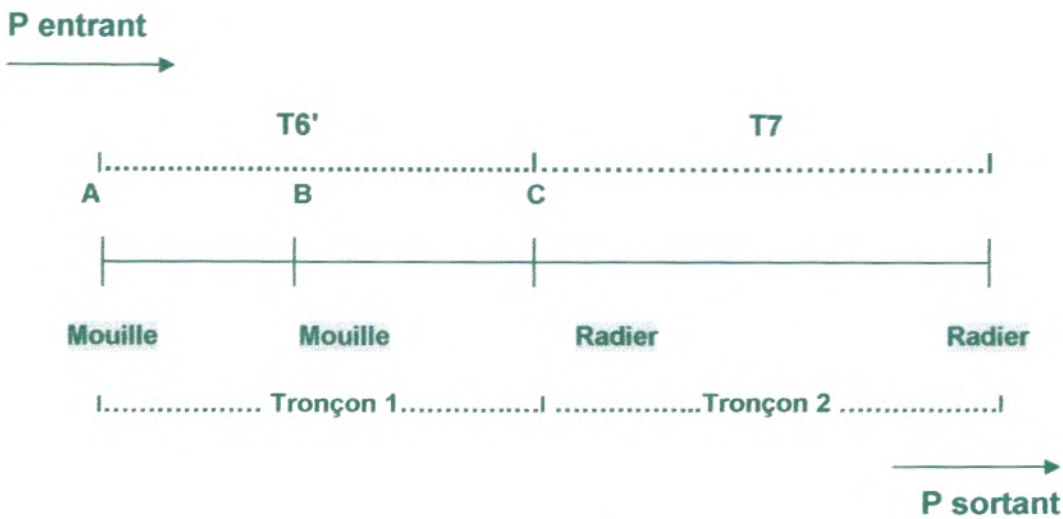




Fig n° 37: ACP between inter-groupe. Projection des relevés factoriels sur le plan F1-F2, effet spatial(A : station A, B : station B, C : station C) en relation avec la fraction granulométrique. A : argile / Lm : limon / S : sable

**12. Rétention du phosphore dans le petit tronçon:**

Une entrée de phosphore dans le cours d'eau ne signifie pas toujours exportation à l'aval. En effet, le transport s'accompagne de changement de spéciation et de rétention sélective, si bien que générale, le phosphore n'est ni intégralement, ni immédiatement transmis. La structure des cours d'eau est décisive au niveau des fonctionnements écologiques. Pour voir si les différences de fonctionnement des tronçons vis à vis du phosphore étaient liées à une différence de morphologie du cours d'eau, nous avons étudiés les variations des concentrations de phosphore sur un secteur allant de la station T6' jusqu'à la station T7 caractérisé par l'alternance de séquences mouilles et radiers.



**Fig n° 38: Schématisation des tronçons étudiés (séquences mouilles/ radiers)**

Les deux tronçons étudiés ne fonctionnent pas de manière identique vis-à-vis du phosphore. À la vue des tableaux n° 09 et des tests statistiques (test t) on a constaté que le tronçon 02 retient le phosphore ( $P < 0.01$ ) durant les trois périodes hydrologiques indépendamment des conditions de débit.

En effet, on a noté des rétentions allant de -3.63 % à -37.78 % pour le PT, de -7.84% à 31.14% pour le PRS et de -7.89% à 30.94%. Dans ce cas on peut confirmer que les différences de fonctionnement des tronçons vis-à-vis du phosphore ne sont pas liées à l'hydrodynamique du cours d'eau (variation de débit) mais plutôt à sa structure géomorphologique.

Le tronçon 01 est une zone où dominant les mouilles, alors que le tronçon 02 est caractérisé par une dominance de radiers. Ces derniers sont des zones actives de rétention du phosphore. Cela est en accord avec les résultats trouvés dans la littérature. En effet, c'est au niveau des radiers qu'ont lieu en particulier les échanges entre l'eau de surface et le sous-écoulement (Vervier et Naiman, 1992 ; Valett et al., 1993 ; Harvey et Bencala, 1993 ; Findlay, 1995 ; Mulholland et al., 1997)

Tableau n° 9: Concentrations du PT, PDT et PRS entrants et sortants et pourcentage de production ou de rétention.

PT	Tronçon 01 P entrant mg/l	Tronçon02 P sortant mg/l	Production(+) rétention (-)	Proportion du phosphore retenue ou relargué (%)
janvier	1,515± 0.88	1,4595± 0.19	-0.0555±0.02	-3.63
février	0,8296± 0.31	0,5161± 0.22	-0.3135±0.07	-37.78
mars	37,0818± 4.71	24,6525± 0.13	-12.4293±2.10	-33.52
avril	13,9496± 3.02	11,1804± 5.27	-2.7692±0.01	-19.85
mai	2,7639± 0.39	2,2062± 1.31	-05577±0.01	-20.20
juin	1,2132± 0.22	1,0762± 0.94	-0.137±0.04	-11.29
juillet	1,1642± 1.58	0,9564± 0.72	-0.2078±0.04	-17.91
septembre	0,2331± 0.03	/	/	/
octobre	5,4160± 1.55	4,3612± 2.32	-1.0548±1.01	-19.49
novembre	8,5185± 4.11	8,1706± 3.13	-0.3479±0.10	-4.56

PRS	Tronçon 01 P entrant mg/l	Tronçon02 P sortant mg/l	Production(+) rétention (-)	Proportion du phosphore retenue ou relargué (%)
janvier	1,4010± 0.41	1,5080± 0.06	0.107±0.03	7.64
février	0,6879± 0.29	0,4738± 0.13	-0.2141±0.21	-31.14
mars	30,6726± 0.03	22,9510± 7.12	-7.7216±3.02	-25.17
avril	12,0764± 1.77	10,4468± 3.66	-1.6296±1.44	-13.48
mai	2,3497± 0.63	2,0995± 0.55	-0.2502±0.01	-10.65
juin	0,9202± 0.12	0,7604± 0.01	-0.1598±0.02	-17.36
juillet	1,4569± 1.01	1,0537± 0.08	-0.4032±0.02	-27.80
septembre	0,2021± 0.10	/	/	/
octobre	4,2690± 1.22	-3,7812± 2.05	-0.4878±0.03	-11.45
novembre	6,6467± 3.04	6,1258± 2.55	-0.5209±0.01	-7.84

PDT	Tronçon 01 P entrant mg/l	Tronçon02 P sortant mg/l	Production(+) rétention (-)	Proportion du phosphore retenue ou relargué (%)
janvier	1,4155± 0.24	1,5110±0.03	0.1045±0.12	7.38
février	0,7504± 0.67	0,5183± 0.11	-0.2321±0.22	-30.94
mars	32,1070± 5.64	22,9891± 4.69	-9.1179±3.02	-28.40
avril	12,3816± 2.33	10,6428± 2.67	-1.7388±1.03	-14.043
mai	2,4094± 0.36	2,0517± 0.79	-0.3577±0.02	-14.90
juin	0,9468± 0.41	0,8042± 0.01	-0.1426±0.01	-15.06
juillet	1,4584± 0.63	1,0528± 0.07	-0.4056±0.04	-27.81
septembre	0,2059± 0.11	/	/	/
octobre	4,3076± 1.97	3,6915± 1.78	-0.6161±0.03	-14.32
novembre	6,6706± 3.99	6,1437± 2.44	-0.5269±0.01	-7.89

### **III- Le milieu phréatique:**

#### **1. Niveau piézométrique de la nappe :**

L'analyse de la figure n° 39 montre une variation du niveau de la nappe entre les différents puits et les différentes périodes.

Le niveau de la nappe fluctue entre l'hiver et l'été dans tous les puits étudiés. Ainsi en étiage la surface piézométrique est à une cote minimum allant de -4 à -10 m, suite à la décharge de la nappe. Pendant la période des hautes eaux, le niveau augmente progressivement pour atteindre un maximum de -2m (recharge de la nappe).

En outre, dans les puits proches de la Tafna (P1, P2, P4), la recharge a lieu même en période des lâchers, surtout celle d'avril et octobre mais moins importante que celle des périodes pluvieuses, traduisant ainsi l'influence de l'oued.

#### **2. Qualité physico-chimique de la nappe :**

Les résultats des mesures physico-chimiques dans les puits de notre zone d'étude révèlent d'importantes variations de composition de la nappe.

- La température

Les températures mesurées sont comprises entre 11.9°C et 21.5°C avec des moyennes de 18.01°C en P1, 17.7°C en P2, 17.5°C en P3 et 17.4 °C en P4 (voir Fig n° 40).

Les variations temporelles de la température suivent un rythme cyclique avec des valeurs minimales enregistrées en hiver et des valeurs maximales observées en été, l'écart thermique annuel est inférieur à 5°C pour tous les puits.

- Le potentiel hydrogène

Le pH relevé dans l'ensemble des puits étudiés est proche de la neutralité et présente une répartition relativement semblable au niveau de quatre puits, avec des teneurs allant de 6.8 à 7.68

- Le potentiel rédox

Le potentiel rédox présente des fluctuations importantes ; les puits amont notamment les P3 enregistre des valeurs moyennes élevées - 38, alors que les puits aval ne dépassent pas -29 en moyenne (voir Fig n° 40).

- La conductivité électrique

L'évolution de ce paramètre est bien différente d'un puit à l'autre, les puits aval P4 et P2 sont les plus minéralisés (6000µS/cm) en moyenne par rapport aux puits amont P3 et P1 qui le sont moins (4056µS/cm). L'augmentation du degré de minéralisation est liée d'une part aux terrains calcaires traversés par conséquent un apport de minéraux et de sels solubles et d'autre part à une augmentation du taux de pollution caractérisant le secteur d'étude.

- Les Chlorures

Les chlorures suivent le même schéma évolutif que celui de la conductivité électrique, on constate que le P4 situé à l'aval du site d'étude présente les taux les plus élevés atteignant 1889 mg/l en moyenne suivi du P2 . Alors que les taux les plus faibles sont ceux de l'amont au niveau du P3 1723mg/l en moyenne et du P1 1750mg/l (voir Fig n° 40).

- Oxygène :

Les taux les plus élevés d'oxygène sont enregistrés en P4 et P2 puits situés à l'aval, alors que les teneurs les plus basses sont celles du puit P3 localisé en amont et situé loin du cours d'eau. Toutefois ces teneurs restent inférieures à 43 % de saturation (voir Fig n° 40).

- La DBO :

Des teneurs élevées en DBO sont enregistrées au niveau de tout les puits surtout en période des hautes eaux, notamment en P4 (puits situé à proximité de l'oued), témoignant de l'influence de l'eau de surface de la Tafna chargée en matière organique sur les eaux de l'aquifère notamment en périodes de fort débit.

### **Conclusion :**

Les températures mesurées suivent un rythme cyclique avec des minima en hiver et des maxima en été. Sur le plan hydrochimique, les eaux de la nappe phréatique sont fortement minéralisées et présentent généralement un faciès chloruré avec des teneurs en DBO5 assez élevées traduisant une bonne infiltration des eau de surface riche en matière organique notamment en période de recharge de la nappe.

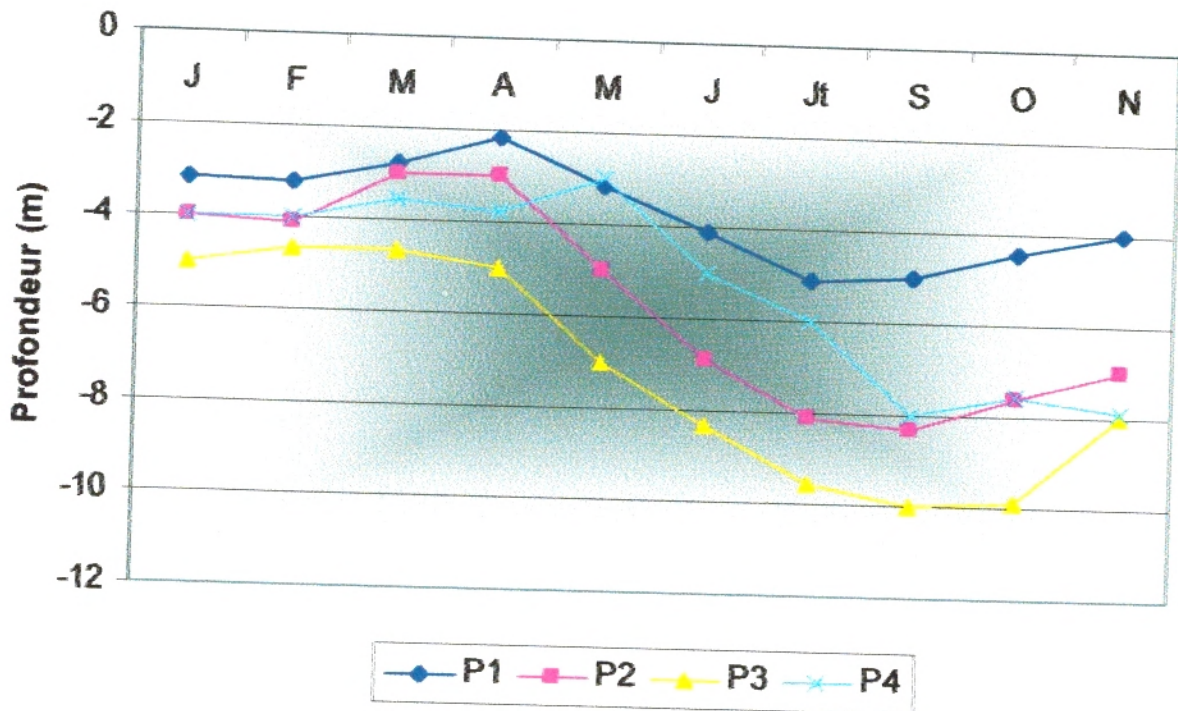


Fig n° 39: Variations temporelles du niveau de la nappe.

