

Année 2004

THESE

Présentée devant

UNIVERSITE ABOU BEKR BELKAID TLEMCEM

Pour l'obtention du Diplôme de

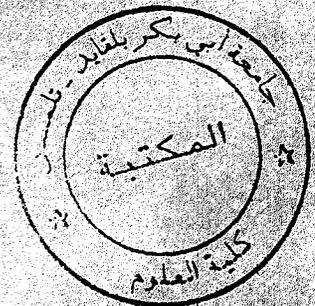
DOCTORAT D'ETAT

Spécialité : **HYDROBIOLOGIE**

Par

Amina TALEB

**Contribution à l'étude du fonctionnement de l'écosystème
Oued. Rôle du milieu hyporhéique dans l'évolution de la
qualité des eaux en aval du barrage d'Hammam-
Bouhrara sur la Tafna**



Soutenu le 18 novembre 2004 devant le jury

MM.M. BOUAZZA

J. GAGNEUR

B. SAMRAOUI

A. THOMAS

P. VERVIER

C. BOUTIN

Professeur univ. Tlemcen

Maître de conférence ups Toulouse

Professeur univ. Annaba

Maître de conférence ups Toulouse

Directeur de recherche CNRS Toulouse

Maître de conférence ups Toulouse

Président

Directeur de thèse

Rapporteur

Rapporteur

Rapporteur

Rapporteur

RÉSUMÉ

La construction et la gestion d'un réservoir sur une rivière polluée dans une région semi-aride, nous a permis d'étudier les effets de stockage des eaux usées fortement polluées de la ville de Maghnia et de plusieurs usines et des lâchers sur la physico-chimie des eaux superficielles de l'oued Tafna mais aussi sur les eaux interstitielles en connexion avec la nappe paralluviale et plus loin les nappes phréatiques. L'évolution spatio-temporelle des indicateurs organiques de pollution analysée par une ANOVA et une ACP montre une amélioration de la qualité de l'eau superficielle à mesure qu'on s'éloigne du barrage résultant de l'effet combiné de la dilution durant les hautes eaux et les lâchers, et de l'oxydation de la matière organique. En étiage, le barrage favorise la sédimentation et l'infiltration de la matière organique dans le milieu hyporhéique. L'évolution des paramètres physico-chimiques en relation avec les variations des échanges hydrologiques, nous a amené à préciser le rôle de la zone hyporhéique dans l'épuration des eaux, en particulier durant l'étiage lorsque la pollution organique est intense. Le caractère réducteur des sédiments, découlant de la forte charge organique est mis en évidence par un gradient croissant vers l'aval des formes azotées réduites (Ammonium, Nitrites). Les variations locales de granulométrie, colmatage, fractions limono-argileuse dans les sédiments plus grossiers, accumulation de matière organique à certains endroits, ect... ; conditionnent le sens des échanges entre l'eau de surface et l'eau interstitielle, influencent le recyclage des nutriments et par conséquent, jouent un rôle important dans la capacité auto-épuratrice de l'oued.

Mots clefs : paramètres physico-chimiques, évolution spatio-temporelle réservoir pollution, eau de surface et hyporhéique

ABSTRACT

The impact of the construction and management of a reservoir on a polluted stream in a semi-arid region has been highlighted using physico-chemical indicators. The Tafna river (Algeria) collects heavily polluted wastewater from the town of Maghnia and from several factories. Organic pollution comes from domestic sewage and from food industries. Ore treatment industries discharge very acidic wastewater. Temperature, pH, conductivity, chloride, dissolved oxygen, biological oxygen demand (BOD), and nitrogen compounds have been surveyed between 1996 and 2001, before and after the construction of the dam.

The change in each parameter is compared between sites located upstream and downstream from the dam.

The spatio-temporal evolution of the organic pollution indicators was highlighted by ANOVA and principal component analysis. By enhancing sedimentation of the organic matter, the reservoir makes possible a significant decline in the BOD downstream of the dam, but increases N-NH₄ concentration at the downstream sites. The pollution is diluted during high flows and dam releases. During low flow periods, the dam supports the sedimentation and the infiltration of the organic matter in the hyporheic zone. The evolution of the physicochemical parameters in relation to the variations of the hydrological exchanges, led us to specify the role of the hyporheic zone in purification of water, in particular during drying when organic pollution is intense. The reducer character of the sediments, resulting from the strong organic load is highlighted by a gradient towards the downstream of the reduced nitrogenized forms (Ammonium, Nitrites). Local variations of granulometry, accumulation of organic matter at certain places, ect...; condition the direction of the exchanges between water surface and interstitial water, influences the recycling of the nutriments and consequently, play an important part in the purifying capacity of the wadi.

Key words: physico-chemical parameters; reservoir; spatio-temporal evolution; hyporheic zone; pollution; surface water

SOMMAIRE

Introduction.....	9
1. Conditions Générales du Milieu.....	12
1.1. Le bassin versant de la Tafna.....	12
1.2. Données géologiques	15
1.3. Les terrasses.....	15
1.4. Pédologie.....	15
1.5. Végétation.....	17
1.6. Climatologie régionale.....	17
1.7. Hydrologie.....	20
2. Stations d'étude.....	20
2.1. Caractéristiques des stations d'étude du milieu superficiel	22
2.2. Caractéristiques de la station d'étude du milieu hyporhéique.....	24
2.3. Caractéristiques des points de prélèvement de la nappe de la zone étudiée.....	25
2.3.1. Nappe alluviale de la Tafna.....	25
2.3.2. Présentation des puits.....	25
3. Matériels et Méthodes.....	30
3.1. Echantillonnage - Méthodes d'étude.....	30
3.1.1. Milieu superficiel.....	30
3.1.2. Milieu hyporhéique.....	30
3.1.3. Milieu phréatique.....	30
3.2. Mode de prélèvement.....	31
3.2.1. Milieu superficiel.....	31
3.2.2. Milieu hyporhéique.....	31



3.2.3. Milieu phréatique.....	31
3.3. Analyses physico-chimiques de l'eau.....	31
3.3.1. Mesures réalisées sur le terrain.....	31
3.3.2. Mesures réalisées au laboratoire.....	33
3.4. Méthode d'Analyse des sédiments.....	33
3.4.1. Méthode d'analyse granulométrique.....	33
3.4.2. Dosage du carbone organique.....	35
3.5. Méthodes statistiques.....	35
3.5.1. Analyses de variance et tests non paramétriques.....	35
3.5.2. Analyses Multivariées.....	35
3.5.2.1. L'analyse en composante principale (ACP).....	35
3.5.2.2. Analyse discriminante.....	36
4. Résultats	37
4.1. Milieu superficiel.....	37
4.1.1. Evolution spatiale.....	37
4.1.2. Evolution temporelle.....	44
4.1.2.1. Variations temporelles avant l'installation du barrage.....	44
4.1.2.2. Variation temporelle après construction du barrage.....	47
4.1.2.3. Lâchers.....	47
4.1.3. Analyse statistique (ACP)	47
4.2. Discussion.....	54
4.3. Milieu interstitiel.....	57
4.3.1. Evolution spatio-temporelle des échanges hydrologiques, de la granulométrie et de la physico-chimie du site étudié.....	57
4.3.1.1. Echanges hydrologiques.....	57
4.3.1.1.1. le gradient hydraulique.....	57
4.3.1.1.2. le mélange des eaux.....	58
4.3.1.2. Répartition spatio-temporelle de la matière organique.....	61

4.3.1.3. Répartition spatio-temporelle des fractions granulométriques.....	61
4.3.1.3.1. dimension longitudinale (amont-aval).....	61
4.3.1.3.2. dimension transversale (rive droite /rive gauche).....	64
4.3.1.3.3. Conclusion.....	66
4.3.2. Evolution longitudinale des paramètres physico-chimiques de l'eau.....	66
4.3.3. Evolution journalière et hebdomadaire des paramètres physico-chimiques.....	71
4.3.3.1. Evolution journalière.....	72
4.3.3.2. Evolution hebdomadaire.....	77
4.3.3.3. Conclusion.....	81
4.4. Milieu phréatique.....	82
4.4.1. Niveau de la nappe.....	82
4.4.2. Hydrochimie de la nappe.....	82
4.5. Comparaison entre les eaux de surface, zone hyporhéique et eau souterraine.....	86
4.6. Discussion.....	88
Conclusion Générale.....	92
Bibliographie.....	94
ANNEXES.....	101



LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Schéma du milieu hyporhéique et son alimentation à partir de la rivière et de la nappe phréatique

Figure 2 : A : Réseau hydrographique du bassin versant de la Tafna, avec localisation des stations. B : Site d'étude hyporhéique avec localisation des piézomètres

Figure 3 : Carte géologique de la moyenne Tafna

Figure 4 : Diagrammes ombrothermiques établi sur la base des données climatiques relatives à la décennie (1990-1999)

Figure 5 : Moyennes mensuelles des débits liquides dans deux stations de jaugeage du réseau hydrographique de la Tafna

Figure 6 : Délimitation de la nappe alluviale avec localisation des puits

Figure 7 : Dispositif de mesure de la charge hydraulique (VHG)

Figure 8 : Variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques avant et après l'installation du barrage

Figure 9 : - Cartes F1-F2 factorielles des échantillons montrant la variabilité spatio-temporelle des Paramètres. Les tailles des cercles et des carrés sont proportionnelles aux points de chaque échantillon. Les grands cercles noirs représentent les valeurs maximales et les grands carrés blanc: les valeurs minimales

Figure 10 : A : Distribution Spatiale des points de prélèvements dans le plan factoriel F1-F2
B : Evolution temporelle en relation avec les périodes hydrologiques et la construction du barrage. C : Cercle de corrélation. L= lâchers, H= hautes eaux avant construction du barrage, Ha= hautes eaux après construction du barrage, E= étiage avant construction du barrage, Ea= étiage après

Figure 11 : Analyse discriminante. Projection des relevés factoriels sur le plan F1-F2 de l'ACP intra-groupe. A : effet spatial. B : effet temporel

Figure 12 : ACP inter-groupe. Projection des relevés dans le plan F1-F2, montrant 3 groupes de stations le long du gradient de pollution de la station la moins polluée (T5) à la station la plus polluée (BA)

Figure 13 : Profil temporel du gradient hydraulique (VHG)

Figure 14 : Mélange des eaux (nappe/Tafna) dans les 3 stations A,B,C

Figure 15 : Variations spatio-temporelles de la matière organique des sédiments analysés dans les stations A,B,C

Figure 16 : Répartition spatio-temporelle des fractions granulométriques selon un gradient Amont-Aval. HE= hautes eaux, E= étiage, L=Lâchers

Figure 17 : Répartition spatio-temporelle des fractions granulométriques entre la rive droite et la rive gauche

Figure 18 : Variations spatio-temporelles des nutriments dans la zone hyporhéique et l'eau de surface durant 3 périodes hydrologiques

Figure 19 : Relation entre concentrations en nitrate mesurées et concentrations en nitrate calculées (attendues): Les points situés au-dessus de la droite indiquent une rétention et les points situés en dessous indiquent une production

Figure 20 : Evolution journalière des paramètres physico-chimiques dans le milieu hyporhéique et superficiel

Figure 21 : Rapports journalier (A) et hebdomadaire (B) nitrates/chlorures dans le milieu hyporhéique

Figure 22 : Evolution hebdomadaire des paramètres physiques et chimiques dans le milieu hyporhéique et superficiel

Figure 23 : Fluctuations temporelles du niveau de la nappe alluviale rive droite et gauche de la Tafna A:puits éloignés de l'oued, B: puits proches de l'oued

Figure 24 : Evolution spatio-temporelle des paramètres physico- chimiques de la nappe

Figure 25 : Chimie des eaux de surface, hyporhéiques et souterraines dans le site étudié de la Tafna

Figure 26 : Echange d'eau et de nutriments dans l'oued Tafna



INTRODUCTION

Comme dans la plupart des pays méditerranéens, la gestion de l'eau est un problème aigu en Algérie. Pendant quelques décennies, les nouveaux programmes de construction de réservoirs ont été réalisés dans le cadre du développement. La construction d'un barrage sur l'oued Tafna (Algérie du nord-ouest) a donné l'occasion d'évaluer les effets des eaux résiduaires stockées et relâchées sur la qualité de l'eau des écosystèmes aquatiques en aval, en comparant les principaux paramètres physico-chimiques avant et après la construction du barrage. Les activités humaines sont bien connues pour avoir la grande influence sur les caractéristiques des systèmes "rivière" (Egborge 1979, Hannan *et al.* 1974, Davis 1987, Reynolds *et al.* 1989, Jenkins *et al.* 1995). Mais très peu de données sont disponibles concernant les effets sur les écosystèmes aquatiques aval du stockage des eaux résiduaires dans un réservoir dans les régions semi-arides.

L'analyse fonctionnelle d'un système aquatique complexe comme la Tafna nécessite la prise en compte et l'étude des milieux hyporhéique et phréatique dont il est en partie dépendant (Fig1). L'existence d'échange entre l'eau de surface et le sous-écoulement à été mis en évidence depuis longtemps (Angelier 1962). Historiquement les recherches se sont orientées sur 2 voies :

- la plupart des études ont d'abord considéré la distribution des organismes dans les sédiments, leur organisation et l'importance de la zone hyporhéique qui peut être utilisée comme une zone refuge (Williams & Hynes 1974 , Dole & Chessel 1986, Stanford & Ward 1988, Essafi *et al.* 1992, Griffith & Perry 1993).
- Très récemment, on est passé à l'étude des interactions entre les processus physiques chimiques et biologiques selon une approche fonctionnelle dynamique incluant les échanges entre la surface et l'hyporhéique. Cette approche inclue l'étude de la dynamique des processus hydrologiques à différentes échelles (Marmonier & Dole 1986, Creuzé des Châtelliers & Reygrobellet 1990, Essafi *et al.*, 1992). Par conséquent, il est important de considérer la dimension verticale dans l'étude du fonctionnement écologique des cours d'eau. En effet, le rôle du milieu interstitiel se situe essentiellement au niveau des échanges et des transferts d'eau, de matières organiques (M.O.) et de nutriment qui contribuent au fonctionnement du système. Nombreux sont les hydrobiologistes et les écologistes qui ont reconnu l'influence fondamentale de la zone hyporhéique sur plusieurs aspects de l'écologie des rivières (Vaux



1968, Coleman & Hynes 1970, Stanford & Gaufin 1974, Danielopol 1980, 1989, Herbst 1980, , Bencala. 1983, Hynes 1983, Bencala *et al.* 1984, Grimm & Fisher 1984, Jackman *et al.* 1984, Kennedy *et al.* 1984, Savant *et al.* 1987, Williams 1984, Stanford & Ward 1988, Vervier *et al.* 1992, Findlay 1995).

Les interactions physiques, chimiques et biologiques entre l'eau de surface et l'eau souterraine ont des influences majeures sur le fonctionnement d'un système aquatique (Grimm *et al.* 1981, Triska *et al.* 1989, Valett *et al.* 1990, Boulton 1993, Stanford & Ward 1993). Plusieurs travaux ont également souligné la nature et les mécanismes des échanges et des interactions entre les deux compartiments en considérant la zone hyporhéique comme une dimension critique de l'écosystème rivière (White 1993, Williams 1993, Jones & Holmes 1996, Brunke & Gonser 1997).

L'eau interstitielle peut être riche en carbone organique dissous (DOC) (Wallis *et al.* 1981, Rutherford & Hynes 1987, Ford & Naiman 1989), en azote et en phosphate (Grimm *et al.* 1981, Triska *et al.* 1989, Malard *et al.* 2002) ce qui peut enrichir l'eau de la rivière. En effet, il a pu être montré d'une façon générale que les solutés sont retenus par les sédiments hyporhéiques (Bencala *et al.* 1984). Un tel processus de rétention, de production et de transformation peut générer un environnement chimique dans la zone hyporhéique différent de celui de l'eau de surface.

Bien que le rôle de l'hyporhéique dans le système rivière soit connu depuis de nombreuses années, les relations entre le fonctionnement de la zone hyporhéique et la qualité des eaux superficielles dans un cas de forte pollution restent peu étudiées. Des études plus générales traitent cependant de l'impact de la pollution sur la zone hyporhéique (Mestrov & Lattinger-Penko 1981) ou encore sur la distribution de la faune interstitielle (Notenboom *et al.* 1995, Wood *et al.* 2002).

Pour l'Algérie, mises à part quelques données sur le rôle de l'hyporhéique pendant l'assèchement des oueds (Gagneur & Chaoui-Boudghane 1991), on ne possède actuellement que très peu d'informations dans le domaine interstitiel.

Le secteur de la moyenne Tafna concerné par cette étude coule dans une région semi-aride où les précipitations moyennes sont inférieures à 300 millimètres annuellement et sont dépassées par les pertes par évaporation pour la majeure partie de l'année. De plus, cette région est soumise à une agriculture intensive et aux activités industrielles

Le but de la présente étude était de savoir si le milieu hyporhéique jouait un rôle dans l'évolution de la qualité des eaux de surface. Pour cela, nous avons premièrement, évalué la

qualité de l'eau dans l'oued Tafna dans la zone hyporhéique et dans la nappe, deuxièmement, souligné l'importance des changements attribuables à la gestion de réservoirs, et troisièmement, nous posons l'hypothèse que le milieu hyporhéique joue un rôle épurateur dans l'écosystème oued. Ceci fournira également des données pour des mesures de réadaptation et de conservation.

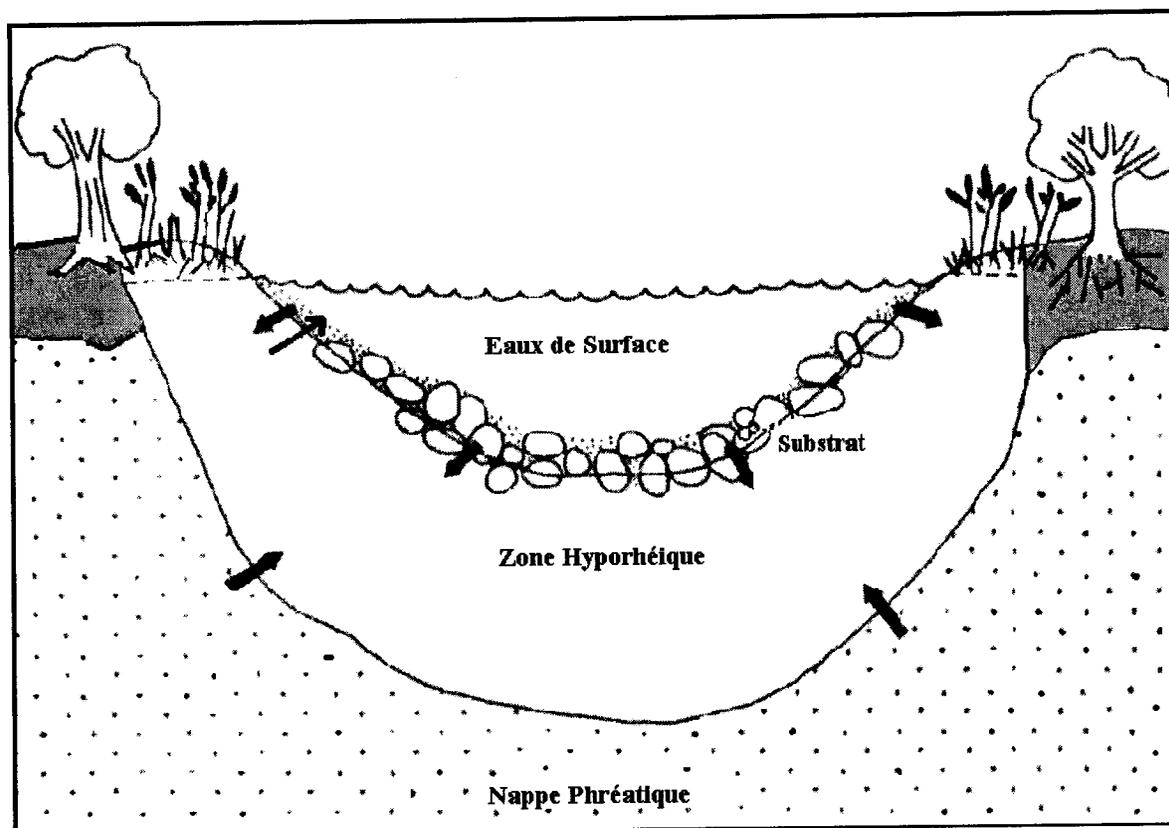


Fig. 1- Schéma du milieu hyporhéique et son alimentation à partir de la rivière et de la nappe phréatique

1 - CONDITIONS GENERALES DU MILIEU

1.1 - Le bassin versant de la Tafna

Le bassin versant de la Tafna est situé au nord-ouest du territoire Algérien et occupe une superficie de 7245km². Il s'étend jusqu'au Maroc. Il est limité au nord par les monts des Traras, au sud par les monts de Tlemcen, à l'ouest par les monts de Béni-Snassen au Maroc et à l'est par le djebel des Sebaa-Chioukh. (Fig.2)

L'Oued Tafna, principal cours d'eau, prend sa source sur le versant sud des monts de Tlemcen au niveau de Ghar Boumaaaza à 1100m d'altitude et parcourt 170km du sud vers le nord jusqu'à la mer. Sa pente moyenne est de 0.65%. Jusqu'au Bordj de Sidi Medjahed, il coule dans une vallée encaissée et des canyons pour franchir les monts de Tlemcen. En amont des gorges, les eaux sont retenues dans le réservoir de Béni-Bahdel. L'oued traverse ensuite la plaine de Maghnia puis celle de Remchi et se jette dans la Méditerranée, à proximité de la commune de Rachgoun.

Situé sur sa rive gauche, l'oued Mouillah est son principal affluent. Il prend naissance à El-Abed à 1250m d'altitude. Il traverse ensuite le Maroc et prend le nom d'oued Isly. Il sert de collecteur d'eaux usées de la ville d'Oujda. Il revient en Algérie sous le nom de Mouillah. Dans cette partie il draine un bassin versant à vocation agricole et reçoit les effluents domestiques et industriels de la ville de Maghnia par l'intermédiaire des oued El-Abbès et oued Ouerdeffou. Son point de confluence avec la Tafna se situe à 260m d'altitude et à 60km de la ville de Tlemcen. Un barrage a été construit en 1998 en aval du confluent.

Situé sur sa rive droite, l'oued Isser est son deuxième affluent. Il prend naissance au niveau de Ain-Isser à 900m d'altitude avec une pente de 6.9% et se déverse dans la Tafna en amont du village de La Pierre du Chat dans la plaine de Remchi à 80m d'altitude. Il coule dans une vallée alluviale peu encaissée. Cette dernière est principalement vouée aux cultures fruitières et maraîchères.

L'oued El-Abbès affluent rive droite de oued Ouerdeffou, naturellement temporaire, prend naissance au niveau de Béni-Hamlil, à une altitude de 420m. Il est utilisé comme collecteur

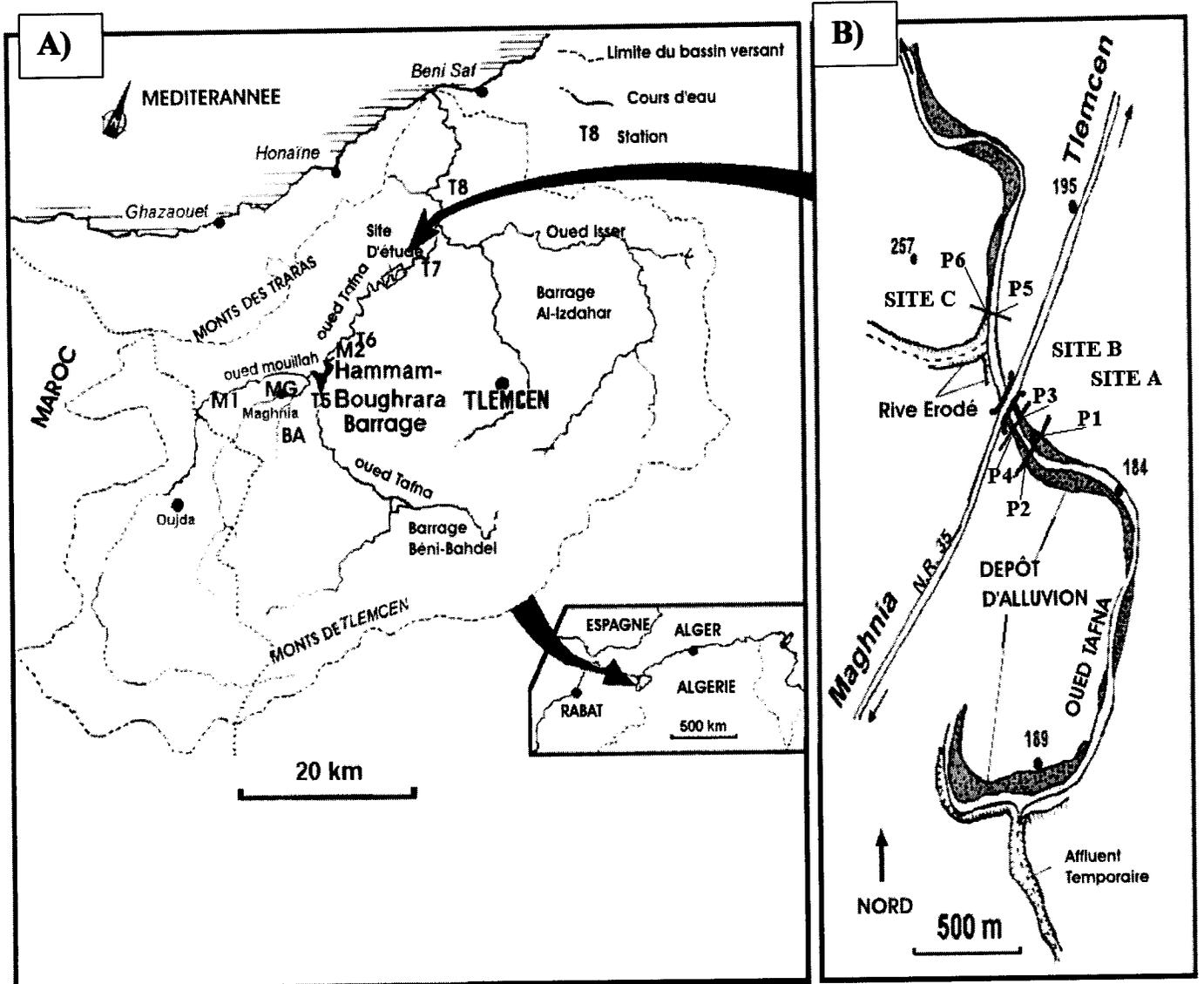


Fig.1 A : Réseau hydrographique du bassin versant de la Tafna, avec localisation des stations. B : Site d'étude hyporhéique avec localisation des piézomètres de P1 à P6

des eaux résiduaires industrielles de la zone d'activité de Maghnia, assurant leur transport jusqu'à l'oued Ouerdeffou.

L'oued Ouerdeffou est un affluent rive droite de l'oued Mouillah. Il est formé par un ensemble de cours d'eau drainant le massif de Ras El Asfour et entaillent profondément la plaine de Maghnia. L'oued Ouerdeffou collecte directement les eaux urbaines et industrielles de la ville de Maghnia et se jette dans l'oued Mouillah à une altitude de 290m. En période d'étiage, il est alimenté exclusivement par les rejets de cette ville.

Quant aux autres tributaires du Sud et certains du Nord, ils sont de moindre importance.

Le réservoir d'Hamam Boughrara

Récemment, en 1998, le barrage d'Hamam Boughrara a été construit à 10 Km au nord de Maghnia et à un Km en amont de la localité de Hamam Boughrara, à l'aval de la confluence Tafna-Mouillah, à une latitude de N 34° 52' 23''N et une longitude de 1° 39'61''W. Dans cette section, le débit annuel moyen dans la Tafna est de 0.44m³/s et celui du Mouillah est de 1.94m³/s. Le barrage présente une superficie de 894 ha et une capacité totale de 177 Hm³.

- les profondeurs auxquelles se font généralement les ouvertures de vannes sont aux environs de 6m, mais lorsque le niveau du barrage s'abaisse ils vont jusqu'à 14m de profondeur (c'est toujours l'eau de surface mieux oxygénée qui est lâchés) (le barrage ayant 18m de profondeur en moyenne).

- La période des lâchers a lieu surtout en été (période d'assèchement) pour alimenter la retenue (13 millions de m³) de Tzioua située à proximité de Ain Tolba (70 km de Tlemcen) durant le déficit de cette petite retenue afin de satisfaire les besoins en eau potable de la région.

Les lâchers empreintent l'oued Tafna jusqu'à l'aval où l'eau est captée et canalisée. Les agriculteurs profitent de ces lâchers pour l'irrigation de leur champ.

- les débits de lâchers varient de 0.3m³/S à 4 m³/s exceptionnellement durant les premiers lâchers.

- les vidanges de fond se font lors des grandes crues (qui sont rares) donc le fond a été nettoyé une seule fois en octobre 2000

1.2 - Données géologiques (D'après Gentil 1903 et Guardia 1975)

Les monts de Tlemcen font partie de l'atlas Tellien et sont constitués de roches jurassiques (Fig 3) caractérisées par la prédominance de calcaires et de dolomies riches en carbonates magnésiens. Au nord, la plaine côtière de la moyenne et de la basse Tafna appartient aux formations tertiaires du miocène caractérisées par des marnes et des grès surmontant le jurassique dans la plaine de Maghnia. Ces dépôts sont recouverts par des alluvions récentes sablo-granuleuses, sableuses et limoneuses appartenant au quaternaire (Benest 1985): c'est le cas du lit et des terrasses de la moyenne et basse Tafna où l'on rencontre aussi des éboulis de pentes discontinues et des colluvions limoneuses et argileuses (Guardia 1975).

Sur la rive gauche de l'oued Tafna, le miocène moyen recouvre de larges surfaces. Sur la rive droite, le miocène forme la plus grande partie de la vallée, les argiles sont sableuses intercalées de lits gréseux. Les roches éruptives sont très fréquentes dans la basse Tafna sur les deux rives de l'oued. En effet parallèlement à un plissement intense, la structure est composée par un système de fractures profondes important ayant généré un diapirisme triasique et un volcanisme basaltique.

1.3 - Les terrasses

Les terrasses occupent presque la totalité du périmètre d'étude et se localisent sur les piémonts au bord de l'oued Tafna et sont utilisées pour les cultures céréalières, cultures maraîchères et l'arboriculture. Les vallées du cours d'eau sont souvent composées de séries de terrasses. Leurs sols sont plus jeunes que ceux des hauteurs qui dominent les vallées.

Notre zone d'étude présente 3 à 4 terrasses fluviales formées à la base d'un conglomérat de galets recouvert de sables et de limons clairs carbonatés et une dalle clôturant ces dépôts qui atteignent une dizaine de mètres d'épaisseur.

