

Table des matières

Introduction.....	1
Chapitre 1 : Etude bibliographique	6
1.1 Fonctionnement des cours d'eau	8
1.1.1 <i>La zone hyporhéique</i>	8
1.1.2 <i>Rôle de la zone hyporhéique dans les cycles biogéochimiques</i>	9
1.1.3 <i>Facteurs de contrôle des échanges au niveau hyporhéique</i>	11
1.2 Dynamique des nitrates à l'échelle du bassin versant.....	12
1.2.1 <i>Cycle de l'azote</i>	12
1.2.2 <i>Sources de nitrates à l'échelle du bassin versant</i>	13
a) Apports anthropiques	14
b) Apports naturels	14
1.2.3 <i>Processus de transformation de l'azote</i>	15
Chapitre 2 : milieu physique	18
2.1 Le bassin versant de la Tafna	20
2.1.1 <i>Réseau hydrographique</i>	20
2.1.2 <i>Contexte géologique</i>	22
2.1.3 <i>Contexte topographique</i>	24
2.1.4 <i>Contexte pédologique</i>	24
2.1.5 <i>Régime hydrologique</i>	24
2.1.6 <i>Climatologie régionale</i>	25
2.1.7 <i>Occupation du sol</i>	25
2.2 Présentation générale du sous bassin de l'Isser et de l'oued Chouly.....	27
2.2.1 <i>Sous bassin versant de l'Isser</i>	27
2.2.2 <i>Sous bassin versant de Chouly</i>	27
2.3 Description des stations d'étude	28
2.4 Caractéristiques des points de prélèvement de l'eau souterraine (puits) des différentes stations étudiées	35
Chapitre 3 : Matériel et Méthodes	45

3. 1 Echantillonnage - Méthodes d'étude	47
3.1.1 Eau	47
<i>Le sondage Bou-Rouch</i>	47
3.1.2 Sédiments	49
3.2 Analyses physico-chimiques de l'eau	49
3.2.1 Mesures réalisées <i>in situ</i>	49
3.2.2 Analyses réalisées au laboratoire	51
Les chlorures (Cl)	51
Les nitrates (NO_3^-).....	51
3.3 Analyse granulométrique	51
3.3.1 Préparation des échantillons	51
3.3.2 Dosage du carbone organique	52
3.3.3 Conductivité Hydraulique	52
3.4 Analyses statistiques	53
3.4.1 Analyses de variance et tests non paramétriques	53
3.4.2 Analyses Multivariées	53
a) analyse en composantes principales (ACP)	53
b) Principe de l'ACP	54
Chapitre 4 : résultats et interprétations.....	55
4.1 Chimie de l'eau de surface	57
4.1.1 Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques de l'eau de surface	57
4.1.2 Analyse en composantes principales de l'eau de surface	60
4.1.3 Discussion	63
4.2. Milieu hyporhéique	66
4.2.1 Echanges hydrologiques	66
a) Gradient hydraulique vertical.....	66
B) Mélange des eaux dans le milieu hyporhéique	66
4.2.2 Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques de l'eau hyporhéique.....	70
4.2.3 Evolution spatio-temporelle des nitrates de l'eau hyporhéique.....	72
a) Evolution amont/aval du bassin versant de la Tafna.....	72

<i>b) Evolution longitudinale des nitrates (par station) dans le cours d'eau principal la Tafna et ses affluents Isser et Chouly</i>	72
<i>4.2.4 Rétention des nitrates</i>	74
<i>4.2.5 Influence de la géomorphologie sur la variabilité des nitrates</i>	78
<i>4.2.6 Relation entre les concentrations en NO₃-N de l'eau hyporhéique, DO, K, la granulométrie des sédiments et l'ordre des cours d'eau à l'échelle du bassin versant</i>	79
<i>4.2.7 Les facteurs qui contrôlent les concentrations en nitrates</i>	83
4.3 Milieu phréatique	87
<i>4.3.1 Niveau de la nappe</i>	87
<i>4.3.2 Hydrochimie de la nappe</i>	87
4.3.3 Conclusion	90
4.4 Comparaison entre la chimie des eaux superficielles, interstitielles et souterraines à l'échelle du bassin versant de la Tafna	91
Discussion générale	94
Conclusion générale	100
Perspectives de recherche.....	103
Références bibliographiques	104
Valorisation des travaux de thèse.....	120

Liste des Figures

Fig. 1: Echanges bidirectionnels au sein de l'hydrosystème.....	8
Fig. 2: Schéma de la zone hyporhéique	9
Fig. 3: Fonctions hydroécologiques et biogéochimiques de la zone hyporhéique	10
Fig. 4: Echanges entre le cours d'eau et la zone hyporhéique à travers les séquences seuil-mouille.....	12
Fig. 5: Représentation schématique du cycle de l'azote	13
Fig. 6: cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant	15
Fig. 7: Carte du bassin versant de la Tafna avec l'emplacement des stations d'étude	21
Fig. 8: Carte géologique de la wilaya de Tlemcen (ANAT 2009).....	23
Fig. 9 : Occupation du sol de la Tafna	26
Fig. 10: Photographies des différentes stations d'échantillonnage du bassin versant de la Tafna.....	34
Fig. 11: Présentation des sites d'échantillonnage et localisation des points de prélèvement de l'eau souterraine	35
Fig. 12: Photographie et schéma de la pompe Bou Rouch	48
Fig. 13 Dispositif de mesure du gradient hydraulique vertical (VHG)	50
Fig. 14 : Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques de l'eau de surface ...	59
Fig. 15 : A : Cercle de corrélation. B: Distributions spatiale des points de prélèvements dans le plan factoriel F1-F2. C: Evolution temporelle en fonction des périodes hydrologiques.....	62
Fig 16 : Mélange des eaux (nappe/ surface) dans les trois Bassins versants	69
Fig. 17 : évolution spatio-temporelle (amont/aval) des paramètres physico-chimiques de l'eau hyporhéique durant les deux périodes hydrologiques	71
Fig.18 : Evolution spatio-temporelle des nitrates de l'eau hyporhéique (amont/aval du bassin versant de la Tafna)	73
Fig.19 : Evolution longitudinale (par station) des nitrates de l'eau hyporhéique dans le cours d'eau principal la Tafna et ses affluents Isser et Chouly.....	73
Fig. 20: Relation entre concentrations en nitrate mesurées et concentrations en nitrate calculées (attendues) des bassins versants Tafna, Chouly et Isser	77
Fig. 21 : Variabilité entre les seuils et les mouilles des concentrations moyennes de nitrates de l'eau hyporhéique pour chaque bassin versant.....	78
Fig. 22 : Variations longitudinales des paramètres le long des oueds Tafna, Chouly et Isser en fonction de la distance à la source (km) et l'ordre des cours d'eau (1-7).....	82
Fig. 23 : ACP (analyse globale) de treize paramètres hydrogéochimiques	86
Fig. 24 : Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines	89

Fig. 25 : Variations spatiales des paramètres physicochimiques dans les trois compartiments ..	93
Fig. 26 : Carte du bassin versant de la Tafna montrant les différentes ZH fonctionnant comme source ou puits de nitrate.....	96

Liste des Tableaux

Tableau 1 : coordonnées géographiques des stations d'études.....	28
Tableau 2: Nombre de <i>upwelling</i> (up) et de <i>downwelling</i> (down) selon le VHG dans l'oued Tafna et ses affluents.....	66
Tableau 3: Concentrations en nitrate observées (mesurées), concentrations en nitrate calculées (attendues) et % de rétention des piézomètres.....	75

Liste des abréviations

ACP : Analyse en Composantes Principales

ANRH : Agence Nationale des Ressources Hydriques

BV : Bassin Versant

Ci : sites d'échantillonnage situés dans l'oued Chouly

Cl : chlorures

CP(EG) : éléments grossiers

Cul : terres Cultivées

DO : Oxygène Dissous

Down : Downwelling

E (LW): Etiage

FP (EF) : éléments fins

GW : eaux souterraines

HE (HW) : Hautes Eaux

Hv : végétation herbacée

Ii : sites d'échantillonnage situés dans l'oued Isser

IW : eaux interstitielles

K : conductivité hydraulique

M : Mouille

NE : Nord-Est

NH⁴⁺ : azote ammoniacal

NO²⁻ : nitrites

NO³⁻ : nitrates

OM (MO) : matière organique

P : Pool

pH : degrés d'acidité

P_i : prélèvement de l'eau souterraine

R : Riffle

S : Seuil

SO : Sud-Ouest

SW : eaux de surface

T : température

Ti: sites d'échantillonnage situés dans la Tafna,

Up : Upwelling

Urb : urbanisme

VHG : Gradient Hydraulique Vertical

ZH : Zone Hyporhéique

Rapport-Gratuit.com

Introduction

Introduction

La contamination des eaux douces par les nitrates représente un enjeu majeur, puisque le cycle de l'azote et ses excès sont décrits comme '*le cycle le plus perturbé par l'activité humaine*' (Howarth et Gene 2009) et '*la troisième menace la plus importante pour la planète*' (Giles 2005).

Depuis quelques décennies, la fertilisation excessive des zones agricoles par les engrais - pour satisfaire la demande croissante de la population - a entraîné un excès d'éléments nutritifs sur les terrains cultivés qui chemine vers les cours d'eau par ruissellement superficiel et hypodermique ainsi que par drainage vers la nappe phréatique (Corriveau 2009). Cet excès d'éléments nutritifs perturbe l'équilibre des écosystèmes aquatiques d'une part, en modifiant les propriétés physico-chimiques et biologiques des cours d'eau, et en induisant le phénomène d'eutrophisation et d'autre part, menace la santé humaine puisque des concentrations en nitrates trop élevées dans l'eau potable peuvent provoquer la méthémoglobinémie chez le nourrisson et le cancer gastrique chez l'adulte (European Environment Agency 2000; Institut de la santé publique au Québec 2003).

Les rivières, les cours d'eau et même les oueds sont des systèmes de transport, à grande échelle d'eau et de matériaux provenant du bassin versant, dans lesquels les processus biogéochimiques de rétention et de transformation des éléments biogènes diffèrent entre l'amont et l'aval dans les écosystèmes lotiques (Vannote et al. 1980; Elwood et al. 1983; Grimm 1987; Thomas et al. 2001). Ces processus se produisent à l'interface entre les rivières et les aquifères appelée la zone hyporhéique.

Cette dernière est définie comme la section des sédiments fluviaux dans laquelle les eaux de surface et souterraines sont mélangées (Gooseff 2010; Stelzer et al. 2011). Triska et al. (1989) définissent la zone hyporhéique comme étant une eau de subsurface qui coule dans les sédiments du lit de la rivière et en contient plus de 10% mais moins de 98% d'eau de surface.

Suite à ces processus de transport, la zone hyporhéique joue un rôle crucial dans la dynamique physico-chimique et biologique de l'eau, ainsi que dans le fonctionnement de l'écosystème aux échelles locale, régionale et du bassin versant (Mulholland et al. 2008; Böhlke et al. 2009; Gomes et al. 2012). La zone hyporhéique constitue un «point chaud» (McClain et al. 2003) en raison de son hétérogénéité écologique et structurelle considérable et de son impact sur la dynamique des nutriments (Lautz et Fanelli 2008; Boano et al. 2010; Zarnetske et al. 2011; Bardini et al. 2012).

Il y a eu de nombreux travaux de recherche sur les processus hyporhéiques. Le rôle de cette zone de transition a été étudié en relation avec le processus de minéralisation de la matière organique (Bretschko et Leichtfried 1987, 1988), le cycle du carbone (Findlay et al. 1993, Findlay et Sobczak 1996), la dynamique du phosphore (Mulholland et al. 1997; Vervier et al. 2009) et le recyclage de l'azote (Jones et Holmes 1996; Hinkle et al. 2001; Lefebvre et al. 2004, 2005; Birgand et al. 2007; Caschetto et al. 2014). Le nitrate est la forme d'azote la plus abondante et la plus disponible dans les rivières (Schlesinger 1997) et ses concentrations ont augmenté dans de nombreuses régions (Mayewski et al. 1990; Whelan et al. 1995; Alexander et al. 2000; Gomes et al. 2015) en raison de l'augmentation de la population, de l'urbanisation et du développement industriel et agricole (Canfield et al. 2010; Di Lorenzo et al. 2012; Li et al. 2014).

Une étude de Hendricks (1993) a évalué les interactions entre l'hydrologie et la biologie (écologie microbienne) dans la zone hyporhéique à petite échelle (microhabitat ou échelle locale), tandis que l'étude de Harvey et al. (2011) a examiné les caractéristiques des sédiments dans les mésocosmes hyporhéiques. Mais il existe peu de données sur le fonctionnement de la zone hyporhéique à grande échelle (Marmonier et al. 2012). En fait, une analyse des échelles d'études sur le terrain indique que les cours d'eau de deuxième et de troisième ordre sont les plus étudiés, avec une échelle longitudinale de 10-1000 + m, une échelle latérale de 1-10 m et une échelle verticale de 0 -1 m (Ward 2016).

Dans le bassin versant de la Tafna (région méditerranéenne), la zone hyporhéique n'a pas été largement explorée par rapport aux eaux de surface, à cause des difficultés d'échantillonnage (Belaïdi et al. 2004). Très récemment, l'étude pionnière de Zettam (2018) a couplé les analyses réalisées *in situ* avec de la modélisation hydro-agro-environnementale à différentes échelles spatiales, elle a estimé une quantité moyenne annuelle de 37-86 tN.an⁻¹ de nitrates transporté par les eaux superficielles de la Tafna vers la mer méditerranée et a montré aussi que les barrages de la Tafna stockent une quantité importante de nitrates variant entre 80 et 486 tN.an⁻¹. De plus, la recherche de Benabdelkader et al. (2018) a évalué l'origine et le degré de contamination des sédiments du lit par les métaux dans le bassin versant de la Tafna. D'autres travaux ont mis en évidence la biodiversité faunistique (stygie) au niveau du milieu phréatique de la Tafna (Belaïdi et al. 2011; Mahi et al. 2017).

Une analyse fonctionnelle d'un système aquatique complexe comme la Tafna nécessite la prise en considération des zones hyporhéique et phréatique qui influencent partiellement la

qualité physico-chimique de l'eau de la rivière (Taleb et al. 2008). Dans l'étude de Taleb et al. (2008), les auteurs ont évalué la qualité de l'eau de surface, des eaux souterraines et des eaux interstitielles et ont précisé le rôle de la zone hyporhéique dans l'épuration des eaux. Cette étude a été menée sur la moyenne Tafna à l'échelle locale (300 m) et régionale (50 km). Une étude à l'échelle du bassin versant incluant les parties amont et aval est cependant, nécessaire pour compléter les données manquantes et comprendre le rôle de la ZH dans différents types de cours d'eau (ordre, gradient amont / aval).

La présente étude est l'une des premières à révéler la contribution de la zone hyporhéique au fonctionnement des oueds en Algérie dans différents types de cours d'eau du bassin versant de la Tafna sur une distance de 170 km (à partir de la source jusqu'à l'exutoire) dans une région semi-aride (Nord-Ouest algérien).

L'objectif du travail de thèse sera donc axé sur quatre points :

- 1) Estimer la part prise par le milieu interstitiel dans la rétention des nutriments et mettre en évidence les processus contribuant à cette rétention,
- 2) Localiser les zones de stockage et de transformation des nutriments (approche spatiale),
- 3) Suivre leur variabilité dans le temps (approche temporelle),
- 4) Comparaison des résultats avec des données hydrogéologiques et hydrogéochimiques collectées dans ce bassin versant, en ayant pour objectif la quantification des mélanges d'eaux au sein de la ZH, et l'estimation des temps de résidence.

Le manuscrit de cette thèse est composé de quatre chapitres :

- Chapitre 1 : étude bibliographique concernant le fonctionnement biogéochimique et hydrologique des cours d'eau avec une synthèse sur le cycle de l'Azote.
- Chapitre 2 : présentation du milieu physique du bassin versant de la Tafna et description des stations d'étude.
- Chapitre 3 : illustration du matériel et des méthodes utilisées sur le terrain et au laboratoire ainsi que les analyses statistiques.
- Chapitre 4 : interprétation des résultats en s'appuyant sur la dynamique des nitrates dans la zone hyporhéique et les facteurs de contrôle.

Puis, une discussion suivie d'une conclusion générale reprenant les principaux résultats obtenus dans les trois compartiments et présentant quelques perspectives de ce projet de Doctorat.

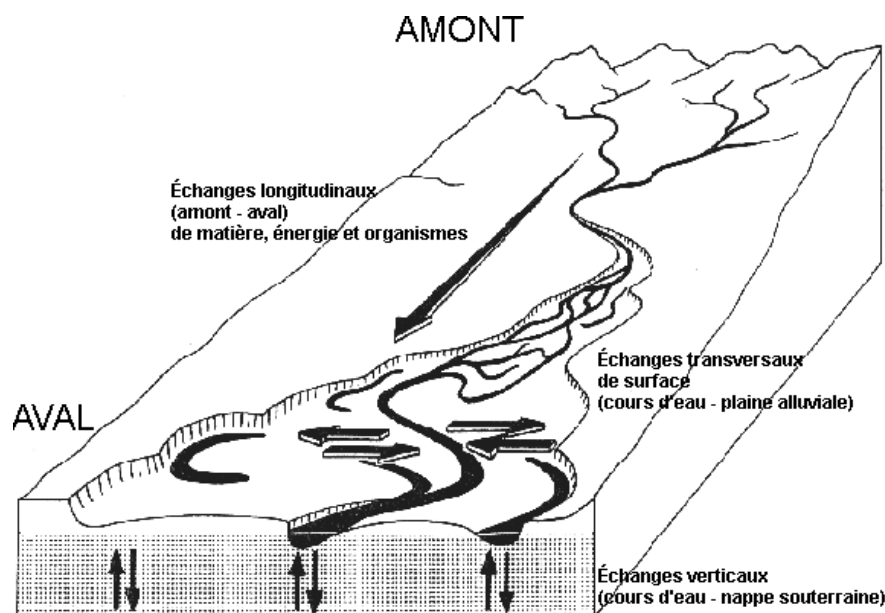
Etude bibliographique

Chapitre 1 : Etude bibliographique

Cette partie s'intéresse au fonctionnement des écosystèmes lotiques, des interactions hydrogéochimiques entre ces différents compartiments principalement l'azote dans la zone hyporhéique. Après un bref rappel des principaux processus biogéochimiques se produisant dans le cours d'eau et ses sédiments, sont introduites les définitions de la zone hyporhéique, son rôle dans les cycles biogéochimiques, les connaissances actuelles sur les processus sont présentées et les facteurs de contrôle des échanges au sein de cette zone. Cette partie s'intéresse ensuite au cycle de l'azote (sources et apports externes et processus de transformations internes).

1.1 Fonctionnement des cours d'eau

L'écosystème lotique se distingue des écosystèmes lentiques par l'existence d'un flux longitudinal. Ce flux porte sur la matière minérale et les sels minéraux mais aussi sur la matière organique et les organismes vivants (Fig. 1). Sous la dépendance du courant, il conditionne le fonctionnement de la rivière de sa source à son exutoire. La physico-chimie de l'eau varie en réponse aux apports de différentes sources ainsi que les milieux adjacents tels que la zone hyporhéique, la nappe et d'éventuelles zones latérales de stockage (zones humides, lacs...) (Bukaveckas 2010).



Crédits: Pottier N., modifié d'après Amoros et Petts, 1993

Fig. 1: Echanges bidirectionnels au sein de l'hydrosystème

Ces échanges complexes dépendent du secteur morphologique, de la granulométrie du lit, de la saison, de l'hydraulique du cours d'eau et de la position relative du niveau de la nappe par rapport à celle du niveau de l'eau en surface (Mouhri et al. 2012).

1.1.1 La zone hyporhéique

Le terme hyporhéique provient des mots grecques « rheo » le flux ou le courant et « hypo » dessous (Dahm et al. 2006). Plusieurs auteurs la définissent comme la zone de sédiments saturés dans et autour de la rivière (Fig. 2), parfois même une zone de l'aquifère, à travers

laquelle l'eau de rivière s'échange et se mélange à l'eau de la nappe dans une certaine proportion (Curie and Ducharne (2008) ; Hester and Gooseff (2010)). Certains auteurs incluent dans cette définition des échanges de matière et d'énergie entre l'eau de la nappe et celle de la rivière Boulton et al. (1998).

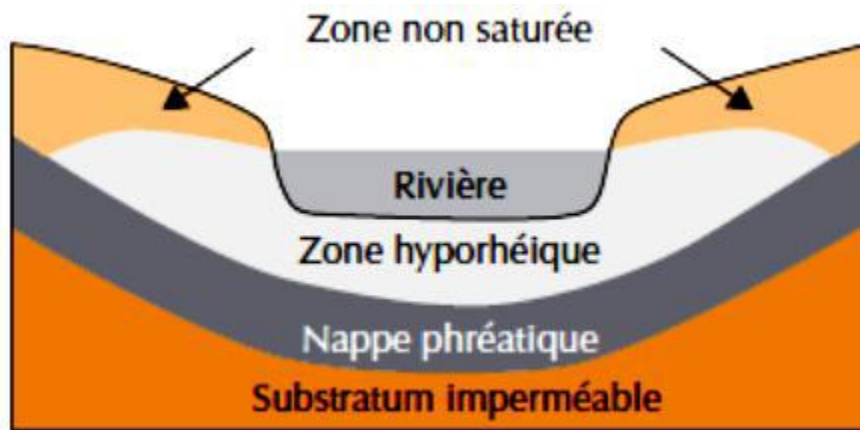


Fig. 2: Schéma de la zone hyporhéique (Malard et al. 2000)

En effet, la biogéochimie de la zone hyporhéique est bien particulière : à cause de sa richesse en matière organique et de sa pauvreté en oxygène, elle peut être le lieu de dénitrification contribuant à l'épuration des cours d'eau en nitrate (Hill 1979; Swank & Caskey 1982; Grimm & Fisher 1984 ; Triska et al. 1989 ; Duff & Triska 1990 ; Claret et al. 1998 ; Lefebvre et al. 2003 ; Storey et al. 2004). La zone hyporhéique constitue un «point chaud» (McClain et al. 2003) en raison de son hétérogénéité écologique et structurelle considérable et de son impact sur la dynamique des nutriments (Lautz et Fanelli 2008; Boano et al. 2010; Zarnetske et al. 2011; Bardini et al. 2012).

1.1.2 Rôle de la zone hyporhéique dans les cycles biogéochimiques

La zone hyporhéique est une zone d'échange dynamique importante pour l'écohydrologie des eaux souterraines et constitue un site d'une forte activité biogéochimique (Boulton et al. 1998; Sophocleous 2002; Krause et al. 2011). Plusieurs recherches ont montré l'importance de la zone hyporhéique sur les cycles biogéochimiques des nutriments (Valett et al. 1996; Pinay et al. 1998; Lewandowski and Nützmann 2010; Marmonier et al. 2012).

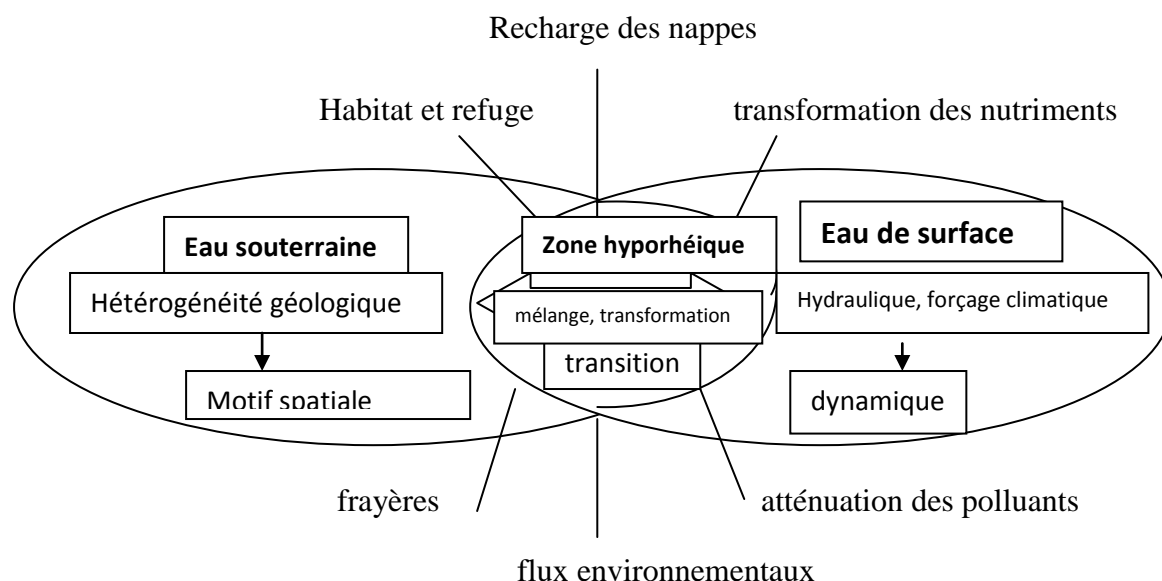


Fig. 3: Fonctions hydroécologiques et biogéochimiques de la zone hyporhéique en tant que zone de mélange et de transition entre les eaux de surface et les eaux souterraines. Traduit de Krause et al. (2011)

L'eau interstitielle peut être riche en matière organique (Rutherford & Hynes 1987; Ford & Naiman 1989), en éléments nutritifs « azote et phosphate » (Grimm et al. 1981; Triska et al. 1989 ; Malard et al. 2002) ce qui peut enrichir l'eau superficielle du cours d'eau. En effet, les études ont montré que les solutés sont généralement 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 (Taleb 2004).

Cette zone de transition entre le milieu superficiel et le milieu souterrain (Fig. 3) est caractérisée par de faibles vitesses d'écoulement tri-dimensionnel et est caractérisée par une grande variabilité des processus physiques (liés au transport) et biogéochimiques (dégradation, biodégradation, précipitation, sorption-désorption etc) (Mouhri et al. 2012). Elle a une importante contribution aux cycles biogéochimiques, à la gamme de paramètres environnementaux et aux habitats biologiques dans un cours d'eau grâce aux nombreux processus de rétention, de métabolisme et de minéralisations (Dahm et al. 2006; Hester and Gooseff 2010).

La température presque constante provenant de l'eau souterraine permet de tamponner les températures du milieu hyporhéique, ce qui a une importance sur les contraintes thermodynamiques des réactions biogéochimiques potentielles (Brunke and Gonser 1997). Il y a donc un gradient thermique dans ce milieu, mais aussi physico-chimique. Les

mouvements de l'eau fournissent un vecteur aux éléments dissous (O_2 , nutriments...) pour entrer en contact direct avec des sources de carbone et les communautés microbiennes qui recouvrent une large surface des grains des sédiments (Bellot 2014). Au niveau des sédiments des cours d'eau, la croissance de plusieurs communautés microbiennes est favorisée par les mouvements de l'eau dans la zone hyporhéique et la présence des gradients physico-chimiques, ce qui ravive les cycles biogéochimiques et modifie le transport de nutriments (Fisher and Sponseller 2010). L'augmentation du temps de résidence de l'eau et des solutés dans le milieu poreux de la zone hyporhéique accroît les opportunités de réactions biogéochimiques grâce aux populations bactériennes diversifiées, plus importantes que dans l'eau de surface. Cette zone possède donc une gamme unique de conditions biogéochimiques, à la fois oxydantes et hautement réductrices (Bellot 2014).

Ainsi, la zone hyporhéique est une zone où peuvent potentiellement se dérouler de nombreux processus de : dénitrification (Curie and Ducharme 2008), minéralisation de l'azote (Hill et al. 1998), nitrification, ammonification, précipitation ou dissolution de phosphore (Jarvie et al. 2005; Ballantine and Walling 2006 ; Lapworth et al. 2011). Elle a un rôle considérable dans les flux d'énergie à l'échelle du bassin versant (Bellot 2014).

1.1.3 Facteurs de contrôle des échanges au niveau hyporhéique :

Les échanges au sein de la zone hyporhéique à l'échelle d'un cours d'eau sont contrôlés par deux principaux facteurs :

- la perméabilité des sédiments influencée par le transport sédimentaire (Datry et al. 2008).
- le gradient hydraulique liée à la morphologie du lit du cours d'eau et les obstacles à l'écoulement (Hester and Gooseff 2010 ; Sawyer et al. 2011).

En effet, l'importance de la topographie pour l'échange hyporhéique a été démontrée par les séquences seuil-mouille ou radier¹-mouille² (Fig. 4)(*Un radier est une zone peu profonde sur laquelle l'eau court. La mouille est une zone profonde dans laquelle l'écoulement est ralenti*). Dans ce contexte, on peut avancer que la granulométrie joue un rôle primordial dans la

¹ *Radier : (ou seuil) désigne une élévation du lit de la rivière, là où les écoulements sont plus rapides et la granulométrie plus grossière.*

² *Mouille : unité d'eau profonde dans le lit de la rivière, correspondant à une dépression dans le profil (en long et en travers)*

conductivité hydraulique du milieu et donc sur l'alternance de zones de «downwelling³» et de «upwelling⁴» (Guerin 2006).

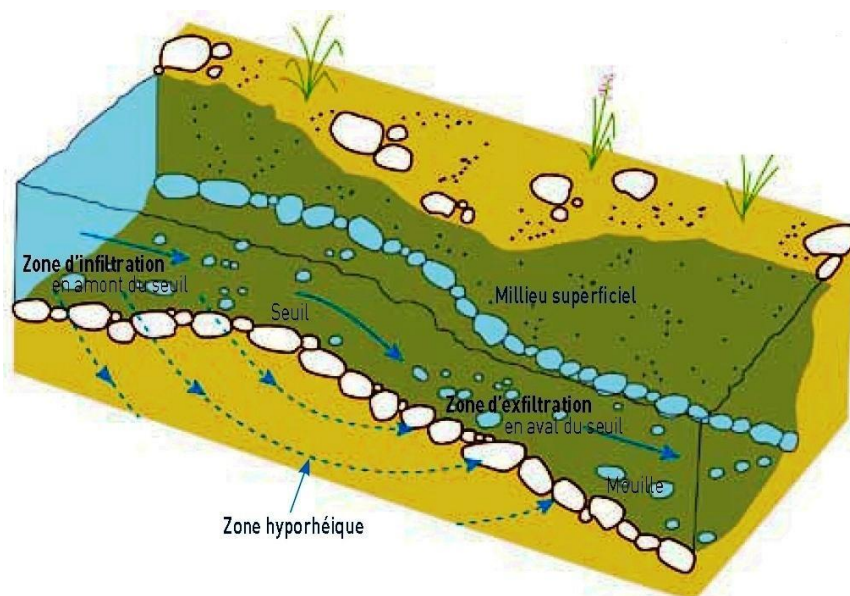


Fig. 4: Echanges entre le cours d'eau et la zone hyporhéique à travers les séquences seuil-mouille

© J. Gibert, UCBL HBES

De plus, Les séquences seuil-mouille contribuent aux interactions entre les eaux de surface et les eaux souterraines (Hendricks 1993) et fonctionnent entant que site très important pour la rétention des nutriments et de la matière organique (Bencala 1984 ; Bencala et al. 1984).

1.2 Dynamique des nitrates à l'échelle du bassin versant

1.2.1 Cycle de l'azote

L'azote (N) est un élément chimique présent dans tous les organismes vivants. C'est un constituant de nombreuses biomolécules comme les protéines, l'ADN et la chlorophylle. En plus d'être présent dans l'atmosphère sous forme gazeuse (diazote N_2 (78%) et protoxyde d'azote N_2O), l'azote est présent dans l'environnement sous différentes formes à la fois

³ Terme anglophone désignant la zone d'infiltration de l'eau de surface vers l'hyporhéique

⁴ Terme anglophone désignant la zone d'exfiltration de l'eau de hyporhéique à la surface.

inorganiques (principalement, ammonium NH_4^+ , nitrate NO_3^- et nitrite NO_2^-) et organiques (dans les organismes vivant, l'humus et les différents produits de dégradation de la matière organique).

Le passage entre les diverses formes de l'azote (minérales et organiques) correspond à un cycle biogéochimique faisant intervenir de nombreux organismes animaux et végétaux ainsi que des micro-organismes (Heathwaite 1993). Les principales interactions entre les différentes formes de l'azote au cours du cycle biogéochimique de l'azote sont représentées dans la figure (5) et détaillées dans la suite de cette partie. Nous nous intéresserons ensuite au cycle de l'azote dans les écosystèmes aquatiques et plus particulièrement à la rétention des nitrates en zones hyporhéiques.

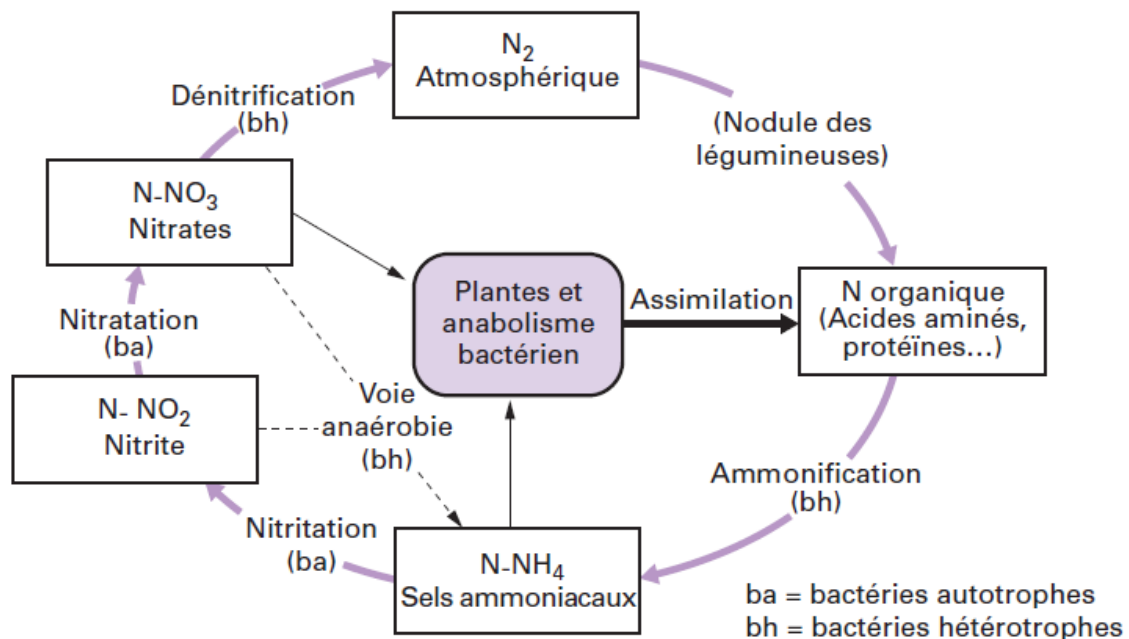


Fig. 5: Représentation schématique du cycle de l'azote (<https://www.suezwaterhandbook.fr/>)

1.2.2 Sources de nitrates à l'échelle du bassin versant

A l'échelle du bassin versant, on peut distinguer des apports (variables d'entrée) de matières azotées anthropiques et naturels.

a) Apports anthropiques

Les systèmes lotiques reçoivent l'azote par des sources diffuses provenant du bassin versant (ruissellement), et par des sources ponctuelles (qui affecte directement la rivière « classiquement rejet de station d'épuration »). La quantité d'azote exportée vers les rivières est donc variable et dépendra des activités développées sur le bassin versant et de la densité de population présente sur ce même bassin versant (Caraco et Cole 1999).

Trois types d'apport diffus prédominants affectent le bassin versant :

- les apports agricoles avec un objectif agronomique de fertilisation des cultures sous forme d'engrais minéraux ou organiques (Sebillotte et Meynard 1990).
- les apports urbains par temps de pluie, provoqués par le lessivage des surfaces imperméabilisées, en cas de réseaux séparatifs (OTV 1994 ; Floret Miguet 1995). Les effluents d'eaux usées sont considérés comme une source importante qui alimentent les hydrosystèmes en nitrates (Mitchel et al. 2000; Chen et al. 2010).
- les rejets domestiques des installations autonomes (villages isolés) (Chocat 1997; Wernick et al. 1998).

Les apports ponctuels qui affectent la rivière correspondent aux rejets des installations de traitement des eaux usées (domestiques et industrielles). Les eaux traitées peuvent présenter des concentrations d'azote non négligeables (Lesouef et al. 1990; Maranda et Sasseville 1999).

b) Apports naturels

Les apports météoriques sont liés à la présence d'azote dans l'eau de pluie (de 0.5 à 2 mg/l) (Tabatabai 1983). Pour une pluie annuelle de 800 mm, cet apport représente entre 4 et 16 kg/ha/an. Ces apports sont d'autant plus importants que les bassins d'étude sont situés près de grandes villes ou de sites industriels. Sur les bassins peu agricoles situés à proximité de pôles urbains, cette entrée peut être l'apport majoritaire qui participe au flux d'azote à l'exutoire d'un bassin (Belan 1979).

Le processus de fixation directe de l'azote atmosphérique par les organismes constitue également du point de vue du bassin versant un enrichissement du stock d'azote. Suivant le

mode de fixation (symbiotique ou asymbiotique), ce processus peut représenter un apport de 5 à 200 kg/ha/an (Belan 1979).

1.2.3 Processus de transformation de l'azote

Les transformations des différentes formes de l'azote sont principalement catalysées biologiquement par des bactéries dont les activités déterminent la distribution des composés azotés (Féray 2003). Leur équilibre dans un hydrosystème dépend de plusieurs processus biochimiques (Fig. 6). Ce paragraphe repose sur une synthèse des processus du cycle de l'azote réalisée par Payraudeau (2002) et Bellot (2014).

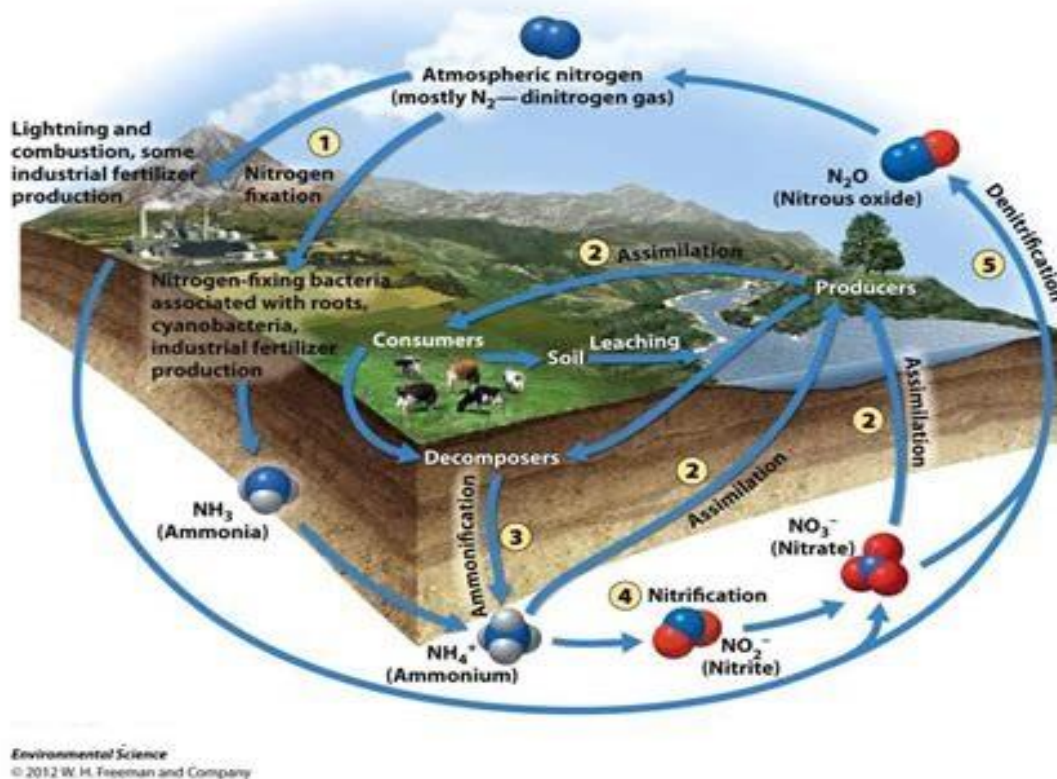
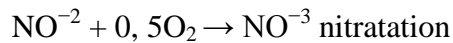
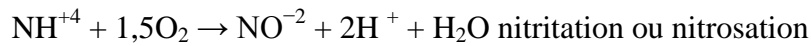


Fig. 6: cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant
<https://i.ytimg.com/vi/Q2Ao2ulw1Ig/maxresdefault.jpg>
<https://www.google.com/search?q=Environmental+Science+AP+Nitrogen+Cycle&source>

La minéralisation (résulte de la dégradation de la matière organique) est le processus de transformation de l'azote organique en azote minéral (NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^-). Il est lui-même composé de deux processus que sont l'ammonification et la nitrification. **L'ammonification** est le fait de nombreux micro-organismes et conduit à la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal (NH_4^+).