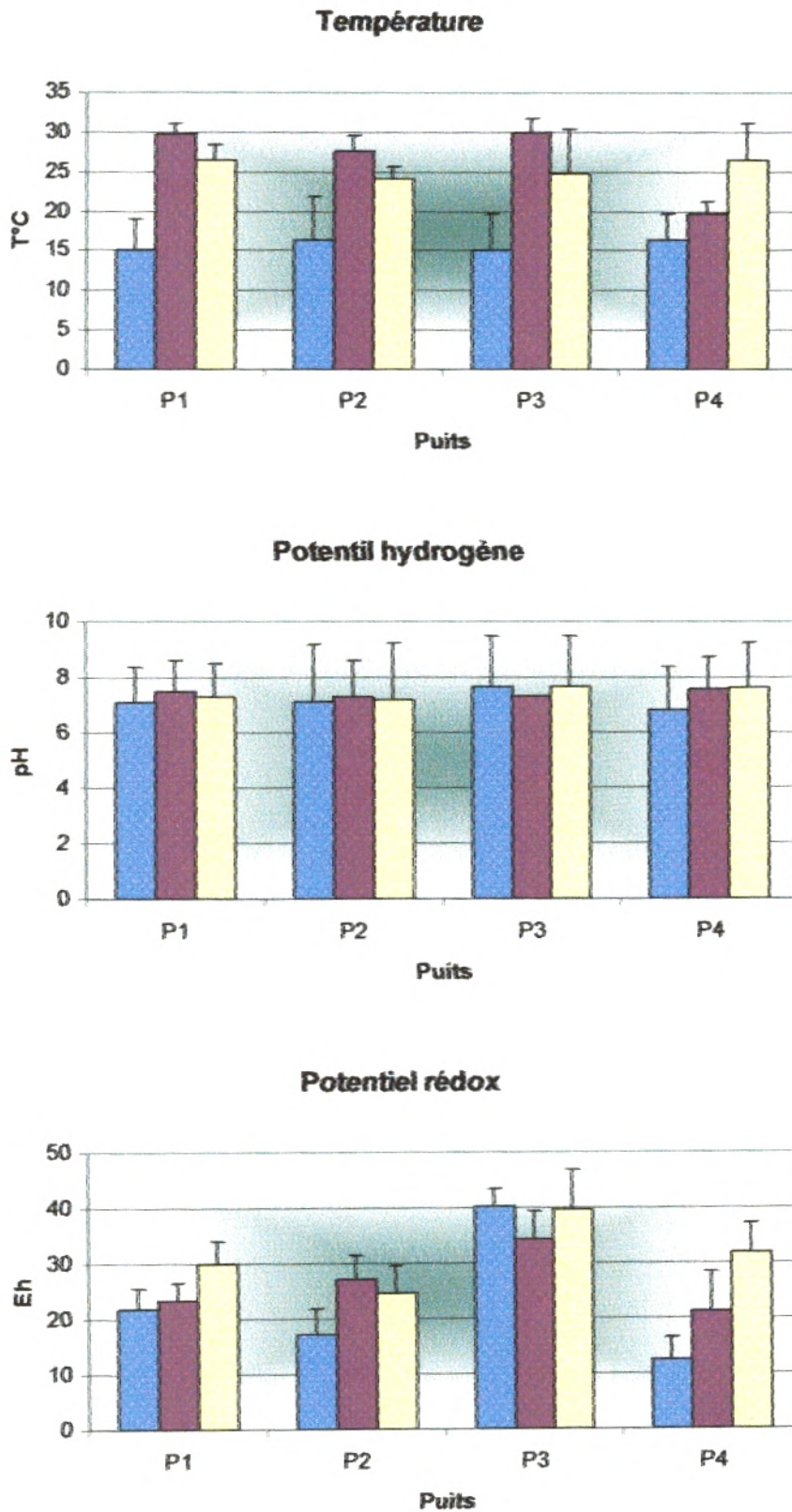


Fig n° 40 : Evolution temporelle des paramètres physico- chimiques de la nappe.

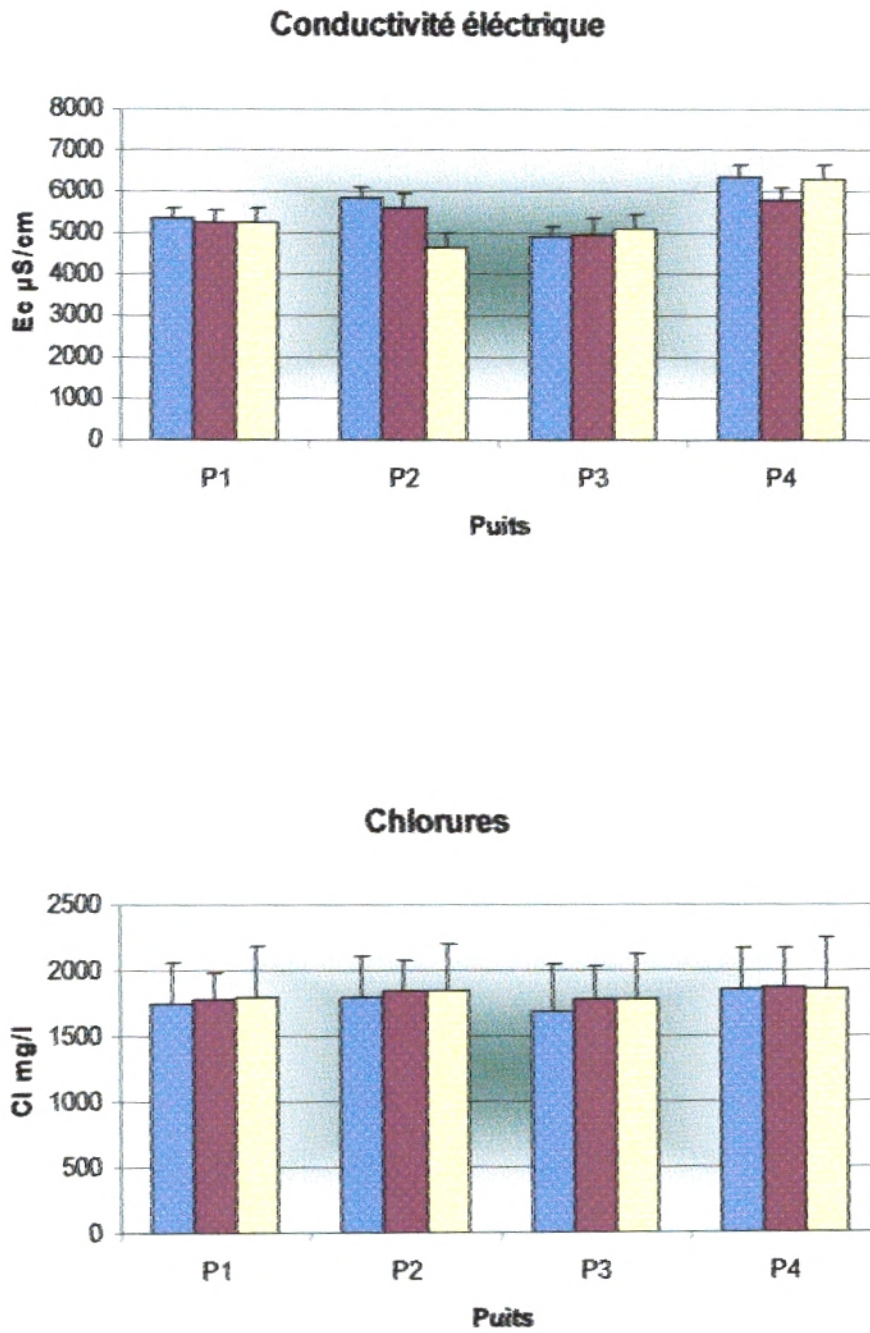


Fig n° 40 : Evolution temporelle des paramètres physico- chimiques de la nappe.



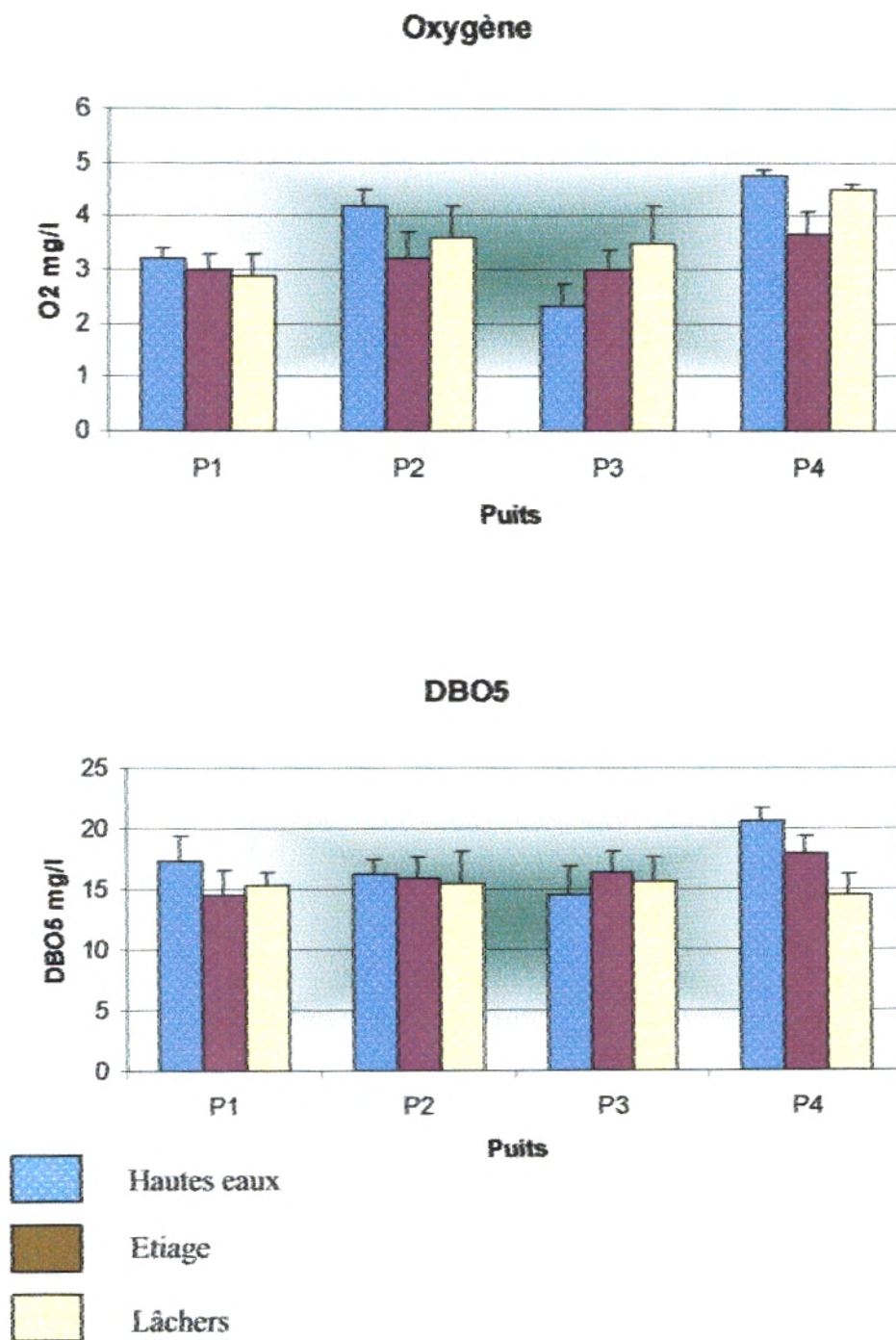


Fig n° 40 : Evolution temporelle des paramètres physico- chimiques de la nappe.

## **2. Evolution spatio-temporelle du phosphore dans les eaux souterraines :**

### **PT**

L'examen des résultats de la distribution spatio-temporelle des teneurs en PT des eaux souterraines dans le secteur étudié fait apparaître des fluctuations d'un puit à l'autre de ce paramètre, le maximum est observé en P4 en hautes eaux et lâchers alors que pour les autres puits Les valeurs les plus élevées sont enregistrées en étiage et les plus faibles en hautes eaux (voir Fig n° 41). Ces variations dans les taux de distribution en PT s'expliquent par les variations des formes dissoutes et particulières décrites ci- après :

### **PPT**

Les teneurs en PPT sont faibles comparant aux formes dissoutes, toutefois en enregistre des fluctuations des concentrations d'un puit à l'autre. Le P4 présente les taux moyens les plus élevés notamment en périodes des hautes eaux de l'ordre de 0.93 mg/l, en effet le P4 présente des taux très élevés en DBO<sub>5</sub> traduisant une infiltration d'eau chargée en matière organique a partir du cous d'eau augmentant par ce fait les concentration en PPT avant la minéralisation et les concentration en PRS après minéralisation

En outre les taux maximums en PPT au niveau des quatre puits sont observés en période des hautes eaux, ces valeurs sont le résultat d'une forte influence de l'eau de surface sur les eaux souterraines en période de fort débit

### **PRS**

L'évolution des teneurs en PRS aux niveau de nos puits, met en évidence des puits nettement contaminés par les orthophosphates, notamment les puits P1 et P4 durant les trois périodes hydrologiques .Cela peut être expliqué par le fait que ces deux puits sont localisés au beau milieu de champs agricoles et la fertilisation phosphatée excessive pratiquée par les agriculteurs entraîne les orthophosphates en profondeur soit pendant l'irrigation, soit lors des épisodes pluvieuses d'une par, d'autre part ils sont situés également à proximité du cours d'eau

### **PDT**

Le PDT as une répartition relativement semblable a celle du PRS avec des teneurs moyennes élevées en P1 et P4 notamment en hautes eaux de l'ordre de 2.16 mg/l et 2.03 mg/l en P1 et P4 respectivement (voir Fig n° 40).