1.4 - Pédologie

La vallée de notre périmètre est formée essentiellement de sols jeunes, d'alluvions à dominance calcaire et marnes. De Hammam Boughrara jusqu'à la confluence avec l'oued Isser, les sols dominants sont d'origine alluviale et colluviale. Les sols bruns calcaires et les



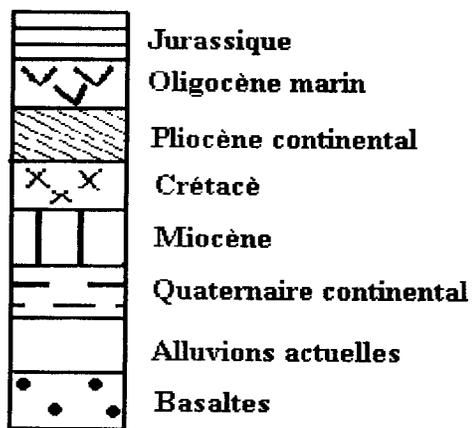
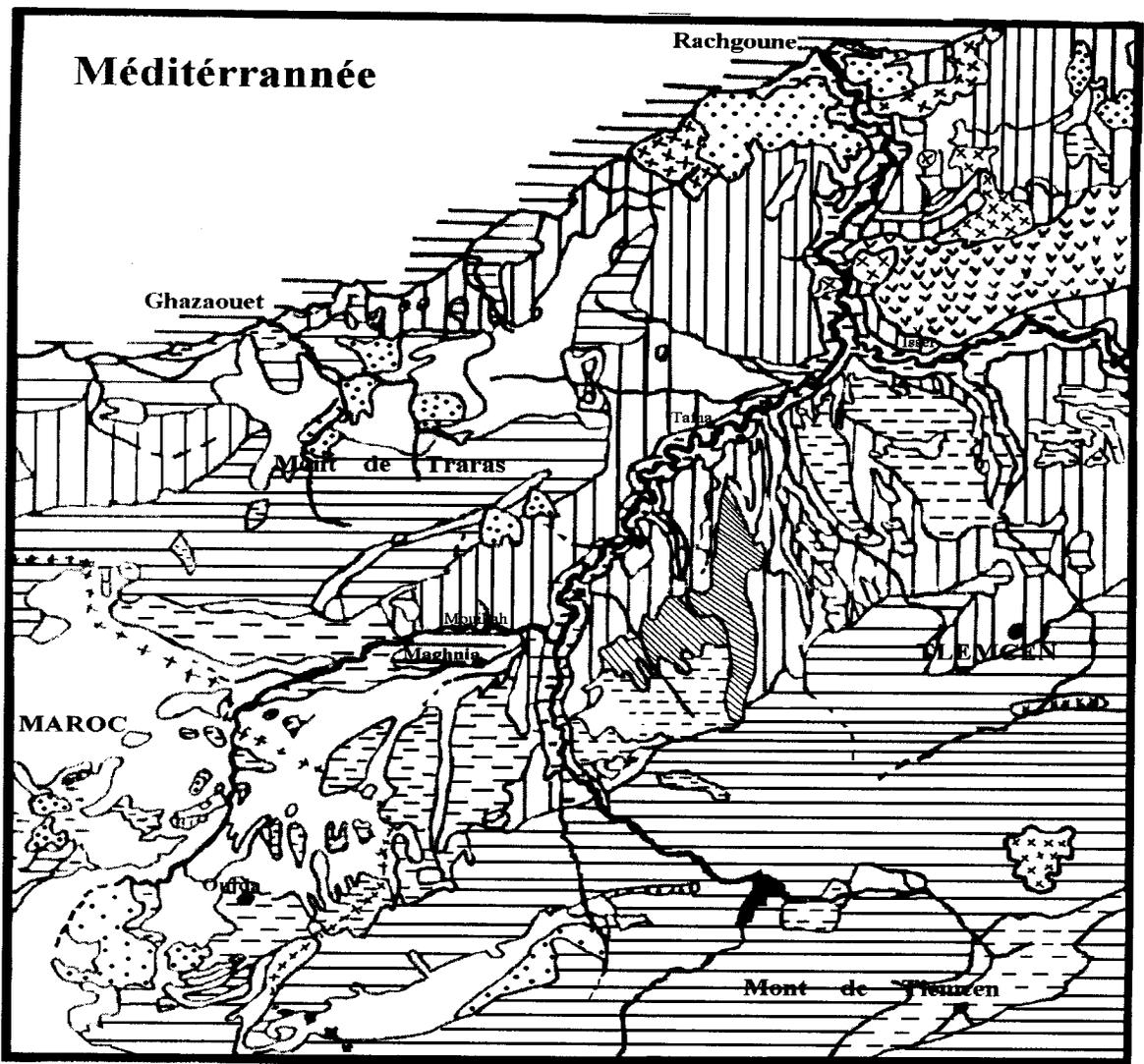


Fig.2 Carte géologique du bassin versant de la Tafna

sols isohumique sont très restreints, les régosols s'observent surtout en zone de piémont. De Sidi Bounouar, jusqu'à Sidi Chérif, les sols bruns très profonds occupent une large plaine d'origine alluviale caractérisée par une succession de terrasses bien étagées

1.5 – Végétation

La végétation naturelle représentée par des forêts et maquis recouvre environ 40% de la surface totale du bassin versant.

Dans la zone montagneuse sud, au dessus de 1200m d'altitude, la majeure partie des terrains est occupée par une forêt de Chêne vert et de Pin d'Alep. Le Chêne liège se rencontre sur des terrains riches en silice qui caractérisent la forêt d'Ahfir. Cette zone n'est cultivée que sur de très petites surfaces. Au dessous de 1200m, nous avons une association d'Oxycèdre, quelques vestiges de Chêne vert, de Palmier nain et de Tuya. Les terrasses et le fond des vallées de l'oued Tafna sont occupés par des terrains cultivés et les pentes sont couvertes de garrigues.

En revanche dans la zone nord, sur sol argilo-marneux, généralement profond, la végétation ligneuse est remplacée par les cultures céréalières, fruitières et surtout maraîchères. La végétation naturelle subsistante, comprenant le Tamarix et le Laurier, n'est représentée que par des taches peu étendues. Elle se situe surtout le long des oueds. Cette faible couverture végétale engendre une insolation élevée durant la majeure partie de l'année et donc une évaporation importante de l'eau dans les oueds.

1.6. - Climatologie régionale

Le climat du bassin versant de la Tafna présente deux saisons bien différenciées:

- Une période froide et humide de courte durée qui s'étale de novembre à avril, caractérisée par l'irrégularité des précipitations

- Une période chaude et sèche de plus longue durée, de mai à octobre, induisant ainsi un assèchement des oueds pendant 4 à 6 mois sur des parties importantes de leurs cours, principalement en aval où l'eau s'infiltré dans les sédiments et alimente le sous-écoulement. La partie sud du bassin comprenant les monts de Tlemcen se situe dans l'étage sub-humide, alors que vers le nord la tendance varie du sub-aride à aride dans la plaine de Maghnia.

En effet à partir des données climatiques (températures et précipitations) provenant de deux stations météorologiques (Zenata et Maghnia). Les quotients pluviométriques d'Emberger

sont de 27 et 36 pour Maghnia et Zenata respectivement. Cela, place la moyenne Tafna dans l'étage aride à hiver frais et la basse Tafna dans l'étage à hiver tempéré. De plus le diagramme ombrothermique des deux stations établi pour la période 1990-1999 (Fig.4) montre l'existence de 6 mois secs, durant lesquels l'oued Tafna et ses affluents ont été soumis à une évaporation importante, suite aux températures élevées pendant cette période de l'année. En effet, elles dépassent 18°C en moyenne et atteignent des maximums supérieurs à 34°C durant les mois de juillet et août. Par conséquent, de nombreux oueds s'assèchent dès le mois de mai. Cet assèchement est accentué par un faible taux, voire l'absence de végétation dans cette partie du bassin, ce qui favorise la forte insolation. Les précipitations moyennes annuelles durant les 10 dernières années varient de 298mm à 320mm /an.

1.7 – Hydrologie

Le régime des oueds est de type méditerranéen avec une alternance de crues dévastatrices et d'étiages sévères. Pendant la saison fraîche, le débit des oueds fluctue fortement en fonctions des précipitations qui présentent une grande variabilité inter-annuelle avec un débit maximum de 3m³/s dans la Tafna et 10m³/s dans l'oued Mouillah (Fig.5). Les oueds sont toujours en eau en cette saison. Au contraire, pendant la saison chaude, ils présentent des débits de base réduits pouvant mener à des arrêts de l'écoulement pendant des périodes plus ou moins longues en fonction du numéro d'ordre du cours d'eau et du type d'alimentation. En toute saison, de violents orages peuvent provoquer des crues morphogènes capables de détruire les ouvrages d'art et qui remanient ou déplacent les lits des oueds, érodent les berges et déplacent d'énormes quantités de sédiments. Les parties supérieures des oueds alimentées par des sources sont souvent pérennes, ce qui n'est plus le cas des parties aval. La Tafna, elle-même, n'atteint plus la mer en période d'étiage, son embouchure étant barrée par une langue de sable

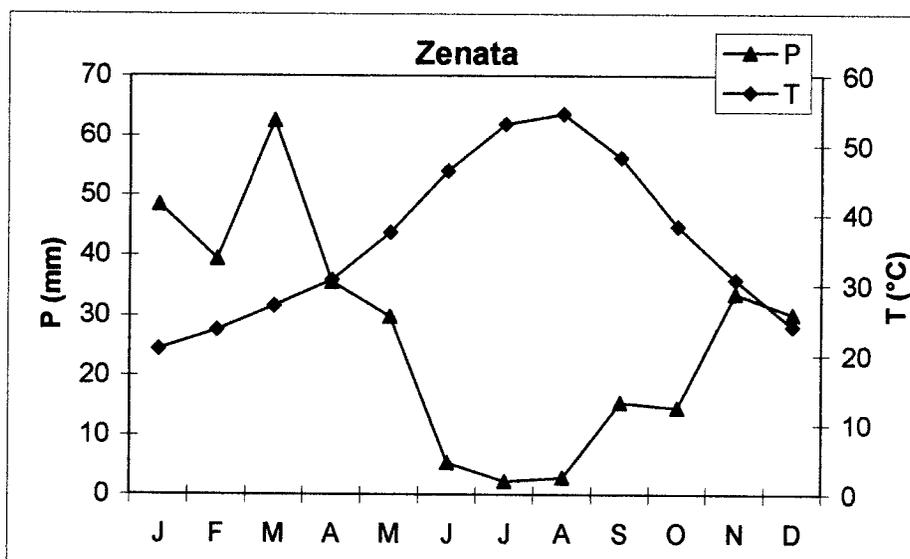
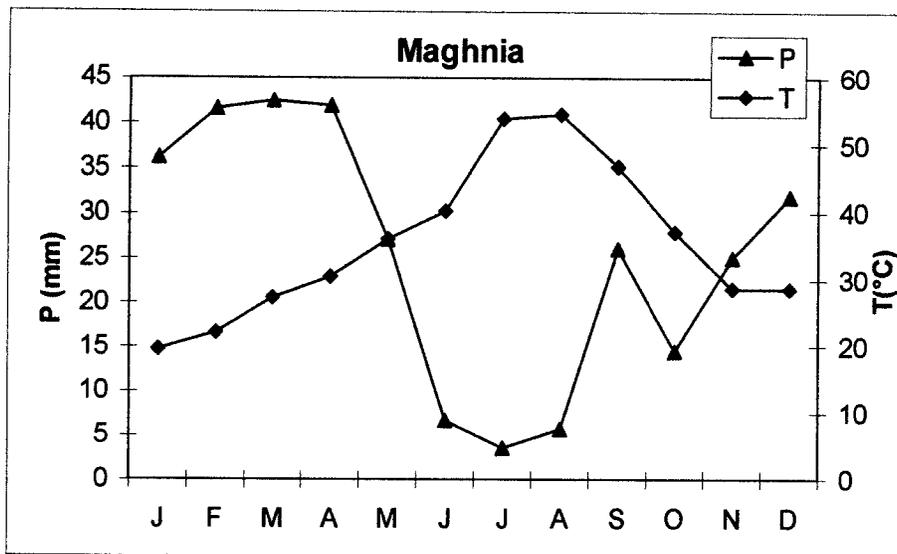


Fig.4- Diagrammes ombrothermiques établis sur la base des données climatiques relatives à la décennie (1990-1999)

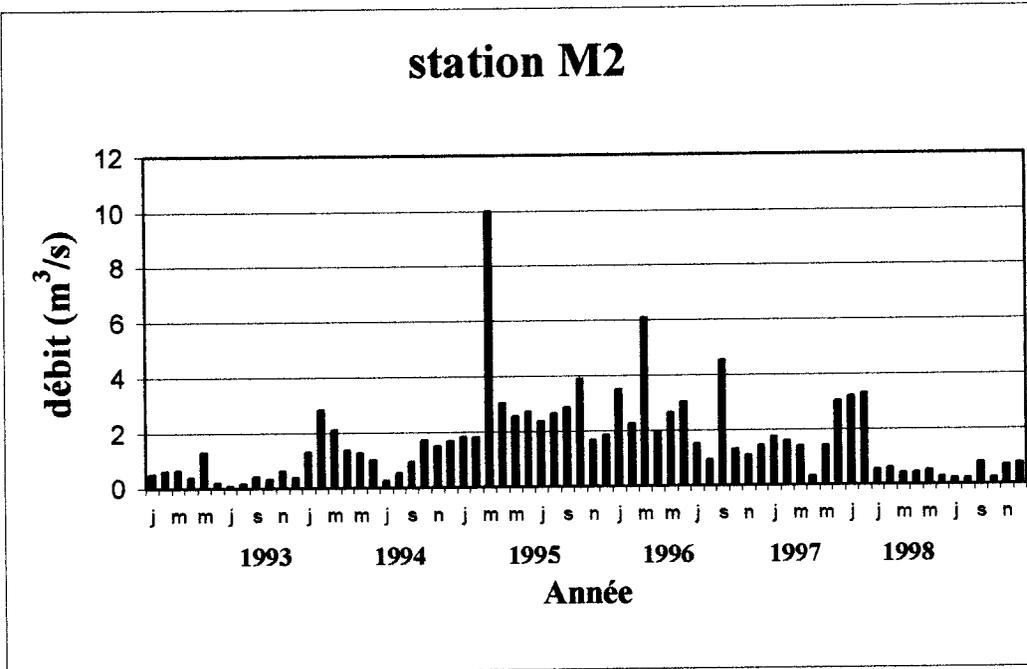
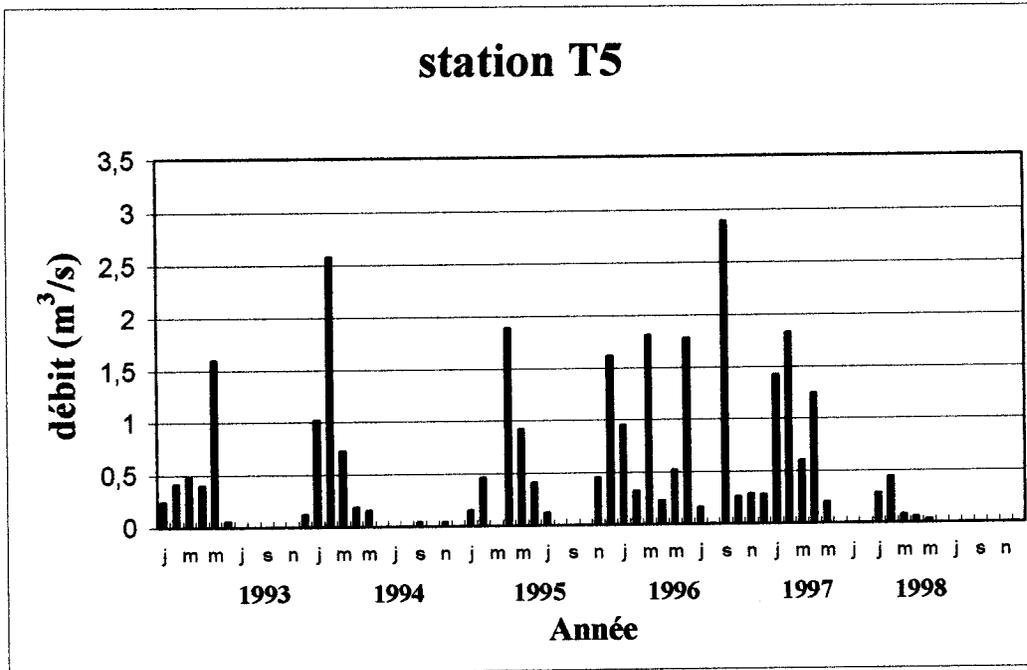


Fig.5- Moyennes mensuelles des débits liquides dans deux stations de jaugeage du réseau hydrographique de la Tafna

2 - STATIONS D'ETUDE

Le secteur retenu pour l'étude des eaux de surface se situe entre la ville de Maghnia et la basse Tafna sur une distance de 50 Km (Fig.2).

Huit stations de prélèvement ont été prospectées sur le cours moyen de la Tafna et ses affluents entre 300 et 80m d'altitude. Elles ont été choisies pour leur exposition à la pollution ou à des perturbations liées aux activités humaines.

Quatre stations sont localisées sur le cours principale de la Tafna (T5, T6, T7 et T8), deux stations sont sur l'affluent Mouillah (M1 et M2) et deux stations sur les sous-affluents: l'oued Ouerdeffou (MG) et l'oued El-Abbès (BA).

T5, BA, MG, M1 et M2 sont situées avant le barrage de Hammam Boughrara, alors que T6 est localisée à environ 5 Km en aval du barrage, T7 à 30 Km et T8 à 39 Km, en aval de la confluence avec l'Isser.

T5 est une station de référence, localisée en amont de tous les rejets domestiques et industriels de la ville de Maghnia. Elle n'est influencée que par les rejets de Sidi-Medjahed et de son périmètre irrigable. La quasi totalité des eaux de la haute Tafna et de l'oued Khémis est dérivée vers Oran à partir du barrage de Béni-Bahdel sauf en période de hautes eaux. Une nouvelle Tafna se reforme alors à partir de sources et de l'eau de fuite du barrage, ce qui permet d'utiliser T5 comme station de référence relative. BA et MG sont des stations très polluées puisqu'elles reçoivent directement des effluents urbains et industriels de la région de Maghnia. De même que M2 sur l'oued Mouillah qui reçoit les effluents de la ville d'Oujda, ceux de quelques industries en amont de Maghnia et qui amène vers le barrage les eaux des oueds El Abbès et Ouerdeffou.

Les industries susceptibles de polluer d'une manière continue les affluents et par suite la Tafna sont résumées dans l'annexe 3.

2.1- Caractéristiques des stations d'étude du milieu superficiel

Station BA

La station BA se situe au pont de la route nationale n°7, reliant Maghnia à Sabra, à une altitude de 360m, à une latitude de 34°50'19''N et une longitude de 1°42'31''W. La largeur du lit est d'environ 1.5m, la profondeur est de 10 à 15 cm. La couverture végétale riveraine y est clairsemée, avec quelques espèces arborées. Le fond du lit est recouvert d'une épaisse couche de vase réductrice, formée de matière organique sédimentée provenant des rejets industriels. L'eau est caractérisée par une couleur blanchâtre et une odeur acidulée

Station MG

La station MG, se situe en aval de la ville de Maghnia, et de la confluence avec l'oued El-Abbès à une altitude de 330m, une latitude de 34°52'59''N et une longitude de 1°39'02''W. Cette station est caractérisée par un lit mineur large de 5m en moyenne, une profondeur moyenne de 20 cm, un substrat caillouteux, couvert d'une importante couche de vase, une eau très trouble, similaire à celle des eaux d'égout, dégageant une mauvaise odeur, très forte en étiage et une végétation riveraine limitée à quelques espèces épineuses. Des cultures maraîchères occupent les abords du cours d'eau

Station M1

La station M1 se situe au pont de la route Maghnia-Marsa Ben-Mhidi à une altitude de 405m, une latitude de 34°54'43''N et une longitude de 1°48'53''W. La largeur est de 5m et la profondeur de 15 cm en moyenne. Son substrat est caillouteux avec présence de limons et d'argiles, la végétation est quasiment absente, son eau est toujours trouble car c'est une station influencée par les eaux usées provenant de la ville d'Oujda et d'une usine de conduites en béton.

Station M2

La station M2 se situe au pont de la route nationale n°35 reliant Maghnia à Hammam Boughrara, en aval de la confluence Mouillah-Ouerdeffou, à une altitude de 285m, une latitude de 34°58'38''N et une longitude de 1°52'58''W. La largeur du lit est de 10m en moyenne, son substrat est constitué de cailloux et galets recouverts d'une vase réductrice noire, l'eau présente une couleur grise à noirâtre dégageant une odeur nauséabonde, ainsi que des bulles de gaz à la surface de l'eau, une profondeur moyenne de 30cm. La végétation

riveraine se limite à quelques espèces en particulier *Nerium oleander* et le genre *Tamarix*, alors que la végétation aquatique y est absente. Cette station a été retrouvée inondée par les eaux du barrage de Hammam-Boughrara, à partir du mois de mars 1999.

Station T5

La station T5 se situe à proximité du village Poste Tafna, sur le pont de la route n°7 reliant Maghnia à Sabra, à 300m d'altitude, une latitude de 34°49'36''N et une longitude de 1°39'13 'W'. Ses eaux proviennent principalement des sources et de petits affluents en aval du barrage de Béni-Bahdel. La largeur du lit est de 2 m en moyenne, constitué en majeure partie de galets recouverts d'éléments fins, la profondeur moyenne de l'eau est de 15 à 20cm, elle est de couleur claire, la végétation aquatique est abondante, principalement *Trifolium sp.*, *Calendula arvensis* et *Phragmite communis*

La végétation riveraine est dense, recouvrant une grande partie du lit elle est constituée de *Nerium oléander*, *Ricinus communis* et *Olea europaea*

Les terrains cultivés qui bordent ce point de prélèvement sont irrigués par cette eau. Cependant, le faible débit et l'utilisation excessive de l'eau par les agriculteurs contribuent à l'assèchement de la station même en période humide.

Station T6

La station T6 se situe en aval de Hammam-Boughrara, sur la route nationale n°35 reliant Maghnia à Oran à une altitude de 220m, une latitude de 34°55'41''N et une longitude de 1°37'59''W. Le lit de l'oued mesure 4m en moyenne, le substrat est sableux avec la présence de cailloux et quelques galets. La profondeur moyenne est de 20cm environ, la couleur de l'eau est plus ou moins claire avec la présence de mousse de détergent, la végétation aquatique est quasiment inexistante à l'exception d'algues filamenteuses au printemps dont: *Zygnema sp.*, *Spirogyra sp.*, *Ulotrix sp.* La végétation riveraine est composée de: *Nerium oleander*, *Juncus maritimus*, *Calendula arvensis*, *Cupressus sp.*, *Sinapis arvensis*, *Atractylis sp*

Station T7

La station T7 se situe au pont de la route nationale 35 reliant Maghnia à Remchi, à une altitude de 110m, une latitude de 35°02'56''N et une longitude de 1°26'31''W. La largeur moyenne du lit est de 4.5m et la profondeur de 20cm. Cette station présente un substrat caillouteux avec la présence de quelques blocs au centre du lit, une eau verdâtre. La

végétation se compose de *Nerium oleander*, *Juncus maritimus*, *Calendula arvensis*, *Cupressus sp.*, *Sinapis arvensis*, *Atractylis sp.*

Station T8

La station T8 se situe à proximité du village de La Pierre du Chat, sur le pont de la route nationale n°22 reliant Tlemcen à Oran à 6 Km de la confluence de l'oued Isser. Elle est localisée à une altitude de 80m, une latitude de 35°12'03''N et une longitude de 1°28'29''W. Le lit de l'oued présente une largeur moyenne de 7 à 8m, une profondeur de 30cm en moyenne, un substrat constitué de galets et de graviers et un couvert végétal riverain composé de *Nerium oleander*, *Juncus maritimus*, *Olea europea* et *Ampelodesma mauritanica*

2.2 - Caractéristiques de la station d'étude du milieu hyporhéique

L'étude du milieu hyporhéique a été conduite sur le cours principal de la moyenne Tafna à une latitude de 34°87'23''N, une longitude de 1°35'69''W et une altitude de 184m, à environ 20 Km en aval du barrage de Hammam Boughrara (Fig.2). L'oued Tafna présente à ce niveau un lit large de 7m en moyenne et une profondeur moyenne de 30cm. Le fond du lit est recouvert essentiellement de blocs, galets, cailloux, gravier et sable formant ainsi une alternance de seuils et de mouilles. Les rives sont caractérisées par un dépôt d'éléments fins (sable et limons). Le site d'étude mesure 300m de long, il a été divisé en 3 stations, de l'amont vers l'aval: station A (mouille amont du site), station B (mouille médiane) et station C (seuil aval du site).

La zone hyporhéique, comprise entre quelques cm jusqu'à 2m de profondeur, est composée essentiellement de sables, graviers et de galets.

L'écoulement est contrôlé en grande partie par le barrage et les apports latéraux. En été, le site se caractérise par un faible débit qui tend à diminuer jusqu'à l'assèchement et en hiver, il atteint une moyenne de 0.5 m³/s. La végétation riveraine se compose de *Tamarix gallica*, *Phragmite communis*, *Calendula arvensis*, *Inula viscosa*, *Atriplex halinus* (Asphodèles), *Sinapis arvensis*. La végétation aquatique est représentée uniquement par des algues planctoniques et des algues filamenteuses.

2.3 - Caractéristiques des points de prélèvement de la nappe de la zone étudiée

2.3.1 - Nappe alluviale de la Tafna

Les alluvions récentes étalées dans les principales vallées, constituent des aquifères d'importance variable. Sur les rives de la Tafna les sables et graviers assez bien développés constituent des réservoirs aquifères très exploitables notamment pour l'irrigation.

Les terrasses d'alluvions de la Tafna, constituées de sables, graviers et argiles sont parsemées de nombreux puits domestiques aux productions moyennes à médiocres.

Ces nappes alluviales sont peu sollicitées par les ouvrages d'exploitation pour l'alimentation en eau potable.

2.3.2 - Présentation des puits (Fig 6)

Les caractéristiques principales de l'eau souterraine de la région nous sont connues par les analyses faites sur 14 puits localisés dans la vallée de la moyenne Tafna, entre Maghnia et Zenata.

Le puits Pu1

Ce puits se situe à environ 2 Km du croisement Zenata-Maghnia, à l'est de Maghnia, à 300 mètres de la rive droite de la route nationale N°35 de Maghnia à Oran, à 180m d'altitude, à 35°01'21''N de latitude et à 1°30'41''W de longitude.

Le puit est dans une localité à vocation agricole, vouée aux cultures maraîchères. L'eau est destinée à l'irrigation des terrains cultivés à l'aide d'une pompe électrique

Le puits Pu2

Ce puits se situe à environ 2.5 Km du croisement Zenata-Maghnia, à l'est de Maghnia, à 200 m de la rive droite de la route nationale N°35, à 180m d'altitude, à 35°01'14''N de latitude et à 1°30'41''W de longitude. Il est localisé dans un terrain cultivé, planté souvent de céréales, mais aussi de cultures maraîchères L'eau est destinée à l'irrigation.

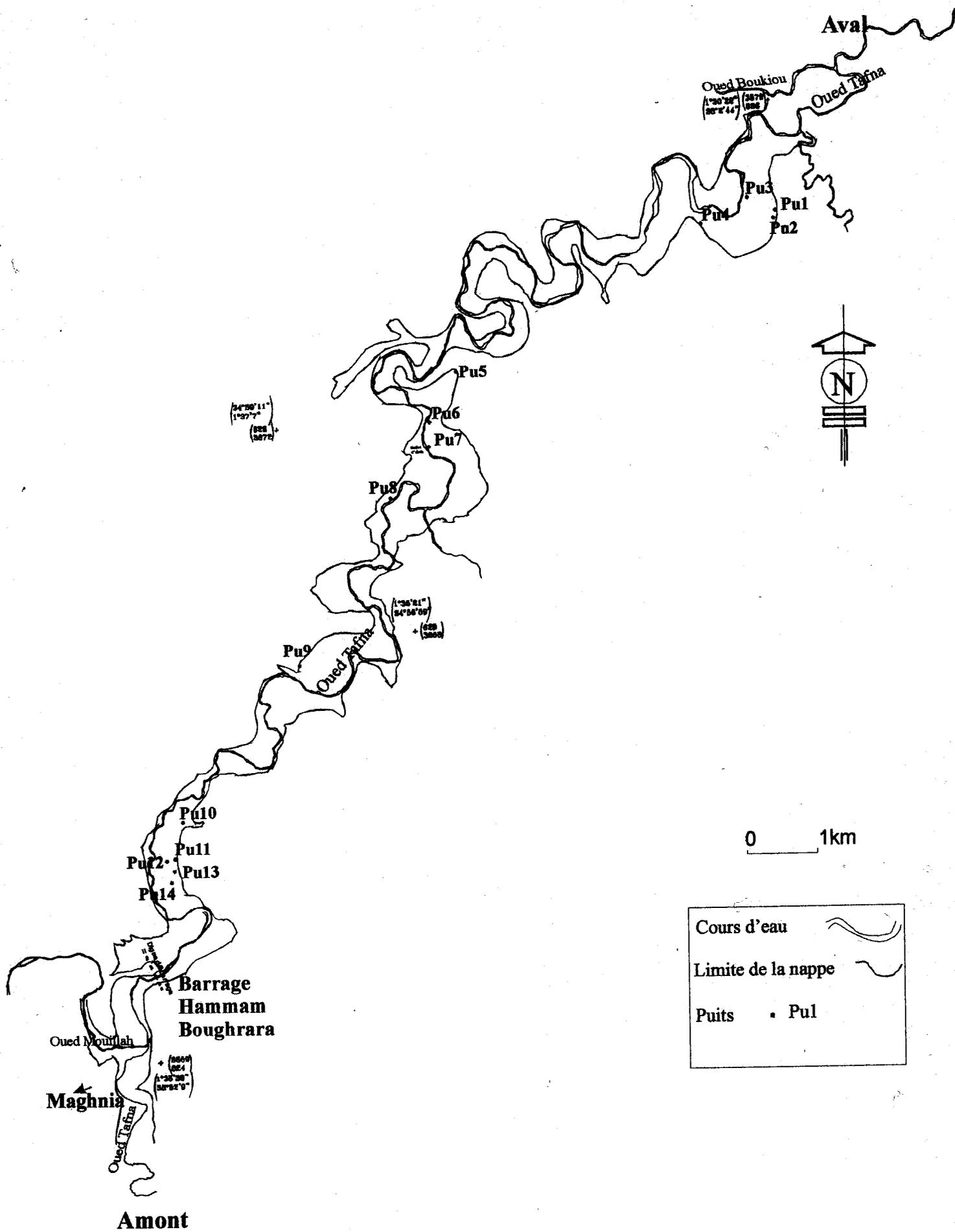


Fig.6- Délimitation de la nappe alluviale avec localisation des puits

Le puits Pu3

Ce puits se situe à environ 2.5 Km du croisement Zenata-Maghnia, à 30 mètres de la rive gauche de la route nationale N°35, à 179 m d'altitude, à 35°01'28''N de latitude et à 1°30'55''W de longitude. L'eau est destinée à l'irrigation des terrains cultivés (céréales).

Le puits Pu4

Ce puit, considéré comme le plus profond, se situe à environ 3 Km du croisement Zenata-Maghnia, à 400 mètres de la rive gauche de la route nationale N°35, à 180 m d'altitude, à 35°01'08''N de latitude et à 1°31'50''W de longitude. Il se localise au centre d'un champ d'oliviers, où des cultures céréalières sous plantation sont réalisées. L'eau est utilisée pour l'irrigation

Le puits Pu5

Ce puits se situe à environ 7 Km de Pu4, à une centaine de mètres de la route nationale N°35 à 192m d'altitude, à 34°59'55''N de latitude et à 1°34'55''W de longitude. Il est localisé à proximité d'un champ de céréales. L'eau de ce puits est utilisée pour la fabrication de parpaings.

Le puits Pu6

Ce puits se situe à 1 Km du Pu5 et à environ 400 m du côté gauche de la route nationale N°35, à environ 10 mètres de la rive droite de l'Oued Tafna à 189m d'altitude, à 34°58'59''N de latitude et à 1°35'21''W de longitude. Il est localisé dans une zone de cultures maraîchères et d'arboriculture. L'eau de ce puits est rarement utilisée pour l'irrigation.

Le puits Pu7

Ce puits se situe à environ 500 m du puits Pu6, sur la rive droite et au pont de la route nationale N°35, à environ 10 mètres de la rive droite de l'oued Tafna à 192m d'altitude, à 34°58'50''N de latitude et à 1°35'21''W de longitude. L'eau de ce puits est utilisée dans la fabrication du parpaing.

Le puits Pu8

Ce puits se situe à environ 1.5 Km du puits Pu7, à 50 m du bord de la route nationale N°35, à environ 20 m de la rive gauche de l'oued Tafna à 194m d'altitude, à 34°58'17''N de latitude



et à 1°35'45''W de longitude. Il se localise dans une zone d'arboriculture fruitière. L'eau de ce puits est utilisée pour l'irrigation.

