

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :

Institut National Polytechnique de Toulouse (Toulouse INP)

Discipline ou spécialité :

Ecologie Fonctionnelle

Présentée et soutenue par :

M. AMIN ZETTAM

le dimanche 6 mai 2018

Titre :

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.

Ecole doctorale :

Sciences de l'Univers de l'Environnement et de l'Espace (SDUEE)

Unité de recherche :

Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (ECOLAB)

Directeur(s) de Thèse :

MME SABINE SAUVAGE

MME AMINA TALEB

Rapporteurs :

M. DIDIER ORANGE, IRD MONTPELLIER

M. DJILALI YEBDRI, UNIV SCIENCES ET TECHNOLOGIE D'ORAN

Membre(s) du jury :

Mme NOURIA BELAIDI, UNIVERSITE DE TLEMCEN, Président

M. JOSE-MIGUEL SANCHEZ-PEREZ, CNRS TOULOUSE, Membre

A mes parents

A ma famille

A mes Amis

A Tlemcen

A Toulouse

A mon Pays (EL Djazair)

Remerciements

Un seul nom sur la première page de ce travail, ne veut pas dire pour autant, travail d'une seule personne. Cette thèse est un fruit d'une collaboration, et j'ai le grand plaisir à remercier ici tous ceux qui ont participé à la réalisation de ce modeste travail :

Mes encadreurs

Taleb Amina du laboratoire LECGEN de l'université de Tlemcen, Tout au long de ce travail, elle a su m'apporter un soutien constant, une disponibilité, une écoute, une confiance et des conseils précieux et avisés à la hauteur de ses compétences.

Sauvage Sabine et Sánchez Pérez José Miguel du laboratoire ECOLAB CNRS de Toulouse-France pour avoir bien voulu m'encadrer, pour leurs aides, leurs conseils et tout simplement leurs qualités scientifiques bien fermes, et pour avoir su me guider durant la réalisation de ce travail.

Je suis ravi d'avoir travaillé avec vous votre appui, a été très décisive au cours de l'élaboration de cette thèse.

Merci aux Membres du jury, pour avoir accepté d'examiner ce travail

YEBDRI Djilali Professeur et Enseigant Chercheur, USTO-MB-, Oran (Algérie) ;

ORANGE Didier CR1, UMR210-ECO&SOLS, à Montpellier (France) ;

Merci à Belaidi Nouria du laboratoire LECGEN de l'université de Tlemcen pour ses conseils et ses orientations

Merci à mes collègues du laboratoire LECGEN : Karima, Amina B., Brahim, Zineb, Amina R. Batoul, Aicha, Nadéra, Asma (la secrétaire), Hakim Mahi et Samia Bouzid.

Merci à mes collègues du laboratoire ECOLAB équipe BIZ : Gaël, Annick, Marie Jo, Virginie, Thierry, Stéphanie, Huguette, Théo B., Alpha, Issam, Pilar, Simon, Marine, Jean Luc, Anne, François, Stéphane, Théo, Clément, Roxelane, Xi, Chuxian, Xinda, Vivien, Anom, Sophia, Youen, Elza, Benjamin, Laure, Marilen, Liliana, Roberta, Deonie, Juan luis, Manon, Columba, Amina M et Amina A.

Un grand Merci à Laurie Boithias du laboratoire GET de l'Université de Toulouse pour son aide décisive durant la réalisation du Projet SWAT.

Un grand Merci à mon collègue Benabdelkader Amine (LECGEN/ECOLAB) qui m'a beaucoup aidé durant notre séjour à Toulouse.

Un grand Merci à mon très cher ami Hamza et sa femme qui m'ont beaucoup aidé à m'installer à Toulouse.

Merci à Youcef et Fethallah, Abdelhak, Mouad, Réda, Hichem et Nadjib qui m'ont aidé durant mes sorties sur le terrain.

Merci à Mr Berri Djamel et son équipe du centre vétérinaire de Tlemcen qui m'a beaucoup aidé pour faire les analyses physico-chimiques de l'eau,

Merci à Mr Boudalia M.et Mr Sardi B. de l'ANRH qui m'ont permis d'obtenir les données hydro-climatiques et physico-chimiques de la Tafna,

A tous ceux qui m'ont apporté un sourire, une aide, un regard, une attention.

Amine

أمين



Table des matières

Introduction générale 1

Chapitre 1 : Contexte scientifique et objectifs 7

1.1. Le cycle de l'Azote 8
1.2. La pollution en nitrates 10
1.2.1. Les conséquences environnementales 11
1.2.2. Les conséquences sur la santé humaine 12
1.2.3. La source des nitrates dans les cours d'eau 12
1.3. La modélisation des contaminations en nitrates dans les hydrosystèmes 13
1.3.1. Classification selon la représentation de l'espace 13
1.3.2. Classification selon la discrétisation temporelle 14
1.3.3. Classification selon la description du processus 14
1.4. Modélisation des transferts de nitrates 15
1.5. La ressource en eau en Afrique du Nord 20
1.6. Les problèmes hydrauliques de l'Afrique du Nord 23
1.6.1. L'envasement des barrages d'Afrique du Nord 23
1.6.2. Eutrophisation 24
1.7. Evolution des flux d'azote à partir des fleuves de l'Afrique du Nord 25
1.8. Gestion de l'eau (exemple : l'Algérie) 26
1.9. La législation dans le secteur de l'eau en Algérie 26
1.10. Objectifs de la thèse 28

Chapitre 2 : le milieu physique 30

2.1. Site d'étude 31
2.1.1. Le bassin versant de la Tafna (le bassin de référence) 31
2.1.2. Les plus grands fleuves côtiers de l'Afrique du Nord 38

Chapitre 3 : Matériels et Méthodes 53

3.1. Données utilisées 54
3.1.1. L'étude in situ 55
3.1.1.1. Mesures réalisées sur le terrain 55
3.1.1.2. Mesures réalisées au laboratoire 55
3.1.2. Données d'entrée pour la modélisation 57
3.1.3 Mesure de débits, des sédiments et des nitrates pour calibrer le modèle 60

3.3. Présentation du modèle SWAT 61
3.3.1. Module hydrologique 62
3.3.3. Le module Nitrates 65
3.3.4. Le module sédiment 66
3.3.5. Le module Barrage 67
3.3.5.1. La surface de la retenue 68
3.3.5.2. Les précipitations 69
3.3.5.3. L'évaporation 69
3.3.5.4. L'infiltration 69
3.3.5.5. Les flux de sortie 69
3.2. Evaluation de la performance modèle 71
Chapitre 4 : Transfert des nitrates dans la Tafna (étude in situ) 73
4.1. Contexte et objectifs 74
4.2. Résultats 75
4.2.2. Comparaison entre les sous bassins 76
4.2.3 Les quantités de nitrates qui arrivent à la mer méditerranée 77
4.2.4 Facteurs qui influencent le flux en nitrates 77
4.3. Discussion 81
4.4. Conclusion 84
Chapitre 5 : Modélisation des flux d'eaux et sédiments dans la Tafna 87
5.1. Contexte et objectifs 88
5.2. Principaux résultats 90
5.2.1. Simulation du débit et des sédiments 90
5.2.2. L'hydrologie du bassin versant 91
5.2.3. Spatialisation des résultats obtenus avec SWAT 91
5.2.4. Impact des barrages 91
5.3. Résumé de la discussion 92
5.5. Publication 95
Chapitre 6 : Modélisation des flux des nitrates dans Tafna 116
6.1. Contexte et objectifs 117
6.2. Principaux résultats 118
6.2.1. Simulation des nitrates 118
6.2.2. Variabilité temporelle et spatiale des flux des nitrates 118

6.2.3. Impact des barrages sur les flux de nitrates 119
6.3. Résumé de la discussion 119
6.4. Conclusion 120
6.5. Publication 121
Chapitre 7 : Modélisation des flux d'eau des sédiments et des nitrates dans les fleuves d'Afrique du Nord 150
7.1. Contexte et objectifs 151
7.2. Principaux résultats 152
7.2.1. Simulation du débit, nitrates et des sédiments 152
6.2.2. Impact des barrages sur flux de sédiments et de nitrates vers la mer 153
7.3. Résumé de la discussion 153
7.4. Conclusion 156
7.5. Publication 157
Discussion générale 190
Conclusion générale et perspectives 200
Bibliographie 204
Annexe 222
La valorisation des travaux de thèse 223

Résumé :

Dans des contextes semi-arides et fortement anthropisés la caractérisation et la quantification des transferts de polluants dans les eaux de surface et vers la mer est importante à appréhender pour aider à une meilleure gestion de la ressource en eau dans un contexte de changements environnementaux. Sur le Nord-africain notamment la difficulté d'obtenir des données en quantité et qualité suffisante est difficile. La présente étude s'intéresse aux mécanismes de transfert des nitrates et des sédiments à l'échelle du bassin versant de la Tafna (7200 km^2) et des plus grands fleuves de l'Afrique du Nord par une approche couplant les mesures in situ et le modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool). La partie in situ a permis de quantifier la quantité de nitrates apportée par les différents exutoires des sous bassins de la Tafna. Elle a aussi mis en évidence la contribution du bassin versant à l'eutrophisation de la Méditerranée tout en mesurant les quantités de nitrates acheminées vers les eaux marines. Les résultats ont mis en évidence les facteurs qui influent sur les flux et les concentrations en nitrates et notamment l'occupation du sol et les barrages ont une grande influence sur les flux de nitrates dans la Tafna. Les stations d'étude ont été classées selon un gradient d'eutrophisation, les stations amont présentant de fortes concentrations en nitrates, elles s'opposent aux stations avals. Les résultats de simulation sur la période 2003 à 2011 ont montré qu'une grande partie de l'eau de surface de la Tafna provient du ruissellement de surface (59%) et du flux latéral (40%), alors que la contribution des eaux souterraines est insignifiante (1%). La Tafna transfère une quantité annuelle moyenne de 2942 $t.an^{-1}$ de sédiment vers la mer entre 2003 et 2011. SWAT a montré aussi que les cinq barrages de la Tafna stockent une grande quantité de sédiments, plus de 27 000 $t.an^{-1}$ (90% des sédiments transportés par la Tafna). Le modèle reproduit aussi le flux de nitrates dans les stations de mesure entre 2003 et 2011. La Tafna transporte une quantité moyenne annuelle de 37 à 86 $tN.an^{-1}$ jusqu'à la Méditerranée. Sur la base de ces résultats, l'approche de modélisation a pemis d'effectuer un changement d'échelle vers les grands bassins du nord-africain. La simulation a montré que les barrages de la Tafna stockent une quantité importante de nitrates [80 à 486 $tN.an^{-1}$], qui représente en moyenne 62% de la quantité totale de nitrates transportée annuellement par le fleuve. L'application du modèle sur les plus grands fleuves d'Afrique du Nord, Moulouya (55 860 km^2), Tafna (7 200 km^2), Chélif (44 694 km^2) Oued el Kbir-Rhumel (8824 km^2) et Medjerda (23 213 km^2) a permis de représenter les flux d'eau, de sédiments et de nitrate. Les fleuves de cette région transportent une quantité de sédiments de 706 $.10^3 tan^{-1}$ vers la Mer ou le fleuve Oued Kbir-Rhumel qui contribue à la plus grande quantité (55%).Le flux de nitrates transportés vers la mer est de 5330 $tN.an^{-1}$, le fleuve Moulouya qui contribue à la plus grande quantité (32%). Les barrages de cette région stockent une grande quantité de sédiments (98%) et de nitrates (39%) transportés par les fleuves vers la Méditerranée.

Mots clés : Nitrates-Sédiments-Etude in situ- SWAT-Tafna- Fleuves d'Afrique du Nord.

Summary

In semi-arid and highly anthropized area characterization and quantification of pollutant transfers in surface waters and to the sea is important to understand and to help better management of water resources, especially in North Africa, where the of obtaining data in quantity and sufficient quality is difficult. This study investigates mechanisms transfer of nitrate and sediment in the Tafna watershed (7200 km^2) and at the biggest coastal rivers in North Africa with an approach, coupling in situ measurements and SWAT model (Soil and Water Assessment Tool). The in situ part made it possible to quantify the quantity of nitrates exported by the different Tafna sub-basins. It also highlighted the contribution of the watershed to eutrophication of the Mediterranean Sea by measuring the quantities of nitrates transported to marine waters. The quantities transferred are important in the high water season while they decrease in the rivers during the dry season. The results highlighted the factors that influence the nitrates flux and nitrate concentrations; the land use has a great influence on the nitrate flux in the Tafna. The study stations were classified according to the eutrophication gradient. The upstream stations with high nitrates concentration, oppose downstream stations. Modeling results showed that Tafna's surface water comes from surface runoff (59%) and lateral flow (40%), while the contribution from groundwater was insignificant (1%). Tafna has transferred an average annual amount of 2942 $t.yr^{-1}$ of sediment to the sea. SWAT has also shown that dams store a large amount of sediment, over 27 000 $t.yr^{-1}$ (90% of the sediments transported by Tafna). The model also reproduced the nitrates flux at the gauging stations between 2003 and 2011. The Tafna carries 37-86 $tN.yr^{-1}$ to the Mediterranean Sea and Tafna dams store a large quantity of nitrates [80 and 486 tN.yr-1], which represents an average 62% of the total amount of nitrates transported annually by the river. The application of the model at largest scale in North Africa, Moulouya (55,860 km^2), Tafna (7,200 km^2), Chelif (44,694 km^2) Oued el Kbir-Rhumel (8,824 km^2) and Medjerda (23,213 km^2) showed that the rivers of this region carry $706.10^3 t.yr^{-1}$ of sediments to the Sea. The Oued Kbir-Rhumel River contributes with the greatest quantity (55%), whereas the nitrate flows transported towards the sea is 5330 $tN.yr^{-1}$ and the Medjerda River contributes with the largest amount (32%). Dams in this region store a large amount of sediment (98%) and nitrate (39%) transported by rivers to the Mediterranean.

Key words: Nitrates-Sediments-In situ study- SWAT-Tafna- Coastal Rivers in North Africa.

الملخص:

تهتم هذه الدراسة بمكنزمات انتقال النترات والتربة في واد تافنة (7,200كم^2) والأنهار الكبرى الساحلية الكبرى للشمال الإفريقي من خلال مقاربة تجمع بين الدراسة الميدانية والمحاكاة باستعمال نموذج سواط. الدراسة الميدانية مكنت من تقييم كمية النترات التي تأتي بها روافد تافنة، وأيضا تقدير مساهمته في تلويث مياه المتوسط من خلال حساب كمية النترات التي يحملها للبحر، حيث أن الكمية المحمولة في موسم الأمطار هي أكبر من كمية موسم الاصطياف. النتائج المتحصل عليها وضحت أن استغلال الأراضي هو العامل الأكثر تأثيرا في تركيز النترات. قسمت مناطق الدراسة حسب درجة التلوث، واتضح أن المناطق الأكثر تلوثا موزعة بشكل معاكس للمناطق الأقل تلوثا. نتائج المحاكاة بينت مصدر مياه تافنة، حيث أن 59% تأتي من المياه السطحية، 40% من الجريان الجانبي و 01% من المياه الجوفية. ينقل وادي تافنة مابين 37و86 طن سنويا من النترات و2942 طن سنويا من الأتربة باتجاه المتوسط. وهناك كميات كبيرة تقدر بـ 27000 طن سنويا من الأتربة (59%)، و مابين 80و طن سنويا 486 (62%) من النترات، تحتجزها السدود من الكمية الإجمالية التي ينقلها الواد. تعميم الدراسة باستعمال سواط على الملوية(55,860كم^2)، تافنة(7,200كم^2)، شلف(44,694كم^2)، واد الكبير الرمل(8,824كم^2) والمجردة (23,213كم^2)مكن من حساب كمية النترات المنقولة للبحر (5330 طن سنويا)، يساهم نهر الملوية بالكمية الأكبر (32%)، بينما تقدر نسبة الأتربة بـ 10.706^3 طن سنويا ويساهم واد الكبير الرمل بالكمية الأكبر (55%). تخزن سدود الشمال الإفريقي نسبة 98% من الأتربة التي يمكن أن تنقص من مدة استغلال السدود و39% من النترات التي تزيد في تلويث مياه السدود.

الكلمات المفتاحية: نترات- أتربة- الدراسة الميدانية- سواط- تافنة- أنهار الشمال الإفريقي الساحلية الكبرى.

Liste des Figures

Figure 1. Cycle biogéochimique de l'Azote....8

Figure 2. Cycle biogéochimique de l'Azote dans le Bassin versant 10

Figure 3. Changements des paramètres physico-chimiques, de la dominance relative des végétaux et de la biodiversité en fonction du degré d'eutrophisation en milieu aquatique.... 11

Figure 4. Les précipitations moyennes annuelles en Afrique du Nord 20

Figure 5. Changement des précipitations annuelles à l'horizon 2080/2099 par rapport à 1980/1999 en Afrique du Nord 22

Figure 6. Changement du ruissellement annuel pour la décennie 2090/2099 par rapport à 1980/1999 en Afrique du Nord 22

Figure 7. Envasement annuel des barrages en Afrique du Nord en million de m^3 24

Figure 8. Flux de nitrates à partir des fleuves de l'Afrique du Nord 25

Figure 9. Localisation des plus grands bassins côtiers de l'Afrique du Nord et des barrages....31

Figure 10. Localisation du bassin versant de la Tafna, ses barrages et les stations de prélèvements de l'étude in situ....32

Figure 11. Modèle numérique de terrain du bassin versant de la Tafna 33

Figure 12. Moyenne mensuelle des précipitations (mm.an $^{-1}$) pour chaque sous-bassin entre 2000 et 2013 34

Figure 13. Moyenne interannuelle du débit pour chaque sous-bassin entre 2000 et 2013....35

Figure 14. Débit journalier moyen à la station exutoire de la Tafna entre septembre 2000- et Août 2011 (ANRH)....35

Figure 15. Type de culture dans la Tafna compagne 2011 36

Figure 16. Occupation du sol de la Tafna 37

Figure 17. Localisation du bassin versant de la Moulouya et de ses barrages....39

Figure 18. Occupation du sol de la Moulouya 39

Figure 19. Localisation du bassin versant de Chélif et ses barrages 41

Figure 20. Occupation du sol de Chélif....43

Figure 21. Localisation du bassin versant d'Oued el kbir-Rhumel et ses barrages....43

Figure 22. Occupation du sol d'Oued el kbir-Rhumel 43

Figure 23. Localisation du bassin versant de Medjerda et ses barrages....45

Figure 24. Occupation du sol de la Medjerda 45

Figure 25. Localisation de l'estuaire de la Tafna et présentation des deux sites de prélèvement (T10 et Estuaire) 48
Figure 26. La démarche suivie dans cette thèse 54
Figure 27. Données d'entrées pour la modélisation de la Tafna 57
Figure 28. Données d'entrées de SWAT pour le projet Afrique du Nord 59
Figure 29. Répartition des stations de jaugeages dans le bassin versant de la Tafna 61
Figure 30. La structure du modèle SWAT et la définition des HRU 62
Figure 31. Processus hydrologiques modélisés par SWAT 63
Figure 32. Pools d'azote et les transformations simulées par SWAT 66
Figure 33. Caractéristiques des retenus dans le model SWAT 68
Figure 34. Les données d'entrée (Input) et Sorties (Output) du modèle SWAT 70
Figure 35. Le Flux des nitrates moyens mensuels selon la saison hydrologique en kg N 75
Figure 36. Contribution moyenne des sous bassins de la Tafna en flux de nitrates en kg.N/mois 76
Figure 37. Le Flux des nitrates moyen selon la saison hydrologique en kg N 77
Figure 38. ACP globale 79
Figure 39. Analyse discriminante ACP intragroupe 81
Figure 40. Bilan hydrologique interannuel (en mm) du bassin versant de la Tafna 90

Liste des Tableaux

Tableau 1. Modèles de bassins versants - Principales caractéristiques 16

Tableau 2. Bilan et potentiel en eau renouvelable en $km^3.an^{-1}$ en Afrique du Nord 21

Tableau 3. Les barrages de l'Afrique du Nord 23

Tableau 4. Caractéristiques des barrages de la Tafna 33

Tableau 5. Caractéristiques des barrages de la Moulouya 40

Tableau 6. Caractéristiques des barrages de Chélif 42

Tableau 7. Caractéristiques des barrages d'Oued el kbir-Rhumel 44

Tableau 8. Caractéristiques des barrages de la Medjerda 46

Tableau 9. Les itinéraires techniques agricoles utilisés dans le bassin versant de la Tafna 58

Tableau 10. Les itinéraires techniques agricoles utilisés dans les bassins versant de l'Afrique du Nord 60

Liste des abréviations

ACP : Analyse en composante principale ;

ABH : Agence de bassin hydrographique -Algérie- ;

ADE : Algérienne des eaux ;

AEP : Alimentation en Eau Potable ;

AFNOR : L'Association française de normalisation ;

ANBT : l'Agence nationale des barrages et transferts -Algérie- ;

ANRH : Agence nationale des ressources hydrauliques -Algérie- ;

EPIC : Etablissement public à caractère industriel et commercial -Algérie- ;

FAO: Food and agriculture organization;

MNT : Modèle numérique de terrain ;

NCEP : Centre national des Etats Unis pour la prévention environnementale ;

NSE: Nash- Sutcliffe efficiency;

ONA : Office Nationale d'assainissement -Algérie-;

SWAT: Soil and Water Assessment Tool;

SWAT-CUP: SWAT-Calibration and Uncertainty Programs;

USDA-ARS : Département Américain de l'Agriculture ;

WHO: World Health Organization (OMS).

Liste des logiciels utilisés

ADE 4 (Thioulouse et al, 1997)

ArcSWAT http://swatmodel.tamu.edu/software/arcswat

SWAT 2012 http://swatmodel.tamu.edu/software/swat-model

SWAT-CUP (SUFI2) http://www.eawag.ch/forschung/siam/software/swat/index

SPAW Hydrology https://fr.freedownloadmanager.org/Windows-PC/SPAW-Hydrology-GRATUIT.htm

Introduction générale

Introduction générale

L'eau est une ressource essentielle pour l'Homme. Elle a toujours joué un rôle important dans l'histoire de l'humanité, puisqu'elle est aussi source de conflits dans de nombreuses régions du monde (Kettab et al, 2008). En ce début du XXIe siècle, la Terre et ses formes de vie diverses et abondantes — notamment ses 6 milliards d'êtres humains —, sont confrontées à une grave crise de l'eau (Unicef, 2002). Il est à noter qu'en 1990, 20 pays souffraient du manque d'eau, en 1996 ils étaient déjà 26 (230 millions de personnes), le nombre de pays qui auront des problèmes d'eau pourrait s'élever à 41 en l'an 2020 (Kettab et al, 2008).

Dans les régions arides et semi-arides comme l'Afrique du Nord, la croissance de la population ainsi que le développement économique ont accentué la pression sur les ressources en eau qui sont déjà limitées. Le risque de pénurie d'eau est en effet très élevé dans cette région (Brooks, 2007 ; Yazdanpanah et al, 2014). La concurrence que se livrent l'agriculture, l'industrie et l'alimentation en eau potable pour avoir accès à cette ressource et la sècheresse qui a touché la région ont montré combien il était nécessaire d'accorder la plus grande attention à l'eau (Remini, 2005). La gestion des ressources en eau est essentielle car elle affecte les moyens de subsistance des populations et la productivité agricole (Abouabdillah et al, 2014). Les précipitations en Afrique du Nord varient tout au long de l'année avec des épisodes d'asséchement de plus en plus intenses en période estivale (Taleb et al, 2004). Dans ce contexte, plusieurs réservoirs ont été mis en place pour l'alimentation en eau potable des agglomérations et l'irrigation des cultures (Taleb et al, 2004). En 2003 l'Afrique du Nord disposait de plus de 230 barrages dont 114 en Algérie, 90 au Maroc et 30 en Tunisie avec une capacité totale de stockage de 23 milliards de m^3 (Maroc : 14 ; Algérie : 5.2 ; Tunisie : 3.5) (Remini et Remini, 2003).

Les problèmes environnementaux, notamment les changements climatiques et la contamination des eaux par les éléments traces métalliques, et les éléments biogènes comme les nitrates et le phosphore viennent s'ajouter à ces pressions. Les teneurs de ces contaminants dans les milieux aquatiques peuvent atteindre des valeurs parfois élevées devenant critiques pour le bon fonctionnement de l'écosystème et se retrouvent tôt ou tard en quantité non négligeables dans la mer Méditerranée.

Depuis quelques décennies, l'explosion démographique et le développement de l'agriculture et de l'industrie ont modifié le cycle biogéochimique de l'azote vers une production accrue de nitrates (Boualla et al, 2011). Il a été observé une élévation lente mais

inexorable et sans amorce de stabilisation de la teneur en nitrates des eaux souterraines et superficielles de certaines régions ; celle-ci est souvent liée au développement des élevages, à une fertilisation excessive des zones agricoles par les engrais, les déchets (organiques, minéraux...), voire les boues de stations d'épuration (oxydation de l'azote organique et ammoniacal en nitrates) (Boualla et al, 2011). La production de réactifs azotés (source de nitrates) dans le monde a augmenté de 120% et l'azote est devenu un problème environnemental émergeant (Piña-Ochoa et Álvarez-Cobelas, 2006 ; Galloway et al, 2008 ; Virdis et al, 2010 ; Bu et al, 2011 ; Deng et al, 2015).

Le contrôle de la pollution en nitrate a été l'une des premières problématiques abordée pour tendre vers un meilleur contrôle des pressions agricoles sur la qualité de l'eau, initialement mis en évidencesur les nitrates dans les eaux des rivières françaises. Cependant l'interaction directe entre l'occupation des sols, l'agriculture et la pollution en ion nitrate des écosystèmes aquatiques n'est pas évidente, dans le temps et dans l'espace (Ferrant, 2009). Les dynamiques de l'azote dans un paysage varient suivant les conditions hydro-climatiques et la nature des sols (Vagstad et al, 2004). De plus, les processus internes naturels du cycle de l'azote peuvent être dominants comparés aux modifications externes comme les fertilisants azotés des activités agricoles (Webb et Walling, 1985). L'augmentation des teneurs en nitrates dans les systèmes aquatiques pourrait causer l'eutrophisation, décrite comme la plus grande menace récente qui touche les écosystèmes côtiers (Vitousek et al, 1997, Vidal et al, 1999). Elle pourrait aussi causer des problèmes de santé (Camargo et Alonso, 2006 ; McIsaac et al, 2001). Les nitrites, qui dérivent des nitrates dans certaines conditions réductrices, sont toxiques pour les organismes vivants (Briand, 2014).

Le bassin versant de la Tafna représente un modèle pour l'étude spatio-temporelle et l'évolution des flux de nitrates en fonction des pressions naturelles et anthropiques dans les eaux de surface allant vers la mer méditerranée. Ces flux peuvent avoir des conséquences importantes en termes environnementaux en particulier en zone côtière. Ce bassin versant test, représentatif en terme de climat, type et occupation du sol des bassins versants du Nord-Afrique va nous servir pour pouvoir aborder à plus grande échelle, les apports en nitrate fluviaux de l'Afrique du Nord à la méditerranée.

Les bassins versants côtiers Nord-Africains jouent aussi un rôle particulier dans le maintien de la productivité marine en Méditerranée. En effet, les zones de forte productivité se limitent principalement aux eaux côtières à proximité des principales entrées d'eau douce (Bosc et al, 2004 ; Ludwig et al 2009). Depuis les années 1950, les infrastructures de la rivière et les extractions d'eau pour l'irrigation et d'autres usages ayant rapidement évolués et

conjugués au changement climatique, ont modifié le fonctionnement naturel des Rivières Méditerranéens (Margat et Treyer, 2004). Il existe de fortes preuves que les débits de l'eau et les éléments associés à la Méditerranée ont subi des changements importants (Ludwig et al 2009).

L'étude du fonctionnement hydrobiogéochimique à l'échelle d'un bassin versant d'un système oued est difficile à appréhender d'une part, par sa complexité fonctionnelle et ses pressions anthropiques et naturelles vis-à-vis de la ressource en eau et, d'autre part, par le manque de données difficiles à acquérir sur des pas de temps court et à long terme (Taleb et al, 2004). Pour cela, nous avons choisi d'aborder la problématique en couplant les approches de mesures in situ avec de la modélisation hydro-agro-environnementale. La modélisation venant en complément pour intégrer les connaissances, tester les hypothèses mais aussi pour compléter les données manquantes (par ex : débit en tout point du réseau hydrographique) et quantifier l'ensemble des flux dans les différents compartiments du bassin versant et les flux allant à la mer de manière dynamique

Le bassin versant de la Tafna (7200 km^2) représente un modèle également pour l'étude du fonctionnement biogéochimique sur les systèmes Oued du Nord-Africain centré sur le transfert des nitrates à différentes échelles de l'hydrosystème oued et de leurs interactions avec le vivant, dans des régions semi arides où les données font défaut.

Enfin nous complétons notre travail en considérant une échelle d'étude plus grande incluant les pays de l'Afrique du Nord (Maroc, Algérie, Tunisie), afin de quantifier les quantités de nitrates acheminées par les fleuves côtiers majeurs de l'Afrique du Nord vers les eaux de la Méditerranée, et avoir une idée sur la contribution des différents bassins versants à l'eutrophisation de la Méditerranée. La modélisation apparaît comme un outil permettant de répondre à plusieurs objectifs. Couplée à un Système d'Information Géographique (SIG), elle permet de spatialiser et de quantifier les processus aboutissant aux transferts de polluants, mesurer les effets sur les quantités de polluants qui atteindront le réseau hydrographique, puis les exutoires. Pour cela nous avons choisi l'application du modèle Swat "*Soil and Water Assessment Tool"* (SWAT - Arnold et al, 1998) qui est adapté à la modélisation du transfert des nitrates, dans les phases dissoutes, à l'échelle du bassin versant et dans le contexte agricole.

Le manuscrit est décomposé en sept chapitres :

- Le chapitre 1 présente une étude bibliographique, problématique, hypothèses de travail et fait l'état des connaissances sur la problématique ;

- Le chapitre 2 décrit le milieu d'étude, les bassins versant côtiers majeurs de l'Afrique du Nord ;
- Le chapitre 3 comporte le protocole expérimental de mesures in situ sur la Tafna, ensuite une description du modèle SWAT et la méthode d'évaluation de la performance du modèle ;
- Le chapitre 4 s'appuie sur une étude in situ sur la Tafna afin de mettre en évidence l'impact de l'occupation du sol sur les concentrations des nitrates dans les eaux superficielles et avoir une idée sur la contribution du bassin versant à l'eutrophisation de la Méditerranée tout en mesurant les quantités de nitrates acheminées vers les eaux marines ;
- Le chapitre 5, évalue la contribution des différents compartiments du bassin aux eaux de surface et l'impact de la construction des barrages en région semi-arides sur l'eau et le flux de l'eau et des sédiments vers la mer, afin de développer et de faciliter, la gestion de ces infrastructures, en appliquant le modèle SWAT. Ce chapitre a été présenté sous la forme d'un article publié dans la revue *Water ;*
- Le chapitre 6, s'intéresse à l'application du modèle SWAT pour évaluer la contribution du bassin versant de la Tafna dans le flux de nitrates et le rôle des barrages dans la rétention des nitrates, quantifier l'impact des pratiques agricoles actuelles sur la qualité de l'eau de surface et évaluer la contribution du bassin versant à l'eutrophisation de la mer Méditerranée. Ce chapitre a été présenté sous la forme d'un autre article aujourd'hui en préparation à soumettre à Journal of Environmental Management ;
- Le chapitre 7, propose une approche à grande échelle de modélisation en appliquant le modèle SWAT, tout en utilisant le bassin versant de la Tafna en Algérie comme bassin de référence, pour quantifier la contribution des plus grands fleuves côtiers de l'Afrique du Nord aux flux de nitrates et de sédiments vers la Mer Méditerranée. Identifier, comprendre les facteurs de contrôle des exportations de nitrates, de sédiments, le rôle des barrages dans la rétention des nitrates et des sédiments, intégrant l'impact des pratiques agricoles actuelles sur les eaux de surface. Ce chapitre a été également présenté sous la forme d'un article aujourd'hui en préparation.

Enfin, le manuscrit se termine par une discussion générale synthétisant les résultats obtenus et une conclusion générale qui résume les principales constatations ouvrant sur des perspectives de ce travail.

Chapitre 1 : Contexte scientifique et objectifs

Ce chapitre décrit le cycle d'Azote, les sources des nitrates dans les cours d'eau, les conséquences de la pollution en nitrates, et la modélisation des contaminations en nitrates dans les hydrosystèmes. Ensuite une présentation du potentiel et des problèmes hydrauliques de l'Afrique du Nord, la gestion, l'organisation et la législation du secteur de l'eau en Algérie comme région référence de l'Afrique du Nord sont décrites, afin de connaitre mieux l'état de la ressource en eaux dans notre zone d'étude. Enfin les objectifs de la thèse, ainsi que la méthodologie générale seront présentées.

1.1. Le cycle de l'Azote

Tous les organismes ont besoin de nutriments tels que l'azote et le phosphore, pour la croissance et la reproduction. L'azote (N) circule à travers l'atmosphère et le paysage dans un cycle complexe composé de transformations biotiques et abiotiques (Lutgens et Tarbuck 1992).

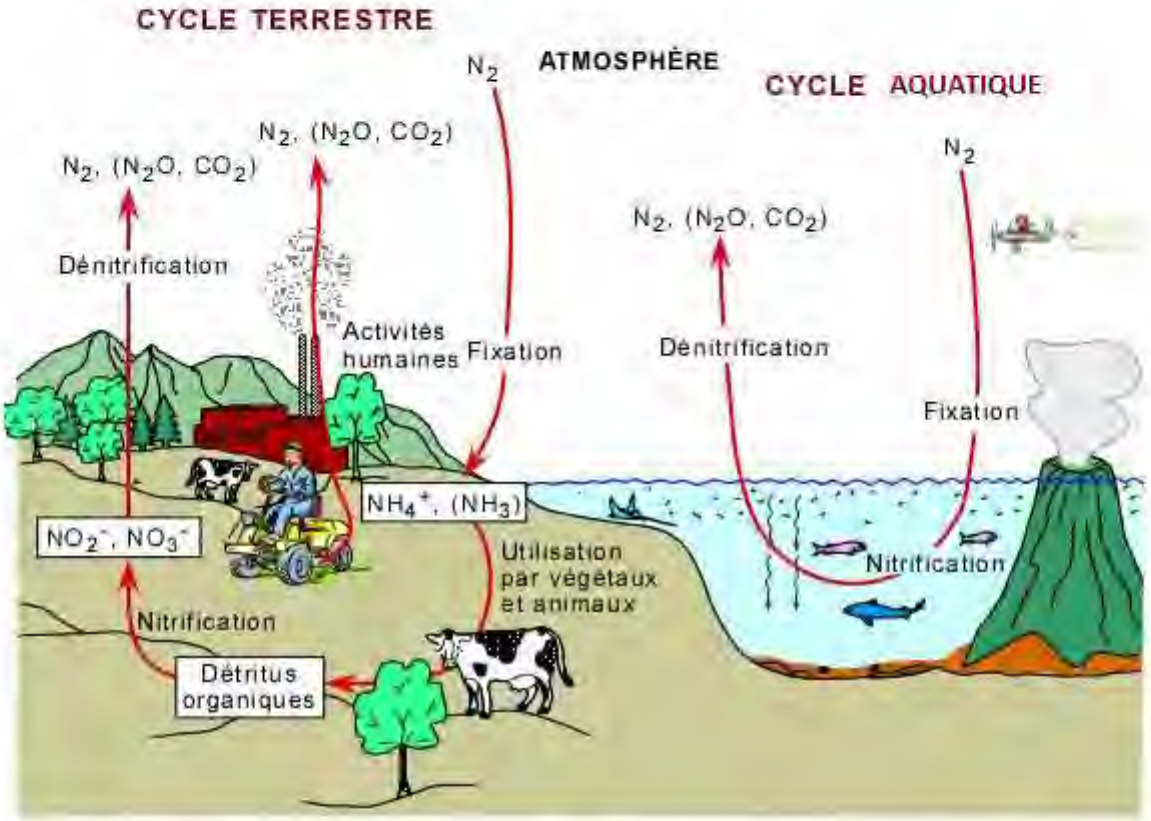


Figure 1. Cycle biogéochimique de l'Azote (source : http://www2.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/s3/cycle.azote.html)

L'azote compose 78% de l'atmosphère. Les formes réactives de l'azote sont définies comme étant liées aux éléments C, O et H. La fixation du diazote N_2 en milieu continental est assurée par des bactéries hétérotrophes du sol, souvent associées aux végétaux de la famille des légumineuses (pois, trèfles …) (Canton, 2009).

$$2NO^-_2 + 3\ (CH_2O) + 3H_2O \rightarrow 4NH^+_4 + 3CO_2 \quad \text{(eq.1)}$$

Dans les systèmes aquatiques l'azote est lié à la matière organique et inaccessible pour l'assimilation jusqu'à ce qu'il soit minéralisé en ammonium, qui peut être repris directement ou oxydé par des bactéries en nitrate (NO_3).

$$2NH^+_4 + 3O_2 \rightarrow 2NO^-_2 + 2H_2O + 4H^+_4 \text{ (eq.2)}$$

$$2NO^-_2 + O_2 \rightarrow 2NO^-_3 \text{ (eq.3)}$$

Certains microorganismes réduisent les nitrates, libérant de l'azote dans l'atmosphère. D'autres fixent l'azote libre, exploité pour le passage à des niveaux trophiques supérieurs. Ainsi, le cycle de l'azote est un élément biologique vital des systèmes aquatiques (Jones et Mulholland, 2000).

$$4NO^-_3 + 5(CH_2O) + 4H^+ \rightarrow 2N_2 + 5CO_2 + 7H_2O \text{ (eq.4)}$$

Les ruisseaux et les rivières forment des écosystèmes dynamiques qui transportent de l'‘eau et les solutés, provenant des terres aux estuaires ou les milieux marins. La composition physico-chimique, biologique et les caractères hydrologiques influencent la concentration et la quantité d'‘azote atteignant les exutoires de ces écosystèmes (Jones et Mulholland, 2000).

Le nitrate est la principale forme chimique azotée dissoute. Elle passe du sol vers les eaux souterraines par percolation. Les chemins de circulation de l'eau dans un bassin versant sont donc déterminants pour le transport de nitrate dans les nappes puis vers les rivières (Martin, 2003).

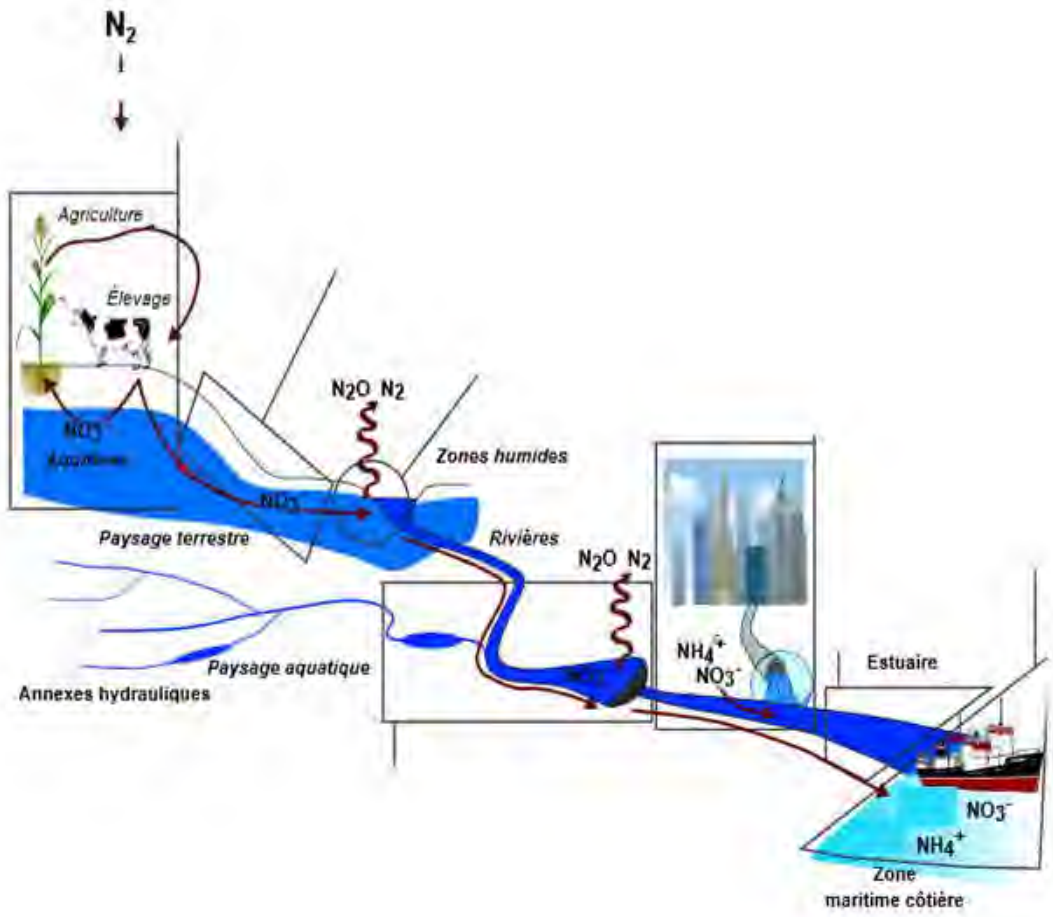


Figure 2. Cycle biogéochimique de l'Azote dans le Bassin versant (Passy, 2012 modifié)

Dans la partie amont, les nitrates sont le produit de minéralisation et sont véhiculés par les eaux souterraines. De plus les eaux de ruissellement entrainent des pluies, dont les teneurs en nitrates sont généralement faibles. En aval les ions nitrates sont détruits essentiellement par dénitrification (Martin, 2003).

1.2. La pollution en nitrates

La Pollution par les nitrates dans les écosystèmes aquatiques a déjà fait l'objet de plusieurs travaux (Carpenter et al., 1998 ; Jalali, 2011 ; Sun, 2015…).

L'augmentation de la concentration des nitrates dans les hydrosystèmes pourrait causer l'eutrophisation, elle pourrait aussi causer des problèmes de santé (Camargo et Alonso, 2006 ; McIsaac et al, 2001).

1.2.1. Les conséquences environnementales

L'eutrophisation correspond à un apport en excès des substances nitratés et phosphatés conduit à un désiquilibre du rapport N/P. L'eutrophisation est caractérisée par une prolifération des végétaux aquatiques, et notamment du phytoplancton qui est l'ensemble des organismes végétaux en suspension dans l'eau (Philippe, 2011).

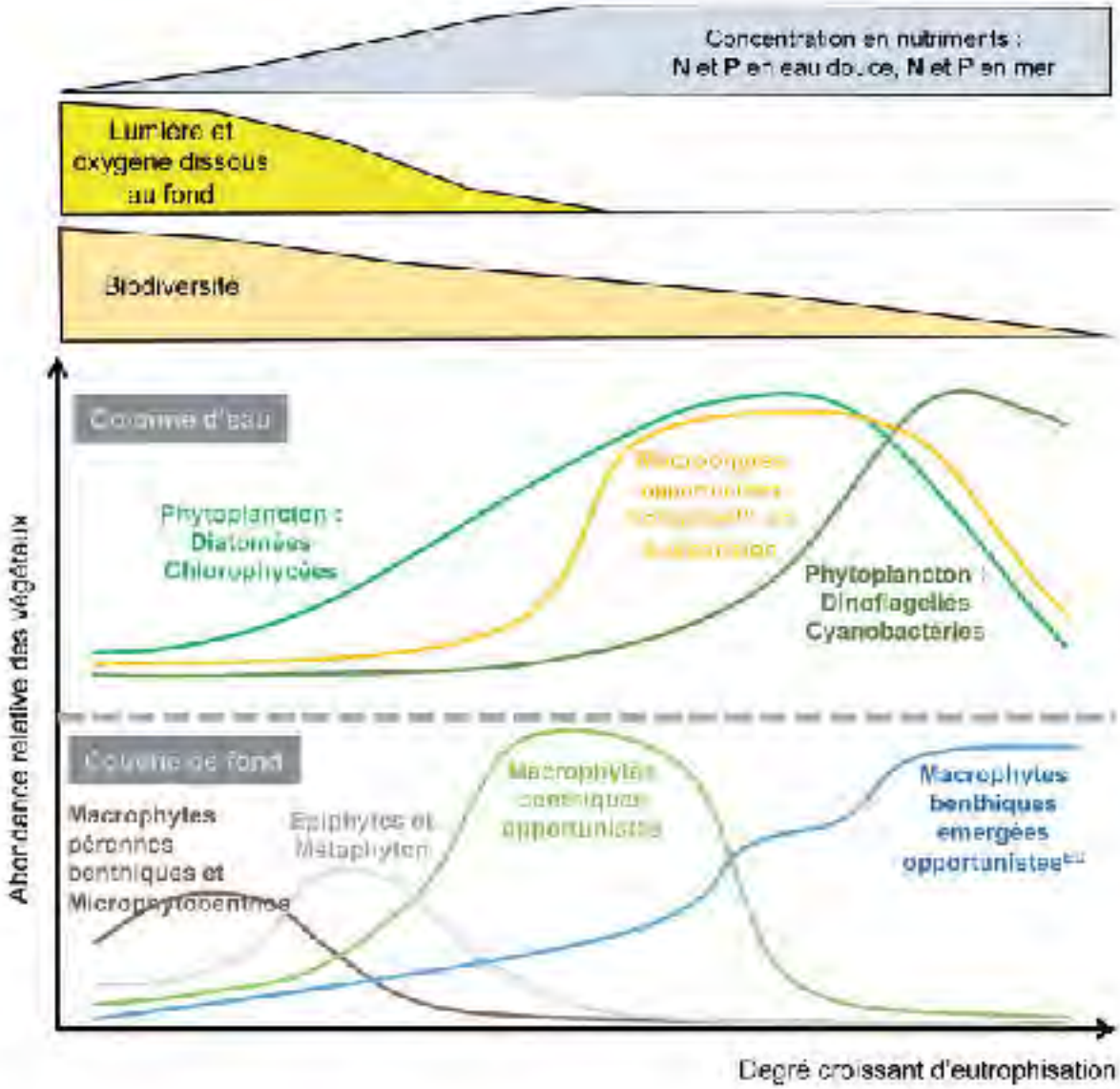


Figure 3. Changements des paramètres physico-chimiques, de la dominance relative des végétaux et de la biodiversité en fonction du degré d'eutrophisation en milieu aquatique. (Source: ESCo Eutrophisation, 2017).

Les réponses engendrées par une perturbation sont, dans un premier temps, détectables au niveau physiologique/ biochimique d'un individu avec la sécrétion de substances toxiques, puis au niveau morphologique ou comportemental, et enfin aux niveaux des populations et

des communautés (figure 3). Les symptômes les plus notables de l'eutrophisation sont les proliférations végétales, parfois toxiques, la perte de biodiversité et les anoxies qui peuvent engendrer la mort massive d'organismes aquatiques (ESCo Eutrophisation, 2017).

1.2.2. Les conséquences sur la santé humaine

Les fortes concentrations en nitrates dans les eaux peuvent avoir des conséquences dangereuses sur la santé humaine (Philippe, 2011). Le risque réside dans la capacité de l'organisme à transformer les nitrates en nitrites (Philippe, 2011). Ces nitrites réduisent la capacité du sang à transporter l'oxygène en transformant l'hémoglobine en méthémoglobine (Philippe, 2011).

Une consommation d'eau avec une concentration trop élevée en nitrate peut alors être à l'origine de cyanoses chez les nourrissons et de cancers de l'estomac et de l'intestin chez l'adulte (Croll et Hayes, 1988 ; Philippe, 2011).

1.2.3. La source des nitrates dans les cours d'eau

L'agriculture et l'urbanisme sont les principales sources d'Azote dans les écosystèmes aquatiques (Carpenter et al, 1998).

1.2.3.1. Les sources agricoles

L'une des principales sources de nitrate est l'entrée d'engrais azotés et de fumier dans le sol afin d'améliorer les rendements des cultures. Les plantes cultivées absorbent seulement la moitié des engraisépandus (FAO, 2001). Par conséquent les nitrates sont transportés en grandes quantités vers l'eau de surface et les eaux souterraines par le ruissellement, le lessivage et l'érosion des sols (Kattan et al, 1986;. Mariotti et Létolle, 1977; Probst, 1985).

Le contrôle des concentrations en nitrates dans l'eau en zones agricoles est essentiel pour limiter la pollution des eaux de surfaces et souterraines. L'acquisition de connaissances sur l'origine et la voie de transfert des nitrates est la première étape pour des mesures appropriées (Paul et al., 2015).

1.2.3.2. Les sources urbaines

Les effluents d'eaux usées sont considérés comme une source importante qui alimentent les hydrosystèmes en nitrates (Glen et al, 1999; Mitchel et al, 2000; Hao and Chang 2003 ; Chen et al, 2010).

Lerner et al. (1999) montrent qu'à Nottingham au Royaume-Uni, les quantités de nitrates rejetées dans l'environnement proviennent pour 13 % des eaux usées, pour 36 % des fuites de réseau et pour 50 % des lixiviations par les jardins, les parcs et les zones industrielles. Cette source urbaine de contamination constitue un enjeu écologique important (Philippe, 2011).

1.3. La modélisation des contaminations en nitrates dans les hydrosystèmes

Un modèle est une représentation théorique simplifiée d'un système. Il comporte la définition d'une structure, la formulation de lois (relations déterministes ou probabilistes) reliant les sollicitations ou entrées du système à ses réponses ou sorties, et la définition des paramètres (constantes ou variables pouvant prendre des valeurs numériques) entrant dans ces relations (Margat et Castany,1977 ; Philippe, 2011). C'est un outil efficace pour comprendre et quantifier les processus en jeu à l'échelle de la parcelle, de la rivière et du bassin versant (Boithias, 2011).

Il s'agit donc d'un outil d'analyse qui permet en plus de tester l'évolution de contaminations selon différents scénarios : changement de pratiques agricoles, changements climatiques, application de politiques compensatoires, etc. Différents types de modèles sont disponibles pour conceptualiser un système (Philippe, 2011).

Les modèles mathématiques ont été généralement classés en trois types :

1.3.1. Classification selon la représentation de l'espace

1.3.1.1. Les modèles globaux

Les premiers dispensent une discrétisation spatiale. Le bassin versant est considéré comme un tout et ses caractéristiques (occupation du sol, type de sol, précipitations...) sont uniformes sur l'ensemble de l'entité (Furusho, 2011).

1.3.1.2. Les modèles distribués

Permettent une discrétisation en sous-bassins, en mailles ou éléments finis. Les modèles distribués sont en général plus performants, mais les données nécessaires ne sont pas toujours disponibles et la mise-en-œuvre peut-être plus fastidieuse (Furusho, 2011). Dans la majorité des cas, les modèles ne sont pas totalement distribués étant donné que certains composants du système peuvent être globalisés. Les modèles sont alors de type semi-

distribués qui tiennent compte de la variabilité spatiale à travers des classes ayant des comportements hydrologiques supposés similaires (Gnouma, 2006).