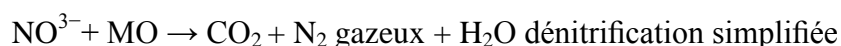
La nitrification, étape clé dans le cycle de l'azote, est la conversion biologique par oxydation de l'azote ammoniacal (NH_4^+) en nitrate (NO_3^-), via les nitrites NO_2^- (forme fugace ou intermédiaire). Elle n'a lieu qu'en présence d'oxygène, pour des concentrations supérieures à 0,8 mg O_2 /L. La nitrification est réalisée en deux étapes (Teissier and Torre 2003) :



La nitrification est essentiellement localisée à la zone d'interface eau/sédiment et aux particules en suspension dans la colonne d'eau (Féray 2003) mais a également lieu dans les sédiments profonds au niveau des micro-niches aérobies présentes à proximité des racines de certains végétaux dits supérieurs (Mitsch and Gosselink 2007). Elle est négativement corrélée à la granulométrie des sédiments (Wyer 1988) et aux vitesses d'écoulement (Admiraal and Botermans 1989).

La nitrification n'a pas d'impact sur le bilan global des écosystèmes, puisqu'elle n'ajoute ni n'élimine de l'azote; elle change uniquement le degré d'oxydation des composés azotés. C'est en cela qu'elle est importante dans les écosystèmes, puisqu'elle est l'intermédiaire entre la décomposition de la matière organique et la perte d'azote dans l'écosystème (dénitrification).

Le processus de **dénitrification** est une réduction des nitrates en azote gazeux (successivement oxyde nitrique, oxyde nitreux et azote) en condition anoxique, voire anaérobie. Ce processus affecte les stocks de nitrates dans les rivières puisqu'il conduit à une perte vers l'atmosphère et fait que l'azote, à l'échelle du bassin, ne se comporte pas comme une substance conservative.



La dénitrification est très influencée par la température ; elle est plus forte pendant les saisons chaudes (Curie and Ducharne 2008) et plus importante le jour (Laursen and Seitzinger 2004). Elle est contrôlée principalement par la disponibilité de l'oxygène, du carbone organique comme donneur d'électron (Song et al. 2010) et la présence de nitrate (Lewandowski and Nützmann 2010) et contrairement à la nitrification, la densité de population en bactéries dénitrifiantes est rarement le principal facteur de contrôle du processus de dénitrification.

Les sédiments fins sont un lieu idéal pour la dénitrification, car ils contiennent les nitrates diffusant depuis la colonne d'eau et ceux produits par la nitrification dans les premiers centimètres oxiqes des sédiments. Dans la nappe, il y a plus de dénitrification quand le

niveau d'eau de l'aquifère est haut (moins d'oxygène), et la dénitrification est rapide sur le haut de l'aquifère (Lewandowski and Nützmann 2010).

La dénitrification est généralement limitée aux premiers centimètres anaérobies du sédiment, car elle est limitée par le manque de nitrate dans les sédiments profonds (Hinkle et al. 2001 ; Nizzoli et al. 2010) ou dans les zones d'upwelling (Storey et al. 2004). La consommation des nitrates est directement liée aux apports par la rivière (Burgin and Hamilton 2008).

Le processus **d'absorption** de l'azote par les plantes consiste en un piégeage des nitrates (forme privilégiée absorbée) dans les végétaux. L'ammonium est la forme la plus labile de l'azote inorganique. Dans les cours d'eau, l'ammonium est rapidement immobilisé et peut être reminéralisé ou converti en forme moins réactive mais plus mobile (nitrate). Les espèces immobilisées d'azote sont en portion significative sous forme organique, qu'elle soit dissoute ou particulaire. Elles peuvent éventuellement se mobiliser dans le cours d'eau et être transportées vers l'aval. **L'immobilisation** est la transformation inverse de la minéralisation. L'azote minéral est utilisé par les micro-organismes et transformé en ammonium puis en nitrates. En rivière, ce processus est appelé réduction et est également dû à l'activité des micro-organismes.

Au niveau de la zone hyporhéique, le cycle de l'azote est influencé par les dynamiques d'interactions entre les eaux superficielles et les eaux souterraines qui contrôlent les flux d'azote et des autres espèces redox des sédiments de cette zone (Hinkle et al. 2001). Dans les sédiments, les concentrations en nitrate sont maximales en sub-surface (quelques centimètres) (Revsbech et al. 2005; Sgouridis et al. 2011). Ceci est lié à la décomposition de la matière organique et à la nitrification qui produisent de l'ammonium et des nitrates. Les nitrates produits pourront alors diffuser vers le haut des sédiments et retourner à la colonne d'eau ou diffuser en profondeur où ils seront utilisés pour oxyder à leur tour la matière organique lors de la dénitrification (Revsbech et al. 2005). Les sédiments pourront aussi adsorber une partie de l'azote (Bellot 2014).

Milieu physique

Chapitre 2 : milieu physique

Ce chapitre comporte la description générale de la zone d'étude. Dans un premier temps, le bassin versant de la Tafna et les sous bassins de l'Isser et de Chouly sont présentés (réseau hydrographique, géologie, pédologie, climatologie, occupation du sol...), puis les différentes stations d'échantillonnage de l'eau et des sédiments sont décrites. Enfin, les caractéristiques des points de prélèvement de l'eau souterraine sont brièvement abordées.

2.1 Le bassin versant de la Tafna

Situé à l'extrême Nord-Ouest du territoire algérien, le bassin versant de la Tafna est l'un des plus importants bassins néogènes sublittoraux. Avec une superficie de 7245 Km², il occupe une zone comprise entre 1° 00' et 1°45' longitude Ouest et entre 32°40' et 35° 20' latitude Nord. Il s'étend sur la totalité de la wilaya de Tlemcen (77%) et déborde sur le territoire marocain.

Il est limité au Nord par les Monts des Traras, au Sud par les Monts de Tlemcen, à l'Est par djebel Sebâa Chioukh et à l'Ouest par les Monts de Beni Snassen au Maroc (Fig. 7).

Son principal cours d'eau est la Tafna, long de 170 Km, il prend sa source sur le versant sud des Monts de Tlemcen au niveau de Ghar Boumâaza à environ 1100m d'altitude, et continue son parcours orienté vers le Nord-Est pour se déverser dans la méditerranée. Sa pente moyenne est de 6.5%.

2.1.1 Réseau hydrographique:

Globalement, le bassin versant de la Tafna est subdivisé en trois parties (Benest 1990) :

La haute Tafna : L'Oued Tafna draine les versants sud et les hautes vallées des Monts de Tlemcen, il reçoit sur sa rive droite Oued Sebdou et sur sa rive gauche Oued Khémis. L'eau est retenue par le barrage de Beni Bahdel. À son aval, l'Oued se reforme à partir des sources et des résurgences, il franchit les Monts de Tlemcen en y taillant des gorges abruptes.

La moyenne Tafna : Une fois les gorges franchies, la Tafna débouche dans la plaine de Maghnia coulant dans une vallée peu profonde. Cette partie du cours d'eau reçoit plusieurs affluents dont les plus importants sont :

Sur la 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 oueds El-Abbes et oued Ouerdeffou. Sa confluence avec la Tafna se situe à 160m d'altitude dans la plaine de Maghnia. L'eau est retenue par le barrage de Hammam Boughrara. L'Oued Boukiou (temporaire) prend naissance dans les Monts des traras et rejoint le cours de la Tafna dans la plaine de Ghossel.

Sur la rive droite : l'Oued Isser qui est son deuxième affluent, est très important tant par son long parcours (118 Km) que par son débit. Il prend naissance au niveau de Ain-Isser à 900 m d'altitude et se déverse dans la Tafna en amont du village de la Pierre du Chat dans la plaine de Remchi à 80 m d'altitude. Ses principaux affluents sont les oueds Chouly et Sikkak (rive gauche) et Oued Bouhadi (rive droite). Sa limite aval coïncide avec le barrage de Sidi Abdelli. La Tafna reçoit également l'Oued Boumessaoud et l'Oued Zitoun.

La basse Tafna : C'est le cours inférieur de la Tafna, il s'étend depuis les gorges de Tahouaret vers le village de Pierre du chat jusqu'à la plage de Rachgoune en mer méditerranéenne sur une distance de 20 Km. Il reçoit principalement l'Oued Ed-Diab (rive gauche).

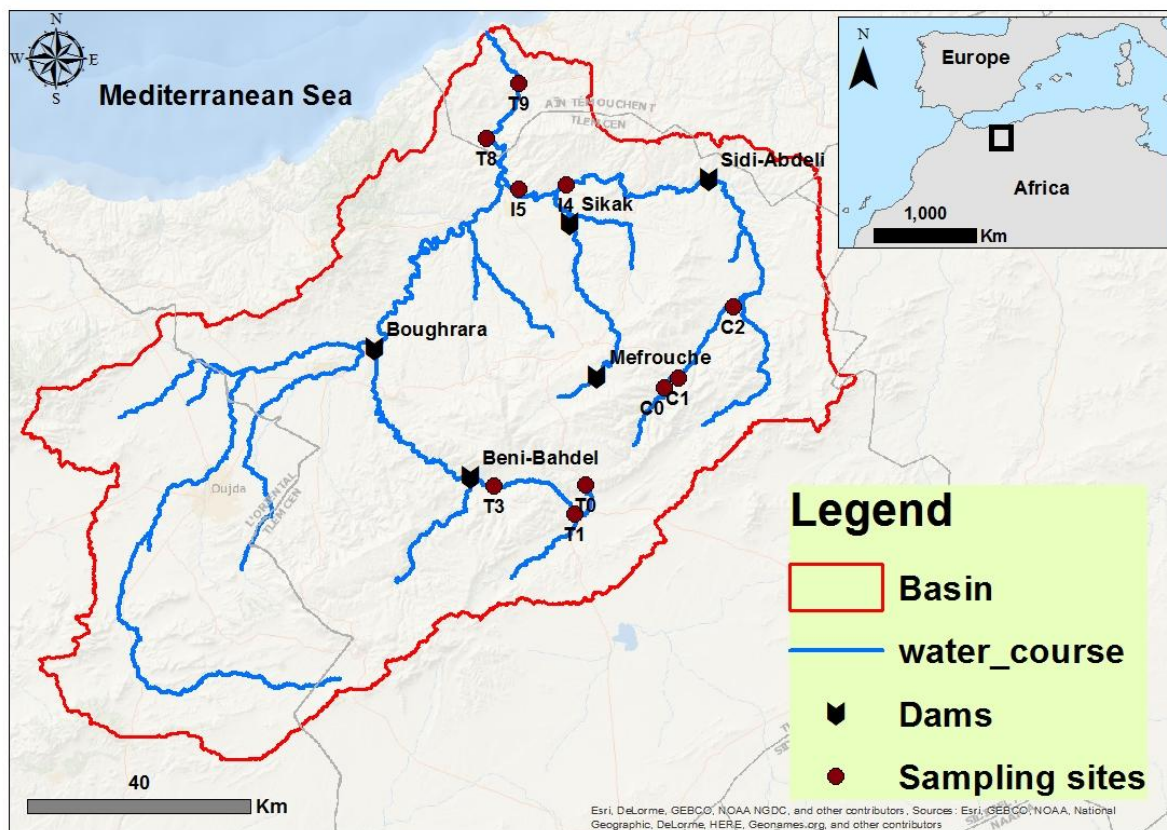


Fig. 7: Carte du bassin versant de la Tafna avec l'emplacement des stations d'étude (T: sites d'échantillonnage situés dans le cours d'eau principal la Tafna, C et I: respectivement dans les affluents Chouly et Isser (réalisée avec Arc map 10.1. Sources: Esri, GEBCO, NOAA, National Geographic, DeLorme, HERE, Geonames.org, and other contributors)

Le bassin de la Tafna est situé dans une région semi-aride (Boudjadja et al. 2003). Il représente la partie du pays la plus fragilisée par la sécheresse (Meddi et Hubert 2003). L'irrégularité du régime des précipitations et leur évolution spatio-temporelle a été mise en évidence par les travaux de Meddi et Hubert (2003), Meddi et al. (2007), et le rapport de FAO (2008).

Le bassin de la Tafna est le siège de l'implantation de cinq barrages dont l'efficacité est amoindrie par les matières solides transportées lors des crues. Ces matériaux peuvent menacer la longévité de ces structures (Ghenim et al. 2007; Zettam et al. 2017).

2.1.2 Contexte géologique :

Le bassin versant de la Tafna se subdivise en deux principales zones :

Le bassin amont : représenté par les versants Nord et Sud des Monts de Tlemcen qui font partie des formations du Jurassique supérieur (Fig. 8) constituées de dolomies riches en carbonates magnésiens. Ces formations recèlent les plus grands aquifères de la région (Gentil 1903).

Le bassin aval : représenté par la moyenne et la basse Tafna, il est orienté vers le Nord ; il appartient globalement aux formations tertiaires du Miocène caractérisées par des marnes et des grés (Gentil 1903).

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.

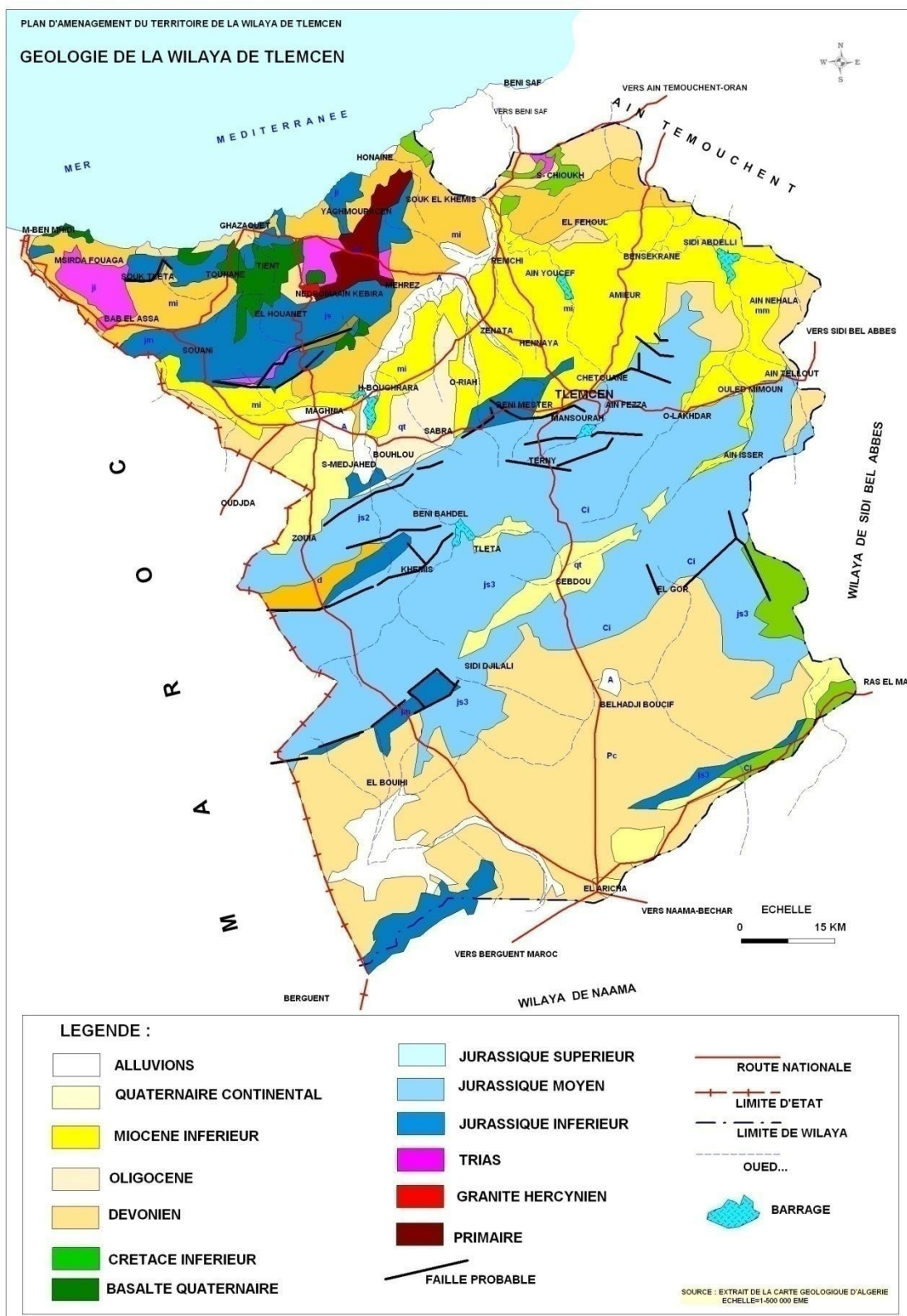


Fig. 8: Carte géologique de la wilaya de Tlemcen (ANAT 2009)

2.1.3 Contexte topographique :

Le bassin amont de la Tafna est constitué par les Monts de Tlemcen qui occupent environ la moitié de la superficie totale et dont l'altitude moyenne est comprise entre 900 et 1000m et culminent à 1848m au niveau du djebel Tenouchfi.

Dans cette partie, la pente est variable. Elle est faible au niveau de la source de Ghar Boumâaza puisque c'est un plateau, puis elle devient importante à partir de la ville de Sebdou jusqu'au barrage de Beni Bahdel où elle est supérieure à 25 % (Taleb 2004).

À son aval (la moyenne Tafna), la pente s'adoucit puis elle devient de plus en plus faible en aval du barrage de Hammam Boughrara en diminuant au fur et à mesure jusqu'à l'embouchure au niveau de Rechgoune où elle s'annule.

Le relief du bassin aval est représenté principalement par la plaine de Maghnia au Sud-Ouest qui se prolonge au Maroc par la plaine des Angads, et les Monts des Traras au Nord-Ouest qui culminent à 1136m au niveau du djebel Fillaoucène.

2.1.4 Contexte pédologique :

Le bassin versant de la Tafna est constitué par quatre grands ensembles (Durand 1954) :

- Les terres caillouteuses aux piémonts des Monts de Tlemcen et des Monts des Traras.
- Les terres marneuses, couvrant une grande partie de la région de Tlemcen, les régosols s'observent surtout en zone de piémont.
- Les terres rouges à encroûtement, localisées dans la plaine de Maghnia et Ouled Riah. De Hammam Boughrara jusqu'à la confluence avec l'oued Isser, les sols dominants sont d'origine alluviale et colluviale.
- Les terres d'alluvions couvrant les basses terrasses et les lits majeurs des oueds.

2.1.5 Régime hydrologique :

L'importance du réseau hydrographique de la Tafna est due essentiellement à la disposition irrégulière du relief, l'abondance des roches imperméables ainsi qu'à l'évolution des phénomènes structuraux qui ont affecté la région au cours des ères géologiques.

L'écoulement des oueds du bassin versant de la Tafna est caractérisé par :

- Une forte dépendance par rapport aux précipitations ;

- Une forte irrégularité inter mensuelle et interannuelle ;
- Des crues irrégulières à très forts débits ;
- Un débit d'étiage très faible voire nul, s'étalant généralement du mois de Mai jusqu'à Octobre (Taleb et al. 2004).

Ce réseau peut être séparé en fonction du débit en deux zones :

La zone amont stable où les variations du débit sont faibles.

La zone aval soumise sous l'influence du débit et l'alternance des crues et des étiages.

2.1.6 Climatologie régionale

Ce bassin versant présente un climat de type méditerranéen semi-aride frais dans la partie nord, et il est semi aride froid et pluvieux dans le sud. Il est caractérisé par une période pluvieuse qui s'étend de Novembre jusqu'à Avril et une période chaude et sèche du mois de Mai jusqu'à Octobre (Belaidi et al. 2011). La température moyenne annuelle est d'environ 15,5 C°. En été, les deux mois les plus chauds sont Juillet et Août, et ont une température moyenne de 26 C°. Les précipitations annuelles varient entre 240 et 688 mm/an (Zettam et al. 2017). Le débit du cours d'eau fluctue annuellement et au cours de la même année, entre 0 et 200 m³/s selon l'agence nationale des ressources hydrauliques (ANRH 2012).

2.1.7 Occupation du sol

L'agriculture occupe une place importante dans la Tafna (fig. 9), elle est représentée par la céréaliculture (170.000 ha soit 23.6 % de la surface totale), l'arboriculture (26 280 ha soit 3.65 % de la surface totale), la culture maraichère (7695 ha) et l'horticulture 342 km² (4.75 % of the total area) selon le ministère algérien de l'agriculture.

D'autre part, le bassin rassemble environ 1.458449 habitants et la plus grande densité se trouve dans la ville d'Oujda (Maroc) avec 548 280 habitants suivi par la ville de Tlemcen (Algérie) qui regroupe 140 158 habitants.

Le couvert forestier et les maquis (végétation naturelle) occupent environ 40% de la surface totale du bassin versant de la Tafna (Taleb et al. 2004).

La majeure partie des terrains de la zone montagneuse Sud, au-dessus de 1200 m d'altitude, est occupée par une forêt de Chêne vert et de Pin d'Alep (Taleb et al. 2004). Le Chêne liège se rencontre sur des terrains riches en silice qui caractérisent la forêt d'Ahfir. Au-dessous de 1200 m, nous avons une association d'Oxycèdre, quelques vestiges de

Chêne vert, de Palmier nain et de Tuya (Taleb 2004). Les terrasses et le fond des vallées de l'oued Tafna sont occupés par des terrains cultivés et les pentes sont couvertes de garrigues (Taleb 2004).

Au Nord, la végétation naturelle subsistante, comprenant le Tamarix et le Laurier, n'est représentée que par des taches peu étendues. La végétation ligneuse est remplacée par les cultures céréalières, fruitières et surtout maraîchères se développant sur sol argilo-marneux, généralement profond (Taleb 2004).

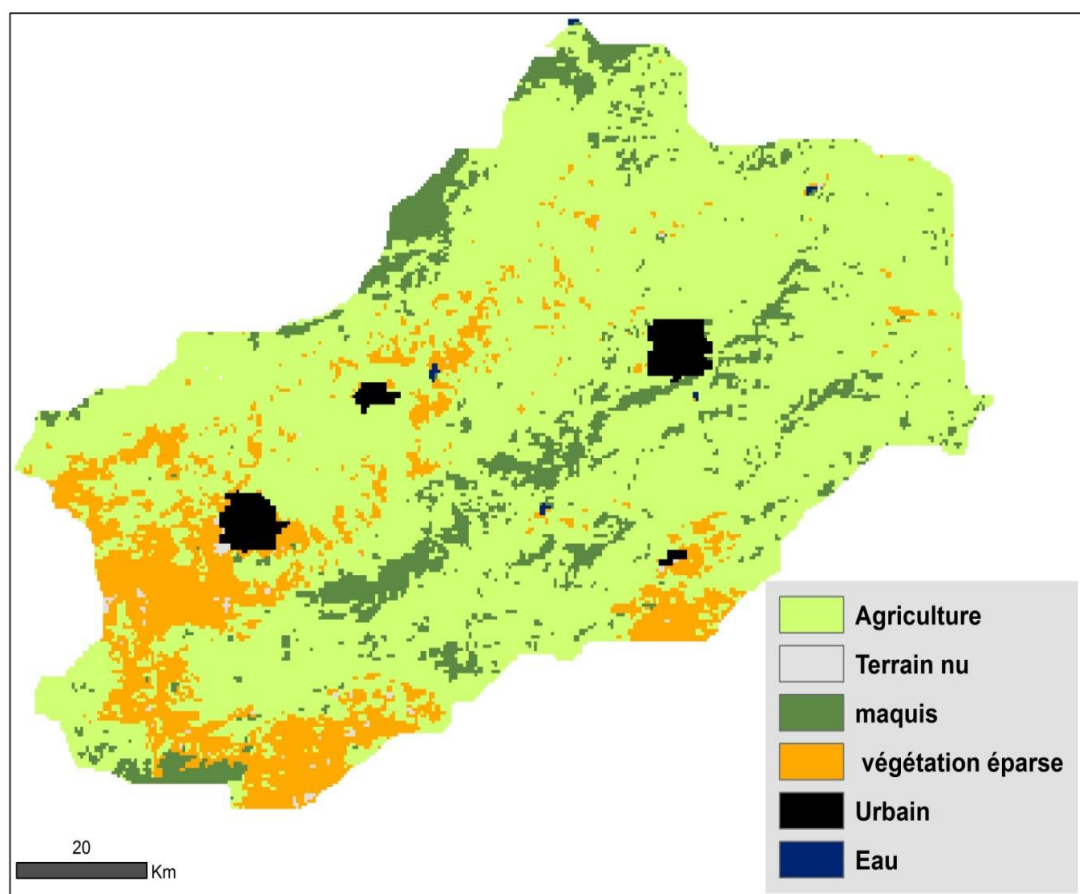


Fig. 9 : Occupation du sol de la Tafna (modifiée de <http://ionia1.esrin.esa.int/2009>).

2.2 Présentation générale du sous bassin de l'Isser et de l'oued Chouly :

2.2.1 Sous bassin versant de l'Isser :

C'est l'un des principaux sous bassins versants de la Tafna, il est situé à l'Est de la Wilaya de Tlemcen. L'oued Isser prend sa source au niveau de « Aïn Isser » au Sud d'Ouled Mimoun à 870m d'altitude et draine un versant qui s'étend sur une superficie de 1140Km², avec une altitude maximale de 1625 m. La longueur du thalweg principal est de 81 km. En amont, il reçoit l'oued Bouhadi sur sa rive droite et l'oued Chouly sur sa rive gauche.

La limite aval du bassin coïncide avec le barrage El Izdihar de Sidi Abdelli. Sa confluence avec l'oued Tafna a lieu dans la plaine de Remchi à 80m d'altitude. Au Nord-Ouest du bassin, les pentes s'accroissent (15- 30%).

Au Nord de la région d'Ouled Mimoun, il traverse la petite plaine d'El Fehoul. A l'extrémité occidentale de cette plaine, il reçoit sur sa rive gauche un cours d'eau assez important qui est l'oued Sikkak. L'Isser reçoit les eaux de l'oued Sikkak qui sont à leur tour retenues par le barrage de Sikkak en amont de la confluence Isser-Sikkak.

2.2.2 Sous bassin versant de Chouly :

Le sous bassin de Chouly, localisé dans la partie Est de la Tafna a une superficie de 289 km², son exutoire est localisé dans la commune d'Oued Lakhdar. C'est un affluent rive gauche de l'oued Isser. Le sous bassin compte environ 5262 habitants.

Le cours d'eau principal Oued Chouly (direction SW / NE) prend sa source dans les monts de Tlemcen à environ 900m d'altitude, il draine le versant Nord de ces monts, sa vallée est surplombée par une série de massifs. Il a un régime permanent qui doit sa pérennité aux nombreuses sources qui l'alimentent telles que : Aïn Tot Hamam, Aïn Ouissert (Bouanani 2004), cependant, Les pompes exercées par les agriculteurs agissent négativement sur l'écoulement de l'oued.

Les terres forestières couvrent une superficie de 4779 ha soit un taux de boisement de 35%, la couverture forestière est constituée de formations végétales arborées et arbustives sur les versants Nord des chaînes montagneuses entourant la haute vallée de l'oued Chouly et des formations dégradées réduites à des maquis, des matorrals bas et des broussailles en altitude.

2.3 Description des stations d'étude

Dans cette étude, Dix stations d'échantillonnage ont été choisies (fig. 7) en prenant en considération l'ordre du cours d'eau, l'accessibilité aux différentes sections du cours d'eau (la nature du substrat « très vaseux », les cultures et les vergers sur les rives constituent parfois des contraintes de terrain pour accéder à certaines stations) et de leur représentativité au sein de la zone d'étude.

Cinq stations d'échantillonnage sont localisées dans le cours d'eau principal de la Tafna T0, T1, T3 (stations amont) T8, T9 (stations aval), trois dans l'oued Chouly C0, C1 (amont), C2 (aval) et deux stations dans l'aval de l'oued Isser (I4 et I5).

Tableau 1 : coordonnées géographiques des stations d'études

Stations/coordonnées	Altitude (m)	Latitude	Longitude	Orientation
T0	1100	34° 41' 47,9" N	1° 18' 40,7" O	N-S
T1	961m	34° 41' 45,7" N	1° 19' 10" O	N-S
T3	665	34° 41' 39,2" N	1° 27' 37,3" O	S- N O
T8	45	35° 09' 13,5" N	1° 28' 19,2" O	S-N
T9	18	35° 14' 09.2" N	1° 25' 19.6" O	S-N
C0	850	34° 49' 26.9" N	1° 11' 03.0" O	SO-NE
C1	806	34° 50' 24.7" N	1° 10' 08.6" O	SO-NE
C2	535	34° 55' 54.0" N	1° 04' 31.8" O	SO-NE
I4	170	35° 06' 18.1" N	1° 18' 00.4" O	SE-NO
I5	80	35° 06' 21.8" N	1° 26' 33.9" O	SE-NO

La station T0 :

La station T0 est une résurgence du système karstique localisée sur une colline couverte d'une végétation clairsemée (garrigue) dominée par du chêne vert (peu développé), le Diss (*Ampelodesma mauritanicum*), le calycotome (*Calycotome intermedia*), le palmier nain (*Chamaerops humilis*) et l'asphodèle (*Asphodelus microcarpus*).

L'action anthropique de cette station est très remarquable. Elle se manifeste par la présence de champs de culture sur la rive gauche de l'oued. L'eau est utilisée par la population autochtone pour leurs besoins domestiques (rinçage de légumes, lavage de laine et abreuvement des animaux).

En période des hautes eaux, les cours superficiel et souterrain sont en continuité. Dès que l'écoulement se réduit, la rivière souterraine n'atteint plus l'entrée de la grotte où ne subsiste le plus souvent qu'une mare. Le cours d'eau - alimenté par les sources et les résurgences - commence donc plus loin de la grotte. Son lit est dominé par les blocs et les galets (Zettam 2013).

La station T1 :

Cette station est située à environ 5 km de la station T0 à une altitude de 961m. Le couvert végétal est clairsemé présenté par le Diss (*Ampelodesma mauritanicum*), le Calycotome (*Calycotome intermedia*), le Palmier nain (*Chamaerops humilis*) et l'Asphodèle (*Asphodelus microcarpus*). La largeur du lit atteint 6m dans certains endroits, le débit de l'oued est moyen.

La station T3 :

C'est la station exutoire du sous bassin de l'oued Sebdou. La largeur du lit atteint 15m dans certains endroits, le débit de l'oued est assez fort, le substrat est formé de blocs et de galets en courant rapide, sables et vase en courant calme.

La profondeur dépasse parfois 1m à cause des modifications du lit causées par l'homme. Le couvert végétal riverain est dense, constitué d'arbres tel que *Populus alba* (Peuplier blanc), *Ficus carcia* (Figuier) et arbustes tel que *Nerium oleander* (Laurier rose).

La station T8 :

Elle est située à l'aval du bassin versant de la Tafna. Les rives de la station sont très riches en cultures maraîchères et en vergers de blé. Le substrat du lit de l'Oued est composé de galets, de limon, de gravier, de cailloux et une part importante de sable grossier. La ripisylve de cette station est très dégradée et composée par des touffes de *Nerium oleander*, *Matricaria chammomilla* et de *Juncus maritimus*.

Cette station est caractérisée aussi par une eau verdâtre et une végétation aquatique très dense composée essentiellement d'algues filamenteuses.

La station T9 :

La station T9 (exutoire de la Tafna) est localisée à l'aval de l'oued Tafna, au niveau de la route reliant les communes Beni Ghanam et Rachgoune. Elle est entourée de terrains agricoles irrigués par les eaux de l'oued grâce à des pompes électriques.

La largeur moyenne du lit est d'environ 6 m, la profondeur est de 30 cm en moyenne et le substrat de l'oued est vaseux. Le débit est moyen avec une vitesse de courant très faible.

L'eau est trouble et presque stagnante où se trouve une végétation aquatique composée surtout de potamots nageant (*Potamogeton natans*) et d'algues filamenteuses. Les rives sont bordées surtout par les deux espèces *Ficus carica*, *Nerium oleander*.

La station C0

Elle est localisée sur l'oued Chouly. Cette station est caractérisée par un écoulement permanent et un débit relativement important. L'eau de la C0 est très claire dont la température moyenne est de 16° C. Sa vallée est fortement boisée et riche en vergers. Le fond du lit est dominé par des galets et des cailloux et sur les rives se trouvent des arbres tels le peuplier et laurier rose (*Neurium oleander*).

La station C1

La station se trouve dans la partie amont de l'oued Chouly, à environ 3Km de la station C0. Elle est caractérisée par un écoulement temporaire (voir photographies de la station C1) et un débit moyen à faible. L'eau de la station est claire et fraîche.

La station C2

C'est la station exutoire du sous bassin de l'oued Chouly. Les rives de la station sont riches en champs de Blé, en vergés, arbres fruitiers (Oliviers) et en cultures maraîchères.

La station I4 :

Elle est localisée à proximité du village El Fhoul. La profondeur du lit est de 50cm en moyen, sa largeur est d'environ 4m avec un courant moyen à faible et une couleur d'eau verdâtre. Le substrat de l'oued est constitué d'une vase noire (au niveau de la mouille), de galets et de cailloux. Le couvert végétal riverain est constitué de *Nerium oleander*, *Cupressus sp* et *Tamarix gallica*. La station reçoit les rejets domestiques et industriels des agglomérations avoisinantes.

La station I5 :

C'est la station exutoire de l'Oued Isser. Sa vallée est riche en vergers et en cultures maraîchères. La ripisylve de cette station est composée de *Tamarix gallica*, *Olea europea*, *Juncus maritimus*, *Ampelodesma mauritanica*, et de *Nerium oleander*.

La profondeur du lit est de 40 cm en moyen. Le substrat est constitué de galets, de roches, de sable, de cailloux et de blocs. Il est dominé par le sable grossier. Le débit est moyen avec une vitesse du courant moyenne.



Photographie de la station C1 (Hautes eaux)



Photographie de la station C1 (Etiage)



Photographie de la station C2 (seuil)



Photographie de la station C2 (mouille)



Photographie de la station C2



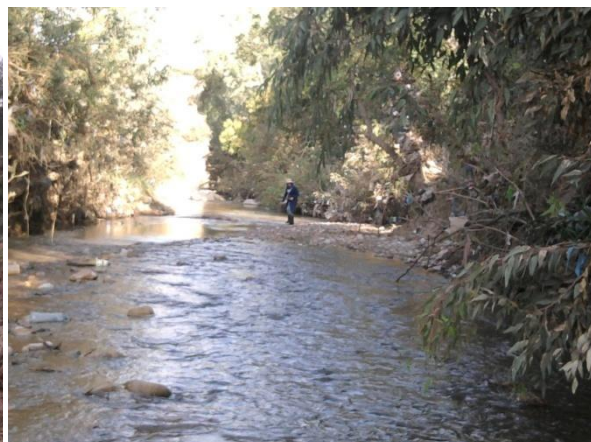
Photographie de la station C2



Photographie de la station C0



Photographie de la station T3 (mouille)



Photographie de la station T3 (seuil)



Photographie de la station T0



Photographie de la station T1



Photographie de la station T1 (seuil)



Photographie de la station T1 (mouille)



Photographie de la station I4



Photographie de la station I4 (seuil)



Photographie de la station T8



Photographie de la station T8



Photographie de la station T9

Fig. 10: Photographies des différentes stations d'échantillonnage du bassin versant de la Tafna

2.4 Caractéristiques des points de prélèvement de l'eau souterraine (puits) des différentes stations étudiées :

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 (Taleb 2004).

Le puits PT0

Ce puits se situe au bord de la rive gauche de la route nationale 22 reliant Tlemcen à Sebdou, à une latitude de $34^{\circ}41'31.1''N$ et une longitude de $1^{\circ}18'50.3''W$ à environ 100m de la rive droite de la station T0 (fig. 11a Station T0). Sa profondeur est d'environ 20m.

L'eau du puits est potable par la population autochtone et elle est destinée à l'irrigation des terrains cultivés.



Fig. 11 a: Présentation des sites d'échantillonnage et localisation des points de prélèvement de l'eau souterraine (P_i) et des piézomètres hyporhéiques (S: Seuil, M: Mouille).

Les flèches indiquent le sens de l'écoulement de l'eau.

Le puits P₁T1

Il se trouve à environ 400m de la station T1 à une latitude de 34°37'51.6"N et une longitude de 1°20'21.5"W (fig. 11b Station T1). L'eau de ce puits est utilisée pour les activités d'une station à essence, tel que le lavage. Sa qualité est très influencée par les hydrocarbures de la station et les rejets domestiques et industriels (usine de tissus).

Le puits P₂T1

Il se trouve à quelque mètre du P₁T1 à une latitude de 34°37'51.6"N et une longitude de 1°20'21.5"W. L'eau de ce puits est utilisée également pour les activités de la station à essence, tel que le lavage. Sa qualité est très influencée par les hydrocarbures de la station et les rejets domestiques et industriels (usine de tissus).



Fig. 11b: Présentation des sites d'échantillonnage et localisation des points de prélèvement de l'eau souterraine (P₁) et des piézomètres hyporhéiques (S: Seuil, M: Mouille).

Les flèches indiquent le sens de l'écoulement de l'eau.

Le puits PT3

Il est localisé à l'amont du barrage de Beni Bahdel à une latitude de $34^{\circ}41'30.7''N$ et une longitude de $1^{\circ}28'11.1''W$ (fig. 11c Station T3). Sa profondeur est d'environ 60m. L'eau de ce puits est destinée à l'irrigation des arbres fruitiers surtout l'olivier et de certaines cultures.

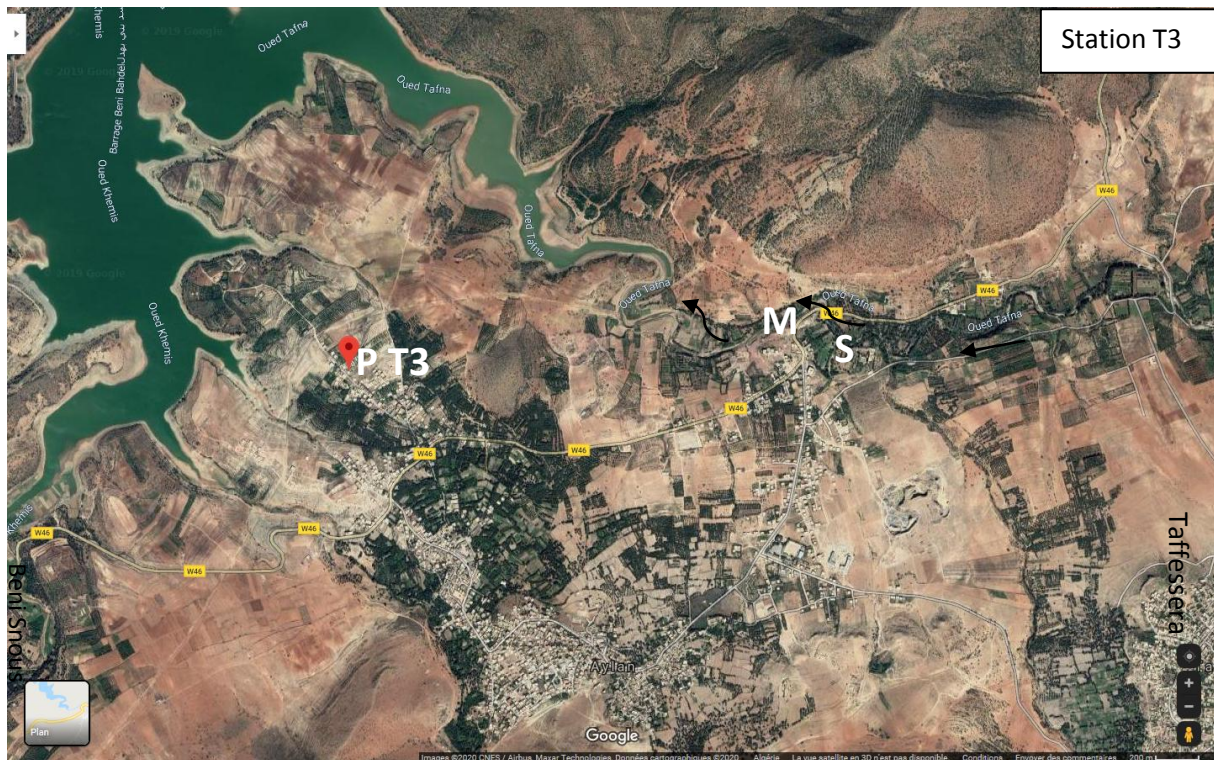


Fig. 11c: Présentation des sites d'échantillonnage et localisation des points de prélèvement de l'eau souterraine (**P_i**) et des piézomètres hyporhéiques (**S**: Seuil, **M**: Mouille).