Le puits Pu9

Ce puits se situe à environ 4 Km du puits Pu8, à 50 m de la route nationale N°35, à 180m d'altitude, à 34°56'37''N de latitude et à 1°36'58''W de longitude. Il se trouve dans un hôtel restaurant situé au bord de la route, a proximité d'un champs à vocation céréalière. L'eau de ce puits est utilisée pour les activités de l'hôtel, tel que l'arrosage.

Le puits Pu10

Ce puits se situe à environ 5 Km du puits Pu9, à 50 m de la route nationale N°35, à 238m d'altitude, à 34°54'50''N de latitude et à 1°38'57''W de longitude. Il est dans un champ de cultures céréalière et maraîchère. L'eau de ce puits est utilisée pour l'irrigation.

Le puits Pu11

Ce puits se situe à environ 1 Km du puits Pu10, à quelques mètres de la route nationale N°35 à 241m d'altitude, à 34°54'25''N de latitude et à 1°38'58''W de longitude. Il est situé dans un champ de cultures céréalière et maraîchère. L'eau de ce puits est utilisée pour l'irrigation.

Le puits Pu12

Ce puits se situe à proximité du puit Pu10, à 500 mètres de la rive gauche de la route nationale N°35 et à 500 m de la rive droite de l'oued Tafna, à 243m d'altitude, à 34°54'25''N de latitude et à 1°38'59''W de longitude. Il se localise dans un champ à cultures céréalière et maraîchère. L'eau de ce puits est utilisée pour l'irrigation.

Le puits Pu13

Ce puits se situe à environ 500 m du puit Pu11, à 50 mètres de la route nationale N°35 à 244m d'altitude, à 34°54'12''N de latitude et à 1°38'58''W de longitude. Il est localisé dans un champ de cultures céréalière et maraîchère. L'eau de ce puits est utilisée pour l'irrigation.

Le puits Pu14

Ce puits se situe à quelques mètres du puit Pu13, à 100 mètres de la route nationale N°35 à 248m d'altitude, à 34°54'5''N de latitude et à 1°38'59''W de longitude. Il est localisé dans un champ de cultures céréalière et maraîchère. L'eau de ce puits est utilisée pour l'irrigation.

3 - MATERIELS ET METHODES

3.1 - Echantillonnage - Méthodes d'étude

3.1.1 - Milieu superficiel

Les mesures d'eau de surface ont été réalisées sur des échantillons prélevés entre 1996 et 2001, périodes couvrant 3 situations hydrologiques différentes:

- mensuellement entre octobre 1996 et juillet 1997 représentant la période hydrologique naturelle avant l'installation du barrage
- 2 fois en 1998, mensuellement entre janvier et juillet 1999, après installation du barrage mais avant les lâchers
- et 8 fois entre 2000 et 2001 périodes des lâchers.

3.1.2 - Milieu hyporhéique

Les points de prélèvement ont été choisis afin d'avoir la plus grande hétérogénéité du milieu. Sur la station, l'échelle d'hétérogénéité, se situait au niveau de la morphologie du lit de l'oued (seuil, mouille et zone de dépôt)

Les mesures d'eau hyporhéique ont été réalisées dans 6 piézomètres retenus le long du site d'étude (Fig.2), mensuellement entre Mai 1999 et Avril 2001 couvrant 3 périodes hydrologiques: hautes eaux, étiage et lâchers.

3.1.3 - Milieu phréatique

Les 11 puits retenus pour cette étude étaient placés selon un gradient nord/sud sur un tronçon de 20 Km, le long de l'oued Tafna. (Fig.6). La profondeur de la nappe dans chaque puits a été mesurée à l'aide d'une sonde sonore lumineuse au cours de 9 campagnes de prélèvements, de février 2000 à juin 2001. Les analyses physico-chimiques de l'eau ont été mesurées à 5 dates de février 2000 à mai 2001.

3.2 - Mode de prélèvement

3.2.1 - Milieu superficiel

Trois prélèvements d'eau de surface ont été effectués par station et conservés à la température de 4 °C dans une glacière.

3.2.2 - Milieu hyporhéique

Le matériel employé est le système de pompage « Bou-Rouch » (Bou & Rouch 1967, Bou 1974). Les prélèvements mensuels, de 5 litres d'eau ont été effectués à l'aide d'une sonde enfoncée dans le sédiment à 50 cm de profondeur jusqu'à 1.5 m en étiage.

Le sens de circulation des eaux du sous-écoulement est déterminé par la mesure du gradient hydraulique vertical (VHG) à l'interface "benthique-hyporhéique"(Fig.7). Il est évalué en mesurant, à l'aide d'un minipiézomètre, 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).

3.2.3 - Milieu phréatique

Trois prélèvements d'eau souterraine ont été effectués par puits et conservés à la température de 4 °C dans une glacière.

3.3 - Analyses physico-chimiques de l'eau

3.3.1 - Mesures réalisées sur le terrain

La température de l'eau a été relevée à l'aide d'un thermoconductimètre. Elle est exprimée en degrés celsius.

Les mesures de l'oxygène dissous ont été effectuées à l'aide d'un oxymètre et du matériel HACH. Les résultats sont exprimés en mg/l. Toutes les mesures ont été réalisées en pleine journée sauf mention contraire.

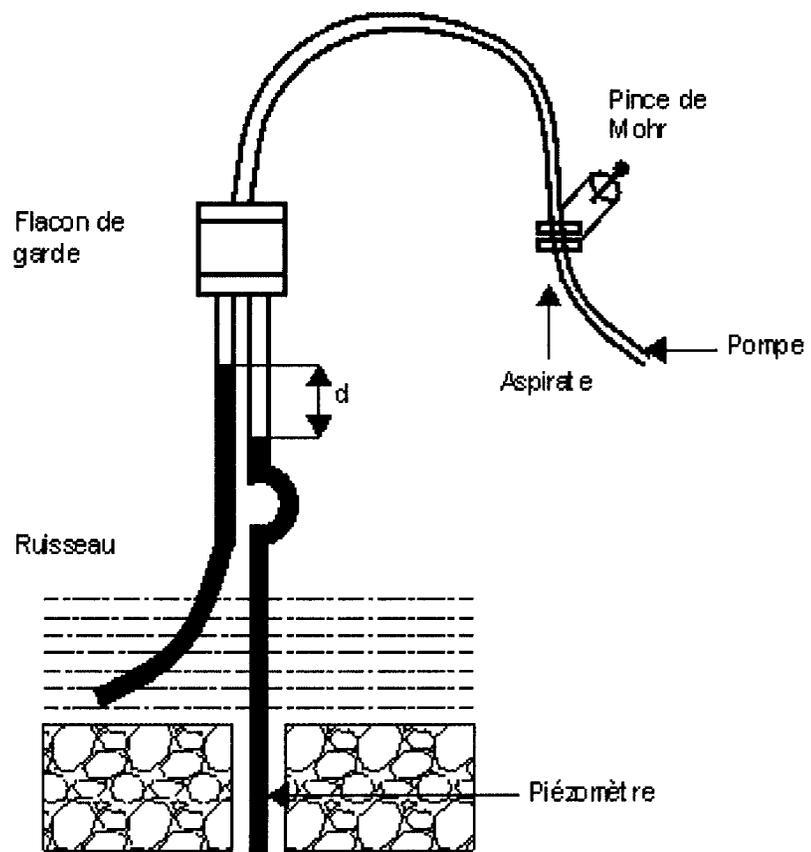


Fig.7- Dispositif de mesure de la charge hydraulique (VHG)

Le pH est mesuré à l'aide d'un pH-mètre électrique.

La Conductivité est mesurée à l'aide d'un conductivimètre et exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$

3.3.2 - Mesures réalisées au laboratoire

L'analyse des paramètres a été effectuée au niveau du laboratoire de l'agence nationale des ressources hydrauliques (A.N.R.H.) par les méthodes standard décrites dans Rodier (1996).

Demande chimique en oxygène D.C.O (mg/l d'O₂)

La D.C.O permet d'estimer l'ensemble des matières organiques biodégradables ou pas dans l'eau. Elle est déterminée par le dichromate de potassium un oxydant puissant, en milieu acide et en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure. Les prélèvements sont préalablement acidifiés par l'acide sulfurique à pH compris entre 2 et 3.

Demande biochimique en oxygène D.B.O₅ (mg/l d'O₂)

La D.B.O₅ représente la quantité d'oxygène consommée par les micro-organismes contenus dans l'échantillon après incubation durant 5 jours, à la température de 20°C. Sa valeur est proportionnelle à la teneur en matières organiques du milieu. Pour mesurer la D.B.O₅ on a utilisé la méthode par dilution.

Substances azotées

Azote ammoniacal (mg/l de N-NH₄⁺)

L'ammonium est dosé par la méthode au bleu d'indophénol. En milieu alcalin et en présence de nitro prussiate qui agit comme un catalyseur, l'ammoniaque traité par une solution d'hypochlorite de sodium et de phénol donne du bleu d'indophénol qui est dosé colorimétriquement (Rodier 1996).

Nitrites (mg/l de N-NO₂)

La diazotation de l'acide sulfanylique et sa combinaison avec l'alpha donne un complexe coloré rouge pourpre susceptible d'un dosage colorimétrique (Rodier 1996).

Nitrates (mg/l de N-NO₃)

Les nitrates sont réduits en nitrites en présence d'hydrazine et de sulfate de cuivre en milieu alcalin et dosés sous cette forme selon la méthode de Griess-Ilosvay.

Nitrates et nitrites ont été déterminés également par la méthode Hach

Chlorures (mg/l de NaCl)

Les chlorures sont dosés par la méthode Hach et volumétriquement en milieu neutre par une solution titrée de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium selon la méthode de Mohr (Rodier 1996).

3.4 - Méthode d'Analyse des sédiments

L'analyse granulométrique permet de déterminer la composition des particules de différentes tailles au sein d'un échantillon et donc d'évaluer, notamment la quantité d'argiles composant le prélèvement. Celles-ci jouent un rôle essentiel dans les échanges eau-sédiments.

Les classes granulométriques considérées sont les suivantes

Echelle des diamètres des particules (µm)				
2	20	50	200	2000
argiles	Limons fins	Limons grossiers	Sables fins	Sables grossiers

Les prélèvements de sédiment ont été effectués sur la rive droite et la rive gauche de l'oued Tafna, à proximité des 6 piézomètres choisis pour l'étude du milieu hyporhéique. Huit campagnes de mesures ont eu lieu entre mai 99 et novembre 2000 incluant les 3 périodes hydrologiques.

Aux dates indiquées, les échantillons étaient prélevés à l'aide d'un cylindre de 13 cm de diamètre enfoncé jusqu'à 20cm de profondeur, et conservés à 4°C.

3.4.1 - Méthode d'analyse granulométrique

Cette analyse a été effectuée selon la méthode de sédimentation. Les échantillons, tamisés sur 2 mm, sont traités préalablement à l'eau oxygénée afin d'éliminer la matière organique et d'éventuels agrégats. Ils sont ensuite agités en présence d'un seul agent dispersant: l'héxamétaphosphate de sodium.

Cette méthode est basée sur la vitesse de chute des particules en milieu liquide. Les particules tombent avec une vitesse d'autant plus grande qu'elles sont plus grosses (loi de Stokes) en fonction de la température.

3.4.2 - Dosage du carbone organique

La matière organique étant composée d'environ 50% de carbone organique, le dosage de ce dernier a été réalisé selon la méthode d'Anne (Demelon 1966). Son principe est basé sur l'oxydation à chaud du carbone organique par un mélange de bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) et d'acide sulfurique

3.5 - Méthodes statistiques

3.5.1 - Analyse de variance et tests non paramétriques

La normalité des valeurs de la distribution de la majorité des variables physico-chimiques a été testée par la méthode de Kolmogorov-Smirnov. Seuls les nitrates et la DBO_5 suivent une loi normale. La variabilité spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques des eaux a été donc étudiée à l'aide d'ANOVA1 et de tests non paramétriques de Kruskal-Wallis. Ces derniers ont permis de savoir si les mesures physico-chimiques présentaient une différence significative entre les stations choisies et entre les périodes hydrologiques.

3.5.2 - Analyses Multivariées

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

3.5.2.1 - L'analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales est une méthode statistique qui présente sous une forme graphique, le maximum de l'information contenue dans des tableaux de données quantitatives (Relevés X Variables). Le principe de cette analyse est de pouvoir représenter les n relevés dans un "espace à p dimensions". Les espaces retenus seront à 2 dimensions (des plans) c'est à dire qu'on peut créer à partir de combinaisons linéaires des p variables quantitatives initiales, des p indices synthétiques non corrélés entre eux et de variance croissante appelés composantes principales.

Cette méthode permet de faire des regroupements d'individus ou de relevés qui se ressemblent sur un plan et d'avoir un cercle de corrélations qui permet d'observer l'organisation des variables sur ce même plan.

Une ACP normée a été effectuée sur une matrice de 106 échantillons (stations x dates) et 9 variables physico-chimiques. Préalablement, et dans le but d'obtenir une distribution des valeurs normales, toutes les données ont été transformées en valeurs logarithmiques. Cette transformation est nécessaire pour le calcul des coefficients de corrélation de l'ACP.

3.5.2.2 - Analyse discriminante

L'analyse discriminante recouvre deux aspects. Le premier consiste à séparer au mieux l'ensemble des g groupes à l'aide des p variables. On dit qu'elle effectue une discrimination de populations. Le second permet d'effectuer un classement des observations. Dans cette analyse il existe deux méthodes d'analyse: (i) l'ACP intra-groupe qui permet de supprimer son influence et donc d'étudier simultanément une typologie spatiale ou alors d'effectuer une collection de typologie spatiale. (ii) l'ACP inter-groupe représente une approche diamétralement opposée et en même temps complémentaire à l'ACP intra. Elle permettra de mettre en évidence son influence: par exemple l'ACP inter-date prend en compte l'influence du facteur temps (Befly et Doledec, 1991). Concrètement, le tableau traité est de même dimension que le tableau initial mais il se compose des données centrées par blocs. L'intérêt de la démarche réside dans la maximisation de la dispersion des centres de gravité des groupes.

Dans notre cas, le tableau des données physico-chimiques pour cette analyse est composé de 9 colonnes (variables mesurées) et de 109 relevés correspondant aux 8 stations et aux trois périodes hydrologiques.

4 - RESULTATS

4.1 - Milieu superficiel

L'évolution de chaque paramètre est étudiée dans l'espace en suivant les modifications amont-aval, et dans le temps en comparant les différentes périodes hydrologiques.

Les résultats des analyses physico-chimiques de l'eau sont rassemblés sur la figure 8 et dans le tableau (annexe1).

4.1.1 - Evolution spatiale

Le suivi de la dynamique des composantes hydrochimiques au niveau de la moyenne Tafna met en évidence une nette pollution, plus prononcée dans ses affluents (collecteurs de pollution). Des différences significatives (tests de Kruskal-Wallis et ANOVA) sont trouvées entre les valeurs moyennes avant et après les rejets de Maghnia, et dans la Tafna entre l'amont et l'aval.

Température

La comparaison des résultats obtenus pour chacune des stations du secteur ne fait pas apparaître de différence significative d'un point à un autre. La température moyenne de l'ensemble du secteur varie entre 12.2 (station M1) et 28°C (station BA) au niveau des affluents et entre 13.3 (station T8) et 23°C (station T6) au niveau de l'oued Tafna

L'écart thermique entre l'amont et l'aval de la Tafna est de 1.4°C en période de hautes eaux et de 2.5°C en étiage. Cette grande homogénéité des températures est à mettre en relation avec l'heure des mesures et les caractéristiques des stations de prélèvement (altitude, pente, largeur, profondeur, couvert végétal) qui sont peu différentes. Dans notre étude, l'évolution de la température de l'eau est plus influencée par la température ambiante que par les rejets industriels.

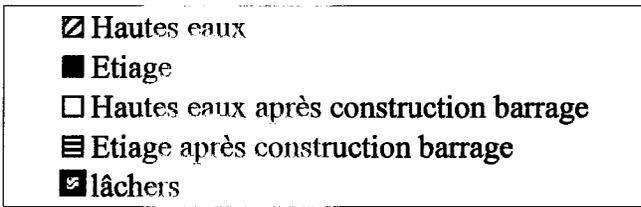
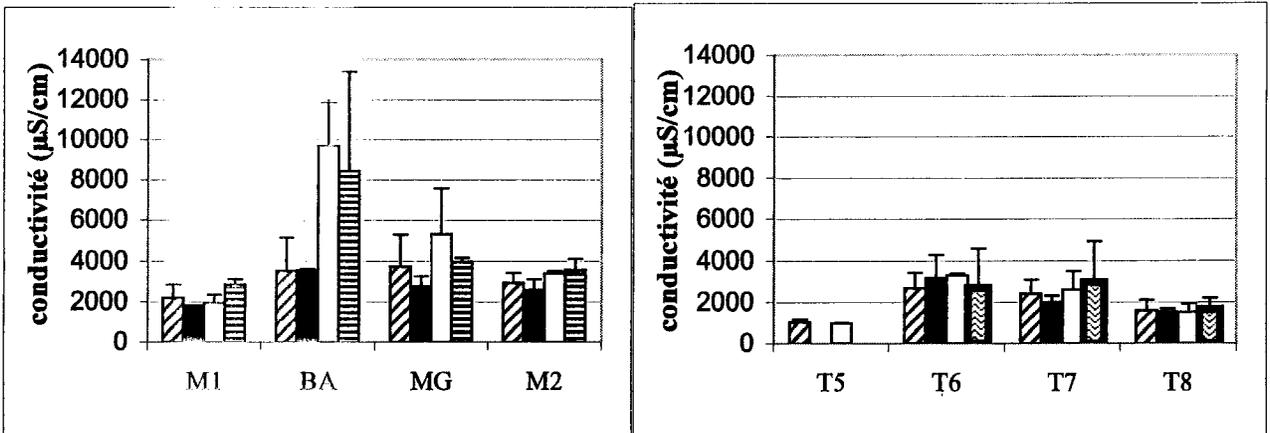
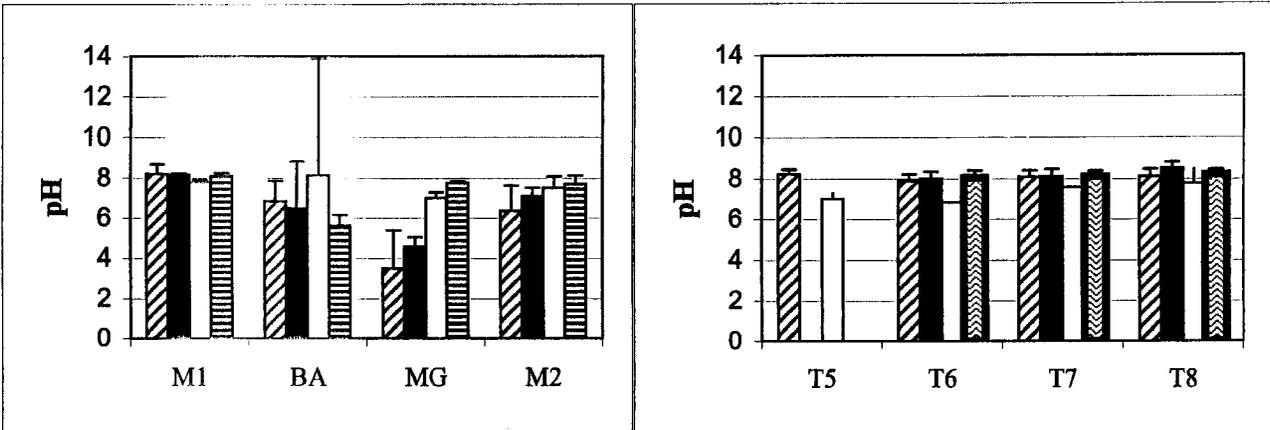
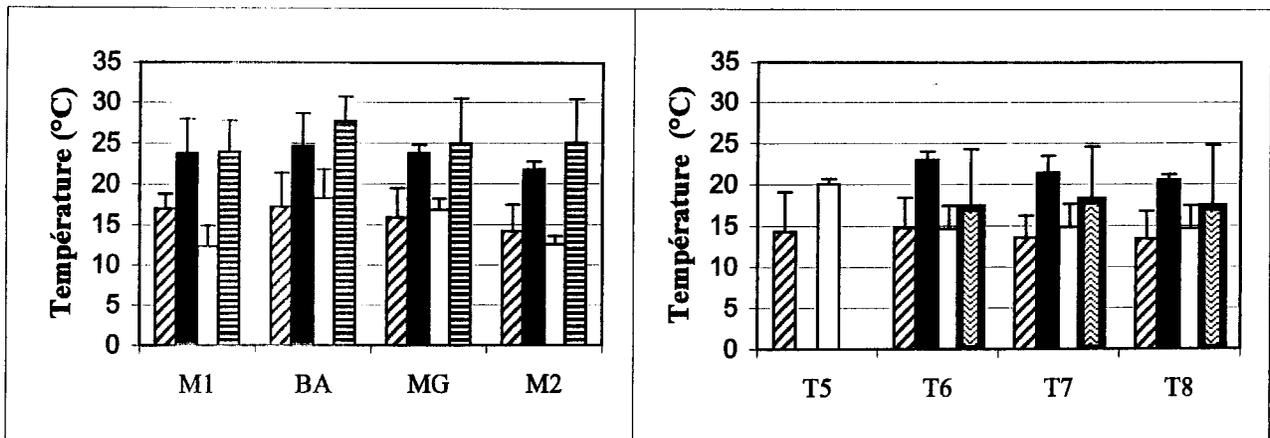


Fig. 8A- Variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques avant et après l'installation du barrage

pH

Le pH mesuré sur le secteur varie entre 3 et 8.5. L'acidité des eaux est extrêmement élevée dans les stations MG (pH = 3.5) et BA (pH = 5.6) situées en aval des rejets provenant de la ville de Maghnia et tend à diminuer dans les stations qui sont plus en aval comme M2 et T6. Cette acidité est probablement liée à la nature des effluents trop acides (Annexe 1).

Dans les autres stations, les valeurs du pH oscillent entre 7 (en T5) et 8.5 (en T8)

Conductivité

La station la moins minéralisée se situe en amont des rejets (station T5) et les stations dont la conductivité est anormalement élevée telles que BA et MG sont les sites recevant d'importants effluents industriels et urbains. Dans le secteur étudié, la Tafna et ses affluents apparaissent très minéralisés. Cependant la conductivité est significativement plus élevée dans les affluents ($p < 0.05$) exposés aux rejets des usines. Les valeurs moyennes mesurées fluctuent entre $977 \mu\text{s/cm}$ (station T5) et $9650 \mu\text{s/cm}$ (station BA recevant d'importants effluents industriels). Ces valeurs élevées mesurées dans chaque station, y compris dans la station T5 non polluée, caractérisent une intense minéralisation induite également par la nature dolomitique des terrains traversés. La conductivité moyenne décroît significativement de l'amont vers l'aval ($p < 0.001$). Ainsi, sur la Tafna, elle passe de 3166 à $1521 \mu\text{s/cm}$ de la station T6 à la station T8. Celles-ci sont distantes de 50 km. La réduction de la minéralisation en aval est probablement liée à la dilution des eaux par les affluents dont l'oued Isser.

Chlorures

Les teneurs moyennes en chlorures montrent une répartition comparable à celles de la conductivité. Les chlorures sont présents à des concentrations très élevées dans la majorité des stations. Elles sont significativement plus élevées dans les affluents ($p < 0.05$): supérieures à 1500 mg/l dans BA, MG et M2, stations plus exposées à l'impact industriel, mais inférieures à 500 mg/l dans les stations moins influencées par la pollution comme T5 et T8. Les chlorures décroissent significativement avec la distance à la source de pollution ($p < 0.002$).

Oxygène dissous

Le taux en oxygène dissous est généralement satisfaisant dans toutes les stations mais il est insuffisant au niveau des affluents ($< 2.5 \text{ mg/l}$) dans la zone des rejets où l'intense décomposition bactérienne mobilise de l'oxygène. Le faible débit de ces oueds, comparé aux

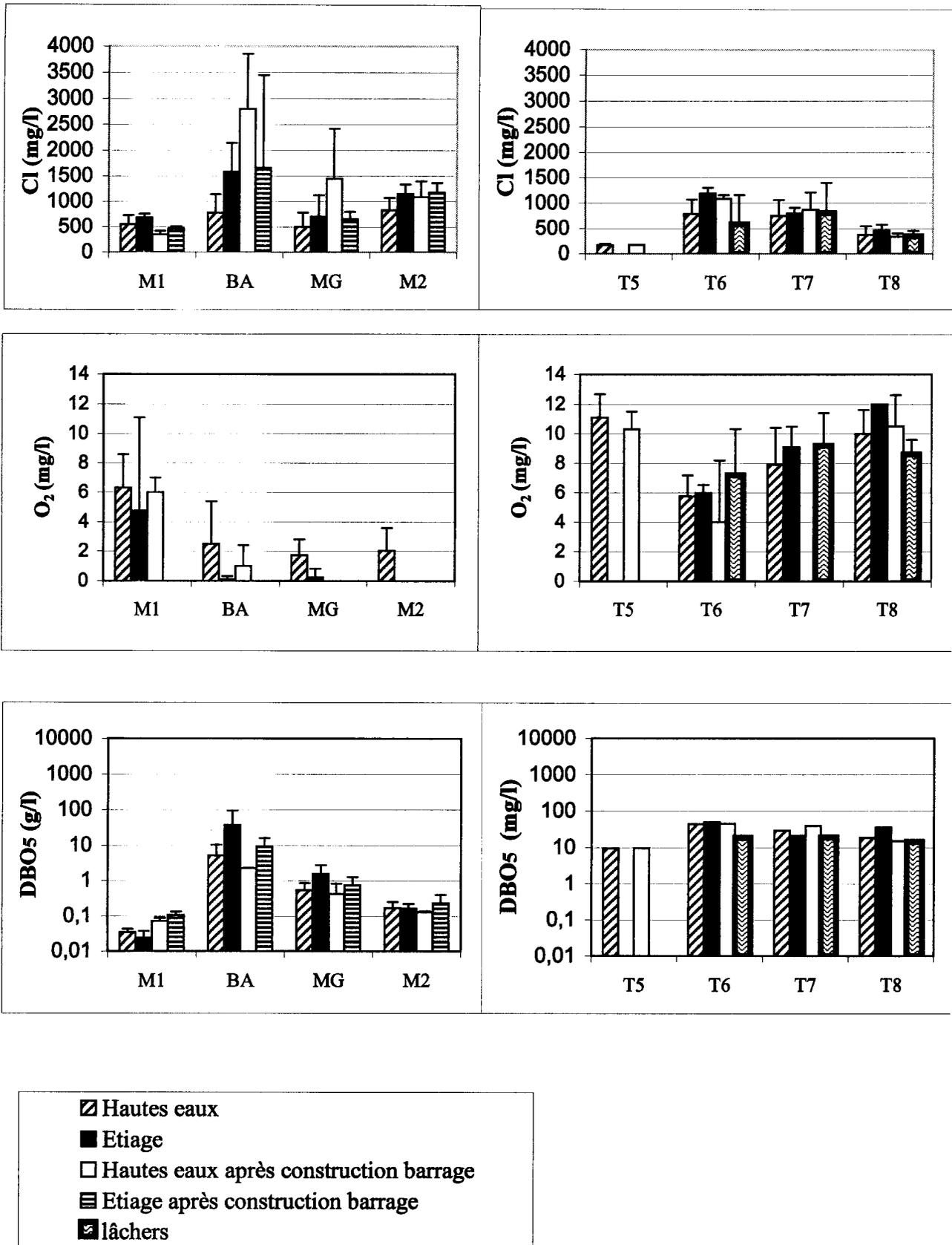


Fig. 8B- Variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques avant et après l'installation du barrage

rejets organiques domestiques et industriels importants, conduit à une baisse significative de l'O₂ voire à un état anoxique. Les valeurs moyennes varient de 0.1 (BA) à 6mg/l (M1).

L'eau de surface en T5 est bien oxygénée (O₂>100% de saturation). Dans les stations de l'aval, où la dilution croissante des rejets entraîne une augmentation de l'oxygène, les concentrations varient entre 6 et 12 mg/l. En effet, la Tafna montre des taux d'O₂ significativement élevés (p<0.001). Le taux de saturation est souvent autour de 100%. La station T6, située au voisinage de la source de pollution, a un taux d'O₂ en dessous de la saturation montrant que la Tafna, à ce niveau, est affectée par la pollution organique de la ville de Maghnia. A l'aval, il augmente pour atteindre la sur-saturation dans la station T8 indiquant une amélioration de la qualité de l'eau.

Demande biochimique en O₂ (DBO₅)

La demande biochimique en O₂ est définie comme étant le paramètre le plus important indiquant une pollution organique. La DBO₅ montre des valeurs anormalement élevées, dépassant 100g/l dans les affluents recevant directement les rejets. Les valeurs y sont largement supérieures à celles mesurées dans une station d'épuration. Elles varient en moyenne entre 243 mg/l en M1 (station influencée par les eaux usées de la ville d'Oujda) et 38 g/l en BA qui reçoit une forte charge de matière organique provenant essentiellement des industries agroalimentaires.

Dans la Tafna, la DBO₅ est beaucoup moins élevée. Elle se situe autour de 46 mg/l en moyenne au voisinage de la source de pollution (station T6) avec un maximum de 75 mg/l en juillet. Elle décroît significativement de l'amont vers l'aval (p<0.05) avec, une valeur moyenne de 39 mg/l dans la station T7 et de 14 mg/l en T8.

Composés Azotés

Ammonium

L'ammonium est le nutriment dominant dans cette étude. La concentration moyenne dépasse 1 mg/l dans toutes les stations, excepté dans la station T5, en amont des rejets où N-NH₄ est à l'état de traces (<0.02mg/l).

La concentration moyenne en N-NH₄ varie entre 0.7 mg/l et 58 mg/l dans les affluents et de 0.01 à 10 mg/l dans l'oued Tafna.

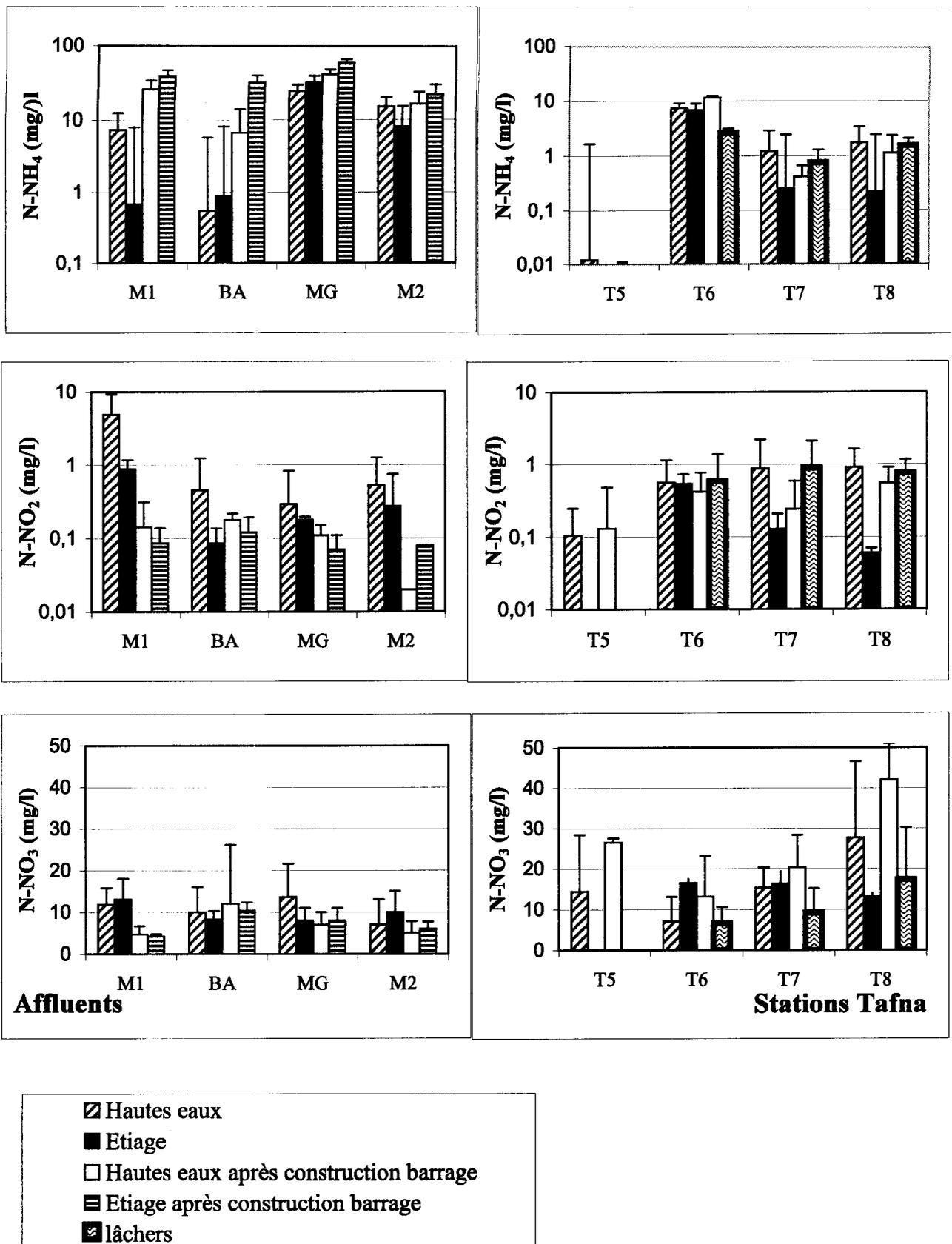


Fig. 8C- Variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques avant et après l'installation du barrage

Le N-NH₄ montre une élévation de concentration plus marquée dans les sites influencés par les rejets domestiques (>10 mg/l) notamment l'oued Mouillah en amont des rejets (M1) mais qui est influencé à ce niveau là par les rejets d'eaux usées domestiques de la ville d'Oujda et l'oued Ouerdeffou qui reçoit les rejets urbains de l'agglomération de Maghnia. Dans ce dernier N-NH₄ atteint un maximum de 85 mg/l.