1.3.2. Classification selon la discrétisation temporelle

1.3.2.1. Les modèles événementiels

Ils visent à reproduire la réponse du bassin en terme de débit lors des épisodes pluvieux. Ce genre de modèles, qui n'est activé qu'au moment des pluies, nécessite de préciser l'état initial du bassin en fonction des conditions climatiques antécédentes (Gnouma, 2006).

1.3.2.2. Les modèles continus

Ils sont capables de calculer les sorties (débit, teneur en eau...) tant qu'ils sont alimentés par des données (précipitation, températures...). A cette échelle temporelle, les écoulements lents et l'évapotranspiration jouent un rôle important. Du fait d'afficher des longues périodes de débits, les modèles continus peuvent révéler une variété d'effets des changements environnementaux (climat, occupation du sol, etc) (Furusho, 2011).

1.3.3. Classification selon la description du processus

1.3.3.1. Les modèles empiriques

Le premier type, généralement appelé « boite noire » utilise une relation empirique (c'est-à-dire issue de l'expérience) reliant entrée et sortie sans chercher à se rapprocher d'une loi physique (Varado, 2004). Selon Ambroise (1991), le modèle empirique caractérise globalement la relation débit-pluie par des traitements de séries chronologiques (Gnouma, 2006).

1.3.3.2. Les modèles conceptuels

Ils cherchent à se rapprocher de la physique : par exemple un bassin versant sera modélisé par une succession de réservoirs représentant les différents compartiments hydrologiques et reliés entre eux par des lois d'échange simple (Varado, 2004).

Enfin lorsque la description des processus est faite de manière physique, c'est-à-dire aves des lois de comportement propres à une échelle spatiale donnée, on parle, dans la littérature, de modèle à base physique (Varado, 2004).

Ils font en général intervenir des paramètres n'ayant pas non plus de signification physique

1.3.3.3. Les modèles à bases physiques

Selon Maskey, 2004, Singh et Singh, 2001, ces modèles sont basés sur la représentation mathématique de processus physiques, et ont une structure semblable à la logique du système réel (Sun, 2015).

1.4. Modélisation des transferts de nitrates

Pour modéliser la contamination en nitrates d'un hydrosystème, trois cycles doivent être correctement représentés :

- le cycle de l'eau, avec les transferts de surface, de subsurface et souterrains.

- L'érosion qui agit comme un vecteur important pour le déplacement des polluants des sols vers les eaux de surface (He et al, 2004 ; Quinton et Catt, 2007).

- le cycle de l'azote dans l'hydrosystème (Philippe, 2011).

Plusieurs modèles conceptuels couplant des processus agronomiques et hydrologiques ont été développés pour simuler le devenir de la pollution diffuse, le tableau 1 fournit un résumé des caractéristiques et des principaux modèles utilisés.

Tableau 1. Modèles de bassins versants - Principales caractéristiques (Daniel et al., 2011).

Modèle	Application	Composantes principale	Flux latérale	Simulations chimique	Echelle temporel	Echelle spatial
ANSWERS	bassins versants agricoles; conçu pour les bassins versants sans station de mesure	Ruissellement, infiltration, drainage souterrain, érosion du sol**,**	Aucun	Aucun	évènementiel	distribué
ANSWERS-2000	Bassins agricoles de taille moyenne ; bassins sans stations de mesures ; évaluation des bonnes pratiques culturales ; simulation des interactions entre quatre groupes d'azote	Ruissellement; infiltration, transport de nutriments	Equation de Darcy	Transport de N, P, sédiments	continu	distribué
AGNPS	bassins agricoles	Ruissellement; infiltration, transport de Sédiments, et l'érosion	Aucun	Aucun	évènementiel	distribué
AnnAGNPS	bassins agricoles ; pratiques culturales	hydrologie, Transport de sédiments, de nutriments et de pesticides, MNT utilisé pour générer un réseau	Equation de Darcy	N, P, pesticides, carbone et nutriments	continu	distribué

		de réseau hydrographique				
GSSHA/CASC2D	bassins versants agricoles urbains; capacités de modélisation dans une variété de climats avec des ensembles de données spatiales complexes	Ruissellement; l'humidité du sol, transport de Sédiments, et l'érosion	Aucun	Aucun	continu	distribué
HEC-1/HECHMS	Bassins urbanisés, modélisation de crues	Précipitation, pertes, flux de base, transformation et écoulement	Aucun	Aucun	évènementiel	Semi distribué
HSPF	Bassins agricoles et urbanisés ; qualité d'eau et sédiments	qualité des eaux de ruissellement /, simulation des zones perméables / imperméables	percolation, écoulements latéraux ou de nappe	température, DO, CO_2, N, NH_3, orgN/P, pesticides	continu	Semi distribué
KINEROS2	Bassins agricoles et urbanisés	Les apports pluviométriques distribués, le transport des sédiments, l'infiltration, le ruissellement de surface et l'érosion	Aucun	Aucun	continu	Semi distribué
MIKE SHE	Large gamme d'échelles spatiales et temporelles; la	écoulement superficiel, fonte des neiges; échange aquifère /	écoulement des eaux souterraines	éléments dissous dans la surface, le sol et les	évènementiel, continu	distribué

	conception modulaire facilite l'intégration d'autres modèles; capacités avancées pour la qualité de l'eau, l'estimation des paramètres et l'analyse du bilan hydrique	rivières, processus géochimiques, croissance végétale, érosion des sols et irrigation		eaux souterraines		
SWAT	Bassins agricoles ; pratiques culturales	Hydrologie, conditions météorologiques, sédimentation, température et propriétés du sol, croissance des cultures, nutriments, pesticides, gestion agricole et flux des réservoirs	percolation, écoulements latéraux ou de nappe	N, P, pesticides, carbone	continu	Semi distribué
PRMS/MMS	petits bassins agricoles ; érosion des sols	Hydrologie et ruissellement de surface, érosion des sols, transport des sédiments	aucun	aucun	évènementiel	distribué

Le progrès dans le domaine de la modélisation et la diversification des modèles à l'échelle des bassins versants a beaucoup aidé dans la compréhension des processus physiques, chimiques et biologiques influençant la qualité de l'eau, offrent des possibilités pour la préservation de la ressource en eau (Daniel et al., 2011).

Dans cette dans étude, on a utilisé le model SWAT (Soil and Water assessment Tool) qui est le plus largement utilisé à l'échelle internationale, pour l'hydrologie, les matières en suspensions et les nutriments (Gassman et al, 2007). SWAT est un outil très efficace pour simuler la dynamique, la qualité et le transport des sédiments dans le cours d'eau (Daniel et al, 2011).

SWAT a été largement utilisé dans plusieurs régions semi-arides à travers le monde à petite et a grande échelle pour modéliser l'hydrologie, les sediments et les nitrates, comme Baker et Miller (2013) à la Riviere Njoro dans le Sud Est de l'Afrique, Shrestha et al., (2016) dans le Onkaparinga au Sud de l'Australie. Plusieurs auteurs ont appliqué le model dans le bassin méditerranéen comme Bouraoui et al. (2005) en Tunisie, Briak et al. (2016) au Maroc. SWAT a été appliqué aussi a grande échelle comme (Abbaspour et al, 2015 ; Vigiak et al., 2015) a l'echelle Europe.

1.5. La ressource en eau en Afrique du Nord

Comme dans la plupart des régions semi-arides et arides, qui couvrent plus de 40% de la superficie terrestre, la gestion des ressources en eau en Afrique du Nord (Maroc, Algérie, Tunisie) qui couvre une superficie de 3,254,000 km^2 est plus complexe que dans les zones humides en raison du manque d'eau.

Bordiers de la Méditerranée et du désert le plus chaud du monde, les pays de l'Afrique du Nord ne bénéficient du climat méditerranéen subhumide que sur une étroite frange littorale alors que les deux-tiers de leurs territoires sont exposés aux climats semi-arides et arides (Taabni et El Jihad, 2012).

La pluviométrie moyenne annuelle en Afrique du Nord est évaluée entre moins de 100 et plus de1000 $mm.an^{-1}$ (figure 4) (Taabni et El Jihad, 2012).

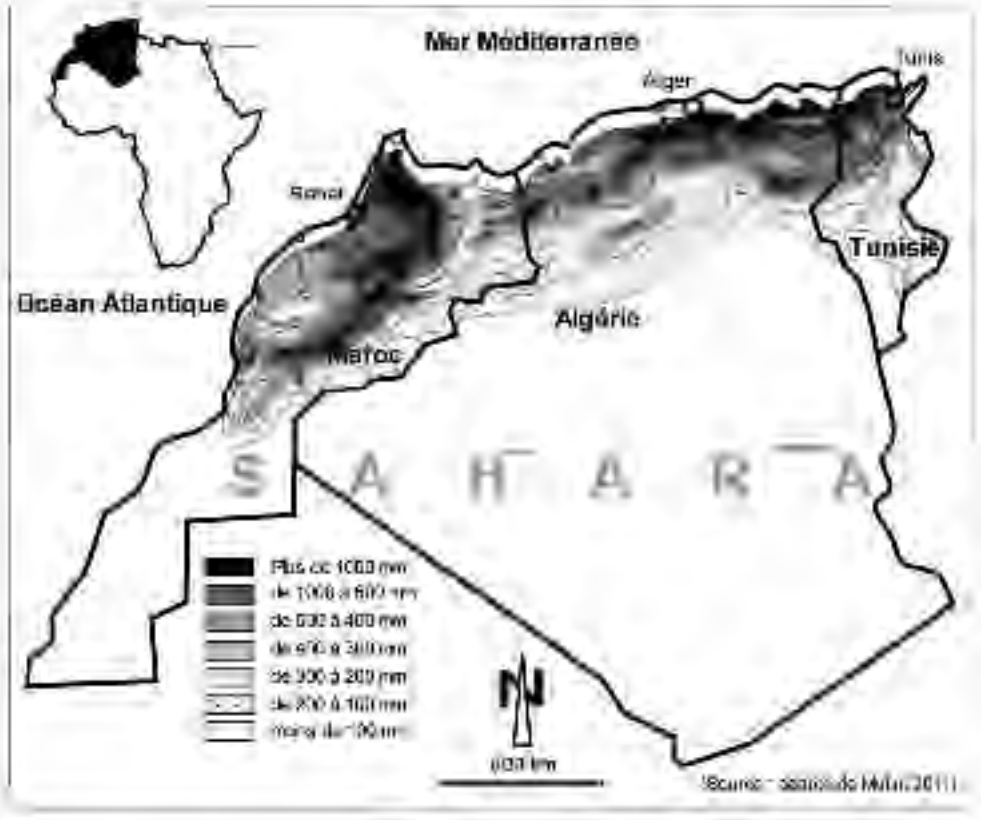


Figure 4. Les précipitations moyennes annuelles en Afrique du Nord (1960-2010) (Taabni et El Jihad, 2012).

La dotation en eau renouvelable par habitant maghrébin est de 548 m^3. hab^{-1} .an^{-1} en 2010. Ce volume se situe très en dessous du seuil théorique de pénurie fixé par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) à 1 000 $m^3.hab^{-1}.an^{-1}$ (Taabni et El Jihad, 2012).

Tableau 2. Bilan et potentiel en eau renouvelable en $km^3.an^{-1}$ en Afrique du Nord (moyenne 1981-2010) (Taabni et El Jihad, 2012)

Basins	Précipitations	Évapotranspiration réelle	Eaux renouvelables surface	Eaux renouvelables souterraines
Maroc	135 (36%)	111 (35 %)	18 (58%)	6(53 %)
Algérie	190 (50%)	175 (56%)	11 (35 %)	4 (34 %)
Tunisie	32 (14%)	28 (9%)	2.5 (7%)	1.5 (13 %)
Totale	357	314	31	11.5

Une baisse projetée des précipitations (figure 5) se répercuterait, avec la hausse des températures, sur le ruissellement dont la diminution significative (de 20 à plus de 40 %) concerne le nord du Maghreb (Afrique du Nord) où se concentrent populations et grandes plaines fertiles (figure 6). Les estimations moyennes par pays prévoient des baisses du ruissellement allant de 20 % en Algérie et en Tunisie à 25 % au Maroc (GIEC-IPCC, 2008 ; Mostefa-Kara, 2008 ; Taabni et El Jihad, 2012).

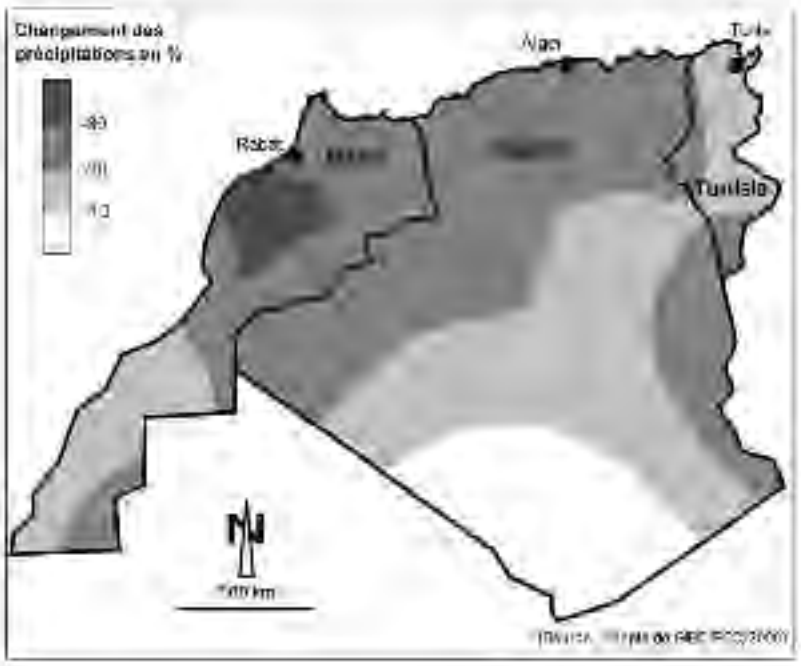


Figure 5. Changement des précipitations annuelles à l'horizon 2080/2099 par rapport à 1980/1999 en Afrique du Nord (moyenne de 21 modèles) (Taabn et El Jihad, 2012).

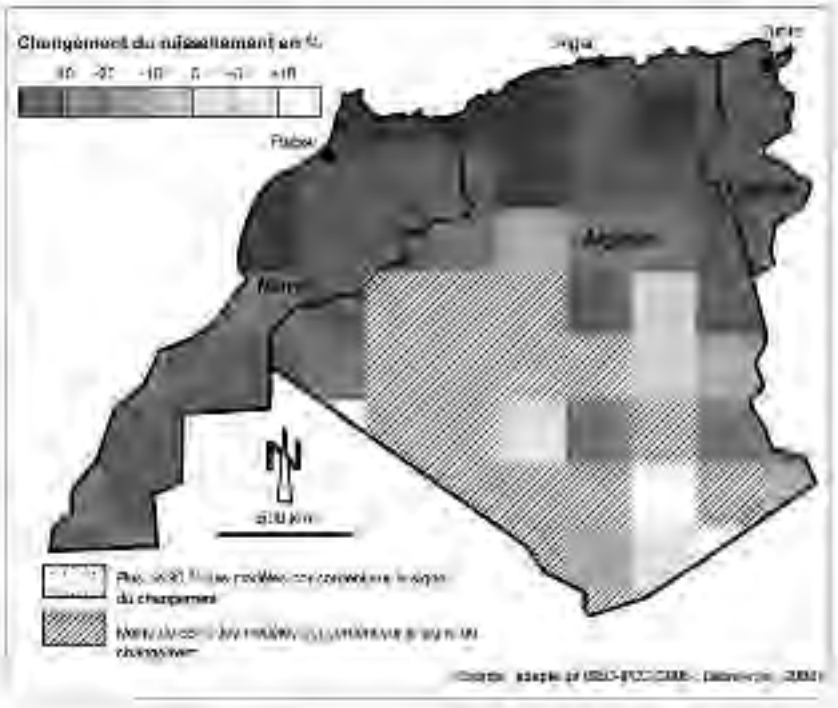


Figure 6. Changement du ruissellement annuel pour la décennie 2090/2099 par rapport à 1980/1999 en Afrique du Nord (Taabn et El Jihad, 2012).

Face à cette pénurie, les pays de l'Afrique du Nord ont veillé à ce que l'approvisionnement en eau corresponde à l'exigence des zones urbaines, des villes et de

l'agriculture en construisant des barrages (Tableau 3), en développant de vastes zones d'irrigation et en mettant en place des systèmes d'approvisionnement en eau potable pour les habitants (Hamiche et al, 2015).

Tableau 3. Les barrages de l'Afrique du Nord (Remini et Remini, 2003).

Pays	Maroc	Algérie	Tunisie
Nombre	90	114	30
Capacité milliards de m^3	14	5.2	3.5

1.6. Les problèmes hydrauliques de l'Afrique du Nord

Plusieurs problèmes hydrauliques affectent la quantité et la qualité des ressources en eau en Afrique du Nord, l'envasement des barrages et l'eutrophisation sont parmi les principaux problèmes (Remini et al, 1997 ; Remini, 2010 ; Hamiche et al 2015).

1.6.1. L'envasement des barrages d'Afrique du Nord

L'envasement des barrages, un phénomène très répandu en Afrique du nord (figure 7) est dû à la forte érosion des bassins versants de la région, favorisé par la nature des sols et l'absence de boisement (Remini et Hallouche, 2003 ; Remini, 2010). En effet, la majorité des bassins versants de l'Algérie, la Tunisie et le Maroc est caractérisée par de fortes érosion spécifiques dépassant 2000 $t.km^{-2}.an^{-1}$ représentant (Remini et Remini, 2003).

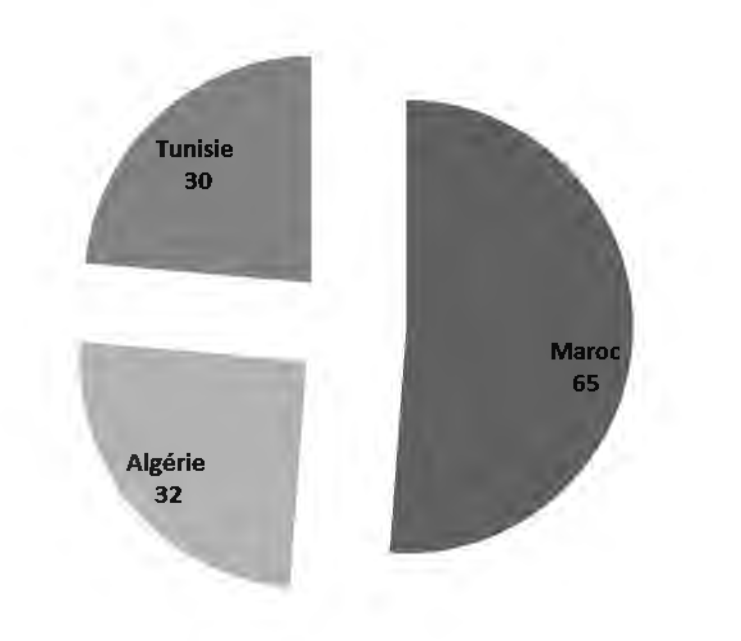


Figure 7. Envasement annuel des barrages en Afrique du Nord en million de m^3(Remini et Remini, 2003).

Ce phénomène entraîne, en moyenne annuelle, une perte de 133 hm^3 de capacité de stockage des barrages, soit un potentiel en eau d'irrigation de 16 500 $ha.an^{-1}$(Taabni et El Jihad, 2012). À l'horizon 2030, cette superficie atteindrait 124 000 $ha.an^{-1}$ pour une capacité perdue des barrages de 310 $ha.an^{-1}$(Remini et Remini, 2003 ; Taabni et El Jihad, 2012).

1.6.2. Eutrophisation

Le processus d'eutrophisation est accéléré par l'activité humaine dans des régions urbaines ou agricoles fortement peuplées, ou les rejets domestiques et les fertilisants contiennents de grandes quantités d'azote (Howarth et al, 2002).

Les eaux de la mer méditerranée révèlent un taux élevé de biomasse autotrophe dans zones proches des deltas fluviaux, les manifestations d'eutrophisation dans cette région sont dues aux substances fertilisantes produites par l'homme (UNEP, 1995).

Plusieurs cas d'eutrophisation ont été signalés dans la région de l'Afrique du Nord, au Maroc les déficits en oxygène, enregistrés près du fond du barrage El Khattabi au cours de la saison d'été 2001, ont provoqué une activité de biodégradation dans les zones profondes (Remini et Remini, 2003).

En Algérie des Oueds comme la Tafna (Nord-Ouest Algérien), Mekerra (Nord-Ouest Algérien), Chellif (Nord-Ouest Algérien), Soummam (Nord-Est Algérien), et Seybouse

(Nord-Est Algérien) et plusieurs barrages à travers le pays, comme Beni Bahdel, Boughrara qui sont localisées dans la Tafna sont à un stade d'eutrophie avancée (Remini, 2010 ; Bouzid-Lagha et Djelita, 2012).

En Tunisie une prolifération d'algues a été enregistrée dans le barrage de Lebna (Nord- Est) traduisant une eutrophisation de ses eaux (El Herry et al, 2008).

1.7. Evolution des flux d'azote à partir des fleuves de l'Afrique du Nord

Comme toutes les rivières méditerranéennes, les fleuves nord-africains jouent un rôle particulier dans le maintien de la productivité marine en Méditerranée et les zones de forte productivité se limitent principalement aux eaux côtières à proximité des grands apports d'eau douce (Bosc et al. 2004, Ludwig et al 2009). Depuis les années 1950, les barrages et les prélèvements d'eau pour l'irrigation et d'autres buts ont rapidement évolué, en même temps que le changement climatique a modifié le fonctionnement naturel des rivières méditerranéennes (Margat et Treyer, 2004). Il existe de fortes preuves que les rejets d'eau et d'éléments associés dans la mer Méditerranée ont subi d'importants changements (Ludwig et al 2009).

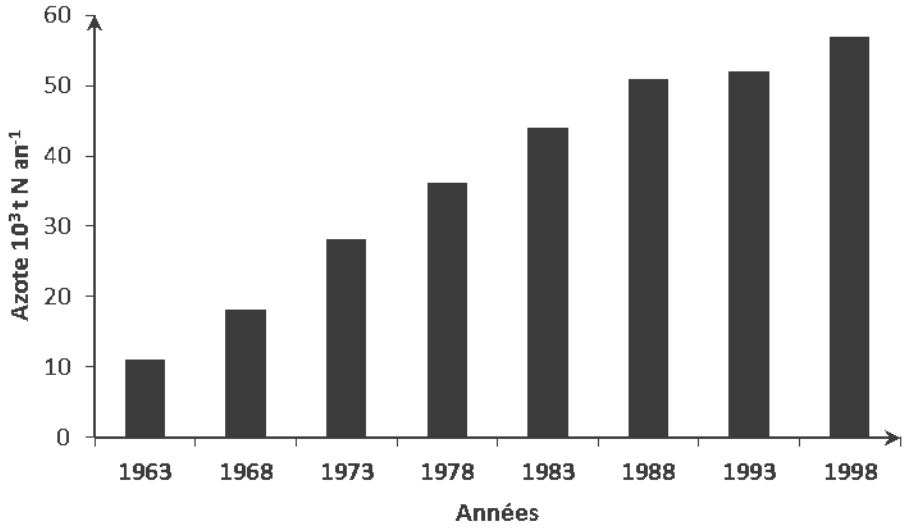


Figure 8. Flux de nitrates à partir des fleuves de l'Afrique du Nord (Ludwig et al 2009).

Le flux d'azote à partir des fleuves de l'Afrique du Nord vers la mer représente 5% de la quantité totale transférée a partir des fleuves mediterrannéen. Les rivieres de l'afrique du

Nord ont transféré une quantité entre 11000 et 57000 tN an^{-1} entre 1963 et 1998 (Ludwig et al 2009).

1.8. Gestion de l'eau (exemple : l'Algérie)

Le ministère des ressources en eau coordonne l'ensemble des activités liées à l'eau au niveau national, chaque wilaya possède une direction de l'hydraulique. Au niveau régional : Des agences (comme ANRH : Agence Nationale des ressources hydrauliques) ont été créées avec la mise en place progressive de dispositifs et d'outils réglementaires pour la gestion quantitative et qualitative de l'eau (Kettab, 2001). Le statut de ces agences de bassins hydrographiques est d'établissement public à caractère industriel et commercial (EPIC) (Kettab, 2001). Le principe de la concertation avec les différents partenaires (agriculture, industrie, associations d'usagers, collectivités locales, universités, ...) est retenu (Kettab, 2001). Le code des eaux a été modifié et permet notamment la concession d'installation d'eau potable et/ou d'assainissement à des opérateurs privés. Leurs missions principales sont :

- L'élaboration et actualisation du cadastre hydraulique ;

- La sensibilisation à l'économie de l'eau et la lutte contre la pollution ;

- L'élaboration des schémas directeurs d'aménagement régionaux.

I1 existe aussi des agences nationales, comme l'ANBT (Agence nationale des barrages et Transferts), ADE (Algérienne des eaux, de l'eau potable), ONA (Office Nationale d'assainissement) .... (Kettab, 2001).

1.9. La législation dans le secteur de l'eau en Algérie

L'Algérie organise pour la première fois des Assises nationales de l'eau en 1995. Suite à cette rencontre, un état des lieux et un diagnostic des systèmes de distribution et d'assainissement d'eau (vétusté des réseaux, fuites, branchements illégaux, incapacité à assurer pleinement l'accès à l'eau des populations, etc.) fut établi et une stratégie nationale élaborée (Mozas et Ghosn, 2013). Entre 1995 et 2005, une série de réformes a repensé la mobilisation, la gestion et l'utilisation des ressources en eau en prenant en compte trois points clés : les principes (cadre réglementaire, gestion intégrée, efficience de l'eau agricole, politique tarifaire), les institutions (création du ministère des Ressources en eau, des agences de bassins hydrographiques et restructuration des agences nationales et régionales), et les

priorités (alimentation en eau potable, transferts d'eau, etc.) définissent la nouvelle politique nationale de l'eau (Mozas et Ghosn, 2013). Le passage en revue des cadres juridiques et institutionnels fournit une vision synthétique du secteur de l'eau en Algérie et permet d'apprécier les changements intervenus pour répondre aux dysfonctionnements constatés (Mozas et Ghosn, 2013).

La gestion du secteur de l'eau en Algérie relève principalement de la loi relative à l'eau (loi n°05-12 du 4 août 2005) (Bouchedja, 2012). Elle a pour objet de fixer les principes et les règles applicables pour l'utilisation, la gestion et le développement durable des ressources en eau en tant que bien de la collectivité nationale (Bouchedja, 2012).

Les principales règles et les principaux principes sont d'améliorer le service public de l'eau et de l'assainissement

- Renforcer les compétences
- Améliorer la transparence de la gestion
- Faciliter l'accès à l'eau des plus démunis
- Préserver et restaurer la qualité des eaux.

1.10. Objectifs de la thèse

Les pays de l'Afrique du Nord souffrent d'une pénurie d'eau marquée par des écoulements caractérisés par une irrégularité saisonnière et interannuelle importante et par une violence et une rapidité des crues (Kettab et al, 2008). L'accroissement démographique le développement de l'agriculture et le changement climatique au cours de ces dernières décennies risqueraient d'aggraver la situation du stress hydrique, et par conséquent le flux d'eau et des éléments associés aux Rivières Méditerranéennes de cette région qui ont d'ailleurs subi des changements importants (Taabn et El Jihad, 2012 ; Ludwig et al, 2009). Ces situations suscitent les interrogations suivantes :

- Quelles sont les quantités de nitrates et des sédiments transférées du bassin versant de la Tafna (Nord-Ouest de l'Afrique du Nord) et des plus grands fleuves côtiers de l'Afrique du Nord vers la mer Méditerranée ?

- Quels sont les facteurs physico-chimiques, anthropiques et environnementaux qui contrôlent les variations des concentrations de nitrate mesurées dans le bassin versant de la Tafna ?

- Quel est l'impact de l'installation des barrages sur les flux d'eau, de sédiments et de nitrates dans un contexte semi-aride du Nord-Africain ?

L'objectifs de ce travail est de caractériser, à l'aide de l'étude in situ et de la modélisation, la dynamique des transferts de l'eau, des sédiments, et des nitrates à petite et grande échelle des plus grands fleuves côtiers de l'Afrique du Nord et quantifier les flux vers la mer Méditerranée : identifier les facteurs de contrôle du transfert de ces flux, quantifier ces flux en dynamique, comprendre les transferts

L'étude in situ a été réalisée pour mettre en évidence l'impact de l'occupation du sol sur les concentrations des nitrates dans les eaux superficielles. Ceci a permis de mesurer la contribution du bassin versant de la Tafna aux flux de nitrates vers la Méditerranée (chapitre 4).

Ensuite, une évaluation à l'aide du modèle SWAT a été réalisée sur la contribution des différents compartiments hydrologiques du bassin versant dans les eaux de surface ainsi que l'impact de la construction des barrages en région semi-arides sur le flux de l'eau et des sédiments transportés vers la mer (chapitre 5) et des nitrates (chapitre 6).

Dans le chapitre 6, le modèle SWAT nous a permis d'évaluer la contribution du bassin versant de la Tafna dans le flux de nitrates et le rôle des barrages dans la rétention des nitrates, quantifier l'impact des pratiques agricoles actuelles sur la qualité de l'eau de surface et évaluer la contribution du bassin versant à l'eutrophisation de la mer.

Enfin, à partir de l'analyse du bassin versant de la Tafna et à l'aide de l'outil de modélisation, une projection à grande échelle a permis de mettre en évidence les facteurs de contrôle qui expliquent les flux exportés en nitrates et sédiments vers la Mer Méditerranée, de quantifier ces flux et la contribution de chaque grand fleuve (chapitre 7).

Chapitre 2 : le milieu physique

Ce chapitre décrit le site d'étude. Il comporte une présentation du bassin versant de la Tafna et les grands bassins côtiers de l'Afrique du Nord.

2.1. Site d'étude

Notre étude concerne les plus grands bassins hydrographiques côtiers de l'Afrique du Nord, qui sont représentés dans la figure suivante.

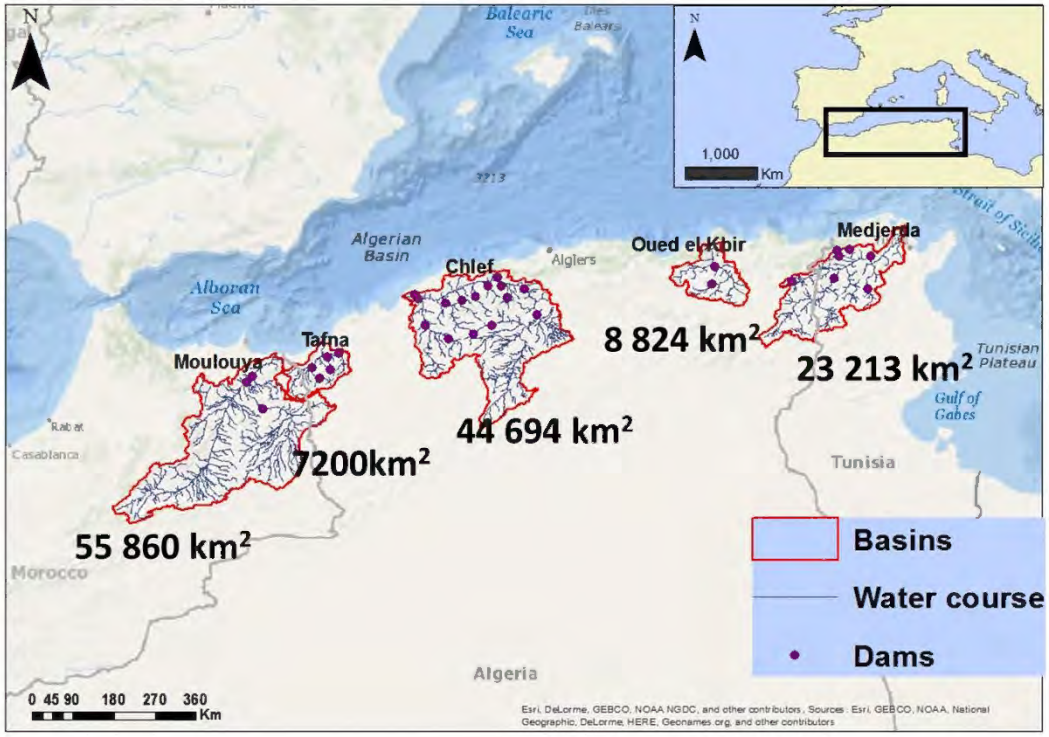


Figure 9. Localisation des plus grands bassins côtiers de l'Afrique du Nord et des barrages.

2.1.1. Le bassin versant de la Tafna (le bassin de référence)

Le bassin versant de l'Oued Tafna couvre une grande partie de l'ouest de l'Algérie (figure 9). Il draine une superficie de l'ordre de 7200 Km^2. L'oued Tafna, long de 170 km, prend naissance au niveau de Ghar Boumaaza en Algérie à 1100 m d'altitude (figure 10) et termine son parcours dans la mer Méditerranée au niveau de la plage de Rachgoune en Algérie, il est limité par le 34^0 11' en latitude Nord et par 0^0 50' W 2^0 20'W. L'altitude dans le bassin varie entre 0 et 1800m (figure 10).

Le bassin versant de la Tafna possède six affluents. Le sous bassin de Sebdou, qui s'étale sur une superficie de 602 km^2 il se situe dans la partie sud de la Tafna, son exutoire est localisé à l'entrée du barrage de Beni-bahdel, alors que le cours d'eau prend naissance à Ghar Boumaaza. Le sous bassin compte environ 44868 habitants. Le sous bassin de Khémis possède une superficie de 378 km^2, se situe dans la partie Sud de la Tafna, son exutoire est

localisé à l'entrée du barrage de Beni-bahdel. En 2009 le sous bassin a compté environ 11318 habitants. Le sous bassin de Chouly, localisé dans la partie Est de la Tafna a une superficie de 326 km^2, son exutoire est localisé dans la commune d'Oued Lakhdar. Le sous bassin compte environ 5262 habitants. Le sous bassin d'Isser, qui a une surface de 1140 km^2, il se situe dans l'Est de la Tafna. Son approvisionnement en eau a nettement diminué depuis la construction du barrage Sidi Abdelli qui conserve la plupart de l'eau pour l'irrigation (Taleb et al, 2008). Le sous bassin de Sikkak, qui couvre 463 km^2, se situe dans l'Est de la Tafna. Enfin le sous bassin de Mouilah qui s'étale sur une superficie de 2650 km^2, se situe dans l'Est de la Tafna, c'est le plus grand sous bassin, cet affluent est pollué par les eaux usées domestiques et des effluents industriels de la ville Marocaine de Oujda, et par l'oued Ouerdeffou et l'oued El Abbes (des affluents secondaires). Sur la Tafna ont été édifiés cinq barrages, Béni Bahdel, Meffrouch, Hammam Boughrara, Sidi Abdelli, Sikkak dont les capacités varient entre 177 et 15 Mm^3 (Tableau 4).

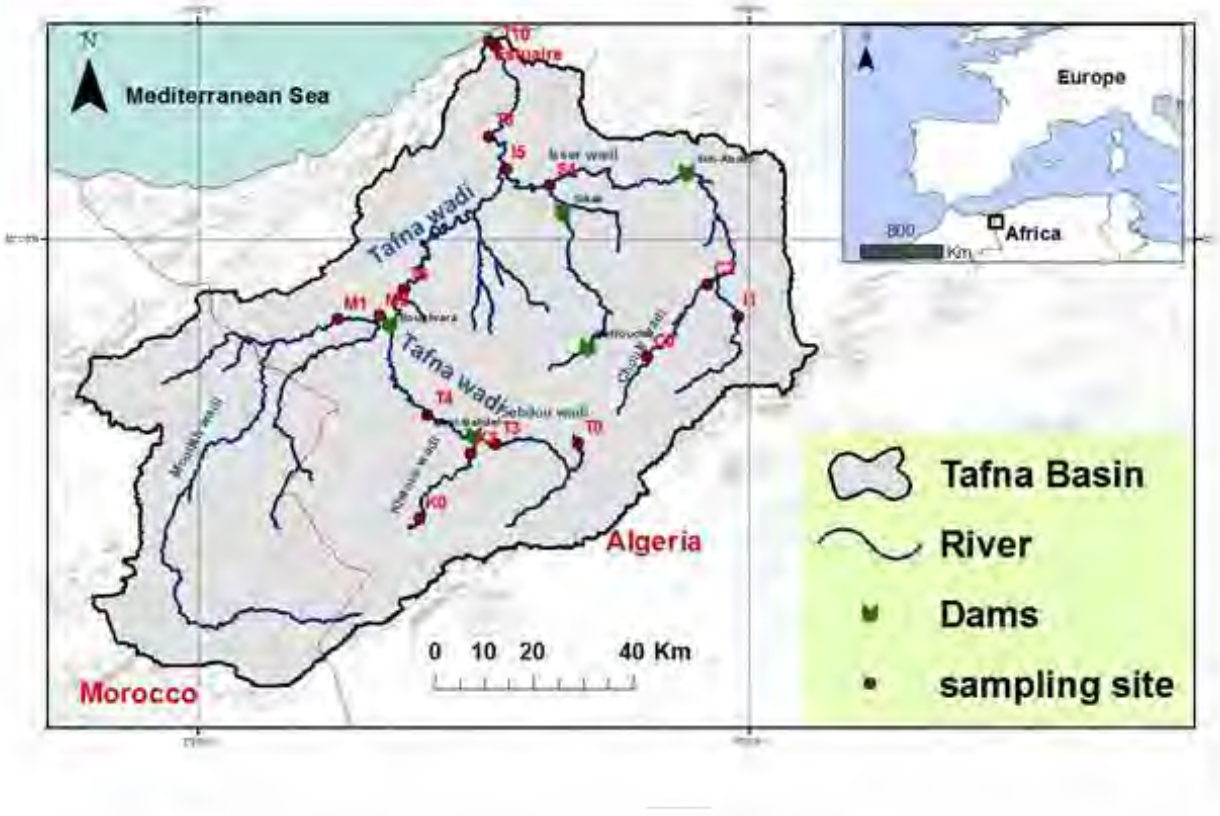


Figure 10. Localisation du bassin versant de la Tafna , ses barrages et les stations de prélèvements de l'étude in situ.

Tableau 4. Caractéristiques des barrages de la Tafna.

Barrage	Capacité (Mm^3)	Date de mise en eau	Utilisé pour
Beni Bahdel	65.5	1952	AEP / irrigation
Mefrouche	15	1963	AEP
Al Izdahar (SidiAbdeli)	110	1988	AEP / irrigation
Hammame Boughrara	177	1998	AEP / irrigation
Sikkak	30	2005	AEP / irrigation

(Source : ANBT)

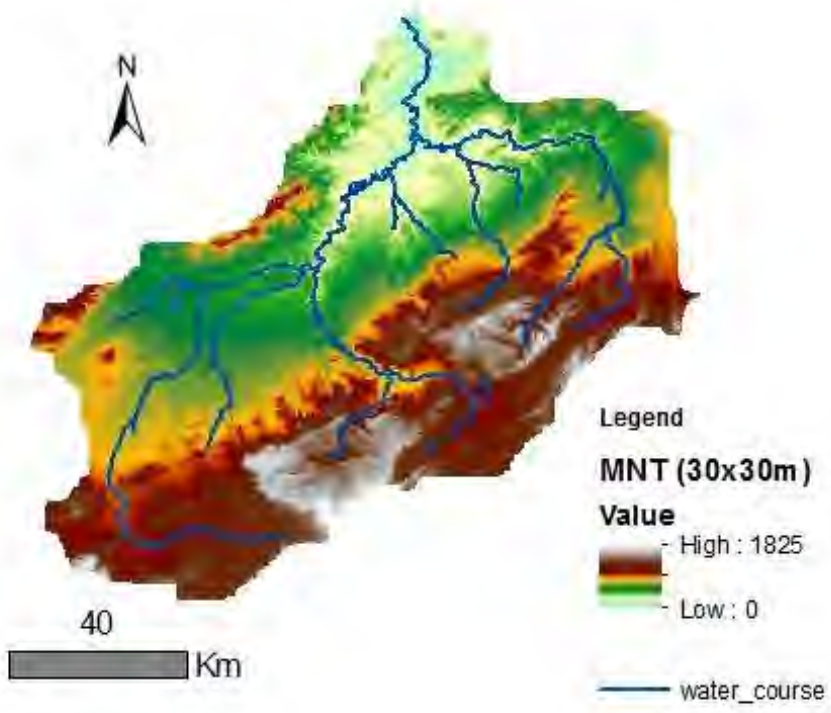


Figure 11. Modèle numérique de terrain du bassin versant de la Tafna

2.1.1.1. Le fonctionnement hydrologique du bassin

Le climat du bassin de la Tafna s'apparente à celui de toute la région méditerranéenne de l'Afrique du Nord. 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° (Dekkiche, 1993).

Le régime général des pluies est celui des zones semi-arides méditerranéennes de l'Afrique du Nord (300mm an^{-1}). Il est caractérisé par des précipitations d'hiver avec des maximas en décembre, janvier et février, et une longue période de sécheresse, pratiquement

sans pluie de juin à septembre (figure 12). L'Oued Tafna est éphémère en amont, il coule en hiver alors qu'il s'assèche en été, ou le débit dans l'exutoire varie entre 0 et 108 m^3s^{-1} (ANRH, 2003 ; Belaidi et al, 2010).

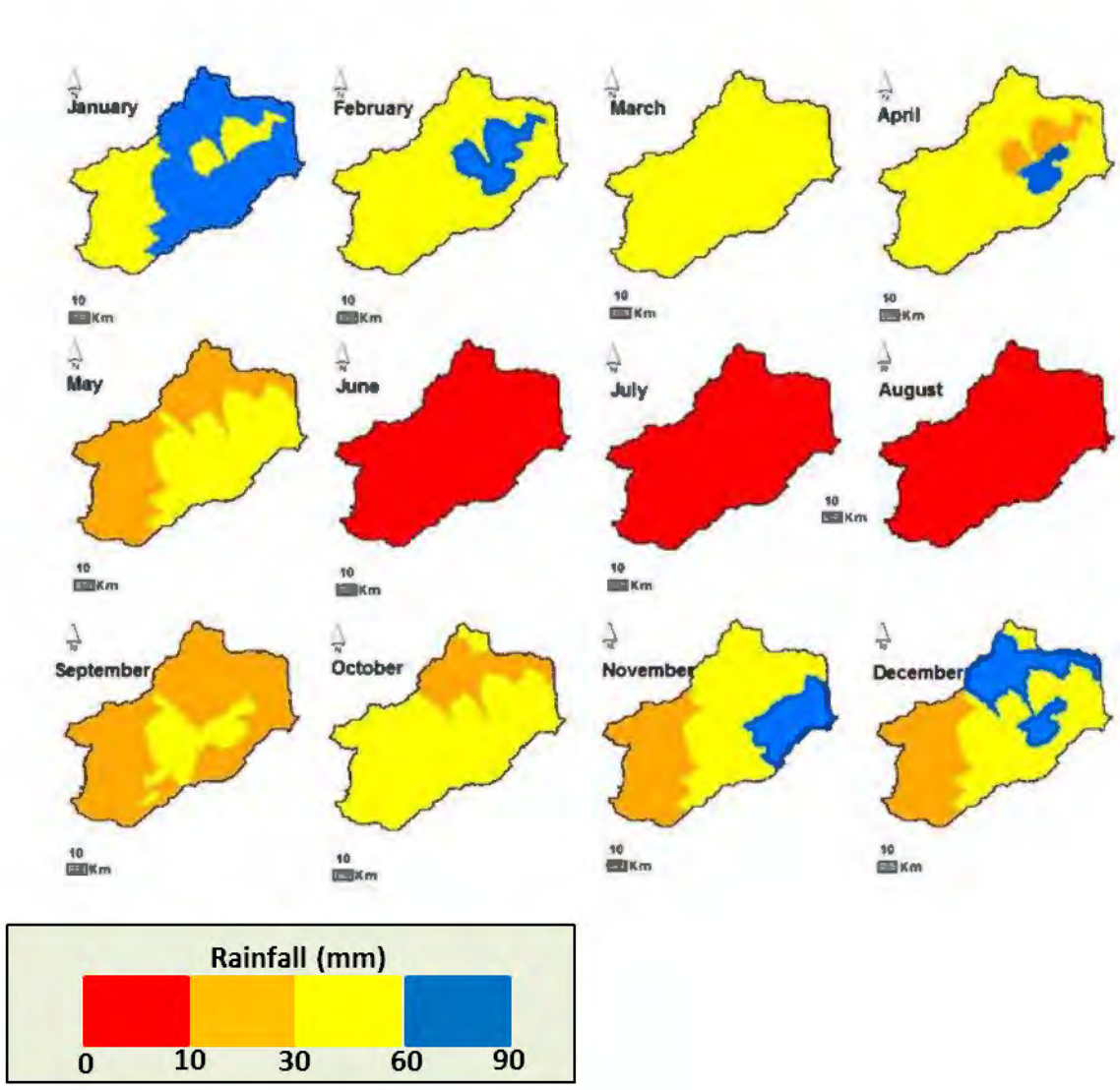


Figure 12. Moyenne mensuelle des précipitations (mm.an $^{-1}$) pour chaque sous-bassin entre 2000 et 2013 (Zettam et al, 2017).

Du point de vue hydrologique, le débit annuel dans la Tafna varie entre 000,1 et 1,409 m^3/s (figure 13) et le débit moyen journalier à l'exutoire varie entre 0 a 90 m^3/s (figure 14).

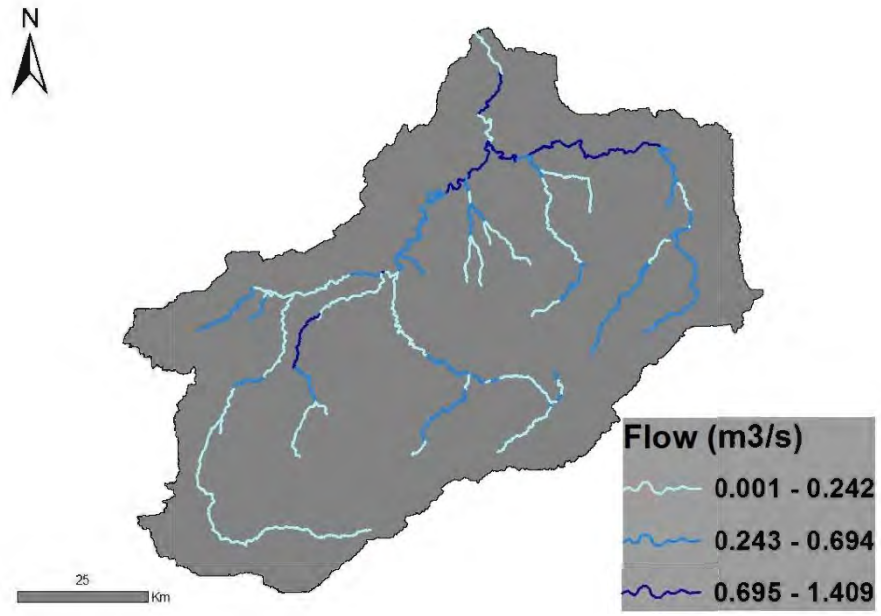


Figure 13. Moyenne interannuelle du débit pour chaque sous-bassin entre 2000 et 2013 (Zettam et al, 2017).

Près de 73% de la surface drainée par cet oued se trouve dans le territoire Algérien, il est partagé entre les willayas de Tlemcen et d'Ain Temouchent, le reste (27%) se trouve à l'intérieur des terres Marocaines.

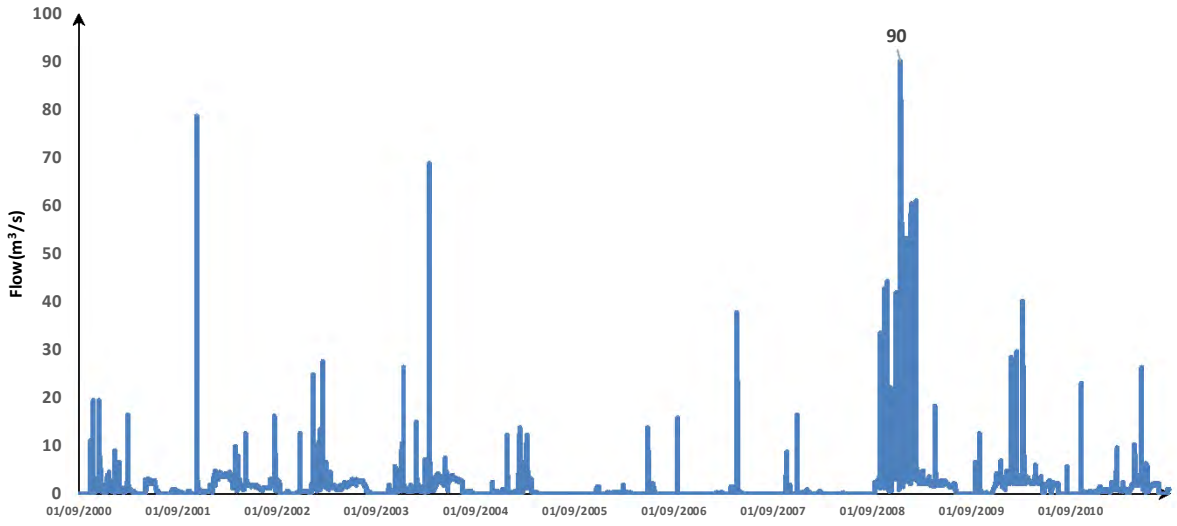


Figure 14. Débit journalier moyen à la station exutoire de la Tafna entre septembre 2000- et Août 2011 (ANRH)

2.1.1.2. L'occupation du sol

La végétation naturelle représentée par des forêts (figure 16) et maquis recouvre environ 40% de la surface totale du bassin versant (Taleb et al, 2004).

Dans la zone montagneuse Sud, au-dessus de 1200 m d'altitude, la majeure partie des terrains 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).

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

L'agriculture occupe une place importante dans la Tafna (figure 15), elle est représentée par la céréaliculture (170.000 ha), l'arboriculture (26 280 ha) et culture maraichère (7695 ha).