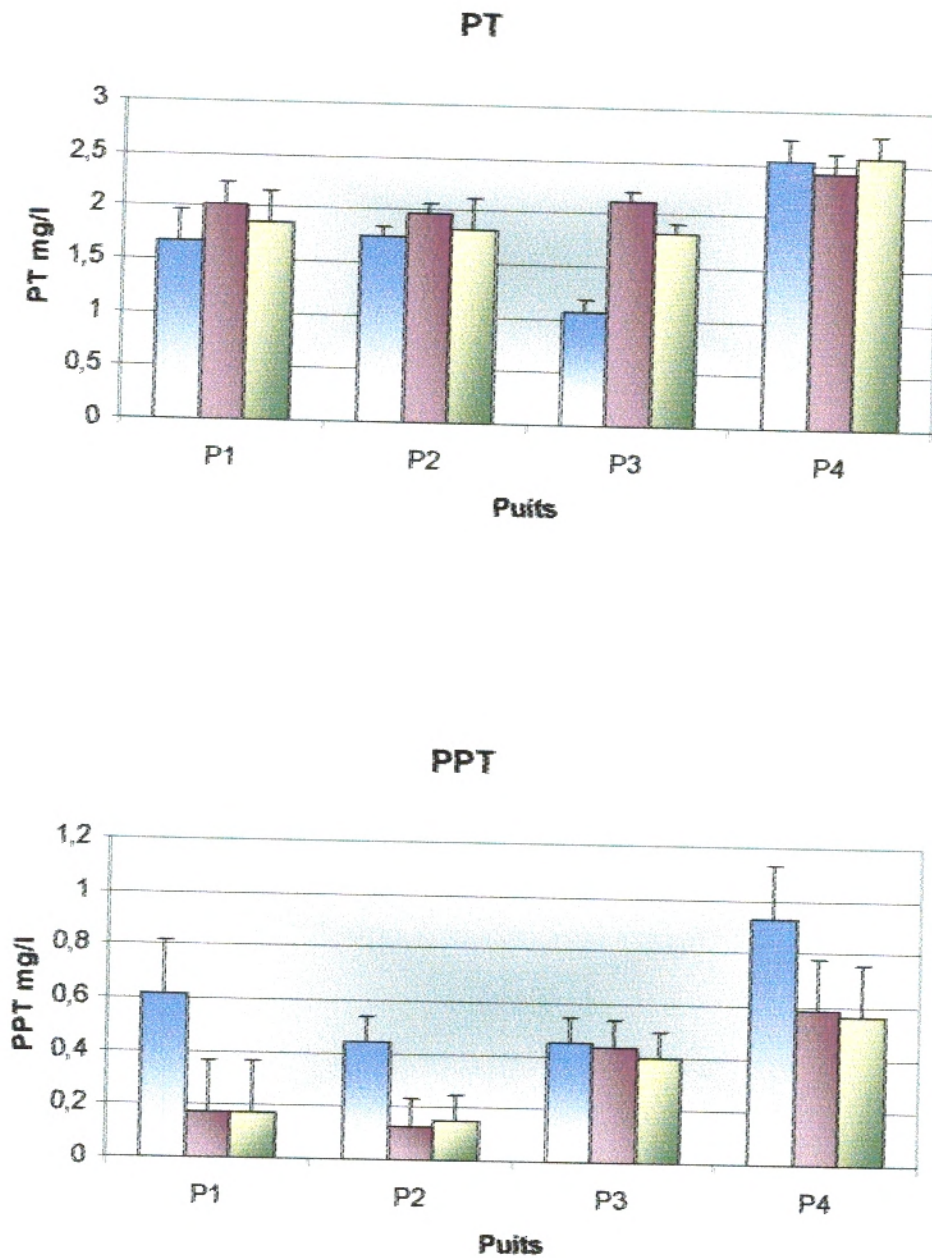


Fig n° 41: Evolution spatio-temporelle des formes de phosphores entre les puits.

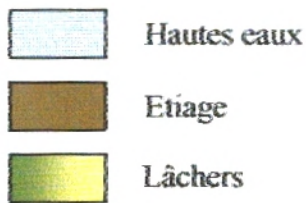
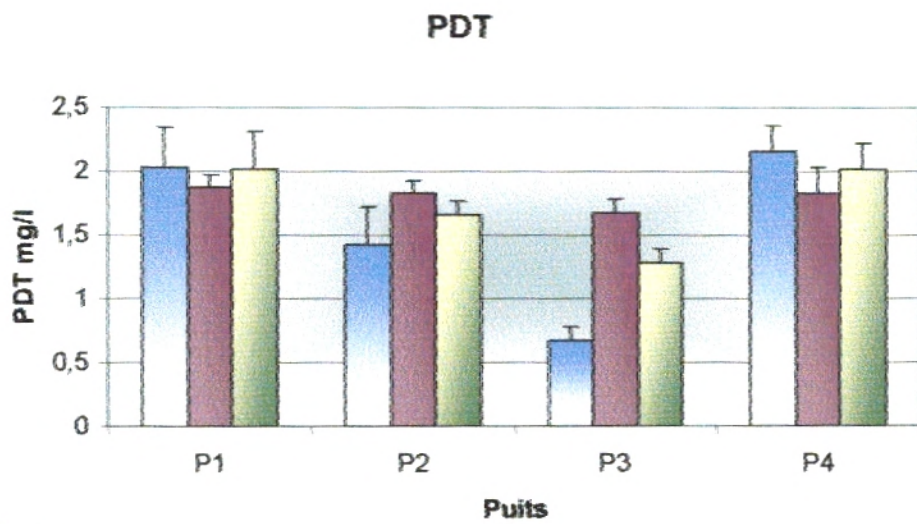
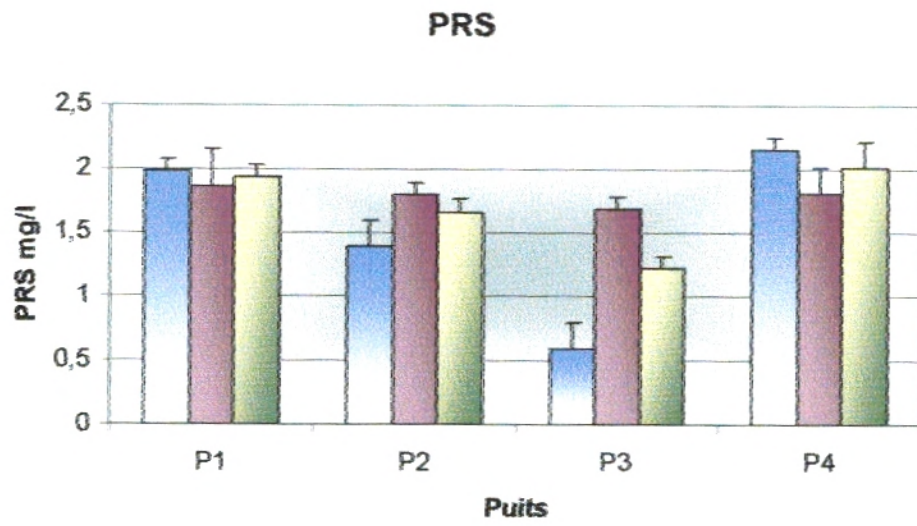


Fig n° 41: Evolution spatio-temporelle des formes de phosphores entre les puits.

#### **4. Comparaison entre les eaux de surface, eau hyporhéique et eau souterraine :**

A l'image des résultats, on constate que les trois milieux du secteur étudié présentent de fortes teneurs en phosphore, ainsi qu'une nette dégradation du milieu (DBO élevée, O<sub>2</sub> faible...).

Dans la zone hyporhéique, les concentrations en oxygène dissous sont toujours faibles, suite à l'activité métabolique de l'hyporhéique par rapport à l'eau de surface et la nappe qui présentent des taux faibles en amont du site.

Les valeurs de la DBO<sub>5</sub> sont significativement plus élevées dans les eaux hyporhéiques ( $p < 0.001$ ) indiquant une forte charge de matière organique en amont du site (60mg/l), soit 3fois celle de l'eau superficielle et 2fois celle de la nappe. Cette dernière enregistre également des taux élevés surtout en aval, cela pourrait être la cause d'une infiltration d'eau chargée en matière organique à partir de l'oued, traduisant ainsi l'influence de l'eau de surface surtout en période de hausse des débits.

L'eau de surface est significativement ( $P < 0.039$ ) plus chargée en PT soit 3 fois plus élevée que l'eau hyporhéique et 2fois plus élevée que la nappe (Fig n° 42), témoignant d'une forte pollution des eaux de surface par le phosphore ainsi qu'une nette contamination de la nappe suite à l'infiltration.

Les formes dissoutes PDT et PRS présente les mêmes distributions que le PT, l'eau superficielle est plus chargée en formes dissoutes que l'eau interstitielle et phréatique ( $P < 0.05$ ).

Toutefois on constate que l'eau phréatique est extrêmement riche en formes dissoutes notamment en PRS (voir Fig n° 41), traduisant la contamination de ces eaux par l'infiltration à partir des terres agricoles notamment. Le PPT n'enregistre pas de variations significatives entre les trois milieux, il parvient à la nappe par transit de la matière organique des eaux de surface, Ainsi il apparaît que la nappe est davantage influencée par l'eau de surface cependant ces concentrations sont faibles comparant aux formes dissoutes puisque les phosphates constituent le stade ultime de dégradation de cette matière organique.

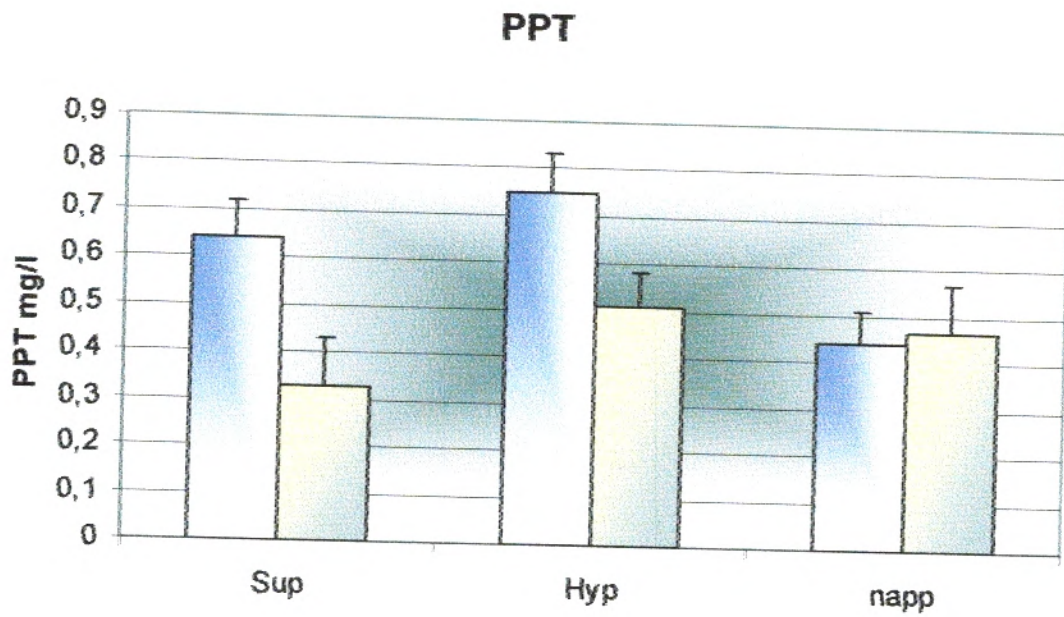
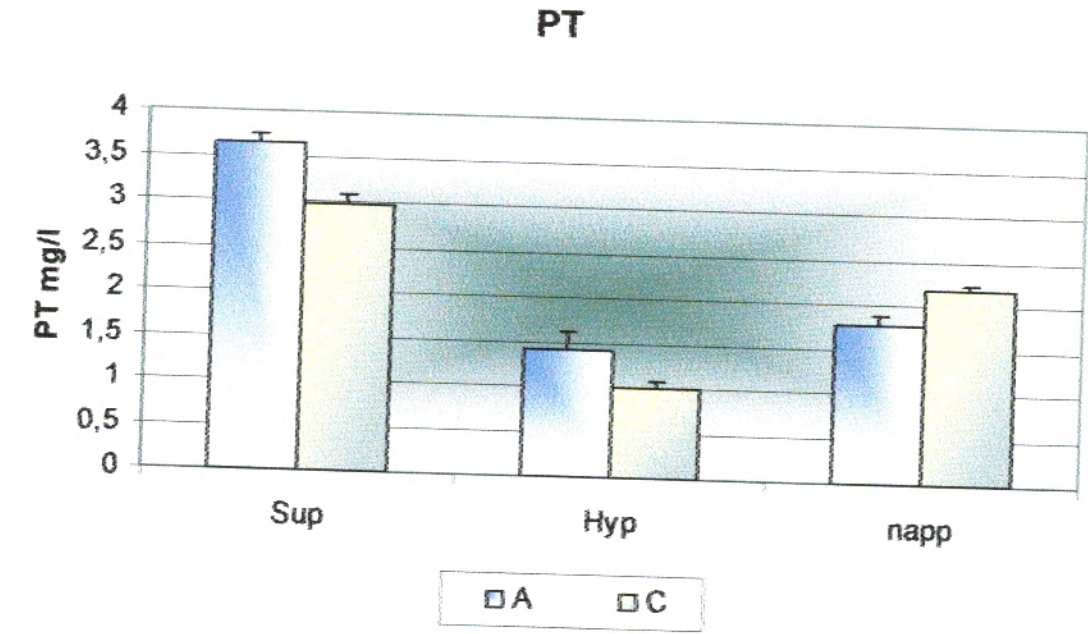


Fig n° 42 : Chimie des eaux de surface, hyporhéique et souterraine dans les stations A et C.