Dans la Tafna, l'ammonium diminue significativement de l'amont vers l'aval ($p < 0.001$). Les valeurs moyennes varient entre 1 mg/l (dans la station T6 qui reçoit l'oued Mouillah) et 0.22 mg/l à l'aval dans la station T8.

Nitrites

Dans les affluents, les nitrites sont en concentrations assez élevées reflétant des taux d'O₂ très faibles. Ils montrent des valeurs comparables dans toutes les stations sauf en M1, où ils atteignent une forte concentration moyenne (5 mg/l) avec un maximum de 6 mg/l.

De même dans la Tafna, les concentrations en N-NO₂ restent relativement élevées (0.9 mg/l) en dépit d'une bonne oxygénation du milieu. De plus, il n'existe aucune différence significative entre l'amont et l'aval

Nitrates

A l'inverse de l'azote ammoniacal, les concentrations de nitrates augmentent des affluents vers l'oued Tafna. Les stations caractérisées par un taux d'ammonium et une valeur de DBO₅ élevés présentent des teneurs en nitrates inférieures à 10 mg/l telle que MG et M2. Dans la Tafna, les teneurs en N-NO₃ varient en moyenne de 7 mg/l en T6 à 42 mg/l en T8 et se répartissent significativement ($p < 0.005$) selon un gradient croissant amont-aval le long du secteur étudié. Cette augmentation longitudinale des taux de nitrates est davantage liée à une épuration biologique qu'aux apports latéraux riches en nitrate puisque cette augmentation est observée durant les lâchers du barrage, périodes où les ruissellements sont nuls.

La prise en considération de l'ensemble des composés azotés montre une succession amont-aval classique d'un phénomène d'autoépuration avec des pics en N-NH₄ puis en N-NO₃ entre les stations T6 et T8.

4.1.2 - Evolution temporelle

La figure 8 montre les variations saisonnières des paramètres physico-chimiques dans le cours principal et les affluents pendant les hautes eaux et l'étiage, avant et après l'installation du barrage, et pendant les lâchers.

L'ANOVA1 et le test de Kruskal-Wallis nous ont permis de mettre en évidence des différences statistiques concernant les paramètres analysés. La température, N-NH₄, N-NO₂ et O₂ présentent des différences significatives entre les périodes hydrologiques naturelles, c'est à dire avant l'installation du barrage.

4.1.2.1 - Variations temporelles avant l'installation du barrage

Température

Durant les trois années d'étude, la température des eaux de surface a suivi un cycle saisonnier normal avec une amplitude de 7°C entre l'hiver et l'été ($p < 0.001$). Sur une même station l'écart de température entre l'été et l'hiver peut varier de 7 à 9°C. Cet écart très important peut s'expliquer par les conditions climatiques (Fig. 8A).

Entre l'hiver et l'été, les valeurs moyennes varient entre 14°C et 27°C pour les affluents et entre 13°C et 23°C pour l'oued Tafna. Les températures maximales sont mesurées en juillet-août et oscillent respectivement entre 26 et 29°C et 20 et 23°C. Les températures les plus basses se situent aux mois de décembre-janvier et sont comprises respectivement entre 10.5 et 12°C et entre 10 et 12°C. Ces températures correspondent aux conditions climatiques semi-arides. Ainsi l'amplitude annuelle moyenne est respectivement de 13°C et 10°C. Une différence significative ($p < 0.001$) est enregistrée entre les températures moyennes annuelles de toutes les stations étudiées.

Oxygène dissous

Dans les affluents, les concentrations d'oxygène varient significativement entre les saisons ($p < 0.05$). Les teneurs maximales sont observées en période de hautes eaux et varient entre 1.73 en MG et 6.3 mg/l en M1. Elles correspondent à une période où les volumes d'eaux véhiculés sont importants et diluent les rejets de la zone industrielle et urbaine de Maghnia. Les concentrations minimales sont enregistrées en périodes d'étiage. Une absence d'O₂ est notée au cours de cette période liée au faible débit, à l'accumulation des rejets et à l'accélération du métabolisme de la rivière lié à une température élevée.

Dans la Tafna, à l'inverse des affluents, l'évolution de l'oxygène ne semble pas être déterminée par les saisons. En effet, elle varie essentiellement en fonction de la production algale journalière. Il convient tout de même de remarquer sur la figure 8B réunissant les évolutions spatio-temporelles des valeurs de l'oxygène:

-la sursaturation des eaux en oxygène pendant l'étiage (printemps-été) lors de la poussée algale.

-l'augmentation des teneurs en oxygène de l'amont vers l'aval dans la Tafna en période de fort débit (en hiver) résultant d'un important brassage des eaux.

L'ammonium

L'évolution des teneurs d'ammonium aussi bien dans l'oued Tafna que dans ses affluents (Fig.8C), présente des variations saisonnières significatives ($p < 0.024$) avec des valeurs généralement plus élevées pendant les hautes eaux liée à une assimilation moindre suite à une production algale plus faible. Les valeurs moyennes durant cette période oscillent entre 0.55 mg/l en BA et 15 mg/l en M2 au niveau des affluents et entre 0.012 mg/l en T5 et 7.41 mg/l en T6 dans la Tafna.

En été, lorsque la croissance phytoplanctonique atteint son maximum, $N-NH_4$ est significativement réduit à de faibles concentrations allant de 0.68 mg/l à 8 mg/l dans les affluents et de 0.22 mg/l à 6 mg/l dans le cours principal de la Tafna.

Dans l'oued Ouerdeffou, la station MG est caractérisée par des concentrations extrêmement élevées en ammonium en hiver et en été. Les variations du débit ne semblent pas avoir d'influence en regard de l'importance des rejets.

Nitrites

L'azote nitreux présente également une variation temporelle significative ($p < 0.024$). Les teneurs maximales coïncident toujours avec la période des hautes eaux en relation avec une oxygénation relativement élevée notamment dans la Tafna. Cependant la charge en composés azotés réduits reste importante et les processus de nitrification ne peuvent être menés à leur terme. Dans l'oued Tafna, les faibles concentrations de $N-NO_2$ enregistrées en étiage, accompagnées d'un taux plus élevé d' O_2 , de $N-NO_3$ et d'un faible taux d'ammonium indiquent une forte nitratisation.

Nitrates

La concentration en nitrate est peu variable entre les 2 saisons dans la majorité des stations. Le maximum se situe en général en période de hautes eaux, au moment du lessivage des terres agricoles, riches en engrais azoté alors que la végétation n'est pas entièrement développée. En été la réduction des nitrates dans la majorité des stations résulte à la fois de l'arrêt du lessivage et de l'utilisation de ce nutriment par les végétaux, ce qui n'est pas le cas des stations M2 et T6 qui en sont dépourvues. Cette dernière avec la station T8 aval de la Tafna sont les seules à présenter des variations temporelles ($p < 0.05$). En effet, la forte augmentation des teneurs en $N-NO_3$ à l'étiage enregistrée dans la station T6 pourrait s'expliquer par un phénomène d'upwelling apportant une eau riche en nitrate, tandis que la diminution des teneurs en $N-NO_3$ dans la station T8 serait liée à la dilution par l'oued Isser, caractérisé par de faibles concentrations estivales (12 mg/l de $N-NO_3$)

Demande biochimique en oxygène

Les valeurs de la DBO_5 ne montrent globalement aucune différence significative entre les périodes hydrologiques (Fig.8B). Cependant, dans certaines stations telles que MG et T8, elles atteignent le double des valeurs mesurées pendant les hautes eaux. Par contre, en BA les valeurs sont sept fois plus élevées en étiage ($P < 0.05$). Cette forte accumulation de la matière organique est accentuée, entre autre, par la forte évaporation qui caractérise cette période.

Chlorures

Les concentrations en chlorures sont extrêmement élevées et montrent une augmentation significative en étiage dans les stations BA et M2 au niveau des affluents ($p < 0.05$) et au niveau de la Tafna dans la station T6 ($p < 0.027$) proche de la confluence (Tafna-oued Mouillah).

Conductivité

Les valeurs de la conductivité varient peu temporellement ($p < 0.05$) (Fig.8A). Les valeurs élevées mesurées en étiage sont liées à l'évaporation induisant la concentration des sels.

4.1.2.2 - Variation temporelle après construction du barrage

Durant cette période, les variations saisonnières sont globalement similaires à celles de la période avant installation du barrage mais avec des amplitudes beaucoup plus marquées notamment dans les affluents pour la température, les chlorures et l'oxygène dissous (Fig.8).

Pendant la seconde période des hautes eaux, seules les concentrations de N-NO₃ montrent une augmentation significative dans la Tafna par rapport à la première période ($p < 0.045$). Cette augmentation, plus marquée en T8 ($p < 0.006$), s'explique par la contribution de l'Isser (42 mg/l en hautes eaux). Les autres paramètres ne présentent aucune différence significative entre les 2 périodes de hautes eaux avant et après l'installation du barrage.

4.1.2.3 - Lâchers

Durant les lâchers, tous les paramètres présentent des valeurs homogènes dans toutes les stations situées à l'aval du barrage. Cependant la variation temporelle est évidente entre les conditions naturelles et les lâchers (Fig.8). Par exemple, la diminution est significative pour la DBO₅ ($p < 0.001$) et N-NO₃ ($p < 0.05$) entre les hautes eaux et les lâchers de même que l'augmentation de N-NH₄ ($p < 0.05$) et N-NO₂ ($p > 0.046$) entre l'étiage naturel et les lâchers. La réduction significative de N-NO₃ pendant les lâchers, accompagnée d'une bonne oxygénation, reflète une assimilation chlorophyllienne efficace. D'autre part, l'élévation significative de N-NH₄ et N-NO₂ à l'aval du barrage au moment des lâchers reflète leur accumulation dans le réservoir, probablement soumis à des phénomènes d'eutrophisation.

4.1.3 - Analyse statistique (ACP).

A l'appui de ce premier examen des données, il s'avère intéressant d'avoir un aperçu plus synthétique, incluant l'ensemble des données récoltées sur la Tafna et ses affluents, soit 106 relevés et 9 variables physico-chimiques.

Les résultats montrent une dégradation importante de la qualité de l'eau du secteur d'étude. Dans l'ACP (Fig.9), la première composante explique 40 % de la variance totale. La DBO₅, la conductivité, les chlorures (avec une corrélation positive), et l'oxygène dissous (avec une corrélation négative) pèsent fortement sur cet axe. Ceci peut être considéré comme un gradient d'eutrophisation opposant les stations bien oxygénées aux stations riches en matière organique. Le deuxième axe oppose les ions ammonium aux formes oxydées d'azote. Les chlorures et la conductivité suivent le même modèle

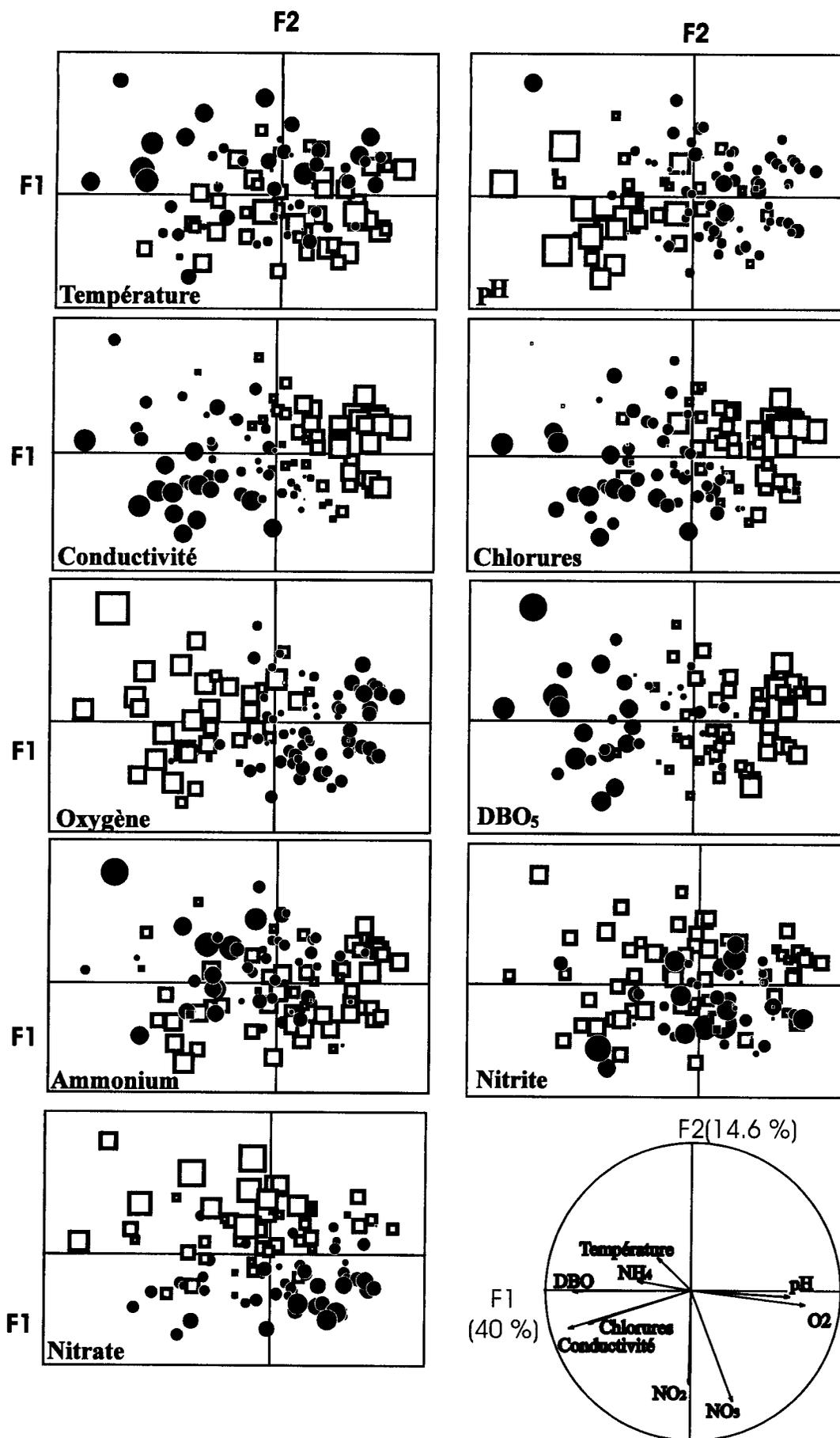


Fig.9 - Cartes F1-F2 factorielles des échantillons montrant la variabilité spatio-temporelle Paramètre. Les tailles des cercles et des carrés sont proportionnelles aux points de chaque Echantillon. Les grands cercles noirs représentent les valeurs maximales et les grands carrés blancs: les valeurs minimales

La figure 10 permet de visualiser très rapidement la participation effective des variables à la constitution des axes factoriels.

Le premier axe factoriel explique 40% de la variance, l'axe 2 explique 13% et l'axe 3 10%. L'axe 1 prend en compte la DBO₅, la conductivité et les chlorures qui s'opposent à l'O₂ dissous. Il représente un gradient de minéralisation principalement lié à l'intensité de la pollution apportée par des déversements urbains et industriels d'eaux usées. L'axe 2 est exclusivement défini par N-NO₃, variable représentant la seule corrélation non négligeable (0.51%). Par les variations des concentrations de cet ion en fonction des épisodes hydrologiques, cet axe matérialise le débit. L'axe 3 représente une minéralisation partielle de la matière organique déterminée par l'ammoniaque.

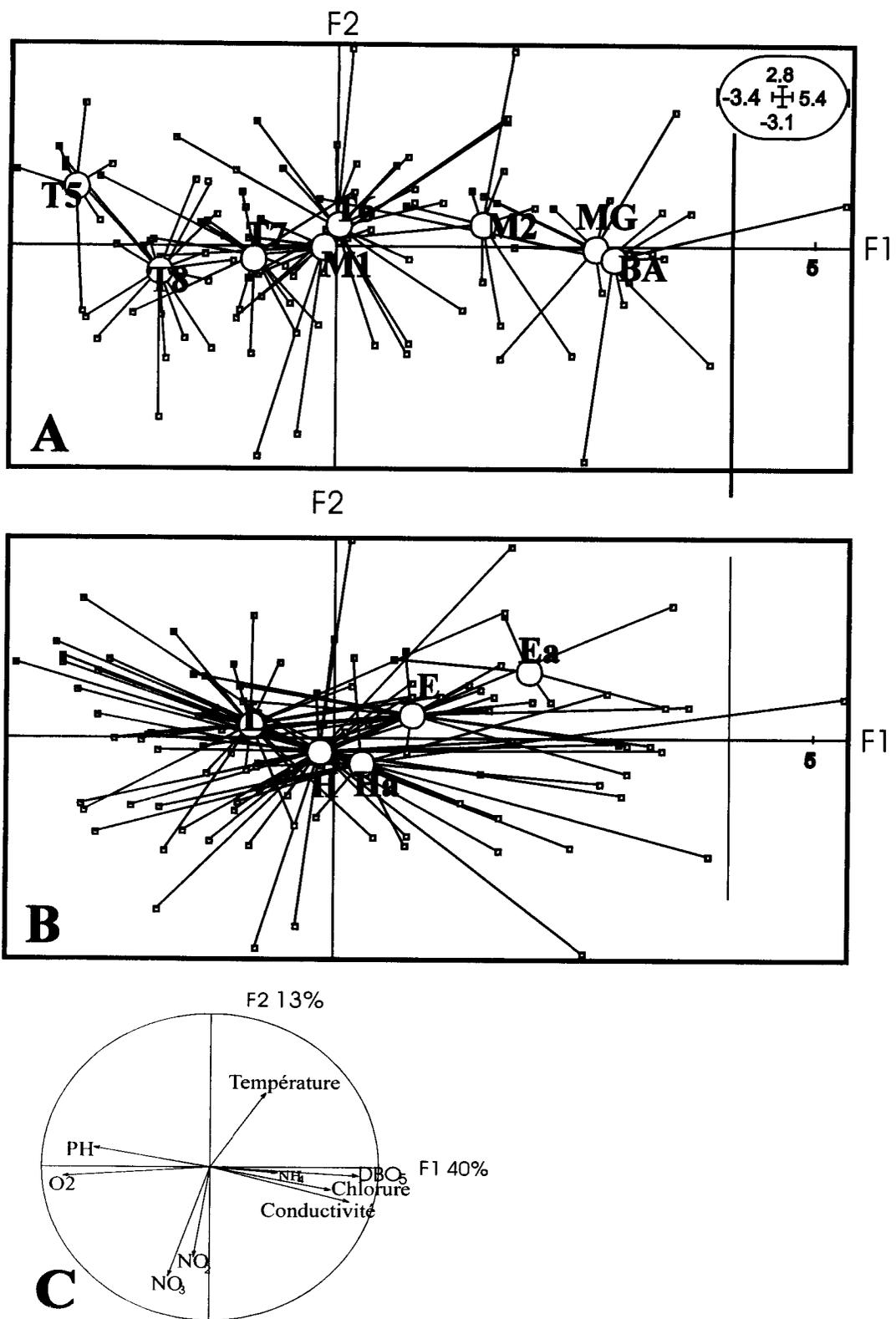
On se limitera pour l'étude à une représentation dans le plan factoriel (F1-F2) qui représente déjà 53% de l'information totale.

L'effet spatial se traduit par la présence de 3 groupes de stations (Fig 10A). Les stations les plus polluées BA, MG et M2, caractérisées par une très faible oxygénation, s'opposent sur l'axe1 aux stations les moins soumises à l'influence des rejets et avec de faibles valeurs pour la DBO₅, les chlorures et la conductivité (T7, T8). Entre ces deux groupes se placent les stations de qualité physico-chimique intermédiaire (M1 et T6). Ceci indique un gradient de pollution décroissant de l'amont vers l'aval. La station T5 est considérée comme une station de référence (située en amont des rejets).

La seconde composante de l'ACP liée aux N-NO₃ suggère un axe saisonnier (Fig 10B): étiage et lâchers s'opposant aux hautes eaux. Ces 2 axes permettent d'obtenir une typologie correspondant à une forte pollution dans les stations BA, MG, M2 durant l'étiage, à une minéralisation croissante de la MO des stations T6 à T8 et à une station témoin T5.

Pour une analyse plus spécifique visant à éliminer l'effet-date ou l'effet-station, l'analyse discriminante nous a permis de déterminer un premier axe discriminant qui prend en compte quatre variables: DBO₅, Cl, O₂ et conductivité contribuant avec 40% d'inertie à décrire les différences entre les stations.

Le second axe discriminant est défini par les nitrates. En dehors des saisons (Fig.11A) les stations d'étude sont réparties sur l'axe1 selon un gradient de minéralisation de la matière organique. Les stations BA et MG s'opposent aux stations T5 et T8. Outre les paramètres indicateurs des teneurs en matières organiques le processus d'auto-épuration concerne



**Fig. 10- A: Distribution spatiale des points de prélèvement dans le plan factoriel F1-F2
 B : Evolution temporelle en relation avec les périodes hydrologiques et la construction du barrage. C : cercle de corrélation. (L= lâchers, H= hautes eaux avant construction du barrage, Ha= hautes eaux après construction du barrage, E=étiage avant, Ea=étiage après)**

l'évolution amont-aval des nitrates dont le niveau moyen augmente avec la restauration de l'oued (stations T6 à T8).

L'ACP intra-groupe montre aussi que la typologie spatiale est différente d'une saison à une autre (Fig.11B): durant les hautes eaux la majorité des prélèvements sont situés sur la partie positive du premier axe, traduisant une meilleure qualité de l'eau de la Tafna aval par suite de la dilution, ce qui n'est pas valable pour les affluents dont les stations sont très polluées telles que BA et MG. Cependant, après l'installation du barrage il est important de souligner que l'eau à l'aval de la Tafna devient de mauvaise qualité car, elle est alimentée par un sous-écoulement et des affluents temporaires pollués.

Durant l'étiage, la pollution (Fig. 11B) augmente et la majorité des stations s'est déplacée vers les valeurs négatives le long du premier axe, traduisant une eau de mauvaise qualité. Après l'installation du barrage, l'écoulement devient nul à l'aval et seules les stations polluées apparaissent sur le graphique. Pendant les lâchers, presque toutes les stations se retrouvent sur la partie positive du premier axe, en raison d'une homogénéisation de l'eau combinée à une dilution.

L'ACP intergroupe (between PCA) (Fig.12) distingue trois groupes de stations : (i) les stations fortement polluées BA et MG, et à un moindre degré la station M2, (ii) les stations intermédiaires M1 et T6, (iii) les stations non polluées T7 et T8 (sous la restauration) et la station T5 (station de référence).

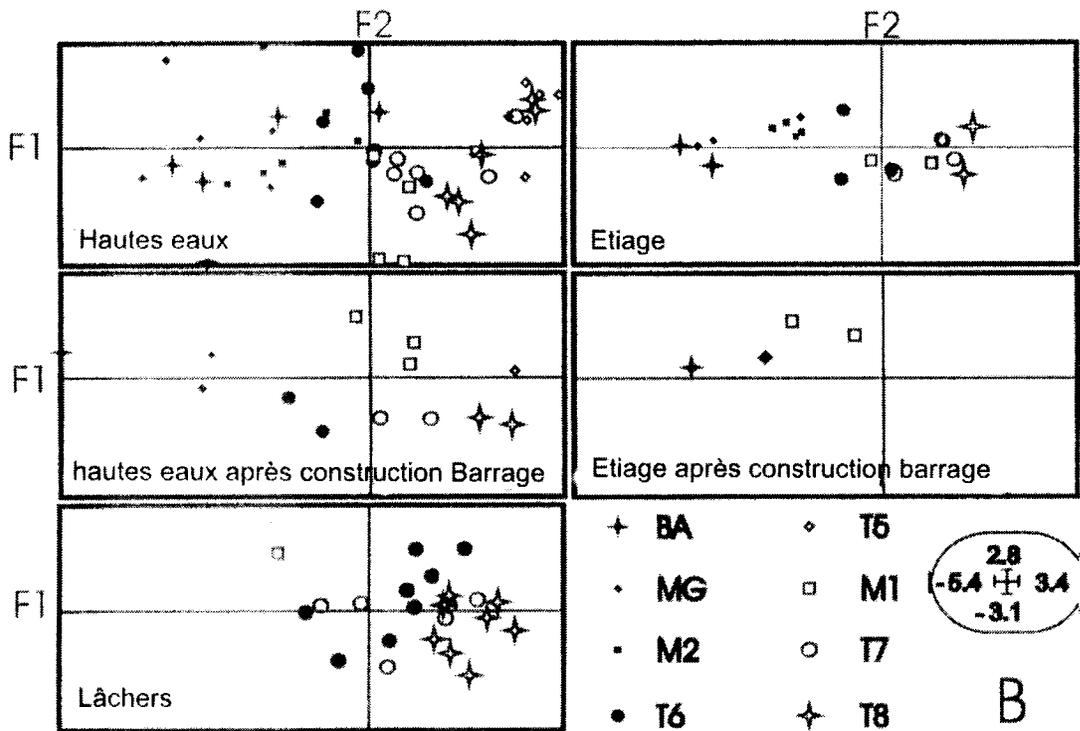
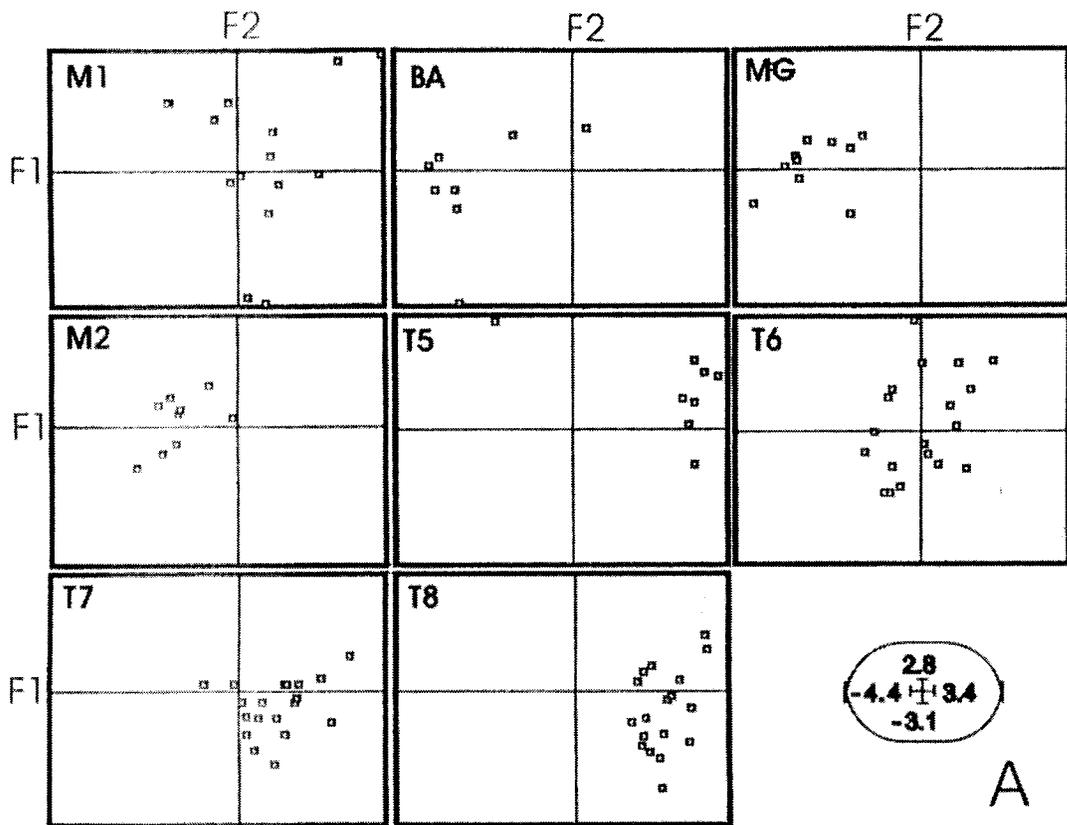


Fig. 11- Analyse discriminante. Projection des relevés sur le plan factoriel F1-F2 de l'ACP intra-groupe. A: effet spatial. B: effet temporel.

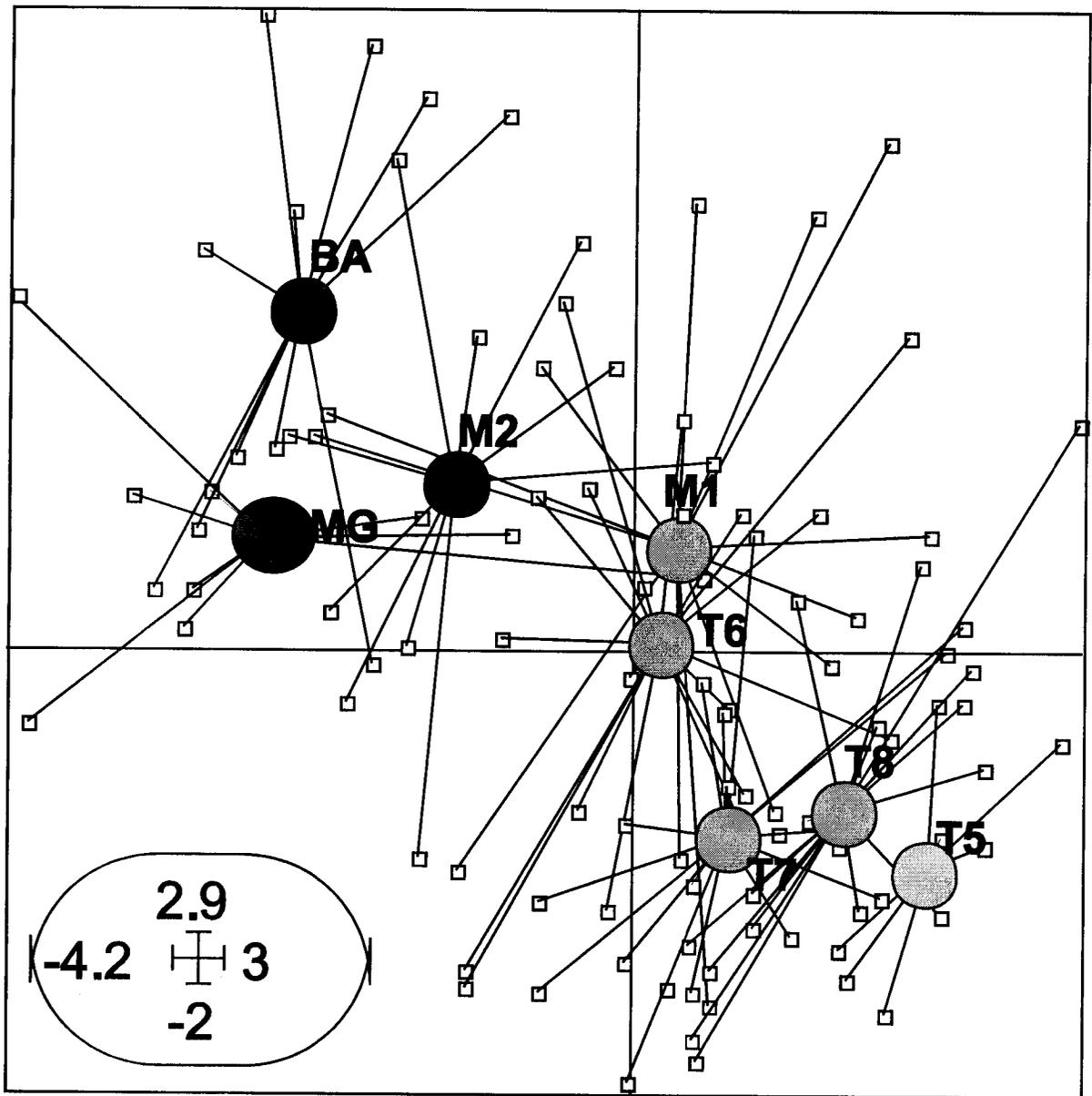


Fig. 12- ACP inter-groupe. Projection des relevés dans le plan F1-F2, montrant 3 groupes de stations le long du gradient de pollution: de la station la moins polluée (T5) à la station la plus polluée (BA)

4.2. 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 composantes physico-chimiques.