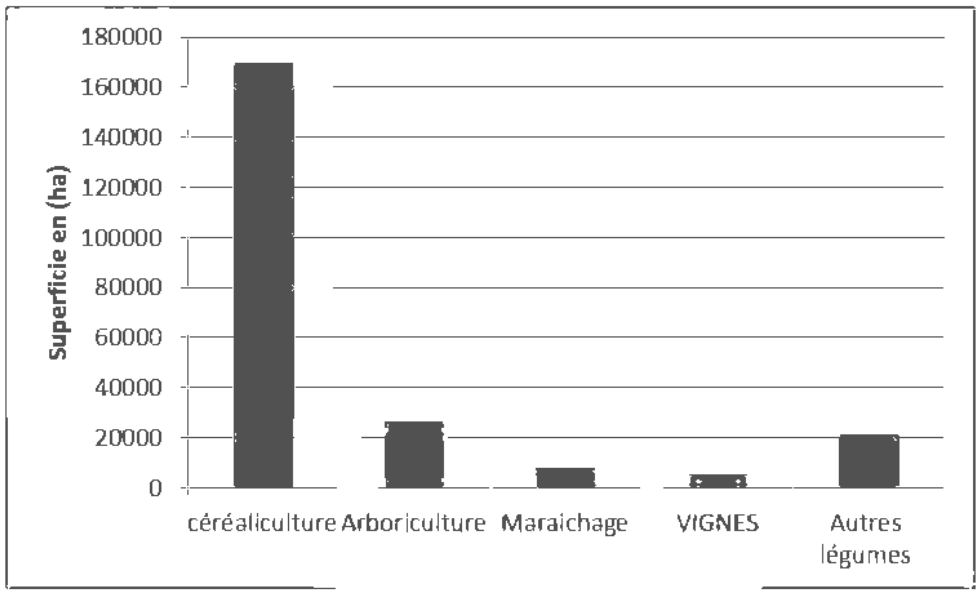


Figure 15. Type de culture dans la Tafna compagne 2011 (Direction des Services Agricoles : Ministère de l'Agriculture Algérien)

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.

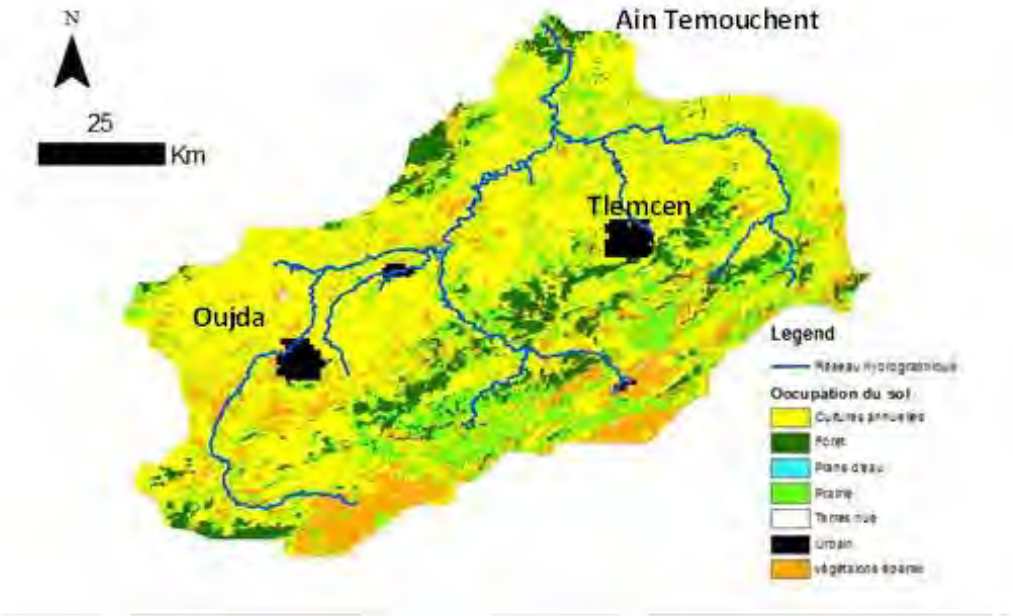


Figure 16. Occupation du sol de la Tafna (modifiée de http://ionia1.esrin.esa.int/ 2009).

2.1.1.3. Géologie

Il existe deux structures géologiques principales englobant l'étendue du bassin versant de la Tafna :

- Le bassin amont, qui comprend les monts de Tlemcen, appartient au jurassique supérieur caractérisé par la prédominance des calcaires et des dolomies ;

- Le bassin aval, orienté vers le Nord qui inclut la zone de piémont et les plaines d'Hennaya, Remchi et de l'Isser. Ce sont les vallées limoneuses appartenant au miocène et aux quaternaire (Collignon, 1986).

2.1.1.4. Pédologie

Selon Bouanani (2003) il y'a quatre grands types de sols dans la Tafna

- les terres d'alluvions des lits majeurs des oueds,

- les terres caillouteuses aux piémonts des monts de Tlemcen,

- les terres rouges à encroûtement, localisées dans les plaines de Maghnia,

- les terres marneuses, couvrant une grande partie du bassin.

2.1.2. Les plus grands fleuves côtiers de l'Afrique du Nord

2.1.2.1. Le bassin versant de la Moulouya

Le bassin versant de la Moulouya (figure 17) est le plus grand bassin versant méditerranéen du Maroc et de l'Afrique du Nord après celui du Nil (Mokhtari, 2016). Il est localisé au Nord Est du Maroc et s'étend entre 32 ° et 35 ° N et 2 ° et 6 °Ouest. Il draine la région orientale du Maroc avant d'atteindre son embouchure méditerranéenne (Iavazzo et al, 2012). Le bassin de la Moulouya draine une superficie de l'ordre de 55 860 km². La Moulouya est située principalement en territoire marocain avec plus de 95% de superficie, le reste étant localisé en territoire Algérien (Mokhtari, 2016).

Le climat dans le bassin est méditerranéen semi-aride, caractérisé par une grande variabilité des précipitations entre 230 et 380 mm an^{-1} (Tekken et al, 2012 ; Tovar-Sanchez et al, 2016). Le débit annuel moyen en amont est de 34 m^3s^{-1}. En aval, le débit est réduit à 5 m^3s^1 et parfois moins (Tovar-Sanchez et al, 2016).

La végétation naturelle de la Moulouya (figure 18), y compris les Hauts Plateaux, est particulièrement dominée par l'Alfa (*Stipa tenacissima*). Elle est caractérisée par une forte résistance en hautes altitudes et par une dégradation plus prononcée dans les basses altitudes vers la vallée (Mokhtari, 2016).

L'agriculture et l'élevage occupent une place importante dans la Moulouya, ainsi que les activités industrielles, concentrées dans les centres urbains et certaines activités touristiques naissantes sur la côte (Kitheka et al, 2009).

Il y'a trois barrages dans la Moulouya (Tableau 5). Mechra Homadi (1957) de capacité de 12 Mm^3, qui est utilisé pour l'Irrigation des plaines de la basse Moulouya, l'Alimentation en eau potable des villes de Berkane et Nador (30 Mm^3an^{-1}) et la production de l'énergie électrique (29MW). Mohamed V (1967) de capacité de 650 Mm^3 et le barrage de Barrage Hassan II (1995) de capacité de 400 Mm^3, il a été réalisé pour le renforcement de l'irrigation

(34 Mm^3an^{-1}) et l'alimentation en eau potable des villes d'Oujda, Laayoune et Taourirt (38 Mm^3an^{-1}).

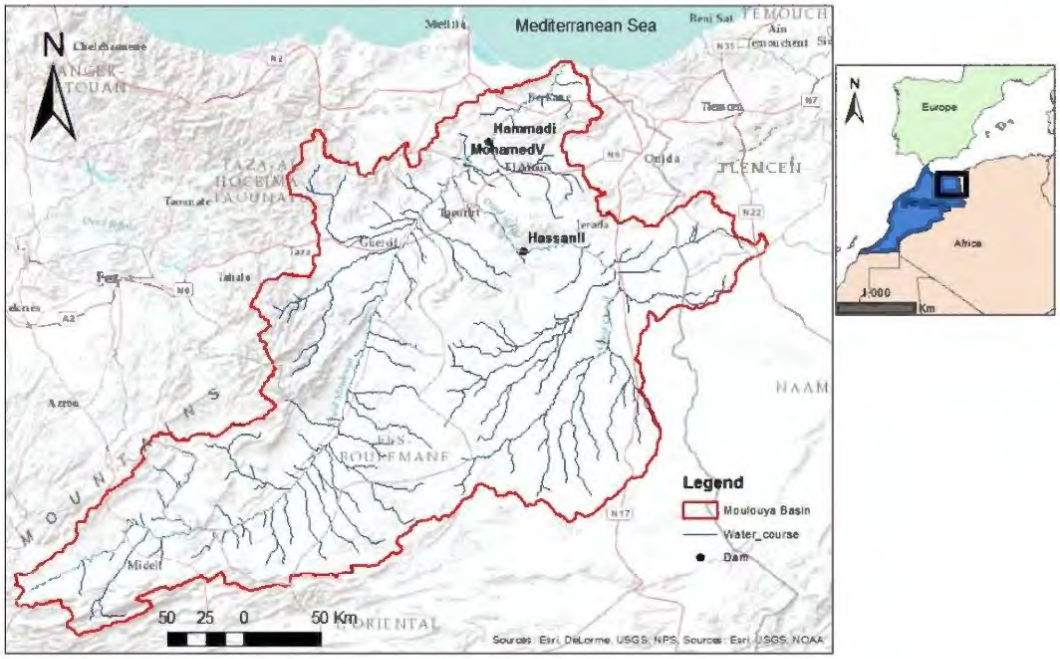


Figure 17. Localisation du bassin versant de la Moulouya et de ses barrages.

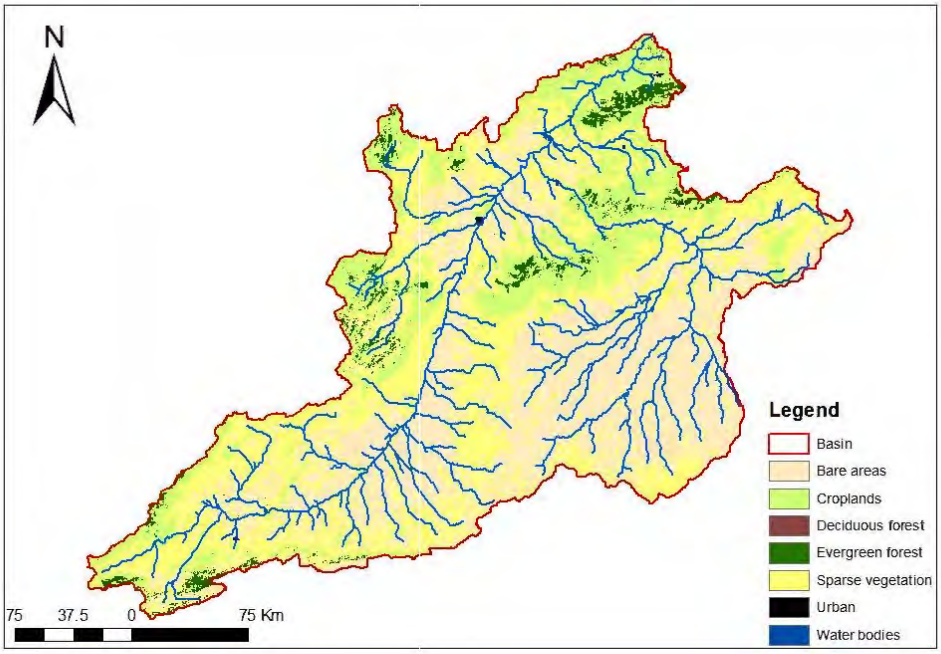


Figure 18. Occupation du sol de la Moulouya (modifiée de http://ionia1.esrin.esa.int/ 2009)

Il y'a trois barrages dans la Moulouya, ils sont présentés dans le Tableau suivant

Tableau 5. Caractéristiques des barrages de la Moulouya.

Barrage	Capacité (Mm^3)	Date de mise en eau	Utilisé pour
Mechra Homadi	12	1957	AEP / irrigation/Hydroélectrique
Hassan II	400	1963	AEP / irrigation
Mohamed V	650	1967	AEP / irrigation/Hydro électrique

2.1.2.2. Le bassin versant du Chélif

Le bassin du Chélif (figure 19) est situé au Nord-Ouest de l'Algérie avec une superficie d'environ 44 694 km^2. Long de 700 km, Il est considéré comme le plus important fleuve d'Algérie. Il prend sa source dans l'atlas tellien et débouche dans la Mer Méditerranée (Taibi et al, 2015).

Le Chélif est sous l'influence d'un climat semi-aride avec des précipitations qui varient entre environ 600 mm an^{-1} au Nord-Est et 300 mm an^{-1} (voire moins) à l'Ouest et au Sud du bassin (Taibi et al, 2015). La température moyenne annuelle varie entre 13 à 20°C, le débit annuel moyen à l'exutoire est de 49 $m^3.s^{-1}$ (ABH, 2009).

L'agriculture (figure 20) représentée par la céréaliculture, occupe une place importante dans Chélif, La végétation naturelle est de type Méditerranéen dominée par les garrigues.

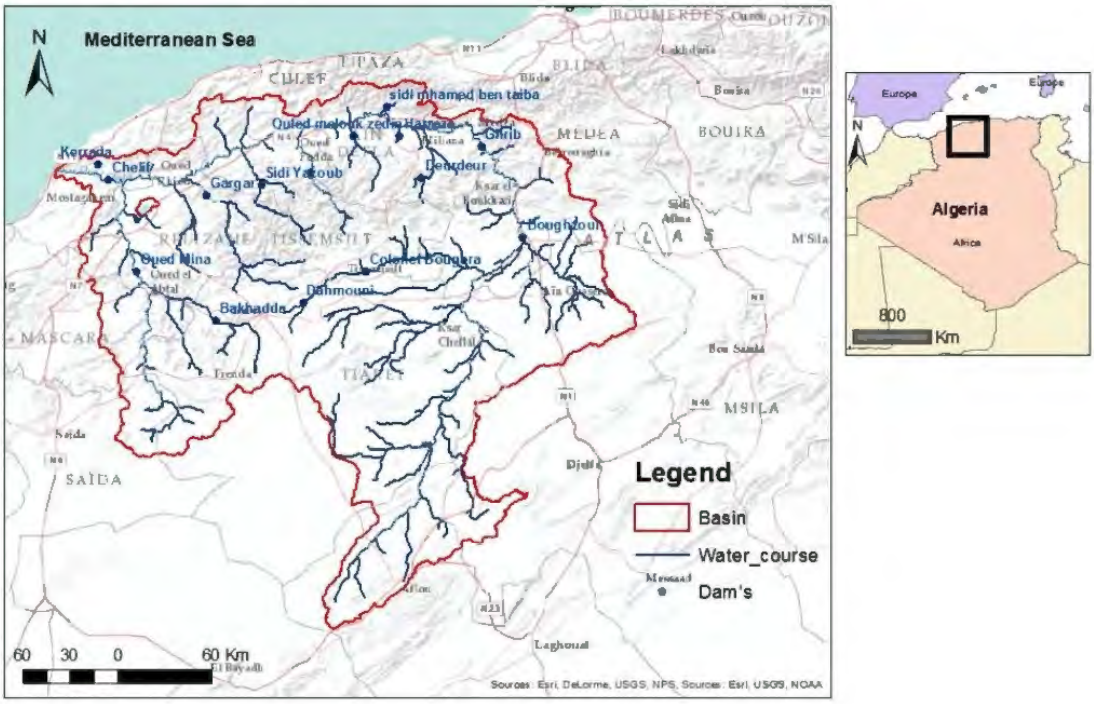


Figure 19. Localisation du bassin versant de Chélif et ses barrages.

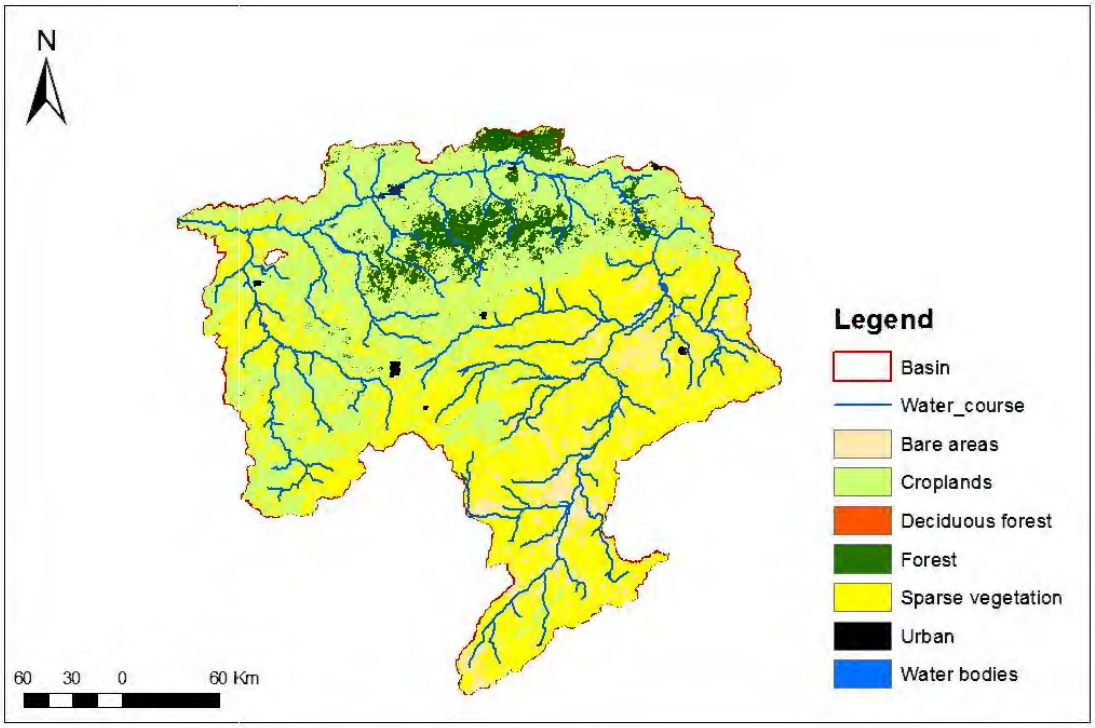


Figure 20. Occupation du sol de Chélif (modifiée de http://ionia1.esrin.esa.int/ 2009)

Les barrages de Chélif sont présentés dans le Tableau suivant

Tableau 6. Caractéristiques des barrages de Chélif.

Barrage	Capacité (Mm^3)	Date de mise en eau	Utilisé pour
Boughezoul	20.27	1934	Transfert vers barrage Ghrib
C.Bougara	11.32	1989	irrigation
Dahmouni	39.52	1987	irrigation
Bakhadda	39.94	1959	AEP
Ghrib	116.32	1939	AEP/ irrigation
Deurdeur	105.12	1984	AEP/ irrigation
Oued Mina			
Harreza	76.65	1984	irrigation
O.Mellouk	119.40	2003	irrigation
S.M.B.Taiba	75	2005	irrigation
Oued-Fodda	102.85	1932	irrigation
Sidi-Yacoub	252.85	1985	AEP/ irrigation
Gargar	358.28	1988	AEP/ irrigation
Chlef			
Kerrada	65	2009	AEP

2.1.2.3. Le bassin versant Oued el kbir-Rhumel

Le bassin d'Oued Kébir-Rhumel (figure 21) est localisé dans le Nord-Est de l'Algérie, il s'étend sur une superficie totale d'environ 8 824 km^2, il est drainé par deux cours d'eau importants : dans la partie sud, l'oued Rhumel et dans la partie ouest l'oued Enndja. Leur confluence à l'aval donne l'oued El Kébir, lequel rejoint au Nord la Méditerranée (Mebarki et Thomas, 1988).

Le climat de la région appartient à l'étage méditerranéen semi-aride, à hiver frais, proche de la limite de l'étage sub-humide (Bentellis-Mosbah et al, 2003). Il enregistre une température comprise entre 25 C° et 40 C° en été et de 12 C° à 0 C° en hiver et une précipitation entre 400-600 mm an^{-1} (Kiniouar et al, 2017). Le débit annuel moyen à l'exutoire est de 26,2 m^3s^{-1}.

La végétation du bassin (figure 22) est dominée par les *Quercus*. L'agriculture de la région est dominée par la céréaliculture et les Arbres fruitiers (Agrumes, Primeurs) (Krika, 2013).



Figure 21. Localisation du bassin versant d'Oued el kbir-Rhumel et ses barrages.

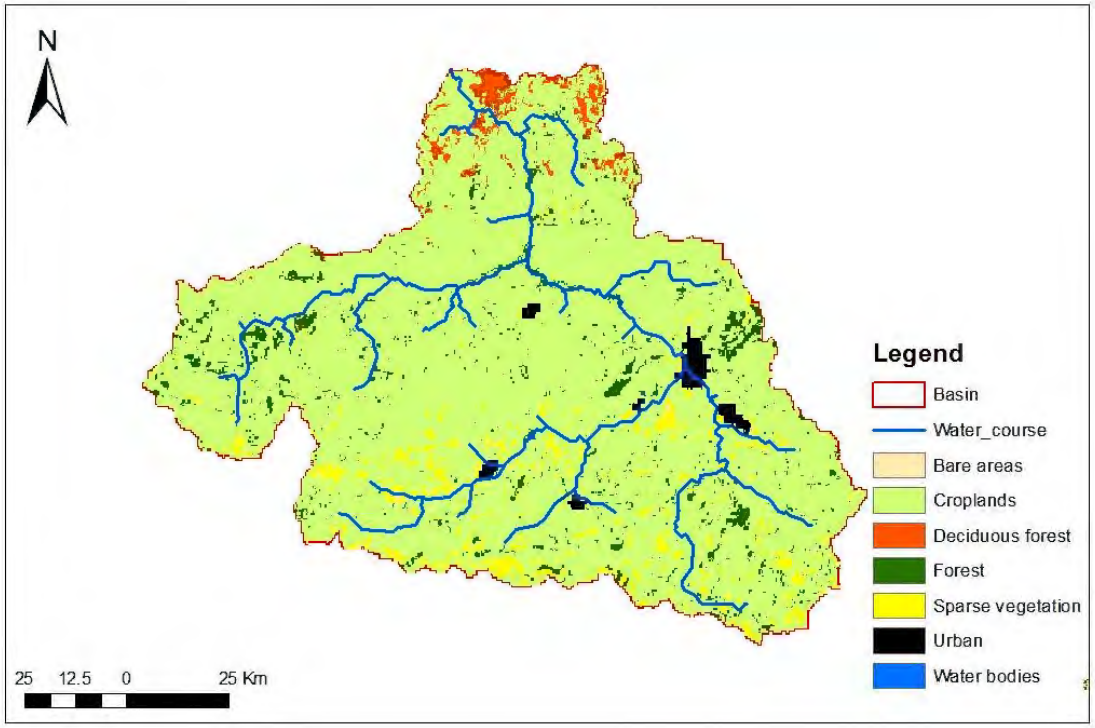


Figure 22. Occupation du sol d'Oued el kbir-Rhumel (modifiée de http://ionia1.esrin.esa.int/ 2009

Les barrages d'Oued el kbir-Rhumel sont présentés dans le Tableau suivant

Tableau 7. Caractéristiques des barrages d'Oued el kbir-Rhumel.

Barrage	Capacité (Mm^3)	Date de mise en eau	Utilisé pour
B.Haroune	960	2003	AEP
O.Athmania	33	2007	AEP/ irrigation

2.1.2.4. Le bassin versant de la Medjerda

La Medjerda (figure 23) est la principale rivière tunisienne. Elle prend naissance dans les montagnes semi-arides de l'Atlas Est de l'Algérie. Le bassin versant de la Medjerda couvre environ 23 213 km^2, dont 7700 km^2 situés en Algérie (Bouraoui et al, 2005).

Les précipitations annuelles moyennes varient de 297 à 1056 mm et la température annuelle moyenne varie de 14,5 à 18,2 C°. Juillet est le mois le plus chaud avec des valeurs mensuelles maximales entre 31,3 et 36,2 C°. Le mois le plus froid est généralement le mois de janvier avec des températures mensuelles maximales entre 9,4 et 15,5 C°. Le débit annuel moyen à l'exutoire est de 29 m^3s^{-1} (Bouraoui et al, 2005).

L'agriculture (figure 24) est l'activité économique principale à l'intérieur du bassin, fournissant l'essentiel de la production et de l'emploi (35%). Dans le bassin lui-même, 90 000 ha sont irrigués avec de l'eau de la Medjerda (Zahar et al, 2008).

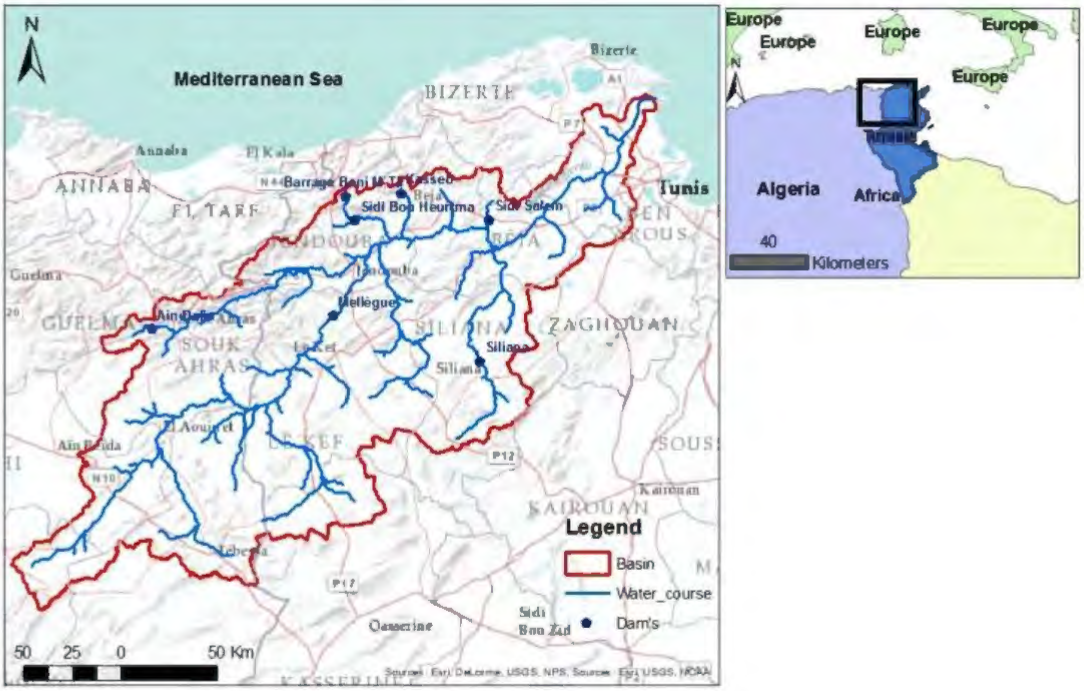


Figure 23. Localisation du bassin versant de Medjerda et ses barrages.

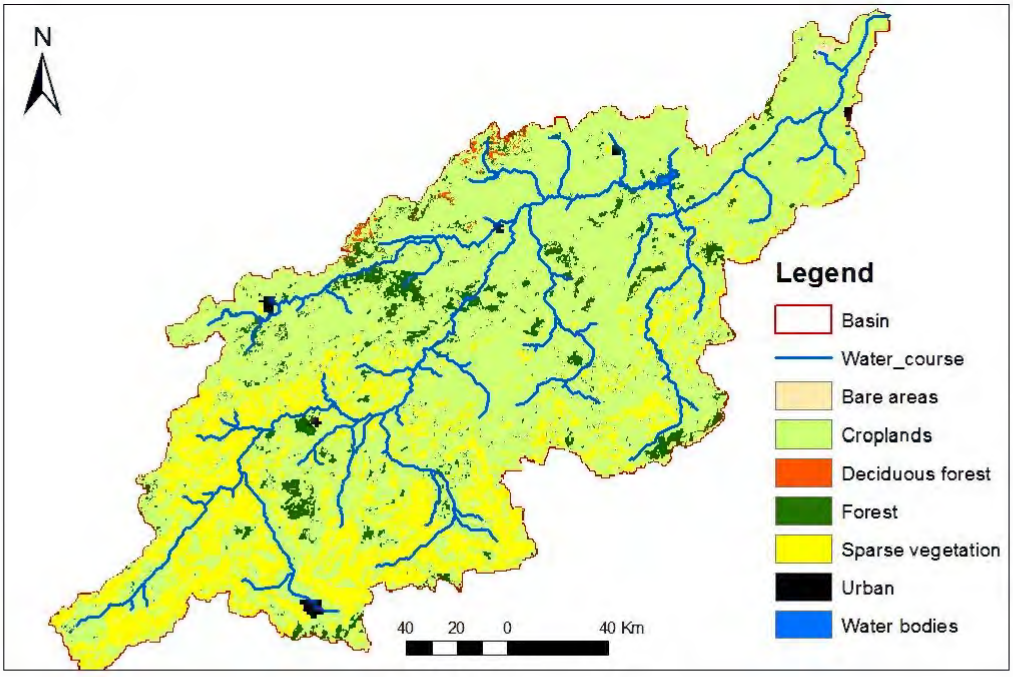


Figure 24. Occupation du sol de la Medjerda (modifiée de http://ionia1.esrin.esa.int/ 2009)

Les barrages de la Medjerda sont présentés dans le Tableau suivant

Tableau 8. Caractéristiques des barrages de la Medjerda.

Barrage	Capacité (Mm^3)	Date de mise en eau	Utilisé pour
Mellegues	306	1954	AEP/ irrigation
Siliana	70	1987	AEP/ irrigation
Sidi Bou Heurtma	117.5	1976	AEP/ irrigation
Sidi Salem	814	1981	AEP/ irrigation
Beni M'Tir (Barbara)	74.8	1999	AEP/ irrigation

2.1.3. Sites de mesure du le bassin de la Tafna.

Pour l'étude in situ, nous avons choisi les 16 stations réparties sur l'ensemble du bassin versant de la Tafna (figure 10).

1. l'oued Tafna

*** La station T0**

C'est la station source de la Tafna, elle est localisée dans une zone karstique dominée par une végétation clairsemée (garrigue) où l'on rencontre du chêne vert peu développé avec la présence d'autres espèces, telles que le Diss (*Ampelodesma mauritanicum*), le Calycotome (*Calycotome intermedia*), le Palmier nain (*Chamaerops humilis*) et l'Asphodèle (*Asphodelus microcarpus*).

- Latitude : 34°41'47,9"N

- Longitude : 1°18'40,7"O

- Altitude : 1090m

*** La station T3**

C'est la station exutoire du sous bassin de l'oued Sebdou. Elle est localisée à l'entrée du Barrage de Beni Bahdel. Les rives de la station sont boisées par le peuplier noir (*Populus nigra*) et riche en vergers.

- Latitude : 34°41'39,2"N

- Longitude : 1°27'37,3"O

- Altitude : 665m

*** La station T4**

Elle est localisée à l'aval du Barrage de Beni Bahdel. Les rives de la station sont boisées et riches en vergers d'oliviers et en cultures maraîchères. Dans le lit de l'Oued et dans les rives on trouve du Laurier-rose (*Nerium oleander*) et du Tamrix (*Tamarix gallica*).

- Latitude : 34°43'58,6"N

- Longitude : 1°34'23,9"O

- Altitude : 470m

*** La station T6**

Elle est localisée à l'aval du Barrage de Hammam Boughrara, au niveau de la route nationale n°35 entre la ville d'Oran et Maghnia. Les rives de la station sont riches en vergers de Blé et en cultures maraîchères. Le lit de l'Oued est dominé par le Tamrix (*Tamarix gallica*).

- Latitude : 34°55'31,6"N

- Longitude : 1°37'38,5"O

- Altitude : 220m

*** La station T8**

Elle se situe à l'aval du Bassin versant de la Tafna après la confluence entre la Tafna et Oued Isser, à côté du village Fatmi el Arbi (Pierre du chat). Les rives de la station sont riches en vergers de Blé et en cultures maraîchères. Le lit de l'Oued est dominé par des galets. La ripisylve de cette station est très dégradée.

- Latitude : 35°09'13,5"N

- Longitude : 1°28'19,2"O

- Altitude : 45m

*** La station Exutoire de l'Oued Tafna**

Dans cette station les échantillons ont été pris dans 2 sites (T10 et la station estuaire) distancées de 1,2 km (figure25). La station est localisée à côté du village de Rechgoune Daira de Beni Saf, wilaya d'Ain Temouchent. Le lit de l'Oued est dominé par des argiles et du sable. Les rives de la station sont riches en champs de Blé et en cultures maraîchères.

- Latitude : 35°17'52,7"N

- Longitude : 1°28'15,9"O

- Altitude : 0m

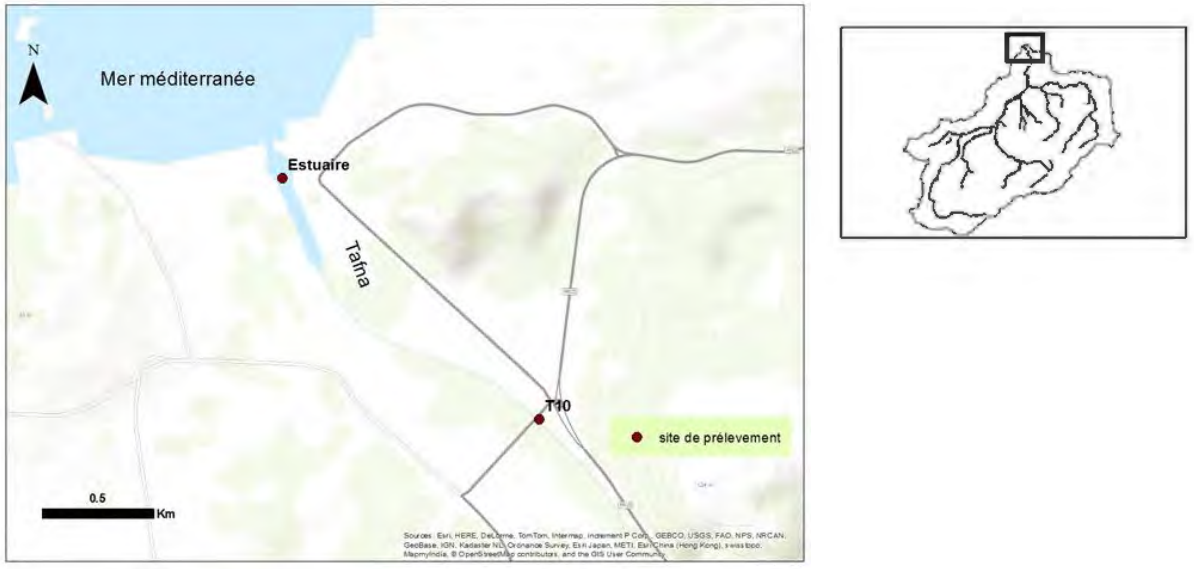


Figure 25. Localisation de l'estuaire de la Tafna et présentation des deux sites de prélèvement (T10 et Estuaire)

2- oued Khemis

*** La station K0**

C'est la station source d'Oued Khemis, elle est ombragée et dominée par une végétation clairsemée (garrigue) composée de Fougère (*Adiantum capillusveneris*), menthe (*Pouliot mentha*) et de Laurier rose (*Nerium oleander*). Les rives de la station sont riches en vergers de Blé, Arbres fruitiers (Oliviers, Pommier, Abricotier, Pêcher, Prunier) et en cultures maraîchères.

- Latitude : 34°35'05''N

- Longitude : 1°35‘41‘‘O

- Altitude : 1045m

*** La station K2**

C‘est la station exutoire du sous bassin de l‘oued Khemis, elle est localisée à l‘entrée du Barrage de Beni Bahdel. Les rives de la station sont riches en vergers de Blé, Arbres fruitiers (Oliviers) et en cultures maraîchères.

- Latitude : 34°40'40,6"N

- Longitude : 1°30'25,1" O

- Altitude : 650m.

3- L’oued Mouillah

*** La station M1**

La station est localisée en amont de la ville de Maghnia, à la Frontière entre l‘Algérie et le Maroc. Les rives de la station sont riches en cultures maraîchères. L‘eau de la station est très polluée car elle reçoit les rejets domestiques et industriels de la ville d‘Oujda (Maroc). La végétation riveraine de cette station est très dégradée.

- Latitude : 34°51'03.2"N

- Longitude : 1°51'32.2"O

- Altitude : 405m.

*** La station M2**

Elle est localisée en aval de la ville de Maghnia, à l‘entrée du Barrage de Hammam Boughara. Les rives de la station sont riches en Blé et en cultures maraîchères. La végétation riveraine est dominée par Tamrix (*Tamarix gallica*) et le Pin maritime (*Pinus pinaster*).

- Latitude : 34°53'12,9"N

- Longitude : 1°40'18,0"O

- Altitude : 258m.

4- l' oued chouly

*** La station C0**

Elle se situe à côté de la source d'Oued chouly. Cette station se caractérise par un écoulement permanent et un débit relativement important. Sa vallée est fortement boisée et riche en vergers. Le fond du lit est dominé par des blocs et des cailloux et sur les rives se trouvent des arbres tels les peupliers et lauriers roses (*Neurium oleander*).

-Latitude : 32° 42' 00''N

- Longitude : 1° 18' 30'' O

-Altitude : 850 m

*** La station C2**

C'est la station exutoire du sous bassin d'oued Chouly, elle est localisée à l_Aval de la ville de Ouled Mimoun. Les rives de la station sont riches en champs de Blé, en vergés, arbres fruitiers (Oliviers) et en cultures maraîchères.

-Latitude : 34°57'06.4"N

- Longitude : 1°02'00.3"O

-Altitude : 535m

5- l'oued Isser

*** La station I1**

Elle se situe à côté de la source de l'Oued Isser à l'amont de la ville d'Ouled Mimoun. Sa vallée est riche en vergers d'oliviers. Le lit est dominé par des cailloux et les rives de lauriers roses (*Neurium oleander*).

-Latitude : 34°50'35.5"N

- Longitude : 1°01'07.7"O

-Altitude : 702 m

*** La station I5**

C'est la station exutoire de l'Oued Isser. Elle est localisée sur la route nationale n°22 entre Tlemcen et Oran en aval de la ville de Remchi. Sa vallée est riche en vergers et en culture maraichère. Le fond du lit est pierreux caillouteux et les rives couvertes de Tamarix (*Tamarix gallica*).

- Latitude : 35°06'21.8"N

- Longitude : 1°26'33.9"W

- Altitude : 80m

6 l'oued Sikkak

*** La station S4**

C'est la station exutoire du sous bassin de l'oued Sikkak, elle est localisée à l'aval du Barrage Sikkak. Les rives de la station sont riches en champs de Blé et en cultures maraîchères. La végétation riveraine est dominée par le Tamarix (*Tamarix gallica*).

- Latitude : 35°04'51"N

- Longitude : 1°21'38"O

- Altitude : 150m

Chapitre 3 : Matériels et Méthodes

Ce chapitre décrit l'ensemble du matériel et méthode : les démarches de mesures in situ et d'analyse des données sur le fleuve de la Tafna, les données nécessaires pour la modélisation, l'approche de calibration du modèle et le changement d'échelle. Il comporte, le protocole expérimental de mesures in situ, ensuite une description du modèle SWAT et la méthode d'évaluation de la performance du modèle.

3.1. Données utilisées

Le travail réalisé durant cette étude, regroupe les mesures in situ et la modélisation. Les démarches du travail sont présentées dans la figure suivante.

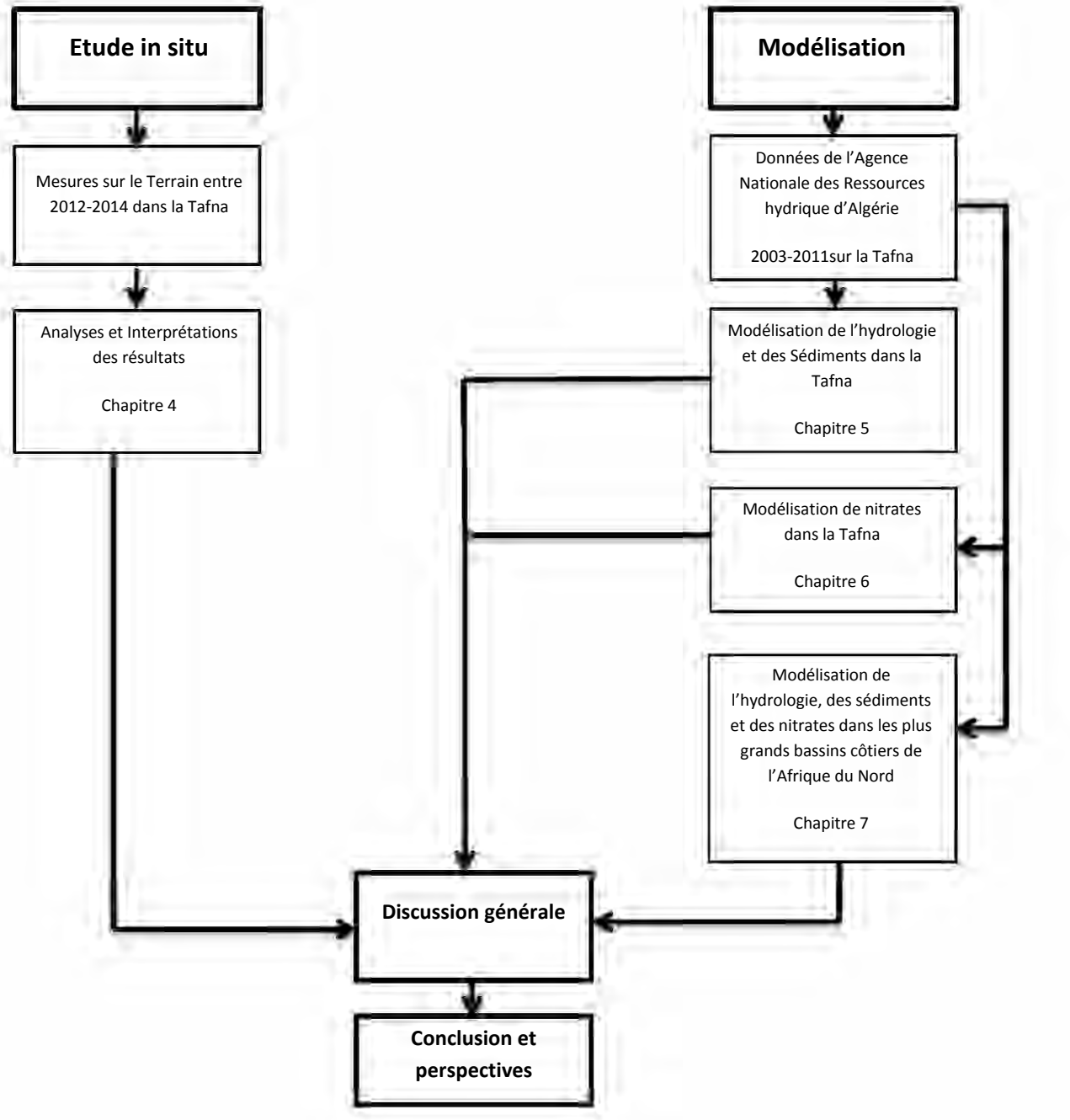


Figure 26. La démarche suivie dans cette thèse

3.1.1. L'étude in situ

Pour cette partie, les échantillons d'eau ont été prélevés en fonction de l'hydrologie mensuellement entre décembre 2012 et février 2014.

3.1.1.1. Mesures réalisées sur le terrain

A chaque prélèvement, la longueur et les différentes profondeurs de la section mouillée, ainsi que la vitesse du courant pour calculé le débit, la température de l'eau (C°), la conductivité électrique, le pH et l'oxygène dissous ($mg.l^{-1}$) ont été mesurés in situ à l'aide d'un appareil multiparamètre HACH 340i SET.

3.1.1.2. Mesures réalisées au laboratoire

Les échantillons d'eau ont été prélevés à l'aide de bouteilles en plastique, préalablement rincées avec l'eau de la station. Ils ont été ensuite conservés à 4°C pendant le transport au laboratoire, puis ont été analysés pour doser les nitrates dans les 24 heures qui ont suivi. Les méthodes d'analyses sont celles préconisées par les normes AFNOR (1997) et par Rodier (1996). Les ions nitrates ont été dosés par spectrophotométrie par la méthode Salicylate de Sodium. Cette partie va aider à calculer les flux de nitrates, pour mettre en évidence l'évolution spatiale de la qualité d'un cours d'eau et quantifier les flux de N-NO3 acheminés vers la mer Méditerranée.

3.1.1.3. Calcul des flux des nitrates

Les flux ont été calculés dans toutes les stations par la formule suivante :

F (kg N) = Qj.Cj (eq.5)

Qj : débit en $m^3.s^{-1}$;

Cj : concentration des nitrates en $mg.l^{-1}$.

Calcul de débits

Le débit d'eau a été calculé dans toutes les stations par la formule suivante :

$Q_j = v.s$ (eq.6)

v : c'est la vitesse moyenne de l'eau en $m.s^{-1}$;

S : c'est la section mouillée en m^2.

La vitesse a été mesurée dans différents points de la section mouillée de la rivière grâce à un courantomètre.

3.1.1.4. L'analyse statistique

a- L'ANOVA

La variabilité spatio-temporelle des nitrates des eaux a été étudiée à l'aide d'ANOVA1. Cette analyse a permis de savoir si les mesures de nitrate présentaient une différence significative entre les stations choisies et entre les périodes hydrologiques.

b-Analyses Multivariées

Les analyses multivariées ont été effectuées à l'aide du logiciel ADE-4 (Thioulouse et al, 1997).

- L'analyse en composantes principales (ACP)

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

Une ACP normée a été effectuée sur une matrice de 161 échantillons (stations x dates) et 11 variables physico-chimiques. Préalablement, et dans le but d'obtenir une distribution des valeurs normales, toutes les données ont été transformées en valeurs logarithmiques. Cette transformation est nécessaire pour le calcul des coefficients de corrélation de l'ACP.

- L'analyse discriminante

Dans cette analyse il existe deux méthodes d'analyse : (i) l'ACP intra-groupe qui permet d'étudier simultanément une typologie spatiale ou alors d'effectuer une collection de typologie spatiale. (ii) l'ACP inter-groupe qui représente une approche diamétralement opposée et en même temps complémentaire à l'ACP intra-groupe. Concrètement, le tableau traité est de même dimension que le tableau initial mais il se compose des données centrées par blocs. L'intérêt de la démarche réside dans la maximisation de la dispersion des centres de gravité des groupes. Dans notre cas, le tableau des données physico-chimiques pour cette analyse est composé de 11 colonnes (variables mesurées) et de 161 relevés correspondant aux 16 stations et aux deux périodes hydrologiques (hautes eaux et étiage).

3.1.2. Données d'entrée pour la modélisation

TAFNA :

Pour la partie modélisation de l'hydrologie, des sédiments et des nitrates dans le bassin versant de la Tafna :

(i) un modèle numérique de terrain de résolution de 30 m × 30 m de l'US Geological Survey (http://earthexplorer.usgs.gov/); (ii) une carte des sols digitalisée de Barbut et Durand (1952) avec le calcul des différents des paramètres sol avec le modèle du logiciel SPAW Hydrology; (iii) une carte d'occupation des sols l'Agence Spatiale Européenne (2009) (http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php), les itinéraires techniques agricoles: (les dates de plantation / semis, les quantités, le type et la date de la fertilisation et les dates des opérations de récolte) (Tableau 9); (iv) les données climatiques provenant des mesures des précipitations et de température quotidienne minimale et maximale, entre 2000 et 2013, à partir de huit stations météorologiques fournies par l'Agence Algérienne de Métrologie, (v) les données quotidiennes de débits entre 2003 et 2011 de lâchers des 5 barrages de la Tafna fournis par l'Agence Nationale Algérienne pour les barrages et les transferts (ANBT) (figure27).

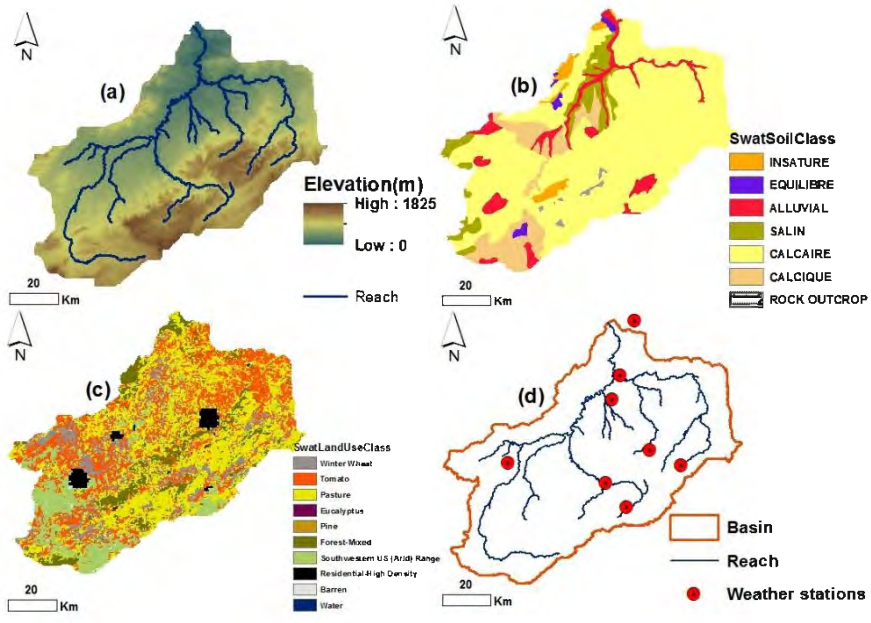


Figure 27. Données d'entrées pour la modélisation de la Tafna,(a) Modèle numérique du terrain (30x30m) (http://earthexplorer.usgs.gov/), (b) Carte des sols (Barbut and Durand, 1952), (c) Carte d'occupation du sol (http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php) (2009), (d) localisation des stations météorologiques.

Tableau 9. Les itinéraires techniques agricoles utilisés dans le bassin versant de la Tafna

Type de culture	Date de plantation	Quantité de fertilisation	Date de fertilisation	Date de récolte
Blé	10 Octobre	15 kg de N ha^{-1} 30 kg de N ha^{-1}	01 Octobre 30 Janvier	20 Juin
Maraîchage	15 Mars	180 kg de N ha^{-1} 70 kg de P_2O_5 ha^{-1} 200 à 250 kg de K_2O ha^{-1}	10 Mars	01 Juillet
		60 kg de N ha^{-1}	01 Avril 01 Mai 01 Juin	

BASSINS DU NORD-AFRICAIN :

Pour la partie modélisation de l'hydrologie, des sédiments et des nitrates dans les bassins de l'Afrique du Nord :

(i) un modèle numérique de terrain de résolution 90 m × 90 m (http://www.viewfinderpanoramas.org/); (ii) une carte des sols de la FAO; (iii) une carte d'occupation des sols de l'Agence Spatiale Européenne (http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php), les itinéraires techniques agricole: (les dates de plantation / semis, les quantités, le type et la date de la fertilisation et les dates des opérations de récolte) (Tableau 10); (iv) données climatiques quotidiennes entre 2000 et 2013 CFSR (Climate Forecast System Reanalysis). Le CFSR a été choisi, car il fournit tous les paramètres nécessaires et ne contient aucune donnée manquante, elles ont été créé par le Centre national des États-Unis pour la prévision environnementale (NCEP) (figure28).