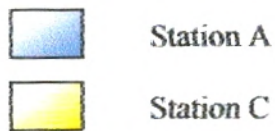
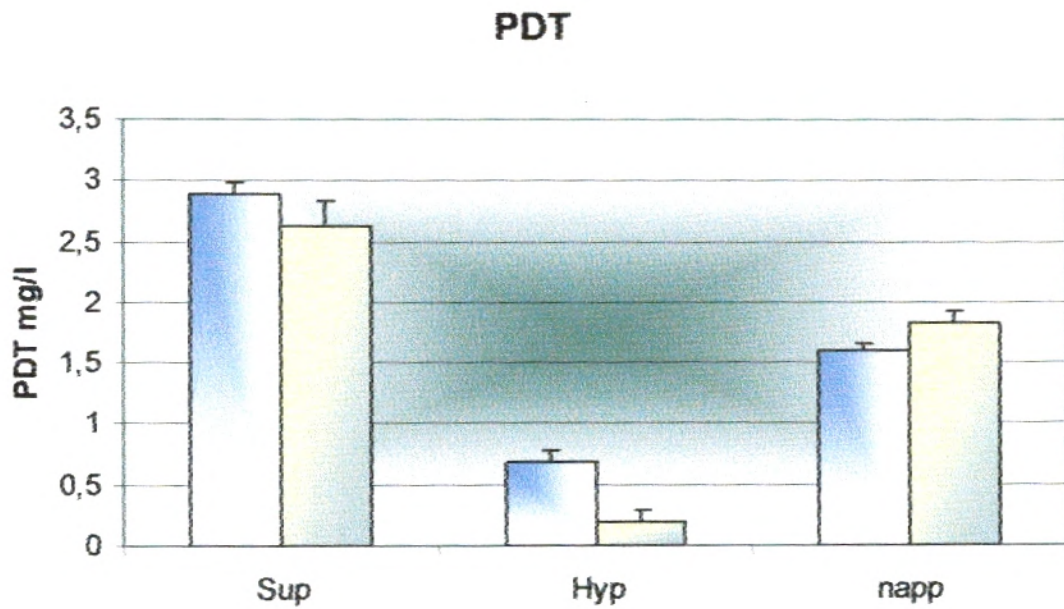
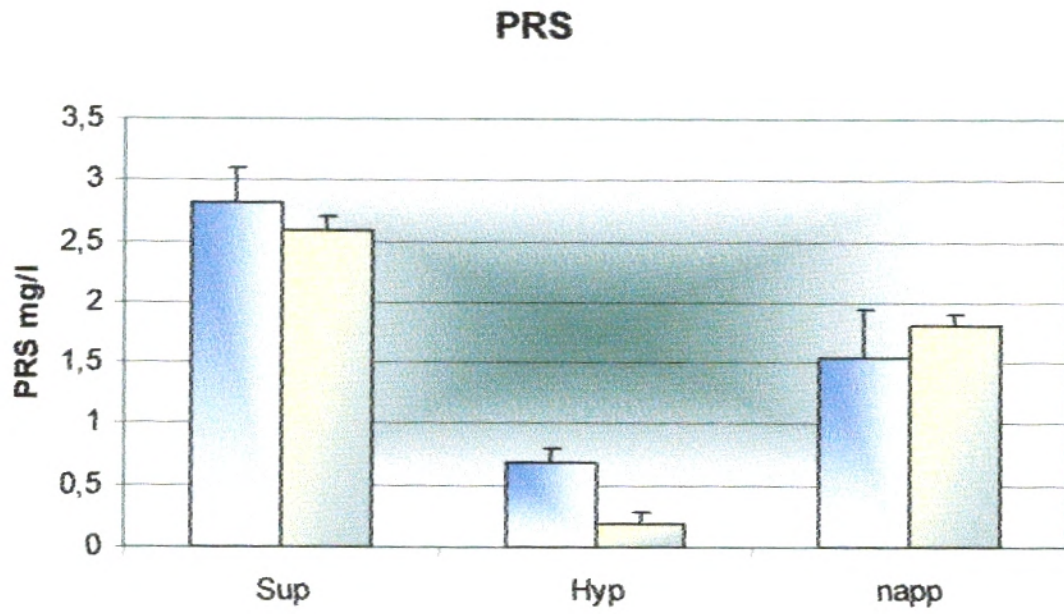


Fig n° 42 : Chimie des eaux de surface, hyporhéique et souterraine dans les stations A et C.

## Discussion

A travers cette étude nous avons suivis les variations du P dans différents compartiments du cours d'eau (eau superficielle, eau hyporhéique et les sédiments) sur un tronçon de 500m l'évolutions des concentrations a permis :

- D'évaluer les teneurs en P dans l'eau superficielle, hyporhéique et phréatique ainsi que dans les sédiments en s'intéressant aux processus de transformation du P.
- De mettre en avant le rôle de la zone hyporhéique.

Le PPT est la forme la plus transportée du phosphore (Jordan- Meille., 1998) son évolution est différente dans les deux milieux. Dans l'eau superficielle, le phosphore particulaire enregistre les taux maximums en période des hautes eaux suite au ruissellement et à l'érosion qui entraîne essentiellement du P sous forme particulaire (Dorioz et Trevisan., 2001) .Alors que dans l'eau hyporhéique les teneurs baissent considérablement, nous reportons cela à la remise en circulation du PPT stocké dans la zone hyporhéique par les forts débits lors des hautes eaux. En période d'étiage on remarque que c'est le schéma inverse qui se produit, les teneurs en P particulaire baissent dans le milieu superficiel par décantation des particules minérales et organiques, et augmentent dans l'eau hyporhéique suite à la rétention qui contribue à faire évoluer la spéciation du phosphore transféré du soluble vers le particulaire (Dorioz et al.,1989) . En outre, de nos résultats il ressort que l'amont du site superficiel et hyporhéique possèdent les taux les plus élevés en PPT en relation avec la forte capacité érosive, les charges élevées en MES et de matières organiques observés à l'amont .De ce fait le milieu hyporhéique reçoit une importante charge particulaire.

De même, les valeurs de PRS et PDT évoluent d'une manière différente dans les deux milieux. En effet dans le milieu superficiel elles sont élevées durant les hautes eaux et les lâchers suite à la remise en suspension du phosphore retenu par le cours d'eau (sédiments non consolidés et organismes) et des apports terrigènes liés au ruissellement et l'érosion des terres agricoles avoisinantes notamment en périodes des hautes eaux, alors qu'en période des lâchers, des apports importants d'eau, de matières organiques et de matières minérales extrêmement riches en PRS sont procurés a l'oued ; selon les derniers prélèvements effectués par L'A.N.R.H d'Oran sur les eaux de la retenue ,les teneurs moyens en PRS sont de l'ordre de 5.4mg/l (A.N.R.H , 2007); plusieurs études ont démontrées l'impact néfaste des lâchers de barrages sur le fonctionnement des écosystèmes aval . Ces opérations apportent aux cours d'eau en aval des barrage des éléments indésirables en excès (phosphore, ammoniac, fer, manganèse, etc.) Catheline (1998) en plus des dépôts sédimentaires fins riches en matière organique, de type vase, constituant une réserve importante de phosphore qui peut augmenter les concentration en P des cours d'eau et amplifier la dégradation du milieu. (Jigorel et Bertru.,1993).

Alors qu'en milieu hyporhéique, les teneurs faibles en PRS et PDT pendant les hautes eaux sont dues à la perturbation de la zone hyporhéique par les forts courants et la remise en circulation du phosphore dissous préalablement stocké dans les sédiments suite aux phénomènes de relargage. Dorioz et al (1989) ont démontrés que le stock de phosphore constitué dans la zone hyporhéique (eau interstitielle et sédiments) est remobilisé lors des forts débits. Les exportations de phosphore sont alors très dépendantes, qualitativement et quantitativement, des quantités stockées dans le cours d'eau.

Le minimum des concentrations en PRS et PDT dans l'eau superficielle est enregistré en étiage, période de l'année où les besoins en phosphore des végétaux et des algues sont les plus élevés (rétention biotique) en plus de la rétention abiotique sur les sédiments (adsorption



et ou précipitation), la rétention est à son maximum en période d'étiage et ces mécanismes peuvent, selon la composition des sédiments et les conditions du milieu, s'adjoindre ou se concurrencer (Martin., 1987).

Parallèlement, on a constaté que l'amont du tronçon étudié présente les concentrations les plus élevées en PRS et PDT comparant à l'aval dans les deux milieu superficiel et hyporhéique. Les teneurs élevées dans ce dernier sont dus à l'intensité des downwelling. Dans cette étude, le gradient amont-aval du tronçon est caractérisé également par une infiltration d'eau de surface (chargée en P) importante très marquée a l'amont du site quelque soit la période hydrologique notamment pendant les hautes eaux. Ainsi, les corrélations positives enregistrées entre le PT hyporhéique et le VHG au niveau de ces transects témoignent d'une forte intensité d'échange de la zone hyporhéique avec l'eau de surface. En effet, l'intensité de la concentration du P dans l'eau interstitielle apparaît à travers l'intensité de la connectivité entre l'eau de surface et l'eau hyporhéique.

Alors que le gradient décroissant de l'eau superficielle est en relation avec le gradient amont aval décroissant de la matière organique qui joue un rôle important sur la mobilité de P, par des processus d'immobilisation et de minéralisation (minéralisation du phosphore organique et la désorption des phosphates des complexes hydroxo-ferrique)( Kim *et al.*, 1999) en plus les transects amonts présentent un stock sédimentaire plus riche en P (argile, limon) qui piègent fortement le phosphore ; plus la fraction granulométrique est fine, plus sa teneur en PT est grande (Viner.,1982 ; Mudroch et Duncan., 1986 ; Stone et English.,1993).

Le piégeage du phosphore par les particules sédimentaires serait l'un des processus importants d'élimination de cet élément du compartiment aquatique. L'étude granulométrique ainsi que l'étude des concentrations en P sédimentaires le long du tronçon, nous a permis de dégager plusieurs informations.

L'amont du site est significativement plus riche en particules fines ( $\varnothing < 0.05\text{mm}$ ) c'est-à-dire, argile, limon fin et limon grossier, alors que les particules de taille  $> 0.05\text{ mm}$ , c'est-à-dire le sable fin et grossier, sont présentes majoritairement dans tous le site d'étude, mais le plus grand pourcentage se présente en aval (transect C). Ces résultats s'opposent à ceux trouvé par (Taleb., 2004). Parallèlement on note une répartition spatiale des fractions granulométriques en même temps que pour le phosphore total des sédiments, les pourcentages des particules fines (argile, limon) sont plus élevés à l'amont du tronçon de même que le PT des sédiments, la géomorphologie du cours d'eau favorise en effet une abondante sédimentation dans le transect amont.

En outre, l'analyse de l'eau interstitielle des sédiments permet d'apprécier la capacité de stockage du phosphore (Benzizoune *et al.*,2004), de ce fait on a constaté que l'eau hyporhéique des transects amonts A et B présente des concentrations faibles de PRS et PDT en période d'étiage favorable à la rétention, traduisant une forte adsorption sur les particules et confirme nos résultats (concentrations en PT sédimentaire élevées dans les transects amonts). La rétention contribue à augmenter fortement la teneur en phosphore des sédiments (Dorioz *et al.* ,1989).

Dans les écosystèmes aquatiques, les sédiments jouent un rôle important dans le bilan, le métabolisme et la dynamique du phosphore (Golterman, 1988 ; Klotz *et al.*, 1988 ; Furumai *al.*, 1989 ; André *et al.*, 1992). Plusieurs travaux ont été consacrés aux mécanismes de stockage du phosphore par les sédiments (Williams *et al.*, 1970 ; Afdali., 1993). La nature colloïdale de nos sédiments (argile et limon élevés), la richesse élevée en P suggèrent la forte affinité de ces sédiments à participer dans la colonne d'eau aux processus de ressuspension et d'adsorption de formes solubles de P (Dole-Olivier., 1998).