Les évolutions des concentrations ont permis:

- de caractériser le milieu et le degré de pollution
- de suivre la dynamique des charges en comparant les données dans l'espace et dans le temps.

Cette étude a révélé que la moyenne Tafna et ses affluents montrent un cas de pollution important dans un contexte semi-aride. Plusieurs facteurs ont pu avoir contribué à cette situation, à savoir (1) la localisation des industries polluantes telles que la maïserie, l'industrie des corps gras, celle des produits miniers non ferreux et l'entreprise de céramique qui déversent leurs effluents à l'état brut dans l'oued El-Abbès et l'oued Ouerdeffou et polluent la Tafna par l'intermédiaire de l'oued Mouillah. (2) l'interconnection de l'oued Mouillah avec l'oued Isly qui arrive pollué du Maroc. (3) la diminution du débit des cours d'eau et par conséquent la réduction de la dilution et l'intense évaporation. (4) l'impact des pratiques agricoles.

Nous avons constaté que cette pollution apparaît plus nettement dans les affluents de la Tafna ce qui a un effet significatif sur la qualité de l'eau du cours principal. Cet effet est évident en comparant l'amont et l'aval du site avant et après installation du barrage et pendant les lâchers. Ainsi, deux cas de figure peuvent se présenter:

- un premier cas (Fig.10A) qui montre un gradient de pollution décroissant des affluents jusqu'à l'aval du barrage (de M₂ à T₆) avec une amélioration de la qualité de l'eau: c'est le cas de l'ammonium, des nitrates, de la DBO₅ et de l'oxygène dissous (Fig.9). Ces paramètres sont associés à la pollution domestique.
- Le deuxième cas montre que les faibles concentrations ont été mesurées pendant la période des hautes eaux et les lâchers, suite à une dilution (Fig.10B). Ceci est en accord avec les résultats obtenus par Alberto *et al.* (2001) dans une région semi-aride de l'Argentine.

Les valeurs de DBO₅ dans les trois affluents sont de 2000, 200 et 4 fois plus élevées que celles de la Tafna. Elles décroissent significativement à l'aval suite à (i) une sédimentation de la matière organique, (ii) une minéralisation progressive de la fraction organique et (iii) une dilution avec des eaux moins chargées (15 mg/l de DBO₅ en moyenne dans l'affluent Isser). Une évolution spatiale similaire est reportée dans la rivière Arno (Italie) (Campolo *et al.*

2002) où la plus faible valeur de DBO₅ est enregistrée durant les lâchers. Ceci reflète l'importance du processus de sédimentation dans un barrage.

Dans cette étude, l'oxygène dissous est significativement plus élevé dans la Tafna que dans les affluents particulièrement pendant l'étiage et lors des lâchers. Dans ce dernier cas, les résultats montrent l'influence bénéfique du barrage sur le taux d'oxygène à travers l'augmentation du débit et par conséquent une diminution de la DBO₅ par dilution comme cela a été prouvé par Campalo *et al.* (2002). On peut donc conclure que ce barrage a un impact important dans la réduction des valeurs de DBO₅ régionales.

On observe également une saturation en oxygène durant l'étiage (en été). Ce fait peut être expliqué par une forte production algale (Guasch *et al.* 1995) alors que la diminution d'oxygène est liée à une forte consommation par suite d'une dégradation de la matière organique (Binkley & Brown's 1993, Lockaby *et al.* 1994, Ensign & Mallin 2001, Campalo *et al.* 2002) ainsi qu'à une accélération du métabolisme en relation avec une température élevée. Ceci souligne l'importance de l'influence du climat sur la chimie de l'eau dans les régions arides et semi-arides. Ce qui nous amène à penser que la faible concentration de N-NO₃ dans les affluents serait le résultats d'une dénitrification ou d'une réduction en NH₄.

En revanche, l'augmentation des valeurs de N-NO₃ dans la basse Tafna particulièrement en période de hautes eaux, suggère que la contribution des eaux de l'oued Isser plus riches en nitrate (>40mg/l) est importante à ce moment là. En effet, cet affluent collecte les eaux provenant du barrage Al-Izdahar, les effluents urbains de la ville de Tlemcen et les eaux d'irrigation des sols cultivés. Il collecte donc une grande quantité de nitrate utilisée comme un fertilisant. Effectivement, plusieurs études avaient montré que la chimie des eaux des rivières est très influencée par les pratiques agricoles entreprises sur les terrasses (Cooper & Lipe 1992, Jonnalagadda & Mhere 2001, Jain 2002, Neumann & Dudgeon 2002).

Cette augmentation prononcée de nitrate à l'aval du secteur d'étude est due aussi aux processus d'oxydation (Jain 2002).

Les concentrations de N-NO₃ dans les zones tempérées s'élèvent dans les rivières en raison des fertilisants appliqués en agriculture (Horne 2001) alors que dans les zones arides et semi-arides, nous reportons la majorité de nitrate à une minéralisation de la matière organique consécutivement à une élévation de la température du sol dans un bassin versant dénudé (Messina *et al.* 1997, Perison *et al.* 1997). En d'autres termes, les régions semi-arides ou même désertiques qui possèdent des systèmes ouverts et subissent des températures chaudes induisant une activité photosynthétique élevée, ont une capacité de recycler rapidement les

nutriments (Grimm & Fisher 1986a, 1986b). Cependant dans notre cas, l'impact de l'agriculture est également important depuis la construction du barrage, la Tafna ne recevant plus directement les effluents urbains et industriels.

Le seul nutriment qui est introduit d'une manière significative dans la Tafna, est donc le NO_3 par ruissellement lors des précipitations.

L'augmentation de N-NH_4 dans la Tafna est attribuée à la fois aux périodes hydrologiques, à une accumulation de la matière organique locale dans le cours principal et aux apports des affluents via le barrage de Hammam-Boughrara au cours de l'étiage. Ceci pourrait être lié à la présence d'une matière organique plus riche en azote par rapport au carbone. Il est ainsi intéressant de conclure que la production microbienne n'est pas limitée par l'azote par conséquent, l'excès d'azote est minéralisé en NH_4 , lequel supporte un taux de nitrification élevé (Jones 2002). Les grandes quantités de N-NH_4 sont donc transportées pendant les hautes eaux en raison d'une faible consommation par les communautés algales. En été lorsque la production phytoplanctonique est à son maximum, ces nutriments sont conséquemment et significativement réduits à de faibles concentrations. Dans les rivières méditerranéennes, la réduction de l'écoulement pendant la période des basses eaux permet une accumulation de la biomasse végétale qui tend à diminuer la capacité photosynthétique. Ceci aboutit à une réduction de la capacité d'assimilation des nutriments par les algues et de la capacité à améliorer la qualité de l'eau (Guasch *et al.* 1995).

Enfin les grandes valeurs de la conductivité qui augmentent à l'aval (Jonnalagadda & Mhere 2001) peuvent être liées aux processus croissants de minéralisation augmentés par la communauté hyporhéique (Jones *et al.* 1995b) ou par une sortie d'eau plus minéralisée du sous-écoulement (Campolo *et al.* 2002).

4.3 - Milieu interstitiel

Dans ce chapitre, nous essayerons de comprendre le fonctionnement du milieu hyporhéique en révélant l'état physico-chimique et granulométrique considéré au cours du temps et en différents points de l'espace. Nous nous intéresserons plus précisément à la partie la plus superficielle du milieu hyporhéique (les 50 premiers centimètres)

L'étude du milieu hyporhéique a été réalisée sur le transect comprenant les 3 stations (A, B, C) à l'aval du barrage de Hammam-Bouhrara (Fig.2), la première (station A) est située à 20 km du barrage, la deuxième (station B) une centaine de mètres en aval de la première et la troisième (station C) à une centaine de mètres de la deuxième. Dans chaque station, 2 piézomètres installés l'un sur la rive gauche et l'autre sur la rive droite de l'oued, ont été étudiés.

4.3.1 - Evolution spatio-temporelle des échanges hydrologiques, de la granulométrie et de la physico-chimie du site étudié

Dans le but d'expliquer, un possible gradient amont-aval des nutriments dans la zone hyporhéique, nous avons étudié dans un premier temps, les échanges hydrologiques en choisissant le gradient hydraulique vertical (VHG), la taille des sédiments et leur distribution spatiale.

4.3.1.1 - Echanges hydrologiques

4.3.1.1.1 - Le gradient hydraulique vertical

Le profil temporel du VHG (Fig.13) est dominé par une augmentation progressive de l'amplitude des downwelling dans tous les piézomètres du site

Quelle que soit la saison, les valeurs du VHG sont toutes négatives et dépassent 2 cm indiquant une infiltration de l'eau de surface dans la majorité des stations. Exceptionnellement, pendant les lâchers, seuls deux VHG sont positifs (Upwelling) et ont été mesurés dans les stations B et C traduisant une sortie de l'eau interstitielle vers la Tafna superficielle.

La valeur négative la plus élevée est enregistrée dans la station A durant les hautes eaux (janvier) et les lâchers (novembre) et dans la station C durant les hautes eaux, suggérant que l'aval du site est plus soumis aux infiltrations d'eau de surface durant les hautes eaux naturelles que pendant les lâchers. En mai, ses dernières s'infiltrent de moins en moins dans la zone hyporhéique. En effet, le VHG dans la station C enregistre une valeur faiblement négative dans le piézomètre 5, voire positive dans le piézomètre 6.

En mai, où les lâchers constituent le seul écoulement dans la Tafna, l'intensité de l'infiltration d'eau est fortement réduite dans la majorité des piézomètres et notamment dans la station C. L'infiltration semble être altérée par les eaux de lâchers chargées en M.E.S suite aux forts débits de l'hiver et du printemps. Ceci peut dépendre des caractéristiques physiques (taille des particules) des sédiments de l'oued.

4.3.1.1.2 - Le mélange des eaux dans le milieu hyporhéique

L'influence de la Tafna se fait aussi ressentir au niveau du mélange de l'eau hyporhéique. En effet, pour connaître la part respective de chaque origine d'eau susceptible de la composer (nappe et Tafna), nous avons utilisé les chlorures comme traceur hydrochimique: ils n'entrent pas dans le cycle biogéochimique et ne sont pas utilisés par les végétaux.

Nous avons ainsi mesuré les taux de chlorures dans chaque piézomètre, dans la nappe (5 puits témoins à l'amont du site qui ne subissent pas l'influence de la Tafna: Pu10, Pu11, Pu12, Pu13, Pu14) et dans la tafna.

Les proportions d'eau de la Tafna /nappe dans les piézomètres ont été calculées à partir de l'équation suivante (Ruffinoni 1994) :

$$C = \frac{[Cl^-] \text{ puits témoins} - [Cl^-] \text{ piézomètre}}{[Cl^-] \text{ puits témoins} - [Cl^-] \text{ Tafna}}$$

La grande variabilité dans les mesures montre que les eaux hyporhéiques de la zone étudiée ont une appartenance superficielle dans une grande proportion allant de 9 à 100 % selon le piézomètre considéré et la période. Nous donnons deux exemples pris à deux périodes hydrologiques différentes: l'une en hautes eaux, l'autre durant les lâchers (Fig14).

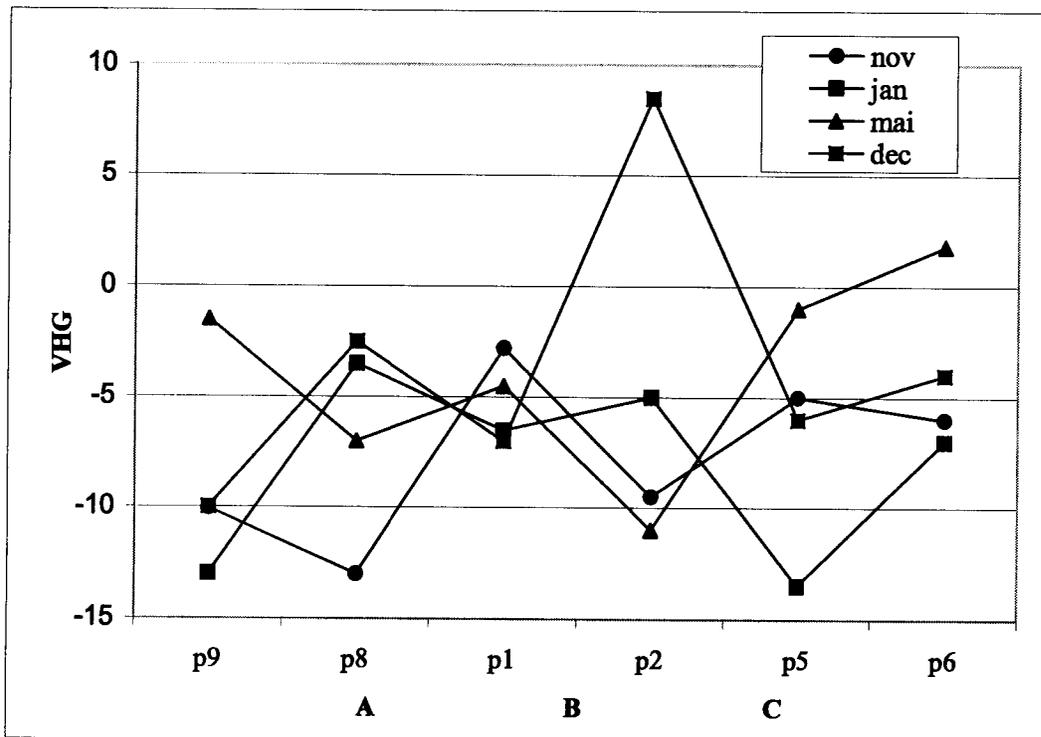


Fig.13- Profil temporel du gradient hydraulique (VHG)

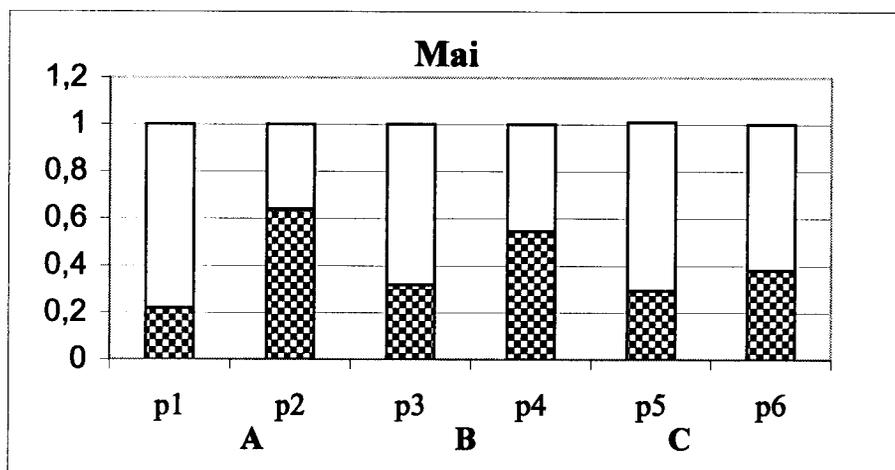
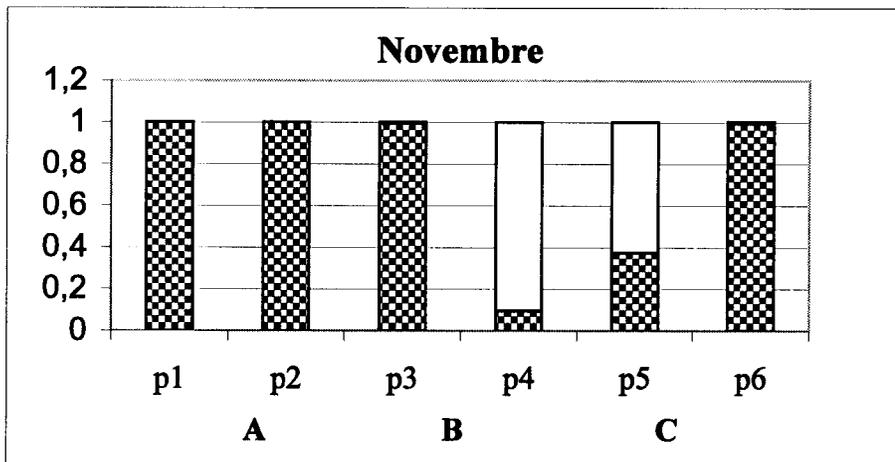
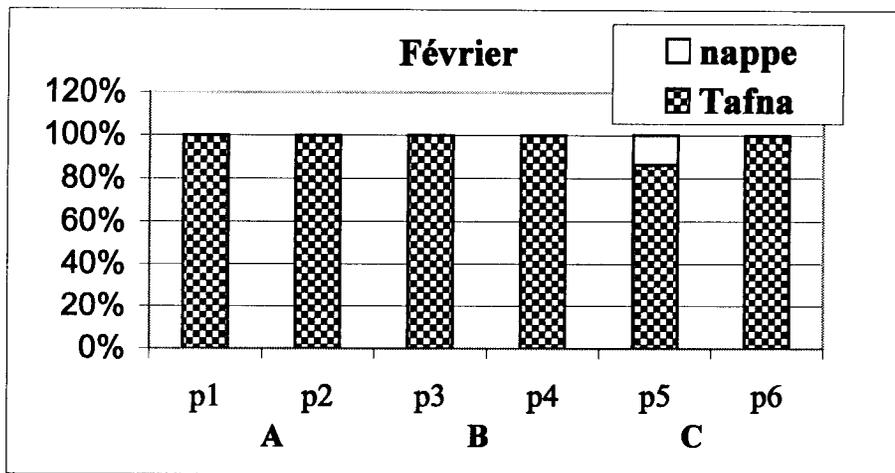


Fig.14- Mélange des eaux (nappe/Tafna) dans les 3 stations A,B,C

Ce qui est intéressant c'est de constater que la part d'eau importante de la Tafna mise en évidence par des pourcentage élevés est notée en période des hautes eaux et inversement, des pourcentages faibles (jusqu'à 9,57%) témoignant d'une contribution importante de la nappe avec un pourcentage qui atteint 40 à 90% sont observés au cours des lâchers dans la majorité des piézomètres

4.3.1.2 - Répartition spatio-temporelle de la matière organique

Les variations de la matière organique des sédiments analysés, sont très importantes (Fig.15).. Nous constatons une diminution de l'amont vers l'aval (soit 6 fois plus en A qu'en C) pendant la période des hautes eaux. A l'étiage, les fluctuations sont peu importantes, le pourcentage enregistré en amont reste toutefois plus élevé que celui observé en aval. Temporellement, le pourcentage de matière organique varie significativement d'une période à l'autre, uniquement dans la station aval C ($p < 0.021$) avec un pourcentage significativement 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). En amont du site le pourcentage de matière organique reste constant.

4.3.1.3 - Répartition spatio-temporelle des fractions granulométriques

Cinq fractions granulométriques ont été étudiées dans chaque station et à chaque date. Les résultats des analyses granulométriques des 3 stations ont été exprimés sous forme d'histogrammes relatifs aux différentes périodes hydrologiques.

4.3.1.3.1 Selon la dimension longitudinale: amont-aval (Fig.16)

Argile et limon fin

L'analyse des résultats montre que le pourcentage d'argile et de limon fin est homogène de l'amont vers l'aval durant les hautes eaux et les lâchers. Pendant l'étiage, il augmente significativement entre A et C ($p < 0.024$)

Limon grossier

De l'amont vers l'aval, le limon grossier diminue significativement ($p < 0.05$) pendant les hautes eaux, tandis qu'il augmente pendant l'étiage. D'un point de vue temporel, seule la

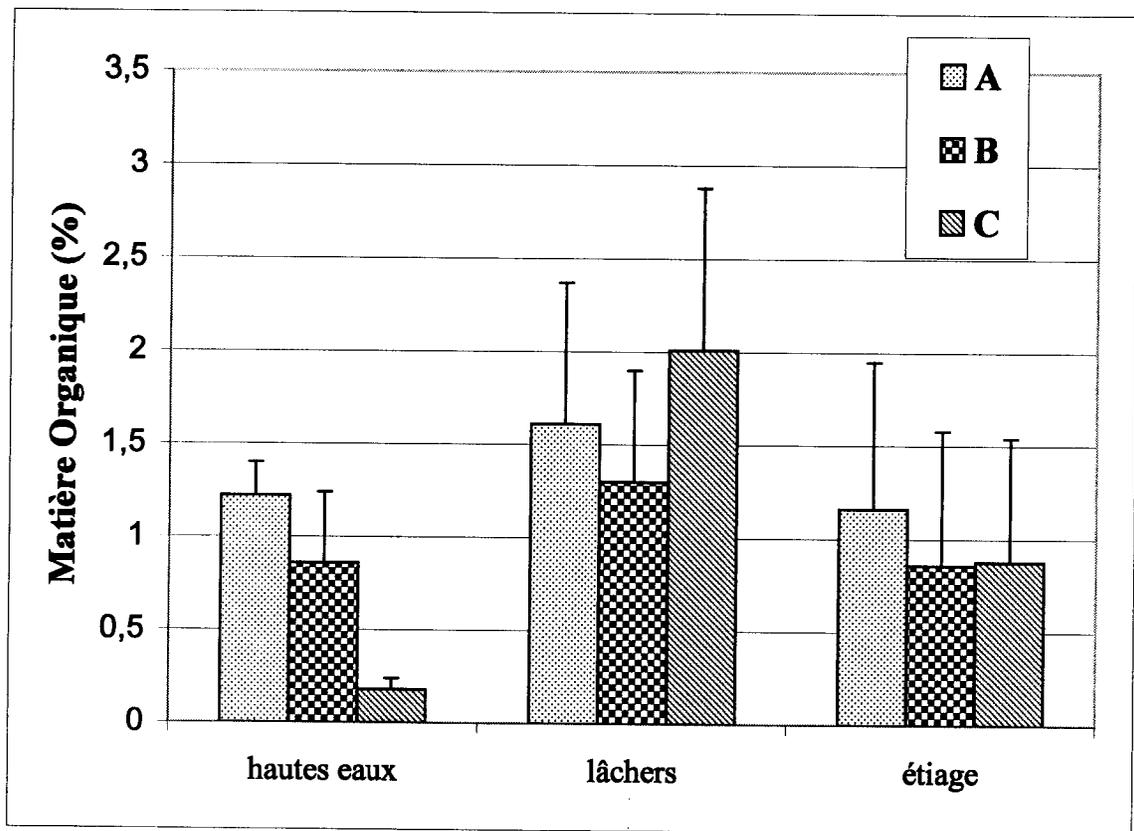


Fig.15- Variations spatio-temporelles de la matière organique des sédiments analysés

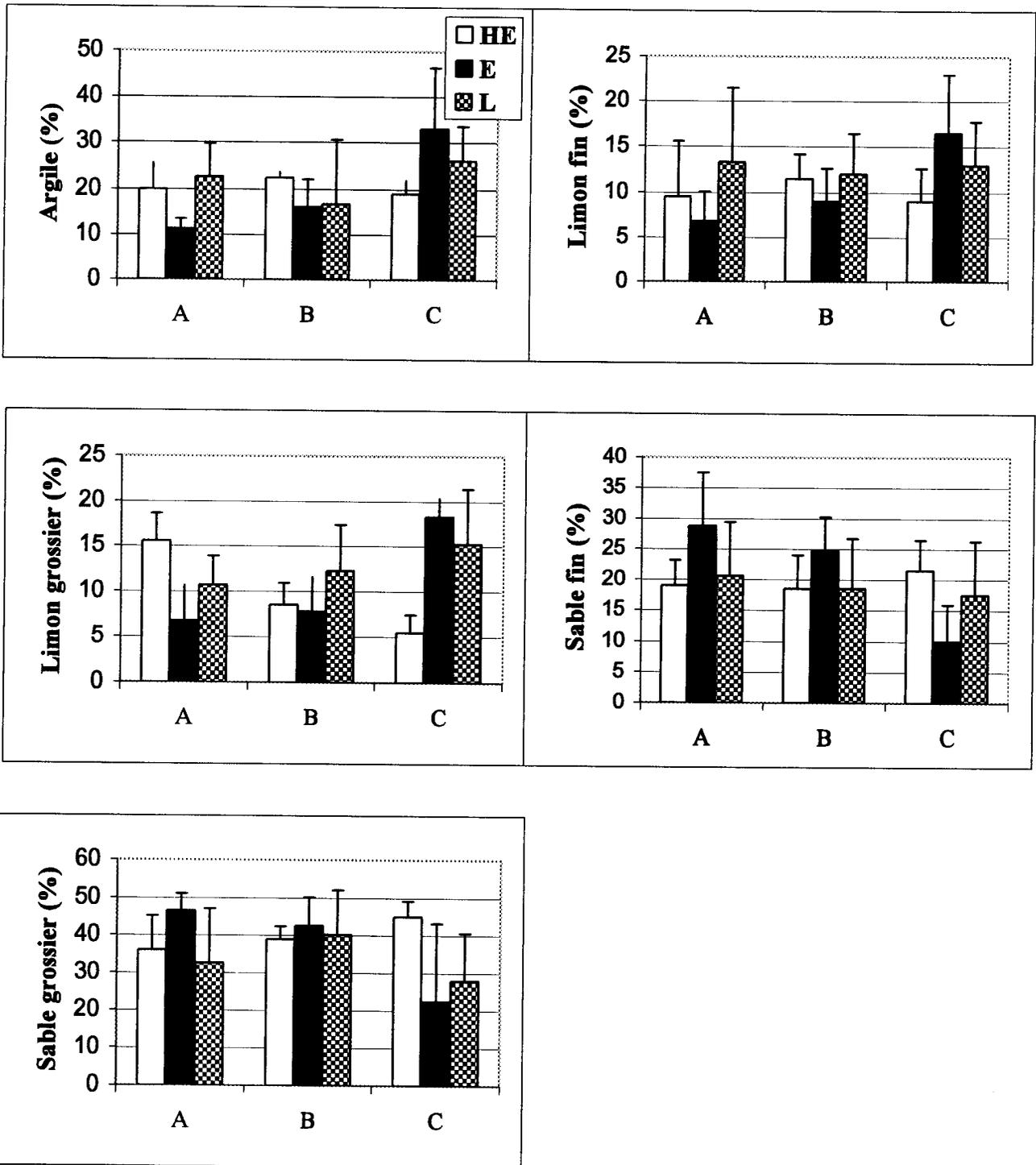


Fig.16- Répartition spatio-temporelle des fractions granulométriques selon un gradient Amont-Aval. HE= hautes eaux, E= étiage, L=Lâchers

station A, est significativement plus riche en limon grossier en période de hautes eaux ($p < 0.045$). A l'inverse, la station C est significativement plus riche en limon grossier pendant l'étiage ($p < 0.041$).

Sable fin

Les teneurs en sable fin varient peu entre l'amont et l'aval durant la période des hautes eaux et la période des lâchers par opposition à l'étiage où elles se répartissent selon un gradient amont-aval décroissant ($p < 0.039$). Au cours du temps, elles montrent également une distribution homogène entre les 3 périodes dans les stations A et B tandis que dans la station C, elle est hétérogène ($p < 0.027$), en effet les plus forts pourcentages sont enregistrés en période de hautes eaux.

Sable grossier

Le sable grossier présente les pourcentages les plus élevés par rapport au sédiment total. Il dépasse les 30%, indiquant sa dominance sur le site d'étude. Il varie significativement de la station A à la station C en étiage ($p < 0.05$) et présente une évolution saisonnière à la station C

4.3.1.3.2 - Selon la dimension transversale: rive droite/rive gauche (Fig.17)

Argile et limon fin

Dans la station A, la rive gauche est plus riche en argile et limon fin que la rive droite durant les deux périodes considérées. Alors que dans les stations B et C, les deux rives ont une composition analogue, concernant ces deux fractions. Les pourcentages les plus élevés sont mesurés en hautes eaux sur la rive gauche des stations A et B et en étiage sur la rive droite de la station C.

Limon grossier

Les teneurs en limon grossier évoluent peu entre les deux rives des stations A et B, quelle que soit la saison. Plus en aval, la rive gauche est plus riche en limon grossier, notamment en étiage où l'on enregistre les pourcentages les plus élevés.

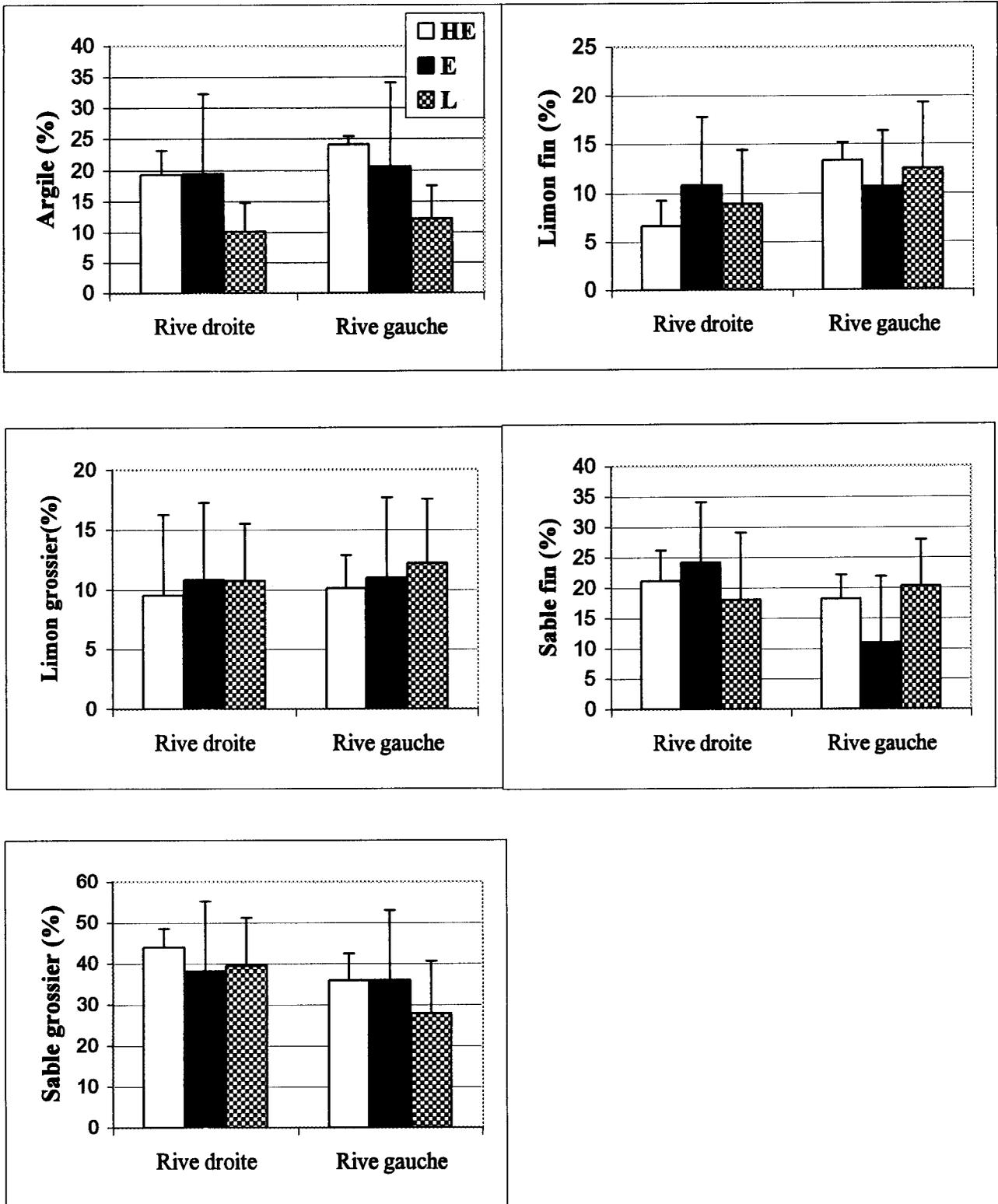


Fig.17- Répartition spatio-temporelle des fractions granulométriques entre la rive droite et la rive gauche. HE= hautes eaux, E= étiage L=Lâchers

Sable fin et sable grossier

Les deux fractions sableuses sont identiques sur les deux rives au cours des deux périodes hydrologiques dans les stations B et C. Dans la station A, la rive droite est significativement plus chargée en sable fin et la rive gauche en sable grossier ($p < 0.05$) durant la période estivale.