Les flèches indiquent le sens de l'écoulement de l'eau.

Le puits PT8

Le puits de la station T8 est situé à une latitude de $35^{\circ}09'30.4''\text{N}$ et une longitude de $1^{\circ}27'36.0''\text{W}$ à une distance de plus de 600m de l'oued (fig. 11d Station T8). Il est dans une localité à vocation agricole, vouée aux cultures maraîchères. Sa profondeur est d'environ 30m. L'eau est destinée à l'irrigation des terrains cultivés à l'aide d'une pompe électrique.



Fig. 11d: Présentation des sites d'échantillonnage et localisation des points de prélèvement de l'eau souterraine (P_i) et des piézomètres hyporhéiques (**S**: Seuil, **M**: Mouille).

Les flèches indiquent le sens de l'écoulement de l'eau.

Le puits PT9

Il est localisé à une centaine de mètres de la rive droite de l'oued à une latitude de $35^{\circ}14'26.6''\text{N}$ et une longitude de $1^{\circ}25'23.3''\text{W}$ (fig. 11e Station T9), à proximité d'un champ des agrumes et de quelques arbres fruitiers. Sa profondeur est d'environ 84m. L'eau de ce puits est destinée à l'irrigation des terrains cultivés.



Fig. 11e: Présentation des sites d'échantillonnage et localisation des points de prélèvement de l'eau souterraine (**P_i**) et des piézomètres hyporhéiques (**S**: Seuil, **M**: Mouille).

Les flèches indiquent le sens de l'écoulement de l'eau.

Le puits PC0

Il est situé à environ 200m de la rive gauche de la station C0 à une latitude de $34^{\circ}50'11.1''\text{N}$ et une longitude de $1^{\circ}10'34.1''\text{W}$ (fig. 11(f) Station C0). Sa profondeur est d'environ 12m. L'eau du puits est potable par la population autochtone et elle est utilisée pour l'irrigation.



Fig. 11(f): Présentation des sites d'échantillonnage et localisation des points de prélèvement de l'eau souterraine (**P_i**) et des piézomètres hyporhéiques (**S**: Seuil, **M**: Mouille).

Les flèches indiquent le sens de l'écoulement de l'eau.

Le puits PC1

Il est situé à environ 300m de la rive gauche de la station C1 à une latitude de $34^{\circ}50'11.1''N$ et une longitude de $1^{\circ}10'34.1''W$ (fig. 11(g) Station C1). L'eau du puits est potable par la population autochtone et elle est utilisée pour l'irrigation.



Fig. 11(g): Présentation des sites d'échantillonnage et localisation des points de prélèvement de l'eau souterraine (**P_i**) et des piézomètres hyporhéiques (**S**: Seuil, **M**: Mouille).

Les flèches indiquent le sens de l'écoulement de l'eau.

Le puits PC2

Il est localisé dans la commune de Ain Fezza à environ 3 km de la station C2 à une latitude de $34^{\circ}52'10.5''\text{N}$ et une longitude de $1^{\circ}09'30.7''\text{W}$ (fig. 11(h) Station C2). Sa profondeur est d'environ 10m. L'eau est utilisée pour l'irrigation.

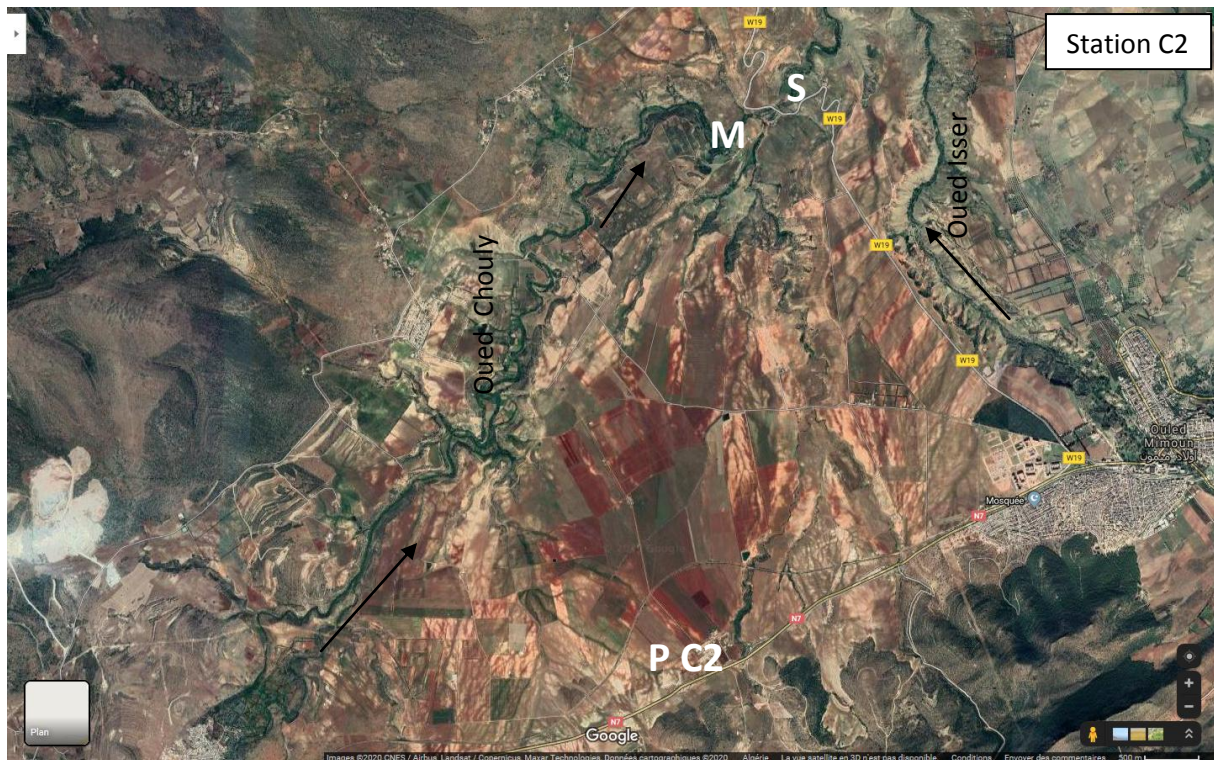


Fig. 11(h): Présentation des sites d'échantillonnage et localisation des points de prélèvement de l'eau souterraine (P_i) et des piézomètres hyporhéiques (S: Seuil, M: Mouille).

Les flèches indiquent le sens de l'écoulement de l'eau.

Le puits PI4

Il est situé à une latitude de $35^{\circ}06'19.4''N$ et une longitude de $1^{\circ}17'51.6''W$ à une centaine de mètres de la station I4 (fig. 11(i) Station I4), au centre d'un champ de cultures maraîchères. Sa profondeur est d'environ 9m. L'eau est destinée à l'irrigation des cultures surtout les agrumes.



Fig. 11(i): Présentation des sites d'échantillonnage et localisation des points de prélèvement de l'eau souterraine (P_i) et des piézomètres hyporhéiques (**S**: Seuil, **M**: Mouille).

Les flèches indiquent le sens de l'écoulement de l'eau.

Le puits PI5

Il est localisé à une distance de 400m de la rive gauche de l'oued à une latitude de $35^{\circ}05'21.2''N$ et une longitude de $1^{\circ}26'34.5''W$ (fig. 11(j) Station I5), dans un terrain cultivé des agrumes. Sa profondeur est d'environ 80m. L'eau est destinée à l'irrigation des agrumes et des cultures maraîchères.

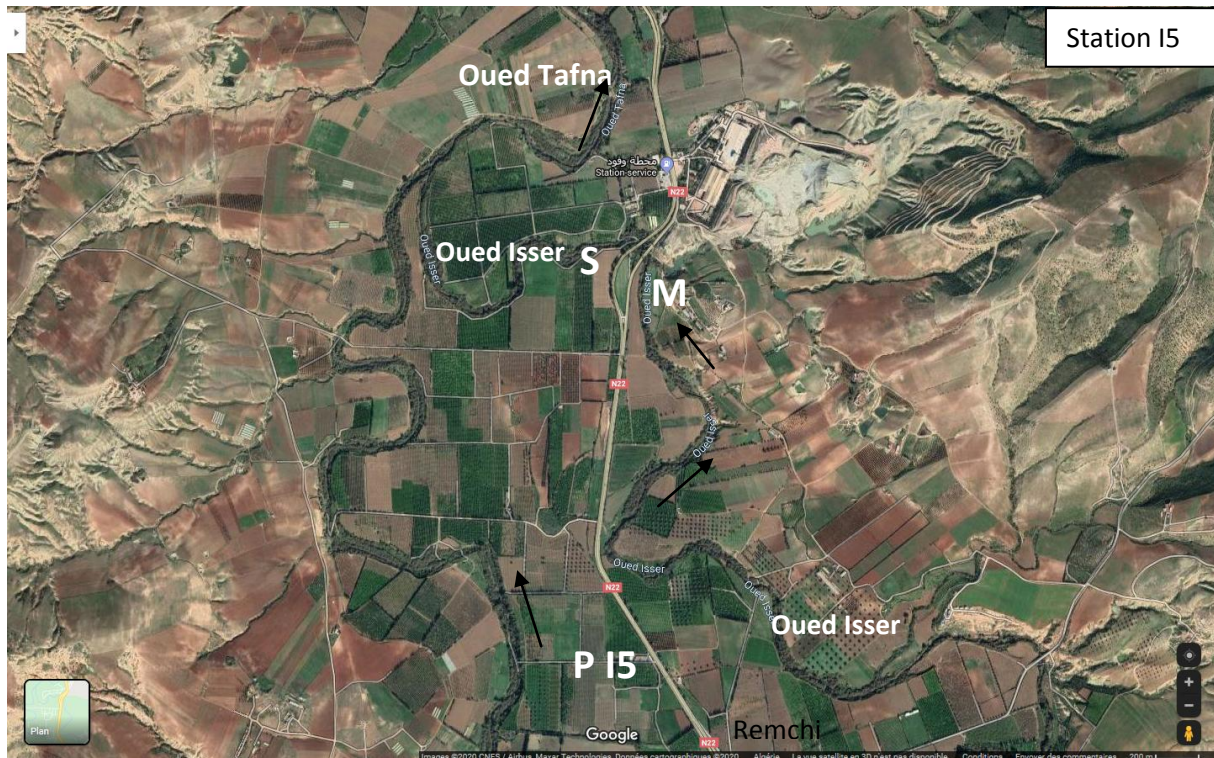


Fig. 11(j): Présentation des sites d'échantillonnage et localisation des points de prélèvement de l'eau souterraine (P_i) et des piézomètres hyporhéiques (S: Seuil, M: Mouille).

Les flèches indiquent le sens de l'écoulement de l'eau.

Matériel et Méthodes

Chapitre 3 : Matériel et Méthodes

Ce chapitre comporte l'ensemble du matériel et des méthodes utilisées. Les différentes campagnes, le protocole d'échantillonnage et les paramètres hydrogéochimiques analysés sont abordés en détails: les mesures réalisées *in situ*, les analyses de l'eau et des sédiments réalisées au laboratoire ainsi que l'analyse statistique des données.

3. 1 Echantillonnage - Méthodes d'étude:

3.1.1 Eau : L'échantillonnage de l'eau dans les trois milieux : superficiel, hyporhéique et souterrain a été réalisé mensuellement depuis Février 2013 jusqu'à Avril 2014, période couvrant deux situations hydrologiques différentes : Hautes Eaux (HE) et Etiage (E) dans dix stations réparties dans le bassin versant de la Tafna.

a) l'eau de surface (un prélèvement par station) et l'eau souterraine est prélevée par un simple remplissage manuel de flacon de polyéthylène d'un litre.

b) L'eau hyporhéique: Un réseau de 20 mini piézomètres (P1-P20) a été installé dans les stations choisies du bassin versant de la Tafna (Fig. 7). Le pompage de l'eau hyporhéique est effectué à 30 cm de profondeur dans deux unités géomorphologiques différentes par station Seuil (S) et Mouille (M) en faisant appel à la technique de prélèvement de Bou-Rouch (Bou & Rouch 1967 ; Bou 1974) en raison de sa relative simplicité et de son faible coût.

Le sondage Bou-Rouch

Le sondage Bou-Rouch est une technique de prélèvement de la faune interstitielle par pompage. Elle consiste à enfoncer un tube crépiné à sa base dans le lit du cours d'eau, puis à y visser une pompe afin d'aspirer l'eau interstitielle (Bou & Rouch 1967).

La pompe Bou-Rouch consiste en une sonde en inox de 4 cm de diamètre et de 1,5 m de long, terminée par une pointe conique (fig. 12). L'extrémité inférieure de la sonde est perforée sur 10 cm de trous de 5 mm permettant une aspiration des sédiments hyporhéiques.

L'extrémité supérieure est transformée en tête de frappe par l'ajustement d'un manchon d'acier de 5 cm de diamètre emboîté à chaud sur un épaulement tourné dans l'épaisseur de la sonde.

L'installation et le prélèvement s'effectuent de la façon suivante :

- 1- La sonde est enfoncée dans le sédiment à la masse, une tête de frappe s'emboîtant librement sur le sommet de la sonde la protège pendant cette phase d'installation.
- 2- Une fois la profondeur recherchée atteinte (30 à 50 cm), une pompe est adaptée au sommet de la sonde.
- 3- Le mélange d'eau interstitielle et de sédiment est pompé dans un seau de 10 L.

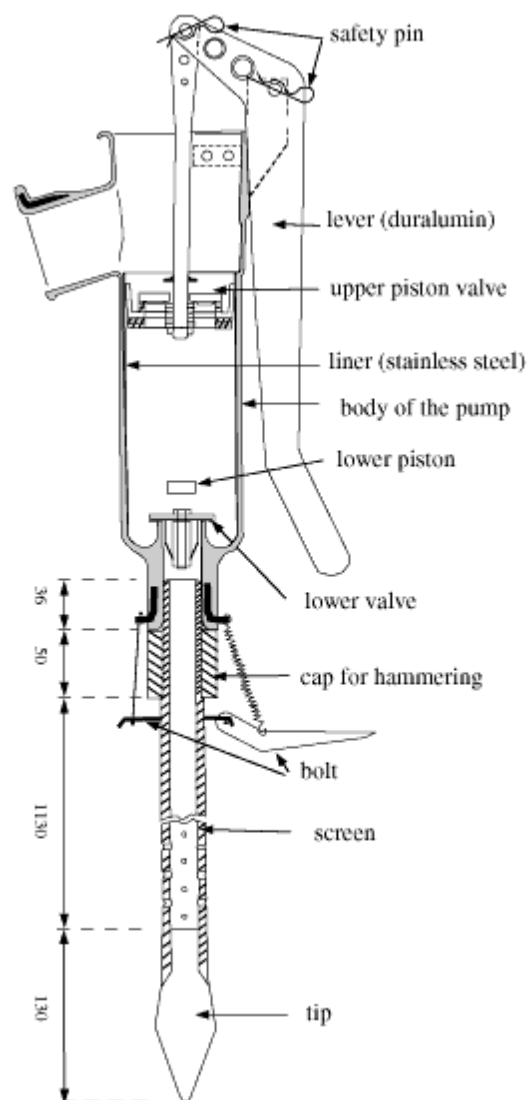


Fig. 12: Photographie et schéma de la pompe Bou Rouch (www.docplayer.fr)

3.1.2 Sédiments :

L'étude d'un système aquatique n'est pas complète si elle ne s'intéresse pas aux sédiments (Bontoux 1993).

En effet, les échanges eau-sédiment conditionnent largement l'état global de l'écosystème et son évolution.

Les sédiments ont été prélevés mensuellement à 30 cm de profondeur dans chaque unité géomorphologique (seuil et mouille) en utilisant la méthode de carottage. Deux fractions ont été séparées ; les particules grossières (CP) : sable (200-2000 μm) et les particules fines (FP) : limon et argile (< 200 μm).

Les points de prélèvement des sédiments 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). Ces points correspondent aux points de prélèvement de l'eau pour déterminer la composition des particules de différentes tailles au sein d'un échantillon.

3.2 Analyses physico-chimiques de l'eau :

3.2.1 Mesures réalisées *in situ* :

La température, le dioxygène dissous, le pH et la conductivité électrique de chaque prélèvement d'eau ont été mesurés *in situ* à l'aide d'un appareil de type multi 340i/SET. Les résultats sont exprimés en degrés celsius, mg/l et $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivement (à l'exception du pH). Toutes les mesures ont été effectuées en pleine journée.

Après leurs analyses sur terrain, les échantillons sont conservés dans une glacière à 4°C pour éviter les évolutions éventuelles des concentrations de différents éléments. La glacière est transportée au laboratoire.

L'évaluation du gradient hydraulique vertical (**VHG**) permet la détermination du sens de circulation des eaux hyporhéiques (sous-écoulement). Elle est effectuée à l'aide d'un mini piézomètre composé d'une paire de tuyaux (Fig. 13) dont l'un se relie au piézomètre et l'autre se place au fond de l'oued selon la méthode (Andreae 1970; Lee & Cherry 1978), ce qui permet de mesurer la différence de pression entre l'eau qui circule librement et celle située sous cette partie active du chenal. 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 d'*upwelling*) (Taleb 2004).

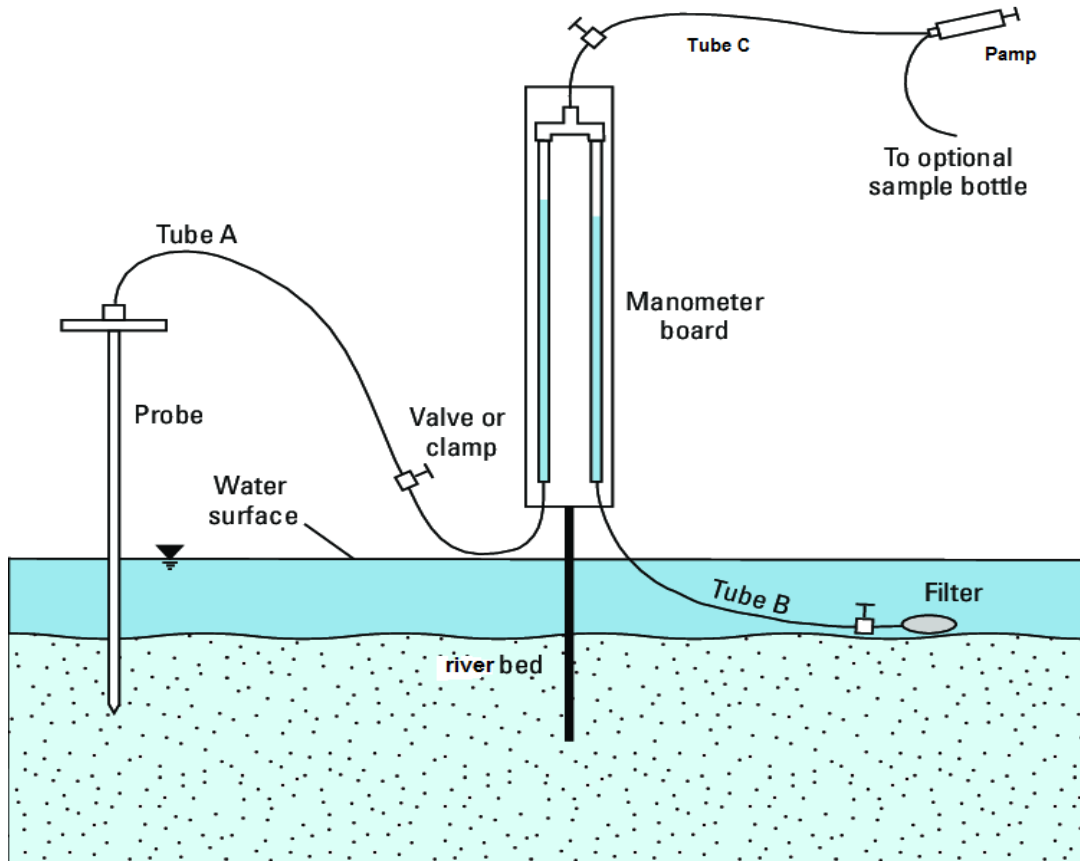


Fig. 13 Dispositif de mesure du gradient hydraulique vertical (www.researchgate.net)

3.2.2 Analyses réalisées au laboratoire :

L'analyse des paramètres a été effectuée dans les 24h qui suivent l'échantillonnage au niveau du laboratoire de l'institut régional de la médecine vétérinaire (Tlemcen) par les méthodes standard décrites dans Rodier (2009).

a) Les chlorures (Cl) : Ils sont analysés selon la méthode de MOHR qui consiste à doser les chlorures en milieu neutre par une solution titrée de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium (Rodier 2009). Les résultats sont exprimés en milligramme de NaCl/l.

b) Les nitrates (NO_3^-): Ils sont dosés selon la méthode spectrophotométrique au Salicylate de Sodium décrite par (Rodier 2009) qui repose sur le principe que les nitrates et en présence de Salicylate de Sodium donnent du paranitro-salicylate de sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique. Les résultats sont exprimés en milligramme de NO_3^-/l .

3.3 Analyse granulométrique :

3.3.1 Préparation des échantillons (Bendaoud et al. 2020):

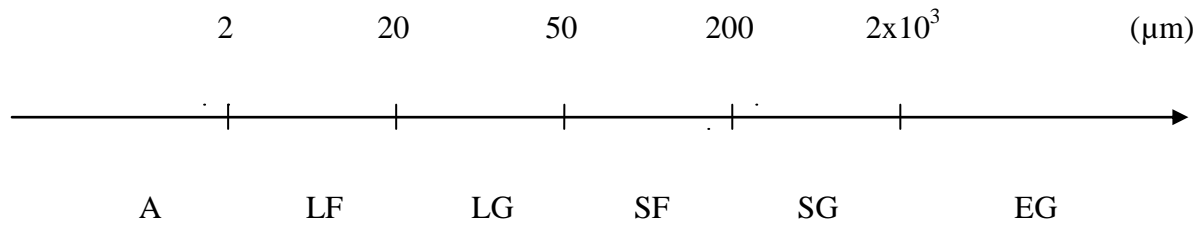
Après séchage des sédiments, les échantillons sont broyés de façon que les particules passent à travers un tamis de 2mm de diamètre, séparant ainsi les éléments grossiers ($\varnothing > 2\text{mm}$) des éléments fins ($\varnothing < 2\text{mm}$). Dans cette étude il ne sera question que des éléments fins en raison de leur importance dans les échanges eau-sédiment.

La méthode utilisée pour déterminer le pourcentage granulométrique de chaque fraction est celle de Casagrande (1934) qui repose sur la vitesse de sédimentation des particules qui tombent avec une vitesse d'autant plus grande qu'elles sont plus grosses (loi de Stokes) en fonction de la température. Nécessitant d'abord la distribution de tous les agrégats par dispersion des colloïdes floculés en utilisant un agent dispersant l'hexamétaphosphate de sodium (Na_2PO_3) qui est un sel neutre pendant 1h et à T° élevée (370°C).

La fraction du sable grossier ($\varnothing > 0,2\text{mm}$) est tamisée, séchée puis pesée.

La lecture densimétrique est réalisée en plongeant un densimètre dans la suspension du sol de chaque échantillon pendant un intervalle de temps : 30", 1', 2', 5', 15', 45', 2h, 20h. En lisant ainsi leur température.

Les différentes fractions sont classées selon leur grandeur en se référant à une échelle internationale.



(Avec : A : Argile ; LF : Limons fins ; LG : Limons grossiers ; SF : Sable fin ; SG : Sable grossier ; EG : éléments grossiers).

Les mesures densimétriques (D) sont notées dans un tableau avec celles de la température (°C) et le temps (T) déterminant aussi :

La température corrigée : dt

La densité corrigée : $\Delta C = D + dt$

Le diamètre des particules (d) (voir Abaque en annexes).

Puis on calcule le pourcentage cumulé des particules avec la formule suivante :

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

Avec G : prise d'essai.

Se : poids spécifique réel de l'eau qui est égale à 2,65.

ΔC : densité de la suspension dans un temps donné.

Le tableau global comprend tous les paramètres nécessaires pour la détermination du pourcentage des différentes fractions granulométriques des échantillons étudiés.

La texture du sol est déterminée à l'aide du triangle de Demolon (1966).

3.3.2 Dosage du carbone organique (Bendaoud et al. 2020):

La matière organique étant composée d'environ 50% de carbone organique, le dosage de ce dernier a été réalisé selon la méthode d'Anne (Demolon 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 (Taleb et al. 2008).

3.3.3 Conductivité Hydraulique:

La conductivité hydraulique (k) des sédiments a été mesurée dans le laboratoire en utilisant un perméamètre (Bendaoud et al. 2020). K a été dérivé en faisant appel à la loi de Darcy $q = k$

(H/L) A, suivant la méthode de test à charge constante décrite dans ASTM D2434 (Standard Test Method for Permeability of Granular Soils).

K est la conductivité hydraulique du sol. q est le débit entre la rivière et l'aquifère [$L^3.T^{-1}$] et peut être exprimé comme le flux Q par unité de temps t, $q = Q/t$.

Le rapport $\Delta h/L$ est défini comme le gradient hydraulique i: $i = \Delta h/L$. A est la section mouillée (Kalinski 2011).

3.4 Analyses statistiques

3.4.1 Analyses de variance et tests non paramétriques

Les fluctuations spatio-temporelles de chaque paramètre physico-chimique particulièrement les nitrates de l'eau hyporhéique ont été étudiées en faisant appel à l'ANOVA I et du test non paramétrique de Kruskal-Wallis du logiciel MINITAB 17. Ce test permet d'analyser la variance à un facteur contrôlé et par conséquent mettre en évidence d'éventuelles différences entre les trois milieux, entre les stations de l'amont et celles de l'aval pour les paramètres physico-chimiques et des différences entre les deux périodes hydrologiques.

3.4.2 Analyses Multivariées

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

a) analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales est une méthode statistique qui présente le maximum de l'information contenue dans des tableaux de données quantitatives (matrice: Relevés X Variables) sous une forme graphique. Le principe de cette analyse est de pouvoir représenter les n relevés dans un "espace à p dimensions".

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 173 échantillons (stations x dates) et 13 variables hydrogéochimiques. 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.

b) Principe de l'ACP

L'ACP permet donc de :

- visualiser et analyser rapidement les corrélations entre les variables,
- visualiser et analyser les observations initialement décrites par les variables sur un graphique à deux ou trois dimensions,
- construire un ensemble de facteurs non corrélés qui peuvent ensuite être réutilisés par d'autres méthodes (par exemple la régression linéaire multiple).

La principale limite de l'ACP vient du fait que c'est une méthode de projection, et que la perte d'information induite par la projection peut conduire à des interprétations erronées.

Résultats et interprétations

Chapitre 4 : résultats et interprétations

Ce chapitre a pour objectif l'identification des facteurs contrôlant la variabilité spatio-temporelle de la dynamique des nitrates à l'échelle du bassin versant de la Tafna au cours de deux périodes hydrologiques. Il est composé d'une première partie qui traite la chimie des eaux de surface de la Tafna et ses affluents l'Isser et Chouly, suivie d'une deuxième partie consacrée au fonctionnement hydrogéochimique du milieu hyporhéique et est constitué d'un article publié dans le journal *environmental earth sciences*, et intitulé «A Large-Scale Study of Hyporheic Nitrate Dynamics in a Semi-Arid Catchment, the Tafna River, in Northwest Algeria». La troisième partie concerne la chimie des eaux souterraines des sites d'étude du bassin versant de la Tafna. Enfin, la quatrième partie s'intéresse à la comparaison entre les trois compartiments sus-cités.

4.1 Chimie de l'eau de surface

4.1.1 Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques de l'eau de surface

Il convient de rappeler que l'amont du bassin versant de la Tafna (upstream) correspond aux stations T0, T1, T3, C0, C1 alors que les stations de l'aval (downstream) sont C2, I4, I5, T8, T9. L'étiage de l'année 2013 correspond aux mois de : Mai, Juin, Juillet, Août, Septembre et Octobre.

Le suivi mensuel de l'évolution longitudinale (amont-aval) des paramètres physico-chimiques étudiés, notamment les nitrates dans les eaux de surface du bassin versant de la Tafna et ses deux affluents l'Isser et Chouly a permis d'obtenir les résultats suivants (Fig. 14):

Température

La température de l'eau peut être un indicateur de mélange entre la surface et le sous-écoulement. Les valeurs de la température présentent une différence significative entre l'amont du bassin versant et son aval ($P < 0.05$) selon le test de l'ANOVA. La température moyenne des stations amont varie entre 13.8°C pendant les hautes eaux et 18.1°C en étiage. Au niveau de l'aval, elle est entre 14.45°C pendant les hautes eaux et 21.95°C en étiage. Ceci s'explique par le fait que la température de l'eau est influencée par la température de l'air qui dépend des saisons, du climat régional et des caractéristiques des stations d'échantillonnage (altitude, pente, couvert végétal...).

Potentiel d'Hydrogène (pH):

Les valeurs du pH enregistrées révèlent une différence hautement significative entre l'amont et l'aval du bassin versant ($P < 0.01$), les moyennes du pH sont supérieures à la neutralité ce qui reflète la nature des terrains traversés. Elles oscillent entre 7.8 à l'amont du bassin versant et 8.1 au niveau de l'aval quelque soit la saison. L'augmentation de l'alcalinité des eaux de surface avalées est probablement due à l'activité photosynthétique.

Conductivité électrique:

Le graphe de la conductivité électrique (Fig. 14) illustre la différence hautement significative entre l'amont et l'aval du bassin versant ($P < 0.01$). Les valeurs moyennes mesurées des stations amont fluctuent entre 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en hautes eaux et 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en étiage. Au niveau de l'aval, elle est entre 1409 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pendant les hautes eaux et 1626 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en étiage. L'augmentation de la conductivité électrique des eaux superficielles des stations avalées est liée d'une part à la nature dolomitique des terrains traversés qui favorise le processus de

minéralisation et d'autre part à la pollution par la zone industrielle de la ville de Maghnia et de Tlemcen. Alors que sa diminution en période des hautes eaux est le résultat d'une dilution par les précipitations.

Chlorures :

Les valeurs des chlorures sont significativement plus élevées dans les stations avalées ($P < 0.01$). Les concentrations moyennes en chlorures des stations amont sont de l'ordre de 40 mg/l pendant la période des hautes eaux et 48 mg/l pendant les basses eaux. Elles dépassent 272 mg/l à l'aval en relation aux apports du bassin versant.

Oxygène dissous

La comparaison des résultats obtenus pour l'oxygène dissous des eaux de surface du bassin versant de la Tafna ne fait pas apparaître de différence significative de l'amont vers l'aval selon l'ANOVA1. Les valeurs moyennes varient de 8.44 mg/l (étiage) à 8.95 mg/l (hautes eaux) à l'amont et de 8.02 mg/l (étiage) à 9.28 mg/l (hautes eaux) au niveau de l'aval, ce qui indique que les stations étudiées sont bien oxygénées surtout que les prélèvements sont diurnes (photosynthèse).

Nitrates

Les concentrations en nitrate des eaux superficielles de la zone d'étude présentent une différence hautement significative entre l'amont et l'aval du bassin versant ($P < 0.01$). Elles sont peu variables entre les deux périodes hydrologiques dans la majorité des stations.

Les valeurs moyennes minimales (5.24 mg/l) sont celles des stations amont alors que les valeurs moyennes maximales sont à l'aval (7.51 mg/l). Cette augmentation longitudinale significative des taux de nitrates est liée pendant la période des précipitations, aux apports latéraux externes riches en nitrate (lessivage des terres agricoles) et pendant la période sèche, aux transformations internes en $\text{NO}_3\text{-N}$ suite à la minéralisation de la matière organique. Néanmoins, la légère diminution estivale des nitrates dans les stations avalées pourrait être liée à l'arrêt du lessivage d'une part et à l'utilisation des nitrates par les végétaux d'autre part.

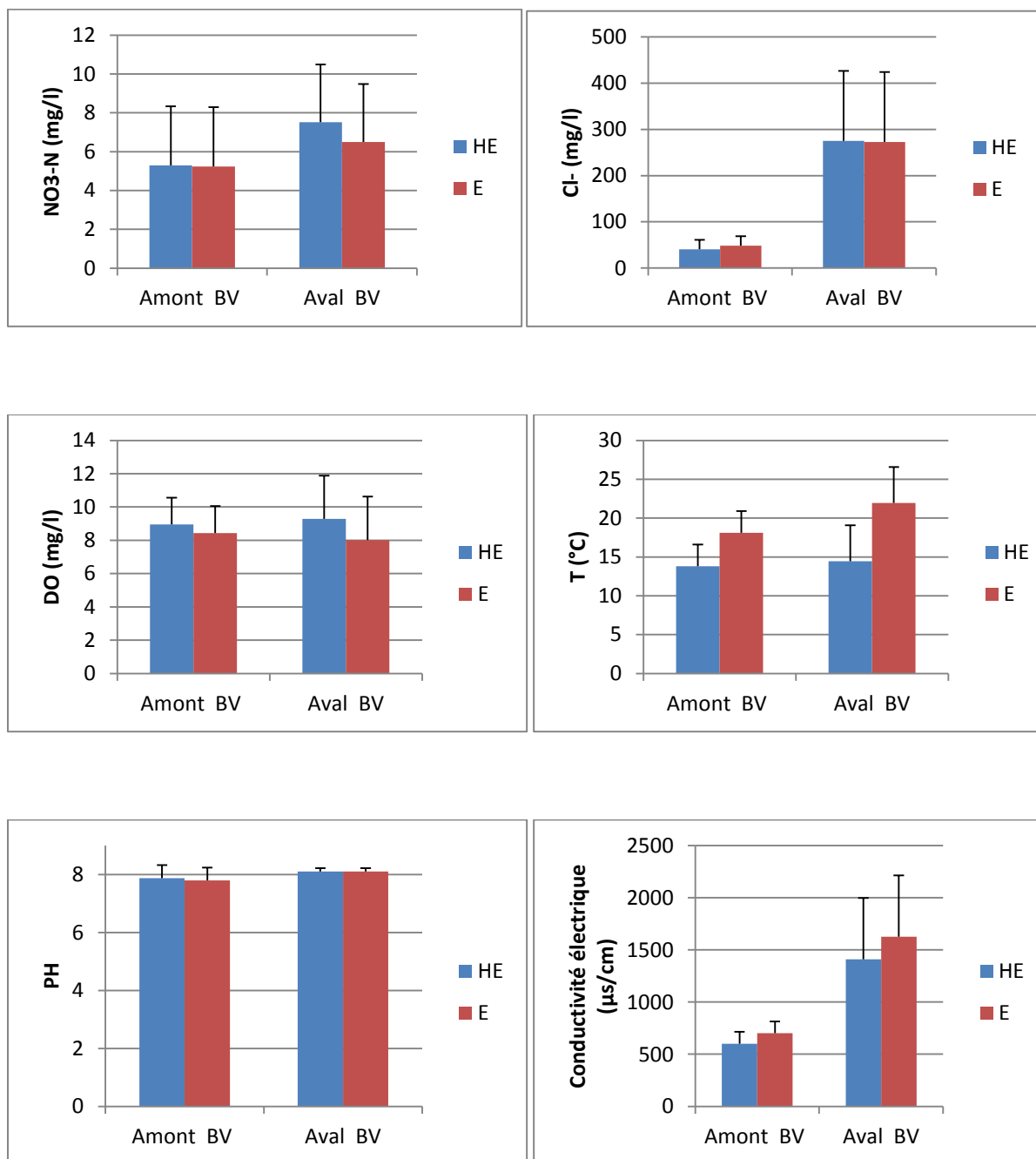


Fig. 14 : Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques de l'eau de surface (BV : Bassin Versant, HE: Hautes eaux, E : étiage)

4.1.2 Analyse en composantes principales de l'eau de surface :

Dans le but de visualiser et d'analyser les corrélations entre les différentes caractéristiques physico-chimiques des eaux de surface de la Tafna et ses affluents l'Isser et Chouly. Une ACP normée a été effectuée sur une matrice constituée de 115 prélèvements (stations x dates) et 5 variables physico-chimiques (on se limitera pour cette analyse à seulement les paramètres physico-chimiques qui caractérisent l'eau de surface sans prendre en considération l'effet des facteurs environnementaux tel que l'occupation du sol, la granulométrie du sédiment, le taux de la matière organique qui sont en relation directe avec la zone hyporhéique et qui seront détaillée dans la partie suivante).

ACP globale

Le cercle de corrélation (Fig. 15a) montre que la première composante (axe factoriel F1) explique 32 % de la variance totale, avec une corrélation positive entre les concentrations en nitrates $\text{NO}_3\text{-N}$ et les concentrations en sels dissous totaux (conductivité électrique) qui pesent lourdement sur cet axe. En fait, cette corrélation peut être interprétée par le processus de minéralisation qui s'accroît dans les stations avalées riches en nitrates.

La deuxième composante F2 contribue avec 25 % de l'information, les paramètres les plus importants sont l'oxygène dissous (64%) et la température de l'eau (51%) avec une corrélation négative contrastant les sites les plus oxygénés avec les sites les plus chauds. En effet, l'élévation de la température s'accompagne d'une diminution de la solubilité des gaz tel que l'oxygène (Rodier 2009) d'une part, et accentue le processus de minéralisation (consommation d'oxygène) d'autre part.

La figure de la distribution spatiale (Fig. 15b) montre que les échantillons provenant des sites amont T0, C0 et C1 sont tirés par la droite de l'axe et sont des stations bien oxygénées et moins chaudes avec des concentrations relativement faibles en $\text{NO}_3\text{-N}$. En revanche, les échantillons des sites I4, I5 et T8 sont affichés sur la gauche de l'axe avec des valeurs élevées de $\text{NO}_3\text{-N}$ et de conductivité électrique et une faible oxygénation. Entre ces deux groupes se placent les stations de qualité physico-chimique intermédiaire T1, T3 et C2, révélant ainsi un gradient longitudinal de minéralisation.

La figure de l'évolution temporelle (Fig. 15c) relative aux périodes hydrologiques montre que la saison sèche (LW) est disposée du côté positif du second axe et la période des hautes eaux (HW) sur la partie négative. Cela peut s'interpréter par une augmentation des concentrations

en NO₃-N pendant la période des hautes eaux dans les stations aval I4, I5 et T8 caractérisées par des valeurs élevées de conductivité électrique indiquant l'importance des charges de NO³⁻N liées au ruissellement des terres cultivées riches en engrais azotés pendant cette période.