Outre, pour les formes extraites des sédiments hyporhéiques, on constate que ces derniers stockent le phosphore sous une forme pratiquement entièrement non biodisponible qui est donc plus difficilement remis à disposition des organismes dans la colonne d'eau avec des pourcentages extrêmement élevés, contrairement aux deux autres formes qui sont biodisponibles pour les organismes. Les différentes fractions Fe-P, Al-P font partie de la fraction échangeable du phosphore plus facilement mobilisable (Reddy *et al.*, 1998) de ce fait elles sont faibles dans les sédiments suite à leur relargage nos résultats sont en accord avec la littérature, selon Syers *et al.* (1973), le phosphore échangeable représente généralement une faible partie du phosphore total des sédiments. Une telle distribution des formes biodisponibles et non biodisponibles suggère la très forte capacité de la zone hyporhéique à piéger le phosphore sous une forme peu biodisponible, difficilement relarguée dans la colonne d'eau (Bonvallet., 2003).

Les concentrations des formes biodisponibles en fonction de la fraction granulométrique suivent la même tendance que le phosphore total ; de plus, les teneurs en P BIO1 et P BIO2 à l'amont du tronçon sont supérieures à celle de l'aval, ceci est dû à leur biodisponibilité et leur relargage au fil du tronçon ; le P BIO1 est une forme très labile extraite à l'eau donc facilement biodisponible alors que le P BIO2 est la fraction liée au fer et l'aluminium leurs désorption dépend de leur environnement . Un équilibre existe entre la phase adsorbée aux particules du sol et la phase dissoute dans l'eau. Quand la concentration en phosphore dissous diminue, le phosphore accroché aux éléments du sol est relargué dans l'eau et profite à nouveau à des organismes vivants (Aminot *et al.*, 1996), effectivement on a enregistré un gradient amont-aval décroissant des teneurs en P soluble dans l'eau de surface du tronçon d'étude.

De cette étude, il ressort également que le P BIO1 et P BIO2 des sédiments enregistrent les taux les plus élevés en périodes des étiages et des lâchers .En effet , l'adsorption est maximale en étiage le phosphore peut s'adsorber sur le fer, sur l'aluminium et sur les argiles notamment kaolinite et montmorillonite Bostrom *et al.* (1982) formant ainsi des d'hydroxo-complexes ferriques ou d'aluminium et des complexes argilo-humique augmentant ainsi les teneurs en P BIO1 et P BIO2 des sédiments. Cependant l'augmentation des teneurs en P BIO1 et P BIO2 durant les lâchers s'explique par la charge externe rapportée lors de ces épisodes.

Les matières en suspension dans l'eau servent de véhicule pour le transport du phosphore et d'autres polluants tels que les pesticides et les métaux (Ng *et al.*, 1993; Kronvang *et al.*, 1997) elles ont un rôle clef dans cette dynamique, comme régulateur des teneurs en P soluble (sources), comme transporteur ou comme facteur de rétention (puits).Le suivi spatio-temporel des MES nous a permis de constater que l'essentiel des matières en suspension est apporté pendant les hautes eaux et les lâchers.

Les fortes teneurs observées en hautes eaux s'expliquent, d'une part, par la remise en suspension des sédiments déposés dans l'oued en période d'étiage et d'autre part, par la forte érosion localisée non seulement des sols mais aussi des berges du lit de l'oued dont la nature texturale reste très meuble. Ce constat est souvent observé par ailleurs (Probst *et al.*, 1995 ; Dorioz *et al.*, 1989). Alors que les opérations de lâchers et de vidange augmentent les concentrations de matières en suspension (MES) dans les cours d'eau en aval des barrage, en y provoquant des déficits d'oxygène dissous et en y apportant des éléments en excès notamment le phosphore (Catheline.,1998) .Durant les étiages c'est les processus de décantation qui prennent place.

Cette évolution périodique est accompagnée d'une distribution longitudinale décroissante de l'amont vers l'aval ; sachant bien que les MES sont un composant actif du système

puisqu'elles sont à l'origine des dépôts de sédiment qui selon les conditions sont susceptibles de fixer ou de relarguer du phosphore dans le système. Les corrélations établies entre le PT et les MES dans les trois transects du sites d'étude en conditions de débit stable nous a permis de constater que Les transects amonts (A et B) présentent des corrélations positives avec les MES, dans ce cas, on peut affirmer que les MES sont un puit de phosphore (elles fixent du P) cela étant confirmé par les teneurs élevées en P des MES dans les transects amonts.

En période des remises en suspension surtout en hautes eaux et lâchers on a enregistré des taux élevés en P dans l'eau de surface notamment aux transects amonts cela est en relation directe avec la richesse des MES en P suite à son adsorption sur ces particule qui peuvent prélever le phosphore de l'eau de surface de manière très rapide (House *et al.*, 1995). En fait, les particules fraîchement exposées peuvent développer des mécanismes d'adsorption suivant les caractéristiques de leur nouvel environnement (pH, température, potentiel rédox, concentration en orthophosphate) (Casey et Farr., 1982); tandis que l'eau superficielle du transect aval C présente des concentrations faibles en P d'où les teneurs faibles en P des MES qui relarguent le phosphore. Il s'établit donc un échange et un équilibre des concentrations en phosphore entre les particules mises en suspension et le milieu de suspension, en effet, lors d'une remise en suspension, les sédiments atteignent rapidement leur état d'équilibre (Froelich., 1988).

Il est important de signaler que l'essentiel de P de l'oued est sous sa forme dissoute durant les trois périodes d'étude, avec des pourcentages très élevés dépassant les 70% dans le milieu superficiel; sachant bien que cette fraction est totalement biodisponible, cela peu avoir des conséquences néfaste sur le fonctionnement du cours d'eau par l'accélération de l'eutrophisation, le phosphore dissous notamment le PRS est l'élément déclenchant mais aussi le facteur de maîtrise de cette eutrophisation (Barroin., 2004).

Alors que le PPT ne dépasse pas les 30% mais la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire est très variable (Sarpley *et al.*, 1991). Puisqu'elle est proportionnelle à la teneur en phosphore des sédiments et des suspensions qui jouent un rôle clef dans cette dynamique, comme régulateur des teneurs en P soluble, comme transporteur ou comme facteur de rétention.

Nous avons montré par ailleurs que la nature texturale de nos sédiments, leurs richesse très élevée en P suggèrent une forte affinité à participer dans la colonne d'eau aux processus de ressuspension et d'adsorption de formes solubles de P, on a constaté partiellement que la zone hyporhéique participe à l'élimination de P de la colonne d'eau et à le stocké sous forme entièrement non biodisponible (P RES) et difficilement remise en circulation.

Des mouvements importants de P ont aussi été associés aux voies souterraines en toute période, notamment en périodes des hautes eaux, en effet d'importantes teneurs en phosphore dissous sont enregistrés aux niveaux de tous les puits étudié traduisant une forte contamination de la nappe en P.

En effet, le milieu souterrain est un milieu typiquement hétérotrophe dont le fonctionnement est étroitement dépendant des apports de matières organiques en provenance de la surface. Cette dernière constitue un important réservoir de phosphore particulaire et dissous notamment, d'où les teneurs élevés en PRS dans nos puits. En outre, d'après Beauchemin *et al.*, Preedy *et al.* (2001) les eaux souterraines sont enrichies en carbone organique dissous et en phosphates, quelle que soit la période (étiage ou recharge). Cet enrichissement est en partie imputable (en particulier pour les phosphates) au processus de minéralisation de la matière organique stockée dans le lit des cours d'eau (Preedy *et al.*, 2001).

A cela s'ajoute les fortes infiltrations depuis les terres agricoles, inhérentes au développement des activités humaines, les sources de pollution des eaux souterraines se sont multipliées au cours du siècle dernier car de grandes terres cultivées sont principalement localisées dans les plaines alluviales à proximité des cours d'eau (Danielopol *et al.*, 2003).

Les quatre puits étudiés se localisent tous à proximité de parcelles cultivées ; il est très important de ne pas négliger la contamination des eaux souterraines par les infiltrations à partir des terres agricoles (Rettinger *et al.*, 1991), la fertilisation pratiquée entraîne les phosphates notamment en profondeur. Cependant, plusieurs études ont mis en évidence des gradients verticaux très marqués dans les horizons supérieurs des nappes même profondes, que ce soit pour des paramètres physico-chimiques (perméabilité : Ronen *et al.* 1986 ; oxygène et carbone organique dissous : Ronen *et al.*, 1987 ; Rettinger *et al.*, 1991 ; Pabich *et al.*, 2001 ; chlorures, potassium, sodium, bicarbonates, nitrates et zinc : Rettinger *et al.* 1991) ou faunistiques (abondances de microcrustacés souterrains : Danielopol *et al.*, 1992 ; Pospisil., 1994). Ces gradients peuvent être très prononcés dans les tous premiers mètres, voire les premiers centimètres sous la surface de la nappe (Ronen *et al.*, 1987 ; Rettinger *et al.*, 1991). Mais les études sur le phosphore dans le milieu souterrain restent insuffisantes, de ce fait il est difficile de comparais nos résultats avec des recherches ultérieurs.

# CONCLUSION

La dynamique du phosphore a été étudiée à deux échelles différentes : à l'échelle régionale (grand tronçon de 30km) dans un premier temps, puis à l'échelle locale (petit tronçon de 500m).

### **À l'échelle du grand tronçon**

Dans cette étude nous avons pu caractériser les stations et leurs degrés de pollution par le phosphore, en effet les gradients de concentration amont –aval du P le long du cours d'eau a fait apparaître que la station médiane du tronçon présente les concentrations les plus élevées en P ceci reflètent l'influence du paysage agricole.

L'eau de surface reçoit d'importantes entrées de phosphore durant les périodes de hautes eaux et des lâchers. L'agriculture ne peut ignorer sa part de responsabilité, les apports diffus sont actives en période des hautes eaux en procurant à l'oued des taux extrêmement élevés en P (dissous et particulaire), dans le même sens les lâchers de barrage ramènent des eaux non plus chargées en P mais également des forts taux de matières organiques, de matières en suspension ainsi que du matériel sédimentaire fin riches en P.

Nous avons observé que la dynamique du P le long du tronçon est contrôlée par l'hydrodynamique (débit) au niveau des stations T6 et T7, le phosphore stocké dans l'oued est remis en circulation avec les hausses des débits.

Les matières en suspension constituent d'importants transporteurs de P, de régulateurs des teneurs en phosphore dissous et des facteurs de rétention le long du tronçon.

### **À l'échelle du petit tronçon :**

L'étude du fonctionnement de l'oued jusqu'à la zone hyporhéique, participe pleinement à la compréhension globale du fonctionnement de l'écosystème oued.

L'étude de l'évolution des différentes formes de P dans l'eau de surface et dans la zone hyporhéique (eau interstitielle et sédiments), nous a amené à préciser le rôle de la zone hyporhéique dans l'élimination du phosphore soluble du compartiment aquatique et de le stocker dans les sédiments majoritairement sous forme entièrement non biodisponible pour les organismes constituant ainsi un important piège à phosphore en effet :

- Le cours d'eau présente une capacité de rétention du phosphore apporté lors des périodes des hautes eaux et des lâchers, cette capacité du système est optimale en période d'étiage où les processus physiques, chimiques et biologiques se mettent en jeu favorisant ainsi la rétention et la transformation du phosphore.
- Des capacités importantes de stockage du P dans les sédiments ont été identifiées, avec une prédominance du P RES qui est peu disponible et difficilement relargable constituant plus de 90% du PT. Le phosphore biodisponibles représentent plus de 5% est remis à disposition dans la colonne d'eau lors des hautes eaux. Dans ce cadre la composition granulométrique du sédiment, apparaît comme un des paramètres pertinents dans le processus de rétention, les teneurs en P des sédiments dépendent de la composition granulométrique du sous-écoulement, plus la fraction est fine plus la rétention est forte et les teneurs en P sédimentaire élevées.

- Dans l'oued Tafna, les processus se déroulant dans le milieu hyporhéique ont un impact important sur la chimie de l'eau de la rivière par le jeu du relargage du P à partir des sédiments, par la minéralisation.

Des gradients de concentration amont –aval du P le long du cours d'eau ont été identifiés dans les deux milieux, superficiel et hyporhéique en relation avec des gradients de matières organiques, de matières en suspension, de sédiments, etc., faisant intervenir les processus internes du cours d'eau (rétention, relargage, minéralisation, ressuspension, etc.)

De ce fait la zone hyporhéique joue un important rôle de piège à phosphore puisque la capacité de rétention de la zone hyporhéique désigne sa capacité à prélever du phosphore de la colonne d'eau par des processus physiques, chimiques et biologiques et à le stocker à plus ou moins long terme sous des formes difficilement biodégradables (Reddy et *al.*, 1999).

En outre, nous avons mis en avant le rôle de la géomorphologie du cours d'eau sur le fonctionnement biogéochimique du phosphore, la rétention du phosphore est importante dans les zones où dominent les rivières.

L'étude du milieu phréatique a fait ressortir une nette contamination des puits étudiés par le phosphore dissous notamment suite aux fortes infiltrations depuis les terres agricoles qui entraînent les phosphates notamment en profondeur.

## Perspectives

-Il serait intéressant d'étendre l'étude à l'amont du bassin versant pour savoir si le fonctionnement biogéochimique du phosphore dans la Tafna est contrôlé par les mêmes facteurs mis en avant dans notre étude.

-Il serait également intéressant d'évaluer la rétention par la mesure des flux entrants et sortants notamment les flux hebdomadaires lors des périodes de tarissement ou d'étiage (c'est-à-dire lors des périodes à débits constants ou décroissants, et sans ruissellement). Le choix de telles périodes hydrologiques assure que, dans les cas ainsi sélectionnés, les seules entrées d'eau dans les rivières s'effectuent à partir des nappes et que, de ce fait, le phosphore transféré provient uniquement du bruit de fond et des rejets ponctuels. Le choix d'un pas de temps hebdomadaire permet par ailleurs une bonne intégration de variabilité cyclique de ces rejets ponctuels en phosphore en relation avec le rythme des activités humaines.