4.3.1.3.3 - Conclusion

Par l'analyse des histogrammes des données ponctuelles (date par date et station par station), une structure spatiale et temporelle est apparue. En effet, la composition granulométrique des sédiments montre une différence significative non seulement entre les stations A et C ($p < 0.05$) mais également entre les saisons. Il apparaît que les sédiments de A sont significativement plus riches en sables ($p < 0.01$), alors que les sédiments de C sont très riches en limons et argiles notamment en étiage. Cependant les limons dans cette station sont significativement moins abondants ($p < 0.05$) durant les hautes eaux par comparaison avec l'étiage. En effet, les particules très fines telles que les argiles et les limons, sont entraînées rapidement vers l'aval par un courant faible, alors que les particules grossières (sables), sont transportées par un courant plus fort, notamment le sable fin, où son dépôt très important dans le secteur amont est favorisé par la rupture de pente au niveau du lit, causée par les riverains qui surcreusent le lit pendant l'assèchement pour accéder au sous-écoulement. Les sédiments provenant de la station B montrent une composition comparable à celle des sédiments de la station A. Il est évident que l'étude des sédiments (analyse chimique et granulométrie) est fondamentale pour bien comprendre le fonctionnement de l'écosystème en place. Les fractions granulométriques inférieures à $50 \mu\text{m}$ jouent un rôle important dans les échanges eau-sédiment et notamment les argiles par leurs propriétés absorbantes et désorbantes.

4.3.2 - Evolution longitudinale des paramètres physico-chimiques de l'eau

Les valeurs moyennes des données physico-chimiques des trois stations du site (A, B, C) sont résumées dans le tableau (annexe 2)

Puisque les valeurs de la station B sont toujours situées entre les valeurs des stations A et C, toutes les comparaisons qui vont suivre seront basées sur la station A (amont) et la station C (aval du site d'étude).

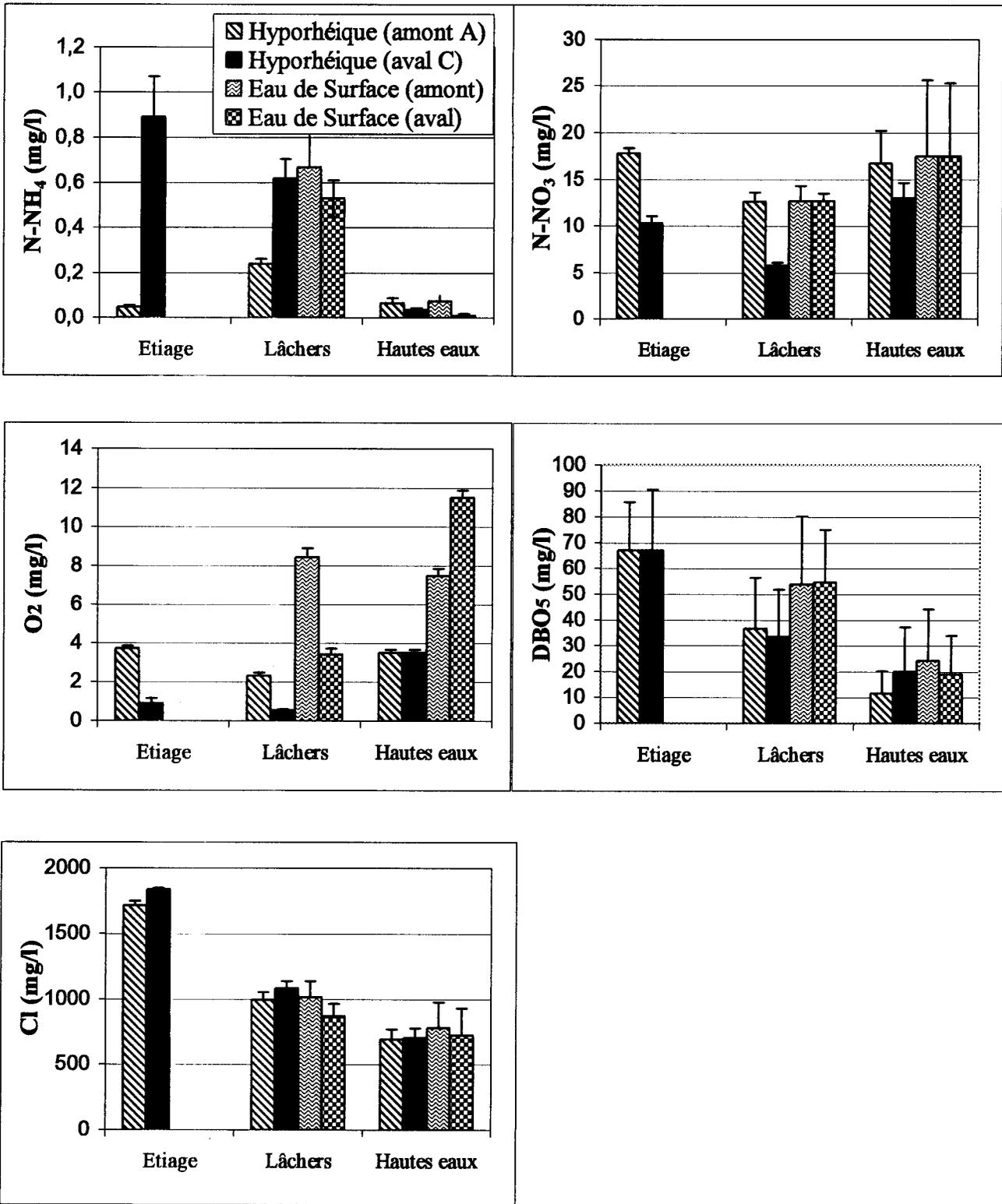


Fig.18- Variations spatio-temporelles des nutriments dans la zone hyporhéique et l'eau de surface durant 3 périodes hydrologiques

Les fluctuations spatiales des concentrations de nutriments dans la zone hyporhéique répondent à des variations des conditions hydrologiques (Fig.18). Seuls l'ammonium, nitrate et oxygène présentent un gradient amont-aval significatif, alors que dans l'eau de surface, seul N-NH₄ est significativement différent entre la station A et la station C, quelle que soit la saison.

Ammonium

L'ion ammonium est souvent fortement représenté dans le site d'étude. Ses concentrations moyennes varient de 0.04 mg/l à 0.89 mg/l. Sa distribution dans la zone hyporhéique est cependant irrégulière, en liaison à la fois avec les manifestations hydrologiques et l'anaérobiose. Sa concentration a tendance à augmenter significativement de l'amont vers l'aval du site pendant la saison chaude et les lâchers ($p < 0.001$) et avec la diminution des nitrates. Sa présence est donc liée, soit à une absence de nitrification, soit à une réduction dissimilative. Inversement, dans la rivière, l'ion ammonium décroît entre A et C durant les hautes eaux ($p < 0.05$). Les concentrations moyennes les plus fortes sont mesurées à l'étiage dans la station C et les plus faibles durant les hautes eaux naturelles

Nitrate

Les teneurs moyennes de l'azote nitrique varient de 5.75 mg/l à 17 mg/l et se répartissent selon un gradient amont-aval décroissant dans la zone hyporhéique, particulièrement durant la période des lâchers ($p < 0.02$). Les teneurs maximales s'observent en étiage à l'amont du site dans la zone hyporhéique et en hautes eaux dans l'oued. Cependant, dans l'eau de surface, il n'existe pas un gradient significatif des teneurs en nitrates entre A et C. En période de lâchers, les nitrates diminuent progressivement notamment à l'aval du site dans les eaux de surface (assimilation par le phytoplancton) et dans le milieu hyporhéique suite à une dénitrification probable. Pendant les hautes eaux, au contraire, les teneurs restent suffisamment élevées.

En outre, il a été remarqué, un phénomène générale: le taux d'azote mesuré à l'amont du site (station A) est toujours supérieur à celui de l'aval (station C). Il serait hâtif d'en conclure que la différence entre A et C représente un prélèvement biologique, car ces données ne tiennent pas compte de la part d'azote apportée par le mélange d'eau dans l'hyporhéique. L'indication sur le mélange des eaux dans chaque piézomètre nous permet aussi de définir à partir des chlorures mesurés dans les puits de référence et dans la Tafna, la concentration calculée de nitrate pour chaque piézomètre (Baker & Vervier 2004):

Tableau: Caractéristiques biogéochimiques et hydrologiques dans les stations hyporhéiques A, B et C durant deux périodes : Hautes eaux et Lâchers. Moyennes et Écart type dans les trois stations.

	N-NO ₃ observé (mg/l)	% eau de surface	N-NO ₃ calculé (mg/l)	% N-NO ₃ Rétention
Hautes eaux				
Station A	13.25 ± 8.65	100 ± 0	7.5 ± 0.57	0
Station B	18 ± 20	77.5 ± 45	13.5 ± 11.67	22.6 ± 45.2

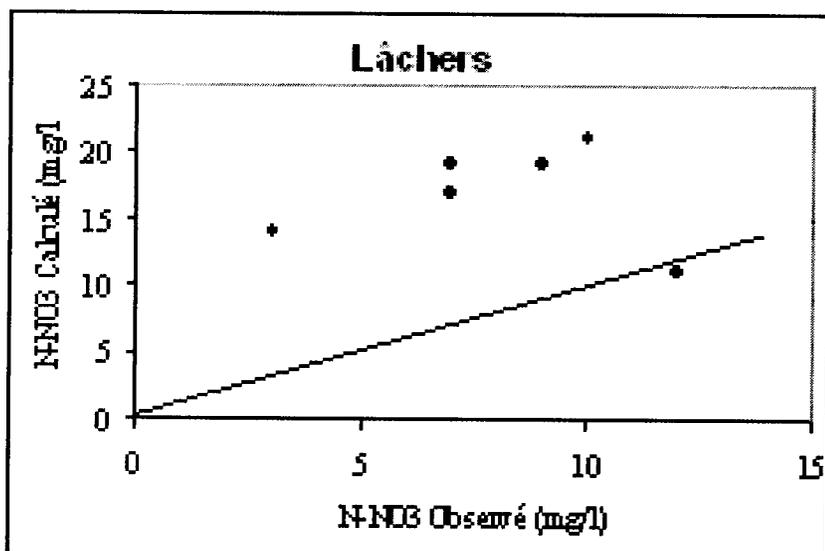
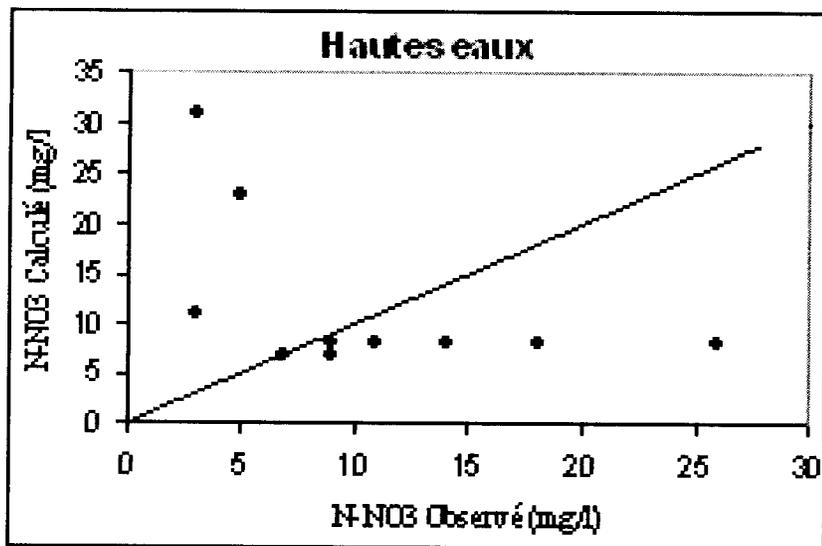


Fig.19- Relation entre concentrations en nitrate mesurées et concentrations en nitrate calculées (attendues): Les points situés au-dessus de la droite indiquent une rétention et les points situés en-dessous une production

Oxygène dissous

Les teneurs de ce paramètre diminuent significativement de l'amont vers l'aval dans le milieu hyporhéique (Fig.18). Les teneurs les plus élevées sont enregistrées en A à l'amont. Elles varient de 2.23 mg/l durant les lâchers à 3.70 mg/l pendant l'étiage. Les concentrations baissent significativement vers l'aval ($p < 0.05$) et atteignent leurs plus faibles valeurs en C. Elles varient de 0.54 mg/l durant les lâchers à 3.50 mg/l pendant les hautes eaux. En effet, l'anoxie a tendance à se produire durant les deux périodes hydrologiques : étiage et lâchers puisque 6 piézomètres sur 8 sont à moins de 0.5 mg/ d'oxygène ou 5% de saturation. Inversement, l'hyporhéique amont est significativement plus oxygéné (50%) que l'aval du site notamment à l'étiage et pendant les hautes eaux ($p < 0.01$). Les deux stations présentent donc des différences temporelles significatives. Cependant, la variation saisonnière est significativement moins marquée en A qu'en C.

Concernant les eaux de surface, les teneurs en oxygène évoluent d'une manière significative uniquement durant les lâchers ($p < 0.01$). Contrairement à l'hyporhéique, il n'y a pas d'anoxie.

Demande biochimique en oxygène

Les valeurs de la DBO_5 ne varient pas longitudinalement mais varient significativement entre les périodes hydrologiques dans les deux milieux: hyporhéique et de surface ($p < 0.005$).

La valeur moyenne de DBO_5 augmente significativement pendant l'étiage et les lâchers comparativement aux hautes eaux.

Chlorures

La variabilité des concentrations en chlorures entre les différentes périodes étudiées reflète leur hétérogénéité temporelle dans la zone hyporhéique et dans l'eau de surface. Les valeurs maximales des chlorures s'observent en étiage. Cependant, il n'existe pas de différence significative entre l'amont et l'aval.

4.3.3 - Evolution journalière et hebdomadaire des paramètres physico-chimiques

L'étude des paramètres physico-chimiques sensibles aux variations journalières et hebdomadaires peut servir à mettre en évidence certains processus du fonctionnement de

l'oued comme l'assimilation chlorophyllienne ou encore la biodégradation. Cette étude a été réalisée en été 2002 durant les lâchers d'eau de barrage.

4.3.3.1 - Evolution journalière

Les prélèvements d'eau et les mesures physico-chimiques (température, oxygène, pH, conductivité, DBO₅ et matières azotées) ont été effectués toutes les 2 heures dans la station A et dans un seul piézomètre. Les résultats sont présentés dans la figure 20

Température

Les courbes des variations de la température des milieux de surface et hyporhéique témoignent d'un bon mélange thermique dès les premières heures de la journée. Un écart thermique de 6°C apparaît à 10h puis disparaît le soir à partir de 16h. Le maximum est atteint à 12h dans l'eau de surface et à 21h dans l'eau interstitielle

Potentiel hydrogène

Le pH offre une assez bonne homogénéité verticale tout en restant toujours plus faible dans le milieu hyporhéique. Il est relativement constant durant les premières heures de la journée, puis augmente progressivement à partir de 14h et dépasse 8.5 dans l'eau superficielle traduisant une augmentation de l'alcalinité probablement liée à l'activité photosynthétique.

Oxygène dissous

Pour l'O₂ dissous, l'écart entre les deux milieux est beaucoup plus marqué, excepté à 6h du matin et dans une moindre mesure le soir. Il y a une sursaturation très nette en surface pouvant dépasser 120% à 14h et 16h lorsque l'activité photosynthétique intense enrichit le milieu en oxygène.

Dans l'hyporhéique, on voit apparaître une chute d'O₂ dès 8h du matin bien qu'il y ait en moyenne 30 à 40% de saturation indiquant dès ce moment là une consommation plus

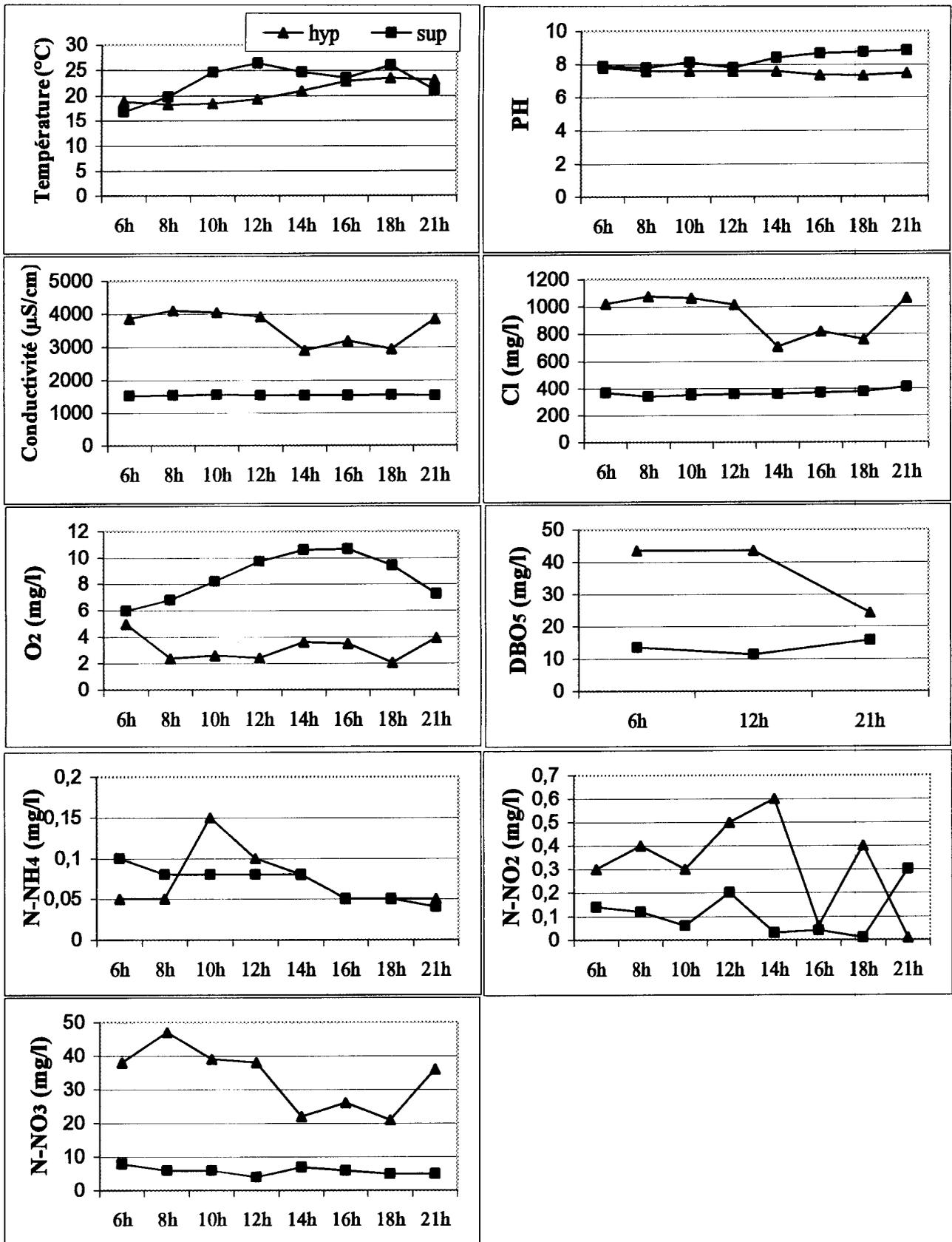


Fig.20- Evolution journalière des paramètres physico-chimiques dans le milieu hyporhéique et superficiel

importante d'oxygène pour la dégradation de la matière organique. A 14h on assiste à une augmentation d'oxygène qui serait probablement liée à une infiltration de l'eau superficielle bien oxygénée grâce à la photosynthèse. Par contre celle de 21h pourrait s'expliquer par une remonté des eaux de la nappe mieux oxygénées que celles de l'hyporhéique après l'arrêt des pompages pour l'irrigation. La courbe des chlorures et celle du mélange des eaux (Fig.14) peuvent en effet, confirmer l'influence des eaux souterraines plus chargées en chlorures. Au contraire à 12h et 18h, on observe une diminution de l'oxygène due à une nitratisation et une nitritation (valeurs de N-NO₃ et N-NO₂ élevées).

Conductivité

La conductivité dans les eaux de surface reste sensiblement constante, se distribuant autour de 1540 µS/cm durant toute la journée.

Inversement, la conductivité dans le milieu hyporhéique varie entre 4100 µS/cm en début de journée et 2900 µS/cm à la fin de la journée.

La demande biologique en oxygène

La DBO₅ dans le milieu superficiel montre peu de fluctuations durant la journée, mais dans le milieu hyporhéique elle est beaucoup plus élevée et elle chute de 50% le soir. Cette chute traduit une forte activité microbienne et donc une biodégradation importante dans un intervalle ne dépassant pas 9h.

Substances azotées

La présence de ces éléments s'explique en partie par la décomposition des matières exogènes (rejets). Si les substances azotées étaient uniquement dépendantes de l'activité des végétaux on enregistrerait, une baisse des teneurs pendant la journée dans le milieu superficiel, au moment de l'activité photosynthétique. Ce qui n'est pas le cas pour les nitrates

Ammonium

L'ammonium a un cycle régulier dans l'eau de surface, avec des teneurs maximales le matin (0.08 mg/l en moyenne) et un épuisement le soir, soit 3 fois moins que la concentration initiale, dû à une ammonification. Dans le milieu hyporhéique, les variations de l'ammoniaque ne permettent pas de dégager un cycle journalier. Cependant les concentrations sont plus faibles en début de matinée

Nitrites

Les variations journalières des nitrites sont plus faibles dans les eaux de surface. Les valeurs enregistrées à partir de 14h sont très faibles voire nulles à 18h. Ceci s'explique par une nitrification importante. A l'inverse, on relève deux valeurs fortes à 12h et 21h traduisant probablement une forte nitrification

Dans le milieu hyporhéique, les fluctuations des nitrites durant la journée sont comparables à celles du milieu superficiel mais avec des amplitudes plus prononcées qui sont peut être à mettre en relation avec l'instabilité de cet ion. On relève toutefois globalement une augmentation suivie d'une diminution des nitrites le soir. Il s'agit là du processus de nitrification qui semble être totale (les valeurs de nitrites sont presque à l'état de traces à 21h).

Nitrates

Les teneurs en nitrates dans les eaux de surface subissent peu de variation avec seulement une légère diminution notée à 12h par suite d'une activité photosynthétique intense (sursaturation de l'eau en $O_2 > 100\%$ mg/l). Au contraire dans les eaux interstitielles, les fluctuations journalières sont plus marquées, la concentration en nitrates varie de 47 mg/l à 8h jusqu'à 22 mg/l à 14h soit une diminution de 50%. Cette diminution pourrait nous amener à penser à la dilution par les eaux de surface moins riches en nitrate. Pour rendre compte de ce phénomène, nous avons calculé le rapport des concentrations en chlorures sur les concentrations en nitrates. Ce ratio devrait être constant si le seul phénomène de dilution intervenait dans la diminution des concentrations en nitrates.

Ce n'est pas le cas, puisqu'il augmente (Fig.21A) entre 8h et 18h. La diminution n'est plus liée donc au seul phénomène de dilution qui a lieu surtout à partir de 14h mais aussi à une consommation biologique soit par absorption racinaire ou dénitrification.

L'augmentation des nitrates à 21h peut s'expliquer par une nitrification totale puisqu'elle coïncide avec la diminution de la DBO_5 , l'absence de nitrites et une légère augmentation de la teneur en oxygène.

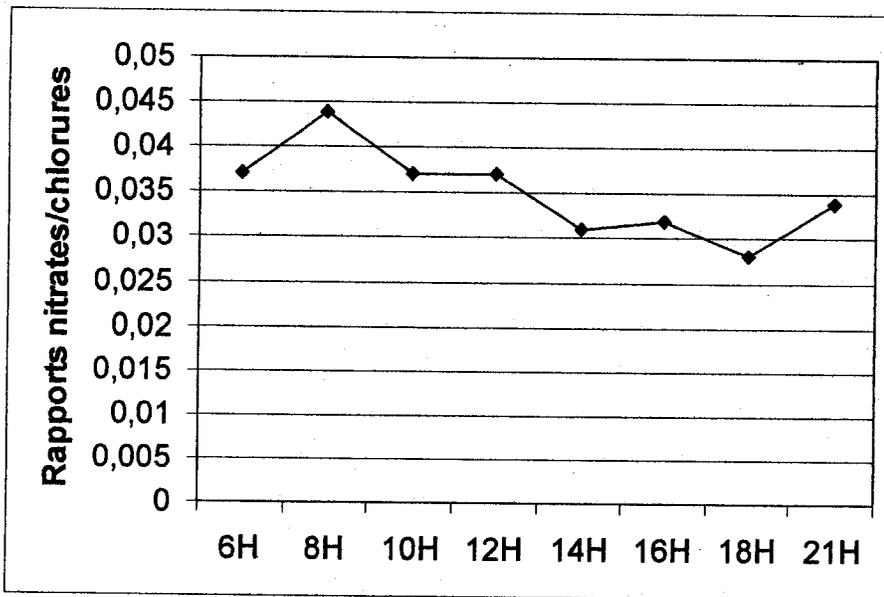


Fig.21A- Rapports journaliers nitrates/chlorures dans le milieu hyporhérique

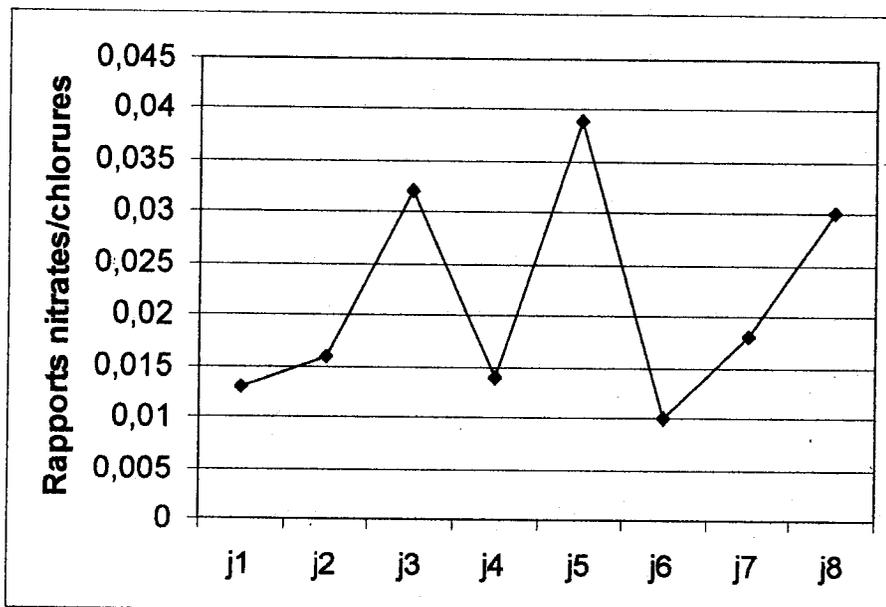


Fig.21B- Rapports hebdomadaires nitrates/chlorures dans le milieu hyporhérique

Chlorures

Au cours de la journée, les chlorures n'évoluent pratiquement pas dans les eaux de surface, par contre dans les eaux hyporhéiques, les valeurs sont élevées mais restent stables durant la matinée, elles diminuent dès l'après midi. Ceci pourrait être expliqué par l'infiltration d'eau de surface moins chargée en chlorures. Effectivement, l'eau superficielle dans la station a une teneur moyenne d'environ 365.25 mg/l et l'eau de la nappe est de 940 mg/l en moyenne.

4.3.3.2 - Evolution hebdomadaire des paramètres physico- chimiques

Les prélèvements d'eau et les mesures physico-chimiques (température, oxygène, pH, conductivité, DBO₅ et matières azotées) ont été effectués tous les jours durant une semaine à 9 heures dans la station A et dans un seul piézomètre. La figure 22 illustre les résultats obtenus.

La température

La température est quasiment stable durant toute la semaine dans les deux milieux. Les températures enregistrées varient entre 21,4 °C et 23,9 °C en surface et entre 24 ° et 26.5°C dans l'hyporhéique. Les eaux de lâcher du barrage sont plus froides que les eaux interstitielles.

Le pH

Dans le milieu superficiel le pH reste constant pendant toute la semaine et varie entre 7,9 et 8,03.

Le pH dans le sous-écoulement est également constant et oscille pendant toute la semaine autour de la neutralité.

La conductivité

Dans le milieu superficiel, les valeurs de la conductivité sont faibles relativement aux eaux superficielles de la région et constantes durant toute la semaine

Ces faibles valeurs sont dues au phénomène de dilution par les lâchers du barrage de Hammam Boughrara. Malgré les charges polluantes importantes arrivant dans le réservoir, la conductivité s'avère faible. Ceci nous amène à penser que la matière organique sédimente et que les conditions ne favorisent pas sa minéralisation.