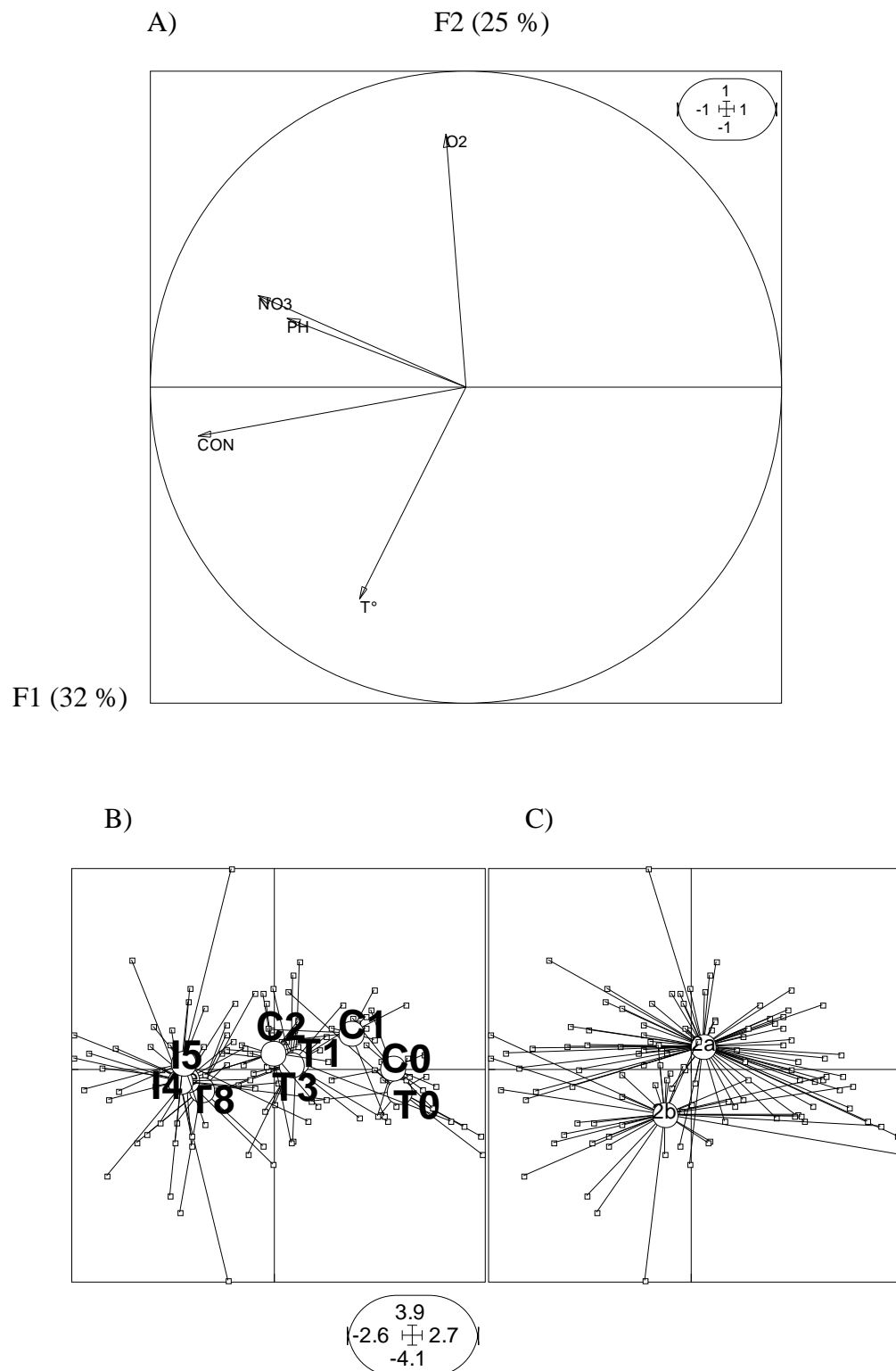


Fig. 15 A : Cercle de corrélation. B: Distributions spatiale des points de prélèvements dans le plan factoriel F1-F2. C: Evolution temporelle en fonction des périodes hydrologiques (a) : période des hautes eaux, (b) : étiage

4.1.3 Discussion

L'analyse des données récoltées sur les eaux de surface du bassin versant de la Tafna et ses deux affluents l'Isser et Chouly pendant deux périodes hydrologiques distinctes, a permis de mettre en évidence les variations spatio-temporelles de certains paramètres physico-chimiques, notamment les nitrates, ainsi que les processus biogéochimiques en cause qui expliquent les différences entre la qualité physico-chimique des eaux superficielles de l'amont et celle de l'aval pour mieux comprendre le fonctionnement de cet hydrosystème.

Cette analyse a permis de dégager particulièrement les informations suivantes :

L'élévation des concentrations en nitrate des eaux superficielles avalées particulièrement en période des hautes eaux est principalement due au ruissellement des terres cultivées riches en engrais azotés. Selon Rodier (2009), la migration des nitrates est nettement plus rapide sur les surfaces cultivables laissées nues pendant l'hiver. En fait, une quantité importante des nitrates de la basse Tafna provient de l'oued Isser qui reçoit l'eau du barrage « Al-Izdihar », les rejets urbains de la ville de Tlemcen et les eaux d'irrigation des terres cultivées (Taleb et al. 2004). Plusieurs chercheurs avaient souligné l'impact des pratiques agricoles sur la chimie des eaux des rivières (Jonnalagadda & Mhere 2001; Jain 2002; Neumann & Dudgeon 2002) et l'influence des conditions hydrologiques et des rejets domestiques dans les cours d'eau sur les concentrations en nitrate (Probst 1985; Boithias et al. 2014).

Les concentrations en nitrates diminuent au niveau des stations d'étude pendant la saison sèche traduisant une rétention dans le bassin versant. Selon (De Klein et Koelmans 2011), la contribution relative des différents mécanismes de rétention de nitrates est liée aux conditions météorologiques et hydrologiques. En revanche, l'augmentation des quantités de nitrates dans les eaux de surface pendant les hautes eaux est due à la connexion entre le cours d'eau et les horizons du sol supérieurs (Sánchez-Pérez et al. 2003; Oeurng et al. 2010).

Cependant, il est également important de considérer en plus des apports en nitrate de la rivière par ruissellement lors des précipitations les sources de pollution ponctuelle et les processus de transformation internes des nitrates. Selon (Messina et al. 1997; Perison et al. 1997) la majorité des nitrates présents dans les écosystèmes arides et semi-arides, est le résultat de la minéralisation de la matière organique consécutivement à une élévation de la température du sol dans un bassin versant dénudé. En d'autres termes, les milieux semi-arides qui possèdent

des systèmes ouverts ont une capacité de recycler rapidement les nutriments à cause des températures élevées qui accentuent l'activité photosynthétique (Grimm & Fisher 1986).

En considérant sa localisation dans un étage bioclimatique semi-aride, le fonctionnement du cours d'eau est sous l'étroite dépendance de la température dont les variations saisonnières conditionnent les caractéristiques physico-chimiques et biologiques des eaux.

Etant donné l'échelle très large de l'étude, il y a une hétérogénéité considérable des caractéristiques environnementales des stations d'échantillonnage (altitude, pente, couvert végétal...), ce qui traduit l'amplitude thermique significative de l'amont vers l'aval du bassin versant de la Tafna, ce résultat a été obtenu dans la moyenne Tafna par Taleb (2004).

Le dioxygène dissous est un autre paramètre fondamental dans le fonctionnement du cours d'eau. Le suivi de son évolution longitudinale montre que les eaux superficielles en contiennent des taux élevés, en relation avec l'activité photosynthétique. Cependant, nous n'avons pas constaté de différence significative entre l'amont et l'aval du bassin durant les deux périodes hydrologiques. La relative diminution du dioxygène dissous pendant l'étiage pourrait être le résultat de l'intensité de la biodégradation de la matière organique (Campolo et al. 2002) d'une part et de l'accélération du métabolisme favorisée par l'élévation de la température d'autre part. Ce qui indique l'importance de l'influence du climat sur la chimie de l'eau dans les régions arides et semi-arides (Taleb 2004).

Quant aux valeurs de la conductivité électrique des sites d'études, elles traduisent une minéralisation importante (600 à 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au niveau de la haute Tafna) à élevée (>1400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au niveau de la basse Tafna). Ces résultats complètent ceux obtenus dans la moyenne Tafna (977 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans la station T5) par Taleb (2004) et par conséquent le gradient longitudinal croissant de l'amont vers l'aval de la conductivité électrique. Par comparaison, ces valeurs sont beaucoup plus élevées au niveau des affluents exposés aux rejets industriels (9650 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans la station « BA » située entre Maghnia et Sabra). D'autre part, l'augmentation des valeurs de la conductivité électrique en aval (Jonnalagadda et Mhere 2001) pourrait être le résultat de l'augmentation des processus de minéralisation, favorisée par la communauté hyporhéique (Jones et al. 1995) ou par la remontée des eaux plus minéralisées du milieu interstitiel (Campolo et al. 2002).

De même, la teneur des eaux en chlorures est importante surtout au niveau des eaux superficielles avales. Ceci pourrait être expliqué par le lessivage du bassin versant et par la pollution des eaux à l'aval de la zone industrielle de la ville de Maghnia.

Les valeurs minimales du pH sont supérieures à la neutralité, ce qui reflète la nature des terrains traversés, le pH devient nettement basique (>8) à l'aval du bassin versant surtout au moment de la croissance phytoplanctonique. Ces résultats se rapprochent de ceux obtenus par Taleb (2004) dans la moyenne Tafna où les valeurs du pH oscillent entre 7 (en T5) et 8.5 (en T8).

4.2 Milieu hyporhéique

Dans le but d'identifier les facteurs contrôlant la variabilité spatio-temporelle de la dynamique des nitrates à l'échelle du bassin versant de la Tafna et de comprendre le fonctionnement du milieu hyporhéique ainsi que son rôle dans cette dynamique, nous avons étudié tout d'abord, les échanges hydrologiques en s'appuyant sur le gradient hydraulique vertical (VHG) et le taux des chlorures des différents niveaux superficiel, interstitiel et souterrain.

4.2.1 Echanges hydrologiques

a) Gradient hydraulique vertical

Tableau 2: Nombre de *upwelling* (up) et de *downwelling* (down) selon le VHG dans l'oued Tafna et ses affluents. Le VHG montre différentes variations le long du cours d'eau pendant les deux périodes d'échantillonnage. Les seuils étaient dominés par des *upwellings* (remontées d'eau ou exfiltration de l'eau interstitielle vers la surface), alors que les mouilles étaient généralement des sites d'infiltration de l'eau de surface ou de *downwelling* pendant la période des hautes eaux et d'étiage.

	Hautes eaux				Basses eaux			
	seuil		Mouille		Seuil		Mouille	
	Up	Down	Up	Down	Up	Down	Up	Down
T0	6	1	3	2	3	0	1	2
T1	5	0	0	4	4	0	1	2
T3	6	0	3	2	2	2	0	3
T8	3	1	1	4	1	2	1	2
T9	4	1	1	3	3	0	0	2
C0	5	1	3	2	1	1	0	1
C1	5	0	1	3	1	0	0	0
C2	5	2	2	3	2	1	0	2
I4	5	1	0	5	3	1	0	2
I5	3	1	0	4	3	1	1	1

B) Mélange des eaux dans le milieu hyporhéique

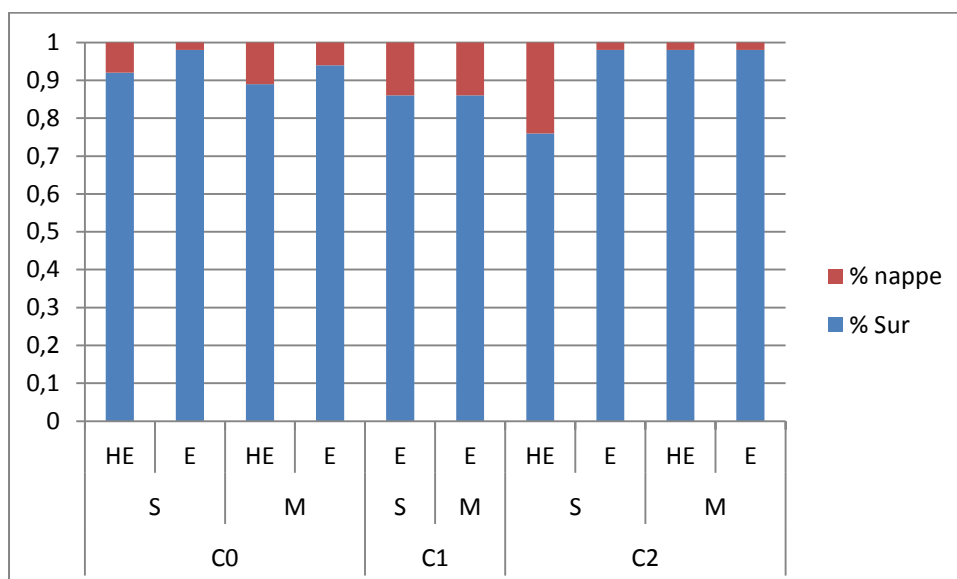
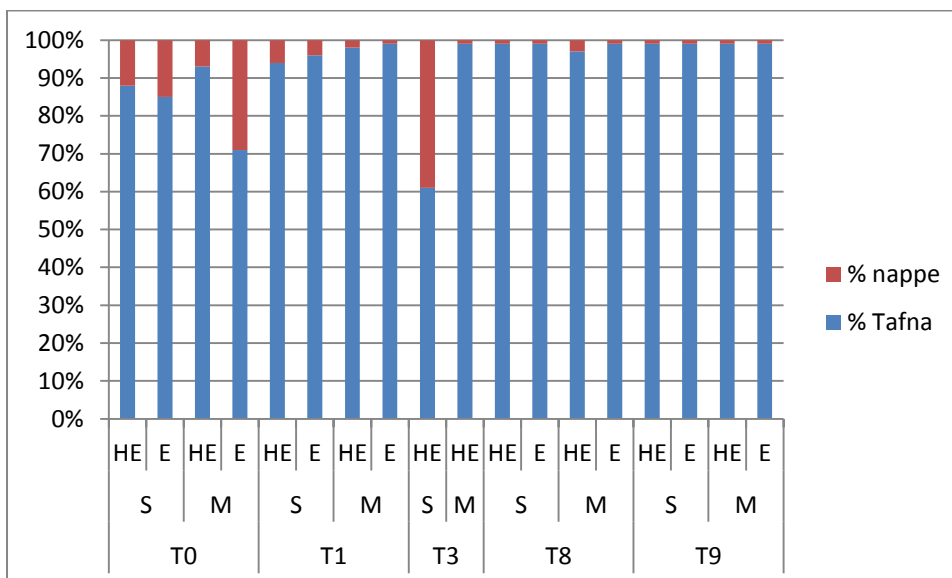
Pour mettre en évidence l'origine des eaux dans les piézomètres considérés et la proportion de chaque origine d'eau susceptible de la composer (nappe et rivière), nous avons utilisé les chlorures comme traceur hydrochimique puisqu'ils se conservent dans les cycles biogéochimiques et ne sont pas utilisés par les végétaux.

Les taux de chlorures sont mesurés dans chaque piézomètre, dans les puits et dans le cours d'eau (la Tafna et ses affluents Chouly et l'Isser).

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

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

Les résultats obtenus du mélange des eaux dans la zone hyporhéique du bassin versant de la Tafna permettent d'observer des pourcentages majoritaires d'eau de surface (Fig. 16) qui sont bien distincts dans le cours d'eau principal (variant de 61 à 99%) selon l'unité géomorphologique, la période hydrologique et la localisation amont ou aval de la station. Les stations amont contiennent des pourcentages élevés de l'eau souterraine par rapport aux stations aval indiquant l'exfiltration de l'eau souterraine à l'amont et l'infiltration de l'eau de surface à l'aval, dans une moindre mesure dans les affluents Chouly de 76 à 98% et l'Isser de 90 à 99% de l'eau superficielle.



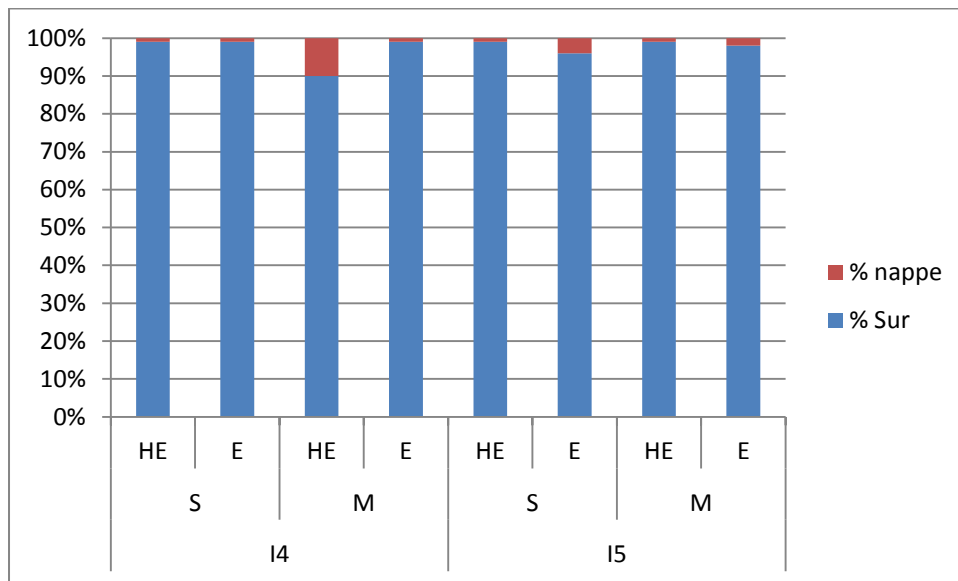


Fig 16 : Mélange des eaux (nappe/ surface) dans les trois Bassins versants

(S : Seuil, M : Mouille, HE: Hautes eaux, E : étiage)

4.2.2 Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques de l'eau hyporhéique**Température**

Les valeurs moyennes de la température de l'eau interstitielle augmentent en aval durant les deux périodes hydrologiques (Fig. 17). Les températures maximales ont été constatées pendant la période d'étiage (21.9°C).

pH

Les valeurs moyennes du pH de l'eau interstitielle augmentent significativement en aval ($p < 0,05$) où elles varient entre la valeur 7.86 en étiage et 7.97 pendant les hautes eaux.

Conductivité électrique

La conductivité électrique de l'eau interstitielle est significativement plus élevée dans la partie aval (de l'ordre de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) que dans la partie amont (environ 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ($p < 0,05$) et plus élevée pendant la période sèche.

Chlorures

L'évolution spatiale des chlorures est bien marquée entre l'amont (43.87 mg/l) et l'aval du bassin versant (280 mg/l) ($p < 0.05$). Cependant, il n'existe pas de différence significative entre la période d'étiage et celle des hautes eaux.

Oxygène dissous

Les valeurs moyennes de l'oxygène dissous ne varient pas significativement de l'amont vers l'aval et entre les périodes hydrologiques. La concentration moyenne minimale est enregistrée en étiage à l'amont du bassin versant (5.54 mg/l). Alors que la concentration maximale (6.94 mg/l) est celle enregistrée pendant les hautes eaux.

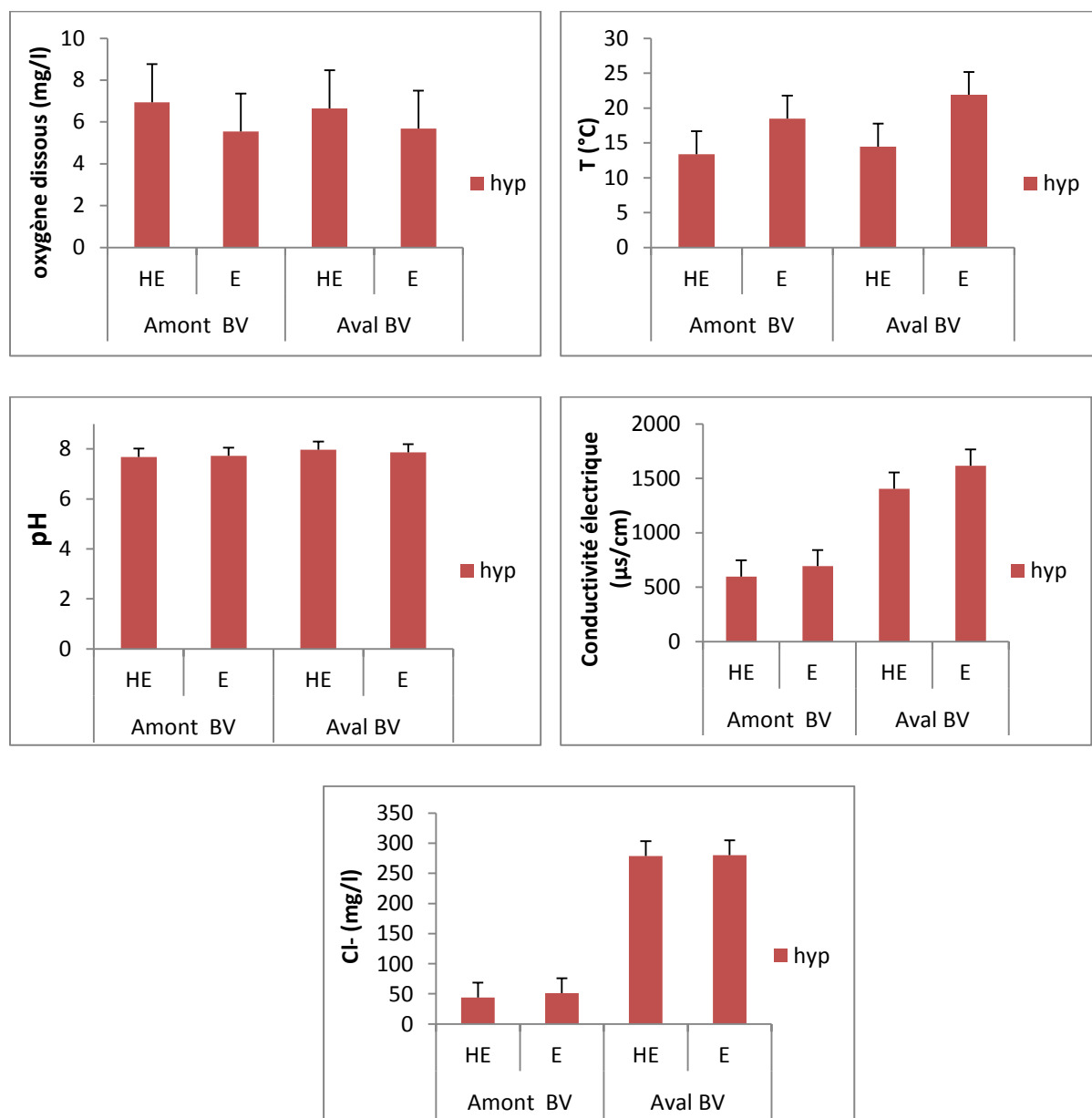


Fig. 17 : évolution spatio-temporelle (amont/aval) des paramètres physico-chimiques de l'eau hyporhéique durant les deux périodes hydrologiques

(BV : Bassin Versant, **hyp** : hyporhéique, **HE**: Hautes eaux, **E** : étiage)

4.2.3 Evolution spatio-temporelle des nitrates de l'eau hyporhéique**a) Evolution amont/aval du bassin versant de la Tafna**

Les concentrations moyennes minimales des nitrates dans la zone hyporhéique sont enregistrées en étiage à l'amont du bassin versant (4.41 mg/l). Alors que les concentrations moyennes maximales (7.18 mg/l) s'observent au niveau du bassin aval particulièrement durant la période des précipitations (Fig. 18) suite au processus de nitrification au niveau du milieu interstitiel ou à l'infiltration des eaux de surface -chargées en nitrate pendant les hautes eaux - dans la zone hyporhéique.

b) Evolution longitudinale des nitrates (par station) dans le cours d'eau principal la Tafna et ses affluents Isser et Chouly

Les fluctuations spatiales des concentrations de nitrate dans la zone hyporhéique du bassin versant de la Tafna (Fig. 19) montrent une différence hautement significative entre les stations d'échantillonnage ($p < 0,01$). A l'échelle de la station, ces concentrations diminuent de l'amont vers l'aval de la majorité des sites d'étude du cours d'eau principal la Tafna (T0, T1, T8) et au niveau de la source de l'oued Chouly (C0) traduisant une perte d'azote qui peut être due à un prélèvement biologique. La figure montre aussi que les piézomètres avals les moins concentrés en $\text{NO}_3\text{-N}$ correspondent aux mouilles à l'exception de la station I4 (la mouille est plus concentrée en $\text{NO}_3\text{-N}$). Ceci est à mettre en relation avec leur composition granulométrique plus riche en particules fines et souligne l'importance du rôle de la géomorphologie et de la granulométrie dans la rétention des nitrates.

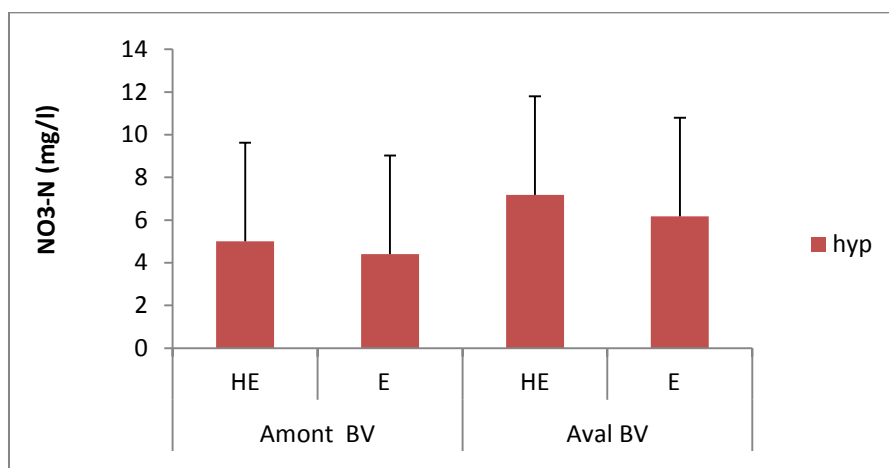


Fig.18 Evolution spatio-temporelle des nitrates de l'eau hyporhéique (amont/aval du bassin versant de la Tafna)

(BV : Bassin Versant, **hyp**: hyporhéique, **HE**: Hautes eaux, **E** : étiage)

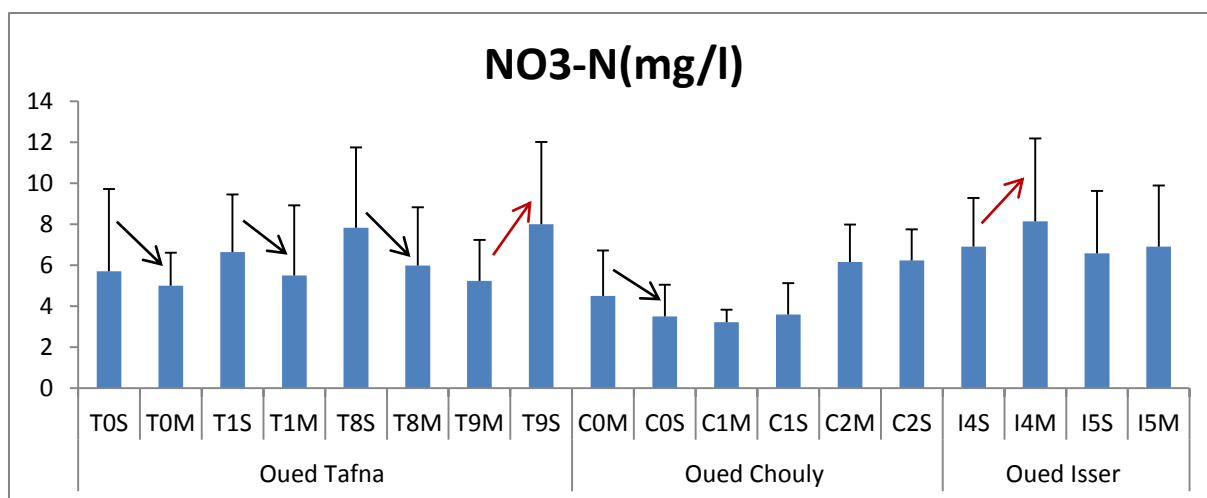


Fig.19 Evolution longitudinale (par station) des nitrates de l'eau hyporhéique dans le cours d'eau principal la Tafna et ses affluents Isser et Chouly (S : Seuil, M : Mouille)

4.2.4 Rétention des nitrates

Dans le but de déterminer le pourcentage de rétention des nitrates des piézomètres étudiés, entre l'amont et l'aval des stations, nous avons défini tout d'abord la concentration calculée de nitrate pour chaque piézomètre à partir des chlorures mesurés dans les puits de référence et dans la surface des oueds (mélange des eaux), selon (Baker & Vervier 2004):

$$(\text{Concentration calculée}) = (\text{NO}^3\text{-N rivière} \times \% \text{ rivière}) + (\text{NO}^3\text{-N Nappe} \times \% \text{ Nappe})$$

Le pourcentage de rétention est calculé à partir de la formule suivante :

$$\text{Rétention (\%)} = (\text{NO}^3\text{-N Obs} - \text{NO}^3\text{-N Cal}) / \text{NO}^3\text{-N Cal}$$

Les résultats de la figure (20) et le tableau 3 montrent que les concentrations observées sont inférieures de 5 à 44 % par rapport aux concentrations calculées ou attendues dans tous les piézomètres de l'amont de la Tafna excepté au niveau de la mouille de la T0 pendant les hautes eaux. Ceci traduit une perte d'azote entre l'amont et l'aval de ces stations par dénitrification ou absorption racinaire allant de faible à plus élevée en fonction de la géomorphologie du piézomètre considéré et de la période hydrologique. A l'aval de la Tafna, les concentrations observées sont inférieures de 7 à 30% par rapport aux concentrations calculées ou prévues surtout pendant les hautes eaux, alors qu'elles sont plus élevées de 10 à 18 % pendant l'étiage, ceci s'explique par une production de nitrate par le processus de nitrification favorisée par l'élévation de la température.

De même, au niveau de l'oued Chouly, les concentrations observées sont inférieures de 8 à 14 % par rapport aux concentrations calculées suite à une perte d'azote entre l'amont et l'aval de la C0 (Fig. 19), elles sont plus élevées de 6 à 41% suite à une production entre l'amont et l'aval de la C1. Au niveau de l'oued Isser, les concentrations observées sont plus élevées de 5 à 23 % par rapport aux concentrations calculées traduisant une production de nitrate par la nitrification pendant l'étiage ou un apport d'azote lessivé pendant les hautes eaux.

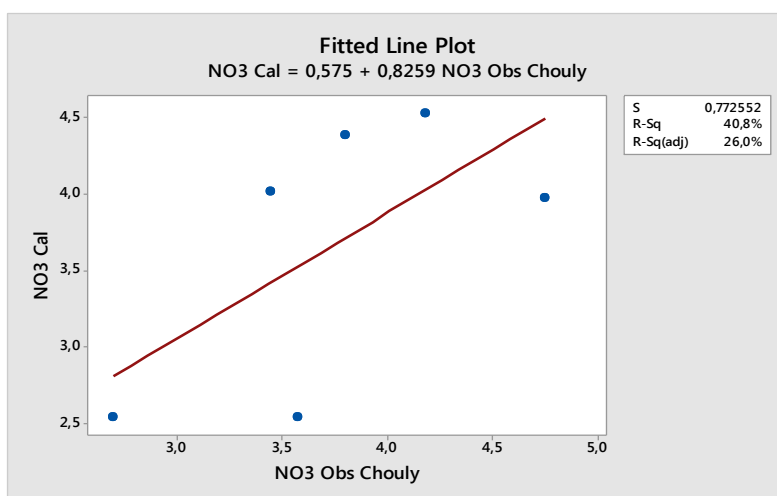
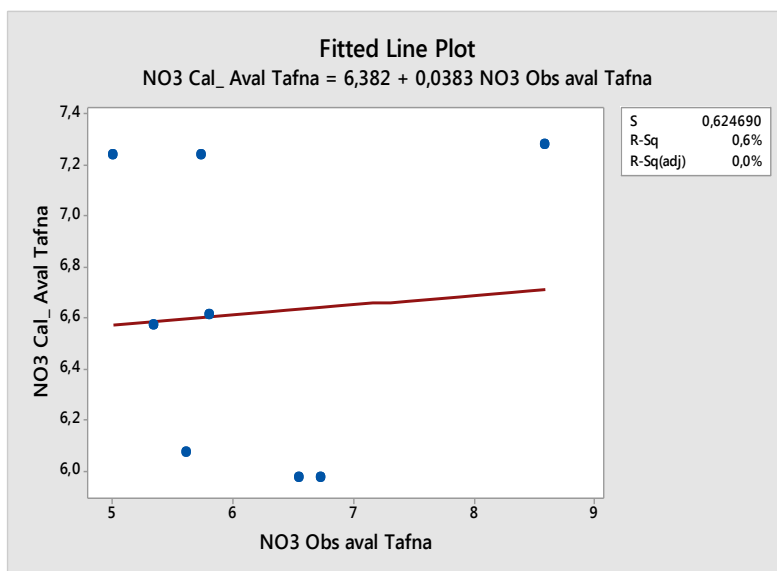
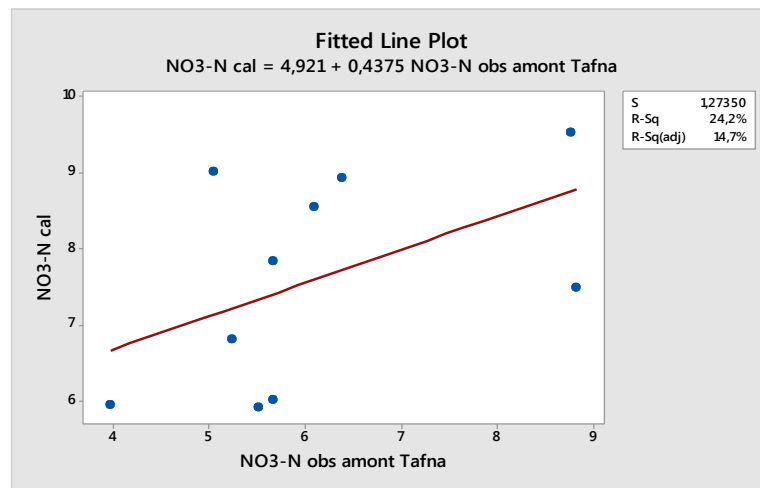
Tableau 3: Concentrations en nitrate observées (mesurées), concentrations en nitrate calculées (attendues) et % de rétention des piézomètres (S : seuil, M : mouille) par bassin versant (T: Tafna, C: Chouly et I: Isser) pendant les hautes eaux (HE) et l'étiage (E).

	NO3 Obs	% eau de surface	NO3 Cal	% Rétention
T0 S HE	6,1	88	8,55	-28
E	3,98	85	5,95	-33
M HE	8,83	93	7,49	18
E	5,25	71	6,81	-23
T1 S HE	6,39	94	8,92	-28
E	8,77	96	9,52	-8
M HE	5,68	98	7,84	-27
E	5,06	99	9,01	-44
T3 S HE	5,67	61	6,01	-5
M HE	5,52	99	5,91	-6

	NO3 Obs	% eau de surface	NO3 Cal	% Rétention
T8 S HE	5,63	99	6,07	-7
E	6,74	99	5,97	13
M HE	5,75	97	7,24	-20
E	6,56	99	5,97	10
T9 S HE	5,82	99	6,61	-12
E	8,59	99	7,28	18
M HE	5,36	99	6,57	-18
E	5,02	99	7,24	-30

	NO3 Obs	% eau de surface	NO3 Cal	% Rétention
C0 S HE	3,45	92	4,02	-14
E	4,18	98	4,53	-8
M HE	4,75	89	3,98	19
E	3,8	94	4,39	-13
C1 S E	3,58	86	2,54	41
M E	2,7	86	2,54	6

	NO3 Obs	% eau de surface	NO3 Cal	% Rétention
I4 S HE	9,16	99	8,43	8
M HE	9,77	90	7,94	23
I5 S E	6,42	96	6,1	5
I5 M E	6,73	98	6,18	9



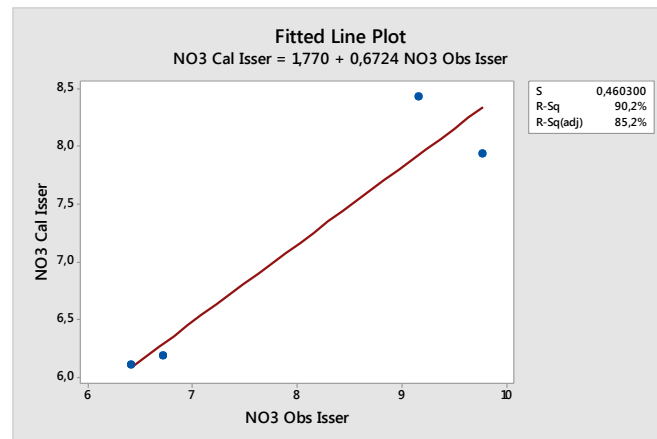


Fig. 20: Relation entre concentrations en nitrate mesurées et concentrations en nitrate calculées (attendues) des bassins versants Tafna, Chouly et Isser.

4.2.5 Influence de la géomorphologie sur la variabilité des nitrates

La géomorphologie joue un rôle primordial dans les échanges hyporhéiques et les interactions entre l'eau de surface et les sédiments du cours d'eau et fonctionnent autant que site très important pour la rétention des nutriments et de la matière organique.

Dans le bassin versant de la Tafna, l'évolution des nitrates en fonction de la morphologie du lit indique une différence significative entre les seuils et les mouilles de l'oued Tafna ($p < 0,02$). Les concentrations de $\text{NO}_3\text{-N}$ augmentent significativement dans les seuils, mais aucune différence significative n'a été obtenue entre les seuils et les mouilles de ses affluents Chouly et l'Isser (Fig. 21).

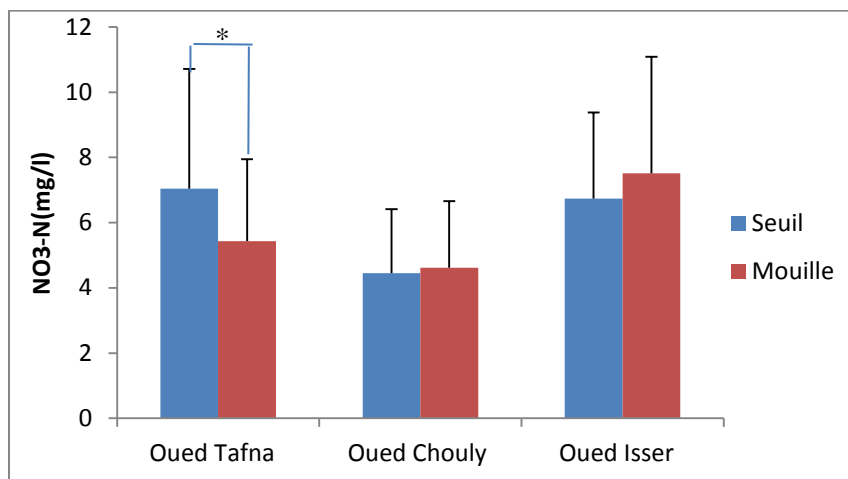


Fig. 21 : Variabilité entre les seuils et les mouilles des concentrations moyennes de nitrates de l'eau hyporhéique pour chaque bassin versant
*: dénote des différences significatives entre les valeurs ($p < 0,05$); le nombre d'échantillons varie entre 55 (oued Tafna), 36 (oued Chouly) et 22 (oued Isser)

4.2.6 Relation entre les concentrations en $\text{NO}^3\text{-N}$ de l'eau hyporhéique, DO, K, la granulométrie des sédiments et l'ordre des cours d'eau à l'échelle du bassin versant

L'évolution des nitrates dans la zone hyporhéique montre une différence significative en fonction de l'ordre du cours d'eau ($p < 0,05$) et de la distance à partir de la source ($p < 0,05$), présentant des coefficients de corrélation positifs r^2 de l'ordre de 0,057 et 0,064 respectivement et suivant un modèle croissant tout au long du cours d'eau (Fig. 22a, b).

Les valeurs moyennes des nitrates des cours d'eau du premier ordre sont faibles ($< 5,7 \text{ mg NO}^3\text{-NL}^{-1}$), notamment au niveau de la source de la Tafna T0 (la distance entre P1 et P2: 0,5 km), de la source de l'oued Chouly C0 (3,6 et 3,7 km) et de la station C1 (6,8 et 7 km). Cependant, ces valeurs augmentent relativement en aval à Chouly C2 (6,24 $\text{mg NO}^3\text{-NL}^{-1}$ à 26,1 et 26,25 km) en relation avec la distance à partir de la source (Fig. 22a, b).

Les valeurs moyennes des $\text{NO}^3\text{-N}$ des cours d'eau de deuxième ordre augmentent légèrement malgré une distance de seulement 5,25 km au niveau de la T1. La station I4 du troisième ordre atteint un pic de 8,13 $\text{mg NO}^3\text{-NL}^{-1}$ à 94,775 km. Après le cours d'eau du quatrième ordre, les valeurs moyennes de $\text{NO}^3\text{-N}$ augmentent en aval et atteignent 8 $\text{mg NO}^3\text{-NL}^{-1}$ au niveau du cours d'eau du septième ordre à 154,68 km dans la station T9 (Fig. 22a, b).