-Le champ de recherche peut être élargi sur d'autres compartiments fonctionnels, tels que le phytoplancton, c'est une perspective utile pour caractériser le degré d'eutrophisation par les apports de phosphore et pour connaître si la dynamique du phosphore est contrôlée par la production algale dans la Tafna.

- la bioturbation a un important rôle dans l'augmentation de la surface d'échange eau/sédiment; en remplacement les échanges diffusifs par les échanges convectifs beaucoup plus efficaces, une perspective possible serait d'établir des relations entre le phosphore et les communautés d'invertébrés.

# Références bibliographique



- Allan D.J et Flecker A.S.,1993. Biodiversity conservation in running waters. *Biosciences*.43.32-43.
- Allan D.J., Erickson D.L., et Fay J., 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*.37 :149-161.
- Afdali M., 1993. Contribution à l'étude du comportement du phosphore dans le lac réservoir Hassan I. *Thèse de doctorat d'Etat*. Université Cadi Ayad. Marrakech, Maroc. 91-101 p.
- Aminot A., Andrieux F., 1996. Concept and determination of exchangeable phosphate in aquatic sediment . *Wat. Res.*30. 2805-2811.
- Amoros C et Petts G.E., 1993. Hydrosystèmes fluviaux .Ed .Masson.300p.
- Baize.D, 2000 Guide des analyses en pédologie. INRA (Paris) .53 : 26-53
- Barroin G., 2003. Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques. *Courrier Env.INRA*. 48. 13-26.
- Barroin G., 2004. Phosphore, azote, carbone....Du facteur limitant au facteur de maîtrise.*Courrier Env. INRA*.52. 23-30.
- Barroin G., 2004. Phosphore, azote, carbone....Du facteur limitant au facteur de maîtrise.*Courrier Env. INRA*, 52, 23-30.
- Battin T.J., 1999. Hydrology flow paths control dissolved organic carbon fluxes and metabolism in a alpine stream hyporheic zone. *Water Resource Research* .35(10): 3159-3169.
- Beauchemin, S., Simard R.R et Cluis D., 2001. Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twentyseven tile-drained soils. *J. Environ. Qual.* 27 :721-728.
- Beaudin I., 2006.Revue de littérature : la mobilité du phosphore, version finale. Pour le groupe ad hoc Groupe mobilité phosphore.143p.
- Beaulieu L., 2005. Analyse de sensibilité d'un indice de risque de perte de phosphore en zone cultivées. *M.Sc. Faculté de l'agriculture et de l'alimentation*. Université Laval. Québec.115p.
- Bencala K.E., 1993. A perspective on stream- catchment connections. *J.Am.Benthol.Soc.* 12(1): 44-47.
- Benzizoune S., Nassali H et Srhiri A., 2004. Etude de la cinétique d'adsorption du phosphore en solution sur les sédiments du lac Fourat au Maroc. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680.
- Bernard C., Fabre a et Vervier P., 1994. DOC cycling in surface and groundwaters interaction zon in a ecosystem. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1441-1413.
- Bonzongo J.C., 1990. Phosphore et sédiments : Méthodes d'analyses, stockage, relargage, biodisponibilité. *Thèse de doctorat*. Université de Rennes I. 185p.

- Bonzongo J.C., Bertru G et Martin G., 1989. Les méthodes de spéciations du phosphore dans les sédiments : Critiques et propositions pour l'évaluation des fractions minérales et organiques. *Arch. Hydrobiol.* 116(1) : 61-69.
- Bostrom B and Pettersson K., 1982. Different patterns of phosphorus release from lake sediments in laboratory experiments. *Hydrobiologia.* 92 : 415-429.
- Bostrom B., Jansson M. and Forsberg C., 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 18 : 5-59.
- Bostrom B., Andersen J.M., Fleischer S. and Jansson M., 1988. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia.* 170 :229-244.
- Bostrom B., Persson G. and Broberg B., 1988. Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. *Hydrobiologia.* 170 :133-155.
- Bouanani A., 2000. Hydrologie, transport solide et modélisation. Etude de quelques sous bassins de la Tafna (NW – Algérie). *Thèse de doctorat d'Etat.* Université Abou Bekr Belkaid.Tlemcen.250p.
- Bou C et Rouch R., 1967. Un nouveau champ de recherches sur la faune aquatiquesouterraine. *C. R. Acad. Sci. Paris, Serie D,* 1967. v265 n4 p. 369-370.
- Boulton A.J., Findlay S., Marmonier P., Stanley E.H. and Valett H.M., 1998. The functional signifiacnce of the hyporheic zone in streams an drivers. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*29 : 59-81.
- Butturini A. and Sabater F., 1998. Ammonium and phosphate retention in a Mediterranean stream : hydrological versus temperature control. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*55 :1938-1945.
- Butturini A. and Sabater F., 1999. Importance of transient storage zones for ammonium and phosphate retention in a sandy-bottom Mediterranean stream. *Freshwater Biology.* 41 :593-603.
- Burrus D., Thomas L., Dominik J et Vernet P., 1990. Characteristics of suspended sediment in Upper Rhone River, Switzerland including the particulate form of phosphorus. *Hydrol. Process.*4:85-96.
- Bravard J.P., Petit F., 1997. Les cours d'eau : dynamique du système fluvial. *Armand Colin/Masson,* Paris. 221 p.
- Brunet R.C et Astin K.B., 1998. Variation in phosphorus flux during a hydrological season in the river Adour. *Wat.Res.* 32(3):547-558.
- Cahill T., 1977. Forms and sediments associations of nutrients (C, N, P) pesticides and metals. The fluvial transport of sediment-associated nutrients and contaminants. In. Sher H., Watson, A.E.P. Ed. *Proc. Int.Joint Commiss. Workshop, Kitchener, ON, Canada,* pp. 163-180.

- Calvet R., 1988. Analyse du concept de biodisponibilité d'une substance dans le sol. *Science du Sol*. 26(3) : 183-201.
- Campbell, K.L and Tremwel T.K. 1992. Biogeochemical behavior and transport of phosphorus in the Lake Okeechobee Basin: FHANTM sensitivity and uncertainty analysis. Deliverable 2.4.5. South Florida Water Management District, *West Palm Beach, Florida*, 42 p.
- Campbell K.L., Capece J.C. and Tremwel T.K., 1995. Surface/subsurface hydrology and phosphorus transport in the Kissimmee River Bassin, Florida. *Ecological engineering*. 5 :301-330.
- Cann C., Bordenave P., Saint-Cast P., Benoist J.C., 1999. Transfert et flux de nutriments. Importance des transports de surface et de faible profondeur. *In* Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral / Actes du Colloque de Ploufragan, 23-24 Sept. 1998 .Ed. IFREMER, 140p.
- Capblancq J., 1990. Nutrient dynamics and pelagic food web interactions in oligotrophic and eutrophic environments an overview. *Hydrobiol* .207, 1-14
- Castillon P., 2005. Le phosphore : source, flux et rôle pour la production végétale et l'eutrophisation. *INRA Prod. Anim*. 18 (3), 153-158.
- Castro N.M. and Hornberger G.M., 1991. Surface-subsurface water interactions in a alluvial mountain stream channel. *Water Resources research*. 27 : 1613-1621.
- Casey H et Farr I. S., 1982. The influence of within stream disturbance on dissolved nutrient levels during spates. *Hydrobiologia*. 92: 447-462.
- Catheline C ., 1998. Vidange des barrages : quels impacts sur l'environnement. *Mém. D.E.S.S.* Université Picardie, Amiens, 66 p.
- Chafiq M ., Gibert J et Claret C., 1999. Interactions among sediments, organic matter and microbial activity in the hyporheic zone of an intermittent stream. *Can .J.Fish .Aquat. Sci*. 56: 487-495.
- Chauvet E., 2005. Perturbations anthropiques et fonctionnement écologique des cours d'eau de tête de bassin : Etude de processus de décomposition des litières. Thèse doctorat .Université .Paul Sabatier. Toulouse III. 176p.
- Chambers P.A., Prepas E.E., Bothwell M.L., et Hamilton HR., 1989. Roots vs ,shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 46: 435-439.
- Chang S.C. and Jackson M.L., 1956. Fractionation of soil phosphorus. *Soil. Sci*.84 :133-144.
- Claret C., Marmonier P et Gibert J. 2000. Efficiency of organic matter transformation in the hyporheic zone. Impact of river regulation. *Verh. Internat. Verein. Limnol*. 27, 398-401.
- Cooper C.M et Lipe W.M., 1992. Water quality and agriculture: Mississippi experiences. *J.Soil. Water. Conserv*. 46: 220-223.

- Crosby S.A., Millward G.E., Butler E.L., Turner D.R., Whitfield M., 1984. Kinetics of phosphate adsorption by iron oxyhydroxides in aqueous systems. *Estuar. Coastal Shelf Sci.* 19: 257-270.
- Currie D.J et Kalff J., 1984. A comparison of abilities of freshwater algae and bacteria to acquire and retain phosphorus. *Limnol.Oceanogr.*29: 298-310.
- Dahm C.N., Grimm N.B., Marmonier P., Valett M. and Vervier P., 1998. Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. *Freshwater Biology.*40 :427-451.
- Dahm C and Valett H.M. 1996. Hyporheic zones. In *Methods of stream ecology. Edited by F.R. Hauer and G.A. Lamberti.* Academic Press, New York. 107-119p.
- Dahmani B, Hadjib F et Alla F., 2002. Traitement des eaux du bassin hydrographique de la Tafna (N-W Algeria). Elsevier Science B.V. *Desalination* 152 :113-124.
- D'Angel D.J. and Webster J.R., 1991. Phosphorus retention in streams draining pine and hardwood catchments in the southern Appalachian Mountains. *Freshwater Biology.*26 : 335-345.
- Darty T., 2003. Urbanisation et qualité des nappes phréatiques -Réponses des écosystèmes aquatiques souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale. *Thèse de doctorat.* Université Claude Bernard- Lyon I. 234p.
- De Groot C.J., 1992. Flux et transformation du phosphore et de l'azote dans les zones humides : la Camargue (Delta du Rhône). *Thèse.* Université Claude Bernard. Lyon I. 326p.
- Despreaux M., 1990. Le phosphore et l'azote dans les sédiments du fleuve Charente (France) : variations saisonnières et mobilité potentielle. *Thèse.* Université Claude Bernard. Lyon I. CEMAGREF Lyon.209p.
- Devez A., 2004. Caractérisation des risques induits par les activités agricoles sur les écosystèmes aquatiques. *Thèse.* Ecole nationale du génie rural, des eaux et des forêts. Montpellier .269p.
- Dodd J., Large D.J., Fortey N.J., Milodowski A.E., Kemp S.,2000. A petrographic investigation of two sequential extraction techniques applied to anaerobic canal bed mud. *Environ. Geochem. Health* 22, 281-296.
- Dole-Olivier M.J., 1998. Surface water-groundwater exchanges in three dimensions on a backwater of the Rhône River. *Freshwat. Biol.* 40 : 93-109.
- Dorioz J.M., Cassell E.A., Orand A and Eisenman K.G., 1998. Phosphorus storage, transport and export dynamics in the Foron River watershed. *Hydrological processes.* 12 : 285-309.

- Dorioz J.M. and Ferhi A., 1994. Non-point pollution and management of agricultural areas : phosphorus and nitrogen transfer in an agricultural watershed. *Wat. Res.* 28 (2) :395-410.
- Dorioz J.M., Pelletier J and Benoit P., 1998. Physico-chemical properties and bioavailability of particulate phosphorus of various origin in a watershed of Lake Geneva (France). *Wat. Res.* 32-2: 275-286.
- Dorioz J.M., Pilleboue E. and Ferhi A., 1989. Dynamique du phosphore dans les bassins versants : Importance des phénomènes de rétention dans les sédiments. *Wat. Res.* 23 :147-158.
- Dorioz J.M et Blanc P., 2001. Maîtrise de la charge externe en phosphore des plans d'eau et fonctionnement des bassins versants. Dans: L'eau dans l'espace rural, vie et milieu aquatiques. *INRA éditions*, 113-132.
- Dorioz J.M et Trevisan D., 2001. "Transfert de phosphore des bassins-versants agricoles vers les eaux de surface : l'expérience du bassin lémanique (France) et sa portée générale". *Agrosol* 12: 85-97.
- Dorioz J.M., Quetin P., Lazzarotto J., OrandA., 2004. Bilan du phosphore dans un bassin versant du lac Léman : conséquences pour la détermination de l'origine des flux exportés. *Rev. Sci. Eau.* 17 (3). 329-354.
- Duff J.H. and Triska F.J., 1990. Denitrification in sediments from the hyporheic zone adjacent to a small forested stream. *Can.J.Fish. Aquat. Sci.* 47 :1140-1147.
- Dupont J. P., Guezennec L., Lafite R., Le Hir P et Lesueur P., 1999. "Matériaux fins : le cheminement des particules en suspension". Fascicule thématique 4: *Programme Seine-Aval*: 39p.
- Fabre A., 1993. Les apports diffus en phosphore : analyse bibliographique, critiques, propositions. Etude réalisée dans le cadre d'un contrat avec IDE Environnement et financé par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne. 76p.
- Farah H., 1979. pH effects in the adsorption of heavy metal ions by clays. *Chem. Geol*, vol 25, 317-326 p.
- Fardeau J.C., 1981. Cinétique de dilution isotopique et phosphore assimilable des sols. *Thèse de doctorat d'Etat*. Université Pierre et Marie Curie. Paris VI. 187p.
- Fardeau J.C., 1993. Le phosphore biodisponible des sols: sa représentation par un modèle fonctionnel à plusieurs compartiment. *Agronomie* 3: 317-331.
- Fardeau J.C., Dorioz J.M., 2000. La dynamique du phosphore dans les zones humides, dans : « Fonctions et valeurs des zones humides », *Fustec et Lefevre, ed. Dunod*. 143-159p.
- Fardeau J.C., Colomb B., 2001. Fertilisation phosphatée et potassique raisonnées. Quels défis face aux besoins des filières et aux enjeux territoriaux. In : Actes des 5ème Rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de terre. Blois, France, 83-97.