La version d'ArcSWAT 2012 a été utilisée pour la modélisation. Les paramètres régissant l'hydrologiques, les matières en suspensions et les nitrates, ont été calibrés manuellement d'abord, puis à l'aide d'un outil d'autocalibration (SWAT-CUP SUFI2 - Abbaspour, 2008).

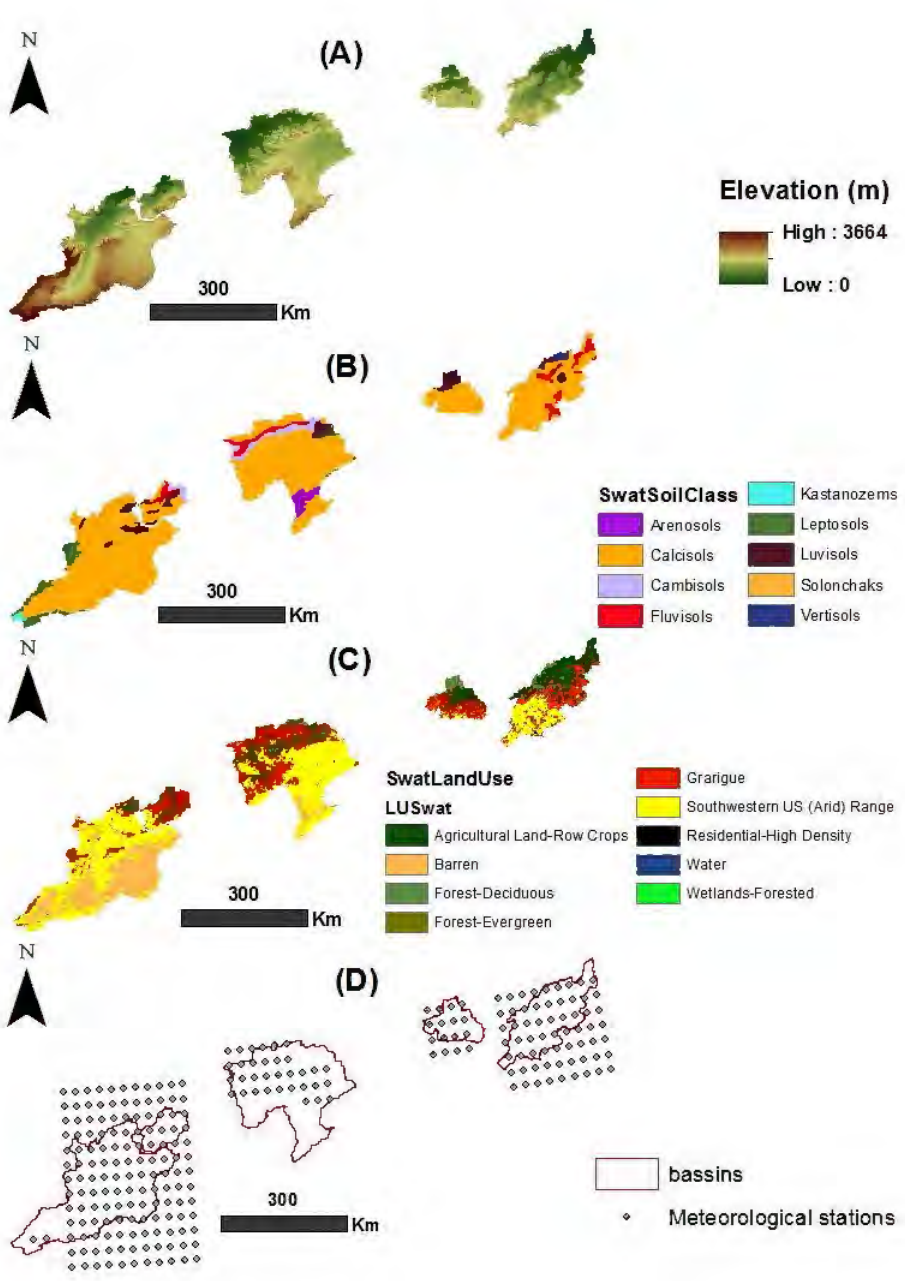


Figure 28. Données d'entrées de SWAT pour le projet Afrique du Nord, (A) Modèle numérique du terrain (90x90m) (http://www.viewfinderpanoramas.org/), (B) Carte des sols de la FAO , (c) Carte d'occupation du sol (http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php) (2009), (d) localisation des stations météorologiques du CFSR (Climate Forecast System Reanalysis) .

Tableau 10. Les itinéraires techniques agricoles utilisés dans les bassins versant de l'Afrique du Nord.

Type de culture	Date de plantation	Quantité de fertilisation	Date de fertilisation	Date de récolte
Blé	10 Octobre	15 kg de N ha^{-1} 30 kg de N ha^{-1}	01 Octobre 30 Javier	20 Juin
Maraîchage	15 Mars	180 kg de N ha^{-1} 70 kg de P_2O_5 ha^{-1} 200 à 250 kg de K_2O ha^{-1}	10 Mars	01 Juillet
		60 kg de N ha^{-1}	01 Avril 01 Mai 01 Juin	

3.1.3 Mesure de débits, des sédiments et des nitrates pour calibrer le modèle

Le débit mensuel de la Tafna, la mesure des sédiments mensuels, et des nitrates mensuels ont été effectués depuis 2003 par l'Agence Nationale des Ressources Hydrologiques [ANRH] dans les stations hydrométriques du bassin hydrographique de Tafna (figure 29).

Le débit journalier de toutes les stations de la rivière a été obtenu à partir du niveau d'eau, qui est mesuré en continu par une échelle limnimétrique et un flotteur d'eau à l'aide d'une courbe de tarage.

Les matières en Suspension sont définies comme la partie des solides retenus par une membrane en fibre de verre (Whatman GF / F) de 0,6 µm de porosité. Les sédiments recueillis ont été pesés après séchage à 105 C° pendant 24 h. La différence de poids du filtre avant et après la filtration a permis de calculer la concentration de sédiments en suspension sur la base du volume d'eau filtrée (C, en g L^{-1}).

La mesure de la concentration de nitrate échantillonné par ANRH aux stations d'échantillonnage. La fréquence d'échantillonnage était réalisée tous les mois entre 2003 et 2011. L'agence a analysé la concentration de nitrate par des méthodes colorimétriques utilisant un spectrophotomètre.

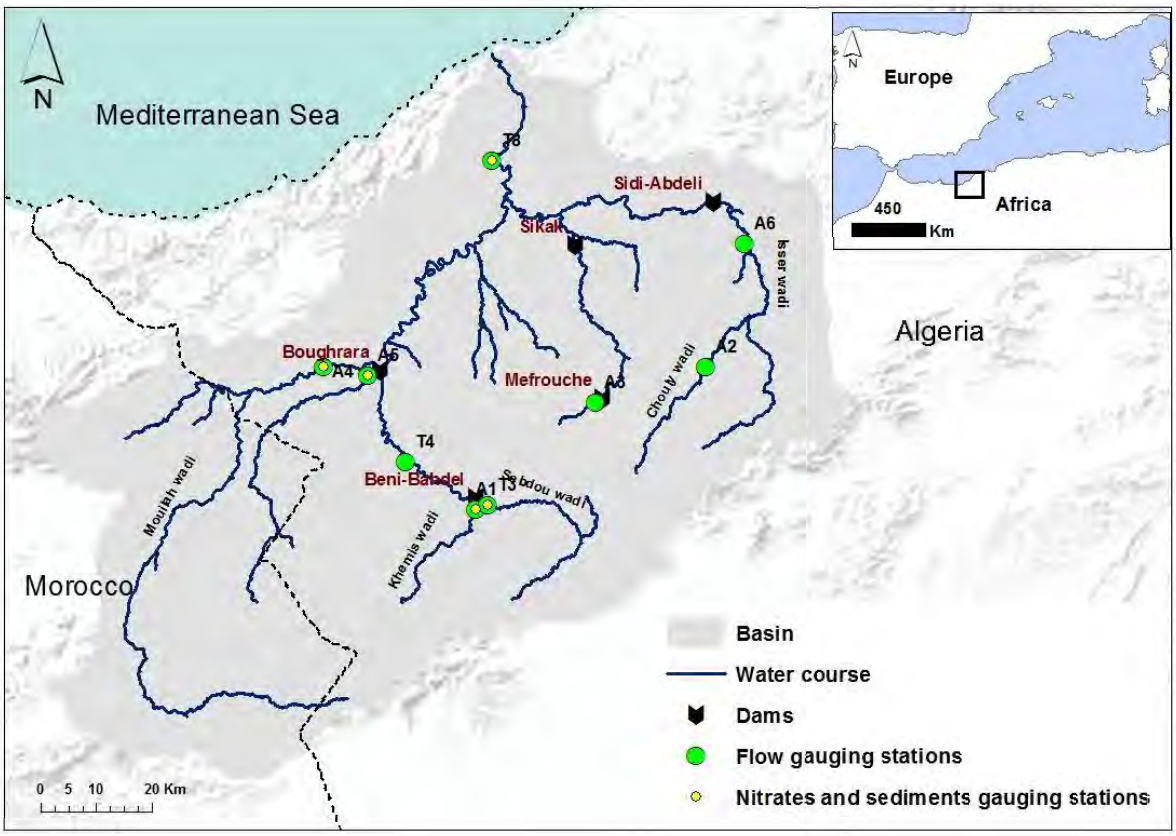


Figure 29. Répartition des stations de jaugeages dans le bassin versant de la Tafna (T: stations situées dans le cours principal A: stations situées dans les affluents)

3.3. Présentation du modèle SWAT

Le modèle SWAT développé par le département Américain de l'Agriculture, Agricultural Research Service (USDA-ARS) (Arnold et al, 1998), SWAT (Soil and Water Assessment Tool) est un modèle conceptuel à bases physiques, semi distribué permettant de manipuler et d'analyser de nombreuses données hydrologiques et agronomiques. Il a été conçu pour de grands bassins versants allant de quelques centaines de km^2 à plusieurs milliers de km^2 (Neitsch et al, 2005).

Le pas de temps élémentaire est le pas de temps journalier. Il calcule les processus à l'échelle des bassins versants et de façon continue dans le temps pour prédire la croissance des plantes, les flux d'eau, de MES et d'intrants agricoles (nitrates, pesticides, etc.), sur le long terme. Le bassin versant modélisé est subdivisé en sous-bassins versants, eux même subdivisés en unités de réponse hydrologique (Hydrological Response Units - HRUs) qui sont des zones homogènes d'occupation du sol, de pente et de type de sol (figure 30). Les HRUs sont des pourcentages de sous-bassins versants et ne sont pas spatialisées durant la simulation,

mais sont caractérisées par la distance qui les séparent de la rivière. Les sorties des HRUs sont les entrées du réseau de drainage. Un sous-bassin est drainé par un tronçon de rivière (Boithias, 2011).

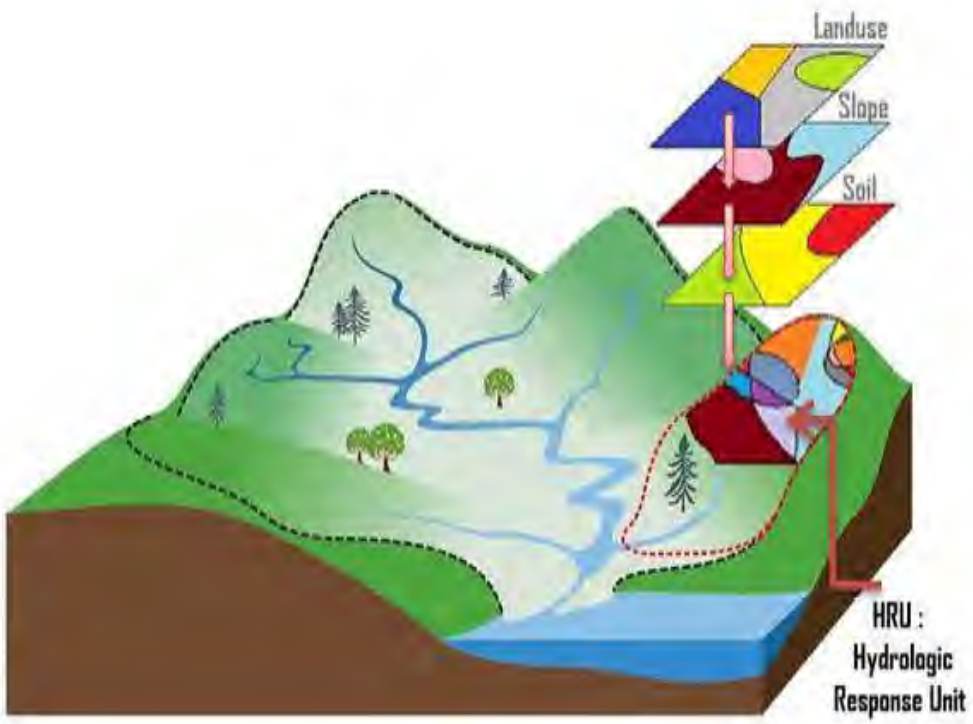


Figure 30. La structure du modèle SWAT et la définition des HRUs (Hydrologic Response Unit).

3.3.1. Module hydrologique

3.3.1.1. Le bilan hydrologique journalier

3.3.1.1.1. Au niveau des HRU

Le cycle hydrologique est modélisé, au pas de temps journalier, selon l'équation suivante :

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^{t} (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \text{ (eq.7)}$$

Avec SW_t : la quantité finale d'eau dans le sol (mm) ;

SW_0 : La quantité initiale d'eau dans le sol (mm) ;

t : Le temps (jours) ;

R_{day} : La précipitation du jour i (mm) ;

Q_{surf} : La quantité d'eau ruisselée le jour i (mm) ;

E_a : La quantité d'eau évapotranspirée le jour i (mm) ;

W_{seep} : La quantité d'eau entrant dans la zone non saturée le jour i (mm) ;

Q_{gw} : La quantité d'écoulement restituée par la nappe le jour i (mm).

Les principales composantes du bilan hydrologique modélisées (figure 31) sont l'interception et le stockage dans la canopée, l'évapotranspiration, le ruissellement de surface, l'écoulement de sub-surface, l'infiltration et la redistribution dans le profil du sol, l'emmagasinement et la restitution de la nappe de surface vers le cours d'eau ainsi que l'emmagasinement dans la nappe profonde et les prélèvements et restitutions en nappe de surface et nappes profondes (Pezet, 2014).

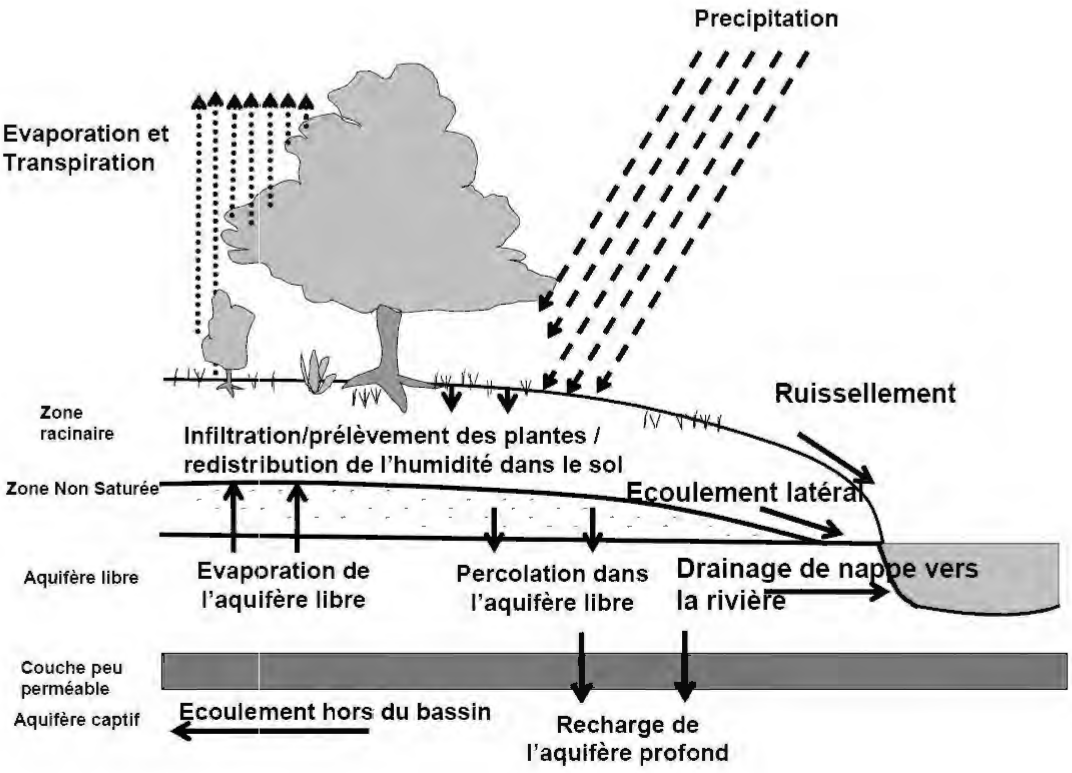


Figure 31. Processus hydrologiques modélisés par SWAT (Nietsch et al, 2005)

3.3.1.1.2. Le ruissellement de surface : l'équation du curve number (CN)

Le ruissellement de surface dans ces HRU est calculé à partir de l'équation du _Curve Number (CN)'. Cette équation empirique avait été développée pour prédire le ruissellement de surface pour des sols et modes d'occupation des sols variés, à partir de plus de 20 ans de suivi des relations pluies –débits pour des petits bassins versants ruraux Américains (Pezet, 2014).

Dans SWAT, la hauteur de ruissellement est calculée selon l'équation du _Curve Number' (CN). L'équation de base est la suivante:

$Q = \frac{Pe^2}{Pe+S}$ (eq.8)

Où Q (mm) : est le ruissellement de surface ;

Pe (mm) : est la pluie nette ;

S (mm) : est une capacité de stockage des sols du bassin versant avant ruissellement. S varie en fonction de la nature des sols et des modes d'utilisation des sols et est estimé par :

$S = 245(\frac{1000}{CN-1})$ (eq.9)

pour $0 \leq CN \leq 100$

Ou CN est le _Curve Number' (Pezet, 2014) qui varie de 35 à 98 selon la canopé et les sols.

3.3.2. Évapotranspiration potentille

Trois méthodes d'estimation de l'évapotranspiration potentille sont intégrées dans le modèle SWAT (Neitsch et al., 2005)

a- la méthode Penman-Monteith

Elle est calculée selon l'équation suivante

$\lambda E = \frac{\Delta.(H_{net}-G)+\rho_{air}.c_p.[e_z^o-e_z]/r_a}{\Delta+\gamma.(1+\frac{r_c}{r_a})}$ (eq10)

λE : est la densité de flux de chaleur (MJ / m^2 / jr), E : est l'évaporation (mm / jr), Δ:est la pente de la courbe de pression / température de vapeur, (kPa / C°), H_{net} : est la radiation nette

(MJ/m^2/jr), G est la densité de flux thermique au sol (MJ/m^2/jr), ρ_{air} :est la densité de l'air (kg / m^3), *Cp* : est la chaleur spécifique à pression constante (MJ / kg / C°), e_z^o : est la pression de vapeur de saturation de l'air à la hauteur z (kPa), e_z : est la pression de vapeur d'eau à la hauteur z (kPa), γ: est la constante psychrométrique (kPa / C°), *rc* :est la résistance de la canopée de la plante (s / m), *ra* : est la résistance à la diffusion de la couche d'air (résistance aérodynamique) (s / m).

b- la méthode Priestley-Taylor

Elle suit l'équation suivante

$$\lambda E_0 = \alpha_{pet}.\frac{\Delta}{\Delta+\gamma}.(H_{net} - G) \text{(eq.11)}$$

À utiliser lorsque les surfaces sont humides, α_{pet} = 1.28 lorsque l'environnement général est humide ou humide (Aouissi et al, 2016).

b- la méthode Hargreaves

Elle suit l'équation suivante

$$\lambda E_0 = 0.0023.H_0.(T_{mx} - T_{mm})^{0.5}.(\bar{T} + 17.8) \quad \text{(eq.12)}$$

λE_0 est le PET (mm / j), H_0 est le rayonnement extra-terrestre (MJ / m^2 / d^1), *Tmx* est la température maximale de l'air pour un jour donné (C°), Tmn est la température minimale de l'air pour un jour donné (C°), et $\bar{T}$ est la température moyenne de l'air pour un jour donné (C°).

Dans cette étude on a utilisé cette méthode car c'est la plus adaptée dans les bassins semi arides de l'Afrijque du Nord (Aouissi et al, 2016)

3.3.3. Le module Nitrates

3.3.3.1. Dans les HRUs

Cinq pools d'azote minéral (NH_4^+et NO_3^-) et organique sont modélisés dans le sol (figure 32). Le transfert de l'azote est modélisé dans le profil de sol et dans l'aquifère superficiel (Boithias, 2011) en plus de l'azote entrant par la fertilisation agricole. Deux sources sont considérées : le pool d'azote dans la matière organique fraîche en relation avec les résidus de culture et la biomasse microbienne, et le pool d'azote organique et stable associé à l'humus (Boithias, 2011). SWAT simule la nitrification et la volatilisation de

l'ammonium (Boithias, 2011). Les nitrates peuvent être transportés vers la rivière par les ruissellements de surface et de sub-surface où percoler jusqu'à l'aquifère superficiel avec la recharge de nappe. Les nitrates dans l'aquifère superficiel peuvent rester dans l'aquifère, migrer avec la recharge de l'aquifère profond migrer avec le flux d'eau de la nappe vers la rivière, ou sortir de l'aquifère superficiel avec l'eau qui remonte le profil de sol par capillarité en réponse à un déficit d'eau (Boithias, 2011).

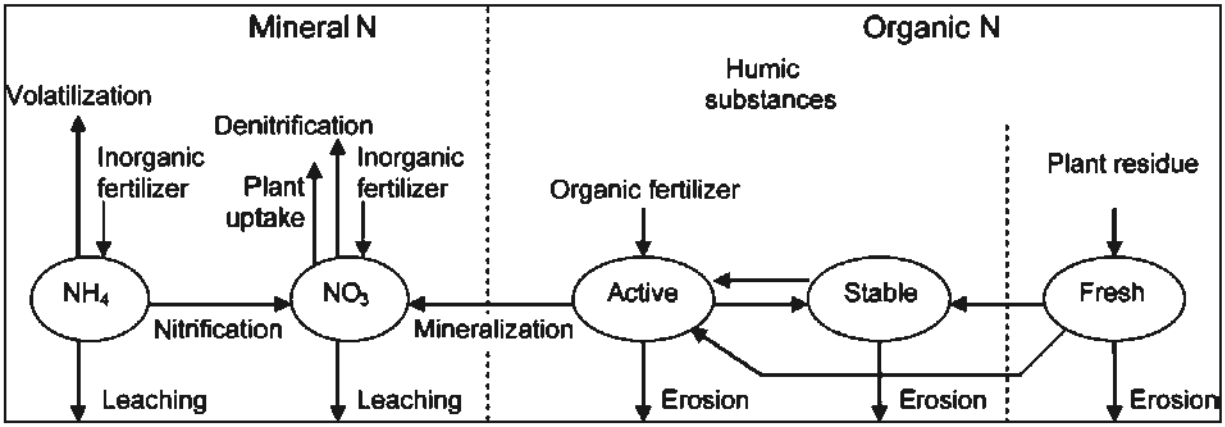


Figure 32. Pools d'azote et les transformations simulées par SWAT (Nietsch et al, 2005 adaptée par Laurent et Ruelland, 2011)

3.3.3.2. Dans la rivière

Le modèle de qualité de l'eau dans les cours d'eau est inclus dans SWAT et est issue du modèle QUAL2E (Brown and Barnwell, 1987). Il simule les interactions suivantes : cycle des nutriments, production d'algues, et demande en oxygène du benthos (Boithias, 2011).

3.3.4. Le module sédiment

3.3.4.1. Dans les HRUs

Les sédiments résultants de chaque HRU sont calculés en utilisant l'équation universelle modifiée (MUSLE) (Williams, 1975).

$$sed = 11.8 \times (Q_{surf} \times q_{peak} \times A_{hru})^{0.56} \times K_{USLE} \times C_{USLE} \times P_{USLE} \times LS_{USLE} \times CFRG$$

(eq.13)

Sed est la quantité de sédiments (t) par jour donné, Q_{surf} est le volume d'écoulement de surface (mm .ha^{-1}), Q_{peak} est le débit de ruissellement de pointe (m^3.s $^{-1}$), A_{hru} est la surface de l'HRU (ha), K_{USLE} est le facteur d'érodabilité du sol, C_{USLE} est le facteur de couverture végétale du sol,, P_{ULSE} est le facteur de soutien pratique, LS_{USLE} est le facteur *USLE* topographique et *CFRG* est le facteur de fragment grossier (Neitsch et al 2005).

La concentration en Matières en suspension $conc_{sed,surq}$ dans le ruissellement de surface est calculée selon la formule suivante :

$$conc_{sed,suq} = \frac{sed}{10.area_{hru}.Q_{surf}} \quad \text{(eq.14)}$$

$area_{hru}$: surface de la HRU (ha) et

Q_{surf} : c'est la quantité d'eau de surface ruisselée par jour (mm) (Neitsch et al 2005).

3.3.4.2. Dans la rivière

La déposition et la remise en suspension sont les deux facteurs qui contrôlent le transport des sédiments dans la rivière (Boithias, 2011).

La quantité maximale de sédiments transportés est simulée en fonction du débit maximal et est calculée comme suit :

$$S_{max} = c_{sp}\left(\frac{q_s}{A_{ch}}\right)^{sp} \text{(eq.15)}$$

S_{max} : la concentration maximale de sédiments pouvant être transportés ($10^3 kg.m^{-3}$) ;

C_{sp} : coefficient empirique qui doit être calibré ;

q_s : le débit maximal (m^3s^{-1})

A_{ch} : la section transversale d'écoulement dans le canal ; et sp est un exposant défini par l'utilisateur

Pour plus de détails qui concernent le module sédiment dans le modèle SWAT, vous pouvez consulter Neitsch et al (2005).

3.3.5. Le module Barrage

Les caractéristiques d'une retenue dans le model SWAT sont montrées dans la figure suivante.

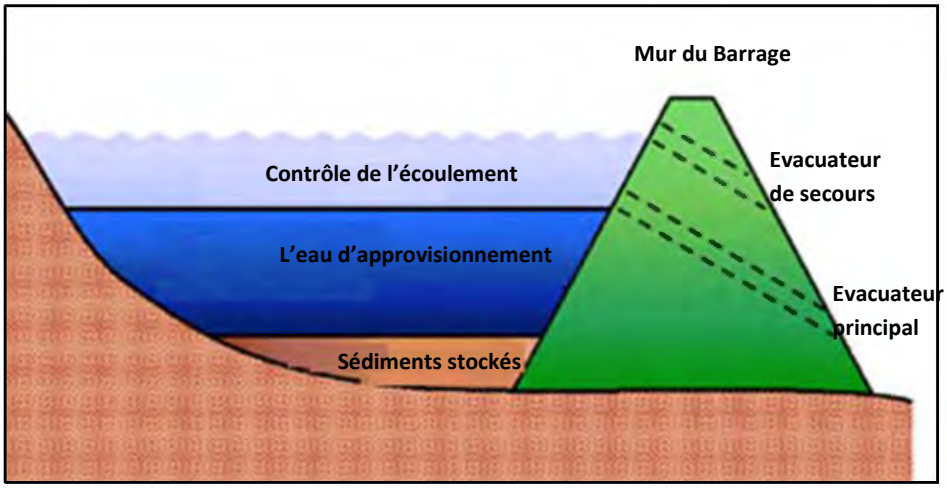


Figure 33. Caractéristiques des retenus dans le model SWAT (Nietsch et al, 2005)

Le bilan hydrique des barrages est donné par l'équation suivante

$$V = V_{stored} + V_{flowin} + V_{flowout} + V_{pcpc} - V_{evap} - V_{seep} \text{(eq.16)}$$

V : le volume d'eau dans la retenue dans le barrage à la fin de la journée (m^3 H_2O) ;

V_{stored} : le volume d'eau stocké dans le barrage au début de la journée (m^3 H_2O) ;

V_{flowin} : le volume d'eau entrant dans le barrage pendant la journée (m^3 H_2O) ;

$V_{flowout}$: le volume d'eau qui sort du barrage pendant la journée (m^3 H_2O) ;

V_{pcp} : le volume de précipitation au niveau barrage d'eau pendant la journée (m^3 H_2O) ;

V_{evap} : le volume d'eau perdu du barrage par évaporation pendant la journée (m^3 H_2O) ;

V_{seep} : le volume d'eau perdu du barrage par infiltration pendant la journée (m^3 H_2O) (Neitsch et al 2005).

3.3.5.1. La surface de la retenue

Le modèle SWAT, prend en compte la variation, quotidienne de la surface du plan d'eau, en utilisant l'équation suivante (Nietsch et al, 2005).

$$SA = \beta_{sa}.V^{expsa} \quad \text{(eq.17)}$$

SA : est la superficie du plan d'eau (ha) ;

β_{sa} : est un coefficient ;

V : est le volume d'eau dans le réservoir (m^3H_2O) ;

expsa : est un exposant.

3.3.5.2. Les précipitations

Le volume des précipitations dans le barrage quotidien, est calculé par l'équation suivante (Nietsch et al, 2005).

$$V_{pcp} = 10\ Ray_{day}.SA \text{ (eq.18)}$$

V_{pcp} : le volume de précipitation au niveau barrage d'eau pendant la journée (m^3 H_2O) ;

Ray_{day} : est la précipitation d'eau pendant la journée (mm H_2O) ;

SA : est la surface du plan d'eau (ha).

3.3.5.3. L'évaporation

Le volume d'eau quotidien perdu par évaporation est calculé par la formule suivante (Nietsch et al, 2005).

$$V_{evap} = 10.\ \eta.E_0.SA \text{ (eq.19)}$$

V_{evap} : le volume d'eau perdu du barrage par évaporation pendant la journée (m^3 H_2O) ;

η: le coefficient d'évaporation ;

E_0 : l'évaporation potentielle pendant la journée (mm H_2O) ;

SA : la superficie du réservoir (ha).

3.3.5.4. L'infiltration

Le volume d'eau quotidien perdu par infiltration est calculé par la formule suivante (Nietsch et al, 2005).

$$V_{seep} = 240\ K_{sat}.SA \text{ (eq.20)}$$

V_{evap} : le volume d'eau perdu du barrage par évaporation pendant la journée (m^3 H_2O) ;

K_{sat} : conductivité hydraulique de saturation du fond du réservoir (mm hr^{-1}) ;

SA : la superficie du réservoir (ha).

3.3.5.5. Les flux de sortie

Les flux de sortie sont calculés selon les méthodes suivantes (Nietsch et al, 2005).

- Moyenne mensuelle et débit de lâcher annuel moyen pour les réservoirs non contrôlés.

- Flux d'eau quotidien introduit par l'utilisateur pour les réservoirs contrôlés.

La quantité journalière d'azote dans les eaux de barrage est calculée par l'équation suivante :

$$M_{initial} = M_{stored} + M_{flowin} \text{(eq.21)}$$

$M_{initial}$ est la masse initiale d'Azote dans les eaux de barrage pour le jour donné (kg), M_{stored} est la masse d'Azote dans les eaux de barrage à la fin de la journée précédente (kg) et M_{flowin} est la masse d'Azote ajouté aux eaux de barrage le jour donné (kg) (Neitsch et al, 2005).

La figure suivante résume les différentes variables d'entrées et de sorties dans le model SWAT et pour plus détaille vous pouvez consultez Neitsch et al, (2005).

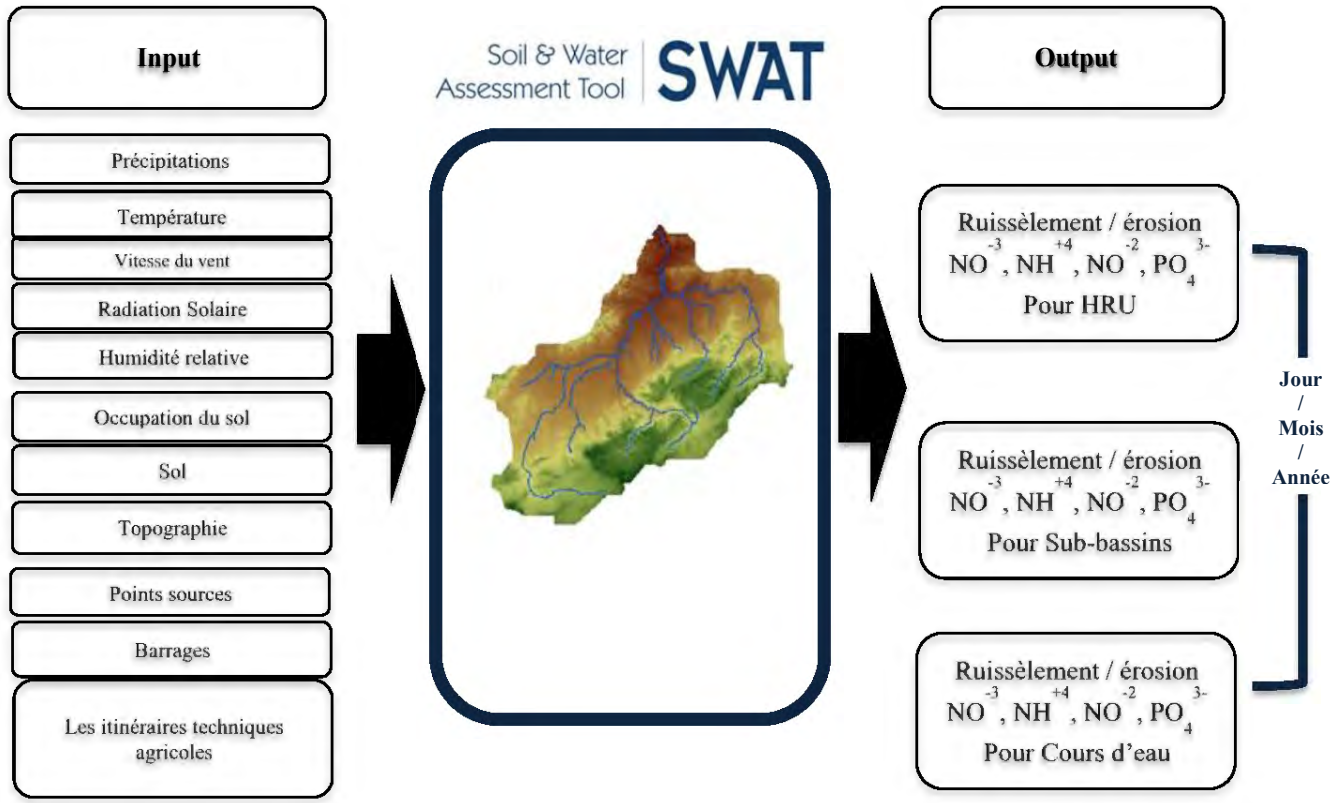


Figure 34. Les données d'entrée (Input) et Sorties (Output) du modèle SWAT

3.2. Evaluation de la performance modèle

La performance mensuelle du modèle SWAT a été quantifiée à l'aide de deux indices : le coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE) (Nash et Sutcliffe, 1970) et le coefficient de détermination (R^2).

$$NSE= 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^{n} (O_i - \bar{O})^2} \text{ (eq.22)}$$

$$R^2= \left\{ \frac{\sum_{i=1}^{n} (O_i - \bar{O})(S_i - \bar{S})}{[\sum_{i=1}^{n} (O_i - \bar{O})^2]^{0.5} [\sum_{i=1}^{n} (S_i - \bar{S})^2]^{0.5}} \right\} \text{(eq.23)}$$

O_i et S_i sont les valeurs observées et simulées, n est le nombre total de valeurs comparées, $\bar{O}$ est la valeur moyenne observée et $\bar{S}$ est la valeur moyenne simulée.

Il est très difficile d'évaluer la qualité de la performance du modèle pour les matières en suspension et les nitrates dans notre cas, il y avait peu de données observées, car l'ANRH mesure les sédiments et les nitrates une fois par mois (parfois il n'y a pas de mesures) et l'échantillonnage pendant les périodes des crues est très difficile. Devant cette difficulté, nous avons fait appel à notre expertise de terrain et de connaissances du milieu ainsi qu'aux compléments de données mesurées in situ même si éparses.

L'utilisation du bassin versant de la Tafna en Algérie comme bassin référent, a permis d'agrandir l'échelle suite à l'application des paramètres de calibration des débits, sédiments et nitrates sur les autres fleuves côtiers de notre zone étude. Les grands fleuves de l'Afrique du Nord partagent le même climat semi-aride méditerranéen, le calcaire est le sol dominant dans tous les bassins et l'occupation du sol est presque identique.

Deux projets SWAT ont été réalisés, le premier avec barrages et le deuxième sans barrages avec la conservation des mêmes paramètres de calibration dans les deux projets, afin de voir l'effet de la construction des barrages sur le bassin versant de la Tafna.

Chapitre 4 : Transfert des nitrates dans la Tafna (étude in situ)

Ce chapitre concerne l'étude in situ que j'ai réalisé sur le bassin de la Tafna pour mettre en évidence l'impact de l'occupation du sol sur les concentrations des nitrates dans les eaux superficielles et avoir une idée sur la contribution du bassin versant de la Tafna à l'eutrophisation de la Méditerranée en mesurant et calculant les quantités de nitrates acheminées vers les eaux marines.

4.1. Contexte et objectifs

Pour la région de l'Algérie Nord Occidentale, la ressource hydrique est souvent localement surexploitée – par les agriculteurs, en particulier – et mal gérée. Les problèmes de pollution dus à une urbanisation accélérée que connaissent les villes, la vétusté et l'âge d'une partie importante des réseaux d'alimentation, le développement agricole sans précédent, constituent autant de défis majeurs et primordiaux à nos gouvernants (Benyahia et al, 2009). A ces enjeux strictement sociétaux s'ajoutent d'autres, liés aux pratiques et usages de l'eau par l'homme, aux transformations probables de milieux naturels qui sont de plus en plus anthropisés (Benyahia et al, 2009).

Le contrôle de la pollution en nitrates est une étape indispensable pour protéger les eaux de rivières (Ferrant, 2009). Les études sur la quantification des transferts de nitrate à différentes échelles spatiales permettent d'aborder la dynamique ainsi de proposer des actions qu'il faut envisager (Tournebize et al, 2008).

Ce chapitre décrit les résultats sur la contribution des sous bassins de la Tafna aux flux des nitrates et met en évidence l'impact de l'occupation du sol sur les concentrations des nitrates dans les eaux superficielles et enfin permet d'avoir une idée sur la contribution du bassin versant à l'eutrophisation de la Méditerranée en mesurant et calculant les quantités de nitrates acheminées vers les eaux marines.

4.2. Résultats

4.2.1. La contribution des sous-bassins en terme de flux de nitrate

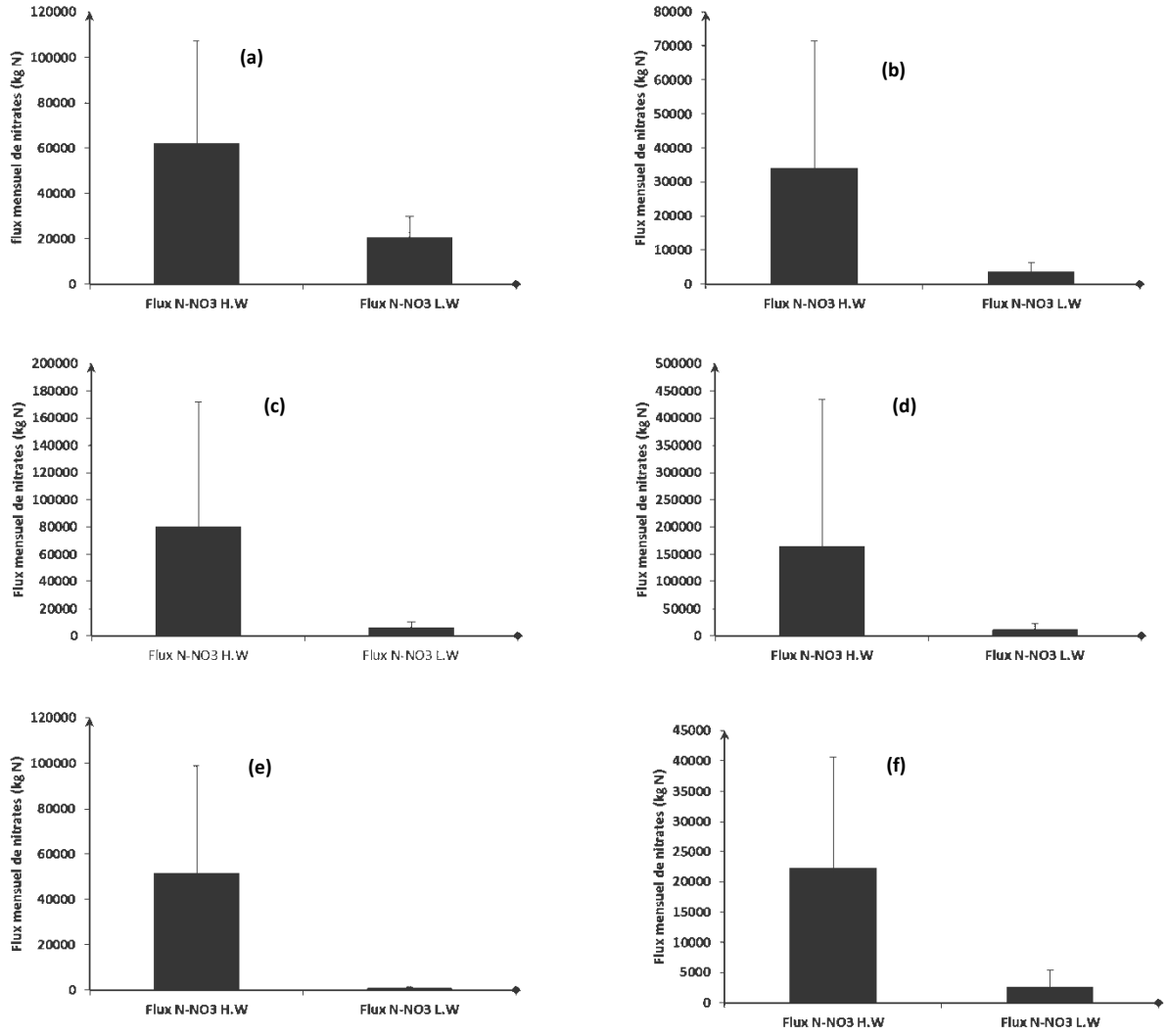


Figure 35. Le Flux des nitrates moyens mensuels selon la saison hydrologique en kg N (H.W : Hautes eaux ; L.W : Etiage) a l'exutoire des sous bassin de la Tafna (a :Sebdou ; b : Khémis ; c : Chouly ; d : Isser ; e : Sikkak ; f : Mouilah)

Je rappelle ici que les hautes eaux correspondent à la période entre novembre à avril et les basses eaux à la période mai à octobre. Le flux des nitrates change selon la période hydrologique (figure 35) à l'exutoire des sous bassins du bassin versant de la Tafna. Il est important à la période des hautes eaux, avec une valeur moyenne de 110 tN alors qu'en étiage la valeur moyenne n'est estimée qu'à 7,5 t.N. Cette différence est significative selon le test de l'Anova1 ; $p < 0,05$).

4.2.2. Comparaison entre les sous bassins

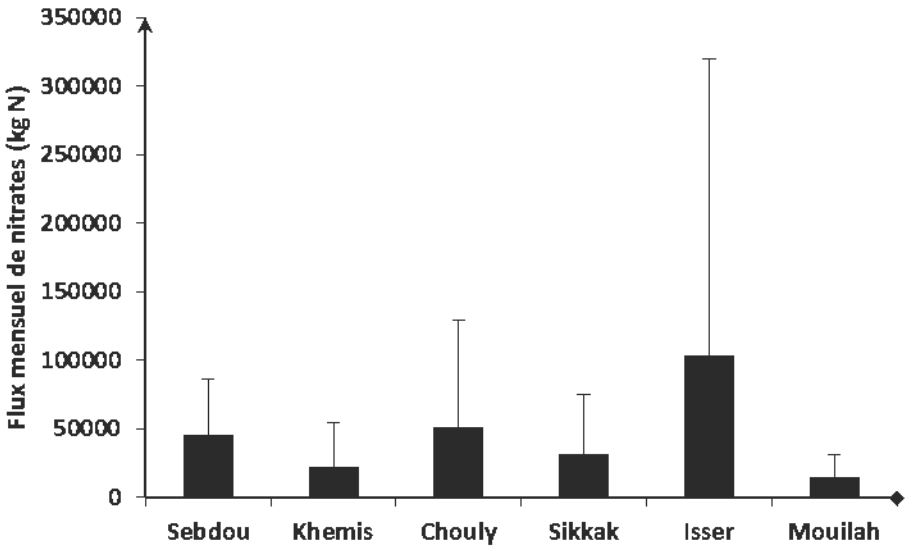


Figure 36. Contribution moyenne des sous bassins de la Tafna en flux de nitrates en kg.N/mois

Nos résultats montrent aussi une variabilité des quantités de nitrates transportés par les différents sous bassins de la Tafna. On voit nettement (figure 36) que le sous bassin d'Isser contribue avec la plus grande quantité de nitrate, de l'ordre de 104 t N en moyenne de, et des valeurs qui varient entre 4, et 712 t N, alors que le sous bassin Mouillah apporte la plus faible quantité de l'ordre de 15 t N, et des valeurs qui varient entre 0,7 t N, et 50 t N, cette différence est significative selon le test de l'ANOVA ($p < 0,05$).

4.2.3 Les quantités de nitrates qui arrivent à la mer méditerranée

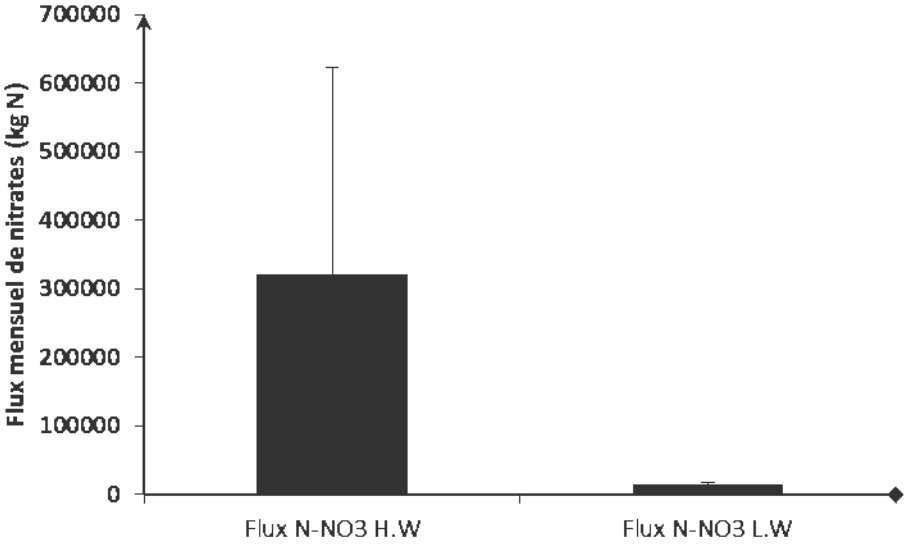


Figure 37. Le Flux des nitrates moyen selon la saison hydrologique en kg N (H.W : Hautes eaux ; L.W : Etiage) à l'estuaire

La valeur moyenne mensuelle de flux de nitrates enregistrées au niveau de l'estuaire de la Tafna et qui est transporté à la mer est estimée à 168 t N. Les quantités changent selon la période hydrologique (figure 37). Elles sont importantes dans la saison des hautes eaux, pour laquelle nous avons calculé une valeur moyenne de 321 t Net les valeurs transférées vers la mer varient entre 38 et 740 t N que dans les étiages puisque la valeur moyenne était estimée à 15 t N et les quantités dans cette saison varient entre 14 et 18 t N. Cette différence est hautement significative selon le test de l'Anova1 puisque ($p \approx 0 < 0,05$).

4.2.4 Facteurs qui influencent le flux en nitrates

Pour estimer l'influence relative des facteurs de l'environnement tels que l'utilisation des terres, l'hydro-météorologie et la géomorphologie sur les flux de nitrate, une ACP normée a été effectuée sur les données collectées durant une période de deux ans (entre décembre 2012 et février 2014). Une matrice composée de 160 relevés (sites x dates) et 11 variables environnementales ont été analysées : Terres nues- Cultures-Villes-Maquis-Végétations herbacées- Altitudes-O_2 dissous dans l'eau –Température de l'eau- Précipitations-Concentrations en nitrates-Flux en nitrates.

***ACP globale**

Dans cette ACP (figure 38), le premier axe factoriel explique 33% de la variabilité totale. La végétation herbacée est corrélée positivement avec les terres nues. Les cultures et l'urbanisation sont corrélées négativement. Ils pèsent fortement sur cet axe qui matérialise l'occupation du sol opposant les stations très influencées par l'agriculture et l'urbanisme aux stations non impactées.

Le deuxième axe (20% d'inertie) oppose les précipitations et flux de nitrate à la température. On peut aussi remarquer les variations du flux en nitrate en fonction des épisodes hydrologiques (hautes eaux/étiage) ils sont importants en hautes eaux par rapport à la période des étiages, cet axe matérialise le facteur hydrologie.

L'effet spatial se traduit par la présence de 3 groupes de stations en fonction d'un gradient d'occupation du sol décroissant de l'amont vers l'aval.

- Les stations les plus riches en nitrate en terme de flux sont celles du cours inférieur du bassin S4, T8, T10 et l'estuaire caractérisées par un pourcentage important de terres nues, cultures, urbanisme, et une végétation herbacée de faible densité. Elles s'opposent sur l'axe1 aux stations les moins chargées en nitrates et présentant un % de végétation herbacée important. Il s'agit des stations du cours supérieur du bassin (K0, K2, I1, C2, T0). Voir localisation en Figure 9.
- Entre ces deux groupes se placent les stations situées à proximité de maquis et présentant des flux intermédiaires (I1et I5).

La seconde composante de l'ACP liée aux flux de NO_3^- suggère un axe saisonnier : étiage s'opposant aux hautes eaux. Ces 2 axes permettent de faire une distinction des flux de nitrates selon la période hydrologique. On peut remarquer la saison des hautes eaux qui se caractérise par la plus grande quantité de précipitations et un débit important présentant les plus fortes valeurs de flux par rapport à la période d'étiage qui est marquée par les températures les plus élevées et une faible pluviométrie.