Dans le milieu hyporhéique, les concentrations sont plus élevées et varient de 2340 à 3830

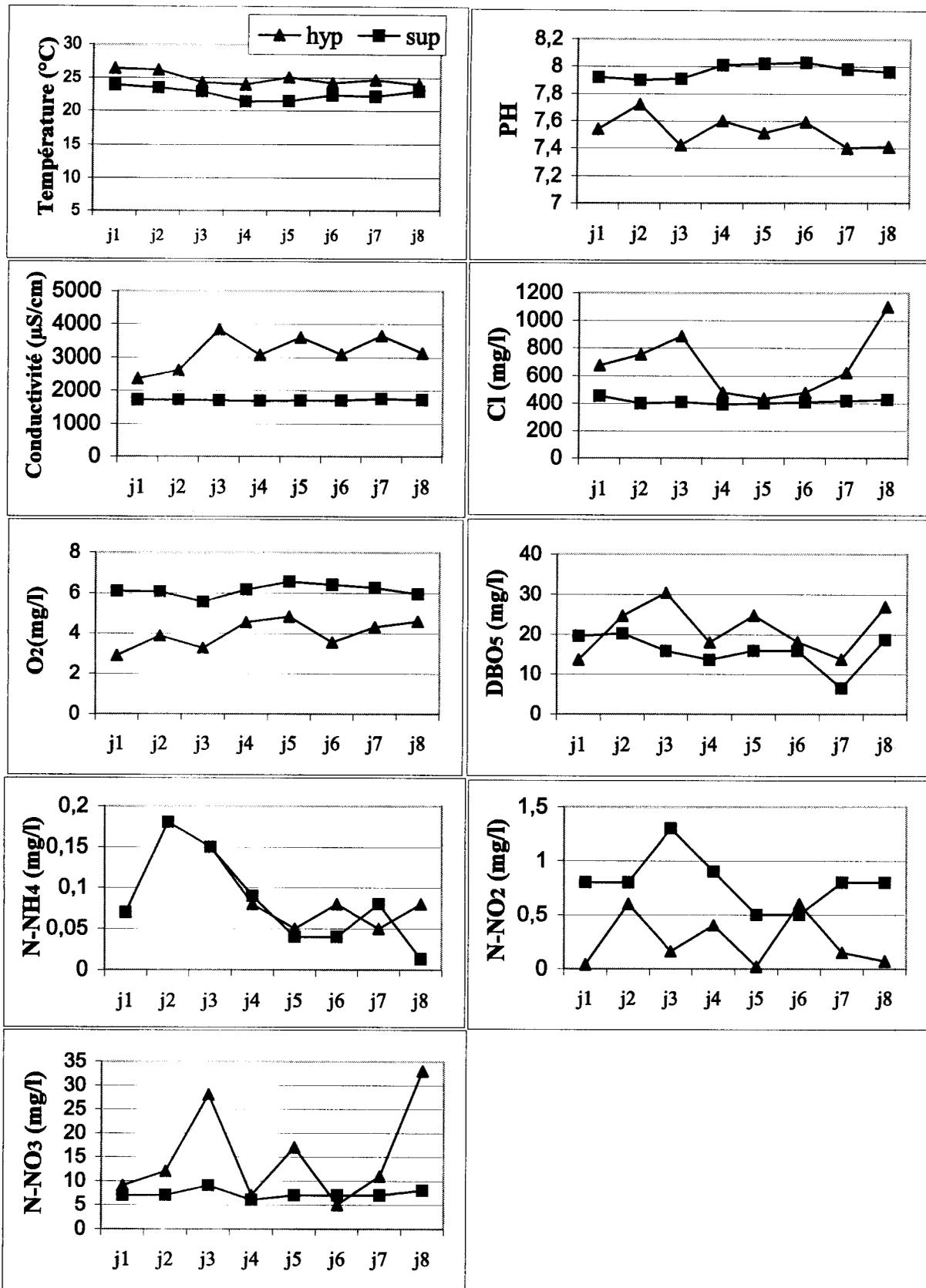


Fig.22- Evolution hebdomadaire des paramètres physico-chimiques dans le milieu hyporhéique et superficiel

$\mu\text{S/cm}$. La concentration maximale est observée le troisième jour et elle est induite par les chlorures et les nitrates qui sont également élevés au même moment. Ceci traduit une minéralisation importante ce jour là. La chute de la conductivité observée le quatrième et le sixième jour peut être mise en relation avec le phénomène de dilution par les eaux de surface qui montrent une meilleure infiltration dans le milieu interstitiel durant ces deux jours si on se base sur les teneurs en chlorures comme marqueur des mouvements d'eau.

L'oxygène

Les concentrations en O_2 dissous présentent des variations hebdomadaires faibles dans le milieu superficiel et oscillent entre 5.5 mg/l et 6.56 mg/l. La faible teneur en oxygène est surtout liée à l'heure de mesure (9h00 environ), moment où la photosynthèse est faible.

Inversement, le taux d'oxygène dans l'eau interstitielle montre des fluctuations assez importantes. Deux pics d'oxygène sont enregistrés durant la semaine et sont liés à une meilleure oxygénation de l'eau de surface qui s'infiltré dans l'hyporhéique à ce moment là (voir courbe des chlorures). La chute d' O_2 observée le troisième et le sixième jour de la semaine peut provenir de l'accroissement de la pollution organique (DBO_5 élevée) dans ce milieu, avec une intense mobilisation de l'oxygène par les bactéries d'où une bonne nitrification (taux de N-NO_3 et N-NO_2 mesurés élevés).

DBO_5

Les valeurs de la DBO_5 dans le milieu superficiel varient peu jusqu'au septième jour où on enregistre une diminution brutale accompagnée d'une augmentation importante de N-NH_4 traduisant une ammonification et probablement une sédimentation (DBO_5 élevée dans l'hyporhéique ce jour là).

Dans le milieu hyporhéique, les valeurs de la DBO_5 présentent des fluctuations plus importantes durant la semaine, le maximum se situant le troisième jour, est lié probablement à une sédimentation importante, ensuite la diminution observée à partir du quatrième jour s'expliquerait par une nitritation (N-NO_2 élevé) d'une part et une dilution par les eaux de surface d'autre part. la courbe des chlorures peut d'ailleurs nous aider à expliquer ces variations. En effet, nous observons une meilleure infiltration le quatrième, le cinquième et le sixième jour (les points de surface et hyporhéique sont presque confondus).

Ammonium

L'évolution de N-NH₄ dans les deux milieux semble être identique jusqu'à la fin de la semaine. Une légère augmentation dans le milieu hyporhéique est notée le sixième jour accompagnée d'une diminution de DBO₅ traduisant une ammonification, suivi d'une diminution de N-NH₄ le septième jour, liée à une nitrification importante (teneur en N-NO₂ très élevée).

Au même moment, l'augmentation de N-NH₄ dans le milieu superficiel est liée à une diminution de la DBO₅ ce jour là.

Nitrites

Les teneurs en N-NO₂ dans le milieu superficiel présentent des variations assez faibles, avec une légère augmentation le troisième jour accompagnée d'une diminution d'O₂, traduisant une nitrification de N-NH₄. Une chute de N-NO₂ est enregistrée ensuite alors que les concentrations d'O₂ et de nitrates restent constantes. Les teneurs de N-NO₂ dans le milieu hyporhéique sont plus fluctuantes. Elles varient entre 0,004 mg/l le premier jour et 0,6 mg/l le sixième jour. Les deux chutes de N-NO₂ observées le troisième et sixième jour coïncident avec les deux pics de N-NO₃ : ceci peut être expliqué par une oxydation complète de nitrites (nitrification).

Nitrates

Les teneurs en N-NO₃ dans le milieu superficiel sont stables. Elles varient entre 6 mg/l et 9 mg/l le troisième jour de la semaine et mettent en évidence une assimilation chlorophyllienne importante mais constante.

Inversement, les concentrations de N-NO₃ dans le sous écoulement présentent des fluctuations très importantes: elles varient entre 9 mg/l le premier jour et 33 mg/l le huitième jour de la semaine. Ces augmentations en N-NO₃ sont accompagnées d'une diminution de N- NH₄ voire absence des N-NO₂ au même moment. Elles témoignent donc d'une auto-épuration (nitrification complète). Les chutes de N-NO₃ notées au quatrième et sixième jour sont liées à une dilution par les eaux de surface puisque le ratio nitrates/chlorures (Fig.19B) varie peu au 4ème et 6ème jour. En effet, les fluctuations au cours de ces deux jours montrent que les concentrations en nitrates suivent celles des chlorures

Chlorures

Dans le milieu superficiel les concentrations en chlorures montrent une certaine stabilité durant la semaine d'échantillonnage.

Au contraire, dans le sous-écoulement, elles présentent des fluctuations très importantes puisque les concentrations en chlorures varient entre 433 et 1099 mg/l le dernier jour. Ces concentrations sont probablement influencées par celles des eaux de la nappe (Fig.14) fortement chlorurées. La diminution observée à partir du troisième jour est liée à une meilleure infiltration de l'eau superficielle moins concentrée en chlorures.

4.3.3.3 - Conclusion

L'évolution journalière et hebdomadaire des paramètres physico-chimiques dans les eaux superficielles et hyporhéiques lors des lâchers d'eau du barrage ont montré:

- des fluctuations nyctémérales notamment dans l'hyporhéique, des teneurs en N-NO₃, N-NO₂, N-NH₄, O₂ et DBO₅ liées à l'activité biologique des végétaux (photosynthèse), au métabolisme de la rivière et à la dégradation de la matière organique.
- les étapes de l'auto-épuration qui se déroulent dans le milieu:
 - une ammonification dès le deuxième jour (après 24h) favorisée par la température chaude de la période 10- 12h suivie d'une nitrification puis d'une nitratisation le troisième jour (72h).
 - une auto-épuration plus intense le soir qui se prolonge en début de matinée en fonction de l'oxygène
 - les N-NO₂ et les N-NO₃ sont les formes dominantes dans l'hyporhéique, confirmant le processus de nitrification, alors que dans le superficiel seul N-NO₂ domine.
 - une réduction des nitrates pendant les heures d'activité photosynthétique intense (de 12h à 18h)
 - un taux élevé de transformation de la matière organique en N-NH₄ probablement lié aux températures chaudes de la journée.
- un échange d'eau important entre la rivière et le milieu interstitiel indiqué par les chlorures durant la semaine et pendant la journée, assurant un renouvellement de l'oxygène dissous de la zone hyporhéique.

Cette étude, en soulignant l'intérêt de suivre les variations journalières et hebdomadaires des paramètres physico-chimiques, a permis ainsi de préciser le fonctionnement de l'écosystème "oued" et de mettre en évidence le rôle épurateur de la zone hyporhéique contaminée sous un climat semi-aride.

4.4 - Milieu phréatique

4.4.1 - Niveau de la nappe

Le niveau de la nappe fluctue entre l'hiver et l'été dans les puits situés loin de la Tafna, (Fig.23A). En étiage, la surface piézométrique est à une cote minimum (entre -10.5 et -18m). Le niveau de la nappe remonte progressivement jusqu'en décembre-février, où il atteint son maximum (entre -8m et -14m). Il y a alimentation naturelle des eaux souterraines (recharge) pendant les hautes eaux. Puis le niveau descend pour atteindre le niveau minimale en juillet-septembre: il y a décharge (Fig.23A). Tandis que dans les puits situés très proches de l'oued, les fluctuations sont apériodiques (Fig.23B). En effet, la recharge à lieu aussi durant les lâchers (juillet, septembre) d'où l'influence du cours d'eau. Toutefois elles restent faibles par rapport à la recharge par les précipitations.

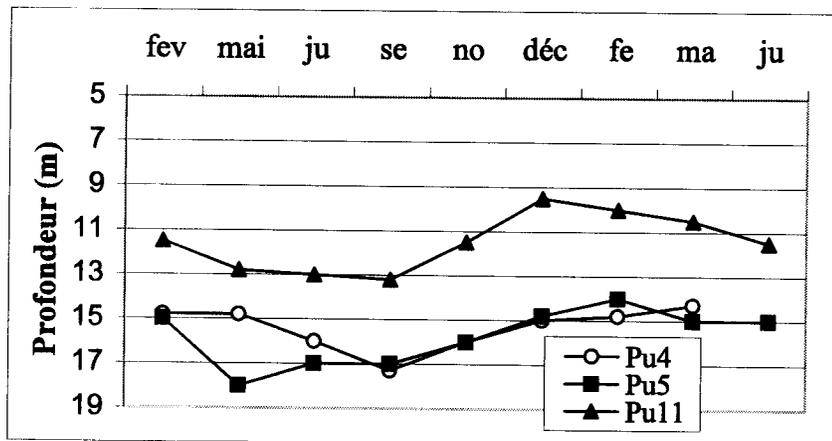
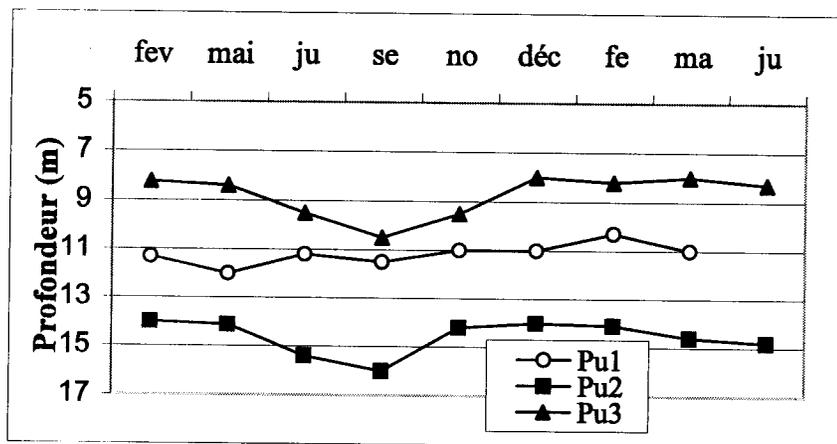
4.4.2 - Hydrochimie de la nappe

Les résultats des mesures dans les puits de la zone d'étude : Pu1, Pu2, Pu3, Pu4, Pu5, Pu6, Pu7, Pu8, Pu9, Pu10 révèlent une grande hétérogénéité de composition de la nappe de l'amont vers l'aval du secteur étudié (Fig.24).

Nitrates et oxygène

L'examen de la courbe de la distribution spatiale des teneurs de nitrates des eaux souterraines dans le périmètre étudié met en évidence des puits nettement pollués par les nitrates, notamment ceux de l'aval durant les hautes eaux. Certains présentent des concentrations de $N-NO_3$ dépassant 60 mg/l. Les puits situés plus en amont sont moins touchés par cette pollution. Ils sont souvent classés, suivant leur teneurs en nitrates, dans la classe < 40 mg/l de $N-NO_3$. De même, les pourcentages d' O_2 des eaux souterraines sont très variables entre l'amont et l'aval. Ils se situent durant la période d'échantillonnage, entre 26% et 45% de saturation dans la zone amont et entre 37% et 75% de saturation en moyenne dans la zone aval du secteur d'étude.

A)



B)

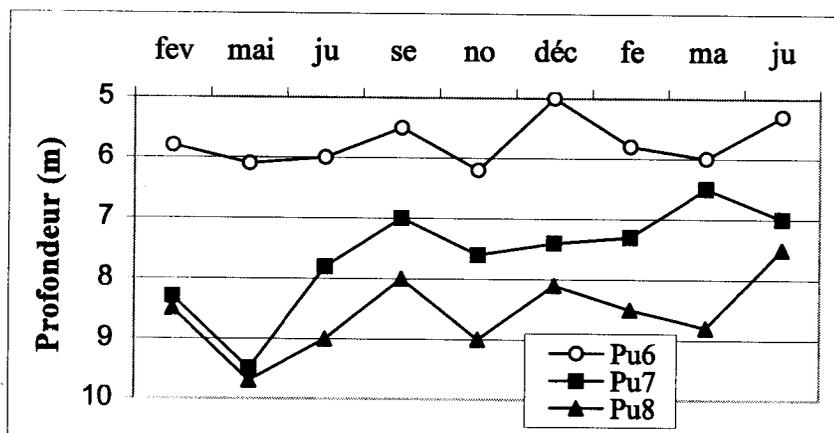


Fig.23- Fluctuations temporelles du niveau de la nappe alluviale rive droite et gauche de la Tafna. A: puits éloignés de l'oued, B: puits proches de l'oued

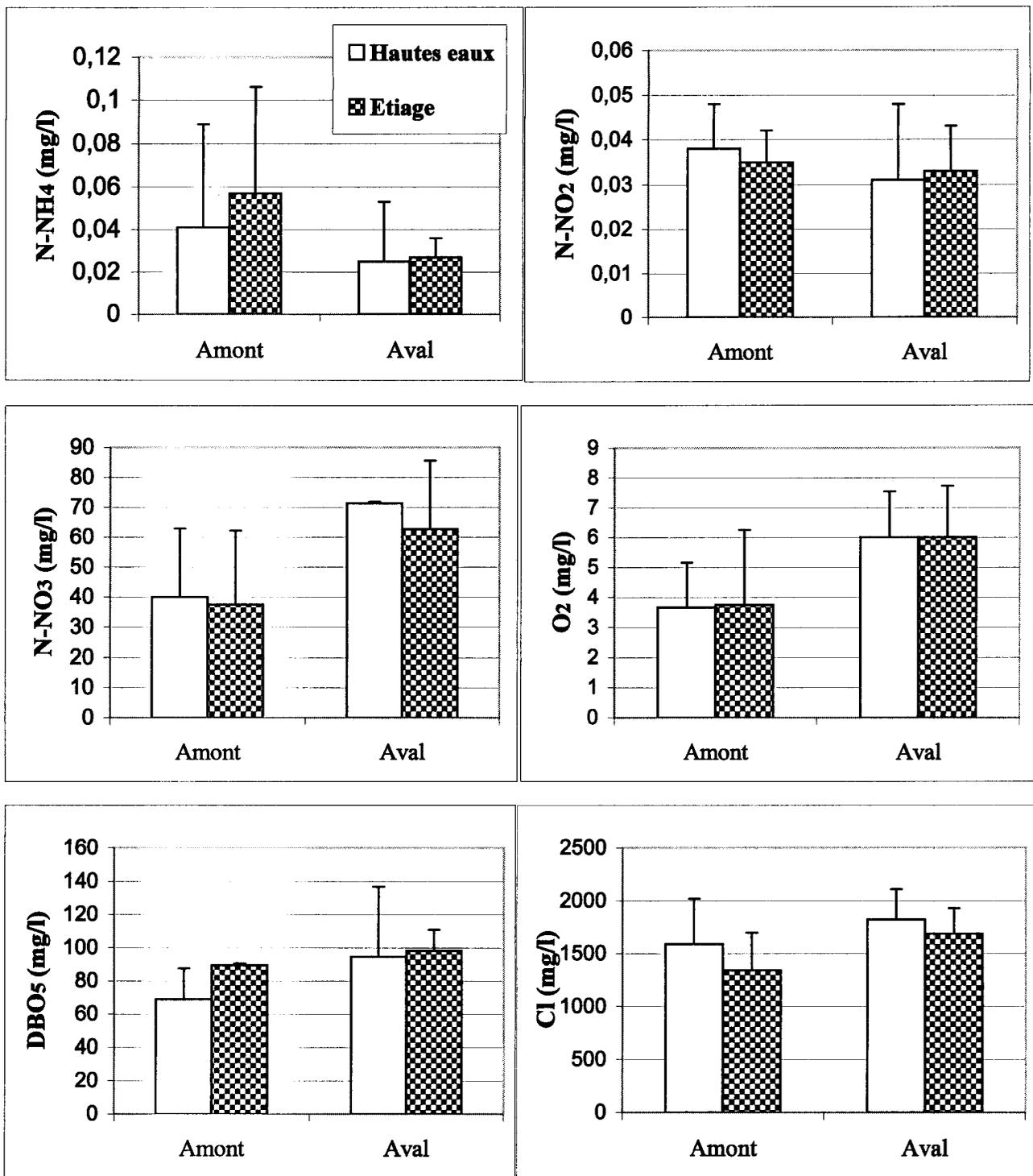


Fig. 24- Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques de la nappe

Ammonium et Nitrites

L'azote nitreux et l'azote ammoniacal ont une répartition relativement semblable avec des teneurs moyennes faibles de l'ordre de 0.04 mg/l pour N-NH₄ et de 0.03 mg/l pour N-NO₂. Notons que l'amont est deux à dix fois plus chargé en N-NH₄ que l'aval.

Demande biochimique en oxygène

Inversement, les valeurs de DBO₅ en aval sont supérieures à celles de l'amont. Elles varient en moyenne entre 93 et 138 mg/l et entre 53 et 89 mg/l respectivement

Chlorures

Leur évolution est bien différente entre l'amont et l'aval. En aval, les teneurs en Cl sont plus élevées et atteignent 2000 mg/l en moyenne. Cependant, elles restent globalement constantes dans le temps dans les deux zones.

4.5 - Comparaison entre les eaux de surface, zone hyporhéique et eau souterraine

Les résultats des analyses physico-chimiques indiquent une forte pollution dans les trois milieux du secteur d'étude (N-NH₄, DBO₅ élevés et O₂ faible) (Fig.25).

La chimie de l'eau hyporhéique diffère significativement ($p < 0.001$) de l'eau de la nappe, mais elle est similaire à celle de l'eau de surface, excepté pour N-NH₄ et O₂.

L'eau de surface est significativement plus chargée en N-NH₄ ($p < 0.03$) en amont du site alors que l'eau hyporhéique est significativement plus chargée à l'aval du site: soit 40 fois la concentration de la nappe et trois fois celle de l'eau superficielle. Cette forte teneur en N-NH₄ dans l'hyporhéique, reflète un milieu anoxique.

Dans la zone hyporhéique, les concentrations en oxygène dissous sont toujours faibles. Tous les piézomètres étudiés reflètent une diminution significative, particulièrement à l'aval du site, par comparaison aux conditions de surface. De plus, l'activité métabolique de l'hyporhéique peut causer une réduction de la saturation en O₂ de 100% dans la surface à 10-30% en moyenne dans les interstices, dépendant du temps de résidence de l'eau.

En revanche, l'eau de la nappe est significativement plus chargée en N-NO₃ ($p < 0.02$) que l'eau de l'oued et l'eau hyporhéique. Une concentration en N-NO₃ plus élevée que celle en N-NH₄ dans les eaux phréatiques et dans l'eau de surface indique que l'ammonium de l'eau hyporhéique est oxydé durant son transfert vers les deux milieux adjacents.

La nitrification semble être une explication raisonnable à l'augmentation des nitrates dans la nappe. De plus, cet aquifère est soumis à l'impact de l'agriculture dans ce secteur indiquant une contamination de l'eau souterraine par le N-NO₃. La fertilisation azotée, telle qu'elle est pratiquée par les agriculteurs de la région, est excessive et peut entraîner les nitrates en profondeur lors de l'irrigation ou après les premières pluies d'automne.

Les valeurs de la DBO₅ et des Cl⁻ sont significativement plus élevées dans les eaux de la nappe ($p < 0.001$). La DBO₅ est aux environs de 96 mg/l et celle des eaux de surface et de l'hyporhéique, elle, est aux environs de 50 mg/l. L'accroissement de la DBO₅ dans la nappe indique une infiltration d'eau chargée en matière organique à partir de la confluence Mouillah-Tafna (DBO₅ = 135 mg/l). Ainsi il apparaît que la nappe est davantage influencée par l'eau de surface pendant la période de fort débit. En revanche elle tend à être une source significative de matière organique pour le système oued durant l'étiage

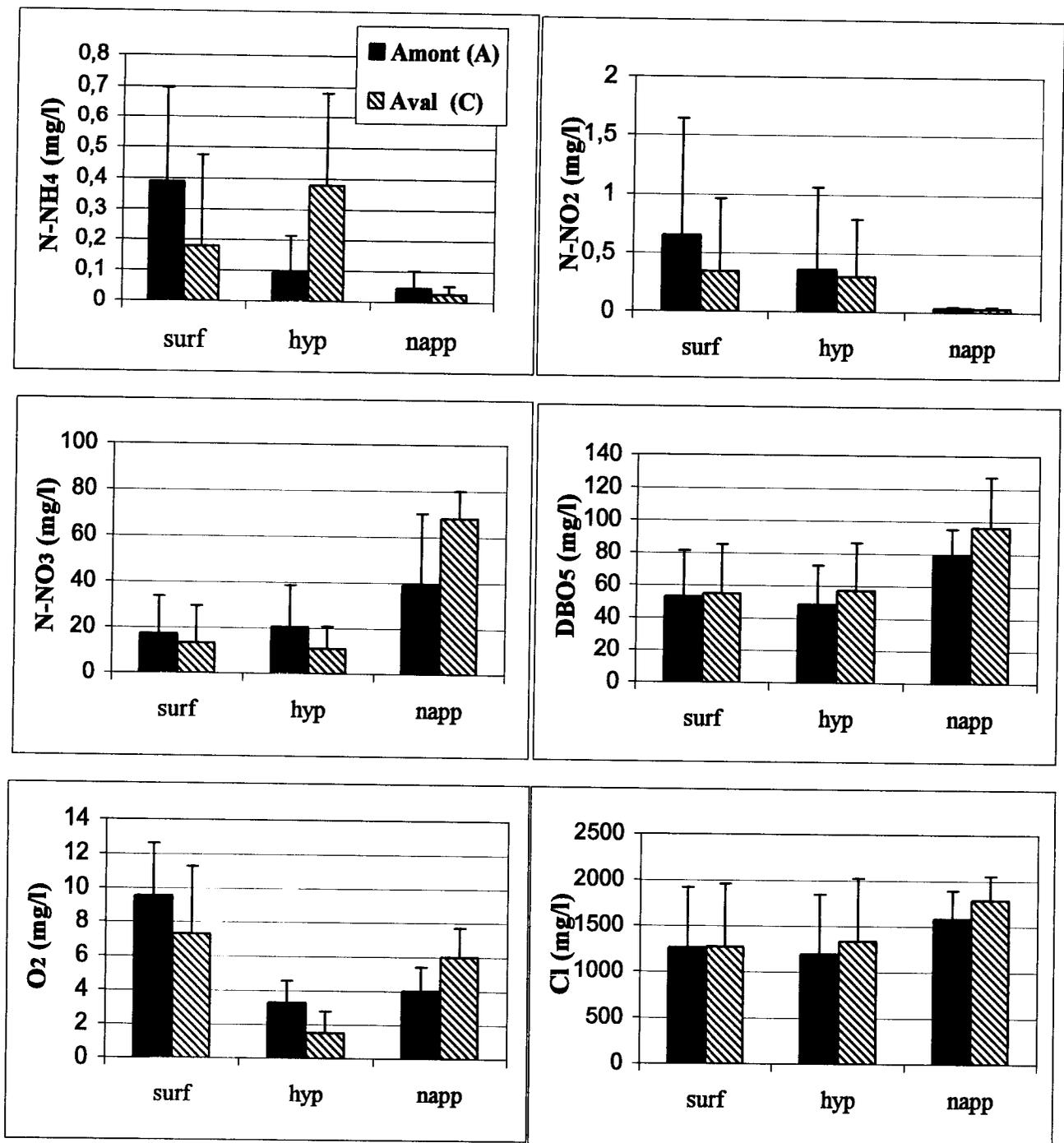


Fig.25- Chimie des eaux de surface, hyporhéiques et souterraines dans le site étudié de la Tafna

4.6 - Discussion

Des régions bien distinctes de la zone hyporhéique sont affectées par la pollution de la Tafna (Fig.26) indiquant un échange variable avec les eaux de surface (Mestrov & Lattinger-Penko 1977). La partie amont de la zone hyporhéique du site étudié est donc caractérisée par un taux d'oxygène dissous et des concentrations en N-NO₃ plus élevées qu'en aval, impliquant le processus de nitrification (Kemp & Dodds 2001) comme la transformation dominante de l'azote (Grimm *et al.* 1991). Les concentrations les plus élevées de N-NO₃ s'observent durant la période d'étiage alors qu'elles diminuent légèrement durant la période des hautes eaux. Ceci peut être expliqué, en l'absence d'une remontée de la nappe, par le processus de nitrification (Valett *et al.* 1990, Malard *et al.* 2002).

Dans cette étude, le gradient amont-aval du site est caractérisé également par une infiltration d'eau de surface importante mais qui est plus marquée pendant les hautes eaux durant la période d'échantillonnage. Ceci peut être confirmé par la présence d'oxygène qui montre un échange évident entre la surface et la zone hyporhéique. Le taux élevé d'oxygène et les concentrations relativement faibles en chlorures mesurées à la station A, démontrent que l'amont du site est plus influencé par les eaux de surface quelle que soit la saison. A l'inverse, le faible taux d'oxygène et l'augmentation des chlorures, notamment pendant l'étiage et les lâchers dans la station C située en aval, sont plus le résultat de processus biologiques que d'échanges hydrologiques. La forte diminution de la concentration en O₂ observée dans cette station, où un échange d'eau relativement mineur se produit associé à une granulométrie dominante plus fine notamment en étiage, soutient l'hypothèse qu'un long temps de séjour dans le sédiment entre l'amont et l'aval du site influence ce faible taux d'O₂ dans l'eau interstitielle (Brunke & Gonser 1997). En effet, durant l'été, l'oued Tafna s'assèche. La zone hyporhéique est donc profondément isolée des eaux de surface (jusqu'à 2m de profondeur) mais proche de la nappe alluviale (niveau piézométrique). Ce qui permet de penser que cette station est quelque peu influencée par les échanges souterrains latéraux.

Durant les hautes eaux, les concentrations en oxygène sont non seulement similaires mais favorisent une nitrification dans la station A (concentrations en N-NH₄, DBO₅ et N-NO₂ faibles et N-NO₃ élevées) et dans une moindre mesure la station C qui présente néanmoins une rétention d'azote. Dans cette station, malgré un fort pourcentage de l'eau superficielle

dans l'hyporhéique, les N-NO₃ observés restent environ 40 % plus faibles que les concentrations attendues par la dilution.

Il semblerait que les conditions biogéochimiques auxquelles nous sommes parvenues sont assez semblables avec ceux de Baker & Vervier (2004).

Nous observons ainsi une évolution du système aquatique qui passe d'une situation critique, pratiquement anaérobie à une situation satisfaisante. Nous concluons que le processus d'autoépuration est aussi performant dans la station C de la zone hyporhéique mais uniquement en période des hautes eaux.

Pendant les lâchers, l'oxygène et le N-NO₃ sont épuisés par suite d'une forte rétention (70%) dans cette station en relation avec une dénitrification (Baker & Vervier 2004). En revanche, N-NH₄ et DBO₅ ont des valeurs élevées, suggérant que les eaux polluées des lâchers peuvent influencer ces secteurs par suite de l'infiltration. Ainsi l'importation dans l'hyporhéique du matériel organique dégradable issus des eaux des lâchers peut provoquer une réduction du taux d'oxygène et donc des conditions d'anaérobiose (Mestrov 1981, Sprent 1987).

Contrairement à la station C, la station A (amont du site) est moins influencée par les eaux des lâchers. Cela est à mettre en relation avec sa composition granulométrique plus riche en sable et une meilleure oxygénation en corrélation avec l'oxygène élevé de surface ($r = 0.61$). Ceci est confirmé par une diminution de N-NH₄ en faveur de N-NO₃ (seulement 20% des nitrates sont retenues). Cette station apparaît donc plus une zone de production qu'une zone de rétention.

Pendant l'étiage La diminution significative de N-NO₃ dans la station aval de la zone hyporhéique caractérisée par un faible échange hydrologique de surface, un faible taux d'oxygène et une forte rétention des N-NO₃, est provoquée par le phénomène de dénitrification qui se produit dans des sédiments moins poreux dans des conditions anoxiques comme cela a été montré dans des petites rivières d'une part (Triska *et al.* 1989, Duff & Triska 1990, Dahm *et al.* 1991, Hendricks & White 1991, Triska *et al.* 1993) et par l'absorption racinaire d'autre part. Il faut noter que cette dénitrification est attribuée dans ce cas à une proportion importante de sédiments fins (65-70% de sédiments de diamètre < 0.02mm) qui ne permettent pas la pénétration latérale des constituants dissous, notamment l'oxygène. Pinay *et al.* (1995) ont démontré que les sols des ripisylves ayant une texture fine sont le siège d'un taux de minéralisation ou d'une dénitrification important par comparaison à un sol de texture sableuse. Ces résultats sont en accord avec les nôtres et

semblent soutenir l'idée que les textures fines des sols conduisent à une perte de nitrates par dénitrification et la formation d'ammonium à travers une minéralisation élevée au détriment d'une nitrification faible (Chestrut & McDowell 2000).

Globalement, lorsque l'on compare les deux stations de l'hyporhéique, la station amont est considérée comme une source d'azote pour les eaux de surface (Malard *et al.* 2002) situées en aval du site étudié, à cause de sa situation à la sortie d'un pool où l'écoulement pénètre dans le sédiment déplaçant ainsi l'eau hyporhéique riche en N-NO₃. Ceci peut être expliqué par une sortie de nitrates dans les zones d'upwelling mesurée entre la station A et la station C. Effectivement, malgré la grande assimilation algale à l'aval de l'oued, la concentration en N-NO₃ reste toujours élevée dans l'eau de surface. D'autres études, par exemple celles de Grimm & Fisher (1984), Dahm *et al.* (1987), Fortner & White (1988), Stanford & Ward (1988), Ford & Naiman (1989), Triska *et al.* (1990) et Valett *et al.* (1990), soutiennent une telle hypothèse et de ce fait présentent les nutriments de l'eau hyporhéique comme une source importante pour la flore aquatique. Cette évolution des N-NO₃ de surface résulterait des interactions entre les processus de surface et ceux de l'hyporhéique. Ce dernier, étant un habitat où il existe des zones d'infiltration, suivies de zones d'exfiltration et d'autres où les échanges sont faibles. Ce modèle qui s'applique bien dans les régions arides et semi-arides ressemble à celui décrit par Dent *et al.* (2001).