- Feijoo C.S., Momo F.R., Benetto C.A., et Tur N.M., 1996. Factor influencing biomass and nutrient content of submersed macrophytes *Egeria densa* Planch. In a pampasic stream. *Hydrobiologia*.341: 21-26.
- Fiebig D.M. and Lock M.A., 1991. Immobilization of dissolved organic matter from groundwater discharging through the stream bed. *Freshwater Biology*. 26 :45-55.
- Findlay S., 1995. Importance of surface-subsurface exchange in stream ecosystems : the hyporheic zone. *Limnol. Oceanogr.*40 (1) : 159-164.
- Findlay S., Strayer D., Goumbala C. and Gould K., 1993. Metabolism of streamwater dissolved carbon in shallow hyporheic zone. *Limnol. Oceanogr.* 38(7) : 1493-1499.
- Fox I., Malati M .A et Perry R ., 1989. The adsorption and release of phosphate from sediments of a river receiving sewage effluent. *Wat .Res.*26(6): 725-732.
- Froelich P.N., 1988. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries : A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnol. Oceanogr.*33 (4/2) :649-668.
- Gachter R., Meyer J.S. and Mares A., 1988. Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. *Limnol. Oceanogr.*33 (56/2) : 1542-1558.
- Gangbazo G., 1991. Effets des évènements hydrologiques sur la perte d'azote et de phosphore suite à l'épandage de lisier de porc. Thèse présentée à l'Institut National de la Recherche Scientifique. (INRS-EAU). 324 p.
- Gangbazo G., Cluis D et Buon E., 2002. Transport du phosphore et des sédiments en suspension dans un bassin versant agricole. *Vecteur Environnement*. 35: 44-53.
- Gzrmier J., Leporcq B., Sanchez N et Philippon X., 1999. Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in the three large reservoirs of the Seine basin (France). *Biogeochemistry* 47: 119-146.
- Garnier J., Némery J., Billen G and Théry S., 2005. Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River system: modelling the role of exchangeable phosphorus. *Journal of Hydrology* .304, 397-412.
- Gelbrecht J., Lengsfeld H., Pothig R and Opitz D., 2005. Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. *Journal of Hydrology*. 304, 151-165.
- Genovese S., 1973. Eutrophisation : récentes orientations pour de nouvelles perspectives. *Revue Internationale d'Océanographie Médicale*. 29, 53-61.
- Gibert J., Dole-Olivier M.J., Marmonnier P et Vervier P., 1990. Surface water- Groundwater ecotones. In Naiman R.J and Décamps H. Ed .Ecology and management of aquatic terrestrial ecotones, volume 4.199-225p
- Ghiorse W.C. and Wilson J.T., 1988. Microbial ecology of the terrestrial subsurface. *Advances in Applied Microbiology*. 33 :107-177.

- Gnouma R., Breil P., . Extension et dynamique de la zone hyporhéique de bassin versant de recherche et d'expérimentation de Grézieu La Varenne à l'Ouest de Lion .....
- Goltetman H.L., 1975. *Physiological Limnology. Elsevier Sci. Publ. Co. Amsterdam.* 489p.
- Goltetman H.L and Booman A., 1988. Sequential extraction of iron-phosphate and calcium-phosphate from sediments by chelating agents. *Verh. Internat. Limnol.*23 :904-909.
- Grimm N.B. and Fisher S.G., 1984. Exchange between interstitial and surface water : implications for stream metabolism and nutrient cycling. *Hydrobiologia.* 83 :303-312.
- Guivarch ., 1993. Influence du fractionnement granulométrique dans le comportement des sédiments vis-à-vis du phosphore. *D.E.A. Université Paul Sabatier. Toulouse III.* 44p.
- Hansson L.A., 1989. The influence of a periphytic biolayer on phosphorus exchange between substrate and water. *Arch. Hydrobiol.*115: 21-26.
- Harding J.S Benfield E.F., Bolstad P.V ., Helfman G.S et Jones E.B.D., 1998. Stream biodiversity: The ghost of land us past . *Proc .Nath.A cad. USA.* 95: 14843-14847.
- Haygarth P.M., Condron L.M., Heathwaite A L., Turner B L and Harris G P. 2005.The phosphorus transfer continuum: Linking source to impact with an interdisciplinary and multi-scaled approach. *Science of the Total Environment.* .344, 5– 14.
- Haygarth P.M., Jarvis S.C., 1999. Transfer of Phosphorus from agricultural soils. *advances in Agronomy*, 66: 195-269.
- Hieltjes A.H.M. and Lijklema L., 1980. Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. *J. Environ. Qual.* 9 : 405-407.
- Hill A.R., Labadia C.F et Sanmugadas K., 1998. Hyporheic zone hydrology and nitrogen dynamics in relation to the streambed topography of a N rich stream. *Biogeochemistry.* 42: 285(310).
- Holtan H., Kamp-Nielsen L. and Stuanes A.O., 1988. Phosphorus in soil, water and sediment. *Hydrobiologia.* 170 :19-34.
- House W.A., 1990. The prediction of phosphate coprecipitation with calcite in freshwaters. *Water Res.* 24, 1017–1023.
- House W.A., Denison, F.H., 2000. Equilibrium phosphate concentrations in river sediments. *Water Res.* 34, 1187–2000.
- House W.A., Denison, F.H., 2002. Total P content of river sediments in relationship to calcium, iron and organic matter concentrations. *Sci. Total Environ.* 282–283, 341–351.
- House W.A., Warwick M.S., 1999. Interaction of phosphorus with sediments in the River Swale, Yorkshire, UK. *Hydrological Processes.*13: 1103-1115.

- House W.A., 2003. Geochemical cycling of phosphorus in rivers. *Applied Geochemistry*.18: 739-748
- House W.A., Denison, F.H., et Armitag P.D., 1995. Comparison of uptake of inorganic phosphorus to a suspended and stream bed sediment. *Water Res.*29(3): 767-779.
- Huet G., Potel K et De La Broise D., 2005. Le phosphore, un polluant d'avenir. *Eau et Rivières* .17, 11-15.
- Hynes H.B.N., 1970. The ecology of running waters. Liverpool University Press, Liverpool.555 p.
- Hynes H.B.N.,1983. Groundwater and stream ecology. *Hydrobiologia*. 100: 93-99.
- Hieltjes H.M., Lijklema L., 1980. Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediment. *Environ.Quality*, 9.405-407.
- Jain C.K., 2002. A hydro-chemical study of a mountainous watershed: the Ganga India. *Water. Res.* 36: 1262-1274.
- Jansson M., 1988. Phosphate uptake and utilization by bacteria and algae. *Hydrobiologia*.170:177-189.
- Jigorel A., Bouedo A., Nicolasl R et Morin JP ., 2005. Stockage du phosphore dans les sédiments d'un réservoir eutrophe (Gouet, BRETAGNE, FRANCE). *The Fourth Iner- Celtic Colloquium on Hydrology and Management of Water Ressources*.
- Jonnalagadda S.B et Mhere G., 2001. Water quality of the Odzi river in the eastern highlands of Zimbabwe. *Wat. Res.* 35: 2371-2376.
- Jordan- Meille L., 1998.Modes de transfert du phosphore d'origine diffuse dans un petit bassin versant rural Lémanique. Thèse de doctorat d'Etat. Ecole Polytechnique Fédérale De Lausanne.291p.
- Kim B.K., Jackmam A.P et Triska F.J., 1990. Modeling transient storage and nitrate uptake kinetics in a flume containing a natural périphyton community. *Water Res.* 26: 505- 575.
- Klapwijk S.R ., Kroon J.M.W., Meijer M.L., 1982. Available phosphorus in lake sediments in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 92:491-500.
- Kronvang B.,1990 . Sediment associated phosphorus transport from two intensively farmed catchment areas. In Boardman J., Foster I.D.L and Dearing J.A. Ed . *Soil Erosion on Agricultural Land*. Wiley, Chichester.313-330p.
- Kronvang B., Laubel A et Grand R.,1997. Suspended sediment and particulate phosphorus transport and delivery pathways in an arable cathment, Gelbaek stream, Denmark. *Hydrological Processes*. 11:627-642.



- Kronvang B., Laubel A et Grant R., 1997. Suspended sediment and particulate phosphorus transport and delivery pathways in an arable catchment, Gelbaek stream, Denmark. *Hydrological Processes*.11 : 627-642.
- Labroue I., Capblanc J et Dauta A., 1995. Cycle des nutriments : l'azote et le phosphore. *Limnologie générale*, Pourriot R.M et Meybeck M. Ed. Masson, Paris : 727-764.
- Lacaze J.C., Chesterikoff A et Garban B., 1996. Bioévaluation des la pollution des sédiments de la Seine par l'emploi d'un bioessai base sur la croissance à court terme de la microalgue *Selenastrum capricornutum* Printz. *Revue des Sciences de l'Eau*.2:405-427.
- Lacaze J.C., 1996. L'eutrophisation des eaux marines et continentales. Ed Ellipse, Paris, 191 p.
- Lapp P., Madramootoo C A, Enright P and Perrone J., 1998. Water quality on an intensive agricultural watershed in Québec. *J. Amer. Water Res. Assoc.* 34-2: 427-437.
- Lévesque C., 1996. Ecosystèmes aquatiques . Ed Hachette, 159p.
- Lijklema L., 1977. The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediment. In : Golterman, 1976. Interaction between sediment and freshwater, Proceeding of an international symposium, (Amsterdam, 1976), publ. CAPD. Wageningen, 473p.
- Logan T.J., 1982. Mechanisms for release of sediment-bound phosphateto water and the effect of agricultural and management on fluvial transport of particulate and dissolved phosphate. *Hydrobiologia*.92: 519-530.
- Logfren S et Bostrom B., 1989. Interstitial water concentrations of phosphorus iron and manganese in a shallow eutrophic lake, implication for phosphorus cycling. *Wat.Res.*23(9) :1115-1125.
- Malmqvist B et Rundle S.D., 2002. Threats to running waters ecosystem of the world. *Environmental Conservation*.29 : 134-153.
- Maridet L., Wasson J.G., Philippe H., Amoros C et Naiman R.J., 1998. Trophic structure of three streams with contrasting riparian vegetation and geomorphology. *Hydrobiologia*.144:61-85.
- Martin G., 1985. Les échanges phosphates – eau- sédiments . Martin G. Laboratoire C.N.G.E. Rennes, France.113-33.
- Meals D.W., 2000. Lake Champlain Basin Agricultural Watersheds section 319 .National Monitoring Program Project. Final report. Vermont Department of Environmental Conservation. Waterbury, Vermont.
- Meals D.W., 2004. Water quality improvements following riparian restoration in the vermon agricultural watesheds In. Lake champlain: Partnerships and research in the new Mellenium Manley T.O. Plom .Pup.Nex-York.81:95.

Meyer J., McDowell W. H., Bott J.L., Elwood J. W., Ishizaki C., Melak J.M., Peckarsky B.L., Peterson et Rublee P.A., 1988. Elemental dynamics in streams. *J. Am. Benthol. Soc.* 7 : 410-432.

Michaud A.R., Lauzier R et Laverdière M R., 2002. Description du système de transfert du phosphore dans le bassin-versant du ruisseau au Castor. *Agrosol.* 139, 11-23.

Mulholland P.J et DeAngelis D.L., 2000. Surface –subsurface exchange and nutrient spiralling. In: Jones J., Mulholland P.J. Ed. *Streams and Groundwaters*, Academic Press, New-York, 149-166p.

Murphy J et Riley R., 1962. A modified single solution methode for the determination of phosphates in surface water. *Anal. Acta*, Vol,27.31-36p.

Moore P.A.Jr et Reddy K.R., 1998. Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of lake Ojeechobee, Floride. *Jr. Environ. Qual.* 23:955-964.

Moutin T., 1992. L'étude du cycle dans les écosystèmes lagunaires. *Thèse de troisième cycle*. Université de Montpellier II. 183p.

Naiman R.J., Décamps H., Pastor J et Johnston C.A., 1988. The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. *Jrl .N. Am. Benthol. Soc.* 7(4): 289-306.

Neumann M et Dudgeon D., 2002. The impact of agricultural runoff on stream benthos in Hong Kong, China. *Wat. Res.* 36: 3103-3109.

Némery J., 2003. Origine et devenir du phosphore dans le continuum aquatique de la Seine des petits bassins amont à l'estuaire : rôle du phosphore échangeable sur l'eutrophisation. *Thèse de doctorat d'Etat*. Université Pierre et Marie Curie. Paris VI. 369p.

Némery J., Garnier R., 2007. Dynamique du phosphore dans le bassin de la Seine et son estuaire.