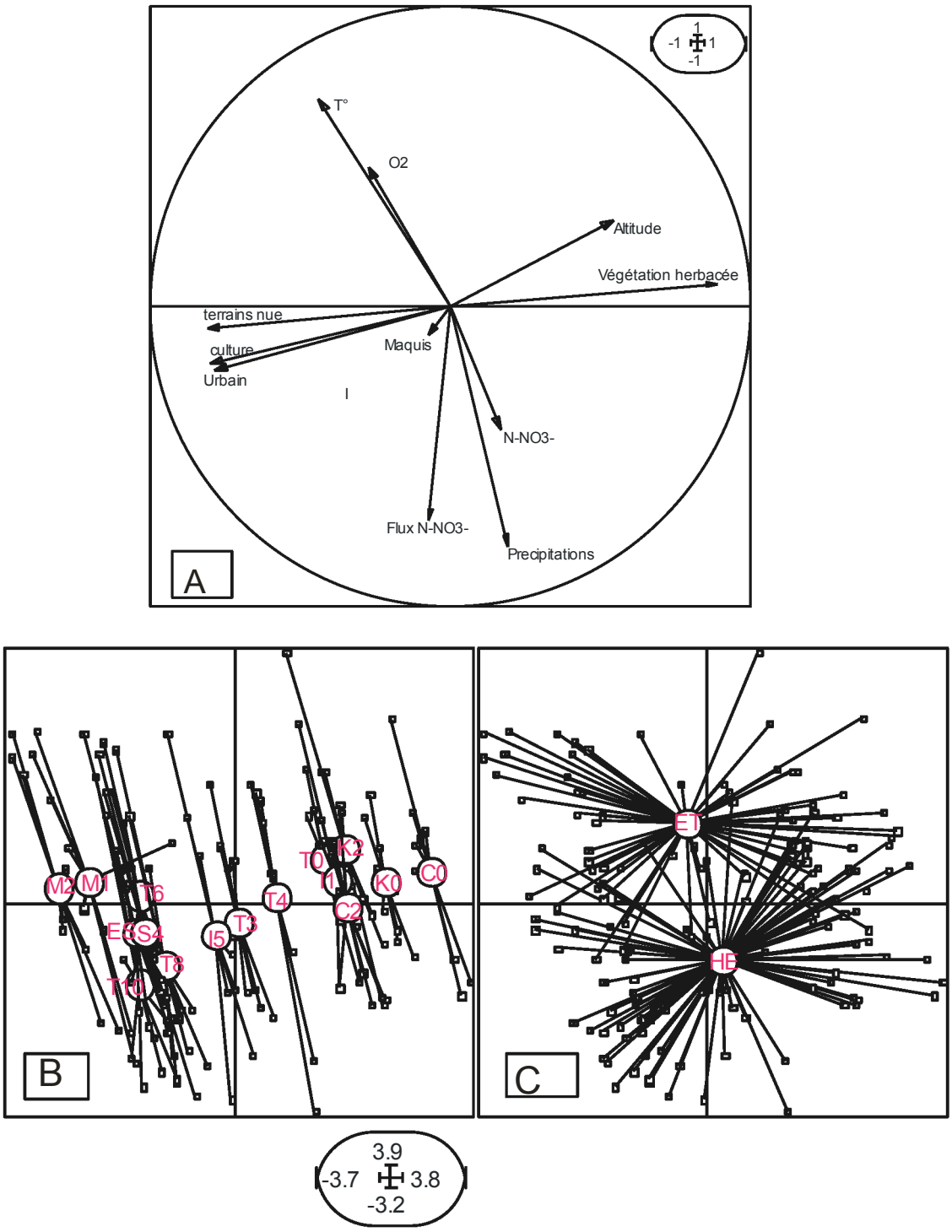


Figure 38. ACP globale, A : Cercle de corrélation

B : Distribution des stations de prélèvement selon les flux en Nitrates. C : distribution des concentrations de Nitrates selon la période hydrologique. HE= la période de hautes eaux, ET= la période d'étiage.

*** Analyse discriminante ACP intragroupe (within analysis)**

Pour une analyse plus spécifique visant à éliminer l'effet-date ou l'effet-station, l'analyse discriminante nous a permis de déterminer un premier axe discriminant qui prend en compte 2 variables : la température, et les précipitations contribuant avec 47% d'inertie à décrire les différences entre les stations. Le second axe discriminant est défini exclusivement par les concentrations en nitrates.

En dehors des saisons (figure 39) les stations d'étude sont réparties sur l'axe2 selon un gradient d'eutrophisation. Les stations amont T3, K0, C0, C2, I1 présentant de fortes concentration en nitrates, s'opposent aux stations avales T8, T10, ES, K2. Le processus d'auto-épuration concerne l'évolution amont-aval des nitrates dont le niveau moyen augmente avec la restauration de l'oued (stations T8 à T10, ES).

L'ACP intra-groupe montre aussi que la typologie spatiale est différente d'une saison à une autre (Figure 35): durant les hautes eaux caractérisées par des précipitations et un débit important, la majorité des relevés sont situés sur la partie positive du premier axe tiré essentiellement par les nitrates (N- NO_3^-).

Durant l'étiage, la concentration en NO_3^- diminue dans la majorité des stations qui se sont déplacées le long du premier axe vers les valeurs négatives, traduisant une rétention des nitrates dans le bassin versant.

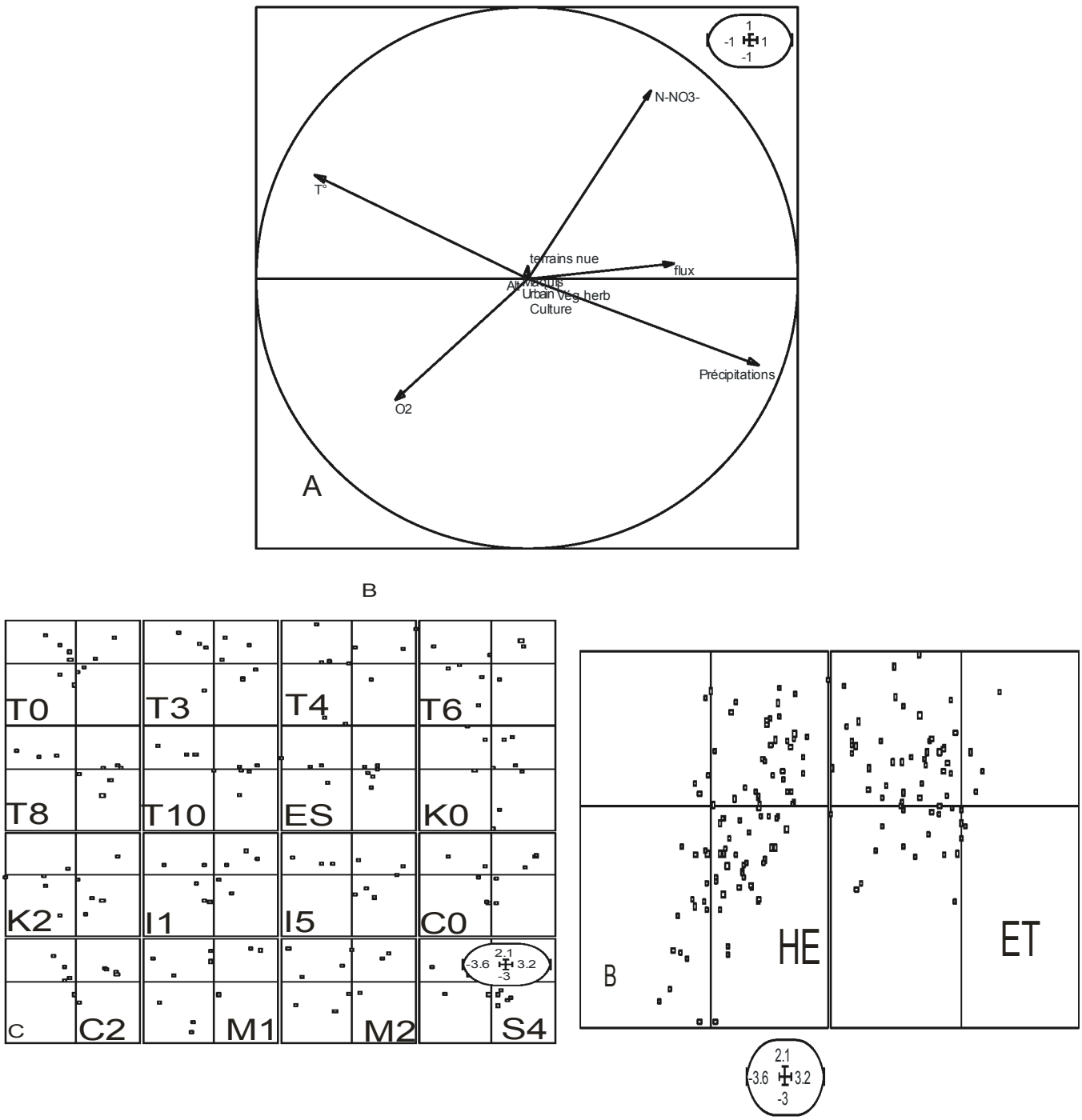


Figure 39. Analyse discriminante ACP intragroupe, A : Cercle de corrélation, B : Distribution des concentrations de Nitrates selon la période hydrologique. HE= la période de hautes eaux, ET= la période d'étiage. C : Distribution des stations de prélèvement selon la concentration en Nitrates

4.3. Discussion

La quantité moyenne apportée par les différents exutoires des sous bassin versant de la Tafna varie très significativement selon la saison hydrologique, elle est importante dans la

saison des hautes eaux en raison essentiellement d'un ruissellement des eaux riches en engrais azotées par suite de pratiques agricoles (Lassaletta et al, 2009). Les quantités de nitrates diminuent au niveau des rivières pendant la saison des étiages, à cause d'une déconnexion entre le cours d'eau et les horizons du sol supérieurs (Oeurng et al, 2010). Il y a aussi une assimilation chlorophylienne par les algues plus intense ou une dénitrification liée aux températures élevées et un manque d'O_2 dans le milieu, dans les sédiments du cours d'eau et des barrages.

Cette quantité moyenne des nitrates varie également entre sous bassins. En effet celui d'Isser, contribue le plus aux flux totaux de nitrates à l'exutoire. Ce résultat confirme le travail de Taleb et al. (2004), qui a constaté que l'augmentation de nitrate dans la Tafna est principalement due à la contribution de l'Isser. Cet affluent est plus riche en NO_3^- (> 40 $mg.l^{-1}$) car il reçoit l'eau du barrage Al-Izdahar, des effluents de la ville de Tlemcen, et de l'eau d'irrigation des terres cultivées, qui sont riches en engrais (Taleb et al, 2004).

Cette partie nous a permis d'avoir une idée sur les quantités de nitrates qui sont acheminées par les eaux de la Tafna vers la mer méditerranée. Les valeurs de flux de nitrates enregistrées au niveau de l'estuaire ont été estimées à une valeur moyenne de 169 $tN.mois^1$. Les quantités de nitrates varient entre 14 et 741 $tN.mois^{-1}$, alors que Ounissi et al (2014) a enregistré des valeurs qui varient entre 3 et 7 $tN.mois^{-1}$ dans l'estuaire de Seybouse (6 471 km^2) et des valeurs entre 1,5 et 4,5 $tN.mois^{-1}$ dans l'estuaire d'oued Mafragh (2,252 km^2), ces deux oueds se trouvent dans le Nord-Est de l'Algérie. Les flux de Nitrates changent significativement selon la période hydrologique. Elles sont importantes dans la saison des hautes eaux, les quantités dans cette saison varient entre 14 et 18 $tN.mois^{-1}$, avec une diminution moyenne de 92%, durant la période sèche contre une valeur qui augmente de 20 à 40% pendant la période humide dans l'estuaire d'Oued Seybouse dans le Nord-Est de l'Algérie (Taleb et al., 2008).

L'analyse en composante principale (ACP) nous a permis de déterminer quels sont les facteurs qui influent sur le flux et les concentrations en nitrates dans le bassin versant de la Tafna.

Selon l'ACP globale, l'occupation du sol du bassin versant à un grand impact sur les flux de nitrates dans la Tafna. L'utilisation des terres est un des facteurs majeurs qui contrôlent la dynamique des nitrates dans les rivières méditerranéennes (Lassaletta et al,

2009). En effet, les stations les plus riches en nitrate en terme de flux sont celles du cours inférieur sont caractérisées par un pourcentage important de terres nues, cultures, urbanisme, un maquis et une végétation herbacée de faible densité.

- La pression anthropique ainsi que les conditions climatiques entraînent l'appauvrissement du couvert végétal du bassin versant de la Tafna (Stambouli-Meziane et Bouazza, 2012). Ceci indique un gradient d'occupation du sol décroissant de l'amont vers l'aval. Ce résultat est confirmé par l'étude de Carpenter et al (1998) qui présente l'agriculture et l'urbanisme comme les deux principales sources de nitrates dans les écosystèmes aquatiques.

L'absorption par les plantes est un facteur clé dans la réduction des quantités des nitrates dans les milieux aquatiques (Bermúdez-Couso et al, 2013). Dans les sites déboisés méditerranéens (terres nues), la disponibilité en azote est dominée par l'ion nitrate (Merzouki et al, 1990).

En outre cette analyse nous a permis de voir l'influence de la période hydrologique sur les flux de nitrates. La période des hautes eaux qui se caractérise par des précipitations importantes, et un débit important présente les plus fortes valeurs de flux. Ceci est lié à une remontée de la zone de saturation vers les couches supérieures du sol enrichi par les nitrates accumulés au cours des saisons précédentes, engendrant une augmentation de la quantité des nitrates dans la rivière. Ceci a été mis en évidence dans un cours d'eau d'ordre 3 dans le bassin de la Garonne en France par Sánchez–Pérez et al.(2003). A l'opposé, les faibles concentrations de nitrates observées en période d'étiage sont dues à leur faible transport pendant la période d'étiage comme mis en évidence par Oeurng et al, (2010) sur un bassin agricole du Sud de la France.

l'ACP intragroupe nous a permis de classer les stations d'étude selon un gradient d'eutrophisation décroissant. Les stations amont présentant de fortes concentrations en nitrates, s'opposent aux stations avals. Le processus d'auto-épuration concerne l'évolution amont-aval des nitrates dont le niveau moyen augmente avec la restauration de l'oued.

L'ACP intra-groupe montre aussi que la typologie spatiale est différente d'une saison à une autre. Durant les hautes eaux caractérisées par des précipitations et un débit important, la majorité des relevés est située sur la partie positive du premier axe tiré essentiellement par les nitrates ($N\text{-}NO_3^-$) traduisant des valeurs plus élevées en hiver (Molenat et al, 2002). Swaney

et al, (2012) a démontré que dans les bassins versants du Nord-Est des États-Unis, les exportations des nitrates dans les rivières étaient corrélées aux précipitations et au ruissellement. La différence des débits affecte la concentration en nitrates dans l'eau : des débits d'eau plus élevés favorisent les processus de transport des nitrates, tandis que les faibles débits favorisent l'accumulation de nitrates (Bermúdez-Couso et al, 2013).

Durant l'étiage, la concentration en NO_{3-} diminue dans la majorité des stations qui se sont déplacées le long du premier axe vers les valeurs négatives, traduisant une rétention des nitrates dans le bassin versant tout au long du cours d'eau.

4.4. Conclusion

Cette partie a permis de quantifier la quantité de nitrates apportée par les différents exutoires des sous bassins de la Tafna. Le sous bassin d'Isser contribue à la plus grande quantité aux flux totaux à l'exutoire avec une valeur moyenne de 104 t N.

Le flux moyen apporté par les différents exutoires des sous bassins de la Tafna, varie très significativement selon la saison hydrologique. Dans l'ACP globale on a trouvé que l'occupation du sol a une grande influence sur les flux de nitrates dans la Tafna. Les stations les plus riches en nitrate en terme de flux sont celles du cours inférieur du bassin caractérisé par un pourcentage important de terres nues, cultures, urbanisme, et une végétation herbacée de faible densité, alors que les stations les moins polluées en flux de nitrates présentent une aire de végétation herbacée importante. Entre ces deux groupes se placent les stations situées à proximité de maquis et présentant des flux intermédiaires.

Cette analyse a permis de faire une distinction des flux de nitrates selon la période hydrologique. La saison des hautes eaux présente les plus fortes valeurs de flux par rapport à la période d'étiage. L'ACP intragroupe, nous a permis de classer les stations d'étude selon un gradient d'eutrophisation. Les stations amont présentant de fortes concentration en nitrates, s'opposent aux stations avales. L'ACP intragroupe montre aussi la typologie spatiale et les différences d'une saison à une autre. Durant l'étiage, la concentration en NO_3 diminue dans la majorité des stations.

Enfin, les résultats de cette partie nous ont aidés à améliorer notre compréhension des processus liés au transfert des nitrates dans la Tafna et l'importance d'une bonne gestion des

terres pour réduire l'effet des nitrates. Il sera possible de se baser sur ces résultats pour proposer des modes de gestion pour diminuer le risque d'eutrophisation des eaux de surface.

Cette partie a mis en évidence l'importance d'aborder le problème avec une approche de modélisation pour quantifier spatio-temporellement les processus et les facteurs de contrôle des flux.

Chapitre 5 : Modélisation des flux d'eaux et sédiments dans la Tafna

Ce chapitre évalue par simulation la contribution des différents compartiments du bassin aux flux d'eau et de sédiments en suspension dans les eaux de surface et l'impact de la construction des barrages en région semi-arides sur ces mêmes flux vers la mer, en appliquant le modèle hydro-agro-climatologique SWAT.

Dans ce chapitre je vais présenter les principaux résultats et un résumé de la discussion suivis de l'article publié dans le journal *WATER*.

- Zettam A. , Taleb A. , Sauvage S. , Boithias L., Belaidi N. and Sánchez-Pérez J.M., 2017. Modeling 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; doi:10.3390/w9030216.

5.1. Contexte et objectifs

Comme tous les pays d'Afrique du Nord, l'eau en Algérie est l'une des ressources les plus précieuses, l'Algérie est l'un des pays les plus pauvres en termes de potentiel hydrique (Touati, 2010). Les rivières Nord-Africaines transportent une grande quantité de sédiments (Colombani et al, 1984 ; Bourouba, 1998). Le sédiment déposé dans les barrages Algériens est estimé à 20 10^6 $m^3.an^{-1}$ (Kettab, 2001). La concurrence entre l'agriculture, l'industrie et l'approvisionnement en eau potable ; ainsi que les sécheresses ont montré combien il était nécessaire d'accorder une plus grande attention à l'eau (Remini, 2005). Les eaux de surface en Algérie sont évaluées à environ 8, 376 milliards de m^3 (Ministère Algérien des ressources en eau, 2012). Ces ressources sont caractérisées par une forte variabilité (Hamiche et al, 2015). Dans ce contexte, plusieurs barrages ont été construits en Algérie pour assurer les ressources en eau pour l'approvisionnement en eau potable de toutes les villes et ont permis de développer environ 12 350 km^2 de terres irriguées (Ministère Algérien de Water Resources, 2012; Bouzid-Lagha et Djelita, 2012; Hamiche et al, 2015). Cependant, la sédimentation annuelle représente les valeurs de 1% du volume total de ces infrastructures, et les barrages perdent annuellement environ 20 10^6 à 30 10^6 m^3 de stockage d'eau (Bessenasse et al, 2003; Remini et al, 1997).

Malgré le climat semi-aride, le bassin versant de Tafna joue un rôle important dans l'autosuffisance en eau dans le Nord-Ouest de l'Algérie (Benyahia et al, 2009). La pression continue sur les barrages de la Tafna qui ont une capacité de 398 106 m^3 pour répondre au mieux à la demande des villes du Nord-Ouest de l'Algérie (Oran, la deuxième plus grande ville d'Algérie avec 10 000 m^3 jr^{-1}, Sidi Bel Abbes 20 000 m^3 jr^{-1}, Ain Temouchent 15 000 m^3 jr^{-1}et Tlemcen 37 000 m^3 jr^{-1}) (Ministère Algérien des Ressources en eau, 2006, Benyahia et al, 2009).

Les dépôts de sédiments au Maghreb (Afrique du Nord) contribuent à environ 2 à 5% de la perte annuelle de capacité de stockage d'eau du barrage (Bessenasse et al, 2003; Remini et al, 1997). En Algérie, le ruissellement intercepté dans les barrages qui compte environ 5,2 milliards de m^3, ce qui représente 42% du ruissellement total (Ounissi et Bouchareb, 2013). Selon les statistiques de l'Agence Nationale du Bassin et du Transfert (ANBT) depuis janvier 2003 jusqu'à Juillet 2011, le plus grand bassin de barrage (Hammame Boughrara) est exclusivement consacré à l'eau potable. Cette méthode de gestion peut affecter la zone agricole irriguée, en particulier en aval où la plupart de ces terres dépendent de l'eau de la

Tafna. La construction de barrages a soulevé des questions concernant leurs impacts hydrologiques sur les ressources en eau à l'échelle du bassin, en particulier lorsqu'il existe des conflits entre les utilisateurs d'eau en amont et en aval (Le Goulven et al, 2009 ; Abouabdillah et al, 2014).

Les modèles peuvent avoir une influence directe sur les décisions de gestion des ressources en eau. Différents modèles statistiques et conceptuels de prédiction des flux ont été développés pour aider les décideurs à prendre des décisions pour mieux gérer cette ressource (Noori et Kali, 2016). Les modèles hydrologiques, y compris les modèles physiques distribués, tels que SHE (Abbott et al, 1986), TOPMODÈLE (Wendling, 1992), HEC (Feldman, 2000), VIC (Liang et al., 1994), IHDM (Beven et al, 1987) et WATFLOOD (Kouwen et al, 1993) sont capables de simuler des variations spatio-temporelles des processus hydrologiques et d'aider à comprendre les mécanismes d'influence derrière les impacts de l'utilisation des terres (Lin et al, 2015).

Parmi les modèles physiques distribués, SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al., 1998) qui a été largement utilisé pour voir l'impact des barrages sur le bilan hydrique en raison de son module de réservoir (Neitsch et al, 2002 a, b), comme ont montré Wang et Xia (2010) en Chine, Ghoraba (2015) au Pakistan et Abouabdillah et al (2014) en Tunisie.

En appliquant le modèle SWAT à un bassin anthropisé semi-aride en Afrique du Nord, nos objectifs dans cette étude étaient 1) d'évaluer la contribution des différents compartiments du bassin dans les eaux de surface et 2) d'évaluer l'impact de la construction des barrages en région semi-arides sur l'eau et le flux de l'‘eau et des sédiments vers la mer, afin de développer et de faciliter, la gestion de ces infrastructures.

5.2. Principaux résultats

5.2.1. Simulation du débit et des sédiments

Dans cette étude, seule la calibration mensuelle du débit sans validation a été effectuée, en raison de la mauvaise mesure du débit journalier (les stations nécessitent une rénovation des échelles limnimétriques). Le débit a été calibré sur 9 stations de jaugeage pour la période de 2003 à 2011. Les débits ont été corrélés de manière satisfaisante, à l'exception de la station A4 qui est localisé sur Oued Mouilah. On note que les valeurs des indices de performance des paramètres d'évaluation du modèle sont élevées dans la partie amont, avec un NSE (Nash-Sutcliffe) variant entre 0,5 et 0,75 et R^2 entre 0,49 et 0,84, tandis que dans la partie aval NSE varie entre 0,42 et 0,59 et R^2 entre 0,25 et 0,62.

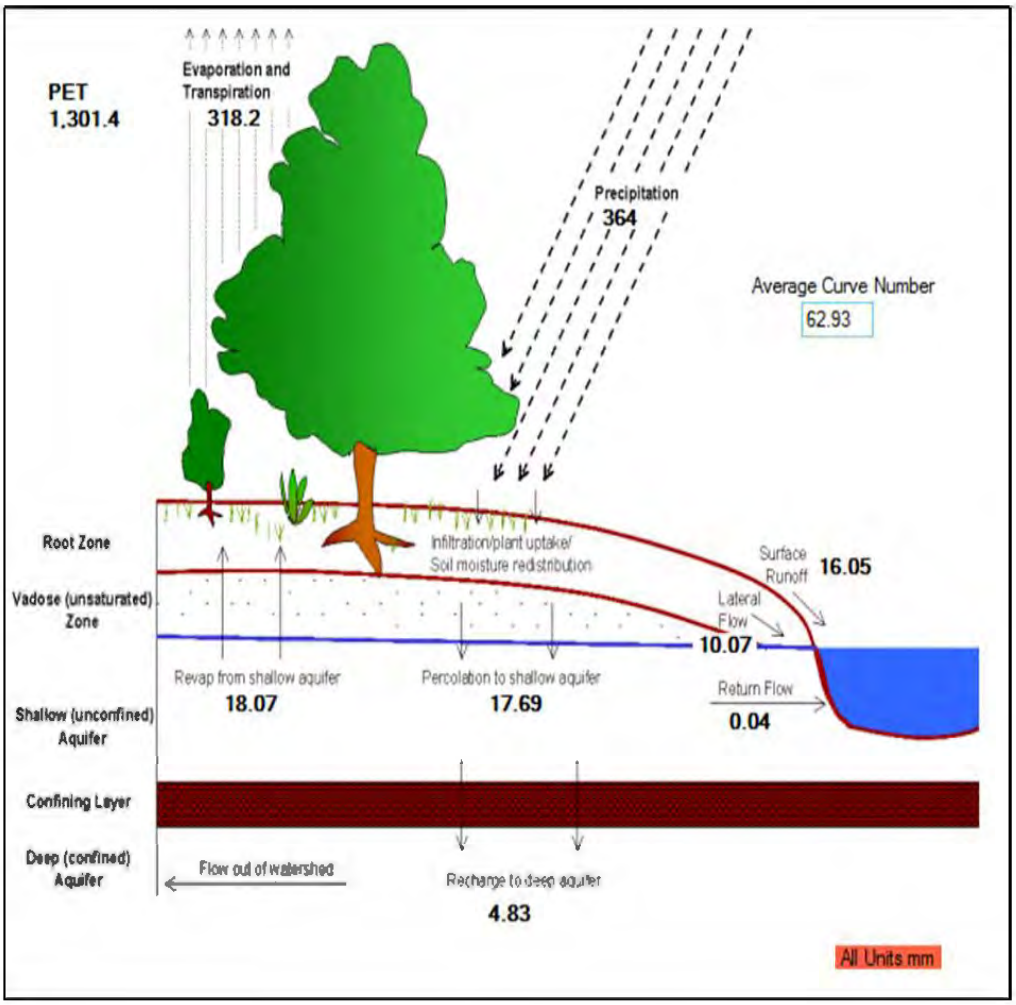


Figure 40. Bilan hydrologique interannuel (en mm) du bassin versant de la Tafna (2003-2011) mis en forme avec le programme SWAT Check.

Le bilan hydrologique modélisé par SWAT est exposé dans la figure 40. L'écoulement a été estimé à 26,16 mm.an^{-1}, évapotranspiration potentielle 1301,4 mm.an^{-1} et précipitations 364 mm.an^{-1}.

Bien que les données observées étaient limitées, l'estimation des sédiments par le modèle a montré que les sédiments simulés et mesurés étaient dans le même ordre de grandeur pour la période de calibration de 2003 à 2006.

5.2.2. L'hydrologie du bassin versant

L'hygrogramme du fleuve Tafna, modélisé par SWAT, montre qu'une grande partie de l'eau de surface provient du ruissellement de surface (59%) et du flux latéral (40%), alors que la contribution des eaux souterraines est insignifiante (1%).

5.2.3. Spatialisation des résultats obtenus avec SWAT

Les précipitations varient entre 270 et 550 mm.an^{-1}, et la plus grande quantité (450-550 mm.an^{-1}) se trouve dans les monts de Tlemcen. Les simulations annuelles pour chaque sous-bassin montrent que L'évapotranspiration potentielle est comprise entre 993 et 1300 mm dans la partie aval, alors qu'elle est comprise entre 1300 et 1500 mm dans l'ensemble du bassin. Le ruissellement de surface varie entre 0 et 120 mm.an^{-1} (bassin semi-aride). Les valeurs les plus élevées sont situées dans le sous-bassin amont (entre 30 et 120 mm), tandis que les plus faibles sont en aval (entre 0 et 10 mm). Le taux d'érosion des sols varie de 0 à 0,2 t .ha^{-1}.an^{-1}, et les bassins amont de l'est ont été identifiés comme des zones à forte érosion du sol.

5.2.4. Impact des barrages

La comparaison des résultats de la simulation entre les projets avec et sans barrages montre que les barrages ont fortement réduit la quantité d'eau arrivant à l'exutoire de la Tafna entre 2003 et 2011. Une grande quantité d'eau a été stockée dans cinq réservoirs (49%). Cette différence est significative selon l'ANOVA ($p = 0,006$).

Les résultats ont montré aussi que les réservoirs stockent une grande quantité de sédiments, soit plus de 27 000 t.an^{-1} (90%). De grandes quantités ont été retenues principalement lors des crues, représentant 87% à 95% des exportations annuelles de sédiments.

5.3. Résumé de la discussion

Les résultats de la simulation entre 2003 et 2011 ont montré que le modèle prédisait adéquatement l'hydrologie de la Tafna (figure 36). Ces valeurs sont restées cohérentes avec les valeurs publiées par ANRH (Agence Nationale des ressources Hydriques Algérienne), qui se basent sur une série d'observations entre Septembre 1965 et Août 2002 (ANRH , 2003) concernant le ruissellement (valeur SWAT = 26,16 $mm.an^{-1}$; ANRH (10-100 $mm.an^{-1}$), l'évapotranspiration potentielle (valeur SWAT = 1301,4 $mm.an^{-1}$; ANRH (900-1400 $mm.an^{-1}$)), les précipitations (valeur SWAT = 364 $mm.an^{-1}$; ANRH (250-550 $mm.an^{-1}$)) et les ressources limitées en eaux souterraines [ANRH , 2003]. La Tafna est caractérisée par un écoulement très irrégulier avec des étés secs fréquents, indiquant des réserves permanentes très limitées (Khaldi, 2005). Cette étude a confirmé ces résultats, affirmant la bonne performance de SWAT dans les bassins versants semi-arides de la Méditerranée (Nerantzaki et al, 2015).

Les résultats ont été analysés en calculant mensuellement les coefficients de performance pour neuf stations de jaugeages de débits. La calibration multi-sites est une étape importante dans l'élaboration d'un modèle de bassin fiable dans les milieux semi-arides, pour mettre en évidence l'hétérogénéité spatiale et les discontinuités dans le bassin hydrographique (Niraula et al, 2012). Les indices de performance sont satisfaisants pour la calibration mensuelle. Nash-Sutcliffe aux neuf stations de jaugeages varient de 0,42 à 0,75 et le coefficient R^2 varie de 0,25 à 0,84 pour la période de janvier 2003 à août 2011. Il convient de noter que les stations de bassin en amont (A1, T3, A2, A6, A3) ayant moins de pression anthropique ont un indice plus élevé (Nash varie entre 0,50 et 0,75 et R^2 entre 0,49 et 0,84) que les stations aval (A4, A5, T8), qui ont des indices plus faibles (Nash varie entre 0,42 et 0,59 et R^2 entre 0,25 et 0,62). Ces stations sont influencées par les rejets domestiques et industriels des principales villes de Tlemcen et Maghnia en Algérie et Oujda au Maroc. Dans une étude sur le bassin de la rivière Medjerda en Tunisie, les auteurs ont trouvé que le Nash-Sutcliffe varie entre 0,31 et 0,65, et le R^2 entre 0,62 et 0,8 (Bouraoui et al, 2005). Dans une autre étude sur la rivière semi-aride du bassin versant Hamadan-Bahar en Iran, les auteurs ont trouvé une gamme d'efficacité de Nash-Sutcliffe comprise entre 0,33 et 0,77, et R^2 entre 0,38 et 0,83 (Akhavan et al, 2010). Le modèle SWAT calibré peut être utilisé avec succès pour prédire le volume des barrages et faciliter le stockage et la gestion d'eau (Ghoraba, 2015).

Les écarts entre les valeurs de débit observées et simulées s'expliquent en partie par des erreurs dans les valeurs observées et simulées (Boithias et al, 2011). Les erreurs dans les valeurs simulées pourraient être attribuées aux fortes précipitations locales réelles qui n'étaient pas bien représentées par l'interpolation des données de pluies par SWAT (Boithias et al, 2011). Outre l'incertitude attribuée à l'apport en précipitation, le modèle ne peut pas capturer les petits pics de débit, la méthode "SCS curve number", qui fonctionne sur les hauteurs quotidiennes des précipitations, ne tient pas compte de la durée et de l'intensité des précipitations (Boithias et al, 2011). La représentation de cette caractéristique de précipitation est nécessaire pour les bassins versants semi-arides, où se produisent des précipitations de courte intensité et de courte durée (Nie et al, 2011).

Il est très difficile d'évaluer la qualité de la performance du modèle pour les matières en suspension dans notre cas car, il existe peu de données sur les matières en suspensions observées, car l'ANRH mesure les sédiments une fois par mois (parfois il n'y a pas de mesures) et l'échantillonnage pendant les périodes des crues est très difficile. L'échantillonnage n'a pas été systématiquement effectué pour toutes les crues, et les flux les plus importants de sédiments se produisent pendant la période de fortes pluies (Bouraoui et al, 2005). Cependant, on a constaté que les valeurs simulées étaient dans le même intervalle que les valeurs observées. La même chose a été constatée dans une étude en Tunisie où les concentrations simulées de matière en suspension étaient dans le même ordre de grandeur que les concentrations mesurées (Bouraoui et al, 2005). Cependant, la faible fréquence d'échantillonnage et le manque d'informations détaillées sur l'utilisation et la gestion des terres n'ont pas permis une évaluation approfondie de la performance de SWAT. Il est recommandé que les études futures recueillent plus de données avec une grande précision (Bouraoui et al, 2005). Malgré ces lacunes, les résultats de cette étude sont toujours utiles pour représenter les données mesurées (Rostamian et al, 2008), pour compléter aussi les mesures par des données complémentaires simulées et surtout pour quantifier les flux spatio-temporellement.

Les résultats de la simulation ont montré une réduction considérable de la quantité d'eau à l'exutoire de la Tafna entre 2003 et 2013, avec une grande quantité d'eau stockée dans les cinq réservoirs (49%). Cette diminution du débit en aval, qui représente 18% de la surface du bassin, peut affecter la zone agricole irriguée, d'autant plus que la plupart de ces terres dépendent de l'eau de Tafna.

La comparaison entre la charge cumulative annuelle de sédiments à l'exutoire de la Tafna avec et sans barrages montre que les réservoirs stockent une grande quantité de sédiments, dépassant 27 000 t. an^{-1} (90%). De grandes quantités sont conservées principalement pendant la période des crues, représentant 87% à 95% des exportations annuelles de sédiments. Dans la rivière Koiliais en Grèce, les crues transportent de 63% à 70% de matières en suspension charriées annuellement (Nerantzaki et al 2015). Entre 37% et 98% des sédiments se déposent dans des réservoirs Nord-Africains (Ghorbal and Claude, 1977). Ces dépôts contribuent environ de 2% à 5% de la perte annuelle de capacité de stockage d'eau (Kassoul et al, 1997). Le flux annuel moyen de sédiments dans les rivières Nord-Africaines est estimé à 254 millions de tonnes (Probst and Amiotte-Suchet, 1992). Ce stockage réduit la durée de vie des barrages. Les résultats de cette étude ont montré la nécessité de mettre en œuvre une stratégie de gestion des ressources en eau pour réduire les dépôts de sédiments dans les barrages.

Dans la présente étude, le modèle SWAT a été appliqué à la Rivière Tafna, qui est un bassin semi-aride. Le modèle a reproduit le débit d'eau et les flux de sédiments dans toutes les stations de jaugeage. L'application du modèle a permis d'évaluer la contribution des différents compartiments du bassin aux eaux de surface. SWAT a montré qu'une grande proportion d'eau de surface provient du ruissellement et du flux latéral, alors que la contribution des eaux souterraines est insignifiante.

L'application du modèle donne aussi une idée générale de l'impact de la construction de barrage sur le bilan hydrique et les sédiments dans le bassin versant semi-aride. Il a mis en évidence qu'une grande quantité d'eau (49%) a été stockée dans cinq réservoirs, diminuant le débit d'eau dans la partie aval du bassin et qui pourrait affecter la zone agricole irriguée, d'autant plus que la plupart de ces terres dépendent de l'eau de la Tafna. Les barrages de la Tafna ont été construits pour l'approvisionnement en eau potable et pour l'irrigation. Cependant, selon les statistiques de l'Agence Nationale du Bassin et du Transfert (ANBT) de janvier 2003 à juillet 2011, le plus grand bassin de barrage (Hammame Boughrara) est exclusivement consacré à l'eau potable.

On a observé que les barrages stockent une grande quantité de sédiments - plus de 27 000 t. an^{-1} (90%). De grandes quantités ont été retenues principalement pendant les crues, représentant de 87 à 95% de flux annuel de sédiments pendant la période de 2003 et 2013. Les résultats de cette étude ont montré la nécessité de mettre en place une meilleure stratégie de

gestion des ressources en eau, comme le reboisement et les retenues collinaires pour réduire la quantité de sédiments transportés par la rivière. Ceci est particulièrement important pour les barrages dans les régions semi-arides et arides où les ressources en eau, limitées, varient considérablement, et où les rivières transportent une grande quantité de sédiments afin d'augmenter leur durée de vie. Les modèles hydrologiques tels que SWAT ont démontrés que le modèle est utile pour comprendre les processus hydrologiques, même si la quantité de données mesurées disponibles reste faible. Il peut être utile pour identifier l'emplacement le plus approprié pour les réservoirs et d'aider à optimiser pour réduire leur impact sur les ressources en eau (Abouabdillah et al, 2014).

Cependant, un problème général dans la modélisation des bassins versants qui doit encore être abordé est la disponibilité limitée des données. L'absence d'une longue série de données observées avec un pas de temps adéquat et une résolution spatiale élevée a limité la capacité de cette étude à évaluer les simulations (Abouabdillah et al, 2014). Enfin, les résultats obtenus ont été très encourageants. SWAT permet de représenter correctement la dynamique de l'eau et des sédiments dans la Tafna. Ce modèle peut être utile pour comprendre l'impact du transport des sédiments sur la capacité de stockage de l'eau des barrages dans une région semi-aride. D'autre part, maintenant que l'hydrologie et les sédiments en suspension sont simulés correctement, nous pouvons aborder l'étude des nitrates par modélisation (Chapitre suivant).

5.5. Publication

La publication complète est insérée à partir de la page suivante.

water

MDPI

Article

Modelling Hydrology and Sediment Transport in a Semi-Arid and Anthropized Catchment Using the SWAT Model: The Case of the Tafna River (Northwest Algeria)

Amin Zettam [1,2,*], Amina Taleb [1], Sabine Sauvage [2], Laurie Boithias [3], Nouria Belaidi [1] and José Miguel Sánchez-Pérez [2]

1 Laboratoire d'Écologie et Gastion des Ecosystmes Naturels (LECGEN), University of Tlemcen, 13000 Tlemcen, Algeria; taleb_14@hotmail.com (A.T.); belaidi_nr@yahoo.fr (N.B.)

2 Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (EcoLab), Université de Toulouse, CNRS, INPT, UPS, 31400 Toulouse, France; sabine.sauvage@univ-tlse3.fr (S.S.); jose-miguel.sanchez-perez@univ-tlse3.fr (J.M.S.-P.)

3 Géosciences Environnement Toulouse, Université de Toulouse, CNES, CNRS, IRD, UPS, 31400 Toulouse, France; laurie.boithias@ird.fr

* Correspondence: zettam.amine@gmail.com; Tel.: +213-551-71-5309

Academic Editor: Sylvain Ouillon

Received: 15 December 2016; Accepted: 7 March 2017; Published: 14 March 2017

Abstract: Sediment deposits in North African catchments contribute to around 2%–5% of the yearly loss in the water storage capacity of dams. Despite its semi-arid climate, the Tafna River plays an important role in Algeria's water self-sufficiency. There is continuous pressure on the Tafna's dams to respond to the demand for water. The Soil and Water Assessment Tool (SWAT) was used to evaluate the contribution of different compartments in the basin to surface water and the dams' impact on water and sediment storage and its flux to the sea in order to develop reservoir management. The hydrological modelling fitted well with the observed data (Nash varying between 0.42 and 0.75 and R^2 varying between 0.25 and 0.84). A large proportion of the surface water came from surface runoff (59%) and lateral flow (40%), while the contribution of groundwater was insignificant (1%). SWAT was used to predict sediments in all the gauging stations. Tafna River carries an average annual quantity of 2942 t·yr^{-1} to the Mediterranean Sea. A large amount of water was stored in reservoirs (49%), which affected the irrigated agricultural zone downstream of the basin. As the dams contain a large amount of sediment, in excess of 27,000 t·yr^{-1} (90% of the sediment transported by Tafna), storage of sediment reduces the lifetime of reservoirs.

Keywords: soil erosion; SWAT; water scarcity; sediment transport modelling; Tafna catchment; North Africa

1. Introduction

As in most semi-arid and arid regions, which cover over 40% of the world's land surface, water resource management in the Middle East and North Africa is more complex than it is in humid zones due to the lack of perennial rivers and other readily available water sources [1]. The population of the Middle East and North Africa was 432 million in 2007, and is projected to reach nearly 700 million by 2050 [2]. This alone would lead to a 40% drop in per capita water availability in the region by 2050 [3]. In Maghreb (Northwest Africa), which has only scarce water resources, most damage is associated with the loss of alluvial sediments from the catchment and subsequent dam siltation [4]. The study of semi-arid North African environments is problematic for several reasons. These include data gaps and considerable anthropic pressures coupled with increasingly intense dry seasons [5].

As in all North African countries, water in Algeria is one of its most valuable resources because it is one of the poorest countries in the region in terms of water potential [6]. Algeria's rivers transport a large quantity of sediments [7,8]. The sediment deposited in Algerian dams is estimated to be 20×10^6 $m^3 \cdot yr^{-1}$ [9]. Competition for water between agriculture, industry, and drinking water supply—accentuated by a drought in Algeria—has shown the need for greater attention to be paid to water [10] and for it to be managed at the large basin scale [11]. Surface water resources in Algeria are evaluated to be approximately 8376 billion m^3 for an average year [12]. These water resources in Algeria are characterized by wide variability—the resources for the last nine years have been significantly below this average [13]. In this context, several dams were built in Algeria to ensure water resources for the supply of drinking water to all its cities and allowed approximately 12,350 km^2 of irrigated land to be developed [12–14]. However, dam reservoirs lose about 20×10^6 to 30×10^6 m^3 of water storage every year [15,16].

Despite its semi-arid climate, the Tafna catchment plays an important role in water self-sufficiency in northwest Algeria [17]. There is always huge pressure on Tafna dams, which have a capacity of 398×10^6 m^3, in order to meet the demand expressed specifically and continuously by the largest cities of northwest Algeria (Oran, which is Algeria's second largest city with 10,000 $m^3 \cdot day^{-1}$; Sidi Bel Abbes, 20,000 $m^3 \cdot day^{-1}$; Ain Temouchent, 15,000 $m^3 \cdot day^{-1}$; and Tlemcen, 37,000 $m^3 \cdot day^{-1}$) [12,17].

The deposits of sediment in Maghreb contribute about 2%–5% of the yearly loss in the dams' water storage capacity. In Algeria, the intercepted runoff in dams and weirs hold about 5.2 billion m^3, which makes up 42% of total runoff [18]. The construction of dams has raised questions about their hydrological impacts on water resources at basin scale, especially where there are conflicts between upstream and downstream water users [19,20].

Hydrological models serve many purposes [21]. The accuracy and skill of flow prediction models can have a direct impact on decisions with regard to water resources management. Various statistical and conceptual streamflow prediction models have been developed to help urban planners, administrators, and policy makers make better and more informed decisions [22]. Hydrological models including distributed physically-based model—such as SHE [23], TOPMODEL [24], HEC [25], VIC [26], IHDM [27], and WATFLOOD [28]—are capable of simulating temporal-spatial variations in hydrological processes and assist in the understanding of mechanisms of influence behind land use impacts [29].

Out of the distributed physically-based models, the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) [30] has been used widely to assess agricultural management practices [31], help identify pollution sources and contaminant fate [32,33], evaluate the impacts of climate change [34], and assess the hydrology and sediment transfer in various catchments [35,36]. Many authors have applied SWAT in semi-arid areas, such as southeast Africa [37], southern Australia [38], in the Mediterranean coastal basin in Spain [39], and in North Africa [40,41]. Some authors have focused on the impact of dams on water balance using SWAT because of its reservoir module [42,43], as shown in China [44] and Pakistan [45].

By applying the SWAT model, which is not widely used in Algeria, to a semi-arid anthropized catchment, the objectives of this study were: (1) to evaluate the contribution of the different compartments of the basin to surface water; (2) to evaluate the impact of the construction of dams in semi-arid catchments on water and sediment storage and (3) on suspended sediment flux to the sea, in order to facilitate, plan, and assess the management of these important reservoirs, which are a crucial part of water self-sufficiency in semi-arid regions.

2. Materials and Methods

To achieve these objectives, the study was divided into two parts. First a model with dams was considered in which hydrology and sediment flux were calibrated on all the gauging stations. Then a model without dams was considered, retaining the same calibration parameters as the first model, which revealed the impact of the installation of this infrastructure on hydrology and sediment flux

in this basin. To verify this method, the flows of the two projects were verified on the basis of the literature published by the Algerian National Agency of Hydrologic Resources [46–48].

2.1. Study Site

The Tafna watershed covers much of western Algeria (Figure 1). The Tafna Wadi is the main stream with a drainage area of 7245 km^2 and elevation varying from sea level to 1100 m.a.s.l. After a 170-km course, the river reaches the Mediterranean Sea near the town of Beni-Saf. It is located between 34°11′ N, 35°19′ N latitude and 0°50′ W, 2°20′ W longitude. The catchment area of the Tafna is divided into two zones that are of a different geological nature: the upstream sector where the river runs in a canyon through Jurassic rocks rich in limestone and dolomite, and the downstream sector where it runs in a tertiary basin characterized by marls covered by recent alluvium [49].

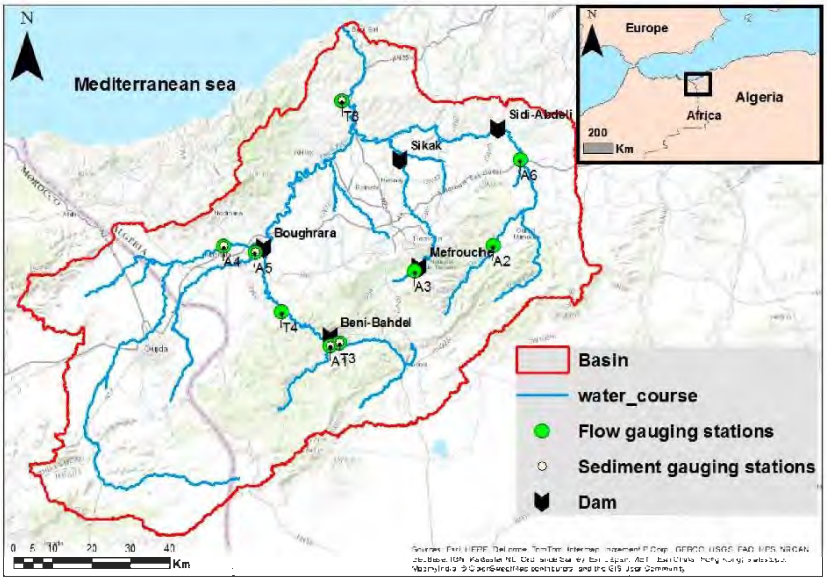


Figure 1. Location of the Tafna River catchment and its dams and gauging stations (A: located in tributaries; T: located in the main watercourse).

The climate is Mediterranean with two main seasons: a long, dry, hot summer-autumn and a winter-spring with abrupt and frequent heavy rainfall. During the summer, most of the streams, especially in their downstream parts, become mostly dry between June and October. The annual average water temperature varies from 11° in winter to 28° in summer [5]. Annual rainfall is between 240 and 688 mm·yr^{-1} [50]. The flow at the watershed outlet ranges from 0 to 108 m^3·s^{-1} [51]. The Tafna River has several tributaries. The most important tributary is the Mouillah Wadi, situated in Maghnia region, which is an industrial area. This tributary is polluted by domestic sewage and industrial effluent from the Moroccan cities of Oujda and El Abbes and the Ouerdeffou Wadi. Another important tributary is the Isser Wadi, but its water supply to the Tafna has decreased significantly since the construction of the Al Izdahar dam, which retains most of the water during the rainy season for irrigation purposes [52]. Five dams have been constructed in the catchment of the Tafna: Beni Bahdel, Meffrouch, Hammam Boughrara, Al Izdahar (Sidi-Abdeli), and Sikkak. Their capacities vary between 15 and 177 million m^3 (Table 1).

According to the Algerian Ministry of Agriculture, agriculture occupies an important place in the catchment of the Tafna, with cereal covering 1699 km^2 (23.6% of the total area), horticulture 342 km^2 (4.75% of the total area) and arboriculture 263 km^2 (3.65% of the total area). The basin has about 1,450,000 inhabitants [53]. The more densely populated areas are the cities of Oujda (Morocco) with 548,280 inhabitants, followed by the city of Tlemcen (Algeria), which has 140,158 inhabitants.

Table 1. Characteristics of the dams built in the Tafna catchment.

Dams	Capacity (Mm^3)	Construction Date	Used for
Beni Bahdel	65.5	1952	Drinking water/irrigation
Hammame Boughrara	177	1998	Drinking water/irrigation
Mefrouche	15	1963	Drinking water
Sikkak	30	2005	Drinking water/irrigation
Al Izdahar (Sidi Abdeli)	110	1988	Drinking water/irrigation

2.2. *Discharge and Sediment Monitoring*

Tafna's daily discharge and monthly sediment measurement has been monitored since 2003 by the National Agency of Hydrologic Resources (ANRH) at nine hydrometric stations (Figure 1). River discharge was obtained from the water level, which is continuously measured by a limnimetric ladder and float water level recorder using a rating curve. Suspended sediments are defined as the portion of total solids retained by a fiberglass membrane (Whatman GF/F) of 0.6 µm porosity. The sediment collected was weighed after being dried at 105 °C for 24 h. The difference in the weight of the filter before and after filtration allowed the calculation of the suspended sediment concentration based on the volume of water filtered (C, in g·L^{-1}).

2.3. *Modelling Approach*

2.3.1. The SWAT Model

SWAT was developed at the USDA Agricultural Research Service [30]. It was designed for application in catchments ranging from a few hundred to several thousand square kilometres. The model is semi-distributed: the catchment is first divided into sub-catchments and then into hydrologic response units (HRUs), which represent homogeneous combinations of soil type, land use type, and slope. Any identical combination of these three features is assumed to produce a similar agro-hydrologic response [54].

The Hydrological Component in SWAT

SWAT uses a modified SCS curve number method (USDA Soil Conservation Service, 1972) to compute the surface runoff volume for each HRU. The peak runoff rate is estimated using a modification of the rational method [55]. Daily climatic data are required for calculations. Flow is routed through the channel using a variable storage coefficient method [56].