Les concentrations en oxygène dissous suivent le même modèle que les concentrations de nitrates dans le bassin versant (Fig. 22a, b), sauf en amont de l'oued Chouly où les concentrations en nitrates diminuent tandis que l'oxygène dissous augmente, contrairement à l'aval de l'Isser au niveau de la mouille I4 où les concentrations en nitrates augmentent à mesure que l'oxygène dissous diminue.

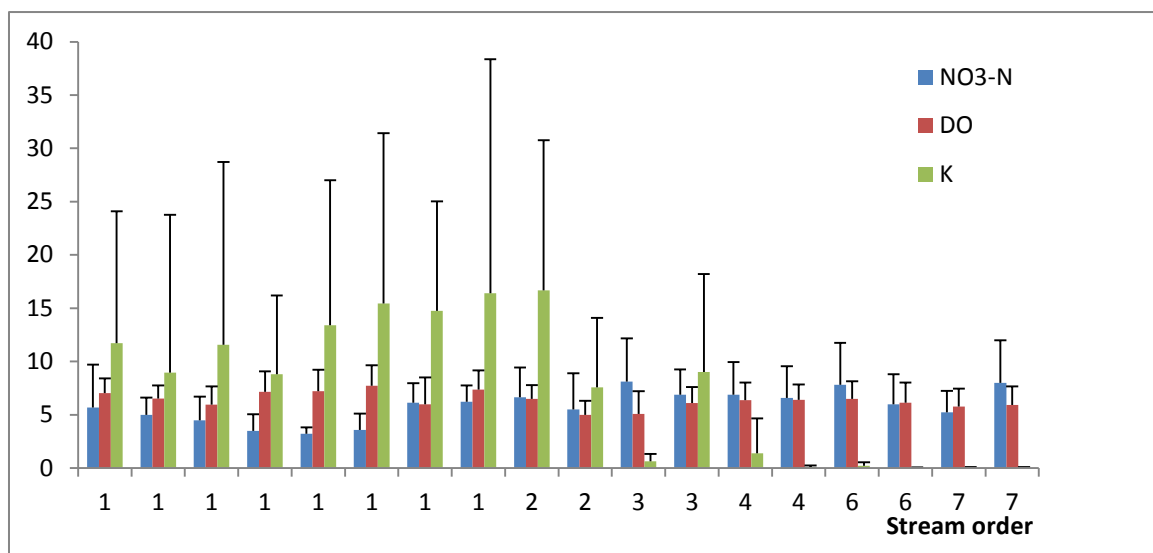
Les valeurs moyennes de la conductivité hydraulique fluctuent significativement ($p < 0,05$) et ont tendance à diminuer de l'amont vers l'aval (Fig. 22a, b): les cours d'eau de premier ordre présentent des valeurs moyennes significativement plus élevées $p < 0,05$ ($k \geq 8,82 \text{ m / jour}$), qui fluctuent de façon significative ($p < 0,05$) entre les seuils et les mouilles pour chaque station et dépassent 16 m / jour au niveau du seuil de C2 après 26,25 km. La valeur K atteint un maximum de 16,67 m / jour au niveau du seuil de la T1 (5,25 km) dans un cours d'eau de deuxième ordre. Par la suite, K diminue significativement du deuxième ordre (5,35 km) au septième ordre et atteint 0,1 m / jour, sauf au niveau du seuil de 14 (troisième ordre) à 94,875 km où la valeur moyenne K est égale à 9 m / jour.

En comparant globalement les courbes de K et de $\text{NO}^3\text{-N}$ (Fig. 22a), ces deux paramètres suivent une tendance inverse dans le premier ordre, les concentrations moyennes de $\text{NO}^3\text{-N}$

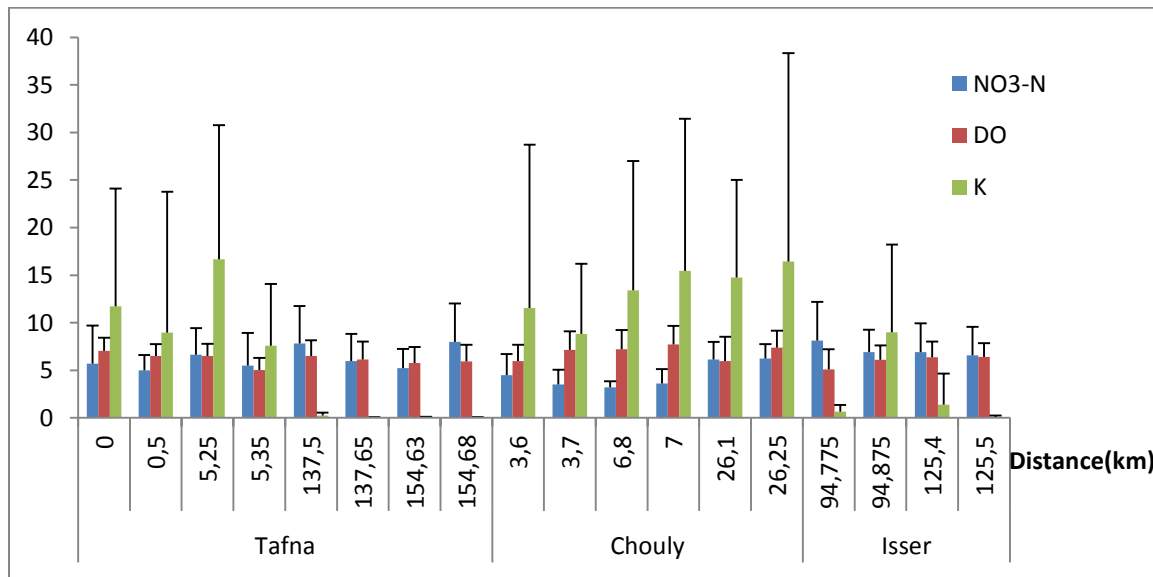
diminuent alors que les valeurs moyennes de K augmentent significativement ($p < 0,05$) à cause du temps de résidence court, alors que les concentrations moyennes de $\text{NO}^3\text{-N}$ du troisième ordre augmentent tandis que les valeurs moyennes du K diminuent et le temps de résidence est long. Ainsi, une corrélation négative entre $\text{NO}^3\text{-N}$ et K est observée avec $r^2 \approx 0,50$ et $p < 0,05$, mais les concentrations d'oxygène dissous restent relativement stables à une moyenne d'environ 6 mg / l (Fig. 22a), induisant une nitrification favorisée par le dépôt de matière organique (OM) en aval.

Dans l'ensemble, le pourcentage moyen de particules fines augmente significativement ($p < 0,001$) du deuxième ordre au septième ordre (Fig. 22c, d), tandis que la conductivité hydraulique moyenne diminue. Les deux paramètres sont fortement et inversement corrélés ($r^2 \approx 0,70$). De plus, le pourcentage des particules fines est significativement et positivement corrélé avec les concentrations de $\text{NO}^3\text{-N}$ ($r^2 \approx 0,60$, $p < 0,01$).

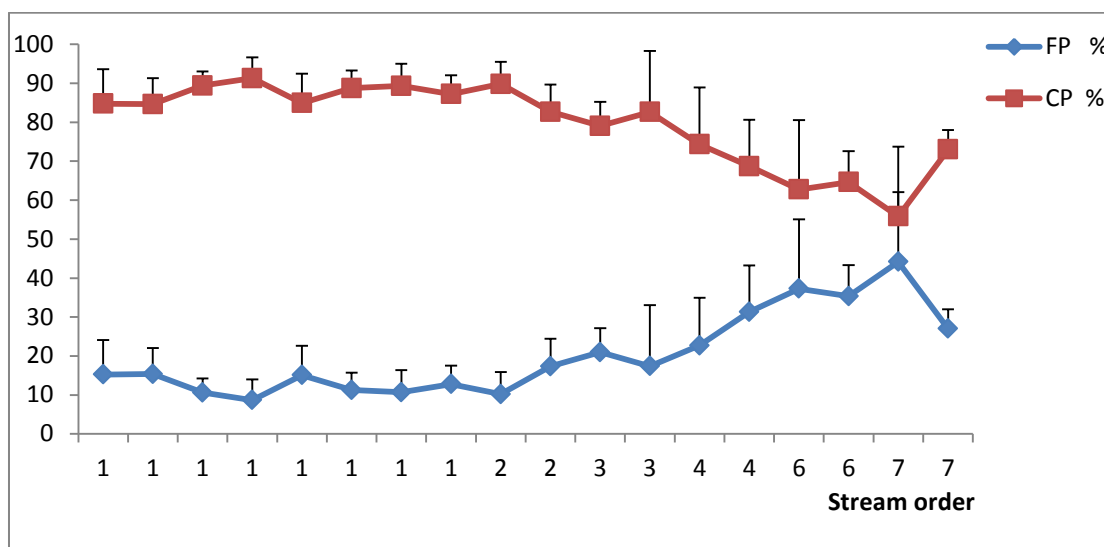
(a)



(b)



(c)



(d)

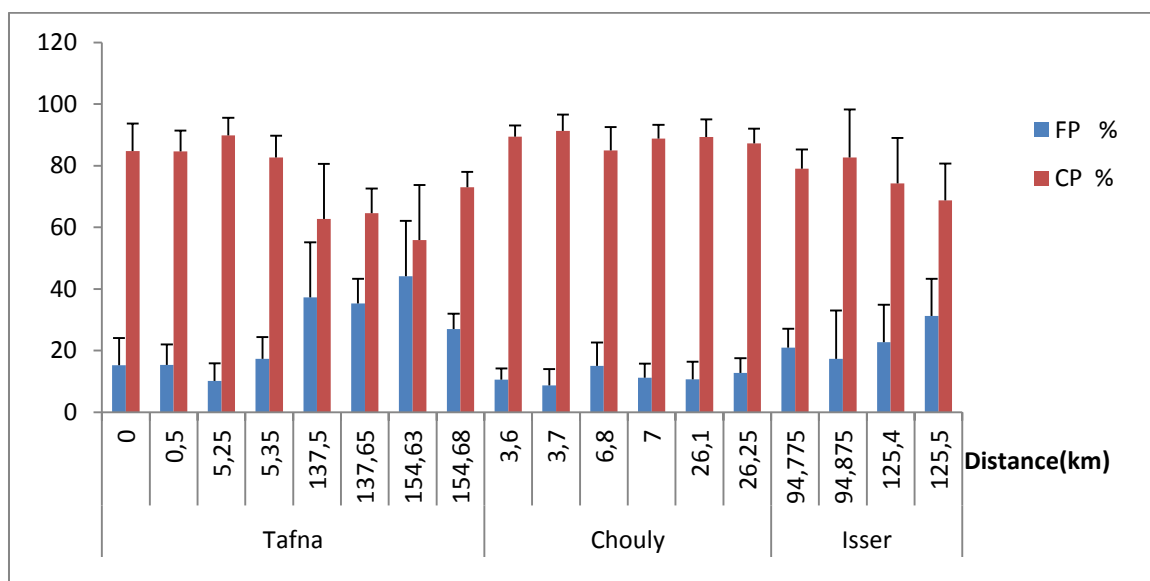


Fig. 22 Variations longitudinales des paramètres le long des oueds Tafna, Chouly et Isser en fonction de la distance à la source (km) et l'ordre des cours d'eau (1-7): (a, b) concentrations moyennes des nitrates de l'eau hyporhéique, oxygène dissous et conductivité hydraulique (K); (c, d) particules fines% (FP) et particules grossières% (CP), n = 10 pour chaque point

4.2.7 Les facteurs qui contrôlent les concentrations en nitrates

Une analyse en composantes principales a été effectuée sur une matrice de 173 échantillons (stations x dates) et 13 variables (hydrologique, biogéochimique et environnemental) afin de visualiser les corrélations entre ces différentes variables.

Cette analyse en composantes principales révèle l'importance de l'influence de l'occupation du sol sur les concentrations en nitrates du cours d'eau principal la Tafna et ses affluents Isser et Chouly. Le cercle de corrélation (Fig. 23a) montre que la première composante explique 43% de la variance totale, avec une corrélation négative avec la conductivité hydraulique (K), les particules grossières (CP) et la végétation herbacée (HV) et une corrélation positive avec la matière organique (OM), les particules fines (FP), l'urbain (Urb) et chlorure (Cl-) pesant lourdement sur cet axe. En fait, l'augmentation de la conductivité hydraulique est significativement et positivement corrélée avec la diminution du pourcentage de particules fines. Cela peut être considéré comme un gradient amont / aval de granulométrie et de perméabilité du substrat, contrastant des sites très perméables avec des sites riches en particules fines et en matière organique.

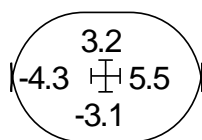
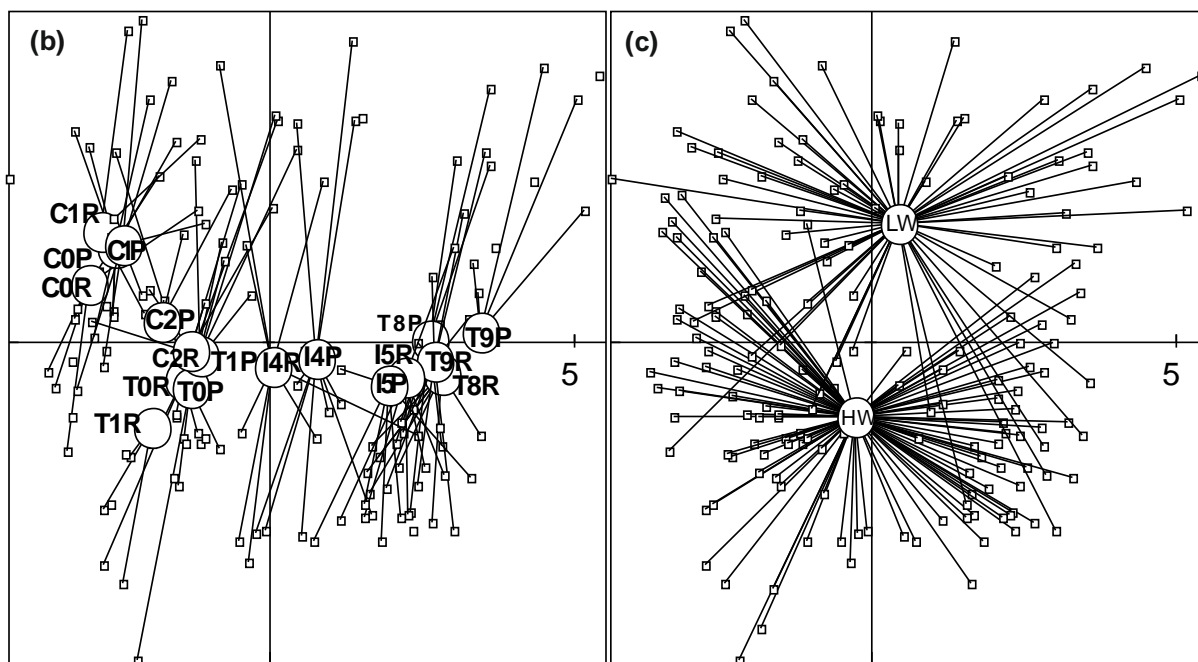
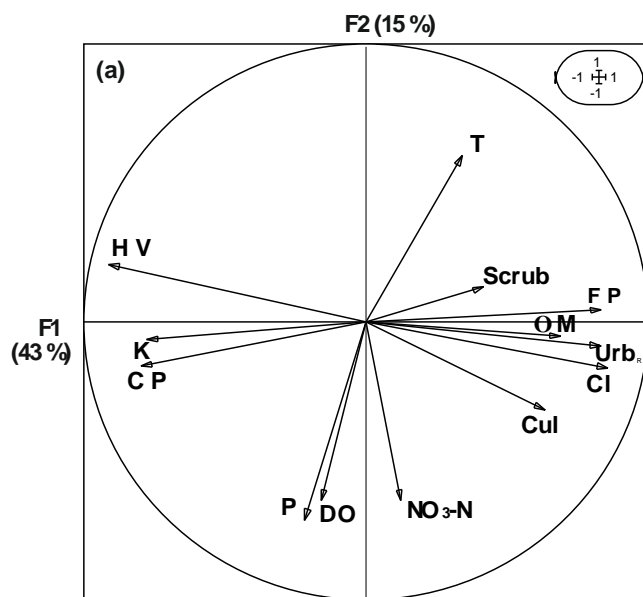
Le deuxième axe F2 contribue avec 15% de l'information, les paramètres les plus importants sont les $\text{NO}^3\text{-N}$, DO et les précipitations (P) avec une corrélation positive. La figure de la distribution spatiale (Fig. 23b) montre que les échantillons des stations aval T8, T9 et I5 sont répartis sur la droite de l'axe et sont caractérisés par des sédiments fins riches en matière organique et une faible conductivité hydraulique. Ces stations sont caractérisées par des taux élevés de $\text{NO}^3\text{-N}$ et sont situées près des terres urbaines et cultivées (Cul) avec peu de végétation herbacée. En revanche, les échantillons des sites T0, T1 et C2 sont affichés sur la gauche de l'axe avec un pourcentage élevé de particules grossières, une conductivité hydraulique élevée et une faible concentration de $\text{NO}^3\text{-N}$. Les échantillons de la station I4 sont intermédiaires, révélant ainsi un gradient longitudinal pour la majorité des paramètres hydrogéochimiques. Les sites C0 et C1 ont des concentrations relativement faibles de $\text{NO}^3\text{-N}$, leur sous bassin est dominé par une végétation herbacée.

La figure de l'évolution temporelle (Fig. 23c) relative aux périodes hydrologiques montre que la période sèche (LW) est disposée du côté positif du deuxième axe et la période des hautes eaux (HW) sur la partie négative. Cela peut s'expliquer par un dépôt de particules fines et de matière organique pendant la saison sèche dans les régions aval T8, T9 et I5 et par une augmentation des concentrations de $\text{NO}^3\text{-N}$ et d'Oxygène dissous pendant la période des

hautes eaux. Cela indique l'importance des charges de $\text{NO}^3\text{-N}$ associées au ruissellement des eaux de précipitations riches en engrais pendant la période des hautes eaux et le processus de nitrification dans des conditions oxygénées.

De plus, l'analyse discriminante *between-groups* (Fig. 23d, e) a permis de distinguer trois groupes de stations et d'identifier les variables responsables de cette distinction telles que l'occupation du sol, la perméabilité du sédiment, la teneur en matière organique et la température, ces variables sont fortement corrélées, le premier axe F1 contribue avec 68% de l'information dont les principaux paramètres sont la végétation herbacée (95%), les particules fines (89%), la conductivité hydraulique (86%), les chlorures (86%), les particules grossières (83%), l'urbanisme (81%), la matière organique (73%) et la Température (55%). L'axe F2 contribue avec 18% de l'information, avec 67% de contribution du maquis et 50% Culture et $\text{NO}^3\text{-N}$. Les trois groupes de stations sont:

- (i) les stations dont les concentrations en nitrates sont plus faibles sont plus perméables et moins riches en particules fines et en matière organique. Ce sont les stations les plus froides (C0, C1 et C2)
- (ii) les stations avec des concentrations moyennes de nitrates, riches en particules grossières avec une perméabilité élevée, sont en amont de la Tafna
- (iii) les stations les plus riches en nitrates, en particules fines et en matière organique sont chaudes et situées près des terres agricoles, en aval de la Tafna et de l'Isser, il s'agit de la station : I4, I5, T8 et T9.



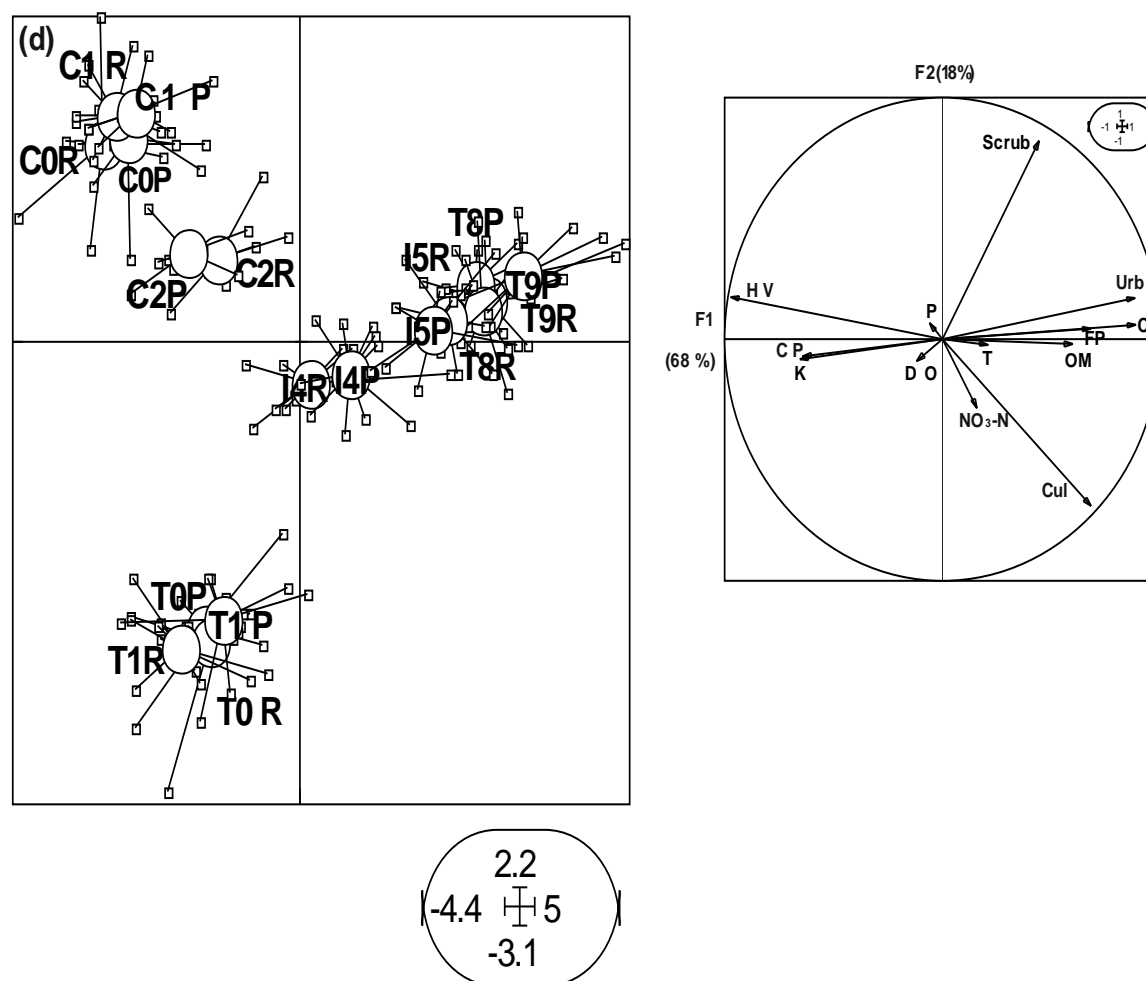


Fig. 23 : a) ACP globale du tableau normalisée par groupes de stations. Cercle de corrélation ACP (analyse globale) de treize paramètres hydrogéochimiques (T: température, voir le texte pour les abréviations et d'autres explications); b) distribution spatiale des sites dans le plan factoriel F1-F2 (P: pool, R: riffle); c) l'évolution temporelle liée aux périodes hydrologiques; d) projection sur le plan F1-F2 de l'ACP intergroupes montrant les trois groupes de stations d'échantillonnage le long d'un gradient de paramètres hydrogéochimiques; e) cercle de corrélation (ACP intergroupes)

4.3 Milieu phréatique

Les prélèvements de l'eau souterraine ont été effectués au niveau de chaque station d'étude afin d'évaluer la qualité physico-chimique de la nappe et les échanges d'eau et de nutriments avec la surface des cours d'eau du bassin versant de la Tafna.

4.3.1 Niveau de la nappe

Les fluctuations du niveau de la nappe sont sous l'étroite dépendance des périodes hydrologiques surtout dans les puits situés loin des cours d'eau. En étiage, le niveau piézométrique est minimal (entre -2 et -20m dans les puits des stations C0 et T3 respectivement) puis le niveau de la nappe remonte progressivement jusqu'en Janvier-Mars, où il atteint son maximum (entre -1m et -15m). En fait, les nappes sont alimentées naturellement pendant la période des hautes eaux par les précipitations (recharge). Puis le niveau descend pour atteindre le niveau minimum (décharge) en juillet-septembre.

4.3.2 Hydrochimie de la nappe

Les mesures physico-chimiques effectuées dans les puits des sites d'étude du bassin versant de la Tafna ont permis d'obtenir les résultats suivants (Fig. 24):

Nitrates

Les concentrations en nitrate des eaux souterraines de la zone d'étude fluctuent entre une valeur moyenne minimale de 8.7 mg/l et une valeur moyenne maximale de 15.53 mg/l. Elles sont peu variables entre l'amont et l'aval et entre les deux périodes hydrologiques. Cependant, l'analyse du graphe montre que les écarts types sont de l'ordre de 14 mg/l à l'amont et de 22 mg/l à l'aval indiquant une forte variabilité entre les puits des stations amont et entre ceux des stations aval. Ceci est lié principalement aux degrés de contamination de la nappe de chaque station par les nitrates d'origine agricole particulièrement au niveau de l'aval qui est soumis à une agriculture plus intense.

Dioxygène dissous

Les teneurs des eaux souterraines en dioxygène dissous ne présentent pas de variations spatio-temporelles considérables durant la période d'échantillonnage, elles sont situées entre une valeur moyenne minimale de 3.65 mg/l à l'amont et une valeur moyenne maximale de 4.68 mg/l à l'aval du bassin versant.

Température

De même, les températures au niveau des eaux souterraines sont évidemment peu variables entre l'amont et l'aval de la zone d'étude au cours des deux saisons. Les valeurs moyennes fluctuent sur un intervalle de 16 à 21°C.

PH

Les valeurs moyennes du pH enregistrées dans les puits des deux secteurs d'étude amont et aval oscillent autour de la neutralité (7) durant les hautes eaux et l'étiage.

Conductivité électrique

Quant à la conductivité électrique, son évolution est différente significativement entre l'amont et l'aval, les valeurs moyennes sont trois fois plus élevées à l'aval. Cependant, elles ne varient pas beaucoup dans le temps dans les deux zones.

Chlorures

Les variations des chlorures des eaux souterraines sont très significatives de l'amont vers l'aval. La valeur moyenne minimale (100 mg/l) est enregistrée à l'amont en étiage alors que la valeur moyenne maximale (907 mg/l) est celle enregistrée à l'aval pendant les hautes eaux.

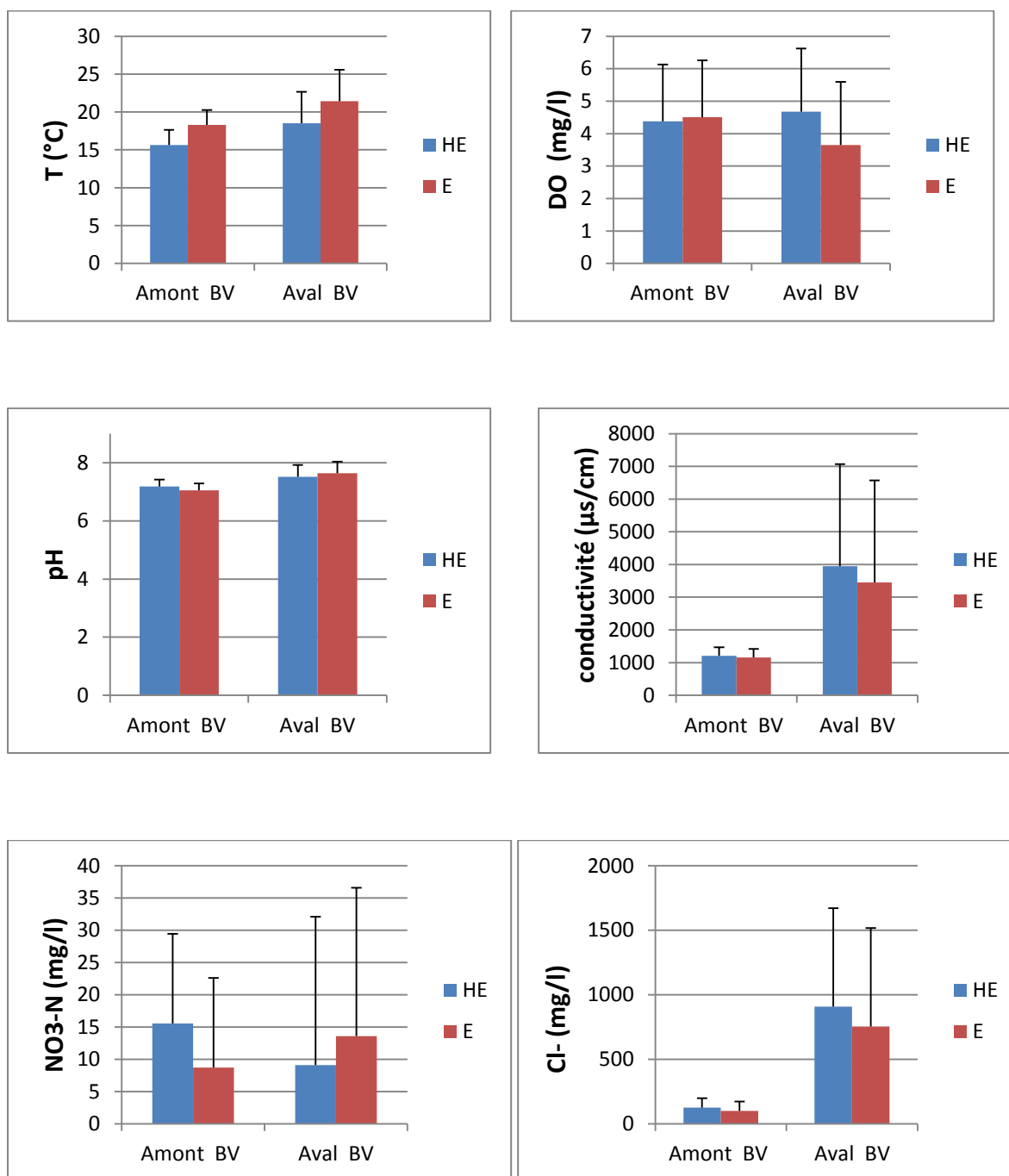


Fig. 24 : Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines (BV : Bassin Versant, HE: Hautes eaux, E : étiage)

4.3.3 Conclusion

Globalement, la composition chimique des eaux est contrôlée par la nature des matériaux géologiques avec lesquels interagissent les eaux et par le temps de contact avec ces matériaux. Aussi, les eaux souterraines acquièrent une composition chimique plus marquée tandis que les eaux superficielles ne résultent généralement que des précipitations et du ruissellement (Vernoux et al. 2010) et leur composition chimique reflète la nature des terrains traversés.

L'élévation des concentrations en nitrates des eaux souterraines du bassin versant de la Tafna est directement liée aux activités humaines en particulier à l'agriculture, qui représente la plus importante source anthropique de contamination (Foster 2000; Ferrier et al. 2004; Oyarzun et al. 2007). En effet, plusieurs recherches montrent l'existence d'une relation étroite entre l'agriculture intensive et les teneurs élevées en nitrates dans l'eau souterraine (Lasserre et al. 1999; Wang et al. 2016; Fillion 2017). En Europe et aux États-Unis, des analyses d'eau souterraine en milieu agricole ont montré que les concentrations en nitrates étaient souvent supérieures aux normes (Egboka 1984; Strebel et al. 1989).

Certains facteurs accentuent le risque de contamination et la vulnérabilité d'une nappe phréatique aux nitrates: les propriétés du sol particulièrement la forte perméabilité des dépôts de surface ainsi que les propriétés de l'aquifère (la faible profondeur de la nappe, taux de recharge, vitesse de percolation, etc.) (Lake et al. 2003; Thériault 2013). Les nappes avec de fortes recharges d'eau (remontées de la nappe), corrélées à de grandes quantités d'azote épandues sur le sol, sont les plus concentrées en nitrates. Généralement, les concentrations en nitrates diminuent avec la profondeur dans le sol. À long terme, les concentrations en nitrates restent élevées dans les aquifères peu profonds à cause des apports continus de fertilisants azotés des terrains cultivés (Almasri et Kaluarachchi 2004).

En effet, les flux et les échanges hyporhéiques sont particulièrement affectés par les changements saisonniers du débit et de la décharge et recharge des eaux souterraines en fonction de la complexité topographique et des régimes de précipitation des bassins versants (Jones et al. 2008). Plusieurs recherches ont montré que la zone hyporhéique s'agrandit après les fortes précipitations et que les voies d'écoulement hyporhéiques s'inversent ou se raccourcissent pendant les périodes de recharge de la rivière qui diminuent les gradients entre la rivière et la nappe phréatique riveraine (Vervier et al. 1992; White 1993; Soulsby et al. 2001; Bhaskar et al. 2012; Ward et al. 2012; Malzone et al. 2015).

4.4 Comparaison entre la chimie des eaux superficielles, interstitielles et souterraines à l'échelle du bassin versant de la Tafna

L'analyse comparative des données physico-chimiques récoltées sur les eaux de trois milieux superficiel, hyporhéique et souterrain de l'oued Tafna et ses deux affluents l'Isser et Chouly pendant deux périodes hydrologiques distinctes (soit un total de 430 prélèvements) a permis d'identifier les variations spatiales (verticales et longitudinales) des paramètres qui caractérisent l'hydrosystème. De plus, elle a révélé des échanges significatifs entre la surface et la zone hyporhéique, traduits par la présence des valeurs de dioxygène dissous et des chlorures qui se rapprochent de celles du milieu superficiel.

Dans le bassin versant de la Tafna, les caractéristiques chimiques de l'eau de surface (SW) diffèrent significativement de celles de l'eau souterraine GW ($p < 0,05$), mais elles sont similaires à l'eau interstitielle (Fig. 25) sauf pour les concentrations de l'oxygène dissous (DO), qui suivent un gradient vertical décroissant et sont toujours faibles dans l'eau souterraine à cause de la profondeur de la nappe. L'eau souterraine est significativement plus concentrée en NO_3^- -N et en chlorure (Cl^-) que l'eau de surface et l'eau interstitielle ($p < 0,05$). Les valeurs moyennes de NO_3^- -N de l'eau souterraine sont deux fois supérieures à celles de l'eau de surface et l'eau interstitielle (Fig. 25a).

Les valeurs moyennes du pH de l'eau souterraine sont inférieures à celles de l'eau de surface et l'eau interstitielle, ceci est dû à l'absence du processus de photosynthèse dans les eaux profondes. La conductivité électrique est significativement plus élevée dans l'eau souterraine - caractérisée par une minéralisation importante - par rapport à l'eau interstitielle et l'eau de surface ($p < 0,05$).

Les valeurs de NO_3^- -N, température (T), Cl^- et de l'oxygène dissous montrent des différences significatives entre les secteurs amonts et avals du bassin dans les eaux de surface et les eaux hyporhéiques ($p < 0,05$). Les valeurs moyennes de NO_3^- -N augmentent significativement en aval (Fig. 25a). Les concentrations en chlorures sont significativement plus élevées dans la partie aval ($p < 0,05$) dans les trois milieux (Fig. 25b). Les concentrations moyennes en oxygène dissous diminuent à l'aval (Fig. 25c). Les valeurs moyennes de la température augmentent en aval dans l'eau de surface, l'eau interstitielle et l'eau souterraine (Fig. 25d).

Les valeurs moyennes du pH augmentent en aval ($p < 0,05$) et dépassent la valeur 8 dans l'eau de surface (Fig. 25e). La conductivité électrique est significativement plus élevée dans la partie aval ($p < 0,05$) au niveau des trois compartiments (Fig. 25f).

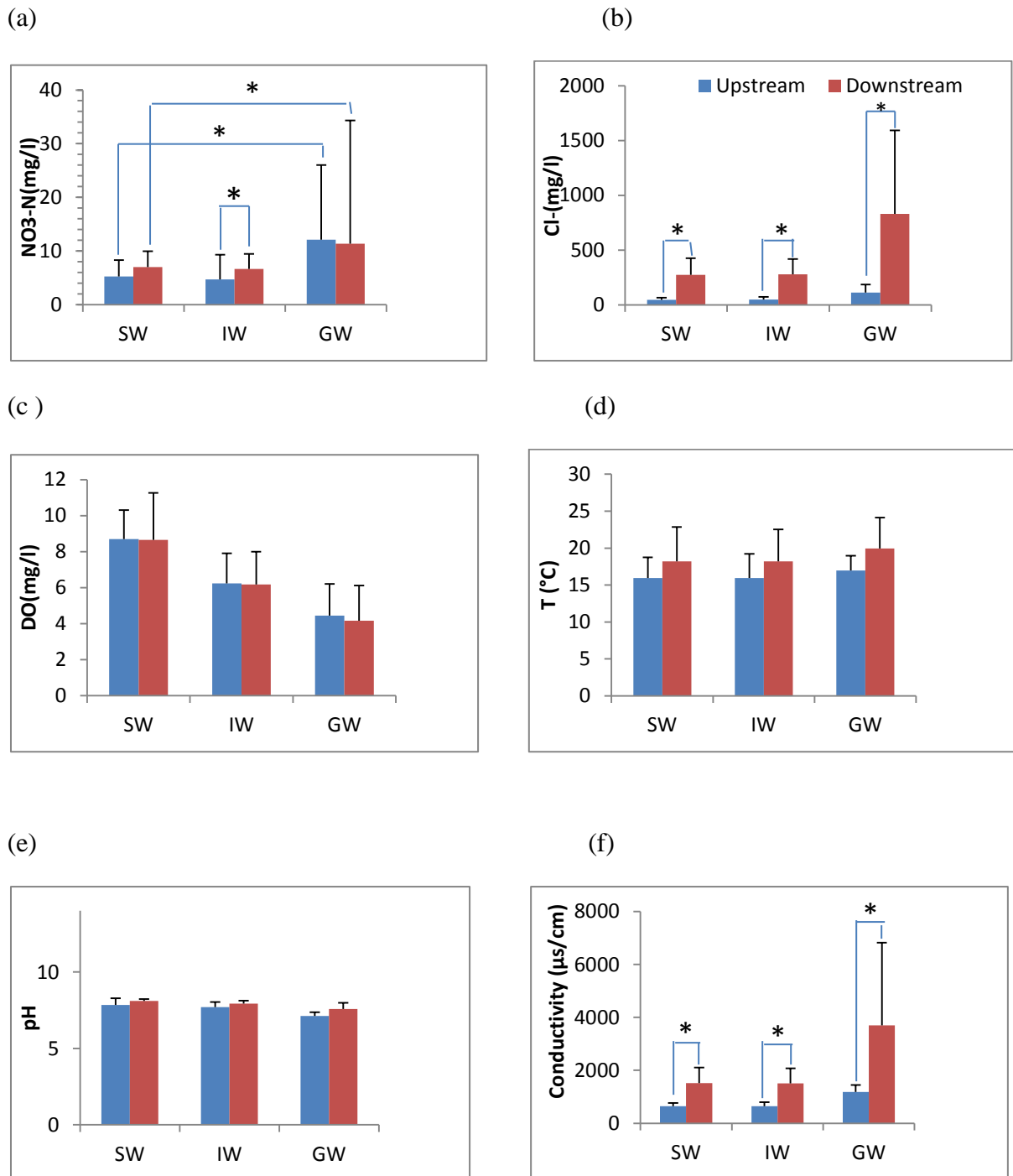


Fig. 25 : Variations spatiales des paramètres physicochimiques dans les trois compartiments (eaux de surface (SW), eaux interstitielles (IW) et eaux souterraines (GW)) du bassin versant (Tafna, Chouly et Isser)

Discussion générale

Discussion générale

Cette étude a été menée à grande échelle dans le bassin versant de la Tafna, au nord-ouest de l'Algérie, situé dans un environnement semi-aride, sur une distance de 170 km de la source à l'exutoire. On a tenté de comparer les concentrations de $\text{NO}^3\text{-N}$ dans les eaux de surface, les eaux interstitielles et les eaux souterraines en amont et en aval du bassin, ce qui a contribué à l'identification des variations spatiales (verticales et longitudinales) des concentrations de $\text{NO}^3\text{-N}$ dans le cours d'eau. Pendant la période d'échantillonnage, les concentrations les plus élevées de nitrates ont été obtenues dans les eaux souterraines comparativement aux eaux de surface et hyporhéiques. Cela peut s'expliquer par le processus de nitrification dans les eaux souterraines via la zone hyporhéique et / ou la contamination agricole par les engrais. Un résultat similaire a été obtenu par Butturini et Sabater (2002) dans un petit cours d'eau méditerranéen, Riera Major, et par Taleb et al. (2008) dans la moyenne Tafna. De plus, des valeurs de chlorure similaires et la présence de dioxygène dissous dans la ZH indiquent un échange significatif entre la surface du cours d'eau et la ZH.