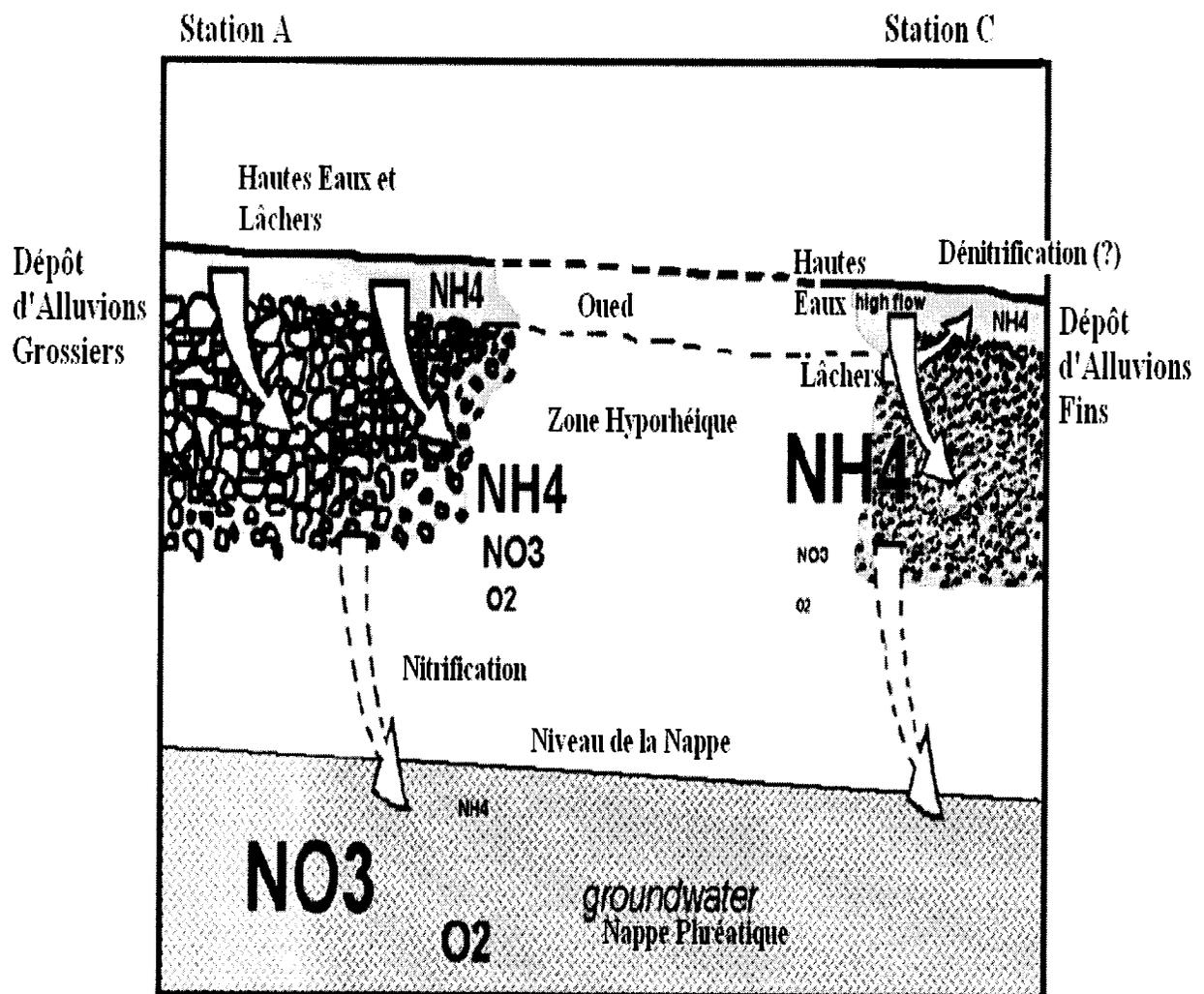


Fig.26- Echange d'eau et de nutriments dans l'oued Tafna

CONCLUSION GENERALE

La moyenne et basse Tafna forme, sur une distance de 50km, un écosystème complexe (affluents, effluents, nappe, zone hyporhéique) dont le fonctionnement dépend de deux processus majeurs: (i) l'apport de substances exogènes d'origine variée (ii) leur transit et leur transformation dans la Tafna.

Le fonctionnement des systèmes de la Tafna a été analysé en considérant les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques selon des cycles saisonniers, hebdomadaire et journaliers.

Cette étude a mis en évidence:

A l'échelle régionale

- des apports importants de matière organique d'origine domestique industrielle et agricole et dont l'impact est plus accentué à l'étiage par suite de la concentration des éléments.
- des apports de matière azotée par le lessivage des terres agricoles en hiver.
- une amélioration de la qualité de l'eau depuis l'amont vers l'aval, résultant principalement de (i) la dilution durant les hautes eaux et les lâchers, (ii) l'oxydation de la matière organique induisant un gradient amont-aval des nitrates
- une nitrification dans les zones d'infiltration est responsable en partie de l'augmentation des nitrates à l'aval de la Tafna
- une assimilation chlorophyllienne journalière importante (la concentration en $N-NO_3$ diminue de moitié le jour par rapport à celle de la nuit)
- une sédimentation importante et une infiltration de la matière organique dans le milieu hyporhéique favorisée par le barrage.

À l'échelle plus précise du site d'étude

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 paramètres physico-chimiques en relation avec les variations des échanges hydrologiques, nous a amené à préciser le rôle de la zone hyporhéique dans l'épuration des eaux, suggérant l'importance de deux phénomènes biologiques : production de nitrates par nitrification et leur rétention par dénitrification ou/et absorption racinaire. Il convient d'apporter une attention particulière à la période des lâchers où la rétention est intense et serait attribuée surtout au phénomène de dénitrification. Dans ce cadre la composition granulométrique du sédiment, apparaît comme un des paramètres pertinents dans ce processus.

- 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 exemple, la richesse du milieu hyporhéique en $N-NH_4$ semble être une source d'azote oxydé pour les eaux de surface aval par une exfiltration. En effet l'oued Tafna dans son cours inférieur, peut être considéré comme formée d'une série longitudinale de zones d'infiltration alternant avec des zones d'upwelling qui peuvent avoir des effets cumulatifs sur la qualité de l'eau de surface (Hendricks & White 1991).

Perspectives

Il serait intéressant d'étendre ces travaux :

- en élargissant le champ d'étude à d'autres types morphologiques (zone amont).
- à compléter par d'autres paramètres (phosphore par exemple) nécessaires à la compréhension du fonctionnement du système oued.
- à mettre en évidence le rôle exact des minéralisateurs (communauté hyporhéique) qui n'a pas pu être abordé dans le cadre de cette étude. Il mérite d'être développé à l'occasion des recherches ultérieures sur ce même écosystème de la moyenne Tafna.

BIBLIOGRAPHIE

- Alberto, W.D., D.M. Del Pilar, A.M. Valeria, P.S. Fabiana, H.A. Cecilia & B.M. De Los Angeles, 2001. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquia river Basin (Cordoba-Argentina). *Wat. Res.* 35: 2881-2894.
- Andrae, N, 1971. Nouveaux procédés de mesure en hydrologie. Ed. Dunod Paris.
- Angelier, E, 1962. Remarques sur la répartition de la faune dans le milieu interstitiel hyporhéique. *Zoologischer Anzeiger.* 168 : 351-356
- Bagnouls, F. & H. Gaussen, 1953. Saison sèche et indice xéothermiques. *Bull. Soc. His. Nat*
- Baker, M.A. & P. Vervier, 2004. Hydrological variability, organic matter supply and denitrification in the Garonne River ecosystem. *Freshwat. Biol.* 49 : 181-19
- Beffy, J.L. & S. Doledec, 1991. Mise en évidence d'une typologie spatiale dans le cas d'un fort effet temporal: un exemple en hydrobiologie. *Bull. Ecol.* 22: 169-178
- Bencala, K.E, 1983. Simulation of solute transport in a mountain pool and riffle stream with a kinetic mass transfer model for sorption. *Wat. Resour. Res.* 19: 732-738.
- Bencala, K.E., V.C. Kennedy, G.W. Zellweger., A.P. Jackman & R.J. Avanzino, 1984. Interactions of solutes and streambed sediment. An experimental analysis of cation and anion transport in a mountain stream. *Wat. Resour. Res.* 20: 1797-1803.
- Bencala, K.E, 1993. A perspective on streams catchment connections. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 12: 44-47.
- Binkley, C. & T.M. Brown, 1993. Forest practices as nonpoint sources of pollution in North America. *Wat. Res. Bull.* 29: 729-740.
- Bou, C. & R. Rouch, 1967. Un nouveau champ de recherche sur la faune aquatique souterraine. *C.R. Acad. Sc. Paris*, 265: 369-370.
- Bou C, 1974. Les méthodes de récolte dans les eaux souterraines interstitielles. *Ann. Speleol.*, 29: 611-619.
- Boulton, A.J, 1993. Stream ecology and surface-hyporheic hydrologic exchange: implications, techniques and limitations. *Australian journal of marine and Freshwat Research.* 44: 553-564
- Brunke, M. & T. Gonser, 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwat. Biol.* 37: 1-33.

- Campolo, M., P. Andreus²si, & A. Soldati, 2002. Water quality control in the river Arno. *Wat. Res.* 36: 2673-2680.
- Chessell, D. & S. Doleddec, 1993. A.D.E. version 3.6: Hypercard Stacks & Programs Library for the Analysis of Environmental data. URA CNRS 1451, Université Lyon 1, User's manual., 750p.
- Chestrut, T.J. & W.H. McDowell, 2000. C and N dynamics in the riparian and hyporheic zones of a tropical stream, Luquillo Mountains, Puerto Rico. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19: 199-214.
- Coleman, M.J., & H.B.N. Hynes, 1970. The vertical distribution of the invertebrate fauna in the bed of a stream. *Limnol. Oceanogr.* 15: 31-40.
- Cooper, C.M. & W.M. Lipe, 1992. Water quality and agriculture: Mississippi experiences. *J. Soil. Water. Conserv.* 46: 220-223.
- Creuzé des Châtelliers, M. & J.L. Reygrobellet, 1990. Interaction between geomorphological process, benthic and hyporheic community : First results on a by-passed canal of the French upper Rhône river. *Regulated. Rivers: Res. Manag.* 5: 139-158.
- Dahm, C.N., E.H. Trotter, & J.R. Sedell, 1987. Role of anaerobic zones and processes in stream ecosystem productivity. Pp. 157-178 In: R.A. Averett and D.M. McKnight (eds). *Chemical quality of water and the hydrological cycle*. Lewis, Chelsea, Michigan, USA.
- Dahm, C.N., Carr, D.L. & R.L. Coleman, 1991. Anaerobic carbon cycling in stream ecosystems. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 24: 1600-1604.
- Danielopol, D.L, 1980. The role of the limnologist in groundwater studies. *Internationale Revue der gesamten. Hydrobiologie.* 65: 777-791.
- Danielopol, D.L, 1989. Groundwater fauna associated with riverine aquifers. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 8:18-35.
- Davis, E.A, 1987. Chaparral conversion and streamflow: nitrate increase is balanced mainly by a decrease in bicarbonate. *Wat. Resour. Res.* 23: 215-224.
- Demelon, A. 1966 Principe d'agronomie. 1- dynamique du sol. Eds Dunod , 420pp
- Dent, C.L., N.B. Grimm, & S.G. Fisher, 2001. Multiscale effects of surface-subsurface exchange on stream water nutrient concentrations. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20(2):162-181.
- Dole, M.J. & D. Chessell, 1986. Stabilité physique et biologique des milieux interstitiels. Cas de deux stations du Haut-Rhône. *Annls. Limnol.*, 22 (1): 69-81
- Duff, J.H. & F.J. Triska, 1990. Denitrification in sediments from the hyporheic zone adjacent to a small forested stream. *Can. J. Fish. Aquat Sci.* 47: 1140-1147.

- Egborge, A.B.M, 1979. The effect of impoundment on the water chemistry of Lake Asejire. Niger. *Freshwat. Biol.* 9: 403-412.
- Ensign, S.H. & M.A. Mallin, 2001. Stream water quality changes following timber harvest in a costal plain swamp forest. *Wat. Res.* 35: 3381-3390.
- Essafi, K., J. Mathieu, & J.L. Beffy, 1992. Spatial and temporal variations of Niphargus populations in interstitial aquatic habitat at the Karst/floodplaine interface. *Regulated. Rivers: Res. Manag.* 7 (1): 83-92
- Findlay, S, 1995. Importance of surface-subsurface exchange in stream ecosystems: the hyporheic zone. *Limnol. Oceanogr.* 40: 159-164.
- Ford, T.E., & R.J. Naiman, 1989. Groundwater-surface water relationships in boreal forest watersheds: dissolved organic carbon and inorganic nutrient dynamics. *Can. J. Fish. Aquat Sci.* 46: 41-49.
- Fortner, S.L. & D.S. White, 1988. Interstitial water patterns: a factor influencing the distribution of some lotic aquatic vascular macrophytes. *Aquatic Botany.* 31: 1-12.
- Gagneur J. & C. Chaoui-Boudghane, 1991. Sur le rôle du milieu hyporhéique pendant l'assèchement des oueds de l'ouest Algérien. *Stygologia.* 6: 77-89.
- Gentil, L. 1903. Etude géologique du bassin de la tafna. Bull. Serv. Carte géol. Algérie. 2(4): 425p
- Griffith, M.B. & S.A. Perry, 1993. The distribution of the macroinvertebrates in the hyporheic zone in the small appalachian headwater streams. *Arch; für. Hydrobiol.* 126 (3): 373-384
- Grimm, N.B. & S.G. Fisher, 1984. Exchange between interstitial and surface water: implication for stream metabolism and nutrient cycling. *Hydrobiologia.* 111: 219-228.
- Grimm, N.B. & S.G. Fisher, 1986a. Nitrogen limitation in a Sonoran desert stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 5: 2-15.
- Grimm, N.B. & S.G. Fisher, 1986b. Nitrogen limitation potential of Arizona streams and rivers. *J. Arizona-Nevada Acad. Sci.* 21: 31-43.
- Grimm, N.B., S.G. Fisher., & W.L. Minckley, 1981. Nitrogen and phosphorus dynamics in hot desert streams of southwestern U.S.A. *Hydrobiologia.* 83: 303-312.
- Grimm, N.B., H.M.Valett, E.H. Stanley, & S.G. Fisher, 1991. Contribution of the hyporheic zone to stability of the hyporheic zone to stability of an arid-land stream. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 24 : 1595-1599.
- Guardia, P., 1975. Géodynamique de la marge alpine du continent africain d'après l'étude de l'Oranie Nord-Occidentale. Relations structurales et paléogéographiques entre le Rif

- externe, le Tell et l'avant-pays atlassique + carte au 1/100.000. Thèse de doctorat d'état ès science. Univ. Nice. pp.289
- Guasch, H. & S. Sabater, 1994. Primary production of epilithic communities in undisturbed Mediterranean streams. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1761-1764.
- Guasch, H., E. Marti. & S. Sabater, 1995. Nutrient enrichment effects on biofilm metabolism in a Mediterranean streams. *Freshwat. Biol.* 33: 373-383.
- Hannan, H.H. & W.J. Young, 1974. The influence of a deep-storage reservoir on the physicochemical limnology of a central Texas river. *Hydrobiologia.* 44: 177-204.
- Hendricks, S.P. & D.S. White, 1991. Physicochemical patterns within hyporheic zone of northern Michigan River, with comments on surface water patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1647-1654.
- Herbst, G.N., 1980. Effects of burial on food value and consumption of leaf detritus by aquatic invertebrates in a low-land forest stream. *Oikos* 35: 411-424.
- Horne, A.J., 2001. Potential value of constructed wetlands for nitrate along some large and small rivers. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27:4057-4062.
- Hynes, H.B.N., 1983. Groundwater and stream ecology. *Hydrobiologia.* 100: 93-99.
- Jackman, A.P., R.A. Walters, & V.C. Kennedy. 1984. Transport and concentration controls for chloride, strontium, potassium and lead in Uvas Creek, a small cobble-bed stream in Santa Clara County, California, U.S.A.2. Mathematical modeling. *J. Hydrol.* 75: 111-141.
- Jain, C.K., 2002. A hydro-chemical study of a mountainous watershed: the Ganga India. *Water. Res.* 36: 1262-1274.
- Jenkins, A., W.T. Sloan & B.J. Cosby, 1995. Stream chemistry in the middle hills and high mountains of the Himalayas, Nepal. *J. Hydrol.* 166: 61-79.
- Jones, J.B., S.G. Fisher & N.B. Grimm, 1995. Vertical hydrological exchange and ecosystem metabolism in a Sonoran desert stream. *Ecology.* 76: 942-952.
- Jones, J.B. & R.M. Holmes, 1996. Surface-subsurface interactions in stream ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution.* 11: 239-242.
- Jones, J.B., 2002. Groundwater controls on nutrient cycling in a Mojave desert stream. *Freshwat. Biol.* 47: 971-983.
- Jonnalagadda, S.B. & G. Mhere, 2001. Water quality of the Odzi river in the eastern highlands of Zimbabwe. *Wat. Res.* 35: 2371-2376.
- Kemp, M.J., & W.K. Dodds, 2001. Centimeter-scale patterns in dissolved oxygen and nitrification rates in a prairie stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20 (3): 247- 357.

- Kennedy, V.C., A.P. Jackman, S.M. Zand, G.W. Zellweger & R.J. Avanzino, 1984. Transport and concentration controls for chloride, strontium, potassium and lead in Uvas Creek, a small cobble-bed stream in Santa Clara County, California, U.S.A.1. Conceptual model. *J.Hydrol.*75: 67-110.
- Lee, D.R. & J.A. Cherry, 1978. A field exercise on groundwater flow using seepage meters and mini-piezometers. *Journal of Geological Education.* 27: 6-10.
- Lockaby, B.G., F.C. Thornton, R.H. Jones & R.G. Clawson. 1994. Ecological responses of an oligotrophic floodplain forest to harvesting. *J. Environ. Qual.* 23: 901-906.
- Malard, F., Tockner K., M.J. Dole-Olivier & V.Ward, 2002. A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwat. Biol.* 47: 621-640.
- Marmonier, P. & M.J. Dole, 1986. Les amphipode des sédiments d'un bras court-circuité du Rhône. Logique de répartition et réaction aux crues. *Rev.Sci. eau.* 5 : 461-486
- Messina, M.G., S.H. Schoenholtz, M.W. Wang z., D.K. Gunter & A.J. Londo, 1997. Initial responses of woody vegetation, water quality, and soils to harvesting intensity in a Texas bottomland hardwood ecosystem. *Forest.Ecol. Manage.* 90: 201-215.
- Mestrov, M. & R. Lattinger-Penko, 1977. Ecological investigations of the influence of a polluted river on surrounding interstitial underground waters. *Int .J. Speleol.* 9: 331-335.
- Mestrov, M. & R. Lattinger-Penko, 1981. Investigation of the mutual influence between a polluted river and its hyporheic. *Int. J. Speleol.* 11:159-171.
- Neumann, M. & D. Dudgeon, 2002. The impact of agricultural runoff on stream benthos in Hong Kong, China. *Wat. Res.* 36: 3103-3109.
- Notenboom, J., R. Serrano, I. Morell & F. Hernandez, 1995. The phreatic aquifer of the plana de Castellon (Spain): relationships between animal assemblages and groundwater pollution. *Hydrobiologia* 297: 241-249.
- Perison, D., J. Phelps, C. Pavel & R. Kellison, 1997. The effects of timber harvest in a South Carolina blackwater bottomland. *Forest. Ecol. Manage.* 90: 171-185.
- Pinay, G., C. Ruffinoni, & A. Fabre. 1995. Nitrogen cycling in two riparian forest soils under different geomorphic conditions. *Biogeochemistry.* 30: 9-29.
- Reynolds, B., M. Hornung & S. Hughes, 1989. Chemistry of streams draining grassland and forest catchments at Plynlimon mid-Wales. *Hydrol. Sci. J. Sci Hydrologiques.* 34: 129-139.
- Rodier, J., 1996. L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8^e Ed. Dunod. Paris: 365p.

- Ruffinoni, C., 1994. Rôle des ripisylves dans la réduction des pollutions azotées diffuse en milieu fluvial. Thèse de doctorat d'écologie. Université Paul Sabatier de Toulouse. 74 pp.
- Rutherford, J.E. & H.B.N. Hynes, 1987. Dissolved organic carbon in streams and groundwater. *Hydrobiologia* 154: 33-48.
- Savant, S.A., D.D. Reible & L.J. Thibodeaux, 1987. Convective transport within stable river sediments. *Wat. Resour. Res.* 23: 1763-1768.
- Sprent, J.I., 1987. The ecology of the nitrogen cycle. Cambridge University Press, Cambridge, 151 p.
- Stanford, J.A., & A.R. Gaufin, 1974. Hyporheic communities of two Montana rivers. *Science* 185: 700-702.
- Stanford, J.A., & J.V. Ward, 1988. The hyporheic habitat of river ecosystem. *Nature* 335:64-66.
- Stanford, J.A., & J.V. Ward, 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 12: 48- 60.
- Triska F.J., V.C. Kennedy, R.J. Avangina, G.W. Zellweger & K.E. Bencala, 1989. Réention and transport of nutrients in a third-order stream in north-western California: hyporheic processes. *Ecologie* 70 (6): 1893-1905.
- Triska F.J., J.H. Duff., & R.J. Avanzino, 1990. Influence of exchange flow between the channel and hyporheic zone on nitrate production in small mountain stream. *Can. J. Fish. Aquat Sci.* 47: 2099-2111.
- Triska F.J., J.H. Duff, & R.J. Avanzino, 1993. Patterns of hydrological exchange and nutrient transformation in the hyporheic zone of gravel-bottom stream: examining terrestrial-aquatic linkages. *Freshwat. Biol.* 29: 259-274.
- Valett, H.M., S.G. Fisher, & E.H. Stanley, 1990. Physical and chemical characteristics of the hyporheic zone of a sonoran desert stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 9: 201- 215.
- Vaux, W.G., 1968. Intragravel flow and interchange of water in a streambed. *Fish. Bull.* 66: 479-489
- Vervier, P., J. Gibert, P. Marmonier & M.J. Dole-Olivier., 1992. Perspective on permeability of surface freshwater/groundwater ecotone. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 11: 93- 102.
- Wallis, P.M., H.B.N. Hynes, & S.A. Telang, 1981. The importance of groundwater in the transport of allochthonous dissolved organic matter to the streams draining a small mountain basin. *Hydrobiol.* 79: 77-90.
- White, D.S., 1993. Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 12: 61- 69.

- Williams, D.D., 1984. The hyporheic zone as habitat for aquatic insects and associated arthropods. pp. 430-455, In: V.H. Resh and D.R. Rosenberg eds. *The ecology of aquatic insects*. Praeger, New York, New York, USA.
- Williams, D.D., 1993. Nutrient and flow vector dynamics at the hyporheic/ groundwater interface and their effects on the interstitial fauna. *Hydrobiologia* 251: 185-198.
- Williams, D.D. & H.B.N. Hynes, 1974. The occurrence of benthos deep in substratum of a stream. *Freshwat. Biol.* 4: 233-256.
- Wood P.J., J. Gunn & J. Perkins, 2002. The impact of pollution on aquatic invertebrates within a subterranean ecosystem out of sight out of mind. *Arch. Hydrobiol.* 155(2): 223-237.

ANNEXES



Parametres	AFFLUENTS					OUED TAFNA			
		M1	BA	MG	M2	T5	T6	T7	T8
Temperature (°C)	min	8	13	10	9.5	9.5	10	10	9.5
	max	28	30	29	31.5	22	27	28	28
	moy	18.4	21.1	19.6	17.9	16.4	17	17	15.3
	SD	5.5	5.33	5.47	5.62	4.76	4.59	4.58	4.32
	n	17	17	14	16	9	12	15	13
pH	min	7.7	4.2	2.1	4.4	7	6	7	7
	max	8.7	12.3	7.8	8	8.6	8.3	8.7	8.7
	moy	8.06	6.72	4.9	6.9	8	7.54	7.9	8.1
	SD	0.37	2.04	2.07	1.03	0.5	0.81	0.5	0.46
	n	17	17	14	16	9	12	15	13
Conductivité (µS/cm)	min	1000	1940	1800	2100	800	1900	1000	900
	max	3160	13900	6792	4180	1300	6840	3230	2660
	moy	2261	5329	3864	2962	1006	2903	2312	1533
	SD	603.6	3487	1596	593	137.5	812	632	437
	n	17	17	14	16	9	12	15	13
Chlorures (mg/l)	min	204	266	334	433	126	341	225	146
	max	730	3718	2130	1350	208	3250	1170	566
	moy	511	1330	703	900	170	1063	754	396
	SD	156	1065	491	285.7	22	670	282	152
	n	17	17	14	16	9	12	15	13
O ₂ (mg/l)	min	0	0	0	0	9	1	5	8
	max	12	5	2.1	4.5	12.8	7	11.1	14
	moy	4.75	0.57	0.28	1.27	11.1	5.51	8.27	10.45
	SD	4.11	1.44	0.62	1.69	1.58	1.8	2.2	1.45
	n	14	13	13	8	5	11	10	11
DBO ₅ (mg/l)	min	12	273	126	59	4	28	4	5
	max	141	102120	2542	352	21	75	52	38
	moy	56	11575	767	169	9.44	45	26	22.3
	SD	35.8	23866	710	83	6	13	14	11
	n	17	17	14	16	9	12	12	10
N-NH ₄ (mg/l)	min	0.02	0	0	4	0	0.8	0.03	0
	max	40	90	85	60	0.05	16	4	3.06
	moy	16.73	6.8	33.08	15.3	0.012	7.77	0.82	1.01
	SD	16.2	21.8	29.7	14.78	0.022	5.2	1.34	1.08
	n	17	17	14	16	8	12	15	13
N-NO ₂ (mg/l)	min	0.03	0	0	0.01	0	0	0.06	0.06
	max	9.9	2.15	1.5	2	0.39	1.5	4	2
	moy	2.14	0.31	0.19	0.34	0.11	0.56	0.62	0.87
	SD	3.48	0.57	0.38	0.58	0.12	0.46	1.06	0.68
	n	17	17	14	16	8	12	15	13
N-NO ₃ (mg/l)	min	2	2	1	0	5	0	8	6
	max	19	22	21	22	48	25	32	60
	moy	9	10	10.64	6.75	16.8	10.46	17.14	27.25
	SD	5	5.98	6.38	5.6	14.23	7.6	6.4	18.29
	n	17	17	14	16	9	12	15	13

ANNEXE I. Paramètres physico-chimiques dans l'oued Tafna et ses Affluents. Min=valeur minimale, max=valeur maximale, moy=valeur moyenne, SD= Écart type et n= nombre de prélèvements

		Eau HyporhHique			Eau de Surface		Eau Souterraine	
		A	B	C	A	C	Amont	Aval
T°C	Min	9	9	8	8,5	8	16	14
	max	24	25	25	26	27	19,5	19,5
	Moy	20	19,7	20,5	20,06	19	18,5	17,38
	SD	3,33	3,51	4,18	5,18	5,76	1,2	1,7
	n	24	26	26	14	14	18	14
PH	Min	7,1	7,1	7	7,5	7,4	7	7,1
	max	8,1	8,1	8,2	8,2	8,6	7,7	7,9
	Moy	7,67	7,55	7,64	7,81	8	7,33	7,4
	SD	0,23	0,25	0,25	0,42	0,27	0,2	0,24
	n	24	26	26	14	14	18	24
DBO ₅ (mg/l)	Min	5,8	8	8	17,8	17	55,6	53
	max	93	90	126	91	114	90,1	138
	Moy	48,5	54,4	57,17	53,06	55,05	79,05	96,01
	SD	24,68	25,21	33,16	28,04	29,96	16,02	30,85
	n	22	22	24	12	12	4	7
N-NH ₄ (mg/l)	Min	0,01	0	0,01	0,03	0,01	0	0
	max	0,89	2,6	6	2,1	1,4	0,13	0,11
	Moy	0,13	0,34	0,65	0,45	0,2	0,046	0,026
	SD	0,009	0,7	0,037	0,063	0,031	0,047	0,024
	n	24	26	26	14	14	13	13
N-NO ₂ (mg/l)	Min	0,01	0,03	0,001	0,08	0,001	0,03	0
	max	3,5	0,5	2,4	3,2	2,5	0,05	0,06
	Moy	0,36	0,17	0,3	0,65	0,34	0,037	0,032
	SD	0,7	0,13	0,51	0,99	0,62	0,009	0,015
	n	24	25	26	15	14	7	15
N-NO ₃ (mg/l)	Min	2	2	0	5	0	10	18
	max	80	87	45	62	52	77	97
	Moy	20,45	19,2	11,03	19	16	39,12	68,08
	SD	0,793	20,72	0,405	1,498	1,354	22,73	18,37
	n	24	26	26	14	14	15	16
O ₂ (mg/l)	Min	1	0	0	5	0	3	5
	max	6	5	4	17	12	5	8
	Moy	3,06	1,94	0,93	9,9	6	4	6
	SD	0,062	1,38	0,054	0,31	0,373	1,4	1,55
	n	24	26	26	13	13	8	9
Cl (mg/l)	Min	191	209	189	230	205	839	1479
	max	2176	2259	2417	1964	2262	2150	2470
	Moy	1191,7	1339,9	1335	1287	1270,8	1581,9	1788,25
	SD	29,818	655,31	28,604	58,391	57,667	436,4	276,8
	n	24	26	26	13	13	16	16

ANNEXE 2. ParamÈtres physico-chimiques dans le milieu superficiel hyporhHique et souterrain. Min=valeur minimale, max= valeur maximale, moy=valeur moyenne, SD=Écart-type et n= nombre de prÉlevement

UNITE	ERIA.D	E.N.C.G	E.N.O.F	E.C.V.O
Nom de l'unité	Entreprise régionale des industries alimentaires, céréalières et dérivés.	Entreprise Nationale des corps gras.	Entreprise Nationale des produits miniers non ferreux et des substances utiles.	Entreprise de céramique et de vaisselle de l'ouest.
Année début d'activité	1980	1987	1950	1982
Rythme de travail	3 x 8 heures	2 x 12heures	3 x 8 heures	1 x 8 heures
Activité principale	amidon, sirop de glucose, dextrine.	Raffinerie d'huile alimentaire et savonnerie.	- Bentonite de forage, -terre décolorante, -carbonate de ca ⁺⁺ .	faïence vaisselle.
Activité secondaire	aliment de bétail, fourrage,gluten.	/	/	porcelaine vaisselle.
Matières premières	Mais	Tournesol Colza Suif Stéarine	Bentonite Calcite.	Kaolin Argile Sable zinc. Calcite. OxydePlâtre. Bentonite. Dolomie
Eau totale consommée	1000 m ³ /jour en 1997 800 m ³ our en 1998	462 m' /jour en 1997 850 m ³ /jour en 1998	600 m'/jour en 1998	/
Eau totale rejetée	500 m /jour en 1998	432 m ³ /jour en 1998	600 m'/jour en 1997	130 m'/jour en 98
Nature et rythme des rejets	liquide /intermittent	- liquide /continu	liquide / intermittent - solide / -	Liquide, solide /
Aspect des eaux rejetées	eaux jaune+ résidus de gluten	eaux graisseuses	eau acide +argile en suspension	Eaux+argile + Kaolin.
Qualité des eaux rejetées	DB05= 60,8g/l. DCO=80g/l, P=1.5g/l. Con=4000µs/cm Cl=11g/l,NO3=62mg			
Evacuation des eaux usées	dans Oued El Abbas	dans Oued El Abbas	Dans Oued Querdeffou	dans Oued El Abbas.
Système de traitement	Non existant.	prétraitement	Non existant	Non existant

ANNEXE 3. Quelques données sur les unités industrielles de la région de Maghnia