The hydrologic cycle as simulated by SWAT is based on the water balance equation:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i-1}^{i} \left(R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw} \right)$$

where SW_t is the final soil water content on day i (mm), SW_0 is the initial soil water content on day i (mm), t is the time (days), R is the amount of precipitation on day i (mm), Q_{surf} is the amount of surface runoff on day i (mm), E_a is the amount of evapotranspiration on day i (mm), W_{seep} is the amount of water entering the vadose zone from the soil profile on day i (mm), and Q_{gw} is the amount of return flow to the stream on day i (mm) [57].

The water balance of dams is given by the following equation:

$$V = V_{stored} + V_{flowin} - V_{flowout} + V_{pcp} - V_{evap} - V_{seep}$$

where V is the volume of water in the impoundment at the end of the day (m^3 H_2O), V_{stored} is the volume of water stored in the water body at the beginning of the day (m^3 H_2O), V_{flowin} is the volume of water entering the water body during the day (m^3 H_2O), $V_{flowout}$ is the volume of water flowing out the water body during the day (m^3 H_2O), V_{pcp} is the volume of the precipitation falling on the water body during the day (m^3 H_2O), V_{evap} is the volume of water removed from the water body by evaporation during the day (m^3 H_2O), and V_{seep} is the volume of water lost from the water body by seepage during the day (m^3 H_2O) [57].

Flow is routed through the channel using a variable storage coefficient method [56] or the Muskingum routing method [57].

Suspended Sediment Modelling Component in SWAT

The sediment from sheet erosion for each HRU is calculated using the modified universal soil loss equation (MUSLE) [58]. Details of the MUSLE equation factors can be found in theoretical documentation of SWAT [59]. Sediment was routed through stream channels using a modification of Bagnold's sediment transport equation [60]. The deposition or erosion of sediment within the channel depends on the transport capacity of the flow in the channel.

2.4. SWAT Data Inputs

The following spatialized data were used in this study: (i) a digital elevation model with a 30 m × 30 m resolution from the US Geological Survey (Figure 2a); (ii) a soil map [61] (Figure 2b); (iii) a land-use map [62] (Figure 2c); (iv) daily climate data between 2000 and 2013 from eight meteorological stations (Figure 2) provided by the Algerian National Office of Meteorology that were used to simulate the reference evapotranspiration in the model using the Hargreaves method because it is the best in semi-arid regions [63]; and (v) daily discharge outflow data for the five Tafna dams provided by the Algerian National Agency for Dams and Transfers (ANBT). Version 2012 of ArcSWAT (Texas Agrilife Research, Usda Agricultural Research Service, Temple, TX, USA) was used to set up the model. The catchment was discretized into 107 sub-basins with a minimum area of 7020 km^2 (Figure 2d) and 1067 HRUs. To measure the impact of the dams, two SWAT projects were undertaken with and without dams, retaining the same parameter values.

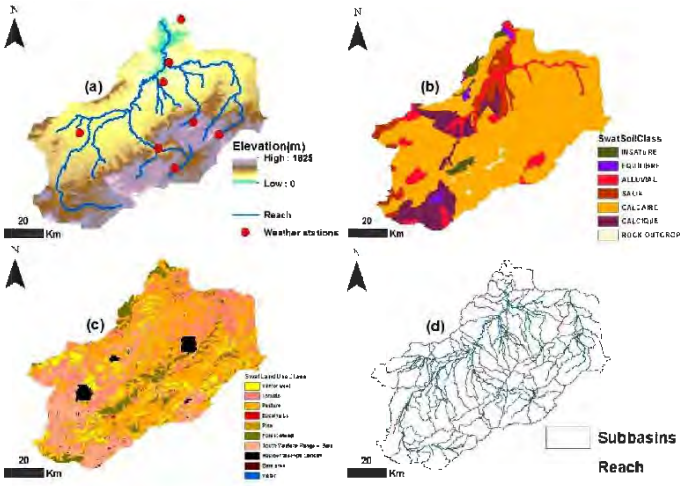


Figure 2. (**a**) 30 m digital elevation model; (**b**) main soils; (**c**) main land uses; and (**d**) SWAT DEM delineated sub-basins of the Tafna catchment

2.5. Model Calibration

In this study, the SUFI-2 (sequential uncertainty fitting, ver. 2) algorithm [64] was used for calibration and sensitivity analysis for flow and sediment output. This program is currently linked to SWAT in the calibration package SWAT-CUP (SWAT calibration uncertainty procedures) (EAWAG, Zurich, Switzerland.). The whole simulation was performed daily from January 2000 to December 2013 (excluding a three-year warm-up from 2000 to 2003). Stream flow was calibrated at a monthly time-step because of the lack of good observed daily data from January 2003 to August 2011, while sediments were calibrated at a daily time-step from January 2003 to December 2006 except for station A5, which was from January 2003 to December 2005. 150 simulations were performed for each gauging station by SWAT-CUP.

2.6. Model Evaluation

The monthly discharge performance of the model was evaluated using the Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) index [65] and the coefficient of determination (R^2):

$$\mathrm{NSE} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^{n}(O_i - \overline{O})^2}$$

$$R^2 = \left\{ \frac{\sum_{i=1}^{n}(O_i - \overline{O})(S_i - \overline{S})}{\left[\sum_{i=1}^{n}(O_i - \overline{O})^2\right]^{0.5}\left[\sum_{i=1}^{n}(S_i - \overline{S})^2\right]^{0.5}} \right\}$$

where O_i and S_i are the observed and simulated values, n is the total number of paired values, $\overline{O}$ is the mean observed value, and $\overline{S}$ is the mean simulated value.

In this study, monthly NSE was deemed satisfactory at >0.5 [66] and daily and monthly R^2 satisfactory at >0.5 [66].

3. Results

3.1. Discharge and Sediment Calibration

For discharge and sediment calibration, the following parameters, presented in (Table 2), were calibrated.

Table 2. Calibrated parameter values with a ranking of the most sensitive parameters (Rank 1 = most sensitive).

Parameter		Definition	Units	Initial Range	Calibrated Range	Rank
Parameters related to flow	CN2.mgt	SCS runoff curve number for moisture condition II		[35; 98]	[38.5; 94]	3
	SOL_Z.sol	Depth from soil surface to bottom of layer	(mm)	[0; 4500]	[1500; 3500]	16
	SOL_AWC.sol	Soil available water storage capacity	(mm H_2O/mm soil)	[0; 1]	[0.116; 0.169]	7
	SOL_K.sol	Soil conductivity	(mm·h^{-1})	[0; 2000]	[4.71; 180]	14
	ALPHA_BF.gw	Base flow alpha factor characterizes the groundwater recession curve	(days)	[0; 1]	[0.055; 0.975]	4
	GW_DELAY.gw	Groundwater delay: time required for water leaving the bottom of the root zone to reach the shallow aquifer	(days)	[0; 500]	[89.223; 176.363]	13
	GW_REVAP.gw	Groundwater "revap" coefficient: controls the amount of water which evaporates from the shallow aquifer		[0.02; 0.2]	[0.069; 0.191]	9
	REVAPMN.gw	Threshold depth of water in the shallow aquifer for "revap" to occur	(mm)	[0; 1000]	[185; 892.294]	12
	RCHRG_DP.gw	Deep aquifer percolation fraction		[0; 1]	[0.176; 0.673]	2

Table 2. *Cont.*

Parameter		Definition	Units	Initial Range	Calibrated Range	Rank
Parameters related to flow	ESCO.hru	Soil evaporation compensation coefficient		[0; 1]	[0.50; 0.86]	5
	OV_N.hru	Manning's "n" value for overland flow		[0.01; 30]	[0.177; 0.823]	11
	CH_N2.rte	Manning's "n" value for the main channel		[−0.01; 0.3]	[0.01; 0.2]	10
	CH_K2.rte	Effective hydraulic conductivity of main channel	(mm·h $^{-1}$)	[−0.01; 500]	[58; 406]	8
	EVRCH.bsn	Reach evaporation adjustment factor		[0.5; 1]	0.669	6
	TRNSRCH.bsn	Fraction of transmission losses from main channel that enter deep aquifer		[0; 1]	0.213	1
	SURLAG.bsn	Surface runoff lag coefficient		[0; 1]	2.13	15
Parameters related to sediment	USLE-K.sol	USLE soil erodibility factor	0.013 (t·m^2·hr)/ (m^3·t·cm))	[0; 0.65]	0.005	1
	USLE-P.mgt	USLE equation support practice factor		[0; 1]	[0.003; 0.8]	2
	PRF.bsn	Peak rate adjustment factor for sediment routing in the main channel		[0; 1]	0.18	3

For the calibrated parameter set, the average annual rainfall of the total simulation period over the area of the catchment is 364 mm·yr $^{-1}$. The model predicted the potential evapotranspiration to be 1301.4 mm·yr^{-1}, and runoff as 26.16 mm·yr^{-1}.

In this study, only the monthly calibration of flow without validation was performed because there were several difficulties with calibration due to the poor measurement of daily water flow in the gauging stations (renovations of the limnimetric scales and maintenance of the stations need to be undertaken). The flow was calibrated at nine gauging stations. Monthly simulated discharges were satisfactorily correlated to observations for the calibration periods, except for the A4 station (Figure 3, Table 3). It should be noted that the values of the performance of the model evaluation parameters were more satisfactory in the upstream portion, with NSE varying between 0.5 and 0.75 and R^2 between 0.49 and 0.84, while in the downstream part NSE between 0.42 and 0.59 and R^2 between 0.25 and 0.62 were found.

The hygrogram of the Tafna River modelled by SWAT (Figure 4) showed that a large proportion of surface water came from surface runoff (59%) and lateral flow (40%), while the contribution of groundwater was insignificant (1%).

Table 3. Model performance for the simulation of runoff.

Stations	NSE	R^2
A1	0.67	0.7
A2	0.67	0.7
A3	0.53	0.58
A4	0.42	0.25
A5	0.59	0.62
A6	0.5	0.49
T3	0.75	0.84
T4	0.66	0.73
T8	0.51	0.53

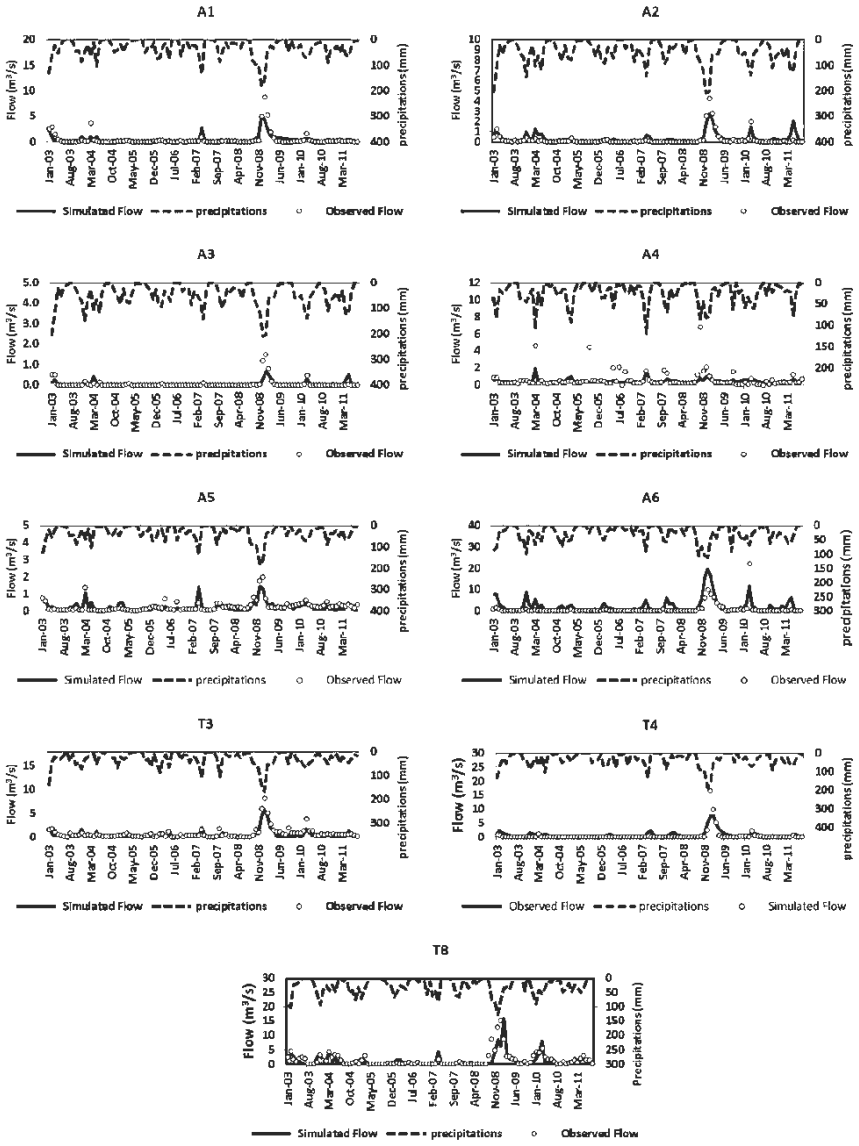


Figure 3. Monthly simulated and observed discharge ($m^3 \cdot s^{-1}$) at the gauging stations (calibration period: January 2003–August 2011).

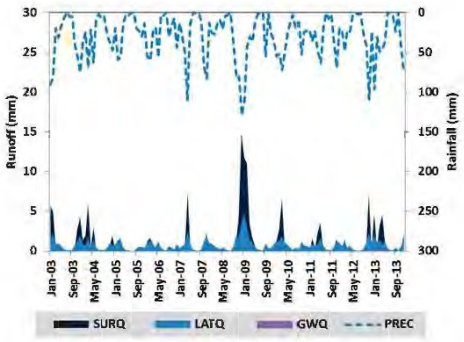


Figure 4. Hygrogram of the Tafna at the outlet modelled by SWAT (SURQ: surface runoff/LATQ: lateral flow/GWQ: groundwater flow/PREC: rainfall).

The results of sediment calibration are shown in Figure 5.

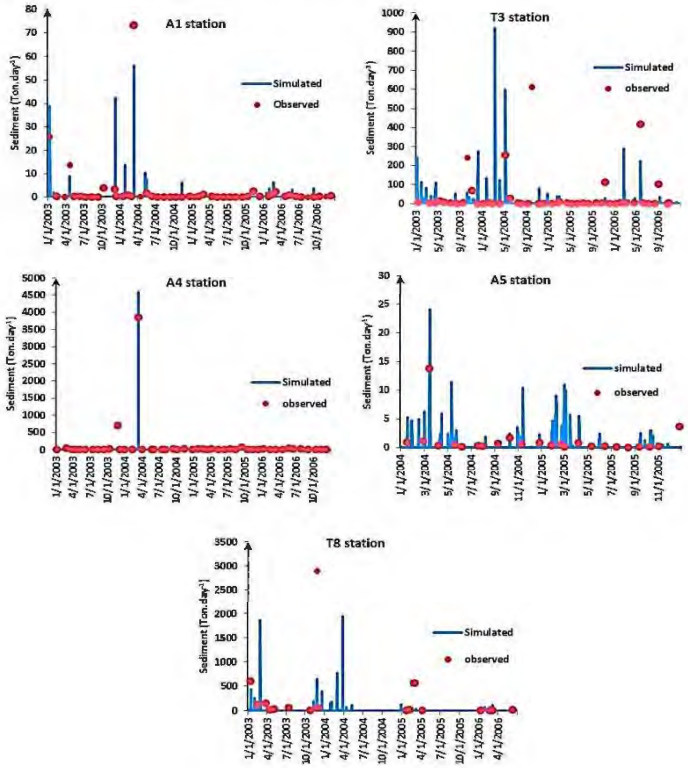


Figure 5. Daily simulated and observed sediment ($t \cdot day^{-1}$) at the gauging sediment stations. (There is no observed data after 2006).

Figure 5 compares graphically measured and simulated daily sediment yield values for the calibration. Although the observed data were limited, sediment estimation by the model showed that simulated and measured sediment yields were in a similar range for the calibration period.

The annual simulations for each sub-catchment (Figure 6) show that rainfall (Figure 6A) varied between 270 and 550 mm·yr^{-1}, and the largest quantity (450–550 mm·yr^{-1}) was in the Tlemcen Mountains sub-basins. The potential evapotranspiration (Figure 6B) was between 993 and 1300 mm in the downstream portion, while it was between 1300 and 1500 mm in the entire basin. Surface runoff (Figure 6C) varied between 0 and 120 mm·yr^{-1} (semi-arid catchment). The highest values were located in the upstream sub-basin (between 10 and 30 mm), while the lowest were downstream (between 0 and 10 mm). The rate of soil erosion ranged from 0 to 0.2 t·ha^{-1}·yr^{-1} (Figure 6D), and the eastern upstream basins were identified as areas with high soil erosion in the Tafna.

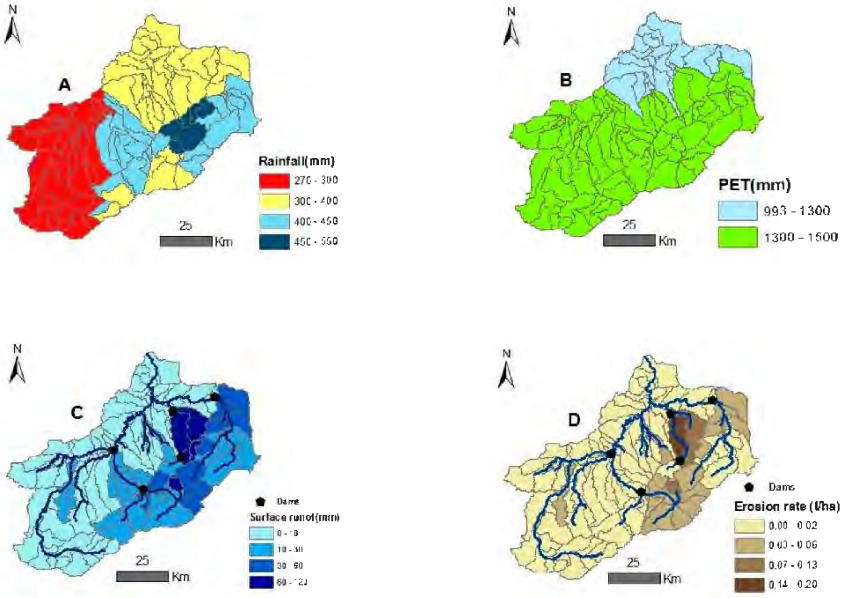


Figure 6. Inter-annual averages for each sub-catchment between 2000 and 2013. (**A**) rainfall (mm·yr^{-1}); (**B**) Hargreaves potential evapotranspiration (mm·yr^{-1}); (**C**) simulated surface runoff loads (mm·yr^{-1}); (**D**) simulated sediment yield (t·ha^{-1}·yr^{-1}).

3.2. *Impact of Dams on Water Balance and Sediment Loading*

To assess the impact of dam construction on water balance and sediments, the SWAT model was run both with and without dams.

3.2.1. Impact of Dams on Water Balance

Figure 7 shows the average annual basin value for water balance, calculated as a relative percentage of average annual rainfall.

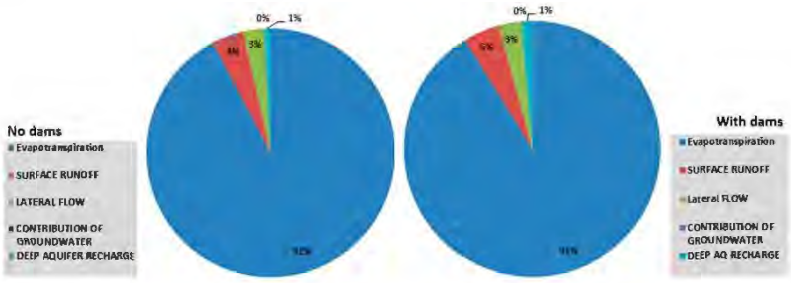


Figure 7. Impact of dams on average annual water balance as a relative percentage to precipitation.

The results of the simulation between 2000 and 2013 (Figure 7) show that the construction of the dams did not disturb the Tafna water balance.

The simulation results (Figure 8) reveal that dams greatly reduced the quantity of water arriving at the outlet of the Tafna between 2003 and 2013. A large amount of water was stored in five reservoirs (49%). This difference is significant according to ANOVA ($p = 0.006 < 0.05$).

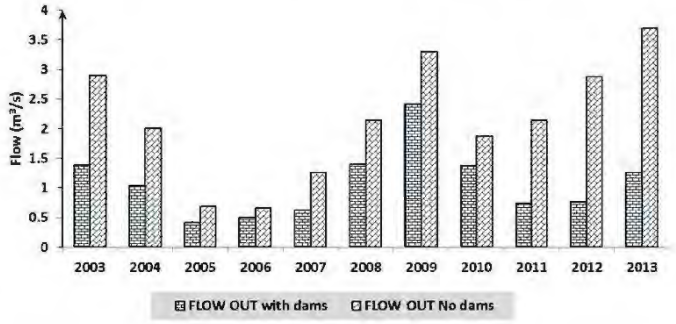


Figure 8. Impact of dams on flow at the outlet of the basin.

3.2.2. Impact of Dams on Sediment

The cumulative annual sediment load was also compared at the outlet of the basin (Figure 9) to quantify the amount of sediment stored in Tafna's dams.

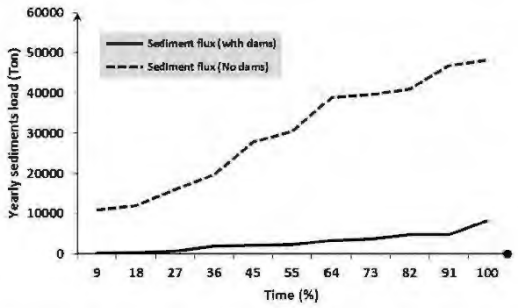


Figure 9. Cumulative annual sediment load at the outlet of the basin between 2003 and 2013.

The SWAT simulation showed that the reservoirs in these basins stocked a large amount of sediment, in excess of 27,000 t·yr^{-1} (90%). Large quantities were retained mainly during flood events, representing 87%–95% of the annual sediment export.

4. Discussion

Simulation results between 2003 and 2011 showed that the model adequately predicted the watershed hydrology of the Tafna River. These values remained consistent with the values published by ANRH , which were based on a series of observations between September 1965 and August 2002 [46,47,50] concerning runoff (SWAT value = 26.16 mm·yr^{-1}; ANRH (10–100 mm·yr^{-1})), potential evapotranspiration (SWAT value = 1301.4 mm·yr^{-1}; ANRH (900–1400 mm·yr^{-1})), rainfall (SWAT value = 364 mm·yr^{-1}; ANRH (250–550 mm·yr^{-1})) and limited groundwater resources [48]. The Tafna was characterized by very irregular flow with frequent dry summers, indicating very limited permanent reserves [67]. This study confirmed those results, affirming the good performance of SWAT in Mediterranean Karstic semi-arid watersheds [68].

The fraction of transmission losses from the main channel that enter the deep aquifer, the deep aquifer percolation fraction, and the curve number were the most sensitive parameters for stream flow. The value of the first parameter was 0.211, and the second parameter varied between 0.176 and 0.673. The Tafna sub-basins are essentially formed by semi-permeable and permeable formations that cover the whole surface of the basin, thus increasing the infiltration of surface water [69]. It was also evident that the curve number was the third most sensitive factor, varying relatively between −0.5 and 0.09. In a study of the Hathab river in Tunisia, the curve number ranged relatively between −0.5 and +0.5 [70]. In another study in Hamadan–Bahar watershed in Iran, this parameter ranged relatively between −0.32 and 1.02 [71]. These results confirmed the effect of land use spatial heterogeneity on runoff spatial heterogeneity in semi-arid catchments [72].

The results were analyzed by computing the coefficients of efficiency and determination on a monthly basis for nine water flow gauges. Multi-gauge calibration is an important step in developing a reliable watershed model in semi-arid watersheds, because the single outlet calibration of the watershed in arid and semi-arid regions can be misleading and thus requires spatial calibration to capture the spatial heterogeneity and discontinuities in the watershed [73]. Goodness-of-fit indices were satisfactory for discharge for the monthly calibration period. The Nash-Sutcliffe efficiencies at the nine flow gauges ranged from 0.42 to 0.75 and the coefficient R^2 was varying from 0.25 to 0.84 for the calibrated monthly flow for sub-basins for the period from January 2003 to August 2011. It should be noted that the upstream basin stations (A1, T3, A2, A6, A3) that had a less anthropic influence had higher index efficiencies (Nash varying between 0.50 and 0.75 and R^2 varying between 0.49 and 0.84) than the downstream stations (A4, A5, T8), which had a lower index efficiency (Nash varying between 0.42 and 0.59 and R^2 varying between 0.25 and 0.62). These are influenced by domestic and industrial waste from the major cities of Tlemcen and Maghnia in Algeria and Oujda in Morocco. In a study of the Medjerda River basin in Tunisia, the authors found a range of Nash-Sutcliffe efficiencies between 0.31 and 0.65, and range of coefficient R^2 between 0.62 and 0.8 [40]. In another study on the semi-arid river of the Hamadan-Bahar watershed in Iran, the authors found a Nash-Sutcliffe efficiency range of between 0.33 and 0.77, and a range of coefficient R^2 of between 0.38 and 0.83 [68]. The calibrated SWAT model can be used successfully to predict the volume inflow to the dams and facilitate the storage and release of water [44].

Gaps between observed and simulated flow values were partly explained by errors in observed and simulated values [31]. Uncertainty in the observed discharge values came from the precision of the sensor and the use of a rating curve. Errors in simulated values could be attributed to actual local rainfall storms that were not well represented by the SWAT rainfall data interpolation [31]. The model could not capture the small peaks. Aside from the uncertainty attributed to the precipitation input, the SCS curve number method, which works on daily rainfall depths, does not consider the duration

and intensity of precipitation. Representing this precipitation characteristic is necessary for semi-arid watersheds, where high-intensity short-duration precipitation occurs [74].

There were few observed suspended sediment data because, ANRH measures sediment once a month (sometimes there are no measurements) and sampling during flood periods is problematic. It is very difficult to assess the quality of the model performance as suspended matter sampling was not systematically performed for all storms, while the major losses of suspended matter occur during a small number of intensive rain events [39]. However, it was noticed that the simulated values were in the same range as the observed values. A similar observation was made in a study in Tunisia where the predicted concentrations of suspended matter were in the order of magnitude of the measured concentrations [39]. However, the low sampling frequency and lack of detailed land use and land management data did not allow an in-depth evaluation of the SWAT performance. It is recommended that future studies collect data at a greater frequency and spread along the river stretch [39]. Despite these shortcomings, the results from this study were still useful for representing the measured data [75]. The USLE soil erodibility factor, USLE equation support practice factor and peak rate adjustment factor for sediment routing in the main channel were the three sensitive parameters for sediment calibration. The value of the first parameter was 0.005, the second varied between 0.003 and 0.8, and the value of the third was 0.18.

A quantification of changes in water balance is necessary, especially after the construction of dams, for integrated watershed management in order to identify their effects on the basin [18]. The simulation results showed a considerable reduction in the quantity of water arriving at the outlet of the Tafna between 2003 and 2013, with a large amount of water stored in five reservoirs (49%). This decrease in flow downstream, which represents 18% of the basin surface, can affect the irrigated agricultural zone, especially as most of this land depends on Tafna water.

The comparison between the cumulative annual sediment load at the outlet with and without dams shows that reservoirs stock a large quantity of sediment, in excess of 27,000 $t \cdot yr^{-1}$ (90%). Large quantities are retained mainly during flood events, representing 87%–95% of the annual sediment export. In the Koiliaris river in Greece, flood events account for 63%–70% of the annual sediment export in a wet or dry year [68]. Between 37% and 98% of sediment settles in North African reservoirs [76]. These deposits contribute around 2%–5% of the yearly loss of water storage capacity [77]. The mean annual suspended sediment flux in North African rivers was estimated to be 254 million tons [78]. This storage reduces the lifetime of dams. The results of this study showed the need to implement a water resources management strategy to reduce reservoir sediment deposition, as in Tunisia where there are contour ridges for water harvesting in semi-arid catchments. The result was checked using the SWAT model in the Merguellil catchment (central Tunisia) and the contour ridges for water harvesting retained a large proportion of the entrained sediment (26%) [18].

5. Conclusions

In the present study, the hydrological SWAT model was applied to the Tafna River, which is a semi-arid basin. The model reproduced water flow and sediment in all gauging stations. The model's weakness at simulating runoff for some months was probably due to errors in the observed values and to the poor representation of small peaks. The weakness of the model at simulating sediment was due to the improper runoff simulation and the nature and accuracy of the measured sediment data.

Prediction of runoff and soil loss is important for assessing soil erosion hazards and determining suitable land uses and soil conservation measures for a catchment [75]. In turn, this can help to derive the optimum benefit from the use of the land while minimizing the negative impacts of land degradation and other environmental problems. As there are limited data available from the study region, the model developed here could help assess different land management options [75].

The application of the model enabled an evaluation of the contribution of the different compartments of the basin to surface water. SWAT has shown that a large proportion of surface water comes from surface runoff and lateral flow, while the contribution of groundwater was insignificant.

It was also noted that the application of the model gave a general idea of the impact of dam building on water balance and sediment in the Tafna semi-arid watershed. It highlighted that a large amount of water (49%) was stored in five reservoirs, decreasing the water flow in the downstream part of the basin, and could affect the irrigated agricultural zone, especially as most of this land depends on Tafna water. The dams of the Tafna have been built for the supply of drinking water and for irrigation. However, according to statistics of the National Agency of Basin and Transfer (ANBT) from January 2003 to July 2011, the largest dam basin (Hammame Boughrara) is devoted exclusively to drinking water.

These hydraulic structures were observed to stock a large quantity of sediment—in excess of 27,000 $t \cdot yr^{-1}$ (90%). Large quantities were retained mainly during flood events, representing 87%–95% of the annual sediment export. The results of this study showed the need for the implementation of a better water resources management strategy such as reforestation, and contour ridges for water harvesting upstream of the reservoirs to reduce the amount of sediment transported by the river. This is particularly important with dams in semi-arid and arid regions where water resources are limited and vary greatly with more intense low flow episodes and where rivers transport a high quantity of sediments, in order to reduce the siltation of dams and increase their lifetime. In fact, hydrological models such as SWAT demonstrate that it is a useful tool for understanding hydrological processes, even when the amount of measured data available is poor. It can be useful for identifying the most appropriate location for reservoirs and optimizing them to reduce their impact on water resources [18].

However, a general problem in watershed modelling that still needs to be addressed is the limited availability of data, especially in terms of measured water quality for calibrating and validating these models. The lack of a long time series of sediment with a daily time step and high spatial resolution limited this study's ability to evaluate the simulations [18].

Finally, the results obtained were very encouraging. SWAT allows the dynamics of water and sediment on the Tafna to be correctly represented. This model can be useful for understanding the impact of sediment transport on the water storage capacity of dams in a semi-arid region.

Acknowledgments: The authors thank the National Agency of Hydrologic Resources (ANRH) Oran, the Algerian agency in charge of stream gauging, which provided all water flow and nitrate concentration data, especially Sidi Mohammed Boudaliya and Belkacem Sardi. The National Agency for Dams and Transfers (ANBT) Ain youcef-Tlemcen, which provided all the data on dam management, especially Bensmaine. Ayoub Bouazzaoui, a PhD student at the University of Tlemcen-Algeria, in the SVTU faculty, agroforestry department, for his help during the realization of soil map.

Author Contributions: Amin Zettam, Amina Taleb, Sabine Sauvage, Nouria Belaidi and José Miguel Sánchez-Pérez conceived and designed the experiments; Amin Zettam performed the experiments; Amin Zettam, Sabine Sauvage and José Miguel Sánchez-Pérez analyzed the data; Laurie Boithias contributed analysis tools; Amin Zettam, Amina Taleb, Sabine Sauvage, Laurie Boithias and José Miguel Sánchez-Pérez wrote the paper.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Souza, J.O.P.; Correa, A.C.B.; Brierley, G.J. An approach to assess the impact of landscape connectivity and effective catchment area upon bedload sediment flux in Saco CreekWatershed, Semiarid Brazil. *Catena* **2016**, *138*, 13–29. [CrossRef]
2. Roudi-Fahimi, F.; Kent, M. Ctallenges and opportunities—The population of the Middle East and North Africa. *Popul. Bull.* **2007**, *62*, 1–20.
3. Terink, W.; Immerzeel, W.; Droogers, P. Climate change projections of precipitation and reference evapotranspiration for the Middle East and Northern Africa until 2050. *Int. J. Climatol.* **2013**, *33*, 3055–3072. [CrossRef]
4. Megnounif, A.; Terfous, A.; Ouillon, S. A graphical method to study suspended sediment dynamics during flood events in the Wadi Sebdou, NW Algeria (1973–2004). *J. Hydrol.* **2013**, *497*, 24–36. [CrossRef]

5. Taleb, A.; Belaidi, N.; Sanchez-Perez, J.M.; Vervier, P.; Sauvage, S.; Gagneur, J. The role of the hyporheic zone of a semi-arid gravel bed stream located downstream of a heavily polluted reservoir (Tafnawadi, Algeria). *River Res. Appl.* **2008**, *24*, 183–196. [CrossRef]
6. Touati, B. Les Barrages et la Politique Hydraulique en Algérie:état, Diagnostic et Perspectives d'un Aménagement Durable. Ph.D. Thèse, Université de Constantine, Constantine, Algérie, 2010.
7. Bourouba, M. Contribution a l'etude de l'erosion et des transports solides de l'Oued Medjerda superieur (Algerie orientale). *Bull. Reseau Erosion* **1998**, *18*, 76–97. (In French)
8. Colombani, J.; Olivry, J.C.; Kallel, R. Phénomènes exceptionnels d'érosion et de transport solide en Afrique aride et semi-aride. In *Challenges in African Hydrology and Water, Ressources*; IAHS Publication: Oxfordshire, UK, 1984; Volume 144, pp. 295–300. (In French)
9. Kettab, A. Les ressources en eau en Algérie: Stratégies, enjeux et vision. *Desalination* **2001**, *136*, 25–33. (In French) [CrossRef]
10. Remini, B. *La Problématique de l'eau en Algérie*; Office des publications Universitaires: Alger, Algérie, 2005; p. 162. (In French)
11. Boithias, L.; Acuña, V.; Vergoñós, L.; Ziv, G.; Marcé, R.; Sabater, S. Assessment of the water supply:demand ratios in a Mediterranean basin under different global change scenarios and mitigation alternatives. *Sci. Total Environ.* **2014**, *470–471*, 567–577. [CrossRef] [PubMed]
12. Surface Water Resources Mobilization; Document of Algerian Ministry of Water Resources. Available online: http://www.mree.gov.dz (accessed on 13 March 2017).
13. Hamiche, A.; Boudghene Stambouli, A.; Flazi, S. A review on the water and energy sectors in Algeria: Current forecasts, scenario and sustainability issues. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2015**, *41*, 261–276. [CrossRef]
14. Bouzid-Lagha, S.; Djelita, B. Study of eutrophication in the Hamman Boughrara Reservoir (Wilaya de Tlemcen, Algeria). *Hydrol. Sci. J.* **2012**, *57*, 186–201. [CrossRef]
15. Bessenasse, M.; Kettab, A.; Paquier, A.; Galeas, G.; et Ramez, P. Simulation numérique de la sédimentation dans les retenues de barrages : Cas de la retenue de Zardezas, Algérie. *J. Water Sci.* **2003**, *16*, 103–122. (In French) [CrossRef]
16. Remini, B.; Avenard, J.-M.; Kettab, A. Évolution dans le temps de l'envasement dans une retenue de barrage dans laquelle est pratiquée la technique du soutirage. *La Houille Blanche* **1997**, *6*, 4–8. (In French)
17. Benyahia, M.; Bechlaghem, N.; Habi, M.; Kerfouf, A. Importance des ressources hydriques de la wilaya de Tlemcen dans le cadre de l'Oranie (Algérie Nord Occidentale) et Perspectives de développement durables. In Proceedings of the Vème Colloque International-Energie, Changement Climatiques et Développement Durable, Hammamet, Tunisia, 15–17 Juin 2009. (In French)
18. Ounissi, M.; Bouchareb, N. Nutrient distribution and fluxes from three Mediterranean coastal rivers (NE Algeria) under large damming. *C. R. Geosci.* **2013**, *345*, 81–92. [CrossRef]
19. Abouabdillah, A.; White, M.; Arnold, J.G.; De Girolamo, A.M.; Oueslati, O.; Maataoui, A.; Lo porto, A. Evaluation of soil and water conservation measures in a semi-arid river basin in Tunisia using SWAT. *Soil Use Manag.* **2014**, *30*, 539–549. [CrossRef]
20. Le Goulven, P.; Leduc, C.; Bachta, M.S.; Poissin, J.C. Sharing scarce resources in a Mediterranean river basin: Wadi Merguellil in Central Tunisia. In *River Basin Trajectories: Societies, Environments and Development*; Molle, F., Wester, P., Eds.; MPG Books Group: Bodmin, UK, 2009; pp. 147–170, ISBN-13: 978-1-84593-538-2.
21. Todini, E. Hydrological catchment modelling: Past, present and future. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **2007**, *11*, 468–482. [CrossRef]
22. Noori, N.; Kalin, L. Coupling SWAT and ANN models for enhanced daily stream flow Prediction. *J. Hydrol.* **2016**, *533*, 141–151. [CrossRef]
23. Abbott, M.B.; Bathurst, J.C.; Cunge, J.A.; O'Connell, P.E.; Rasmussen, J. An introduction to the European Hydrological System—Système Hydrologique Européen, "SHE", 1: History and Philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *J. Hydrol.* **1986**, *87*, 45–59. [CrossRef]
24. Wendling, J. Théorie de TOPMODEL. Extrait de thèse de Doctorat, Université de Grenoble, Grenoble, France, 1992. (In French)
25. Feldman, A.D. *Hydrologic Modeling System HEC-HMS*; Technical Reference Manual; U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center (HEC): Davis, CA, USA, 2000.
26. Liang, X.; Lettenmaier, D.P.; Wood, E.F.; Burges, J. A simple hydrologically based model of land surface water and energy fluxes for general circulation models. *J. Geophys. Res.* **1994**, *99*, 14415–14428. [CrossRef]

27. Beven, K.; Calver, A.; Morris, E.M. *Institute of Hydrology Distributed Model, Report No. 8*; Institute of Hydrology: Wallingford, UK, 1987.
28. Kouwen, N.; Soulis, E.D.; Pietroniro, A.; Donald, J.; Harrington, R.A. Grouping Response Units for Distributed Hydrologic Modelling. *ASCE J. Water Resour. Plan. Manag.* **1993**, *119*, 289–305. [CrossRef]
29. Lin, B.; Chen, X.; Yao, H.; Chen, Y.; Liu, M.; Gao, L.; James, A. Analyses of land use change impacts on catchment runoff using different time indicators based on SWAT model. *Ecol. Indic.* **2015**, *58*, 55–63. [CrossRef]
30. Arnold, J.G.; Srinivasan, R.; Muttiah, R.S.; Williams, J.R. Large-area hydrologic modeling and assessment: Part, I. Model development. *J. Am. Water Res. Assoc.* **1998**, *34*, 73–89. [CrossRef]
31. Moriasi, D.N.; Steiner, J.L.; Arnold, J.G. Sediment measurement and transport modeling: Impact of riparian and filter strip buffers. *J. Environ. Qual.* **2011**, *40*, 807–814. [CrossRef] [PubMed]
32. Boithias, L.; Sauvage, S.; Taghavi, L.; Merlina, G.; Probst, J.L.; Sanchez Perez, J.M. Occurrence of metolachlor and trifluralin losses in the Save river agricultural catchment during floods. *J. Hazard. Mater.* **2011**, *196*, 210–219. [CrossRef] [PubMed]
33. Oeurng, C.; Sauvage, S.; Sánchez-Pérez, J.M. Temporal variability of nitrate transport through hydrological response during flood events within a large agricultural catchment in south-west France. *Sci. Total Environ.* **2010**, *409*, 140–149. [CrossRef] [PubMed]
34. Singh, A.; Gosain, A.K. Climate-change impact assessment using GIS based hydrological modelling. *Water Int.* **2011**, *36*, 386–397. [CrossRef]
35. Arnold, J.G.; Moriasi, D.N.; Gassman, P.W.; Abbaspour, K.C.; White, M.J.; Srinivasan, R.; Santhi, C.; Harmel, R.D.; Van Griensven, A.; Van Liew, M.W.; et al. SWAT: Model use, calibration, and validation. *Trans. ASABE* **2012**, *55*, 1491–1508. [CrossRef]
36. Gassman, P.W.; Sadeghi, A.M.; Srinivasan, R. Applications of the SWAT Model Special Section: Overview and Insights. *J. Environ. Qual.* **2014**, *43*, 1–8. [CrossRef] [PubMed]
37. Baker, T.J.; Miller, S.N. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed. *J. Hydrol.* **2013**, *486*, 100–111. [CrossRef]
38. Shrestha, M.K.; Recknagela, F.; Frizenschafb, J.; Meyer, W. Assessing SWAT models based on single and multi-site calibration for the simulation of flow and nutrient loads in the semi-arid Onkaparinga catchment in South Australia. *Agric. Water Manag.* **2017**, in press. [CrossRef]
39. Molina-Navarro, E.; Trolle, D.; Martínez-Pérez, S.; Sastre-Merlín, A.; Jeppesen, E. Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios. *J. Hydrol.* **2014**, *509*, 354–366. [CrossRef]
40. Bouraoui, F.; Benabdallah, S.; Jrad, A.; Bidoglio, G. Application of the SWAT model on the Medjerda river basin (Tunisia). *Phys. Chem. Earth* **2005**, *30*, 497–507. [CrossRef]
41. Sellami, H.; Benabdallah, S.; La Jeunesse, I.; Vanclooster, M. Quantifying hydrological responses of small Mediterranean catchments under climate change projections. *Sci. Total Environ.* **2016**, *543*, 924–936. [CrossRef] [PubMed]
42. Neitsch, S.L.; Arnold, J.G.; Kiniry, J.R.; Srinivasan, R.; Williams, J.R. *Soil and Water Assessment Tool User's Manual, Version 2000*; Texas Water Resources Institute: College Station, TX, USA, 2002; p. 412.
43. Neitsch, S.L.; Arnold, J.G.; Kiniry, J.R.; Williams, J.R.; King, K.W. *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, Version 2000*; Texas Water Resources Institute: College Station, TX, USA, 2002; p. 458.
44. Wang, G.; Xia, J. Improvement of SWAT 2000 modelling to assess the impact of dams and sluices on streamflow in the Huai River basin of China. *Hydrol. Process.* **2010**, *24*, 1455–1471. [CrossRef]
45. Ghoraba, S.M. Hydrological modeling of the Simly Dam watershed (Pakistan) using GIS and SWAT model. *Alex. Eng. J.* **2015**, *54*, 583–594. [CrossRef]
46. National Agency of Hydrologic Resources (ANRH). *Map of Potential Evapotranspiration in the North of Algeria*; ANRH: Alger, Algeria, 2003.
47. National Agency of Hydrologic Resources (ANRH). *Map of Average Annual Runoff in the North of Algeria*; ANRH: Alger, Algeria, 2003.
48. National Agency of Hydrologic Resources (ANRH). *Map of Groundwater Resources in the North of Algeria*; ANRH: Alger, Algeria, 2003.

49. Guardia, P. 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, 1975; p. 285. (In French)
50. National Agency of Hydrologic Resources (ANRH). *Map of Annual Rainfall in the North of Algeria*; ANRH: Alger, Algeria, 2003.
51. National Agency of Hydrologic Resources (ANRH). *Daily Data Flow in the Outlet of Tafna Catchment from 2000 to 2011*; ANRH: Alger, Algeria, 2012.
52. Taleb, A.; Belaidi, N.; Gagneur, J. Water Quality before and after AAM building on a heavily polluted river in semi-arid Algeria. *River Res. Appl.* **2004**, *20*, 943–956. [CrossRef]
53. Ministère Algérien de l'agriculture. *Type et Superficie de l'Agriculture de la Wilaya de Tlemcen et Ain Temouchent*; Ministère Algérien de l'agriculture: Alger, Algérie, 2011. (In French)
54. Laurent, F.; Ruelland, D. Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale. *J. Hydrol.* **2011**, *409*, 440–450. [CrossRef]
55. Chow, V.; Maidment, D.; Mays, L. *Applied Hydrology*; Chow, V., Maidment, D., Eds.; McGraw Hill: New York, NY, USA, 1988.
56. Williams, J.R. Flood routing with variable travel time or variable storage coefficients. *Trans. ASAE* **1969**, *12*, 100–103. [CrossRef]
57. Cunge, J.A. On the subject of a flood propagation method (Muskingum method). *J. Hydraul. Res.* **1969**, *7*, 205–230. [CrossRef]
58. Williams, J.R. Sediment routing for agricultural watersheds. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **1975**, *11*, 965–974. [CrossRef]
59. Neitsch, S.L.; Arnold, J.G.; Kiniry, J.R.; Williams, J.R.; King, K.W. *Soil and Water Assessment Tools: Theoretical Documentation Version*; Grassland, Soil and Water Reasearch Laboratory, ARS: Temple, TX, USA, 2005; p. 494.
60. Bagnold, R.A. Bed load transport by natural rivers. *Water Resour. Res.* **1977**, *13*, 303–312. [CrossRef]
61. Barbut, M.M.; Durand, M.J.-H. *Carte des Sols d'Algérie. Oran. Feuille N.I. 30-N.E*; Service Géographique de l'Armée: Alger, France, 1952.
62. Land-Use Map, the European Space Agency. Available online: http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php (accessed on 13 March 2017).
63. Aouissi, J.; Benabdallah, S.; Chabaâne, Z.; Cudennec, C. Evaluation of potential evapotranspiration assessment methods for hydrological modelling with SWAT—Application in data-scarce rural Tunisia. *Agr. Water Manag.* **2016**, *174*, 39–51. [CrossRef]
64. Abbaspour, K.C. *User Manual for SWAT-CUP SWAT Calibration and Uncertainty Analysis Programs*; Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology: Dübendorf, Switzerland, 2007.
65. Nash, J.E.; Sutcliffe, V. River flow forecasting through conceptual models: Part I. A discussion of principles. *J. Hydrol.* **1970**, *10*, 282–290. [CrossRef]
66. Moriasi, D.N.; Arnold, J.G.; Van Liew, M.W.; Bingner, R.L.; Harmel, R.D.; Veith, T.L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulation. *Am. Soc. Agric. Biol. Eng.* **2007**, *50*, 885–900.
67. Khaldi, A. Impacts de la Sécheresse sur le Régime des Ecoulements Souterrains Dans les Massifs Calcaires de l'Ouest Algérien "Monts de Tlemcen-Saida". Thèse de doctorat d'état, Université d'Oran, Oran, Algérie, 2005; p. 239. (In French)
68. Nerantzaki, S.D.; Giannakis, G.V.; Efstathiou, D.; Nikolaidis, N.P.; Sibetheros, I.A.; Karatzas, G.P.; Zacharia, I. Modeling suspended sediment transport and assessing the impacts of climate change in a karstic Mediterranean watershed. *Sci. Total Environ.* **2015**, *538*, 288–297. [CrossRef] [PubMed]
69. Bouanani, A. Hydrologie, Transport Solide et Modélisation étude de Quelques Sous Bassins de la Tafna (NW–Algérie). Ph.D. Thèse, Université Tlemcen, Tlemcen, Algérie, 2000; p. 250. (In French)
70. Chaâbane Ben Salah, N.; Abida, H. Modélisation des écoulements et de Transport Solide du Bassin d'Oued Hathab en Tunisie Centrale: Couplage d'un SIG avec le Modèle Agro Hydrologique SWAT. In Proceedings of the Actes du Séminaire sur les Systèmes d'Information Géographique pour l'Etude de l'Environnement, Djerba, Tunisia, 21–23 Mai 2012; Revue des Régions Arides—Numéro Spécial—n° 33. Institue des Régions Arides: Médenine, Tunisia, 2014; pp. 87–92. (In French)

71. Akhavan, S.; Abedi-Koupaia, J.; Mousavia, S.; Afyunib, M.; Eslamiana, S.; Abbaspour, K. Application of SWAT model to investigate nitrate leaching in Hamadan–Bahar Watershed, Iran. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2010**, *139*, 675–688. [CrossRef]
72. Lin, K.; Lv, F.; Chen, L.; Singh, V.P.; Zhang, Q.; Chen, X. Xinanjiang model combined with Curve Number to simulate the effect of land use change on environmental flow. *J. Hydrol.* **2014**, *519*, 3142–3152. [CrossRef]
73. Niraula, R.; Norman, L.M.; Meixner, T. and Callegary, J.B. Multi-gauge Calibration for modeling the Semi-Arid Santa Cruz Watershed in Arizona-Mexico Border Area Using SWAT. *Air Soil Water Res.* **2012**, *5*, 41–57. [CrossRef]
74. Nie, W.; Yuan, Y.; Kepner, W.; Nash, M.; Jackson, M.; Erickson, C. Assessing impacts of land use and land cover changes on hydrology for the upper San Pedro watershed. *J. Hydrol.* **2011**, *407*, 105–114. [CrossRef]
75. Rostamian, R.; Jaleh, A.; Afyuni, M.; Farhad, M.; Heidarpour, M.; Jalalian, A.; Abbaspour, K.C. Application of a SWAT model for estimating runoff and sediment in two mountainous basins in central Iran. *Hydrol. Sci. J.* **2008**, *53*, 977–988. [CrossRef]
76. Ghorbal, A.; Claude, J. *Mesure de l'Envasement Dans les Retenues de Sept Barrages en Tunisie: Estimation des Transports Solides*; IAHS Publication: Wallingford, UK, 1977; Volume 122, pp. 219–232. (In French)
77. Kassoul, M.; Abdelgader, A.; Belorgey, M. Caractérisation de la sédimentation des barrages en Algérie. *Rev. Sci. Eau* **1997**, *3*, 339–358. [CrossRef]
78. Probst, J.L.; Amiotte-Suchet, P. Fluvial suspended sediment transport and mechanical erosion in the Maghreb (North Africa). *Hydrol. Sci. J.* **1992**, *37*, 621–637. [CrossRef]



© 2017 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

Chapitre 6 : Modélisation des flux des nitrates dans Tafna

Ce chapitre, s'intéresse à l'application du modèle SWAT pour évaluer la contribution du bassin versant de la Tafna dans le flux de nitrates à la mer, ainsi que le rôle des barrages dans la rétention des nitrates. Les simulations vont permettre aussi de quatifier l'impact des pratiques agricoles actuelles sur la qualité de l'eau de surface et évaluer la contribution du bassin versant à l'eutrophisation de la mer Méditerranée.

Dans ce chapitre je vais présenter les principaux résultats et un résumé de la discussion suivis d'un l'article à soumettre à Journal of Environmental Management.