De plus, le compartiment qui joue le rôle de source ou puits de nitrate dans différents types de l'écosystème oued a été identifié (Fig. 26). Ainsi, les résultats de cette étude suggèrent que la zone hyporhéique fonctionne comme puits de nitrate pendant la période des hautes eaux (Fig. 26 a, b, c) dans le cours d'eau principal la Tafna (à l'exception de la station T0) et son affluent l'Isser (I5), en s'appuyant sur la corrélation significative entre les concentrations en nitrate de l'eau de surface et celles de l'eau interstitielle ($p < 0.05$) en conjonction avec les valeurs du VHG (la direction des échanges de l'eau) (**Tableau 2**). Ceci peut être lié à l'augmentation des concentrations en nitrate de l'eau superficielle pendant la période des hautes eaux à cause du ruissellement et de l'infiltration dans la zone de subsurface, qui joue le rôle de piège de nitrate, mais au niveau du sous bassin de Chouly (C0, C2), cette fonction de la zone hyporhéique est marquée pendant la période d'étiage (Fig. 26 d, e, f) à cause du processus de nitrification accentué dans les conditions de saturation de l'eau de surface en oxygène dissous dans cette zone d'étude. Ceci est en accord avec les résultats des études obtenus par d'autres chercheurs (Triska et al. 1989; Jones and Holmes 1996; Taleb et al. 2008), indiquant que la zone hyporhéique sert de puits de nutriments à cause des décharges provenant des installations de traitement des eaux usées et dans plusieurs rivières situées dans des bassins dominés par les terrains agricoles (Foster 2000; Krause et al. 2009, 2013).

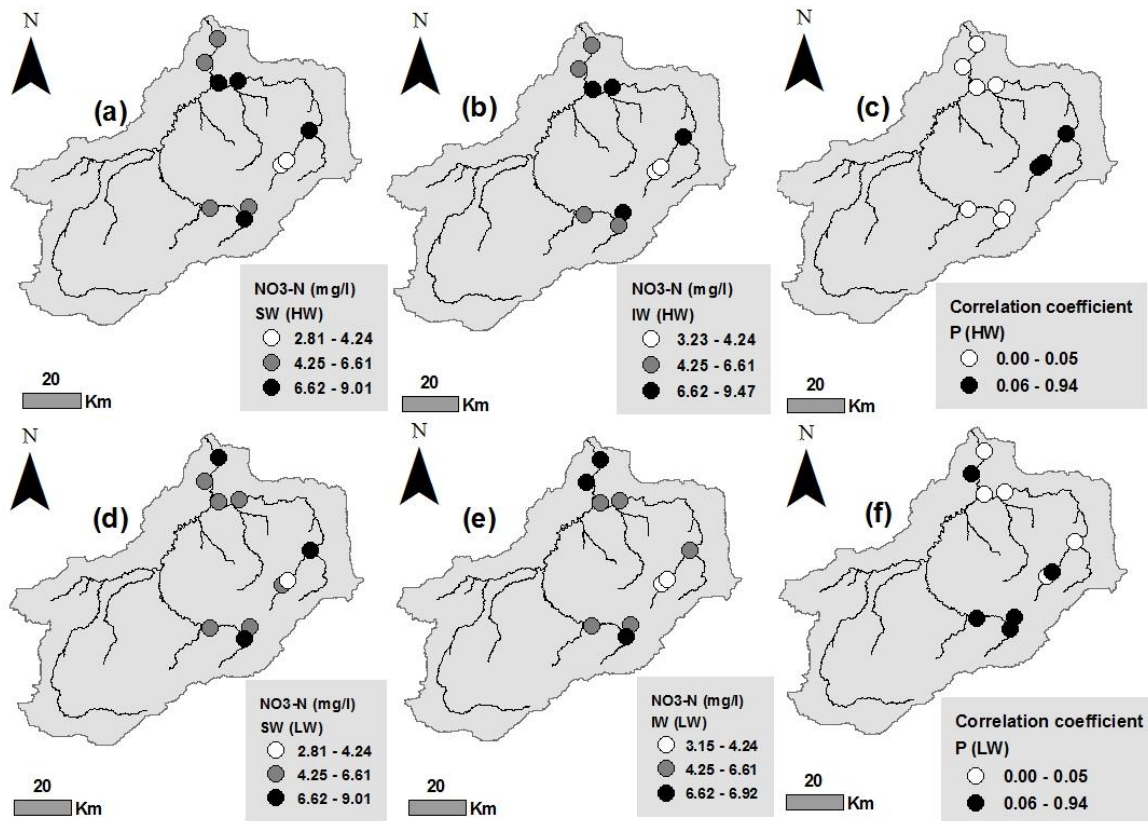


Fig. 26 : Carte du bassin versant de la Tafna montrant les différentes ZH fonctionnant comme source ou puits de nitrate (réalisée avec Arc map 10.1). La ZH fonctionne comme source de nitrate lorsque : (1) le coefficient de corrélation (P) entre les concentrations de nitrate de l'eau interstitielle (IW) et celles de l'eau superficielle (SW) est significatif ($P < 0.05$), (2) le VHG est dominé par les upwelling (Table 1), (3) les concentrations moyennes de nitrate de l'eau interstitielle sont supérieures à celles de l'eau superficielle et *vice versa*. La ZH fonctionne comme puits de nitrate lorsque : (1) le coefficient de corrélation (P) entre les concentrations de nitrate de l'eau interstitielle (IW) et celles de l'eau superficielle (SW) est significatif ($P < 0.05$), (2) le VHG est dominé par les downwelling (Table 1) et (3) les concentrations moyennes de nitrate de l'eau superficielle sont supérieures à celles de l'eau interstitielle ((HW): Hautes Eaux, (LW): Etiage)

Par contre, au niveau des stations T0 et I4, la zone hyporhéique sert de source de nitrate pour l'eau de surface, ce qui peut être lié au processus de nitrification entraînant une augmentation des valeurs de $\text{NO}_3\text{-N}$ dans la basse Tafna. De plus, dans les systèmes avec de faibles concentrations en nitrate au niveau de l'eau de surface, la nitrification est souvent le processus dominant (Dahm et al. 1998) et récemment Astiz et Sabater (2015) ont indiqué que les eaux interstitielles riches en nitrate contribuent à l'augmentation de ses concentrations dans l'eau de surface au niveau des sites d'upwelling (la ZH fonctionne comme source de nitrate) dans la section contrôlée de La Tordera River (nord-est de l'Espagne).

Malgré l'assimilation des algues, les concentrations en nitrate de l'eau de surface ont augmenté en aval. Cette observation coïncide avec d'autres études indiquant que dans les sites

d'upwelling l'eau hyporhéique riche en nutriments peut être une source importante de nutriments pour la flore des écosystèmes lotiques (Fortner et White 1988; Stanford et Ward 1988).

L'évolution longitudinale significative du $\text{NO}^3\text{-N}$ dans la zone hyporhéique du bassin versant de la Tafna était liée à l'ordre des cours d'eau et à la distance par rapport à la source ($p < 0,05$). Dans une étude de la chimie de l'eau dans le bassin versant de la Seine en France, du cours d'eau de premier ordre au cours d'eau de huitième ordre à l'embouchure, Meybeck (1998) a montré que les concentrations en nitrates sont plus élevées dans les petits cours d'eau. Ce qui est en contraste avec le bassin versant de la Tafna en raison de l'extension de l'utilisation des terres agricoles dans les cours d'eau d'ordre supérieur et de l'augmentation des sources de nitrates en aval. Cette évolution du $\text{NO}^3\text{-N}$ indique une différence significative entre la morphologie du lit, les seuils et les mouilles de l'oued Tafna, mais aucune différence significative des concentrations en nitrates n'a été observée entre celles des affluents de Chouly et de l'Isser. Cela peut s'expliquer par la longueur du cours d'eau principal (170 km), la taille du bassin versant et la différence de pente entre l'amont et l'aval.

A l'échelle de la station, les concentrations en nitrates diminuent de l'amont vers l'aval des sites d'étude (T0, T1, T8, C0) indiquant une perte d'azote à cause d'un prélèvement biologique ou du processus de dénitrification privilégié dans les sédiments fins. Ce résultat correspond aux résultats de plusieurs autres recherches (Triska et al. 1989 ; Hendricks & White 1991 ; Triska et al. 1993; Taleb et al. 2008). En effet, cette étude montre que l'eau hyporhéique de la majorité des mouilles du bassin versant de la Tafna est moins concentrée en nitrate que l'eau hyporhéique des seuils. Ceci confirme l'idée que les sédiments fins provoquent une perte de $\text{NO}^3\text{-N}$ par dénitrification (Chestrut et McDowell 2000; Taleb et al. 2008).

Au niveau de l'oued Isser et à l'aval de la Tafna, les concentrations observées de $\text{NO}^3\text{-N}$ sont plus élevées par rapport aux concentrations calculées ou prévues surtout pendant l'étiage, traduisant une production de nitrate entre l'amont et l'aval des sites d'études par le processus de nitrification favorisée par l'élévation de la température.

En fait, le gradient hydraulique vertical dans le bassin versant semi-aride de la Tafna n'était pas le même dans toutes les stations (tableau 2). Il y avait des sites d'échange élevés à proximité des zones à faibles échanges. Ce modèle est généralement utilisé pour l'environnement aride, comme l'ont montré Dent et al. (2001). Il est le résultat d'une gamme

d'influences, telles que la géomorphologie localisée, le niveau d'eau de la rivière, l'écoulement des eaux souterraines et la conductivité hydraulique (Environment Agency 2009). Selon Jones et Holmes (1996), l'écoulement interstitiel peut varier rapidement d'un site à un autre, suite à la variation du gradient hydraulique et de la conductivité hydraulique qui est due à l'hétérogénéité des porosités et de la taille des particules des sédiments du lit du cours d'eau.

Dans le bassin versant de la Tafna, l'évolution de la conductivité hydraulique était étroitement liée à la structure granulométrique. L'augmentation des particules fines dans la basse Tafna a conduit à une réduction de la perméabilité, comme l'ont montré Vervier et al. (1992), Boulton et al. (1997) et Vanek (1997). Cependant, les concentrations en nitrates au niveau de la ZH en aval étaient toujours plus élevées, compte tenu du long temps de séjour et de l'augmentation des particules fines riches en matière organique. La nitrification a été favorisée par une matière organique élevée et des températures élevées (environnement semi-aride) ; étant donné que la matière organique présente dans les sédiments fournit une source de carbone organique et d'énergie, et crée un gradient redox dans les sédiments nécessaire à certains processus (Kunz et al. 2011). Ceci contraste avec l'étude qui a eu lieu dans des régions tempérées où les sédiments fins du lit ont joué un rôle important dans le stockage temporaire ou le devenir des nutriments et des contaminants et qui ont été avantageux dans les taux d'atténuation des nitrates. Selon Smith et al. (2009), ceci est dû à la réduction subséquente des débits et à l'augmentation du temps de séjour des polluants.

Dans leur importante récente étude, Xu et al. (2017) suggèrent que la variabilité de la conductivité hydraulique du lit du cours d'eau peut être le résultat d'un processus d'érosion et de dépôt induit par le débit à cause de la morphologie du cours d'eau.

En effet, Dans les sédiments fins présentant une faible conductivité hydraulique, l'apport d'oxygène dissous et de nutriment se fait lentement, mais avec des temps de séjour de l'eau plus longs qui augmentent la possibilité des réactions chimiques. Cependant, les apports limités et les réactions bien établies dans un environnement plutôt stable peuvent épuiser certains éléments et donc arrêter les processus (Datry et al. 2008). D'autre part, on peut observer une augmentation des pertes le long de la rivière avec l'augmentation du temps de résidence de l'eau dans les sédiments. Pour les sédiments grossiers présentant une bonne conductivité hydraulique, le temps de séjour de l'eau est donc réduit ce qui limite la possibilité de réactions.

L'augmentation des valeurs de la conductivité électrique en aval (Jonnalagadda et Mhere 2001) pourrait être le résultat de l'augmentation des processus de minéralisation, favorisée par la communauté hyporhéique (Jones et al. 1995) ou la remontée des eaux souterraines (Campolo et al. 2002).

En outre, l'analyse en composante principale de cette étude a montré que les facteurs les plus importants contrôlant la dynamique des nitrates à l'échelle du bassin versant semi-aride la Tafna étaient l'occupation du sol, la conductivité hydraulique, la taille des particules et le taux de matière organique déposée. L'analyse intergroupes (between analysis) a mis en évidence la différence entre les groupes de stations étudiés et a permis l'identification des variables responsables de cette différence, telles que l'occupation du sol, la conductivité hydraulique, la teneur en matière organique et la température. Ces variables étaient fortement corrélées, avec des contributions variant entre 60% (T) et 95% (utilisation des terres).

Ce résultat concorde avec les résultats de plusieurs autres recherches, soulignant l'importance d'une bonne gestion des terres cultivées pour réduire les apports d'azote et les risques d'eutrophisation des eaux de surface (Jacobs et al. 2017 ; Zettam 2018).

Cette étude a également démontré à grande échelle (170 km) que le milieu interstitiel riche en nitrates contribue à augmenter les concentrations de nitrate en surface dans les sites d'upwelling et peut être une source importante de nitrates pour les eaux de surface en aval, particulièrement pendant les périodes de basses eaux. Ce résultat a été obtenu par Malard et al. (2002) à l'échelle régionale (40 km) et par Taleb et al. (2008) à l'échelle locale (300 m) et régionale (50 km).

Ces résultats sont basés sur des données obtenues à partir d'une profondeur de 30 cm dans la ZH de l'oued Tafna. Il convient donc de mener une étude plus détaillée de la zone interstitielle (ZH à 60 et 100 cm, incluant NO_3^- , NH_4^+ et phosphore) afin d'acquérir une meilleure compréhension de la distribution biogéochimique spatiale de l'écosystème Oued et pour la gestion durable des ressources en eau.

Conclusion générale

Conclusion générale

La zone hyporhéique joue un rôle crucial dans le fonctionnement biogéochimique et écologique des écosystèmes d'eaux douces, puisque les échanges hyporhéiques sont susceptibles de contribuer au transfert des nutriments et des polluants entre les eaux superficielles et les eaux interstitielles et favoriser la transformation et la rétention des nutriments et matières organiques (Kasahara et Hill 2006).

Bien que la dynamique des échanges d'eau et de nutriments à l'interface nappe-rivière et le rôle de la zone hyporhéique dans les écosystèmes aquatiques soient connus depuis plusieurs années (chapitre 1) et se développent de manière diverse suivant les échelles spatiales d'étude, le fonctionnement de la zone hyporhéique à *large échelle* reste peu étudié.

L'objectif principal de cette thèse est de caractériser la dynamique et la variabilité spatio-temporelle des nitrates dans les eaux superficielles, hyporhéiques et souterraines afin de mettre en évidence la contribution de la zone hyporhéique dans le fonctionnement biogéochimique des cours d'eau mais aussi de déterminer les points chauds au niveau du bassin versant de la Tafna dans un climat semi aride qui caractérise la région d'étude.

L'originalité de ce travail de thèse consiste en la prise en compte des différents compartiments de l'écosystème oued particulièrement la zone hyporhéique dans l'étude de la dynamique des nitrates à grande échelle (de l'amont vers l'aval) dans un climat semi-aride qui caractérise le bassin versant de la Tafna. Ces résultats sont en effet absents des travaux réalisés jusqu'à présent.

Dans un premier temps, des données physico-chimiques récoltées sur les eaux superficielles du bassin versant de la Tafna ont été analysées afin de déterminer les variations de la qualité physico-chimique de l'eau et particulièrement des nitrates de l'amont et celle de l'aval pendant les hautes eaux et l'étiage ainsi que les facteurs biogéochimiques en cause (chapitre 4.1). L'augmentation des concentrations en nitrates des eaux de surface surtout de la basse Tafna pendant la période des précipitations est due probablement à l'influence des pratiques agricoles d'une part et à la pollution ponctuelle dans certains sites d'autre part.

En second lieu, les résultats ont montré que l'évolution longitudinale des nitrates dans la zone hyporhéique du bassin versant de la Tafna a été reliée à l'ordre des cours d'eau, la distance par rapport à la source et à la géomorphologie du cours d'eau, traduite par une différence significative entre les seuils et les mouilles du cours d'eau principal la Tafna

(chapitre 4.2). Les résultats ont montré également que les concentrations de nitrates au niveau des eaux interstitielles avales étaient toujours plus élevées, à cause de la nitrification favorisée par un long temps de séjour dans un substrat dominé par les particules fines riches en matière organique d'une part et par l'élévation de la température d'un milieu semi-aride d'autre part. De ce fait, la zone hyporhéique riche en nitrates est considérée comme une source importante pour les eaux superficielles avales, elle contribue à l'augmentation des concentrations de nitrate dans les sites d'upwelling particulièrement pendant la période de basses eaux.

Les résultats de l'ACP ont mis en avant les facteurs majeurs contrôlant la dynamique des nitrates à l'échelle du bassin versant semi-aride la Tafna. Il s'agit :

De l'occupation du sol, principalement les terres cultivées ;

De la conductivité hydraulique,

De la taille des particules des sédiments et,

Du taux de matière organique déposée

De plus, l'évolution spatio-temporelle des nitrates dans la nappe (chapitre 4.3) a révélé la contamination des eaux souterraines du bassin versant de la Tafna par l'azote et l'existence d'une relation étroite entre l'agriculture intensive et les teneurs élevées en nitrates dans l'eau.

La comparaison entre la chimie des eaux des trois compartiments des cours d'eau du bassin versant de la Tafna (chapitre 4.4) a montré que les caractéristiques chimiques de l'eau de surface se rapprochent de celles de l'eau hyporhéique mais diffèrent significativement de celles de l'eau souterraine.

Ces résultats ont été discutés et comparés avec de nombreuses études dans le monde qui ont déjà mis en avant le contrôle de la dynamique des nitrates à travers les paramètres reliés à l'hydro-géomorphologie ou à la biochimie des cours d'eau (Stanford et Ward 1988 ; Meybeck 1998 ; Taleb 2004 ; Jacobs et al. 2017 ; Zettam 2018).

Enfin, Bien que les résultats de cette thèse ne permettent pas d'expliquer à son terme la totalité des phénomènes et des processus de transformations des nitrates, ils répondent aux objectifs de cette étude et permettent de recommander le contrôle de la fertilisation excessive des terres agricoles par l'azote et de fournir également des données pour des mesures de réadaptation, de conservation et pour une meilleure gestion des ressources en eau.

Perspectives de recherche

Plusieurs perspectives de recherches se planifient:

- 1) Estimation des flux hyporhéiques dans le bassin versant de la Tafna à partir des mesures *in situ* de la perméabilité, de la porosité des sédiments et du VHG.
- 2) Mise en évidence de la relation entre les flux hyporhéiques et les flux superficielles de l'azote (la contribution de la ZH au transfert de nitrate vers la Méditerranée).
- 3) Dans de futurs travaux, il sera primordial d'identifier le rôle de la communauté hyporhéique (processus biologiques et microbiologiques) puisqu'elle constitue un élément clé dans la dynamique des nitrates.

L'étude de ces facteurs devrait améliorer et approfondir la compréhension de la dynamique des nitrates dans la ZH du bassin versant de la Tafna et par conséquent avancer les recherches de cette discipline dans un environnement semi-aride.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Admiraal W, Botermans YJH (1989) Comparison of nitrification rates in three branches of the lower river Rhine. *Biogeochemistry* 8: 135–151
- Alexander RB, Smith RA, Schwarz GE (2000) Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403: 758-761
- Almasri MN et Kaluarachchi JJ (2004) Assessment and management of long-term nitrate pollution of ground water in agriculture-dominated watersheds. *Journal of Hydrology* 295 (1–4) :225–245 DOI 10.1016/j.jhydrol.2004.03.013
- Andreae N (1970) Nouveaux procédés de mesure en hydrologie. Edn Dunod Paris
- Astiz S, Sabater F (2015) Anthropic effects on the meiofauna and physicochemical characteristics of the hyporheic zone in a mediterranean stream. *European Journal of Environmental Sciences* 5(2): 161-173
- Baker MA, Dahm CN, Valett HM (1999) Acetate retention and metabolism in the hyporheic zone of a mountain stream. *Limnol Oceanogr* 44(6) : 1530 – 1539
- Baker MA, Vervier P (2004) Hydrological variability, organic matter supply and denitrification in the Garonne River ecosystem. *Freshwat. Biol* 49 : 181–19
- Ballantine D, Walling D (2006) Phosphorus storage in fine channel bed sediments. *Water, Air, and Soil Pollution* 6 :371–380
- Bardini L, Boano F, Cardenas MB, Revelli R, Ridolfi L (2012) Nutrient cycling in bedform induced hyporheic zones. *Geochim Cosmochim Acta* 84: 47 – 61. doi:10.1016/j.gca.2012.01.025
- Belaidi N, Taleb A, Gagneur J (2004) Composition and dynamics of hyporheic and surface fauna in a semi-arid stream in relation to the management of a polluted reservoir. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 40: 237-250
- Belaidi N, Taleb A, Mahi A and Messana G (2011) Composition and distribution of stygobionts in the Tafna alluvial aquifer (north-western Algeria). *Subterranean Biology* 8: 21-32 <http://dx.doi.org/10.3897/subtbiol.8.1227>
- Belan J (1979) Influence des pratiques culturales sur le lessivage de l'azote par un modèle pratique. INRA, Station Agronomique du Département de l'Aisne, Laon. 89 p
- Bellot C (2014) Evolution du fonctionnement sédimentologique et biogéochimique d'un bief de rivière suite à l'effacement d'ouvrages hydrauliques. Thèse. Doc. Univ. Pierre et Marie Curie : 453p

- Benabdelkader A, Taleb A, Probst JL, Belaidi N, Probst A (2018) Anthropogenic contribution and influencing factors on metal features in fluvial sediments from a semi-arid Mediterranean river basin (Tafna River, Algeria): A multi-indices approach. *Science of the Total Environment* 626 (2018) 899-914 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.107>
- Bencala KE (1984) Interactions of solutes and streambed sediment. A dynamic analysis of coupled hydrologic and chemical processes that determine solute transport. *Water Resources research* 20: 1804-1814
- Bencala KE, Kennedy VC, Zellweger GW, Jackman AP, Avanzino RJ (1984) Interactions of solutes and streambed sediment. An experimental analysis of cation and anion transport in a mountain stream. *Water Resource Research* 20: 1797–1803
- Bendaoud A, Haddou K, Taleb A, Belaidi N (2020) Assessment of subsurface riverbed clogging by fine sediments in a semi-arid watershed of north-western Algeria. *African Journal of Aquatic Science*.
- Benest M (1990) Importance du contrôle tectonique de la sédimentation au Tithonique inférieur dans l'avant - pays oranais (Algérie); exemple des monts de Tlemcen et de Saïda. *Soc. Géol. Nord, Villeneuve d'Ascq, CVIII*, 155 – 163
- Bhaskar A S, Harvey J W and Henry E J (2012) Resolving hyporheic and groundwater components of streambed water flux using heat as a tracer. *Water Resour. Res* 48 W08524 doi:10.1029/2011WR011784
- Birgand F, Skaggs RW, Chescheir GM, Gilliam JW (2007) Nitrogen removal in streams of agricultural catchments – a literature review. *Crit Rev Environ Sci Technol* 37 : 381–487
- Boano F, Demaria A, Revelli R, Ridolfi L (2010) Biogeochemical zonation due to intrameander hyporheic flow. *Water Resour Res* 46. W02511. doi:10.1029/2008WR007583
- Böhlke JK, Antweiler RC, Harvey JW, Laursen AE, Smith LK, Smith RL, Voytek MA (2009) Multi-scale measurements and modeling of denitrification in streams with varying flow and nitrate concentration in the upper Mississippi River basin. *Biogeochemistry* 93 : 117 – 141. doi:10.1007/s10533-008-9282-8
- Boithias L, Srinivasan R, Sauvage S, Macary F, Sánchez-Pérez J M (2014) Daily Nitrate Losses: Implication on Long-Term River Quality in an Intensive Agricultural Catchment of Southwestern France. *Journal of Environmental Quality* 43: 46–54
- Bontoux J (1993) Introduction à l'étude des eaux douces, eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson. CEBEDOC (ed). 169p
- Bou C (1974) Les méthodes de récolte dans les eaux souterraines interstitielles. *Ann Speleol* 29 : 611-619

- Bou C, Rouch R (1967) Un nouveau champ de recherche sur la faune aquatique souterraine. C.R. Acad. Sc. Paris 265 : 369-370
- Bouanani A (2004) Hydrologie, transport solide et modélisation, étude de quelques sous bassins de la Tafna (NW-Algérie). Thèse. Doc. Univ. Tlemcen : 249p
- Boudjadja A, Messahel M et Pauc H (2003) Ressources hydriques en Algérie du nord. revue des sciences de l'eau 16 (3) : 285 – 304
- Boulton AJ, Scarsbrook MR, Quin JM, Burrell GP (1997) Land-use effects on the hyporheic ecology of five small streams near Hamilton, New Zealand. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 31: 609–622
- Boulton AJ, Findlay S, Marmonier P, Stanley EH, Valett HM (1998) the Functional Significance of the Hyporheic Zone in Streams and Rivers. Annual Review of Ecology and Systematics 29 :59–81
- Bretschko G, Leichtfried M (1987) The determination of organic matter in river sediments. Arch Hydrobiol Suppl 68 : 403–417
- Bretschko G, Leichtfried M (1988) Distribution of organic matter and fauna in a second order alpine gravel stream (RITRODAT-Lunz). Verh Int Verein Limnol 23: 1333–1339
- Brunke M, Gonser T (1997) The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. Freshwater Biology 37 :1–33
- Bukaveckas P (2010) Hydrology: river In Likens G (editor) River Ecosystem Ecology, encyclopedia of inland waters. Academic Press, elsevier (ed) pp 32–43
- Burgin AJ, Hamilton SK (2008) NO₃ Driven SO₄ Production in Freshwater Ecosystems : Implications for N and S Cycling. Ecosystems 11 :908–922
- Butturini A, Sabater F (2002) Nitrogen concentrations in a small Mediterranean stream: 1. Nitrate 2. Ammonium. Hydrology and Earth System Sciences 6(3) : 539–550
- Campolo M, Andreussi P, Soldati A (2002) Water quality control in the river Arno. Wat Res 36: 2673-2680
- Canfield DE, Glazer AN, Falkowski PG (2010) The evolution and future of earth's nitrogen cycle. Science 330:192–196
- Caraco NF, Cole J J (1999) Human impact on nitrate export: An analysis using major world rivers. Ambio 28:167-170
- Casagrande A (1934) La méthode de l'hydromètre pour déterminer la distribution des grains des sols et autres matériaux. Julius Springer, Berlin

- Caschetto M, Barbieri M, Galassi DMP et al (2014) Human alteration of groundwater–surface water interactions (Sagittario River, Central Italy): implication for flow regime, contaminant fate and invertebrate response. *Environ Earth Sci* 71: 1791. doi.org/10.1007/s12665-013-2584-8
- Chen S, Wu W, Hu K, Li W (2010) The effects of land use change and irrigation water resource on nitrate contamination in shallow groundwater at county scale. *Ecological Complexity* 7: 131–138
- Chessel D, Doledec S (1993) A.D.E. version 3.6: Hypercard Stacks & Programs Library for the Analysis of Environmental data. URA CNRS 1451, Univ Lyon 1, User's manual 750p
- Chestrut TJ, McDowell WH (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
- Chocat B (1997) Assainissement autonome des eaux usées. *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. Lavoisier Technique & Documentation. Paris. 53-67
- Claret C, Marmonier P, Bravard, J P (1998) Seasonal dynamics of nutrient and biofilm in interstitial habitats of two contrasting riffles in a regulated large river. *Aqu. Sci* 60 (1) : 33-55
- Corriveau J (2009) Étude des concentrations toxiques de nitrite dans les cours d'eau d'un bassin versant agricole. Thèse de doctorat en Sciences de l'eau. Université du Québec INRS-ETE. 137p
- Curie F, Ducharme A (2008) Denitrification in a hyporheic riparian zone controlled by river regulation in the Seine river basin (France). *Hydrological Processes* 23 :655–664
- Dahm CN, Grimm NB, Marmonier P, Valett HM, Vervier P (1998) Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. *Freshwat. Biol* 40: 427-451
- Dahm C, Valett H, Baxter C, Woessner W (2006) Hyporheic zones In Hauer F, Lamberti G, editors. Elsevier ed, *Methods in stream ecology*, chapter 6, p. 877
- Datry T, Marmonier P, Lafont M (2008) La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau. *Ingeniries* 54 : 3–18
- Davies BE (1974) Loss on Ignition as an Estimate of Soil Organic Matter. *Soil Science Society of America* 38 : 150-151. doi:10.2136/sssaj1974.03615995003800010046x
- De Klein JJM, Koelmans A A (2011) Quantifying seasonal export and retention of nutrients in West European lowland rivers at catchment scale. *Hydrol. Process* 25 : 2102– 2111
- Demolon A (1966) *Principes d'agronomie*. Tome 1 : dynamique du sol. Dunod (ed) 580p
- Dent CL, Grimm NB, Fisher SG (2001) Multiscale effects of surface-subsurface exchange on stream water nutrient concentrations. *J N Am Benthol Soc* 20(2):162-181

- Di Lorenzo T, Brilli M, Del Tosto D et al (2012) Nitrate source and fate at the catchment scale of the Vibrata River and aquifer (central Italy): an analysis by integrating component approaches and nitrogen isotopes. *Environ Earth Sci* 67: 2383. doi.org/10.1007/s12665-012-1685-0
- Duff JH, Triska FJ (1990) Denitrification in sediments from the hyporheic zone adjacent to a small forested stream. *Can. J. Fish. Aqu. Sc* 47: 1140-1147
- Durand JH (1954) Les sols sodiques en Afrique du Nord, *Ann. Ins. Nat. Agr (El Harrach)*, VI (1): 185-196
- Egboka BCE (1984) Nitrate contamination of shallow groundwaters in Ontario, Canada. *The Science of the Total Environment* (35): 53-70
- Elwood JW, Newbold JD, O'Neill RV, Van Winkle W (1983) Resource spiraling: An operational paradigm for analyzing lotic ecosystems. In: Fontaine III TD, Bartell SM (ed) *Dynamics of lotic ecosystems*, Ann Arbor Sci, pp 3-27
- Environment Agency (2009) *The Hyporheic Handbook : A handbook on the groundwater–surface water interface and hyporheic zone for environment managers*. Science report SC050070
- Europe Environement Agency (EEA) (2000) *Groundwater Quality and Quantity in Europe Dans Environmental Assesement Report No.3*. En ligne. 123 p. <http://www.eea.europa.eu/publications/groundwater07012000>.
- FAO (2008) *L'eau pour l'agriculture et l'énergie en Afrique: les défis du changement climatique*. Rome: Rapport FAO
- Féray C (2003) Dynamique des communautés nitrifiantes en sédiment : un modèle pour l'étude des perturbations en milieu aquatique In *Qualité et gestion des sédiments d'eau douce*, Cemagref (éd) chapitre (3) p. 332
- Ferrier B, D'Arcy B, MacDonald J, Aitken M, (2004) Diffuse Pollution – What is the nature of the problem?. Dans *The Water Frameword Directive; Integrating Approaches to Diffuse Pollution*. En ligne. p50 <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.110.2953&rep=rep1&type=pdf>.
- Filion É (2017) La problématique des nitrates dans l'eau souterraine en milieu agricole : du sol a l'aquifère. Cas de l'aire d'alimentation de l'eau souterraine de la municipalité de Sainte-Luce, Québec, Canada. *Mémoire de maitrise*. Univ Québec. p 162
- Findlay S, Sobczak WV (1996) Variability in removal of dissolved organic carbon in hyporheic sediments. *J N Am Benthol Soc* 15: 35–41
- Findlay S, Strayer D, Goumbala C, Gould K (1993) Metabolism of streamwater dissolved organic carbon in the shallow hyporheic zone. *Limnol Oceanogr* 38: 1493–1499

Fisher S, Sponseller R (2010) Stream and rivers as ecosystems In Likens G, editor, *River Ecosystem Ecology*, encyclopedia of inland waters, Elsevier Academic Press. 81–88

Floret Miguet E (1995) Quelles stratégies pour limiter les transferts de pollution des rejets urbains par temps de pluie? Actes des sixièmes journées du Diplôme d'Etudes Approfondies, Paris, 11 et 12 mai 1995. Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées 103-113

Ford TE, Naiman RJ (1989) Groundwater-surface water relationships in boreal forest watersheds: dissolved organic carbon and inorganic nutrient dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 41–49

Fortner SL, White DS (1988) Interstitial water patterns: a factor influencing the distribution of some lotic aquatic vascular macrophytes. *Aquatic Botany* 31: 1-12

Foster SSD (2000) Assessing and controlling the impacts of agricultural on groundwater-from barley barons to beef bans. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology* (33) : 263-280

Gentil J (1903) Etude géologique du bassin de la Tafna. Thèse de Doctorat, Sc, Fac, Sc. Paris. 192

Ghenim A, Seddini A, Terfous A (2007) production et exportation des sediments en suspension lors des évènements de crue. Cas du bassin versant de l'oued mouilah. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680 (6) : 35-44

Giles J (2005) Nitrogen study fertilizes fears of pollution. *Nature* 433:791-791

Gomez-Velez JD, Wilson JL, Cardenas MB (2012) Residence time distributions in sinuosity-driven hyporheic zones and their biogeochemical effects. *Water Resour Res* 48. W09533. doi: 10.1029/2012WR012180

Gomez-Velez JD, Harvey JW, Cardenas MB, Kiel B (2015) Denitrification in the Mississippi River network controlled by flow through river bedforms. *Nature Geoscience* 8(12): 941-945. doi: 10.1038/ngeo2567

Gooseff MN (2010) Defining hyporheic zones – advancing our conceptual and operational definitions of where stream water and groundwater meet. *Geography Compass* 4 : 945–955

Grimm NB, Fisher SG, Minckley WL (1981) Nitrogen and phosphorus dynamics in hot desert streams of southwestern U.S.A. *Hydrobiologia* 83: 303–312

Grimm NB, Fisher SG (1984) Exchange between surface and interstitial water : implications for stream metabolism and nutrient cycling. *Hydrobiol* 111 : 219-228

Grimm NB, Fisher SG (1986) Nitrogen limitation in a Sonoran desert stream. *J. N. Am. Benthol. Soc* 5: 2-15

Grimm NB (1987) Nitrogen Dynamics During Succession in a Desert Stream. *Ecology* 68: 1157–1170

Guardia P (1975) Géodynamique de la Marge Alpine du Continent Africain. D'après l'Etude de l'Oranie Nord Occidentale. Relations Structurales et Paléogéographiques Entre le Tell Extrême et L'avant Pays Atlassique+ Carte au 1/100 000. Thèse 3^{ème} cycle, Université de Nice, Nice, France, p 285 (In French)

Guerin M (2006) Etude de l'impact des facteurs physiques, géomorphologiques et paysagers sur l'embryogenese de la truite (*Salmo trutta*) et les échanges eaux de surface - eaux souterraines. Université de Rennes 1. Agrocampus de Rennes. 24p

Harvey BN, Johnson ML, Kiernan JD, Green PG (2011) Net dissolved inorganic nitrogen production in hyporheic mesocosms with contrasting sediment size distributions. *Hydrobiologia* 658: 343–352

Heathwaite AL (1993) Nitrogen cycling in surface waters and lakes. In Burt T, Heathwaite AL, Trudgill ST (ed) *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. Chichester: John Wiley & Sons pp 99-140

Hendricks SP, White DS (1991) Physicochemical patterns within hyporheic zone of northern Michigan River, with comments on surface water patterns. *Can. J. Fish. Aquat Sci* 48: 1647-1654

Hendricks SP (1993) Microbial ecology of the hyporheic zone: a perspective integrating hydrology and biology. *J N Am Benthol Soc* 12 : 70–78

Hester E, Gooseff M (2010) Moving beyond the banks : hyporheic restoration is fundamental to restoring ecological services and functions of streams. *Environmental Science & Technology* 44 :1521–1525

Hill AR (1979) Denitrification in the nitrogen budget of a river ecosystem. *Nature* 281: 291-292

Hill AR (1997) The potential role of in-stream and hyporheic environments as buffer zones. In : Haycock N et al. (ed) *Buffer Zones: Their Processes and Potential in water Protection*, Quest Environ, Harpenden, U. K, pp 115 – 127

Hill AR, Labadia CF, Sanmugadas K (1998) Hyporheic zone hydrology and nitrogen dynamics in relation to the streambed topography of a N-rich stream. *Biogeochemistry* 42 : 285–310

Hinkle SR, Duff JH, Triska FJ, Laenen A, Gates EB, Bencala KE, Wentz DA, Silva SR (2001) Linking hyporheic flow and nitrogen cycling near the Willametter River– a large river in Oregon, USA. *J Hydrol* 244: 157–180

Howarth R et Gene EL (2009) Nitrogen. Encyclopedia of Inland Waters. Academic Press, Oxford. p 57-64

Institut de la santé publique du Québec (2003) « Nitrates / Nitrites » Dans Institut de la santé publique du Québec. En ligne <https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/nitrates>.