Némery J., Garnier R., Billen C et Morel C., 2003. Bilan du phosphore dans le bassin de la Seine: détermination de la fraction mobile pour la croissance algale. *Rapport du programme Piren-Seine (CNRS), Exercice 2002, 23 p, Cd-rom.*

Ng H.Y.F., Mayer T et Marsalek J. (1993). Phosphorus transport in runoff from a small agricultural watershed. *Water Science and Technology* 28:451-460.

Olila O.G et Reddy K.R., 1997. Influence of potentiel redox on phosphate uptake by sediments in two subtropical eutrophic lakes. *Hydrobiologia.* 345: 45-57.

- Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S et Dean L.A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S.Department of Agriculture *Circular* 939, Washington, D.C.
- Pelton D.K., Levine S.N et Braner M., 1998. Measurements of phosphorus uptake by macrophytes and epiphytes from Laplatte River using  $^{32}\text{P}$  in microcosms. *Freshwater Biology*.39: 285-299.
- Peterjohn W.T et Correl D.C., 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed : observations on the role of riparian forest. *Ecology*.65: 1466-1475.
- Preedy N., McTiernan K., Matthews R.,Heathwaite L et Haygarth P., 2001.Rapid incidental phosphorus transfers from grassland, *J. Environm. Qual.* 30:2105-2112.
- Probst J.L., 1985. Nitrogen and phosphorus exportations in the Garonne Basin (France). *Journal of Hydrology* ,76:281-305.
- Rattray M.R., Howard Williams C et Brown J.M.A., 1991. Sediment and water as sources of nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*.40:225-237.
- Reddy K.R., O'Connor G.A et Gale P.M.,1998. Phosphorus sorption capacities of wetland soils and stream sediments impacted by dairy effluent. *J.Environ.Qual.* 27: 438-447.
- Robach F., Hajnsek I, Eglin I et Trémolières M ., 1995. Phosphorus sources for aquatic macrophytes in running waters. *Acta Botanica Gallica*.142(6): 719-731.
- Robert. W.D., 2001. Soil testing manual, procedures, classification data and sampling practices.51. 47-57.
- Rodier L., 2000. Manuel de laboratoires de chimie générale 202-FSA-05. Rapport interne, département des Sciences de la nature. Cégep de Saint-Félicien. Canada p. 63 - 66.
- Rutherford J.E et Hynes H .B .N. 1987. Dissolved organic carbon in streams and groundwater. *Hydrobiologia*. 154 : 33-48.
- Saunders D.L., Meeuwig J.J., Vincent A.C.J., 2002. Freshwater protected areas strategies for conservation . *Conserv. Biol*.16:30-41.
- Sawyer C.N., 1973. Phosphorus and ecology : Environmental phosphorus handbook. *Wiley Interscience Pub.* 633-649p.
- Sharpley A.N., Troeger, W.W., Smith, S.J., 1991. The measurement of bioavailable P in agricultural runoff. *J. Environ. Qual* 20, 235-238.

- Sheridan J.M et Hubbard R.K., 1987. Transport of solids in stream flow from coastal plain watersheds. *Journal of Environmental Quality* 16:131-136.
- Salvia -Castellvi M., Scholer C et Hoffmann L., 2002. Comparaison de différents protocoles de spéciation séquentielle du phosphore dans des sédiments de rivières. *Rev.Sci.Eau*.1 (15) 223-233.
- Smith R.L., Harvey R. W et LeBlanc D.R., 1991. Importance of closely spaced vertical sampling in delineating chemical and microbiological gradients in groundwater studies. *Journal of Contaminant Hydrology* 7, 285-300.
- Summer D.M., Rolston D.E et Bradner L.A., 1998. Nutrient transport and transformation beneath an infiltration basin. *Water Environment Research* 70, 997-1004.
- Stone M et English M.C., 1993. Geochemical composition, phosphorus speciation and mass transport of fines grained sediment in two Lake Erie tributaries. *Hydrobiologia* .253(1-3): 17-30.
- Svendsen L.M., Kronvang B., Kristensen P et Graesboll P., 1995. Dynamics of phosphorus compounds in a loxland river system: Importance of retention and non point sources. *Hydrol .Process*.9 : 119-142.
- Sweeney B.W., Bott T.L., Jackson J.K., Kaplan.A.A., Newbold J.D Standley L.J., Hession W.C et Horwitz R.J.,2004. Riparian deforestation stream narrowing and los of stream ecosystem services. *Proc.Natl.Acd.Sci.USA*.101:14132-14137.
- Swith V.H., Tilman G.D et Nekol J.C.,1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater marine and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*.100:179-196.
- Taleb A., Belaidi N et Gagneur J., 2004. Water quality befor and after dam building on a polluted rivers in semi-arid Algeria. *River. Res. Applic*.20: 943-956.
- Taleb A., Belaidi N., Sanchez – Perez., Vervier P., Sauvage S et Gagneur J., 2008. The role of the hyporheic zone in the nitrogen dynamic of a semi arid gravel bed stream located downstream of a heavily polluted reservoir (Tafna wadi, Algeria) . *River. Res. Applic*.183-196.
- Tournoud M G., Perrin J L., Gimbert F and Picot B., 2005.Spatial evolution of nitrogen and phosphorus loads along a small Mediterranean river: implication of bed sediments. *Hydrol. Process*. 19, 3581–3592.
- Triska F.J., Kennedy V.C., Avanzino R.J., Zellweger G.W et Bencala K.E., 1989. Retention and transport of nutrients in a third order stream in northwestern California: channel processus. *Ecology*.70: 1877-1892.
- Valett H.M., Fisher S.G., Grimm N.B et Stanley E.H., 1990.Physical and chemical characteristics of hyporheic zone of a Sonoran Desert stream. *J. North Am. Benthol. Soc*. 9(3): 201-215.
- Valett H.M., Hakenkamp C.C., and Boulton A.J. 1993. Perspectives on the hyporheic zone: integrating hydrology and biology. Introduction. *J. North Am. Benthol. Soc*. 12: 40–43.

Vanet V., 1997. Heterogeneity of groundwater-surface water ecotone Groundwater/surface water ecotones: Biological and hydrological interactions and management options, GIBERT J., MATHIEU J., FOURNIER F. Ed. Cambridge University Press, Cambridge, 151-161.

Vervier P., Valett M.H., Hakenkamp C.C., Dole-Olivier M.J., 1997. Contribution of the groundwater/surface water ecotone concept to our knowledge of river ecosystem functioning. In : Groundwater/surface water ecotones: Biological and hydrological interactions and management options. GIBERT J., MATHIEU J., FOURNIER F. Ed. Cambridge University Press, Cambridge, 238-242.

Vervier P., Gibert J., Marmonnier P et Dole-Olivier M.J., 1992. A perspective on the permeability of the surface freshwater – groundwater ecotone. *Jrl .N. Am.Benthol.Soc.* 11(1): 93-102.

Vervier P., Dobson M et Pinay G ., 1993. Role of interaction zone between surface and groundwaters in DOC transport and processing: considerations for river restoration . *Freshwater Biology.* 29: 275- 284.

Viner A.B., 1982. A qualitative assessment of the nutrient phosphate transported by particles in a tropical river. *Hydrobiol. Trop.* 15 :3-8.

Vollenweider R.A., 1968. Scientific fundamentals of eutrophication of lakes and flowing waters with particulate reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication .*Techn.Rep.* 68p

Vollenweider R.A., Rinaldi A., Montanari G. 1992. Eutrophication, structure and dynamics of a marine coastal system : results of ten year monitoring along the Emilia Romagna coast (Northwest Adriatic Sea). In *Marine Coastal Eutrophication*, Vollenweider R. A., Marchetti R. and Viviani R. 63-106 p.

Young T.C., DePinto J.V. 1982 .Algal availability of particulate phosphorus from diffuse and point sources in the lower great-lakes basin. *Hydrobiologia*, 91/2: 111-119.

Waliis P.M., Hynes H.B.N et Telang S.A., 1981. The importance of groundwater in the transportation of allochthonous dissolved organic matter to the stream draining a small mountain basin. *Hydrobiologia.* 79:77-90

Wang S., Jin X., Pang Y., Zhao H., Zhou X and Wu F., 2005. Phosphorus fractions and phosphate sorption characteristics in relation to the sediment compositions of shallow lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River region, China. *Journal of Colloid and Interface Science* .289 ,339–346.

White D.S., 1993. Perspective on defining and delineating hyporheic zones. *Jrl .N. Am.Benthol.Soc.* 12(1): 61-69.

Webster J.R., Gurtz M.E., Hains J.J., Meyer J.L., Swank W.T., Waide J.B et Wallace J.B., 1983. Stability of stream ecosystems. In Barnes J.R ET Minshall G.W. Ed *Stream ecology: application and testing of general ecological theory.* Plenum Press. New-York. 395p.

Ward J. V., 1989. The four dimensional nature of lotic ecosystem. *Jrl .N. Am.Benthol.Soc.*8: 2-8.

Ziani H et Moumouche A., 1991. Schéma hydrolique de la wilaya de Tlemcen. Mém.Ing.Sc.Hydr.Université de Tlemcen.152p.

وادي تافنة كان موضوع دراسة ديناميكية الفوسفور على وفق بعدين مكانيين (محلّي وجوهوي) مع إبراز مصر هذا الأخير في الوادي. تم تحديد أشكال متعددة للفوسفور في مستويات مختلفة من الوسط، المياه السطحية، المياه شبه السطحية والمياه الجوفية. على ضوء هذه الدراسة تم تقدير كميات الفوسفور في الوسط السطحي والشبه السطحي وتقدير الكميات المخزنة في الطمي تمكن أولا من معرفة الوسط المدروس ودرجة تلوثه بالفوسفور مع إبراز دور السد والزراعة اللتان تمدان الوادي بكميات هائلة من الفوسفور. ثانياً تمكننا من إظهار دور الوسط شبه الجوفي بالتركيز على تحولات الفوسفور في هذا الوسط. هذا الأخير يساهم في التخلص من الفوسفور المتواجد في المياه السطحية وتخزينه على شكل فوسفور لا يمكن استعماله من طرف الكائنات الحية، هذه الطاقة الإحتزالية تكون مرتفعة في فترة انخفاض منسوب المياه أما الإنفصال يكون في فترة ارتفاع منسوب المياه. العمل البيوكيميائي للفوسفور مرهون بهيدروديناميكية وجيومورفولوجية الوادي. المياه الباطنية تحتوي على كميات هائلة من الفوسفور مترجمة بذلك تسرب المياه السطحية الغنية بالفوسفور من جهة، ومن جهة أخرى تسرب المياه من الأرض الزراعية.

الكلمات المفتاحية:

الفوسفور - وادي تافنة - مياه سطحية ومياه شبه سطحية - مياه جوفية - تربة.

### Résumé

L'oued Tafna a fait l'objet d'étude de la dynamique du phosphore à différentes échelles spatiales (régionale et locale), tout en mettant en avant le devenir de ce dernier dans l'oued.

Différentes formes de phosphore ont été dosées dans différents compartiments: le milieu superficiel, le milieu hyporhéique (eau interstitielle et sédiments) et le milieu phréatique.

Cette étude a permis d'évaluer les teneurs en phosphore dans l'eau superficielle et hyporhéique ainsi que les stocks du phosphore dans les sédiments. On a pu en premier lieu, caractériser le milieu d'étude et son degré de pollution par le P en mettant en évidence l'impact du barrage et de l'agriculture qui fournissent des quantités importantes de phosphore dissous et particulaire.

En second lieu, de mettre en avant le rôle de la zone hyporhéique en s'intéressant aux processus de transformation du phosphore au sein du système. Cette dernière contribue à l'élimination du P du compartiment aquatique et de le stocker essentiellement sous forme non biodisponible, cette capacité de rétention est optimale en période d'étiage, alors que le relargage est un processus favorisé en période des hautes eaux. En effet, le fonctionnement biogéochimique du phosphore est contrôlé par l'hydrodynamique, en outre ce fonctionnement dépend également de la géomorphologie de l'oued.

Le milieu phréatique présente des taux très élevés en phosphore dissous notamment ; témoignant des fortes infiltrations de l'eau de surface chargée en P d'une part et d'autre part aux infiltrations à partir des terres agricoles.

- Mots clés :

Phosphore, oued Tafna, eaux superficielles, eaux hyporhéiques, sédiments, rétention, relargage, eaux souterraines.

### Abstract

The Tafna wadi (oued Algeria) have been aim of phosphorus dynamics at different spatial scale (regional and local). Different form of phosphorus has been dosed in different compartments: surface water, hyporheic zone (interstitial water and sediment) and ground water.

This study permitted to estimate the concentration of phosphorus in surface water, interstitial water and the phosphorus stock in the sediment

In the first level, we can characterize the environment and her pollution degree by phosphorus to put first of all the impact of dam and agriculture, provided important quantity of dissolved and particulate phosphorus.

The second level put in first the hyporheic zone role, this zone contribute to elimination of phosphorus to surface water and stocked him essentially in no biodisponible forms. This capacity of retention is optimal during shallow water, even though, salting out process are favorite in high water.

In deed, phosphorus biochemical functioning depend as well by stream bed morphology.

Ground water presents an important phosphorus rate, in particular dissolved phosphorus testified of the strong infiltration of surface water and infiltration from agricultural ground loading by phosphorus.

- Key words:

Phosphorus, Tafna wadi, surface water, interstitial water, sediments, retention, salting out, ground