- Zettam A., Taleb A., Sauvage S., Boithias L., Belaidi N., and Sánchez-Pérez J.M., (à soumettre**)**. Quantify nitrate transport to the Mediterranean Sea using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT): the case of the Tafna River (North-West Algeria).

6.1. Contexte et objectifs

Les nitrates constituent le principal paramètre de la pollution organique (Derradji et al, 2007). Ils se trouvent essentiellement dans les engrais et constituent la source majeure de matières azotées des plantes (Derradji et al, 2007). La pollution en nitrates représente un sérieux problème pour l'environnement à cause des rejets déversés dans les rivières Algériennes et de l'utilisation excessive des engrais (Derradji et al, 2007).

Les charges élevées d'azote (N) dans les estuaires côtiers peuvent augmenter le risque d'eutrophisation accélérée de la productivité primaire, ce qui entraîne une dégradation des habitats estuariens (Gold et al 2016). L'eutrophisation est l'un des problèmes les plus graves de qualité de l'eau au monde (Guoqing et al, 2012).

Les modèles hydrologiques semblent être des outils intéressants pour atteindre plusieurs objectifs. Associés à un système d'information géographique (SIG), ces modèles permettent de spatialiser et de quantifier les processus menant au transfert des polluants. Ils permettent également de quantifier les flux entre chaque compartiment du bassin versant (rivières, sols, aquifères et barrages). Ils permettent finalement de tester différents scénarios agro-environnementaux (par exemple, des changements d'utilisation du sol tels que l'urbanisation, etc.) et mesurer l'impact de ces changements sur les quantités de polluants qui atteignent les systèmes aquatiques.

Plusieurs modèles conceptuels couplant des processus agronomiques et hydrologiques ont été développés pour simuler le devenir de la pollution diffuse : par ex. ANSWERS (Beasley et al, 1980), INCA (Whitehead et al, 1998), SWIM (Krysanova et, 1998), TNT2 (Beaujouan et al, 2002), WAMView (Bottcher et al, 2002) et SWAT (Arnold et al, 1998).

SWAT (Soil and Water Assessment Tool) a été largement utilisé pour évaluer les ressources en eau (hydrologie, contaminations) dans divers bassins versants, afin d'identifier les sources de pollution (Holvoet et al, 2008) et d'évaluer l'impact du changement climatique (Singh et Gosain, 2011 ; Meaurio et al, 2017) et des pratiques de gestion agricole (Moriasi et al, 2011 ; Boithias et al, 2014 ; Cerro et al., 2014). Plusieurs auteurs ont appliqué SWAT dans des bassins hydrographiques semi-arides pour évaluer, hydrologie, le transport de sédiments et identifier des sources de pollution comme Baker et Miller (2013) dans la rivière Njoro dans le sud-est de l'Afrique et Shrestha et al. (2017) dans l'Onkaparinga en Australie. D'autres auteurs ont appliqué le modèle dans les bassins fluviaux sous le climat méditerranéen comme

Molina-Navarro et al. (2014) dans la rivière Ompólveda en Espagne et Bouraoui et al. (2005) en Tunisie, Briak et al (2016) au Maroc, Zettam et al. (2017) dans le Nord-Ouest de l'Algérie et Sellami et al. (2016) en Tunisie et dans le sud de la France. Certains auteurs ont surtout mis l'accent sur le devenir des nitrates (Akhavan et al, 2010 ; Jha et al, 2007).

En appliquant le modèle SWAT, les objectifs de cette étude sont (1) évaluer la contribution du bassin versant de la Tafna dans le flux de nitrates et le rôle des barrages dans la rétention des nitrates, (2) quantifier l'impact des pratiques agricoles actuelles sur la qualité de l'eau de surface et (3) évaluer la contribution du bassin versant à l'eutrophisation de la mer Méditerranée.

6.2. Principaux résultats

6.2.1. Simulation des nitrates

Les flux de nitrates simulés et observés n'étaient pas bien corrélés dans les 4 stations de jaugeages des nitrates. NSE variait entre [-0,26; 0,65] et R^2 variait entre [0,06; 0,68], mais malgré cela, les valeurs simulées sont dans le même intervalle que les valeurs observées, ce qui indique le bon fonctionnement du modèle.

6.2.2. Variabilité temporelle et spatiale des flux des nitrates

Le modèle simule assez bien la variabilité saisonnière des nitrates. Malgré cela, il existe une surestimation du flux simulé entre décembre et juillet et une sous-estimation entre septembre et novembre, SWAT prédit presque la même valeur pendant les mois d'étiage de l'année. La différence entre les flux observés et simulés peut être due aux données observées, car nous avons peu d'observations sur les concentrations de nitrate : un échantillon par mois peut ne pas être représentatif de l'exportation réelle des contaminants, en particulier pendant les périodes de crue (Boithias et al, 2014 ; Lefrancq et al, 2017).

SWAT a estimé que de grandes quantités de nitrate sont exportées à partir de sous-bassins situés en amont des barrages. La charge moyenne de nitrates transportée vers la mer Méditerranée varie entre 37 et 86 t N an^{-1}.

6.2.3. Impact des barrages sur les flux de nitrates

SWAT montre que les barrages du bassin versant de la Tafna stockent des quantités importantes de nitrates : entre 80 et 486 t an^{-1}, soit en moyenne 62% de la quantité totale de nitrates transportée annuellement par la rivière pendant la période de 2003 à 2013.

6.3. Résumé de la discussion

Les flux de nitrate simulés ont été corrélés de manière satisfaisante aux observations dans les 2 stations d'échantillonnage en amont (A1 et T3), NSE variant entre [0,48 ; 0,65] et R^2 variant entre [0,63 ; 0,68]. Dans les stations d'échantillonnage en aval (A4 et T8), le résultat n'est pas satisfaisant, le NSE variait entre [-0,26 ; 0,21] et R^2 varie entre [0,02 ; 0,25]. La station A4 est sous l'influence des déchets domestiques et industriels des villes, de Maghnia (Algérie) et d'Oujda (Maroc). La T8 est sous l'influence des barrages de la Tafna et de la ville de Tlemcen (Algérie). Cependant, on note que les valeurs simulées sont dans le même intervalle de valeurs observées, c'est le même résultat que l'étude de Bouraoui et al. (2005), indiquant que le modèle fonctionne correctement.

Les résultats entre 2003 et 2013 montrent que les quantités annuelles de nitrates atteignent 1,57 kg N ha^{-1} an^{-1} dans certains sous-bassins versants. Les valeurs les plus élevées, proviennent en particulier des sous-bassins Sebdou et Isser - les flux varient entre 37et 162 tN an^{-1}, respectivement. Taleb et al. (2004), ont constaté que l'augmentation de nitrate dans la rivière Tafna est principalement due à la contribution de l'Isser. Cet affluent est plus riche en NO_3^- (> 40 $mg.l^{-1}$) car il reçoit l'eau du barrage Al-Izdahar, des effluents de la ville Tlemcen, et de l'eau d'irrigation des terres cultivées, riches en engrais azotés. Les quantités de nitrate plus élevées simulées en amont sont également liées au ruissellement élevé dans cette zone (Zettam et al, 2017), et aux précipitations plus élevées (ANRH, 2003). En effet, les concentrations de nitrate dans le cours d'eau et les taux d'exportation de nitrates sont principalement contrôlés par les conditions hydrologiques et les rejets domestiques dans les cours d'eau (Probst, 1985; Petry et al, 2002; Oeurng et al, 2010 Boithias et al, 2014). Les exportations élevées de nitrate sont également dues à l'agriculture, qui est connue pour être une source majeure de nitrates dans les rivières (Carpenter et al, 1998). L'amont de la Tafna est en fait, couvert par les plus grandes zones agricoles du bassin de Tafna (ministère algérien de l'Agriculture, 2011).

La quantité moyenne annuelle de nitrates transportée vers la Méditerranée varie entre [37-86 tN an^{-1}]. Ces valeurs sont dans le même intervalle que celles de l'étude de Ounissi et al (2014), qui ont enregistré des valeurs entre 22 et 117 t N an^{-1} dans l'estuaire Seybouse (6 471 km^2) et entre 15et 52tN.an^{-1} dans l'estuaire de la Rivière Mafragh (2 252 km^2), ces deux oueds qui se situent dans le Nord-Est de l'Algérie. Le modèle représente également la variabilité saisonnière du flux de nitrates à la sortie du bassin versant de Tafna. Malgré la surestimation des flux simulés entre décembre et juillet et la sous-estimation entre Septembre et Novembre, SWAT produit presque la même valeur dans les mois les plus chauds de l'année. Les flux élevés observé de nitrates en janvier et octobre sont lié à la disponibilité des nutriments par application d'engrais (Oeurng et al, 2010). Les quantités de nitrates diminuent dans les eaux de surface pendant la saison sèche (entre mai et août), car il existe une déconnexion entre la rivière et les horizons supérieurs du sol (Oeurng et al, 2010).

La faiblesse du modèle lors de la simulation du flux de nitrates est due à (i) la mauvaise simulation de débit, (ii) la nature et la précision des données mesurées de nitrates, et (iii) l'incertitude des données d'entrées du modèle (apport nutritif ponctuel, l'utilisation des terres et les intrants) qui ne reflètent pas correctement les pratiques locales d'utilisation et de gestion des terres (Boithias et al., 2014).

Les résultats montrent également que les barrages jouent un rôle important dans la rétention des nitrates. SWAT montre que les barrages de la Tafna stockent une quantité importante de nitrates transportée par la rivière, entre 80 et 486 t.an^{-1} (62%) pendant la période 2003-2013. Ounissi et Bouchareb (2013) confirment dans leur étude que, les barrages algériens retiennent chaque année entre 42 à 93% de P et N. Les barrages de Tafna conservent une grande quantité de nitrates susceptibles d'amorcer l'eutrophisation. Effectivement, Bouzid-Lagha et Djelita (2012) ont montré que l'eau dans le barrage de Hammam Boughrara est au stade hyper-eutrophique.

6.4. Conclusion

Dans ce chapitre, le modèle SWAT a reproduit le flux des nitrates dans l'ensemble des stations de jaugeages, les valeurs simulées sont dans le même intervalle que les valeurs observées. Cependant, le manque de données récentes et fiables (la carte récente des sols, les mesures journalières des nitrates et l'incertitude des entrées du modèle) nous ont empêchés d'avoir de meilleurs résultats.

L'application du modèle a montré que les bassins amont de la Tafna exportent des quantités élevées de nitrates. Le fleuve de la Tafna transporte une quantité moyenne annuelle de 37 à86 $tN.an^{-1}$ jusqu'à la mer Méditerranée. La simulation montre aussi que les barrages de la Tafna stockent une quantité importante de nitrates [80 et 486 $tN.an^{-1}$], qui représente en moyenne 62% de la quantité totale de nitrates transportée annuellement par le fleuve.La nécessité de mettre en place une meilleure stratégie de gestion des ressources en eau pour éviter l'eutrophisation d'eau de ces infrastructures devient urgente.

Enfin, les résultats obtenus sont très encourageants, et SWAT a permis de représenter correctement la dynamique de l'eau et du flux de nitrate dans la Tafna.

6.5. Publication

La publication préparation à soumettre à Journal of Environmental Management est insérée à partir de la page suivante.

Quantify nitrate transport to the Mediterranean Sea using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT): the case of the Tafna River (North-West Algeria)

Amin ZETTAM [a,b], Amina TALEB [a], Sabine SAUVAGE [b], Laurie BOITHIAS [c], Nouria BELAIDI [a], José Miguel SÁNCHEZ-PÉREZ [b]

[a] LEGEN, University University Abou Bekr Belkaid, Tlemcen, Algeria
[b] EcoLab, Université de Toulouse, CNRS, INPT, UPS, Toulouse, France
[c] Géosciences Environnement Toulouse, Université de Toulouse, CNES, CNRS, IRD, UPS, 31400 Toulouse, France

Abstract:

For a few decades, the demographic explosion, and the development of agriculture and industry in Algeria, have modified the water fluxes water infrastructures (dams) and the biogeochemical cycle of nitrogen towards an increase of nitrate concentrations in surface water and groundwater. Elevated nitrogen in water dams can cause eutrophication, which is one of the main technical problems which affect the quality of the water resources in Algeria. The objectives of this study were (1) to evaluate the contribution of the catchment Tafna in the flux of nitrates and the role of dams in the retention of nitrates, (2) to quantify the impact of current agricultural practices on surface water quality, and (3) to assess the contribution of the watershed to the eutrophication of the Mediterranean Sea. We thus applied the agro-hydrological SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model to the Tafna River basin (7,200 km²). The model was used successfully to predict monthly discharge and nitrates flux at 4 gauging stations between 2003 and 2013. Fertilization with mineral and organic was the main N input, however the main N output was plant uptake in Nitrogen balance of Tafna catchment. Our study demonstrates also that an important quantity of nitrogen was leached to the groundwater, this amount leached can represent a health concern, because Tafna groundwater is used as drinking water. The Tafna River carries an annual average of 37-85.5 T N yr^{-1} down to the Mediterranean Sea. The simulation shows that reservoirs in the Tafna basin stock an important quantity of nitrates [80 and 486 T N yr^{-1}], i.e. on average 62% of the total amount of nitrates transported annually by the river. This storage increases tbe risk of eutrophication in Tafna reservoirs.

Key words: Discharge, Dams, Nitrate fluxes, SWAT, Tafna River, Eutrophication, Semi-arid basin.

1. Introduction

Water in Algeria is a scarce resource, as the country is one of the poorest in terms of water potential, and its management is complex (Touati, 2010; Souza et al., 2016). The competition between agriculture, industry and drinking water supply to access this resource, together with the droughts that hit the country in the past few decades, have shown how necessary it was to give greater attention to water resource management (Remini, 2005). In this context, several dams were built in to ensure water resources for drinking water supply for all the cities of the region and made it possible to develop approximately 12,500 km^2 of irrigated land (Algerian Ministry of Water Resources, 2012; Bouzid-Lagha and Djelita, 2012; Hamiche et al., 2015).

In the region of the North West Algeria, the water resource is mostly exploited by cities and locally by the farmers. The pollution problems caused by rapid urbanization and agricultural development, are major challenges and crucial to Algerian politicians (Benyahia et al., 2009).

In recent decades, the population explosion and the development of agriculture and industry have altered the biogeochemical cycling of nitrogen and increased the production of nitrates (Taleb et al., 2004). A slow but inexorable rise without primer stabilization of the nitrate content of groundwater and surface waters was observed in some regions; it is often linked to the development of farms together with the excessive fertilization of agricultural areas by mineral and organic fertilizers such as manure and sewage sludge, leading to the oxidation of organic nitrogen and ammonia nitrate (Boualla et al., 2011). Elevated nitrogen (N) loads to coastal estuaries can enhance primary productivity accelerating eutrophication that results in degradation of estuarine habitats (Gold et al., 2016). Eutrophication is one of the most serious water quality problems in the world (Guoqing et al., 2012).

Controlling nitrate pollution was one of the first issues addressed to strive towards better control of agricultural pressures on water quality, initially highlighted by the Hénin 1980 report on nitrates in French rivers water. However, the direct interaction between land use, agricultural practices and water nitrate pollution is not obvious in time and space (Ferrant, 2009). The dynamics of nitrogen in a landscape are highly variable depending on the hydro-climatic and soil conditions (Vagstad et al., 2004). In addition, the natural internal processes of the nitrogen cycle can be dominant compared to external changes such as agricultural nitrogen inputs (Walling and Webb, 1985).

Hydrological models appear to be interesting tools to meet several objectives. Coupled with a Geographic Information System (GIS), such models allow spatializing and quantifying the processes leading to the pollutants transfer. They also allow quantifying the fluxes between each compartments of the catchment (rivers, soils, aquifers and dams' reservoirs). They finally allow testing different agro-environmental scenarios (e.g. land use changes such as urbanization, etc.) and measuring the impact of these changes on the quantities of pollutants that reach the aquatic systems.

Several conceptual models coupling both agronomic –and hydrological processes have been developed to simulate the fate of diffuse pollution: e.g. ANSWERS (Beasley et al., 1980), INCA (Whitehead et al., 1998), SWIM (Krysanova et al., 1998), TNT2 (Beaujouan et al., 2002), WAMView (Bottcher et al., 2002) and SWAT (Arnold et al., 1998).

The Soil and Water Assessment Tool (SWAT) has been used widely to assess hydrology in various catchments, to help to identify pollution sources (Holvoet et al., 2008), to assess the impact of climate change (Singh and Gosain, 2011; Meaurio et al., 2017) and of agricultural management practices (Moriasi et al., 2011; Boithias et al., 2014; Cerro et al., 2014). Several authors have applied SWAT in semi-arid river basins to evaluate, hydrology, sediments transport and to identify pollntion sonrces like Baker and Miller (2013) in the Njoro River in south-eastern Africa and Shrestha et al., (2016) in the Onkaparinga in southern Australia. Other authors have applied the model in river basins under Mediterranean climate as Molina-Navarro et al., (2014) in Ompólveda River in Spain and Bouraoui et al. (2005) in Tunisia, Briak et al. (2016) in Morocco, Zettam et al. (2017) in northwestern Algeria and Sellami et al. (2016) in both Tunisia and southern France. Some authors especially focused on nitrate fate (Akhavan et al., 2010; Sharma et al., 2012).

By applying the agro-hydrological SWAT model, the objectives of this study were (1) to evaluate the contribution of the catchment Tafna to the flux of nitrates to the sea and the role of dams in nitrates retention, (2) to quantify the impact of current agricultural practices on surface water quality, and (3) to assess the contribution of the watershed to the eutrophication of the Mediterranean Sea.

2. Materials and methods

2.1. Study site

Tafna River is situated northwestern Africa, between the 34° 11'N, 35°19' N and 0° 50' W, 2° 20'W with an area of 7,200 km^2, that includes 2 countries (23 % in Morocco and 73

in Algeria). Elevation range from 0 to 1800 m. The River reaches the Mediterranean after a 170 km course (figure 1).

The River is governed by semi-arid Mediterranean climate, characterized by dry summers and winter rainfall between 240 and 688 mm yr^{1}. Annual water temperature varies between 1°C, during winter, to 28°C during Summer (Taleb et al., 2008; ANRH, 2003). It is an intermittent river, the average daily discharge at outlet station was ranges from 0 to 108 m^3 s^{-1} (ANRH, 2012). There are five tributaries in the catchment, Mouilah in the West region and Isser wadi in the East are the most important. Mouilah supports an important domestic sewage and industrial effluents from Maghnia and Moroccan city Oujda (Taleb et al., 2004; Taleb et al., 2008; Zettam et al., 2017). To respond to the important demand for water in northwestern Algeria, which can be considered as the one of most water-scarce region of the world (Terink et al., 2013; Hamiche et al., 2015), five dams were built from 1952 to 2005 (Zettam et al., 2017) (Table 1).

The geological formations consist in limestone and dolomite at the upstream sector where the river runs in a canyon through Jurassic rocks, and in a tertiary basin characterized by marls covered by recent alluvium at the downstream sector (Guardia, 1975).

Land use in Tafna is predominantly Mediterranean forest and agriculture, with major crops being wheat, horticulture (tomato represents 70%) and arboriculture (Algerian Ministry of Agriculture, 2011; Zettam et al., 2017). Approximately 1.5 million people live within the basin (Zettam et al., 2017).

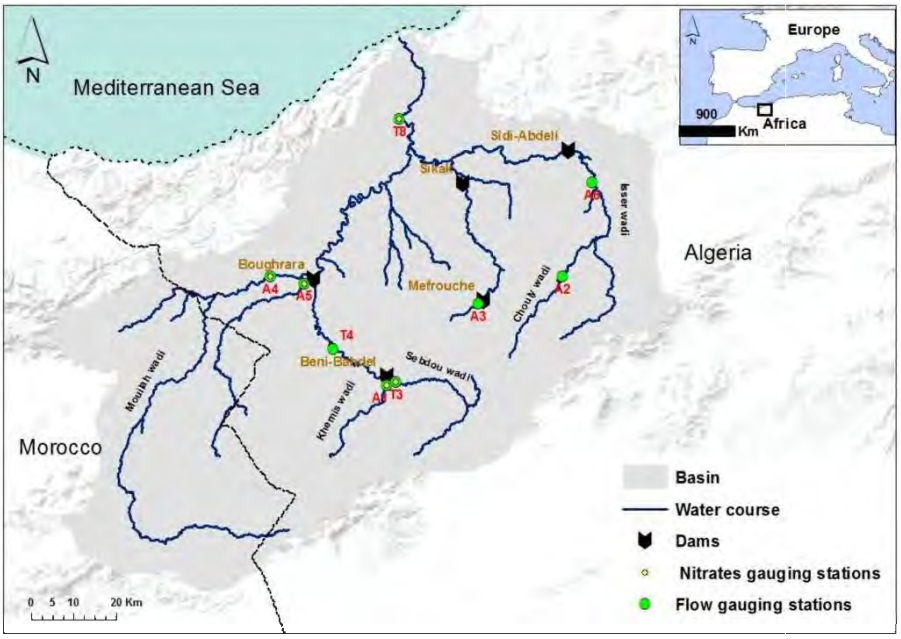


Figure 1. Tafna catchment localization (T: gauging stations located in the main course A: gauging stations located in the tributaries)

Table1: Characteristics of the dams built in the Tafna catchment.

Dams	Capacity (Mm^3)	Building date	Uses for
Beni Bahdel	65.5	1952	Drinking water / irrigation
Hammame Boughrara	177	1998	Drinking water / irrigation
Mefrouche	15	1963	Drinking water
Sikkak	30	2005	Drinking water / irrigation
Al Izdahar (SidiAbdeli)	110	1988	Drinking water / irrigation

Source: Algerian National Agency for Dams and Transfers (ANBT); Zettam et al, 2017)

2.2. Hydrological and water quality observation

Discharge monitoring

The Tafna daily discharge for 9 hydrometric stations has been monitored since 2003 by the National Agency of Hydrologic Resources [ANRH]. River discharge (Q, $m^3 s^{-1}$) was

obtained from the water level continuously measured by a limnimetric ladder and float water level recorder, using a rating curve (http://www.anrh.dz/).

Nitrate monitoring

We used nitrate concentration data sampled by ANRH in 4 sampling stations. The sampling frequency was one sampling every month from 2003 to 2011. The agency analyzed nitrate concentration by colorimetric methods using a spectrophotometer.

2.3. Modeling approach

The SWAT model

SWAT is physically based and semi-distributed, and suits continuous, catchment-scale simulations (Arnold et al., 1998). The model estimates flows of nutrients, pesticides, pathogens and sediments in the soil, groundwater, and surface water, as well as river flows. The model is semi-distributed and its basic spatial unit for calculation is the Hydrologic Response Unit (HRU), which represents unique combinations of soil type, land use type and slope class for each sub-catchment. Any identical combination of these three features is assumed to produce a similar agro-hydrologic response (Laurent and Ruelland, 2011).

The hydrological component in SWAT

The hydrologic model is based on the water balance equation in the soil profile where the processes simulated include precipitation, infiltration, surface runoff, evapotranspiration, lateral flow and percolation (Neitsch et al., 2005).

The hydrologic cycle as simulated by SWAT is based on the water balance equation:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^{i} (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw})$$

Where SW_t is the final soil water content (mm), SW_0 is the initial soil water content on day i (mm), t is the time (days), R is the amount of precipitation on day i (mm), Q_{surf} is the amount of surface runoff on day i (mm), E_a is the amount of evapotranspiration on day i (mm), W_{seep} is the amount of water entering the vadose zone from the soil profile on day i (mm), and Q_{gw} is the amount of return flow to the stream on day i (mm).

The water balance of dams is given by the following equation:

$$V = V_{stored} + V_{flowin} - V_{flowout} + V_{pcp} - V_{evap} - V_{seep}$$

Where V is the volume of water in the impoundment at the end of the day (m^3 H_2O), V_{stored} is the volume of water stored in the water body at the beginning of the day (m^3 H_2O), V_{flowin} is the volume of water entering the water body during the day (m^3 H_2O), $V_{flowout}$ is the volume of water flowing out the water body during the day (m^3 H_2O), V_{pcp} is the volume of precipitations falling on the water body during the day (m^3 H_2O), V_{evap} is the volume of water removed from the water body by evaporation during the day (m^3 H_2O), and V_{seep} is the volume of water lost from the water body by seepage during the day (m^3 H_2O) (Neitsch et al., 2005).

The Nitrogen component in SWAT

SWAT monitors five different pools of nitrogen in the soil (Figure 2). Two pools are inorganic forms of nitrogen (NH_4^+ and NO_3^-), while the other three pools are organic forms. Fresh organic N is associated with crop residue and microbial biomass while the active and stable organic pools are associated with the soil humus. The organic nitrogen associated with humus is portioned into two pools to account for the variation in availability of humic substances to mineralization (Neitsch et al., 2005).

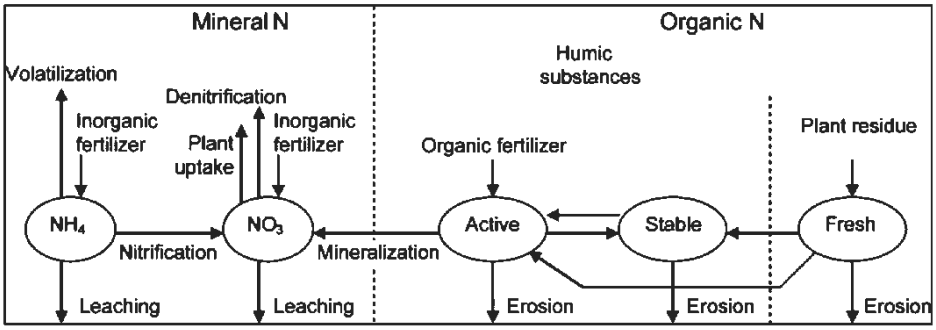


Figure 2. Nitrogen pools and transformations simulated with SWAT (Laurent and Ruelland, 2011, adapted from Neitsch et al, 2000).

Nitrogen applications can be parameterized in the form of inorganic fertilizer and/or manure inputs. The transformation and movement of nitrogen within an HRU is calculated in SWAT as a function of nutrient cycles. Losses of N from the soil system in SWAT happen by crop uptake, surface runoff, lateral flow, percolation and erosion.

The SWAT in-stream water quality model incorporates constituent interactions (nutrient cycles, algae production, and benthic oxygen demand) used in the Enhanced Water

Quality mode (Boithias et al., 2014). A more comprehensive description of the model is given by Neitsch et al. (2005).

When calculating nutrient transformations in a water body, SWAT assumes the system is completely mixed. In a completely mixed system, as nutrients enter the water body they are instantaneously distributed throughout the volume (Neitsch et al., 2005).

The initial amount of nitrogen in the water body on the given day is calculated by the following equation:

$$M_{initial} = M_{stored} + M_{flowin}$$

where $M_{initial}$ is the initial mass of nutrient in the water body for the given day (kg), M_{stored} is the mass of nutrient in the water body at the end of the previous day (kg), and M_{flowin} is the mass of nutrient added to the water body on the given day (kg) (Neitsch et al., 2005).

2.4. SWAT data inputs

This input data was used in Zettam et al. (2017).

The following spatialized data were used in this study: (i) a digital elevation model with a 30 m × 30 m resolution from U.S. Geological Survey (Figure 3a); (ii) a soil map digitized from Barbut and Durand (1952) (Figure 3b); (iii) a land-use map from the European Space Agency (http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php) (Figure 3c), management practices: planting/seedling dates, amounts, type and date of fertilization and harvest operations dates. Details of crop fertilization are shown in Table 2; (iv) climate data from measurements of daily minimum and maximum air temperature and precipitations, between 2000 and 2013 from eight meteorological stations (Figure 3d) provided by the Algerian National Office of Meteorology, that were used to simulate the reference evapotranspiration in the model by the Hargreaves method, because it is the best in semi-arid regions (Aouissi et al., 2016); and (v) daily discharge outflow data for the 5 Tafna dams provided by the Algerian National Agency for Dams and Transfers (ANBT). Version 2012 of ArcSWAT was used to set up the model. The catchment was discretized into 107 sub-basins with a minimal area of 7,020 km^2 (Figure 2d) and 1,067 HRUs.

Table 2. Average spreading dates and amounts of nitrogen fertilizers on crops across the Tafna catchment, together with average planting dates and harvest dates.

Crop	Planting date	Amount of fertilizer	Fertilization date	Date of harvest
Winter wheat	10 October	15 kg of N ha^{-1} 30 kg of N ha^{-1}	01 October 30 January	20 June
Tomato	15 March	180 kg of N ha^{-1} 70 kg of P_2O_5 ha^{-1} 200 - 250 kg of K_2O ha^{-1}	10 March	01 July
		60 kg of N ha^{-1}	01 April 01 May 01 June	

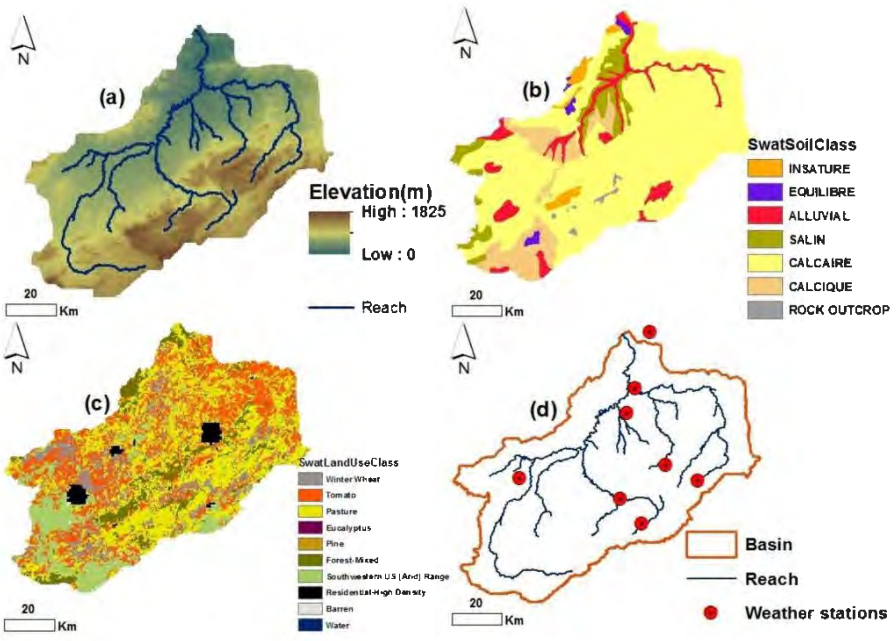


Figure 3. (a) 30 m Digital Elevation Model (DEM) (http://earthexplorer.usgs.gov/), (b) Main soils (Barbut and Durand, 1952), (c) Main land uses (http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php) and (d) Localization of meteorological stations.

2.5 Model calibration

Sensitivity analysis, calibration for flow and nitrates output were done using SUFI-2 (Sequential Uncertainty Fitting, ver. 2) algorithm (Abbaspour, 2007). This program is

currently linked to SWAT in the calibration package SWAT-CUP (SWAT Calibration Uncertainty Procedures). Whole simulation was performed monthly from January 2000 to December 2013 (excluding a 3-year warm up from 2000 to 2003). Stream flow and nitrate loads were calibrated at a monthly time-step from January 2003 to August 2011. We did 150 simulations for each gauging station using SWAT-CUP. We first calibrated the upstream stations and then we calibrated the downstream stations.

To assess the impact of dams on nitrate retention we built two SWAT projects, with and without dams. We started by calibrating the model with dams, then we applied the calibration parameters on the model without dams.

2.6 Model Evaluation

The monthly discharge and nitrates performance of the model was evaluated using the Nash- Sutcliffe efficiency (NSE) index (Nash and Sutcliffe, 1970), and the coefficient of determination (R^2).

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^{n} (O_i - \bar{O})^2}$$

$$R^2 = \left\{ \frac{\sum_{i=1}^{n} (O_i - \bar{O})(S_i - \bar{S})}{[\sum_{i=1}^{n} (O_i - \bar{O})^2]^{0.5} [\sum_{i=1}^{n} (S_i - \bar{S})^2]^{0.5}} \right\}$$

Where O_i and S_i are the observed and simulated values, n is the total number of paired values, $\bar{O}$ is the mean observed value and $\bar{S}$ is the mean simulated value.

In this study, we deemed monthly NSE satisfactory when >0.5 (Moriasi et al., 2007) and monthly R^2 satisfactory when >0.5 (Moriasi et al., 2007).

3. Results

For discharge calibration we have calibrated the following parameters which are presented in Table 3. This calibration was used in Zettam et al. (2017).

Table 3. Calibrated parameters values with ranking of the most sensitive parameters (Rank 1 = most sensitive).

Parameter	Definition	Units	Initial range	Calibrated range	Rank
CN2.mgt	SCS runoff curve number for moisture condition II		[35; 98]	[38.5; 94]	3
SOL_Z.sol	Depth from soil surface to bottom of layer	(mm)	[0; 4500]	[1500; 3500]	16
SOL_AWC.sol	Soil available water storage	(mm H_2O/mm	[0; 1]	[0.116; 0.169]	7

	capacity	soil)			
SOL_K.sol	Soil conductivity	(mm h^{-1})	[0; 2000]	[4.71; 180]	14
ALPHA_BF.gw	Base flow alpha factor characterizes the groundwater recession curve	(days)	[0; 1]	[0.055; 0.975]	4
GW_DELAY.gw	Groundwater delay: time required for water leaving the bottom of the root zone to reach the shallow aquifer	(days)	[0; 500]	[89.223; 176.363]	13
GW_REVAP.gw	Groundwater ``revap'' coefficient: controls the amount of water which evaporates from the shallow aquifer		[0.02; 0.2]	[0.069; 0.191]	9
REVAPMN.gw	Threshold depth of water in the shallow aquifer for ``revap'' to occur	(mm)	[0; 1000]	[185; 892.294]	12
RCHRG_DP.gw	Deep aquifer percolation fraction		[0; 1]	[0.176; 0.673]	2
ESCO.hru	Soil evaporation compensation coefficient		[0; 1]	[0.50; 0.86]	5
OV_N.hru	Manning's "n" value for overland flow		[0.01; 30]	[0.177; 0.823]	11
CH_N2.rte	Manning's ``n'' value for the main channel		[-0.01; 0.3]	[0.01; 0.2]	10
CH_K2.rte	Effective hydraulic conductivity of main channel	(mm h^{-1})	[-0.01; 500]	[58; 406]	8
EVRCH.bsn	Reach evaporation adjustment factor		[0.5; 1]	0.669	6
TRNSRCH.bsn	Fraction of transmission losses from main channel that enter deep aquifer		[0; 1]	0.211	1
SURLAG.bsn	Surface runoff lag coefficient		[0; 1]	2.15	15

For the calibrated parameter set, the average annual rainfall of the total simulation period over the area of the catchment is 364 mm yr^{-1}. The model predicts that the potential evapotranspiration is 1,301.4 mm. yr^{-1}, and that runoff is 26.16 mm yr^{-1}.

For nitrates calibration we have calibrated the following parameters which are presented in Table 4.

Table 4. Calibrated nitrate parameters values witb ranking of the most sensitive parameters (Rank 1 = most sensitive).

Parameter	Definition	Units	Initial range	Calibrated range	Rank
CDN.bsn	Denitrification exponential rate coefficient		[0-3]	0	1
CMN.bsn	Rate factor for humus mineralization of active organic nutrients		[0.0003-0.003]	0.002	2

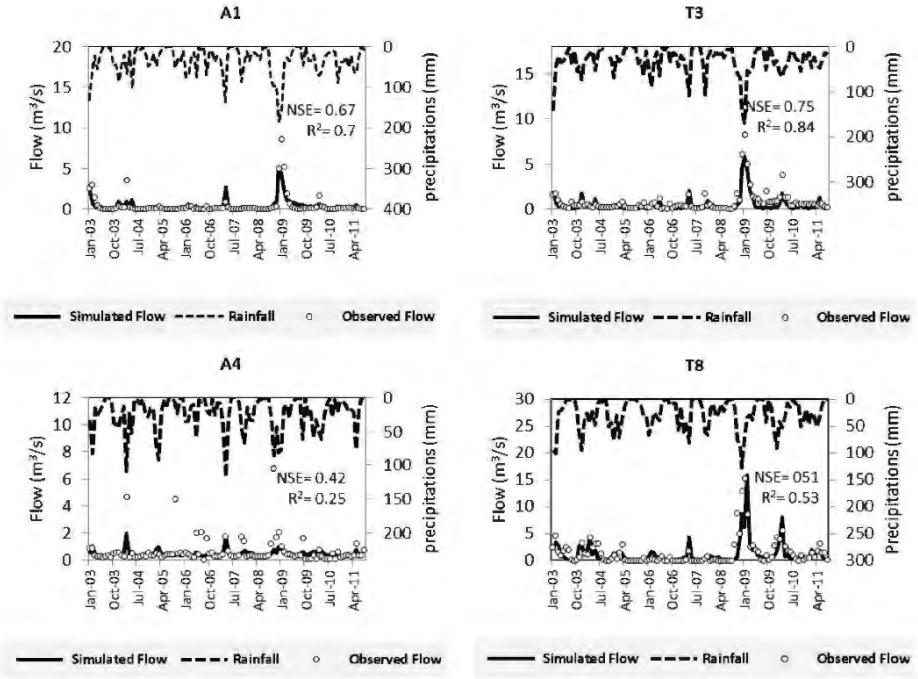


Figure 4. Monthly cumulated rainfall and monthly simulated and observed discharge ($m^3 s^{-1}$) at the 4 gauging stations for which N was also measured (calibration period: January 2003–August 2011).

We calibrated the flow at 9 gauging stations, as described in Zettam et al. (2017). However, 4 of these 9 gauging stations were used in the present study to nitrate loads (see Figure 4 for monthly flow and Figure 5 for monthly nitrate load).

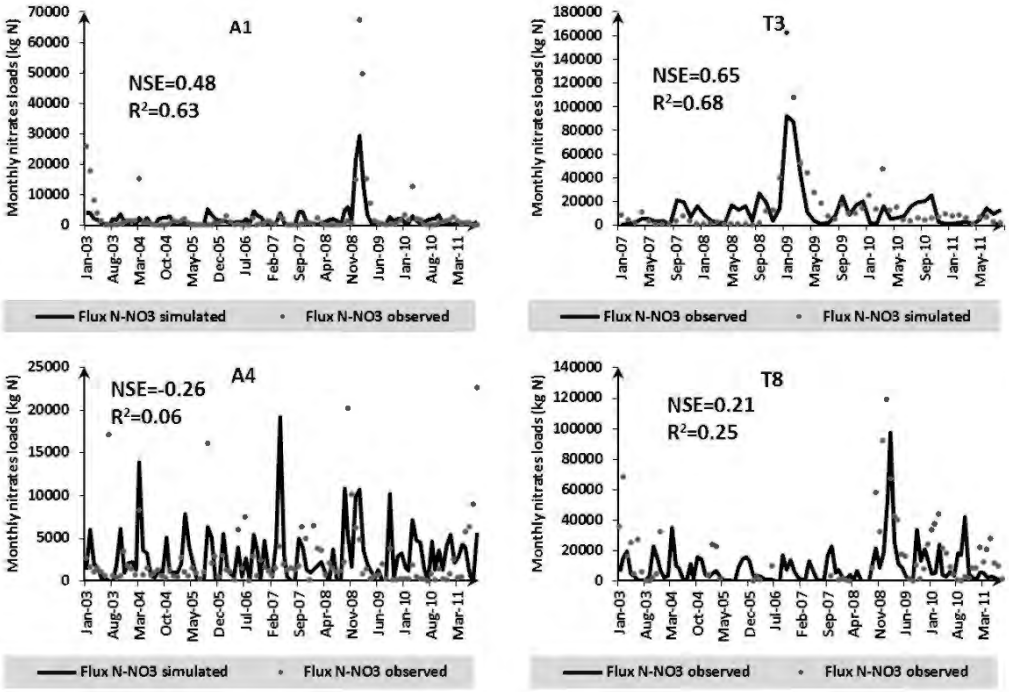


Figure 5. Monthly simulated and observed nitrates load at the 4 nitrates sampling stations (Calibration period: January 2003-August 2011 except T3 from January 2007-August 2011).

Simulated nitrates fluxes were unsatisfactorily correlated to observations in the 4 nitrates sampling stations (Figure 5), but despite that we notice that the simulated values are in the range of observed values, indicating the correct functioning of the model.

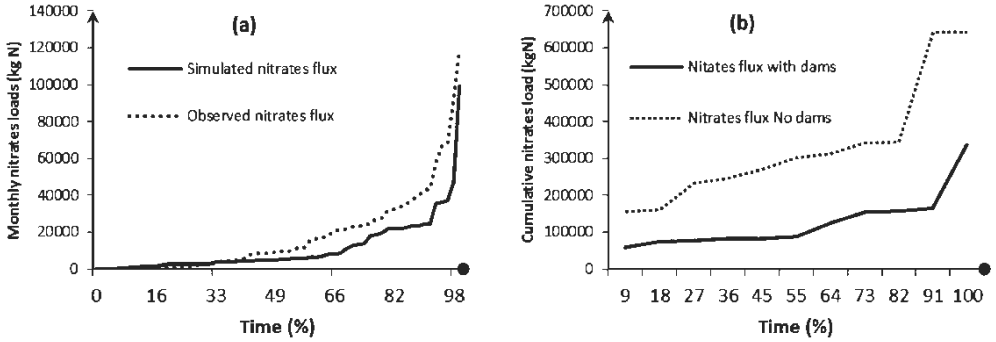


Figure 6. (a) Monthly cumulative nitrate loads, observed and simulated by the SWAT model, for the Tafna basin at the sampling station T8, (b) Cumulative annual nitrates loads at the outlet of the Tafna basin, with and without implementing dams in the model, between 2003 and 2013.

SWAT underestimated the cumulative N−NO3 flux during calibration period (Figure 6a). This could be due to the flow underestimation by the model (Zettam et al., 2017). However, we found that the simulated values of nitrates flux at the outlet of Tafna River were in the same range of as the observed values.

3.1. Temporal and spatial variability of nitrate load.

The model simulates the seasonal variability of nitrates loads quite well (Figure 7). Despite an overestimation of the simulated flow between December and July and an underestimation between September and November, SWAT predicts nitrate load values similar to the observed during the hottest months of the year. The difference between observed and simulated may be due to observed data, because we have little nitrate concentrations observations: one sample per month may be not representative of the actual exportation of contaminants, especially during flood periods (Boithias et al., 2014; Lefrancq et al., 2017). However, the difference between observed and simulated may also be due to the processes actually described in the model and to its calibration (e.g. Ligaray et al., 2017).

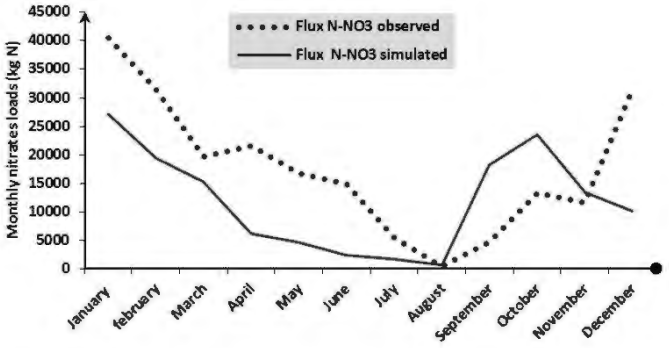


Figure 7. Comparison of the inter-annual average of monthly observed and simulated nitrate loads at the outlet of the Tafna catchment (T8) for the years 2003–2011.

The relationship between simulated annual nitrate load and annual discharge (Figure 8 a,b), appears correlated (R^2=0.5963). Hence, N exportation rates in Tafna River appear to be mainly controlled by hydrological conditions and river discharge (Oeurng et al., 2010).

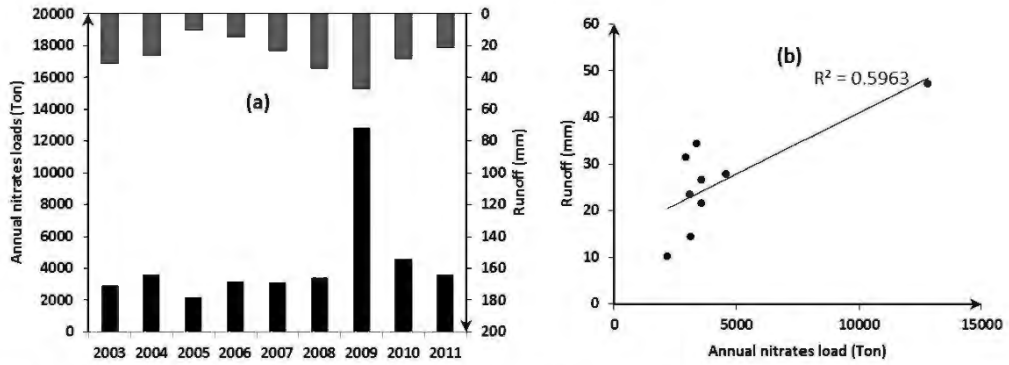


Figure 8. (a) Relationship between simulated annual nitrate load and annual runoff, (b) Correlation between simulated annual nitrate load and annual runoff.

Large amounts of nitrate in surface runoff are located upstream the dams [0.25-1.57 kg N ha^{-1} yr^{-1}] (Figure 9 a). The average nitrates load transported to the Mediterranean Sea ranges between 37 and 85 T N yr^{-1} (Figure 9 b). The nitrates concentration in the Tafna basin varies between 3 and 163 mg L^{-1}(Figure 9 c). The highest concentrations are located at the upstream of Mouilah and downstream of Tlemcen city. The nitrate concentration only exceeds 50 mg L^{-1} in a few regions, mostly in the headwaters (Figure 9c).

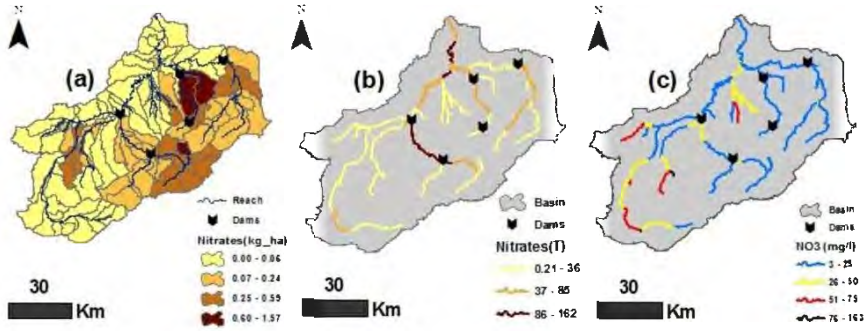


Figure 9. (a) Simulated inter-annual average nitrate in surface runoff from each sub-catchment (kg N ha^{-1} yr^{-1}), (b) Simulated inter-annual average nitrate loads transported with water in each reach (T N yr^{-1}) and (c) Spatial variability of the annual average nitrate concentration (mg L^{-1}), between 2003 and 2011.

Fertilization with mineral and organic was the main N input (Figure 10), however the main N output was plant uptake in Nitrogen balance of Tafna catchment. Nitrate leached to the groundwater (10 kg ha^{-1}yr^{-1}), whereas the smallest amount was nitrate groundwater yield, which is estimated at 0.001 kg ha^{-1} yr^{-1}.

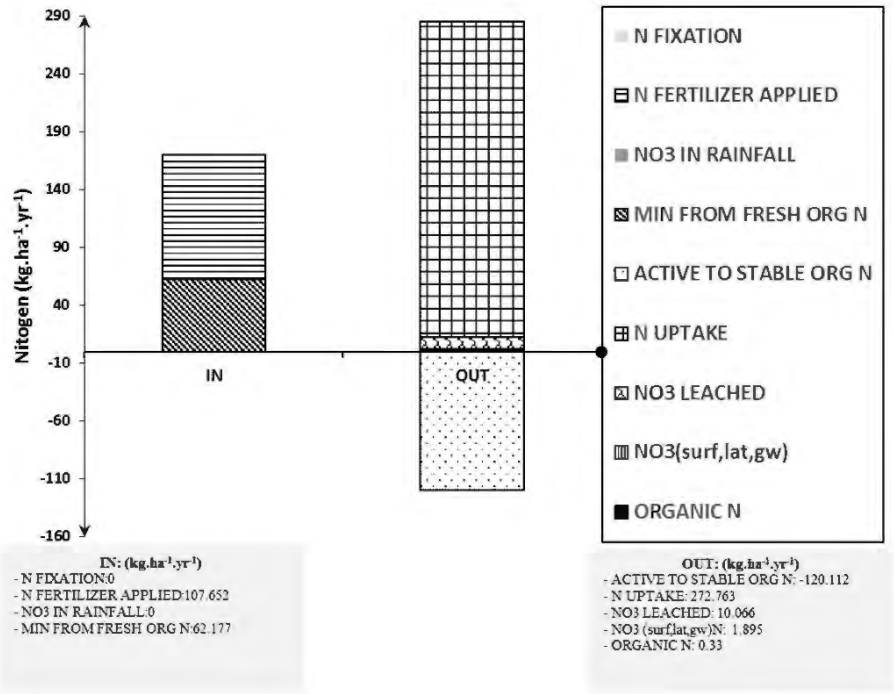


Figure 10. Simulated annual average nitrogen balance (kg ha^{-1} yr^{-1}) of Tafna River (2003–2011).

3.2. Impact of dams on nitrates loads

The SWAT simulation shows that Tafna dams stock high amounts of nitrates: between 80 and 486 T yr^{-1}, i.e. on average 62% of the total amount of nitrates transported annually by the river during the period of simulation from 2003 to 2013 (Figure 6b).

4. Discussion

4. 1. Discharge simulation

SWAT model adequately predicted watershed hydrology, more details are available in Zettam et al. (2017).

4.2. Nitrates simulation

Simulated nitrate loads were satisfactorily correlated to observations in the 2 upstream (A1 and T3) sampling stations, NSE varying between [0.48; 0.65] and R^2 between

[0.63;0.68]. In the downstream sampling stations (A4 and T8) the nitrates calibration were unsatisfactory, NSE varying between [-0.26; 0.21] and R^2 between [0.02; 0.25]. It is worth noting that the gauging stations at which N simulation quality is the lowest (A4, T8) are also the gauging station at which discharge simulation is the lowest. An additional explanation may be that the model does not well represent all the possible N inputs from the urbanized areas, nor the reservoir-specific N-cycling processes upstream dams. Indeed, the A4 station is under the influence of domestic and industrial wastes released by the cities, of Maghnia (Algeria) and Oujda (Morocco). The T8 is under the influence of Tafna dams and Tlemcen city (Algeria). However, we note that the simulated values are in the same range of observed values, similarly to the outcome of the study of Bouraoui et al. (2005), indicating that the model is working correctly.