Jacobs SR, Breuer L, Butterbach-Bahl K, Pelster DE, Rufino MC (2017) Land use affects total dissolved nitrogen and nitrate concentrations in tropical montane streams in Kenya. Science of the Total Environment 603-604: 519-532

Jain CK (2002) A hydro-chemical study of a mountainous watershed: the Ganga India. Water. Res. 36: 1262-1274

Jarvie H, Jürgens M, Williams R (2005) Role of river bed sediments as sources and sinks of phosphorus across two major eutrophic UK river basins : the Hampshire Avon and Herefordshire Wye. Journal of Hydrology 304 :51–74

Jones JB, Fisher SG, Grimm NB (1995) Vertical hydrological exchange and ecosystem metabolism in a Sonoran desert stream. Ecology 76: 942-952

Jones JB, Holmes RM (1996) Surface-subsurface interactions in stream ecosystems. Trends Ecol Evol 11 : 239–242

Jones JB, Mulholland PJ (2000) Streams and GroundWaters. (ed) Academic, San Diego, Calif

Jones KL, Poole GC, Woessner WW, Vitale MV, Boer BR, O'Daniel SJ, Thomas SA and Geffen BA (2008) Geomorphology, hydrology, and aquatic vegetation drive seasonal hyporheic flow patterns across a gravel-dominated floodplain, Hydrological Processes 20 (22) : 2105–2113

Jonnalagadda SB, Mhere G (2001) Water quality of the Odzi river in the eastern highlands of Zimbabwe. Wat Res 35: 2371-2376

Kalinski ME (2011) Soil Mechanics : Lab Manual (2nd ed). John Wiley & Sons, INC

Kasahara T, Hill AR (2006) Effects of riffle-step restoration on hyporheic zone chemistry in N-rich lowland streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 63 : 120-133

Krause S, Heathwaite L, Binley A, Keenan P (2009) Nitrate concentration changes at the groundwater-surface water interface of a small Cumbrian river. Hydrol Process 23(15): 2195–2211

Krause S, Hannah DM, Fleckenstein JH, Heppell CM, Kaeser D, Pickup R, Pinay G, Robertson AL, Wood PJ (2011) Inter-disciplinary perspectives on processes in the hyporheic zone. Ecohydrology 4: 481–499. doi:10.1002/eco.176

- Krause S, Tecklenburg C, Munz M and Naden E (2013) Streambed nitrogen cycling beyond the hyporheic zone: Flow controls on horizontal patterns and depth distribution of nitrate and dissolved oxygen in the upwelling groundwater of a lowland river. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 118(1) : 54–67
- Kunz M, Anselmetti F, Wüest A (2011) Sediment accumulation and carbon, nitrogen, and phosphorus deposition in the large tropical reservoir Lake Kariba (Zambia/Zimbabwe). *Journal of Geophysical Research* 116 :13 p
- Lake IR, Lovett AA, Hiscock KM et Betson M (2003) Evaluating factors influencing groundwater vulnerability to nitrate pollution: developing the potential of GIS. *Journal of Environmental Management* 68 (3) : 315–328 DOI 10.1016/S0301-4797(03)00095-1
- Lapworth D, Gooddy D, Jarvie H (2011) Understanding phosphorus mobility and bioavailability in the hyporheic zone of a chalk stream. *Water, Air, and Soil Pollution* 218 :213–226
- Lasserre F, Razck M, Banton O (1999) A GIS-linked model for the assessment of nitrate contamination in groundwater. *Journal of Hydrology* (224) 81- 90
- Laursen AE, Seitzinger SP (2004) Diurnal patterns of denitrification, oxygen consumption and nitrous oxide production in rivers measured at the whole-reach scale. *Freshwater Biology* 49 :1448–1458
- Lautz LK, Fanelli RM (2008) Seasonal biogeochemical hotspots in the streambed around restoration structures. *Biogeochemistry* 91 : 85–104. doi : 10.1007/s10533-008-9235-2
- Lee DR, Cherry JA (1978) A field exercise on groundwater flow using seepage meters and mini-piezometers. *Journal of Geological Education* 27: 6-10
- Lefebvre S, Marmonier P, Pinay G (2003) Stream regulation and nitrogen dynamics in sediment interstices : comparison of natural and straightened sectors of a third-order stream. *River Res. Applic* 19 : 1-13
- Lefebvre S, Marmonier P, Pinay G (2004) Stream regulation and Nitrogen dynamics in sediment interstices: comparison of natural and straightened sectors of a third-order stream. *River Res Appl* 20 : 499–512
- Lefebvre S, Marmonier P, Pinay G, Bour O, Aquilina L, Baudry J (2005) Nutrient dynamics in interstitial habitats of low-order rural streams with different bedrock geology. *Arch Hydrobiol* 164 : 169–191
- Lesouef A, Sibony J et Rogalla F (1990) Elimination de l'azote et du phosphore : état de l'art et perspectives d'avenir. La mer et les rejets urbains, Ile de Bendor, 13-15 juin 1990. IFREMER. 53-72

- Lewandowski J, Nützmann G (2010) Nutrient retention and release in a floodplain's aquifer and in the hyporheic zone of a lowland river. *Ecol. Eng* 36 : 1156–1166. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.01.005
- Li XD, Liu CQ, Liu XL, Yu J, Liu XY (2014) Sources and Processes Affecting Nitrate in a Dam-Controlled Subtropical River, Southwest China. *Aquat Geochem* 20(5): 483-500. doi : 10.1007/s10498-014-9231-1
- Mahi A, Taleb A, Belaidi N, Messana G (2017) *Typhlocirolana longimera* sp. n. (Crustacea, Isopoda, Cirolanidae) from north-western Algerian ground waters with notes on Algerian *Typhlocirolana*. *Subterranean Biology* 22: 27–41. <https://doi.org/10.3897/subtbiol.22.11824>
- Malard F, Ward JV, Robinson CT (2000) An expanded perspective of the hyporheic zone. *Limnologie* 27: 431-437
- Malard F, Tockner K, Dole-Olivier MJ, Ward V (2002) A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwat Biol* 47: 621-640
- Malzone JM, Anseeuw SK, Lowry CS and Allen-King R (2015) Temporal Hyporheic Zone Response to Water Table Fluctuations, Groundwater.
- Maranda Y et Sasseville JL (1999) Efficacité de l'assainissement des eaux usées sur le bassin de la rivière Chaudière. *Revue des Sciences de l'Eau* 12 (3) 485-507
- Marmonier P, Archambaud G, Belaidi N, Bougon N, Breil P, Chauvet E, Claret C, Cornut J, Datry T, Dole-Olivier MJ, Dumont B, Flipo N, Foulquier A, Ge´rino M, Guilpart A, Julien F, Maazouzi C, Martin D, Mermillod-Blondin F, Montuelle B, Namour Ph, Navel S, Ombredane D, Pelte T, Piscart C, Pusch M, Stroffek S, Robertson A, Sanchez-Perez JM, Sauvage S, Taleb A, Wantzen M and Vervier P (2012) The role of organisms in hyporheic processes: gaps in current knowledge, needs for future research and applications. *Ann Limnol - Int J Lim* 48 : 253–266
- Mayewski PA, Lyons WB, Spencer MJ, Twickler M, Buck CF, Whitlow S (1990) An ice-core record of atmospheric response to anthropogenic sulphate and nitrate. *Nature* 378 : 355–359
- McClain ME, Boyer EW, Dent CL, Gergel SE, Grimm NB, Groffman PM, Hart SC, Harvey JW, Johnston CA, Mayorga E, McDowell WH, Pinay G (2003) Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems* 6(4) : 301-312. doi: 10.1007/s10021-003-161-9
- Meddi H et al. (2007) Quantification des précipitations: application au Nord-Ouest de l'Algérie-la méthode Pluvia. *Géographie Technica* 1 : 45–62
- Meddi M, Hubert P (2003) Impact de la modification du régime pluviométrique sur les ressources en eau du nord- ouest de l'Algérie. *Hydrology of Mediterranean and semi-arid regions* 278 : 229-235

- Messina MG, Schoenholtz SH, Wangz MW, DK Gunter, Londo AJ (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
- Meybeck M (1998) Man and river interface: Multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated in the seine river watersheds. *Hydrobiologia* 374: 1–20
- Mitchel JP, Shenman C, Singer MJ, Peters DW, Miller RO, Pichard T, Grattan SR, Rhoades JD, May DM, Munk DS (2000) Impacts of gypsum and winter cover crops on soil physical properties and crop productivity when irrigated with saline water. *Agric. Water Manage* 45: 55–71
- Mitsch W, Gosselink J (2007) *Wetlands*. Wiley (fourth edition) 582 p
- Mouhri A, Saleh F, Flipo N (2012) Etat de l’art sur les méthodes de caractérisation et de quantification des échanges nappe-rivière, rapport PIREN-Seine, 30p
- Mulholland PJ, Helton AM, Poole GC, Hall RO, Hamilton SK, Peterson BJ, Tank JL, Ashkenas LR, Cooper LW, Dahm CN, Dodds WK, Findlay SE, Gregory SV, Grimm NB, Johnson SL, McDowell WH, Meyer JL, Valett HM, Webster JR, Arango CP, Beaulieu JJ, Bernot MJ, Burgin AJ, Crenshaw CL, Johnson LT, Niederlehner BR, O'Brien JM, Potter JD, Sheibley RW, Sobota DJ, Thomas SM (2008) Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature* 452 : 202 – 206. doi:10.1038/nature06686
- Mulholland PJ, Marzolf ER, Webster JR, Hart DR, Hendricks SP (1997) Evidence of hyporheic retention of phosphorus in Walker Branch. *Limnol Oceanogr* 42 : 443–451
- National Agency of Hydrologic Resources (ANRH) (2012) Daily Data Flow in the Outlet of Tafna Catchment from 2000 to 2011; ANRH: Alger, Algeria
- Neumann M, Dudgeon D (2002) The impact of agricultural runoff on stream benthos in Hong Kong, China. *Wat. Res* 36: 3103-3109
- Nizzoli D, Carraro E, Nigro V, Viaroli P (2010) Effect of organic enrichment and thermal regime on denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in hypolimnetic sediments of two lowland lakes. *Water Research* 44 :2715–2724
- Oeurng C, Sauvage S, Sánchez-Pérez JM (2010) Temporal variability of nitrate transport through hydrological response during flood events within a large agricultural catchment in south–west France. *Sci. Total Environ* 409 : 140–149
- OTV (1994) *Dépolluer les eaux pluviales: contribution à l'élaboration d'une stratégie*. Lavoisier TEC & DOC. 349 p
- Oyarzun R, Arumi J, Salgado L, Marino M (2007) Sensitivity analysis and field testing of the RISK-N model in the Central Valley of Chile. *Agricultural Water Management* (87) : 251-260

- Payraudeau S (2002) Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens. Sciences de la Terre. ENGREF (AgroParisTech) 436p
- Perison D, Phelps J, Pavel C & Kellison R (1997) The effects of timber harvest in a South Carolina blackwater bottomland. Forest. Ecol. Manage 90: 171-185
- Pinay G, Ruffinoni C, Wondzell S, Gazelle F (1998) Change in Groundwater Nitrate Concentration in a Large River Floodplain: Denitrification, Uptake, or Mixing? J. North Am. Benthol. Soc 17 : 179–189. doi:10.2307/1467961
- Probst JL (1985) Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne Basin (France). J. Hydrology 76 : 281–305
- Revsbech NP, Jacobsen JP, Nielsen LP (2005) Nitrogen transformations in micro-environments of river beds and riparian zones. Ecological Engineering 24 :447–455
- Rodier J (2009) L'Analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer (9th edn). Dunod, Paris p1526
- 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. p74
- Rutherford JE, Hynes HBN (1987) Dissolved organic carbon in streams and groundwater. Hydrobiologia 154: 33–48
- Sánchez-Pérez JM, Vervier P, Garabétian F, Sauvage S, Loubet M, Rols JL (2003) Nitrogen dynamics in the shallow groundwater of a riparian wetland zone of the Garonne, SW France: nitrate inputs, bacterial densities, organic matter supply and denitrification measurements. Hydrol Earth Syst Sci (7) 1: 97-107
- Sawyer AH, Bayani Cardenas M, Buttle J (2011) Hyporheic exchange due to channel-spanning logs. Water Resources Research 47 :12
- Schlesinger WH (1997) Biogeochemistry: an analysis of global change. Academic Press
- Schumm SA (1988) Variability of the fluvial system in space and time. SCOPE: 35. In: Rosswall T, Woodmansee RG, Risser PG (ed) Scales and Global Change: Spatial and Temporal Variability in Biospheric and Geospheric Processes, John Wiley & Sons, pp 225-250. Chichester. <http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope35/chapter12.html>
- Sebillotte M et Meynard J M (1990) Systèmes de culture, système d'élevage et pollutions azotées. Nitrates-Agriculture-Eau, Paris-La Défense, 7-8 novembre 1990. INRA Publication : 289 – 312
- Sgouridis F, Heppell CM, Wharton G, Lansdown K, Trimmer M (2011) Denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in a temperate reconnected floodplain. Water Research 45 : 4909–4922

- Smith JWN, Surridge BWJ, Haxton TH, Lerner DN (2009) Pollutant attenuation at the groundwater-surface water interface: a classification scheme and statistical analysis using national-scale nitrate data. *Journal of Hydrology* 369: 392-402
- Song K, Lee SH, Mitsch WJ, Kang H (2010) Different responses of denitrification rates and denitrifying bacterial communities to hydrologic pulsing in created wetlands. *Soil Biology and Biochemistry* 42 :1731–1727
- Sophocleous M (2002) Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeol J.* 10 : 52–67. doi:10.1007/s10040-001-0170-8
- Soulsby C, Malcolm I A, Youngson AF (2001) Hydrochemistry of the hyporheic zone in salmon spawning gravels: A preliminary assessment in a degraded agricultural stream. *Reg. Rivers Res. Manage* 17(6) : 651–665. doi:10.1002/rrr.625
- Stanford JA, Ward JV (1988) The hyporheic habitat of river ecosystem. *Nature* 335: 64- 66
- Stelzer RS, Bartsch LA, Richardson WB, Strauss EA (2011) The dark side of the hyporheic zone: Depth profiles of nitrogen and its processing in stream sediments. *Freshwat Biol* 56 : 2021–2033. doi: 10.1111/j.1365-2427.2011.02632.x
- Storey R G, Williams D D, Fulthorpe R R (2004) Nitrogen processing in the hyporheic zone of a pastoral stream. *Biogeochem* 69 (3) : 285-313
- Strahler AN (1957) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos* 38: 912–920
- Strebel O, Duynisveld WHM, Bottcher J (1989) Nitrate pollution of groundwater in Western Europe ». *Agricultural Ecosystem and Environment* (26): 189-214
- Swank WT, Caskey WH (1982) Nitrate depletion in a second-order mountain stream. *J. Env. Qual.* 11 (4) 581-584
- Tabatabai MA (1983) Atmospheric deposition of nutrients and pesticides. In Shaller FW and Bailey GW. (Ed.) *Agricultural management and water quality*, Iowa State University Press, Ames, Iowa : 92-108
- Taleb A (2004) Etude du fonctionnement de l'écosystème oued. Rôle du milieu hyporhéique dans l'évolution de la qualité des eaux en aval du barrage de Hammam Boughrara sur la Tafna. Thèse. Doc. Univ. Tlemcen : 104 p
- Taleb A, Belaidi N, Gagneur J (2004) Water Quality before and after dam building on a heavily polluted river in semi-arid Algeria. *River Res Appl* 20 : 943–956
- Taleb A, Belaidi N, Sanchez-Perez JM, Vervier P, Sauvage S, Gagneur J (2008) The role of the hyporheic zone in the nitrogen dynamics within a semi-arid gravel bed stream located downstream of a heavily polluted reservoir (Tafna wadi, Algeria). *River Res Appl* 24 : 183–196

Teissier S, Torre M (2003) Contribution des sédiments aux flux azotés en cours d'eau, activités de nitrification et de dénitrification : approches méthodologiques In *Qualité et gestion des sédiments d'eau douce*, Cemagref (éd) chapitre (2) p 332

Thériault R (2013) Identification des sources de nitrate et des facteurs contrôlant sa distribution dans les sols agricoles et les eaux souterraines des bassins versants Ewing et Walbridge (Montérégie Est). Mémoire de maîtrise, INRS - ETE, Québec, p 153

Thomas SA, Valett HM, Mulholland PJ, Fellows CS, Webster JR, Dahm CN, Peterson CG (2001) Nitrogen Retention in Headwater Streams: The Influence of Groundwater-Surface Water Exchange. In: *Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceedings of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy*. The Scientific World 1(S2) 623–631 ISSN 1532-2246. doi : 10.1100/tsw.2001.272

Triska FJ, Kennedy VC, Avanzino RJ, Zellweger GW, Bencala KE (1989) Retention and transport of nutrients in a third-order stream in northwestern California: hyporheic processes. *Ecology* 70: 1893–1905

Triska FJ, Duff JH and Avanzino RJ (1993) Patterns of hydrological exchange and nutrient transformation in the hyporheic zone of a gravel-bottom stream: examining terrestrial-aquatic linkages. *Freshwater Biology* 29 : 259–274

Valett HM, Morrice JA, Dahm CN, Campana ME (1996) Parent lithology, surface–groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams. *Limnol. Oceanogr* 41 : 333–345

Vanek V (1997) Heterogeneity of groundwater/ surface water ecotones. In: Gibert J, Mathieu J, Fournier F (ed) *Groundwater/ Surface Water Ecotones: Biological and Hydrological Interactions and Management Options*, Cambridge University Press, Cambridge, pp151–161

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37 : 130-137

Vernoux JF, Lions J, Petelet-Giraud E, Seguin JJ, Stollsteiner P, Lalot E (2010) contribution à la caractérisation des relations entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes terrestres associés en lien avec la DCE, rapport BRGM/RP-57044-FR, p207

Vervier P, Bonvallet-Garey S, Sauvage S, Maurice V, Sanchez-Perez JM (2009) Influence of the hyporheic zone on the phosphorus dynamics of a large gravel bed river, Garonne river, France. *Hydrol Process* 23 : 1801–1812

Vervier P, Gibert J, Marmonier P, Dole-Olivier MJ (1992) Perspective on permeability of surface freshwater-groundwater ecotone. *J N Am Benthol Soc* 11: 93- 102

- Wang L, Stuart ME, Lewis MA, Ward RS, Skirvin D, Nadien PS, Collins AL, Ascott MJ (2016) The changing trend in nitrate concentrations in major aquifers due to historical nitrate loading from agricultural land across England and Wales from 1925 to 2150. *Science of the Total Environment* 542 (A) 694-705
- Ward AS, Fitzgerald M, Gooseff MN, Voltz TJ, Binley AM and Singha K (2012) Hydrologic and geomorphic controls on hyporheic exchange during base flow recession in a headwater mountain stream. *Water Resour. Res* (48) W04513. doi:10.1029/2011WR011461
- Ward AS (2016) The evolution and state of interdisciplinary hyporheic research. *WIREs Water* 3: 83-103. doi: 10.1002/wat2.1120
- Wernick BG, Cook KE et Schreier H (1998) Land use and streamwater nitrate-n dynamics in an urban-rural fringe watershed. *Journal of the American Water Resources Association* 34: (3): 639-650
- Whelan MJ, Kirkby MJ, Burt TP (1995) Predicting nitrate concentration in small catchment streams. In: Trudgill ST (ed) *Solute modelling in Catchment systems*, Wiley, New York, pp 165-192
- White D S (1993) Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. *Journal of the North American Benthological Society* 12:61–69
- Wyer M (1988) Nitrification in ontario stream sediments. *Water Research* 22 : 287–292
- Xu S, Song J, Jiang W, Zhang G, Wen M, Zhang J, Xue Y (2017) Variability of Darcian Flux in the Hyporheic Zone at a Natural Channel Bend. *Water* 9, 170 : 1-15. doi: 10.3390/w9030170
- Zarnetske JP, Haggerty R, Wondzell SM, Baker MA (2011) Dynamics of nitrate production and removal as a function of residence time in the hyporheic zone. *J Geophys Res* 116 G01025. doi: 10.1029/2010JG001356
- Zettam A, Belaidi N, Taleb A (2013) Méthode d'échantillonnage de la faune interstitielle: Impact des faibles volumes d'eau pompés sur la richesse des invertébrés hyporhéiques à l'amont de l'Oued Tafna (Nord-Ouest algérien). USTHB-FBS-4th International Congress of the Populations & Animal Communities "Dynamics & Biodiversity of the terrestrial & aquatic Ecosystems""CIPCA4"TAGHIT (Bechar) – ALGERIAZettam A, Taleb A, Sauvage S, Boithias L, Belaidi N, Sánchez-Pérez JM (2017) Modelling Hydrology and Sediment Transport in a Semi-Arid and Anthropized Catchment Using the SWAT Model: The Case of the Tafna River (Northwest Algeria). *Water* 9, 216 : 1-18. doi: 10.3390/w9030216
- Zettam A (2018) Transfert des nitrates du bassin versant de la Tafna (Nord-Ouest de l'Algérie) vers la Mer Méditerranée. Approche couplant mesures, modélisation et changement d'échelle vers les grands bassins versants Nord Africains. Thèse. Doc. Univ. Tlemcen. : 220p

Valorisation des travaux de thèse

Article Publié dans une revue du WOS à Impact Factor 1,87 : *Environnemental Earth Sciences*

Karima HADDOU, Amina BENDAOUD, Nouria BELAIDI & Amina TALEB (2018). A Large-Scale Study of Hyporheic Nitrate Dynamics in a Semi-Arid Catchment, the Tafna River, in Northwest Algeria. *Environ Earth Sci* 77(520):11p

BENDAOUD A, **HADDOU K**, TALEB A, BELAIDI N (2020) Assessment of subsurface riverbed clogging by fine sediments in a semi-arid watershed of north-western Algeria. *African Journal of Aquatic Science*

Communications à des congrès internationaux (* poster, ** communication orale)

HADDOU K, TALEB A, BELAIDI N (2015) Etude de la dynamique des nitrates dans la zone hyporhéique du bassin versant de la Tafna (nord ouest algérien). International Conference on Hydrology of African Large River Basin Hammamat, Tunisie **

HADDOU K, TALEB A, BELAIDI N (2016) «Etude des échanges hydrochimiques dans la zone hyporheique du bassin versant de la Tafna». International Conference on Hydrology of African Large River Basin 27 November - 03 December, Dakar, SENEGAL *

Publication



A large-scale study of hyporheic nitrate dynamics in a semi-arid catchment, the Tafna River, in Northwest Algeria

Karima Haddou¹ · Amina Bendaoud¹ · Nouria Belaidi¹ · Amina Taleb¹

Received: 19 March 2018 / Accepted: 23 June 2018
© Springer-Verlag GmbH Germany, part of Springer Nature 2018

Abstract

Very few studies have evaluated the role of the hyporheic zone (HZ) in aquatic ecosystem functioning or the factors driving hyporheic exchange flows on a large scale, especially in a semi-arid environment such as the Tafna watershed in Algeria. To understand this role through time and space, hydrogeochemical parameters, particularly nitrate concentrations ($\text{NO}_3\text{-N}$), were measured monthly between February 2013 and April 2014 in surface water (SW), interstitial water (IW) and groundwater (GW) along a 170-km stretch from the river's source to the outlet into the main stream of the Tafna River and its Isser and Chouly tributaries. The significant longitudinal evolution of $\text{NO}_3\text{-N}$ in the HZ was related to stream order and distance from the source. Moreover, the study indicated a significant difference between nitrate concentrations in the riffles (R) and pools (P) of the Tafna wadi. Principal component analysis (PCA) revealed the considerable impact of agriculture on nitrate concentrations. This study indicated on a large scale that nitrate-rich HZ contributed to increasing surface nitrate concentrations in upwelling sites and could be an important nitrate source for downstream SW, particularly during low-water (LW) periods when the Tafna can run dry on the surface. Thus, these results underline the importance of hyporheic zones functioning to the water quality of the watershed (process of enrichment and retention of nitrogen).

Keywords Catchment · Hyporheic · GW–SW interactions · Nitrate · Exchange · Tafna

Introduction

Rivers, streams and even wadis are large-scale transport systems of water and materials coming from the catchment, in which the biogeochemical processes of retention and transformation of biogenic elements differ between upstream and downstream in lotic ecosystems (Vannote et al. 1980; Elwood et al. 1983; Grimm 1987; Thomas et al. 2001).

These processes occur at the interface between rivers and aquifers in the hyporheic zone.

The hyporheic zone is defined as the section of the fluvial sediments in which surface water and groundwater are mixed (Goosseff 2010; Stelzer et al. 2011). Triska et al. (1989) define the hyporheic zone as subsurface water flowing in riverbed sediments and containing over 10% but less than 98% of channel water.

As a result of these transport processes, the hyporheic zone plays a crucial role in the physicochemical and biological dynamics of the water, as well as in ecosystem functioning at local, reach and watershed scales (Mulholland et al. 2008; Böhlke et al. 2009; Gomes et al. 2012). The hyporheic zone constitutes a “hot spot” (McClain et al. 2003) owing to its considerable ecological and structural heterogeneity and its impact on nutrient dynamics (Lautz and Fanelli 2008; Boano et al. 2010; Zarnetske et al. 2011; Bardini et al. 2012).

There have been numerous research projects on hyporheic processes. The role of this transitional zone has been studied in relation to organic matter processing (Bretschko and Leichtfried 1987, 1988), the carbon cycle (Findlay et al. 1993; Findlay and Sobczak 1996), phosphorus dynamics

✉ Karima Haddou
karima.haddou@student.univ.tlemcen.dz;
haddou-karima@hotmail.fr

Amina Bendaoud
aminabendaoud10@yahoo.fr

Nouria Belaidi
belaidi_nr@yahoo.fr

Amina Taleb
taleb_14@hotmail.com

¹ Laboratoire d'Écologie et Gestion des Écosystèmes Naturels (LECGEN), Faculty of SNV, STU, University of Tlemcen, BP 119, 13000 Tlemcen, Algeria

(Mulholland et al. 1997; Vervier et al. 2009) and nitrogen recycling (Jones and Holmes 1996; Hinkle et al. 2001; Lefebvre et al. 2004, 2005; Birgand et al. 2007; Caschetto et al. 2014). Nitrate is the most abundant and available form of nitrogen within river systems (Schlesinger 1997) and concentrations of it have increased in many regions (Mayewski et al. 1990; Whelan et al. 1995; Alexander et al. 2000; Gomes et al. 2015) due to the increase in population, urbanization and industrial and agricultural development (Canfield et al. 2010; Di Lorenzo et al. 2012; Li et al. 2014).

A study by Hendricks (1993) evaluated the interactions between hydrology and biology (microbial ecology) in the hyporheic zone on a small scale (microhabitat or reach scale), while the study by Harvey et al. (2011) examined the sediment characteristics in hyporheic mesocosms, but there are limited data on the functioning of the hyporheic zone on larger scales (Marmonier et al. 2012). In fact, an analysis of scales of HZ in field studies indicates that second- and third-order streams are the most investigated, with a longitudinal scale of 10–1000 + m, a lateral scale of 1–10 m and a vertical scale of 0–1 m (Ward 2016).

In the Tafna watershed (Mediterranean region), the hyporheic zone has not been greatly explored compared to surface water, owing to difficulties with sampling (Belaidi et al. 2004). However, it is necessary to consider phreatic and hyporheic zones, which are partly dependent on stream water, to understand the functioning of a complex hydrosystem like the Tafna (Taleb et al. 2008). In the study by Taleb et al. (2008), the authors evaluated the quality of surface water, groundwater and interstitial water, and offered important insight into the functioning of the wadi ecosystem after a reservoir had been constructed, and demonstrated the importance of the HZ in the modification of dissolved inorganic nitrogen composition in heavily polluted streams. However, that study was only conducted on the middle course of the Tafna River. A study at watershed scale including both upstream and downstream parts is necessary to understand the role of HZ in different types of streams (order, upstream and downstream) and at watershed scale.

The present study is one of the first to reveal the contribution of the hyporheic zone in the ecosystem functioning of wadis in North Africa in different types of streams along a 170-km stretch (from the source to the outlet) in a semi-arid region. The objectives of the study were to:

1. Quantify the extent of nitrate concentration changes on a large scale depending on the permeability of river sediments and correlated with granulometry
2. Study how nitrogen and oxygen concentration changes correlate with the wadi's geomorphology
3. Identify the factors influencing the hyporheic nitrate concentrations on a large scale (hydrological, biogeochemical, environmental) by PCA.

Environmental setting

The study was conducted in the Tafna watershed in the far northwest of Algeria (Fig. 1). The Tafna is one of the most important sublittoral Neogene basins (1° 00' and 1° 45'W, 32° 40' and 35° 20'N) and covers an area of 7245 km². It extends across the entire wilaya of Tlemcen (77%) and continues over the border into Morocco. Its main stream is the Tafna, which originates in the Tlemcen Mountains at around 1100 m above sea level. After a 170-km course, the river reaches the Mediterranean Sea near the town of Beni-Saf (Fig. 1a). Geologically, the upstream basin of the Tafna, represented by the Tlemcen Mountains, is comprised of Upper Jurassic formations, the main facies of which is carbonated (dolomites and limestones) and the tertiary basin downstream covered by recent alluvium (Guardia 1975).

The water regime exhibits a semi-arid Mediterranean climate characterized by winter precipitation, with maximums from December to February, and a long, hot period of drought (strong evaporation), practically without rain, from June to October, particularly in the downstream basin. The seasonal variations in average water temperature are between 11 °C in winter and 28 °C in summer (Taleb et al. 2008). Annual rainfall is between 240 and 688 mm·yr⁻¹ (Zettam et al. 2017). River flow fluctuates within the year and inter-annually, ranging from 0 to 200 m³·s⁻¹ according to the National Agency of Hydrologic Resources (ANRH 2012). The hydrographical network of the Tafna watershed consists mainly of the Isser wadi (on the right bank of the river), which has the Chouly and Sikkak tributaries.

The plant landscape of the Tafna basin has been extensively degraded and cleared in the mountains by fires, extensive farming and endemic overgrazing, with agriculture covering most of the area (Fig. 1b) according to the Algerian Ministry of Agriculture: cereal 1699 km² (23.6% of the total area), horticulture 342 km² (4.75% of the total area) and arboriculture 263 km² (3.65% of the total area). Slopes are bare or covered with garrigues and vertices of degraded scrub vegetation, favoring loss of water by evaporation and acceleration of erosion. The vegetation occurring above 1200 m in altitude is dominated by *Quercus ilex*, *Quercus suber*, *Pinus halepensis* and *Genistatricus pidata*. Below 1200 m, there are some vestiges of *Quercus ilex*, *Chamaerops humilis* and *Tetraclinis articulata*.

In this study ten stations were chosen (Fig. 1a), taking stream order into consideration. The stream orders were determined using the Strahler method (Strahler 1957). Five stations were in the main stream of the Tafna T0, T1, and T3 (upstream stations), T8 and T9 (downstream stations), three in the Chouly wadi C0, C1 (upstream) and C2 (downstream) and two stations downstream of the Isser wadi (I4 and I5).

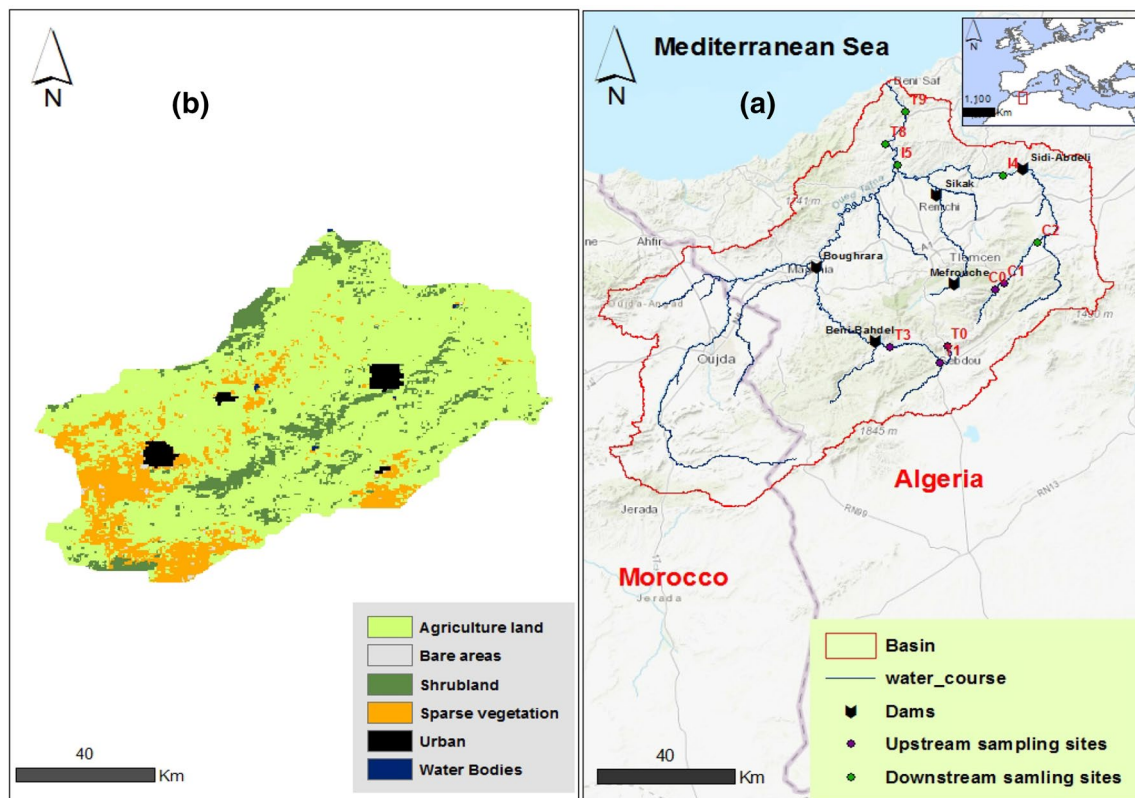


Fig. 1 **a** Map of the Tafna watershed with the location of the study stations sampling sites located in the main Tafna watercourse; C and I: located in the Chouly and Isser tributaries, respectively; **b** land cover map of the Tafna watershed (produced using Arc map 10.1)

Methodology

Sampling procedures

A network of mini-piezometers (P1–P20) was installed in the selected stations of the Tafna watershed, with each study site represented by two piezometers: riffle and pool (distance varying between 50 m and 500 m).

Water sampling in all three compartments—surface, hyporheic and subterranean—was performed monthly from February 2013 to April 2014 in all piezometers.

Surface water and groundwater were collected by simply manually filling a polyethylene flask with 1L of water. Pumping of 5 L of hyporheic water was carried out at 30 cm depth in two different geomorphological units (riffle and pool) according to the Bou-Rouch sampling technique (Bou and Rouch 1967; Bou 1974).

To underline the direction of the water exchange between the surface and subsurface water, the vertical hydraulic gradient (VHG) was measured monthly in all piezometers. When surface water enters the sediments, the VHG is negative (recharge or downwelling). A positive VHG denotes hyporheic discharge, or upwelling, and zero

designates that there is no water exchange at the study site (Andreae 1970; Lee and Cherry 1978).

Chemical analysis

All the water samples were analyzed immediately in the field for temperature (°C), dissolved oxygen (DO) (mg L^{-1}), electrical conductivity ($\mu\text{S/cm}$) and pH using a specific probe (WTW model 96), and filtered through a membrane filter GF/F (Whatman, $0.7 \mu\text{m}$) before analysis. Based on the methods described by Rodier (2009), nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) and chlorides (Cl^-) were analyzed within 24 h in the laboratory of the Regional Institute of Veterinary Medicine (Tlemcen, Algeria). Nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) was determined using the sodium salicylate colorimetric method. The Mohrs method was used to measure the chloride concentrations by titration with silver nitrate in the presence of chromate ions.

Hydraulic conductivity

The hydraulic conductivity (k) of sediments was measured monthly from each of the geomorphological units (riffle and pool) in the laboratory using a fixed-wall permeameter. K was derived using Darcy's Law $q = k (H/L) A$, according to

the constant head test method described in ASTM D2434 (Standard Test Method for Permeability of Granular Soils).

K is the hydraulic conductivity of the sediment. The flow rate q can be expressed as flow volume Q per unit time t , $q = Q/t$. The ratio of Δh to L is defined as the hydraulic gradient i : $i = \Delta h/L$. A is the cross-sectional area (Kalinski 2011).

Subsurface sediment grain size

Sediment samples were taken monthly 30 cm deep in each of the geomorphological units (riffle and pool) using the coring technique and dried at 105 °C prior to mechanical dry sieving. Two fractions were separated. These were coarse particles (CP): sand (200–2000 μm) and fine particles (FP): silt and clay (< 200 μm).

Organic matter (OM) was dried at 105 °C to constant weight and then assessed based on mass loss after combust-ing samples at 375 °C for 16 h (Davies 1974).

Statistical analysis

Statistical analysis (ANOVA I) and the non-parametric test Kruskal–Wallis were conducted to compare values between sampling sites upstream and downstream for each parameter. There is a significant difference between two groups if $p < 0.05$.

A multivariate procedure included sample ordination by principal component analysis (PCA) to identify the factors influencing the spatial distribution of nitrate concentrations in the hyporheic zone.

A matrix of 173 hyporheic sample units (sites \times dates) by 13 variables (hydrological, biogeochemical, environmental) was analyzed.

Results

Comparison of SW, IW and GW chemistry at watershed scale (upstream/ downstream)

In the Tafna watershed, the chemical characteristics of SW differed significantly from that of GW ($p < 0.05$), but were similar to IW (Fig. 2) except for the dissolved oxygen (DO) concentrations, which followed a decreasing vertical gradient and were always lower in the GW. GW was significantly higher in $\text{NO}_3\text{--N}$ and chloride (Cl^-) than SW and IW ($p < 0.05$). GW $\text{NO}_3\text{--N}$ mean values were two times greater than those of SW and IW (Fig. 2a). GW pH mean values were lower than those of SW and IW. Electrical conductivity was significantly higher in GW compared to IW and SW ($p < 0.05$).

In the upstream (T0, T1, T3, C0, C1)/downstream (C2, I4, I5, T8, T9) comparison, $\text{NO}_3\text{--N}$, temperature (T), Cl^- and DO values showed significant differences between the upstream and downstream sections of the catchment in the surface and hyporheic waters ($p < 0.05$). $\text{NO}_3\text{--N}$ mean values increased significantly downstream (Fig. 2a). Chloride was significantly higher in the downstream part than in the upstream part ($p < 0.05$) in the three levels (Fig. 2b). DO mean concentrations decreased downstream (Fig. 2c). Temperature mean values increased downstream in SW, IW and GW (Fig. 2d).

Mean pH values increased downstream ($p < 0.05$) and exceeded 8 in SW (Fig. 2e). Electrical conductivity was significantly higher in the downstream part than in the upstream part ($p < 0.05$) in the three levels (Fig. 2f).

Relationship between hyporheic $\text{NO}_3\text{--N}$ concentrations, DO, K , subsurface sediment grain size and stream order at catchment scale

The evolution of $\text{NO}_3\text{--N}$ in the hyporheic zone showed a significant difference in relation to stream order ($p < 0.05$) and distance from the source ($p < 0.05$), presenting positive Pearson correlation coefficients r^2 of 0.057 and 0.064, respectively and exhibiting increasing tendencies along the wadi (Fig. 3a, b).

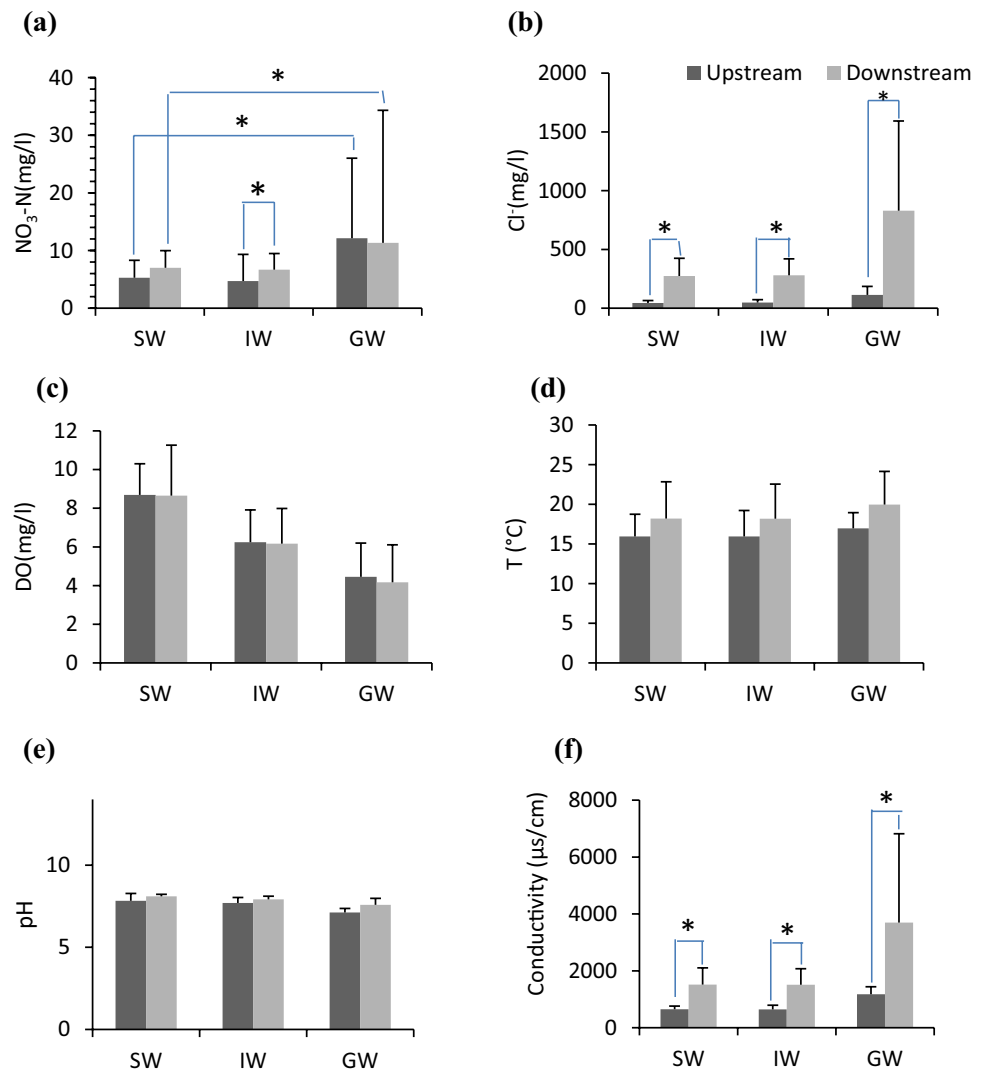
$\text{NO}_3\text{--N}$ mean values of the first-order streams were lower (< 5.7 mg $\text{NO}_3\text{--N L}^{-1}$), particularly at the source of Tafna wadi T0 (distance between P1 and P2: 0.5 km), at the source of the Chouly wadi C0 (3.6 and 3.7 km) and at station C1 (6.8 and 7 km). However, these values increased relatively downstream in Chouly in C2 (6.24 mg $\text{NO}_3\text{--N L}^{-1}$ at 26.1 and 26.25 km) related to the distance from the source (Fig. 3a, b).

The second-order stream $\text{NO}_3\text{--N}$ mean values increased slightly in spite of a distance of just 5.25 km at T1. The third-order stream I4 reached a peak of 8.13 mg $\text{NO}_3\text{--N L}^{-1}$ at 94.775 km. After the fourth-order stream, $\text{NO}_3\text{--N}$ mean values increased downstream and reached 8 mg $\text{NO}_3\text{--N L}^{-1}$ in the seventh-order stream at 154.68 km at T9 (Fig. 3a, b).

The concentration of dissolved oxygen followed the same pattern as the nitrate concentrations throughout the catchment basin (Fig. 3a, b), except upstream at Chouly wadi where the nitrate concentrations decreased while the dissolved oxygen increased, in contrast to downstream in the Isser wadi pool of I4 where the nitrate concentrations increased as DO decreased.

The hydraulic conductivity mean values fluctuated significantly ($p < 0.05$) and tended to decrease from upstream to downstream (Fig. 3a, b): the first-order streams presented significantly higher K mean values $p < 0.05$ ($k \geq 8.82$ m/day), which fluctuated significantly ($p < 0.05$) between the riffle and pool for each station and exceeded

Fig. 2 Spatial variations (upstream/downstream) in physicochemical parameters in the three compartments: surface water (SW), interstitial water (IW) and groundwater (GW) of the catchment (Tafna, Chouly and Isser)



16 m/day at the riffle of C2 after 26.25 km of the course. The K value reached a maximum of 16.67 m/day at the riffle of T1 (5.25 km) in the second-order stream. Thereafter, K decreased significantly from the second order (5.35 km) to the seventh order and reached 0.1 m/day, except at the riffle of I4 (third order) at 94.875 km where the mean K value was 9 m/day.

Comparing K and $\text{NO}_3\text{-N}$ plots (Fig. 3a) overall, these two parameters followed an opposite pattern in the first order, with $\text{NO}_3\text{-N}$ mean concentrations decreasing while K mean values increased significantly ($p < 0.05$) in relation to the short residence time, whereas from the third-order stream $\text{NO}_3\text{-N}$ mean concentrations increased while K mean values decreased and the residence time was long. So a negative Pearson correlation between $\text{NO}_3\text{-N}$ and K was seen with $r^2 = 0.50$ and $p < 0.05$, but the dissolved oxygen concentrations remained relatively stable at an average of around 6 mg/l (Fig. 3a), inducing nitrification favored by higher organic matter (OM) deposition downstream.

Overall, the mean fine particle percentage increased significantly ($p < 0.001$) from the second order to the seventh order (Fig. 3c, d), while the mean hydraulic conductivity decreased. The two parameters were strongly and inversely correlated ($r^2 = 0.70$). Moreover, the FP percentage was significantly and positively correlated with $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations ($r^2 = 0.60$, $p < 0.01$).

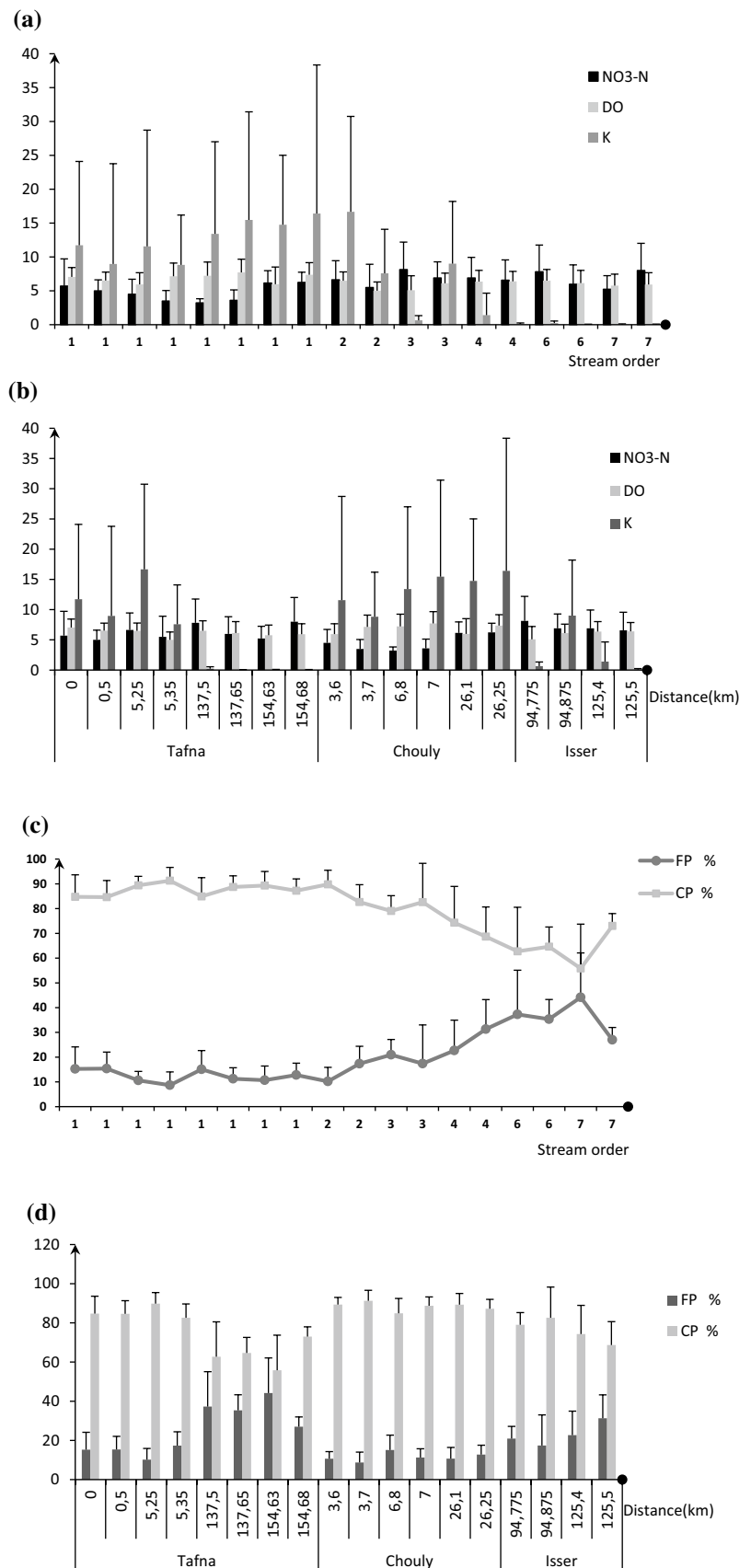
The evolution in $\text{NO}_3\text{-N}$, however, indicated a significant difference between channel morphology in the riffles and pools of the Tafna wadi ($p < 0.02$). $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations increased significantly in the riffles, but no significant difference was found between those of its Chouly and Isser tributaries (Fig. 4).

The control factors of large-scale nitrate levels

Principal component analysis

Principal component analysis revealed the great influence of land use on nitrate concentrations in the water of the main

Fig. 3 Longitudinal variations of parameters along the Tafna, Chouly and Isser wadis by distance from the source (km) and stream order (1–7): **a, b** hyporheic nitrate mean concentrations, dissolved oxygen (DO), hydraulic conductivity (K); **c, d** fine particles % (FP) and coarse particles % (CP), $n=10$ for each point



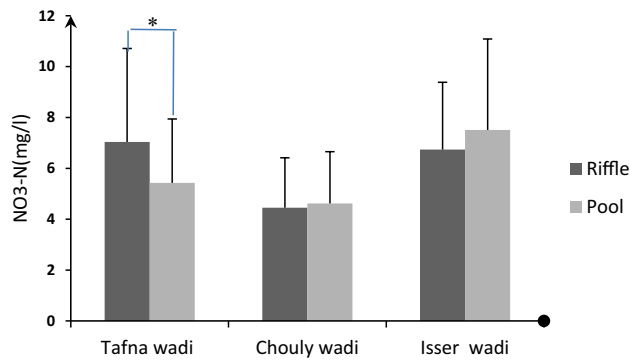


Fig. 4 Variability between riffles and pools in hyporheic mean nitrate concentrations for each watershed. *Denotes significant differences in values $p < 0.05$; number of samples varied between 55 (Tafna wadi), 36 (Chouly wadi) and 22 (Isser wadi)

stream of the Tafna and its Isser and Chouly tributaries. The correlation circle (Fig. 5a) shows that the first component explained 43% of the total variance, with a negative correlation with hydraulic conductivity (K), coarse particle (CP) and herbaceous vegetation (HV) land and a positive correlation with organic matter (OM), fine particle (FP), urban land (Urb) and chloride (Cl^-), with a heavy weight on this axis. In fact, the hydraulic conductivity increase was significantly and positively correlated with the fine particle percentage decrease. It can be seen as an upstream/downstream gradient of physical–chemical parameters, contrasting highly permeable sites with sites enriched with fine particle and organic matter. The second component F2 contributed 15% of the information, the most important parameters being $\text{NO}_3\text{-N}$, DO and precipitations (P) with a positive correlation. The figure of spatial distribution (Fig. 5b) shows that the samples from downstream sites T8, T9 and I5 were distributed on the right of the axis and were characterized by fine sediment rich with OM and low hydraulic conductivity. These sites presented high rates of $\text{NO}_3\text{-N}$, and were located near urban and cultivated lands (Cul) with little herbaceous vegetation. In contrast, the samples sites T0, T1 and C2 are displayed on the left of the axis with a high coarse particle percentage, high hydraulic conductivity and low $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration. Sample site I4 was intermediate, thus revealing a longitudinal gradient for the majority of hydrogeochemical parameters. Sites C0 and C1 had relatively low concentrations of $\text{NO}_3\text{-N}$, with the basin here dominated by herbaceous vegetation.

The figure of temporal evolution (Fig. 5c) related to the hydrological periods shows that the dry season (LW) is arranged on the positive side of the second axis and the rainy season (HW) on the negative one. This may be explained by a deposit of FP and OM during the dry season in the downstream T8, T9 and I5 and by increasing $\text{NO}_3\text{-N}$ and DO during the rainy season. This indicates the importance of

$\text{NO}_3\text{-N}$ loads associated with fertilizer-rich rainwater–runoff during the high-water period and the process of nitrification in oxygenated conditions. Indeed, the between-group PCA analysis (Fig. 5d, e) shows that:

- (i) stations with lower nitrate concentrations are more permeable and less rich in fine particles and organic matter. These are the coldest stations (C0, C1 and C2)
- (ii) stations with average nitrate concentrations, rich in coarse particles with a high permeability, are upstream of the Tafna
- (iii) stations richest in nitrate, FP and OM are hot and are located near agricultural land, downstream of the Tafna and Isser (I4, I5, T8, T9).

Discussion

This study was conducted on a large scale in the watershed of Tafna in northwest Algeria, which is located in a semi-arid environment, over a distance of 170 km from the source to the outlet. An attempt was made to compare $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations in surface water (SW), interstitial water (IW) and groundwater (GW) upstream and downstream, contributing to the identification of spatial (vertical and longitudinal) variations in in-stream $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations. During the sampling period, higher nitrate concentrations were found in groundwater compared to the surface and hyporheic waters. This can be explained by the nitrification process in GW and/or agricultural contamination through fertilizers. A similar result was found by Butturini and Sabater (2002) in a small Mediterranean stream, Riera Major, and by Taleb et al. (2008) in the middle Tafna. Furthermore, similar chloride values and the presence of DO in the HZ indicate a significant exchange between the stream and the HZ. Despite algal assimilation, nitrate concentrations in SW increased downstream. This observation coincides with other studies reporting that nutrient-rich hyporheic water can be an important nutrient source for channel flora in lotic ecosystems (Fortner and White 1988; Stanford and Ward 1988).

The significant longitudinal evolution of $\text{NO}_3\text{-N}$ in the hyporheic zone of the Tafna watershed was related to stream order (topography) and distance from the source ($p < 0.05$). In a study of the water chemistry in the Seine watershed of France from the first-order stream to the eighth-order stream at the river mouth, Meybeck (1998) showed that higher nitrate concentrations are found in small agricultural streams, which is in contrast to the Tafna watershed because of the extension of agricultural land use in the higher order streams and the increase in sources of nitrate downstream. This evolution indicates a significant difference between the channel morphologic features of riffle and pool in the Tafna

Fig. 5 **a** Global PCA of the table normalized by groups of sites. PCA correlation circle (global analysis) of 13 hydrogeochemical parameters (*T* temperature, see text for abbreviations and further explanations); **b** spatial distribution of the sites in the factorial plane F1–F2 (P pool, *R* riffle); **c** temporal evolution related to the hydrological periods; **d** projection onto plane F1–F2 of the between-group PCA showing the three groups of sampling stations along a diagonal gradient of hydrogeochemical parameters; **e** correlation circle (between-group PCA analysis)

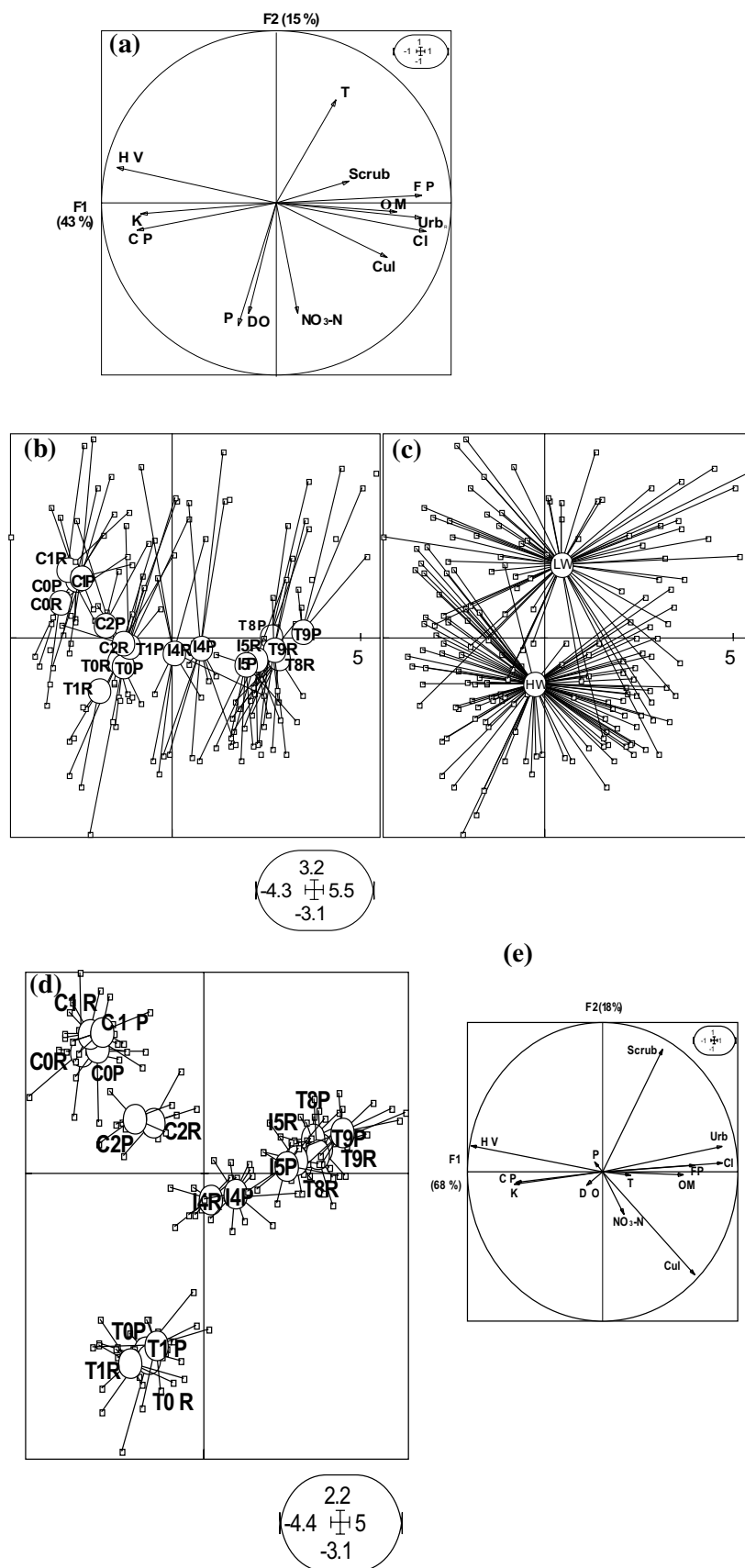


Table 1 Number of upwelling (up) and downwelling (down) according to VHG in the Tafna River and its tributaries

	High water				Low water			
	Riffle		Pool		Riffle		Pool	
	Up	Down	Up	Down	Up	Down	Up	Down
T0	6	1	3	2	3	0	1	2
T1	5	0	0	4	4	0	1	2
T3	6	0	3	2	2	2	0	3
T8	3	1	1	4	1	2	1	2
T9	4	1	1	3	3	0	0	2
C0	5	1	3	2	1	1	0	1
C1	5	0	1	3	1	0	0	0
C2	5	2	2	3	2	1	0	2
I4	5	1	0	5	3	1	0	2
I5	3	1	0	4	3	1	1	1

The VHG showed different variations along the channel bend during the two test periods

The riffles were dominated by upwelling, while the pools were generally downwelling sites during high-water and low-water periods

wadi, but no significant difference was found between those in its Chouly and Isser tributaries. This may be explained by the length of the principal course (170 km), the size of the watershed and the slope difference between upstream and downstream.

In fact, the vertical hydraulic gradient in the semi-arid catchment Tafna was not the same in all stations (Table 1). There were high exchange sites next to areas with low exchanges. This model is generally used for arid environment, as shown by Dent et al. (2001). It is the result of a range of influences, such as localized geomorphology, stream water level, groundwater discharge and hydraulic conductivity (Environment Agency 2009).

In the Tafna watershed, the evolution of hydraulic conductivity was closely related to the granulometric structure. The increase in fine particles in the lower Tafna led to a reduction in permeability, as shown by Vervier et al. (1992), Boulton et al. (1997) and Vanek (1997). Meanwhile, nitrate concentrations in the HZ downstream were always higher, given the long residence time and increase in fine particles rich in OM. Nitrification was favored by significantly elevated OM and high temperatures (semi-arid environment). This is in contrast to a study that took place in temperate regions where the fine bed sediment was found to play an important role in the temporary storage or fate of nutrients and contaminants, and to be advantageous in nitrate attenuation rates. According to Smith et al. (2009), this is because of the subsequent reduction in flow rates and the increase in the residence time of pollutants. In their important recent study, Xu et al. (2017) suggest that the variability in streambed hydraulic conductivity may be the result of an erosional and depositional process induced by stream flow due to stream morphology.

The increase in electrical conductivity values downstream (Jonnalagadda and Mhere 2001) could be the result of increasing mineralisation processes enhanced by the hyporheic community (Jones et al. 1995) or the upwelling of groundwater (Campolo et al. 2002).

In addition, the PCA in this study showed that the most important factors controlling the dynamics of nitrates at the semi-arid catchment scale included land use, hydraulic conductivity, particle size and the rate of deposited organic matter. The inter-class analysis (between analysis) emphasized the difference between the groups of stations studied and allowed identification of the variables responsible for this difference, such as soil occupation, hydraulic conductivity, organic matter content and temperature. These variables were strongly correlated with the axes, with contributions varying between 60% (T) and 95% (land use).

This study also demonstrated on a large scale (170 km) that nitrate-rich HZ contributes to increasing surface nitrate concentrations in upwelling sites and can be an important nitrate source for downstream SW, particularly during low-water periods when the Tafna can run dry on the surface. This result was obtained by Taleb et al. (2008) at reach scale (300 m) and by Malard et al. (2002) at regional scale (40 km).

These results are based on data obtained from a depth of 30 cm in the HZ of the Tafna River and, therefore, a more detailed study of the interstitial zone (HZ at 60 and 100 cm, including NO_3^- , NH_4^+ and phosphorus) should be conducted to acquire a better understanding of the spatial distribution of streambed biogeochemistry and for sustainable water resource management.

Acknowledgements We are particularly grateful to Said Belhadjar for his efforts during the sampling campaigns, to the laboratory of the

Regional Institute of Veterinary Medicine (Tlemcen) and its personnel for their help with laboratory analysis, and to Amine Zettam for producing the ArcMap figures. We also thank Claire Tarring for making improvements to the English text.

References

- Alexander RB, Smith RA, Schwarz GE (2000) Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403:758–761
- Andreae N (1970) Nouveaux procédés de mesure en hydrologie. Edn Dunod Paris, Paris
- Bardini L, Boano F, Cardenas MB, Revelli R, Ridolfi L (2012) Nutrient cycling in bedform induced hyporheic zones. *Geochim Cosmochim Acta* 84:47–61. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2012.01.025>
- Belaïdi N, Taleb A, Gagneur J (2004) Composition and dynamics of hyporheic and surface fauna in a semi-arid stream in relation to the management of a polluted reservoir. *Ann Lim* 40:237–250
- Birgand F, Skaggs RW, Chescheir GM, Gilliam JW (2007) Nitrogen removal in streams of agricultural catchments—a literature review. *Crit Rev Environ Sci Technol* 37:381–487
- Boano F, Demaria A, Revelli R, Ridolfi L (2010) Biogeochemical zonation due to intrameander hyporheic flow. *Water Resour Res* 46: W02511. <https://doi.org/10.1029/2008WR007583>
- Böhlke JK, Antweiler RC, Harvey JW, Laursen AE, Smith LK, Smith RL, Voytek MA (2009) Multi-scale measurements and modeling of denitrification in streams with varying flow and nitrate concentration in the upper Mississippi River basin. *Biogeochemistry* 93:117–141. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9282-8>
- Bou C (1974) Les méthodes de récolte dans les eaux souterraines interstitielles. *Ann Speleol* 29:611–619
- Bou C, Rouch R (1967) Un nouveau champ de recherche sur la faune aquatique souterraine. *CR Acad Sc Paris* 265:369–370
- Boulton AJ, Scarsbrook MR, Quin JM, Burrell GP (1997) Land-use effects on the hyporheic ecology of five small streams near Hamilton, New Zealand. *NZ J Mar Freshwat Res* 31:609–622
- Bretschko G, Leichtfried M (1987) The determination of organic matter in river sediments. *Arch Hydrobiol Suppl* 68:403–417
- Bretschko G, Leichtfried M (1988) Distribution of organic matter and fauna in a second order alpine gravel stream (RITRODAT-Lunz). *Verh Int Verein Limnol* 23:1333–1339
- Butturini A, Sabater F (2002) Nitrogen concentrations in a small Mediterranean stream: 1. Nitrate 2. Ammonium. *Hydrol Earth Syst Sci* 6(3):539–550
- Campolo M, Andreussi P, Soldati A (2002) Water quality control in the river Arno. *Wat Res* 36:2673–2680
- Canfield DE, Glazer AN, Falkowski PG (2010) The evolution and future of earth's nitrogen cycle. *Science* 330:192–196
- Caschetto M, Barbieri M, Galassi DMP et al (2014) Human alteration of groundwater–surface water interactions (Sagittario River, Central Italy): implication for flow regime, contaminant fate and invertebrate response. *Environ Earth Sci* 71:1791. doi:<https://doi.org/10.1007/s12665-013-2584-8>
- Davies BE (1974) Loss on Ignition as an Estimate of Soil Organic Matter. *Soil Science Society of America* 38:150–151. <https://doi.org/10.2136/sssaj1974.03615995003800010046x>
- Dent CL, Grimm NB, Fisher SG (2001) Multiscale effects of surface–subsurface exchange on stream water nutrient concentrations. *J N Am Benthol Soc* 20(2):162–181
- Di Lorenzo T, Brilli M, Del Tosto D et al (2012) Nitrate source and fate at the catchment scale of the Vibrata River and aquifer (central Italy): an analysis by integrating component approaches and nitrogen isotopes. *Environ Earth Sci* 67:2383. doi:<https://doi.org/10.1007/s12665-012-1685-0>
- Elwood JW, Newbold JD, O'Neill RV, Van Winkle W (1983) Resource spiraling: An operational paradigm for analyzing lotic ecosystems. In: Fontaine III TD, Bartell SM (ed) *Dynamics of lotic ecosystems*, Ann Arbor Sci, pp 3–27
- Environment Agency (2009) *The Hyporheic Handbook: A handbook on the groundwater–surface water interface and hyporheic zone for environment managers*. Science report SC050070
- Findlay S, Sobczak WV (1996) Variability in removal of dissolved organic carbon in hyporheic sediments. *J N Am Benthol Soc* 15:35–41
- Findlay S, Strayer D, Goumbala C, Gould K (1993) Metabolism of streamwater dissolved organic carbon in the shallow hyporheic zone. *Limnol Oceanogr* 38:1493–1499
- Fortner SL, White DS (1988) Interstitial water patterns: a factor influencing the distribution of some lotic aquatic vascular macrophytes. *Aquat Bot* 31:1–12
- Gomez-Velez JD, Wilson JL, Cardenas MB (2012) Residence time distributions in sinuosity-driven hyporheic zones and their biogeochemical effects. *Water Resour Res* 48:W09533. <https://doi.org/10.1029/2012WR012180>
- Gomez-Velez JD, Harvey JW, Cardenas MB, Kiel B (2015) Denitrification in the Mississippi River network controlled by flow through river bedforms. *Nat Geosci* 8(12):941–945. <https://doi.org/10.1038/ngeo2567>
- Goosseff MN (2010) Defining hyporheic zones – advancing our conceptual and operational definitions of where stream water and groundwater meet. *Geogr Compass* 4:945–955
- Grimm NB (1987) Nitrogen dynamics during succession in a desert stream. *Ecology* 68:1157–1170
- Guardia P (1975) Géodynamique de la Marge Alpine du Continent Africain. D'après l'Etude de l'Oranie Nord Occidentale. Relations Structurales et Paléogéographiques Entre le Tell Extrême et L'avant Pays Atlassique + Carte au 1/100 000. These 3^{ème} cycle. Université de Nice, Nice, p 285 (In French)
- Harvey BN, Johnson ML, Kiernan JD, Green PG (2011) Net dissolved inorganic nitrogen production in hyporheic mesocosms with contrasting sediment size distributions. *Hydrobiologia* 658:343–352
- Hendricks SP (1993) Microbial ecology of the hyporheic zone: a perspective integrating hydrology and biology. *J N Am Benthol Soc* 12:70–78
- Hinkle SR, Duff JH, Triska FJ, Laenen A, Gates EB, Bencala KE, Wentz DA, Silva SR (2001) Linking hyporheic flow and nitrogen cycling near the Willamette River—a large river in Oregon, USA. *J Hydrol* 244:157–180
- Jones JB, Holmes RM (1996) Surface–subsurface interactions in stream ecosystems. *Trends Ecol Evol* 11:239–242
- Jones JB, Fisher SG, Grimm NB (1995) Vertical hydrological exchange and ecosystem metabolism in a Sonoran desert stream. *Ecology* 76:942–952
- Jonnalagadda SB, Mhere G (2001) Water quality of the Odzi river in the eastern highlands of Zimbabwe. *Wat Res* 35:2371–2376
- Kalinski ME (2011) *Soil Mechanics: Lab Manual* (2nd edn). John Wiley & Sons, INC
- Lautz LK, Fanelli RM (2008) Seasonal biogeochemical hotspots in the streambed around restoration structures. *Biogeochemistry* 91:85–104. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9235-2> doi
- Lee DR, Cherry JA (1978) A field exercise on groundwater flow using seepage meters and mini-piezometers. *J Geol Educ* 27:6–10
- Lefebvre S, Marmonier P, Pinay G (2004) Stream regulation and Nitrogen dynamics in sediment interstices: comparison of natural and straightened sectors of a third-order stream. *River Res Appl* 20:499–512
- Lefebvre S, Marmonier P, Pinay G, Bour O, Aquilina L, Baudry J (2005) Nutrient dynamics in interstitial habitats of low-order rural streams with different bedrock geology. *Arch Hydrobiol* 164:169–191

- Li XD, Liu CQ, Liu XL, Yu J, Liu XY (2014) Sources and processes affecting nitrate in a dam-controlled subtropical River, Southwest China. *Aquat Geochem* 20(5):483–500. <https://doi.org/10.1007/s10498-014-9231-1>
- Malard F, Tockner K, Dole-Olivier MJ, Ward V (2002) A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshw Biol* 47:621–640
- Marmonier P, Archambaud G, Belaidi N, Bougon N, Breil P, Chauvet E, Claret C, Cornut J, Datry T, Dole-Olivier MJ, Dumont B, Flipo N, Foulquier A, Ge' rino M, Guilpart A, Julien F, Maazouzi C, Martin D, Mermillod-Blondin F, Montuelle B, Namour PH, Navel S, Ombredane D, Pelte T, Piscart C, Pusch M, Stroffek S, Robertson A, Sanchez-Perez JM, Sauvage S, Taleb A, Wantzen M, Vervier P (2012) The role of organisms in hyporheic processes: gaps in current knowledge, needs for future research and applications. *Ann Limnol* 48:253–266
- Mayewski PA, Lyons WB, Spencer MJ, Twickler M, Buck CF, Whitlow S (1990) An ice-core record of atmospheric response to anthropogenic sulphate and nitrate. *Nature* 378:355–359
- McClain ME, Boyer EW, Dent CL, Gergel SE, Grimm NB, Groffman PM, Hart SC, Harvey JW, Johnston CA, Mayorga E, McDowell WH, Pinay G (2003) Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems* 6(4):301–312. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-161-9>
- Meybeck M (1998) Man and river interface: Multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated in the seine river watersheds. *Hydrobiologia* 374:1–20
- Mulholland PJ, Marzolf ER, Webster JR, Hart DR, Hendricks SP (1997) Evidence of hyporheic retention of phosphorus in Walker Branch. *Limnol Oceanogr* 42:443–451
- Mulholland PJ, Helton AM, Poole GC, Hall RO, Hamilton SK, Peterson BJ, Tank JL, Ashkenas LR, Cooper LW, Dahm CN, Dodds WK, Findlay SE, Gregory SV, Grimm NB, Johnson SL, McDowell WH, Meyer JL, Valett HM, Webster JR, Arango CP, Beaulieu JJ, Bernot MJ, Burgin AJ, Crenshaw CL, Johnson LT, Niederlehner BR, O'Brien JM, Potter JD, Sheibley RW, Sobota DJ, Thomas SM (2008) Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature* 452:202–206. <https://doi.org/10.1038/nature06686>
- National Agency of Hydrologic Resources (ANRH) (2012) Daily Data Flow in the Outlet of Tafna Catchment from 2000 to 2011. ANRH, Alger, Algeria
- Rodier J (2009) *L'Analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*, 9th edn. Dunod, Paris
- Schlesinger WH (1997) *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Academic Press, Cambridge
- Smith JWN, Surridge BWJ, Haxton TH, Lerner DN (2009) Pollutant attenuation at the groundwater-surface water interface: a classification scheme and statistical analysis using national-scale nitrate data. *J Hydrol* 369:392–402
- Stanford JA, Ward JV (1988) The hyporheic habitat of river ecosystem. *Nature* 335:64–66
- Stelzer RS, Bartsch LA, Richardson WB, Strauss EA (2011) The dark side of the hyporheic zone: Depth profiles of nitrogen and its processing in stream sediments. *Freshw Biol* 56:2021–2033. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02632.x>
- Strahler AN (1957) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos* 38:912–920
- Taleb A, Belaidi N, Sanchez-Perez JM, Vervier P, Sauvage S, Gagneur J (2008) The role of the hyporheic zone in the nitrogen dynamics within a semi-arid gravel bed stream located downstream of a heavily polluted reservoir (Tafna wadi, Algeria). *River Res Appl* 24:183–196
- Thomas SA, Valett HM, Mulholland PJ, Fellows CS, Webster JR, Dahm CN, Peterson CG (2001) Nitrogen Retention in Headwater Streams: The Influence of Groundwater-Surface Water Exchange. In: *Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceedings of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy*. The Scientific World 1(S2) 623–631 ISSN 1532–2246. <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.272>
- Triska FJ, Kennedy VC, Avanzino RJ, Zellweger GW, Bencala KE (1989) Retention and transport of nutrients in a third-order stream in northwestern California: hyporheic processes. *Ecology* 70:1893–1905
- Vanek V (1997) Heterogeneity of groundwater/ surface water ecotones. In: Gibert J, Mathieu J, Fournier F (eds) *Groundwater/ Surface Water Ecotones: biological And Hydrological Interactions And Management Options*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 151–161
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37:130–137
- Vervier P, Gibert J, Marmonier P, Dole-Olivier MJ (1992) Perspective on permeability of surface freshwater-groundwater ecotone. *J N Am Benthol Soc* 11:93–102
- Vervier P, Bonvallet-Garey S, Sauvage S, Maurice V, Sanchez-Perez JM (2009) Influence of the hyporheic zone on the phosphorus dynamics of a large gravel bed river, Garonne river, France. *Hydrol Process* 23:1801–1812
- Ward AS (2016) The evolution and state of interdisciplinary hyporheic research. *WIREs Water* 3:83–103. <https://doi.org/10.1002/wat2.1120>
- Whelan MJ, Kirkby MJ, Burt TP (1995) Predicting nitrate concentration in small catchment streams. In: Trudgill ST (ed) *Solute modelling in Catchment systems*. Wiley, New York, pp 165–192
- Xu S, Song J, Jiang W, Zhang G, Wen M, Zhang J, Xue Y (2017) Variability of darcian flux in the hyporheic zone at a natural channel bend. *Water* 9:170: 1–15. <https://doi.org/10.3390/w9030170>
- Zarnetske JP, Haggerty R, Wondzell SM, Baker MA (2011) Dynamics of nitrate production and removal as a function of residence time in the hyporheic zone. *J Geophys Res* 116:G01025. <https://doi.org/10.1029/2010JG001356>
- Zettam A, Taleb A, Sauvage S, Boithias L, Belaidi N, Sánchez-Pérez JM (2017) Modelling hydrology and sediment transport in a semi-arid and anthropized catchment using the SWAT model: the case of the Tafna River (Northwest Algeria). *Water* 9:216: 1–18. <https://doi.org/10.3390/w9030216>

يعد تلوث الأنظمة البيئية المائية بالنترات قضية رئيسية ، حيث يمثل مشكلة للبيئة وصحة الإنسان على حد سواء، لذلك يعد البحث في هذا السياق ضروريًا ويساهم بشكل كامل في توفير البيانات للتحكم بشكل أفضل في المشكلة.

الهدف النهائي من هذا البحث هو تسليط الضوء على مساهمة المنطقة شبه الجوفية في الأداء الكيميائي الحيوي على مستوى التربة وخاصة حركية النترات والعوامل المؤثرة فيها على نطاق مستجمعات المياه.

لفهم هذا الدور في الزمان والمكان ، تم قياس المعلمات الهيدروجيوكيميائية ، ولا سيما تراكيز النترات ($\text{NO}_3\text{-N}$) ، شهريًا بين فبراير 2013 وأبريل 2014 في المياه السطحية والمياه البيئية والمياه الجوفية على امتداد 170 كم من منبع الوادي إلى المصب في الوادي الرئيسي تافنة وروافده وادي يسر ووادي الشولي. كان التغير الطولي الهام للنترات في المنطقة شبه الجوفية مرتبطًا بترتيب الوديان والمسافة من المنبع. بالإضافة إلى ذلك ، أظهرت الدراسة وجود فرق كبير بين تراكيز نترات riffle (R) و pools (P) لوادي تافنة و كشف تحليل المكونات الرئيسية (PCA) عن التأثير الكبير للزراعة على تراكيز النترات. وقد مكنت هذه الدراسة من تحديد مواقع المناطق شبه الجوفية التي تعمل كمصدر أو مخزن للنترات (النقاط الساخنة) وكذلك من تحديد الفترة الهيدرولوجية والعمليات المعنية بذلك. لقد أظهرت على نطاق واسع أن المناطق شبه الجوفية الغنية بالنترات تساهم في زيادة تركيزاته في مواقع صعود المياه ويمكن أن تكون مصدرًا مهمًا للنترات للمياه السطحية أسفل مجرى الوادي ، خاصة خلال فترات انخفاض مياه وادي تافنة حين يمكن أن يجف على السطح. وبالتالي فإن هذه النتائج تسلط الضوء على أهمية دور المناطق شبه الجوفية في نوعية المياه على مستوى المستجمعات (إنتاج النيتروجين و عملية الاحتفاظ به).

الكلمات المفتاحية: مستجمعات المياه .شبه الجوفية .نترات . مصدر . مخزن . مبادلات . تافنة . شمال غرب الجزائر

Importance relative des processus de transformation des nutriments à grande échelle (cas du bassin versant de la Tafna).

Résumé La contamination des écosystèmes aquatiques par les nitrates représente un enjeu majeur, posant à la fois un problème pour l'environnement et pour la santé humaine. De ce fait, les recherches dans ce contexte sont nécessaires et contribuent pleinement à fournir des données pour une meilleure maîtrise du problème.

Le but ultime de cette recherche est de mettre en évidence la contribution de la zone hyporhéique dans le fonctionnement biogéochimique particulièrement la dynamique des nitrates et les facteurs de contrôle à l'échelle du bassin versant.

Pour comprendre ce rôle dans le temps et l'espace, des paramètres hydrogéochimiques, en particulier les concentrations en nitrates ($\text{NO}_3\text{-N}$), ont été mesurés mensuellement entre février 2013 et avril 2014 dans les eaux de surface, les eaux interstitielles et les eaux souterraines long de 170 km à partir de la source de la rivière jusqu'à l'exutoire dans le cours d'eau principal la Tafna et ses affluents Isser et Chouly. L'évolution longitudinale significative du $\text{NO}_3\text{-N}$ dans la ZH était liée à l'ordre des cours d'eau et à la distance par rapport à la source. De plus, l'étude a montré une différence significative entre les concentrations en nitrates des seuils (R) et des mouilles (P) de l'oued Tafna. L'analyse en composantes principales (ACP) a révélé l'impact considérable de l'agriculture sur les concentrations en nitrate. Cette étude a permis de localiser les zones hyporhéiques fonctionnant comme source ou puits de nitrate *hotspots* ainsi que déterminer la période hydrologique *hotmoments* et les processus en cause. Elle a montré à grande échelle que la ZH riche en nitrates contribuait à augmenter ses concentrations dans les sites d'upwelling et pourrait être une source importante de nitrates pour l'eau de surface en aval, particulièrement pendant les périodes de basses eaux où la Tafna peut s'assécher à la surface. Ainsi, ces résultats soulignent l'importance du fonctionnement des zones hyporhéiques dans la qualité de l'eau du bassin versant (processus d'enrichissement et de rétention de l'azote).

Mots-clés : Bassin versant. Hyporhéique . Nitrate. Source. Puits. Échanges. Tafna. Nord-Ouest algérien

Relative importance of large-scale nutrient transformation processes (case of the Tafna watershed)

Abstract The contamination of aquatic ecosystems by nitrates represents a major challenge, posing both a problem for the environment and for human health. As a result, research in this context is necessary and contributes fully to providing data for better control of the problem.

The ultimate goal of this research is to highlight the contribution of the hyporheic zone in the biogeochemical functioning particularly the nitrate dynamics at the catchment scale.

To understand this role through time and space, hydrogeochemical parameters, particularly nitrate concentrations ($\text{NO}_3\text{-N}$), were measured monthly between February 2013 and April 2014 in surface water (SW), interstitial water (IW) and groundwater (GW) along a 170 km stretch from the river's source to the outlet into the main stream of the Tafna River and its Isser and Chouly tributaries. The significant longitudinal evolution of $\text{NO}_3\text{-N}$ in the HZ was related to stream order and distance from the source. Moreover, the study indicated a significant difference between nitrate concentrations in the riffles (R) and pools (P) of the Tafna wadi. Principal component analysis (PCA) revealed the considerable impact of agriculture on nitrate concentrations. This study made it possible to locate the hyporheic zones functioning as source or sink of nitrate "hotspots" as well as to determine the hydrological period "hotmoments" and the processes involved. This study indicated on a large scale that nitrate-rich HZ contributed to increasing surface nitrate concentrations in upwelling sites and could be an important nitrate source for downstream SW, particularly during low-water (LW) periods when the Tafna can run dry on the surface. Thus these results underline the importance of hyporheic zones functioning to the water quality of the watershed (process of enrichment and retention of nitrogen).

Keywords Catchment . Hyporheic . Nitrate . Source . Sink. Exchange . Tafna. Algerian northwest