The results of the simulation between 2003 and 2013 show total annual nitrates loads reaching 1.57 kg N ha^{-1} yr^{-1} out of some sub-catchments, with the highest amounts being exported from the headwaters (Figure 9a), especially Sebdou and Isser sub-catchments from which the exported amounts vary between 37and 162 T N yr^{-1}, respectively. This is in accordance with Taleb et al., (2004), who found that the nitrate increase in the Tafna River is mostly due to the contribution of the Isser. The Isser actually collects water from the Al-Izdahar reservoir, from the effluents from Tlemcen through a tributary, and from irrigation water from cultivated soils. Therefore, it collects high amounts of excess NO_3 fertilizer. The higher nitrate amounts that are simulated upstream are also related to the higher water yields predicted in these areas (Zettam et al., 2017), related to the higher precipitations (ANRH, 2003). Indeed, in-stream nitrate concentrations and N exportation rates are mainly controlled by hydrological conditions and river discharge, with annual nitrate exportation and annual water yield often well correlated (Probst, 1985; Petry et al., 2002; Oeurng et al., 2010; Boithias et al., 2014). High exportations of nitrate are also due to agriculture, which is known to be a major source of nitrates in rivers (Carpenter et al., 1998). The upstream of Tafna is actually covered by the largest agricultural areas within the Tafna basin (Algerian Ministry of Agriculture, 2011).

The annual average nitrates load transported to the Mediterranean Sea ranges between [37-85 T N yr^{-1}]. These values are in line with Ounissi et al. (2014), who recorded values between 22.7 and 117.5 T N yr^{-1} in the Seybouse (6,471 km^2) estuary and between 16 and 52 T N yr^{-1} in the estuary of the Mafragh River (2,252 km^2), these two wadis beeing located along the North East shore of Algeria. The cumulative nitrates flux at the outlet in our study

shows that SWAT underestimated total annual N during the simulation period. Overall, the comparison between the observed and simulated monthly and cumulative nitrate losses shows that the model performed quite well, although tended to slightly under-predict cumulative losses. This could be due to the flow underestimation by the model. The model also well represents seasonal variability of nitrates flux at the outlet of the Tafna catchment. Despite the overestimation of the simulated flux between December and July and the underestimation between September and November, SWAT products almost the same value in the hottest months of the year. The high nitrates flux observed during certain times (January and October) of the year can be linked with the nutrient availability through fertilizer application (Oeurng et al., 2010). The quantities of nitrates decrease in the rivers during the dry season (between May and August), because there's a disconnection between the river and the upper soil horizons (Oeurng et al., 2010). Nitrate seasonal variation are also correlated to the magnitude of the denitrification. This process is heavily influenced by temperature (Malagó et al., 2017). During autumn and winter the rate of denitrification is greatly reduced due to the lower temperature, while during spring and summer the environmental conditions are more favorable to microbial activity (Malagó et al., 2017).

Predicting nutrient concentrations rather than loads, as shown in this study, offers several advantages. It avoids the uncertainty issues related to loads estimation and provides information that can be directly used in the definition of the risk assessment, establishing concentration-effect relationships for the aquatic ecosystems (Malagó et al., 2010). The spatial distribution of the annual average nitrates concentration in our basin varies between 3 and 163 mg L^{-1}(Figure 9c). The concentration does not exceed 50 mg L^{-1} (the maximum contaminant concentration of nitrate for potable water according to the World Health Organization (WHO)) in the totality of the watercourse, except for few regions. The highest concentrations are located at the upstream of Mouilah and downstream of Tlemcen city, it can be explained by domestic waste input in this region. A relationship between land use type and nitrate concentrations in river reaches can also be inferred (Oeurng et al., 2016). Other factors such as spatial variability in terrain (elevation/slope) and rainfall also have an effect on nitrate yields (Oeurng et al., 2016).

The weakness of the model at simulating nitrates flux was due to (i) the improper runoff simulation, (ii) the nature and accuracy of the measured nitrates data, and (iii) the uncertainty of model inputs (point-source nutrient input, average land use, and associated management practice inputs) that may not accurately reflect the local land use and

management practices (they also can evolve over the modeled period depending on agricultural policy trends) (Boithias et al., 2014).

Fertilization with mineral and organic was the main N input, however the main N output was plant uptake in Nitrogen balance of Tafna catchment. Numerous studies have shown that plant uptake play an important role to reduce nitrate concentration in the landscape (Curie et al., 2011). The result of SWAT simulation showed that the biggest quantity was leached to the groundwater (10 kg ha^{-1} yr^{-1}). The high concentration of nitrates in groundwater can represent a health concern, because of the associated risk of diseases, like methaemoglobinaemia or blue-baby syndrome in infants, and gastrointestinal cancer in adult when it's used as drinking water like in semi-arid area (Merrington et al., 2002; Pavoni, 2003; Wolfe and Patz, 2002; Libutti and Monteleone, 2017).

The results also show that dams' reservoirs play an important role in the retention of nitrates. The SWAT simulation shows that reservoirs within the Tafna basin stock an important quantity of nitrates transported by the river, between 80 and 486 T yr^{-1} (62%) during the period 2003-2013. Ounissi and Bouchareb (2013) confirm in their study that from the inorganic nutrient incoming fluxes, the Algerian dams' reservoirs trapped annually 42 to 93% depending on the nutrient. The Tafna dams retain a high quantity of nitrates that may initiate the eutrophication of water dams. Effectively Bouzid-Lagha and Djelita (2012) showed that water in Hammam Boughrara dam is at the hyper-eutrophic stage.

5. Conclusion

In our study the hydrological model SWAT was applied to the Tafna River basin which is under semi-arid climate. The model was rather successful in reproducing monthly water flow in all water flow gauges. Simulated values of nitrates loads are in the same range of observed values. However, the lack of recent and reliable data (recent soil map, daily measurements of nitrates, and the uncertainty of model inputs, including management operations of agriculture) has prevented us from having better results.

The model was used to examine the spatial and temporal exportation of nitrate. The application of the model has shown that Tafna headwaters export high amounts of nitrates. Our study demonstrates that an important quantity of nitrogen was leached to the groundwater, this amount leached can represent a health concern, because Tafna groundwater is used as drinking water.

We also note that Tafna dams have a great influence on the retention of nitrates and the necessity to implement a better water resources management strategy to avoid eutrophication of water bodies, including Mediterranean Sea.

Finally, the results obtained are very encouraging, SWAT makes it possible to correctly represent the dynamics of water and nitrate flow on Tafna. SWAT modeling is an effective tool for planners to manage the field of water in different catchment in Algeria

Acknowledgments

The authors thank the National Agency of Hydrologic Resources (ANRH) in Oran, the Algerian agency in charge of stream gauging, which provided all water flow and nitrate concentration data, especially Sidi Mohammed Boudaliya and Belkacem Sardi. The authors also thank the National Agency for Dams and Transfers (ANBT) Ain youcef-Tlemcen, which provided all the data on dam management, especially Bensmaine Ayoub Bouazzaoui, a PhD student at the University of Tlemcen-Algeria, in the SVTU faculty, Agroforestry Department, for his help during the realization of soil map

Bibliographie

Abbaspour, K.C., 2007. User Manual for SWAT-CUP SWAT Calibration and Uncertainty Analysis Programs. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Eawag,Dübendorf,Switzerland,<http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/siam/software /swat/index EN> (Last Accessed January 2010);

Akhavan, S., Abedi-Koupaia, J., Mousavia, S., Afyunib, M., Eslamiana, S., Abbaspour, K., 2010. Application of SWAT model to investigate nitrate leaching in Hamadan–Bahar Watershed, Iran, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139: 675–688;

Algerian Ministry of Agriculture, 2012. Statistiques Agricoles de la wilaya de Tlemcen et Ain Temouchent;

Algerian Ministry of Water Resources, 2012. document of Surface water resources mobilization ;

ANRH, 2003, Map of annual rainfall in the North of Algeria;

ANRH, 2012, Daily data flow in the outlet of Tafna catchment from 2000 to 2011

Aouissi, J., Benabdallah, S., Chabaâne, Z., Cudennec, C., 2016. Evaluation of potential evapotranspiration assessment methods for hydrological modelling with SWAT—Application in data-scarce rural Tunisia, *Agricultural Water Management*, Article in Press, 13p;

Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Williams, J.R., 1998. Large-area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model development. *J. Am. Water Res. Assoc.*34, 73–89;

Baker, T.J., Miller, S.N., 2013. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed, *Journal of Hydrology* 486: 100–111;

Barbut, M.M., Durand, M.J-H, 1952. Carte des Sols d'Algérie. Oran. Feuille N.I. 30-N.E, Service Géographique de l'Armée;

Beasley, D., Huggins, L., et M. E.J., 1980. Answers: a model for watershed planning, *Transactions of ASAE*,23, 938–944;

Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz L., Aurousseau, P., Cotteret, G., 2002. A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation : rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship., *Hydrological Processes*,16, 493–507;

Benyahia, M., Bechlaghem, N., Habi, M. et Kerfouf, A., 2009. Importance des ressources hydriques de la wilaya de Tlemcen dans le cadre de l'Oranie (Algerie Nord-Occidentale) et perspectives de développement durable, Vème Colloque International – Energies, Changements Climatiques et Développement Durable – Hammamet (Tunisie), 14p ;

Boithias, L., Srinivasan, R., Sauvage, S., Macary, F., and 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;

Bottcher, A., Hiscock, J., Jacobson, B., WAM-View, 2002. A GIS Approach to Watershed Assessment Modeling., *Tech. rep.*, Water Environment Federation, Ft Lauderdale;

Boualla, N., Hadj Hassan, B., Benzian, A., Derrich, Z.,2011. Variabilité et répartition des nitrates dans les systèmes aquifères : Cas du bassin sebkha d'Oran, 10p ;

Bouraoui, F., Benabdallah, S., Jrad, A., Bidoglio, G., 2005. Application of the SWAT model on the Medjerdariver basin (Tunisia), *Physics and Chemistry of the Earth*, 30: 497–507;

Bouzid-Lagha, S., Djelita, B., 2012. Study of eutrophication in the Hamman Boughrara Reservoir (Wilaya de Tlemcen, Algeria), *Hydrological Sciences Journal*, 57: 186-201 ;

Briak, H., Moussadek, R., Aboumaria, K., Mrabet, R., 2016. Assessing sediment yield in Kalaya gauged watershed (Northern Morocco) using GIS and SWAT model, *International Soil and Water Conservation Research* (4), 177–185;

Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8, 559–568;

Cerro, I., Antigüedad, I., Srinavasan, R., Sauvage, S., Volk, M., Sanchez-Perez, J.M., 2014. Simulating Land Management Options to Reduce Nitrate Pollution in an Agricultural Watershed Dominated by an Alluvial Aquifer. *J. Environ. Qual.* 43, 55–66.

Curie, F., Ducharne, A., Bendjoudi, H., Billen, G., 2011. Spatialization of denitrification by river corridors in regional-scale watersheds: Case study of the Seine river basin, *Physics and Chemistry of the Earth* 36, 530–538;

Ferrant, S., 2009. Modélisation agro-hydrologique des transferts de nitrates à l'échelle des bassins versants agricoles gascons, thèse de doctorat, Université de Toulouse- France, 209p ;

Gold, A. J., Addy, K., Morrison, A., Simpson, M., 2016. Will Dam Removal Increase Nitrogen Flux to Estuaries, *Water*, 8, 522; doi:10.3390/w8110522;

Guardia, P., 1975. Géodynamique de la marge alpine du continent africain. D'après l'étude de l'Oranie nord occidentale. Relations structurales et paléogéographiques entre le tell

extrème et l'avant pays atlassique+ carte au 1/100 000, Thèse 3 ème cycle. Université de Nice, 285p ;

Guoqing, L., Xiaoyu, M., Jidong, D., Xilai, Z.. 2012. Temporal Evolution of Water Quality in the Typical Semiarid Regiona, *Procedia Environmental Sciences* 12 1411 – 1418;

Hamiche, A., Boudghene Stambouli, A., Flaz,i S., 2015. A review on the water and energy sectors in Algeria: Current forecasts, scenario and sustainability issues, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 41:261–276;

Holvoet, K., Van Griensven, A., Gevaert, V., Seuntjens, P., and Vanrolleghem, P.A., 2008. Modifications to the SWAT code for modelling direct pesticide losses. *Environ. Model.Softw*. 23(1):72–81. doi:10.1016/j.envsoft.2007.05.002;

Krysanova, V., Müller-Wohlfeil, D., Becker, A., 1998. Development and test of a spatially distributed hydrological water quality model for mesoscale watersheds., *Ecological Modelling*, 106, 261–289;

Laurent, F., Ruelland, D., 2011. Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale, *Journal of Hydrology* 409 : 440–450;

Lefrancq, M., Jadas-Hécart, A., La Jeunesse, I., Landry, D., Payraudeau, S., 2017. High frequency monitoring of pesticides in runoff water to improve understanding of their transport and environmental impacts. *Sci. Total Environ*. 587–588, 75–86. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.02.022 ;

Libutti, A., Monteleone, M., 2017. Soil vs. groundwater: The quality dilemma. Managing nitrogen leaching and salinity control under irrigated agriculture in Mediterranean conditions. *Agricultural Water Management* 186, 40–50

Ligaray, M., Kim, M., Baek, S.S., Ra, J.-S., Chun, J.A., Park, Y., Boithias, L., Ribolzi, O., Chon, K., Cho, K.H., 2017. Modeling the Fate and Transport of Malathion in the Pagsanjan-Lumban Basin, Philippines. *Water 9*, 451. doi:10.3390/w907045;

Malagó, A., Bouraoui, F., Vigiak, O., Grizzetti, B., Pastori, M., 2017. Modelling water and nutrient fluxes in the Danube River Basin with SWAT, *Science of the Total Environment* 603–604, 196–218

Meaurio, M., Zabaleta, A., Boithias, L., Epelde, A.M., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.-M., Srinivasan, R., Antigüedad, I., 2017. Assessing the hydrological response from an ensemble of CMIP5 climate projections in the transition zone of the Atlantic region (Bay of Biscay). *J. Hydrol.* 548, 46–62. doi:10.1016/j.jhydrol.2017.02.029

Merrington, G., Winder, L., Parkinson, R., Redman, M., 2002. Agricultural Pollution: Environmental Problems and Practical Solutions. Spon Press, London, UK.

Molina-Navarro, E., Trolle, D., Martínez-Pérez, S., Sastre-Merlí,n A., Jeppesen, E., 2014. Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios, *Journal of Hydrology* 509 : 354–366;

Moriasi, D. N., Arnold, J. G, Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., Veith, T. L., 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulation, American Society of Agricultural and Biological Engineers ISSN 0001 –235, Vol. 50(3): 885– 900;

Moriasi, D.N., Steiner, J.L., and Arnold, J.G., 2011. Sediment measurement and transport modeling: Impact of riparian and filter strip buffers. *J. Environ. Qual.* 40(3):807–814. doi:10.2134/jeq2010.0066;

Nash, J.E., and Sutcliffe, V., 1970. River flow forecasting through conceptual models: Part I. A discussion of principles. *J. Hydrol.* 10:282–290. doi:10.1016/0022-1694(70)90255-6;

Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Srinivasan, R., Williams, J.R., 2005. Soil and Water Assessment Tool, Theoretical Documentation: Version 2005. USDA Agricultural Research Service and Texas A&M Blackland Research Center, Temple;

Oeurng, C., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., 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;

Oeurng, C., Cochrane, T.A., Arias, M. E., Shrestha, B., Piman, T., 2016. Assessment of changes in riverine nitrate in the Sesan, Srepokand Sekong tributaries of the Lower Mekong River Basin, *Journal of Hydrology: Regional Studies* 8, 95–111

Ounissi, M., Bouchareb, N., 2013. Nutrient distribution and fluxes from three Mediterranean coastal rivers (NE Algeria) under large damming, *C. R. Geoscience* 345 : 81–92;

Ounissi, M., Ziouch, O., Aounallah, O., 2014. Variability of the dissolved nutrient (N, P, Si) concentrations in the Bay of Annaba in relation to the inputs of the Seybouse and Mafragh estuaries, *Marine Pollution Bulletin*, 80, 234–244;

Pavoni, B., 2003. Nitriti e nitrati nelle acque e negli alimenti. *Fertilizzanti* 11, 17–18.

Petry J., Soulsby C., Malcolm I., and Youngson A., 2002. Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *Sci. Total Environ.* 294:95–110. doi:10.1016/S0048-9697(02)00058-X;

Probst, J.L. 1985. Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne basin (France). *J. Hydrol.* 76:281–305. doi:10.1016/0022-1694(85)90138-6;

Remini, B., 2005. La problématique de l'eau en Algérie, Office des publications Universitaires, 162p ;

Sellami, H., Benabdallah, S., La Jeunesse, I., Vanclooster, M., 2016. Quantifying hydrological responses of small Mediterranean catchments under climate change projections, *Science of the Total Environment* 543 : 924–936 ;

Sharma, P., Shukla, M. K., Sammis, T. W., Steiner, R. L., Mexal, J. G., 2012. Nitrate-nitrogen leaching from three specialty crops of New Mexico under furrow irrigation system, *Agricultural Water Management* 109:71– 80;

Shrestha, M. K., Recknagela, F., Frizenschaf, J., Meyer W., 2016. Agricultural Water Management, Article in Press, 11p;

Singh, A., and Gosain, A.K., 2011. Climate-change impact assessment using GIS based hydrological modelling. *Water Int.* 36(3):386–397. doi:10.1080/02 508060.2011.586761;

Souza J. O.P., Correa, A.C.B., Gary, J. Brierley, 2016. An approach to assess the impact of landscape connectivity and effective catchment area upon bedload sediment flux in Saco CreekWatershed, Semiarid Brazil, *Catena,* 138 13–29;

Taleb, A., Belaidi, N. and Gagneur, J. 2004. Water Quality before and after dam building on a heavily polluted river in semi-arid Algeria, *River Research and Applications*. 20: 943–956;

Taleb, A., Belaidi, N., Sánchez-Pérez, JM., Vervier P., Sauvage, S., Gagneur, J., 2008. The role of the hyporheic zone of a semi-arid gravel bed stream located downstream of a heavily polluted reservoir (Tafnawadi, Algeria). *River Research and Applications*, Volume 24, Issue 2, pages 183-196;

Terink, W., Immerzeel, W., Droogers, P., 2013. Climate change projections of precipitation and reference evapotranspiration for the Middle East and Northern Africa until 2050, *Int. J. Climatol.* 33, 3055–3072;

Touati, B., 2010. Les barrages et la politique hydraulique en Algérie : état, diagnostic et perspectives d'un aménagement durable, Thèse de Doctorat, Université de Constantine-Algérie, 384p ;

Vagstad, N., Stälnacke, P., Andersen, H.-E., Deelstra, J., Jansons, V., kyllmar, K., Loigu, E., Rekolainen S., et Tumas R., 2004. Regional variations in diffuse nitrogen losses from agriculture in the nordic and baltic regions., *Hydrology & Earth System Sciences*, 8, p651–662;

Walling, D., Web,b B., 1985. Nitrate behaviour in streamflow from a grassland catchment in Devon, U.K., *Water Research,* 19(8), p 1005–1016;

Whitehead, P., Wilson, E., Butterfield, D., 1998. A semi-distributed integrated nitrogenmodel for multiple source assessment in catchment. part 1. model structure and process equations., *Science of The Total Environment*, 210/211, 547–558;

Wolfe, A.H., Patz, J.A., 2002. Reactive nitrogen and human health: acute and long-term implications. *Ambio 31* (2), 120–125;

Zettam, A., Taleb, A., Sauvage, S., Boithias L., Belaidi N. and Sánchez-Pérez, J. M., 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.

Chapitre 7 : Modélisation des flux d'eau des sédiments et des nitrates dans les fleuves d'Afrique du Nord

Ce chapitre, propose une approche de modélisation à grande échelle par application du modèle SWAT, utilisant le bassin versant de la Tafna en Algérie comme bassin référent. Le changement d'échelle effectué par modélisation va permettre de quantifier la contribution des plus grands fleuves côtiers d'Afrique du Nord aux flux de nitrates et de sédiments vers la Mer Méditerranée. Les apports scientifiques essentiels de cet ultime travail en cours de finalisation est d'identifier, comprendre les facteurs de contrôle des exportations de sédiments, de nitrates, quantifier le rôle des barrages dans la rétention des nitrates et des sédiments, tout en intégrant l'impact des pratiques agricoles actuelles sur les eaux de surface.

Dans ce chapitre je vais présenter les principaux résultats et un résumé de la discussion suivis d'un l'article à soumettre à hydrological Sciences Journal.

- Zettam A., Sauvage S., Taleb A., Belaidi N., Sánchez-Pérez J. M. (en préparation). Assessment of hydrology, nitrate and sediment fluxes towards the Mediterranean Sea: the case of the North Africa catchments by modelling approach. A soumettre à Hydrological Sciences Journal.

7.1. Contexte et objectifs

En Afrique du Nord, l'eau est ressource rare du fait du climat saharien déterminant (Terink et al, 2013; Hamiche et al, 2015). La croissance de la population et le développement économique ont augmenté la pénurie d'eau (Abouabdillah et al, 2014). Cela entraînerait une baisse de 40% de la disponibilité en eau par habitant dans la région d'ici 2050 (Roudi-Fahimi et Kent, 2007). Une augmentation de la température entraîne une augmentation de l'évapotranspiration, combinée à une diminution des précipitations, ceci accentuera fortement la pénurie d'eau dans la région (Terink et al, 2013).

Comme tous les fleuves Méditerranéens, les bassins versants côtiers Nord-Africains jouent un rôle particulier dans le maintien de la productivité marine en Méditerranée et les zones de forte productivité se limitent principalement aux eaux côtières à proximité des principales entrées d'eau douce (Bosc et al, 2004 ; Ludwig et al, 2009). Depuis les années 1950, les extractions d'eau pour l'irrigation et d'autres usages ont rapidement évolué, conjugué au changement climatique, et ont donc modifié le fonctionnement naturel des rivières et fleuves Méditerranéens (Margat et Treyer, 2004). Il existe de fortes preuves que les débits et les éléments associés transitant jusque la Méditerranée ont subi des changements importants (Ludwig et al, 2009).

Plusieurs auteurs ont appliqué le model SWAT à grandes échelles abordant différents problèmes environnementaux comme Betrie et al. (2011) à l'amont du Nil bleu en Afrique, Malagó et al, (2017) et Vigiak et al. (2015) dans le bassin du Danube en Europe ; Abbaspour et al. (2015) sur tout le continent Européen. Il s'agit d'un modèle "open source" avec un nombre important d'applications dans diverses études, allant des bassins versants vers les échelles continentales. L'information à grande échelle est très utile pour développer un aperçu de l'état actuel des ressources en eau et aide à localiser les régions où une analyse approfondie peut être nécessaire (Abbaspour et al, 2015). Dans le contexte des fleuves d'Afrique du Nord, le manque de données, la complexité des systèmes semi-arides et la forte anthropisation font que la quantification des transferts d'eau et de contaminants reste difficile à appréhender. Pour cela, nous avons choisi d'aborder le problème en partant de l'étude du fleuve de la Tafna modélisée auparavant pour essayer de lever les difficultés liées aux manques de données et à la complexité des systèmes anthropisés et ainsi utiliser l'approche de changement d'échelle par modélisation pour étudier les grands fleuves du nord-africain.

En appliquant le modèle SWAT à des bassins hydrographiques anthropiques semi-arides, les objectifs de cette étude est de proposer une approche de modélisation par changement d'échelle, en utilisant le bassin versant de la Tafna en Algérie comme bassin référent en terme méthodologique1) pour quantifier la contribution des plus grands fleuves de l'Afrique du Nord aux flux de nitrates et de sédiments vers la Mer Méditerranée 2) Identifier et comprendre les facteurs de contrôle des exportations de nitrates et de sédiments 3) quantifier le rôle des barrages dans la rétention des nitrates et des sédiments, intégrant l'impact des pratiques agricoles actuelles sur les eaux de surface.

7.2. Principaux résultats

7.2.1. Simulation du débit, nitrates et des sédiments

Dans cette partie l'analyse du bassin versant de la Tafna par le modèle SWAT a permis de faire une projection à grande échelle. Les valeurs de paramètres de calibration de débit utilisés dans cette partie sont dans le même intervalle que les valeurs de paramètres de calibration du fleuve Tafna. Pour la calibration des sédiments et des nitrates les mêmes valeurs ont été conservées ainsi que les mêmes itinéraires techniques agricoles.

Les débits simulés mensuels ont été corrélés de manière satisfaisante aux observations pour les périodes de calibration et de validation, NSE Variant entre 0,53 et 0,67 et R^2 entre 0,59 et 0,69 dans la Tafna. Dans le fleuve de Chlef le NSE est de 0,50 et et R^2 est 0,50 dans la période de calibration, tandis que dans la période de validation NSE est de 0.25 et R^2 était de 0,46. Pour les autres, l'absence de données observées nous a poussé à utiliser les anciennes données (1990-2000) pour vérifier que le modèle prédit le bon bilan hydrologique de ces bassins, les résultats ont été satisfaisants et les données observées sont dans le même intervalle que données simulées.

Bien que les données observées étaient limitées, l'estimation des sédiments et des nitrates par le modèle a montré que le flux de sédiments et nitrates simulés et mesurés est dans le même intervalle pour le bassin référence.

Les simulations annuelles pour chaque sous-bassin montrent que l'évapotranspiration potentielle est entre 228 et 1200 mm dans la partie aval, alors qu'elle est entre 1200 et 1500 mm dans l'ensemble des bassins. Cependant, le rapport entre le taux de ruissellement des précipitations donne une idée sur l'érosion potentielle et la pollution par des sources non

ponctuelles (Abbaspour et al, 2015). Le taux d'érosion des sols varie de 0 à 7,26 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, le bassin de l'Oued el kebir a été identifié comme une zone à forte érosion. Nous pouvons également voir que les nitrates sont entre 0 et 16,24 kg N ha^{-1} an^{-1}, une grande quantité des nitrates se trouve dans l'est du bassin de l'Oued el-kebir et dans le fleuve Mejerda dont les quantités varient entre [5,28 et 16,24 kg $N.ha^{-1}.an^{-1}$].

Les fleuves de cette région transportent une quantité moyenne de sédiments de 706 $.10^3 t\ an^{-1}$ vers la Mer ou le fleuve Oued Kbir-Rhumel qui contribue à la plus grande quantité (55%). Le flux de nitrates moyen transportés par les fleuves étudiés vers la mer est de 5330 $tN.an^{-1}$, le fleuve Moulouya qui contribue à la plus grande quantité (32%).

6.2.2. Impact des barrages sur flux de sédiments et de nitrates vers la mer

Pour évaluer l'impact de la construction des barrages sur le transport des sédiments et des nitrates, le modèle SWAT a été exécuté avec et sans barrages en gardant les mêmes valeurs de paramètres de calibration.

SWAT montre que les barrages des bassins Nord-Africains stockent une quantité importante de sédiments et de nitrates transportés par la rivière vers la Mer Méditerranée. La quantité de sédiments varie entre 22 10^3 et 390 10^3 t. an^{-1}, alors que les nitrates varient entre 182 et 1715 t. an^{-1} avec des barrages. Cependant, la quantité de sédiments transportée varie entre 2542 10^3 et 20605 10^3 t. an^{-1} et les nitrates varient entre 315 et 3377 t.N. an^{-1} sans barrages.

Les barrages de l'Afrique du Nord stockent une grande quantité de sédiments (98%) et des nitrates (39%) transportés par les rivières vers la Mer.

7.3. Résumé de la discussion

Les résultats de la calibration entre 2003 et 2011 ont montré que le modèle prévoit une description adéquate de l'hydrologie des bassins; Ces valeurs restent cohérentes avec les valeurs publiées par l'ANRH (2003), qui reposent sur une série d'observations entre Septembre 1965 et Août 2002 sur le Nord de l'Algérie (la totalité de la surface étudiée se trouve dans cette région), y compris le ruissellement (valeur SWAT 36,6 mm an^{-1} alors que la valeur de l'ANRH est entre 0 et 600 mm an^{-1}). L'évapotranspiration potentielle (la valeur SWAT est de 1419 mm an^{-1}, alors que la valeur de l'ANRH est entre 700 et 2 400 mm an^{-1}). Les précipitations : La valeur SWAT est de 451 mm an^{-1} tandis que la valeur de l'ANRH est

comprise entre 100 et 1300 mm an^{-1}]). Ces résultats confirment la bonne performance du modèle SWAT sur ces bassins versants dans un environnement semi-aride (Nerantzaki et al, 2015, Zettam et al., 2017).

Les débits simulés mensuels ont été corrélés de manière satisfaisante aux observations pour les périodes de calibration et de validation pour le bassin de référence, NSE variant entre 0,25 et 0,67 et R^2 entre 0,46 et 0,69 dans les fleuves de Chlef et Tafna. Pour les autres fleuves, l'absence de données observées nous a poussé à utiliser les anciennes données (1990-2000) pour vérifier que le modèle prédit le bon bilan hydrologique de ces bassins, les résultats sont satisfaisants et les données observées sont dans le même intervalle que données simulées.

Même si les résultats sont satisfaisants, les écarts entre les valeurs de débit observées et simulées s'expliquent en partie par des erreurs dans les valeurs observées et simulées (Boithias et al, 2011). L'incertitude dans les valeurs de débit observé provient de la précision du capteur et de l'utilisation de la méthode « rating curve". Les erreurs dans les valeurs simulées pourraient être attribuées aux fortes précipitations locales réelles qui n'étaient pas bien représentées par l'interpolation des données de pluies dans SWAT (Boithias et al, 2011). Outre l'incertitude attribuée à l'apport en précipitation, le modèle ne capture pas les petits pics de débit, la méthode "SCS curve number", qui fonctionne sur les hauteurs quotidiennes des précipitations, ne tient pas compte de la durée et de l'intensité des précipitations. La représentation de cette caractéristique de précipitation est nécessaire pour les bassins versants semi-arides, où se produisent des précipitations de faible intensité et de courte durée (Nie et al, 2011).

Il a été très difficile d'évaluer la qualité de la performance du modèle pour simuler les matières en suspension, car nous avons eu peu de données observées l'ANRH mesure les sédiments une fois par mois (parfois il n'y a pas de mesures) et l'échantillonnage pendant les périodes des crues est difficile. Il faut ajouter que l'échantillonnage n'a pas été effectué pour toutes les périodes de hautes eaux, alors que les pertes majeures de matière en suspension surviennent pendant cette période (Bouraoui et al, 2005). Cependant, on a remarqué que les valeurs simulées sont dans le même intervalle que les valeurs observées. Une observation similaire a été faite dans une étude en Algérie où le flux prédit de matière en suspension était dans le même ordre de grandeur que les flux mesurés (Zettam al et al, 2017) et en Tunisie où les concentrations simulées de matière en suspension étaient dans le même intervalle que les concentrations observées (Bouraoui et al, 2005). Le taux d'érosion des sols varie de 0 à 7,26 t.

ha^{-1}. an^{-1}. Dans notre site d'étude, l'érosion est faible. Dans certaines régions méditerranéennes, l'érosion a atteint un stade d'irréversibilité et, dans certains cas, les taux d'érosion sont très faibles car il n'y a plus de sol. Un taux d'érosion faible à 1 t. ha^{-1}. an^{-1} peut être considérée comme irréversible dans un délai de 50 à 100 ans avec un taux de formation de sols aussi lent (Van der Knijff et al; 2000; De Girolamo et al, 2015; Nerantzaki et al, 2015). Le bassin de l'Oued el-kbir et la partie Est du fleuve Medjerda ont été identifiés comme des zones à forte érosion des sols (le taux d'érosion des sols varie de 3,33 à 7,26 t. ha^{-1}. an^{-1}). Selon Oeurng et al. (2011), les raisons de l'érosion élevée des sols sont les pentes raides, et les grands événements pluviométriques.

Bien que nous ayons peu de données observées sur les nitrates, on note que les valeurs simulées sont dans le même intervalle que les quelques valeurs observées, comme le résultat de l'étude de Bouraoui et al. (2005), indiquant que le modèle fonctionne correctement. Les nitrates dans le ruissellement de surface varient de 0 à 16,24 $kgN.ha^{-1}.an^{-1}$, une grande quantité de nitrates se trouve dans l'Est du bassin de l' Oued el kbir-Rhumel et dans le fleuve Mejerda, dont les quantités spécifique varient entre 5,28 et 16,24 $kgN.ha^{-1}.an^{-1}$. Les quantités les plus élevées dans cette région sont dues à une corrélation entre l'exportation annuelle de nitrate et le ruissellement annuel de l'eau de surface. Ce résultat est conforme aux études précédentes qui ont montré que les concentrations de nitrate dans les cours d'eau et les taux d'exportation de N sont principalement contrôlés par les conditions hydrologiques et les débits dans les rivières (Probst, 1985 ; Petry et al, 2002 ; Oeurng et al, 2010 ; Boithias et al, 2014). D'autre part, cette augmentation en amont des quantités de nitrate peut être due à l'agriculture, qui est une source majeure de nitrates dans les rivières (Carpenter et al, 1998). La région Est de l'Oued el-kébir et du fleuve Mejerda sont caractérisées par un taux élevé de précipitations (ANRH, 2003) et par les plus grandes zones agricoles du site d'étude.

La faiblesse dans les performances du modèle lors de la simulation du flux de nitrates est due à (i) la mauvaise simulation de débit, (ii) la nature et la précision des données mesurées de nitrates, et (iii) l'incertitude des données d'entrées du modèle (apport nutritif ponctuel, l'utilisation des terres et les intrants) qui ne reflètent pas correctement les pratiques locales d'utilisation et de gestion des terres (Boithias et al, 2014).

SWAT a montré que les barrages Nord-Africains stockent une quantité importante de sédiments et de nitrates transportés par la rivière vers la mer Méditerranée. La quantité de sédiments transportés vers la Mer varie entre 22 10^3 et 390 10^3 t. an^{-1}, cette quantité de

sédiments transportés varie entre 2542 10^3 et 20605 10^3 t. an^{-1} s'il y'avait pas de barrages. Les barrages de l'Afrique du Nord stockent une grande quantité de sédiments, estimés à 98%. Zettam et al (2017) ont constaté que les barrages de la Tafna, situés dans le Nord-Ouest de l'Afrique, retiennent 27000 t. an^{-1} (90%) des flux annuels de sédiments transportés par ce bassin vers la Mer Méditerranée. Probst et Amiotte-Suchet (1992) ont estimé le flux annuel de sédiments en suspension dans les rivières Nord-Africaines à 254 millions de tonnes par an, soit entre 37% et 98% des sédiments se déposent dans les barrages (Ghorbal et Claude, 1977). Ces dépôts représentent environ 2% à 5% de la perte annuelle de capacité de stockage d'eau (Kassoul et al, 1997).

La quantité de nitrates transportés dans l'eau vers la Méditerranée varie entre 182 et 1715 t. N. an^{-1}. Ounissi et al (2014) ont enregistré des valeurs qui varient entre 23 et 118 t. N. an^{-1}dans l'estuaire de la Seybouse et des valeurs comprises entre 16 et 53 t. N. an^{-1}dans l'estuaire de la rivière Mafragh. Ces deux Oueds sont situés dans le Nord-est de l'Algérie. Cependant, le flux de nitrates sans présence de barrages aurait varié entre 315 et 3377 t.N. an^{-1}. Les barrages Nord-africains stockent 39% des nitrates transportés par les fleuves vers la mer. Ounissi et Bouchareb (2013) confirment dans leur étude que les barrages algériens retiennent chaque année de 42 à 93% des flux de nutriment.

7.4. Conclusion

Dans la présente étude, le modèle SWAT a été appliqué sur les grands fleuves dans la région de l'Afrique du Nord, zone semi-aride. Le modèle a quantifié la contribution des plus grands fleuves de l'Afrique du Nord au flux de nitrates et de sédiments dans la Méditerranée. Le modèle SWAT a aussi mis en évidence les facteurs de contrôle des exportations de nitrates et de sédiments et le rôle des barrages dans la rétention des nitrates et des sédiments.

Le bassin Oued el kebir-Rhumel et la partie Est du fleuve Medjerda ont été identifiés comme des zones à grandes quantités de nitrates et à forte érosion des sols sur notre site d'étude. La quantité de nitrate moyenne dans le ruissellement de surface varie de 5,28 à 16,24 kg.N.ha^{-1} an^{-1}. Le taux d'érosion du sol varie de 3,33 à 7,26 t.ha^{-1}.an^{-1}. Le flux des nitrates des rivières Nord-Africaines vers la Mer Méditerranée varie entre 182 et 1715 t.an^{-1} et le fleuve Moulouya contribue avec la plus grande quantité (32%). Le flux de sédiments moyen varie de 22 .10^3à 399.10^3 t.an^{-1} sur l'ensemble des fleuves et l'Oued el Kebir contribue avec la plus grande quantité (55%). SWAT a montré également que les barrages de l'Afrique du Nord ont

stocké une grande quantité de sédiments (98%) et des nitrates (39%) transportés par les fleuves vers l'eau de la Mer.

Cependant, le manque de données récentes et fiables (la carte des sols, les données climatiques des stations météorologiques, les mesures quotidiennes des débits, les sédiments, les nitrates, les données sur la gestion des barrages et l'incertitude des intrants modèles, y compris les opérations de gestion) nous a empêché d'avoir des résultats validés sur les périodes d'études mais restent dans les gammes des peu de données obtenus.

SWAT a démontré qu'il peut être un outil utile pour prédire et évaluer les conséquences de la pression anthropique sur les ressources en eau à grande échelle, même lorsque la quantité de données mesurées disponibles est faible en abordant l'approche par changement d'échelle et en confrontant le modèle aux peu de données existantes et à l'expertise scientifique. Il peut être un outil d'aide la gestion de la ressource en eau en Afrique du Nord.

7.5. Publication

La publication en préparation pour Hydrological Sciences Journal est insérée à partir de la page suivante.

Assessment of hydrology, nitrate and sediment fluxes towards the Mediterranean Sea: the case of the North Africa catchments by modelling approach.

ZETTAM Amin [a,b] , SAUVAGE Sabine [b],TALEB Amina [a], Nonria BELAIDI [a], SANCHEZ-PEREZ José Miguel [b]

[a] LEGEN, Université de Tlemcen, Faculté SNVSTU, Tlemcen, Algérie;

[b] EcoLab, Université de Toulouse, CNRS, INPT, UPS, Toulouse, France

Abstract: Water in North-West of Africa is an increasingly valuable resource due to high competition between agriculture, industry,drinking water supply and natural ecosystem, accentuated by frequent drought conditions in a semi-arid climate. For a few decades, the demographic explosion, the development of agriculture, industry, and the building of water infrastructures (dams) have modified the water, sediment fluxes and the biogeochemical cycle of nitrogen towards an increased production of nitrates in waters. The objectives of this study are to propose a modelling approach to quantify the contribution of the North Africa catchment coastal watershed to the flux of sediments and nitrates into the Mediterranean Sea. The modelling approach is made to identify and to understand (1) the climatic controlling factors of the sediments and nitrates exportations, and (2) the role of dams in the retention of sediment and nitrates, integrating the impact of current agricultural practices on surface water. This approach will help us to quantify the contribution of the watershed to the eutrophication of the Mediterranean Sea while predicting the load of nitrates carried down to the marine waters. To do so, we applied the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) which has been widely used to assess hydrology in various catchments, on biggest five coastal Rivers of North Africa, Moulouya (55 860 km^2), Tafna (7200 km^2), Chlef (44 694 km^2) Oued el Kebir (8 824 km^2) and Medjerda (23 213 km^2). Simulation was performed monthly from January 2000 to December 2013 (excluding a 3 year warm up from 2000 to 2003). The results obtained are very encouraging. SWAT makes it possible to correctly represent the dynamics of water, sediment and nitrate flux in the North Africa watersheds compared to few data available and based on the Tafna modelling methodology as the reference watershed. Rivers in these region carries an amount of sediments between 22 $.10^3$ to 390 10^3t yr^{-1} and Oued el Kebir River contribute with the biggest quantity (55%), while nitrates fluxes vary from 182 to 1715 t yr^{-1} to the sea and Moulouya River contribute with the biggest quantity (32%). The swat simulation shows us also that the North Africa dams stocked a large amount of sediment (98%) and nitrates (39%) transported by the Rivers to the Marine water.

Keywords: water scarcity, sediment , Nitrates , Swat, North Africa catchments, Mediterranean Sea.

Introduction

Water is something of a rare commodity in North- Africa, the region can be considered as the one of most water-scarce region of the world (Terink et al, 2013; Hamiche et al, 2015). Population growth and economic development have increased the acute water shortage (Abouabdillah et al, 2014). This alone would lead to a 40 % drop in per capita water availability in the region by 2050 (Roudi-Fahimi and Kent, 2007). An increase in temperature results in a higher evapotranspiration demand and will, in combination with a decrease in precipitation, severely stressed the water resources in the region (Terink et al, 2013). Unpredictable changes with regard to freshwater supplies create uncertainties for water managers, which is critical as it impacts the livelihood of the people and agricultural productivity (Abouabdillah et al, 2014; Abbaspour et al, 2015).

Like all Mediterranean Rivers, the North Africans coastal watersheds do play a particular role in sustaining the marine productivity in the Mediterranean Sea and the zones of high productivity are therefore mainly restricted to the coastal waters in the vicinity of major freshwater inputs (Bosc et al., 2004; Ludwig et al 2009). Since the 1950s River damming and water extractions for irrigation and other purposes rapidly evolved, coupled with the climate change altered the natural functioning of Mediterranean Rivers (Margat and Treyer, 2004). There is strong evidence that the river discharges of water and associated elements to the Mediterranean Sea underwent important changes (Ludwig et al 2009).

Hydrological models appear to be interesting tools to meet several objectives. Coupled with a Geographic Information System (GIS), such models allow spatializing and quantifying the processes leading to the pollutants transfer. They also allow quantifying the fluxes between each compartments of the catchment (rivers, soils, aquifers and dams' reservoirs). They finally allow testing different agro-environmental scenarios (e.g. land use changes such as urbanization, etc.) and measuring the impact of these changes on the quantities of pollutants that reach the aquatic systems.

Several conceptual models coupling both agronomic –and hydrological processes have been developed to simulate the fate of diffuse pollution: e.g. ANSWERS (Beasley et al, 1980), INCA (Whitehead et al, 1998), SWIM (Krysanova et, 1998), TNT2 (Beaujouan et al., 2002), WAMView (Bottcher et al., 2002) and SWAT (Arnold et al, 1998).

The Soil and Water Assessment Tool (SWAT) (Arnold et al., 1998) has been used widely to assess hydrology in various catchments, to help to identify pollution sources (Holvoet et al., 2008), to assess the impacts of climate change (Singh and Gosain, 2011), and assess of agricnltnral management practices (Moriasi et al., 2011). Several authors have applied SWAT in semi-arid river basins like Baker and Miller (2013) in the Njoro River in south-eastern Africa and Shrestha et al (2016) in the Onkaparinga in southern Australia. Other authors have applied the model in river basins under Mediterranean climate as Molina-Navarro et al. (2014) in Ompólveda river in Spain and Bouraoui et al. (2005) in Tunisia, Briak et al (2016). in Morocco, Zettam et al. (2017) in North west of Algeria and Sellami et al. (2016) in both Tunisia and southern France. It is an open source code with a large and growing number of model applications in various studies ranging from catchment to continental scales, the information at large scale is very useful for developing an overview of the actual water resources status and helps to spot regions where an in-depth analysis may be necessary (Abbasponr et al, 2015). Nonetheless, applying SWAT to large river basins remains challenging for several reasons, not in the least because of high computational demands. As a trade-off between accuracy and feasibility, inpnt data of low spatial resolution is often used (Vigiak et al., 2015).

By applying the SWAT model to a semi-arid anthropised catchments, the objectives of this study were to propose a modeling approach as the scale of a referring watershed, the Tafna River in Algeria 1) to quantify the contribution of biggest rivers of North Africa to the flux of nitrates and sediment into the Mediterranean Sea 2) to identify and to understand the controlling factors of the nitrate and sediment exportations 3) to quantify the role of dams in the retention of nitrates and sediment, integrating the impact of current agricultural practices on surface water.

2. Materials and methods

2.1. Study site

The major North Africa catchments coastal watersheds covers about 89,517 km^2 (Table 01 and Figure 01) and there are five big rivers coastal rivers in this region, Moulouya (55 860 km^2), Tafna (7200 km^2), Chlef (44 694 km^2) Oued el Kebir (8 824 km^2) and Medjerda (23 213 km^2). The elevation varying from sea level to 3664m, its located between Morocco Algeria and Tunisia.

Climate in the region is typically Mediterranean arid to semi-arid with two main seasons: a long, dry, hot summer-autumn and a winter-spring with abrupt and frequent heavy rainfall, with yearly accumulated values ranging between 200 and 1300 mm yr^{-1} (Tovar-Sanchez et al, 2016; Zettam et al, 2017).

The runoff is estimated a 110 mm yr^{-1} and the evapotranspiration is varying between 28 to 111 mm yr^{-1} (Taabni et El Jihad, 2012). Nine major soil types are fouud in the including Arenosols; calcisols; Cambisols Fluvisols, kastanozems, leptosols, Luvisols, solonchaks and Vertisols (Bouraoui et al, 2005).

Twenty-nine dams have been constructed in the major North Africa catchments coastal watersheds to preserve water resources (Table 02), Their capacities vary between 11 (C.Bougara dam which is located in the Chlef river) and 960 million m^3(B.Haroune dam which is located in the Oued.El Kbir river).

Agriculture is the main economic activity of the region and cereal is the most dominate (Bouraoui et al, 2005; Tovar-Sanchez et al, 2016; Zettam et al, 2017).

Table 1. Characteristics of the major North Africa catchment coastal watershed

Basin	Localization	Surface area (km^2)	Mean flow at the outlet($m^3.s^{-1}$)	Rainfall ($mm.yr^{-1}$)
Moulouya	North-East Morocco	55,860	34	350- 600
Tafna	North-West Algeria	7,200	0 to 108	300-550
Chlef	North of Algeria	44,694	49	200- 500
Oued.El kbir	North-East Algeria	8,824	26	300-1300
Medjerda	North of Tunisia	23,213	29	156-600

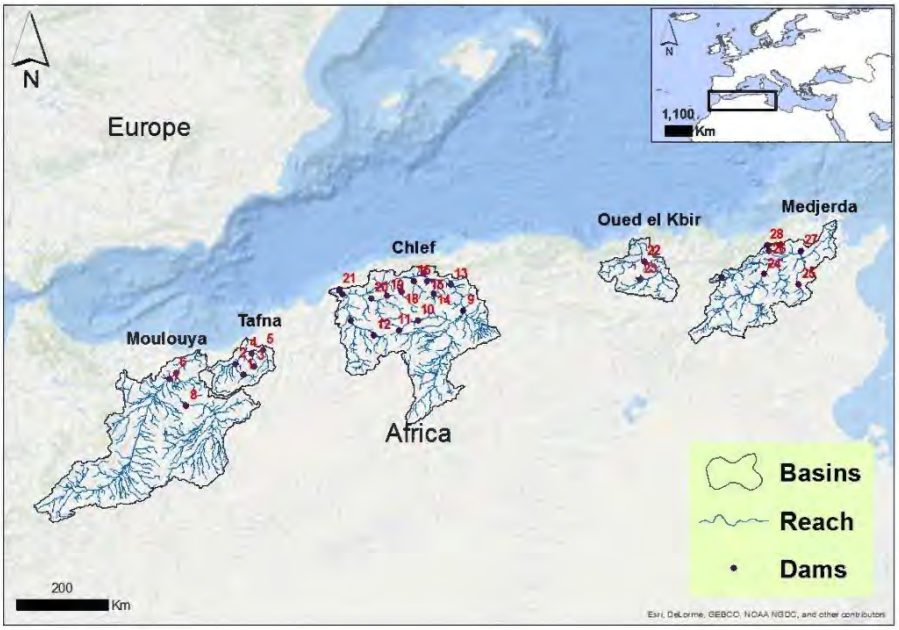


Figure1. Location of the major North Africa catchments coastal watershed

Table2: Characteristics of the dams built in the major North Africa catchment.

	N°	Dams	Capacity (Mm^3)	Building date	Uses for
Tafna	1	Beni Bahdel	65.5	1952	Drinking water / irrigation
	2	Hammame Boughrara	177	1998	Drinking water / irrigation
	3	Mefrouche	15	1963	Drinking water
	4	Sikkak	30	2005	Drinking water / irrigation
	5	Al Izdahar (SidiAbdeli)	110	1988	Drinking water / irrigation
Moulouya	6	Mechra Homadi	12	1957	Drinking water / irrigation/ Hydroelectric
	7	Mohamed V	650	1967	Drinking water / irrigation/ Hydroelectric
	8	Hassan II	400	1963	Drinking water / irrigation

Chlef	9	Boughezoul	20.27	1934	Transfer to Ghrib Dam
	10	C.Bougara	11.32	1989	irrigation
	11	Dahmouni	39.52	1987	irrigation
	12	Bakhadda	39.94	1959	Drinking water
	13	Ghrib	116.32	1939	Drinking water / irrigation
	14	Deurdeur	105.12	1984	AEP/ irrigation
	15	Harreza	76.65	1984	irrigation
	16	O.Mellouk	119.40	2003	irrigation
	17	S.M.B.Taiba	75	2005	irrigation
	18	Oued-Fodda	102.85	1932	irrigation
	19	Sidi-Yacoub	252.85	1985	Drinking water / irrigation
	20	Gargar	358.28	1988	Drinking water / irrigation
	21	Kerrada	65	2009	Drinking water
Oued.El	22	B.Haroune	960	2003	Drinking water
kbir	23	O.Athmania	33	2007	Drinking water / irrigation
Medjerda	24	Mellegues	306	1954	Drinking water / irrigation
	25	Siliana	70	1987	Drinking water / irrigation
	26	Sidi Bou Heurtma	117.5	1976	Drinking water / irrigation
	27	Sidi Salem	814	1981	Drinking water / irrigation
	28	Beni M'Tir (Barbara)	74.8	1999	Drinking water / irrigation

2.2. Discharge, sediment and nitrates monitoring

Monthly discharge and sediment measurement has been monitored since 2003 by the National Agency of Hydrologic Resources [ANRH] at outlet hydrometric stations of Tafna watershed. River discharge was obtained from the water level, which is continuously measured by a limnimetric ladder and float water level recorder using a rating curve. Suspended sediments are defined as the portion of total solids retained by a fiberglass membrane (Whatman GF/F) of 0.6 µm porosity. The sediment collected was weighed after being dried at

105 °C for 24 h. The difference in the weight of the filter before and after filtration allowed the calculation of the suspended sediment concentration based on the volume of water filtered (C, in g L^{-1}). We used nitrate concentration data sampled by ANRH at the outlet sampling stations of Tafna watershed. The sampling frequency was every month with one sampling from 2003 to 2011. The agency analyzed nitrate concentration by colorimetric methods using a spectrophotometer.

2.4. Modeling approach

The SWAT model

SWAT was developed at the USDA Agricultural Research Service (Arnold et al., 1998). It was designed to be applied to catchments ranging from a few hundred to several thousand square kilometers. The model is semi-distributed: it estimates flows of nutrients, pesticides and sediments in the soil, groundwater, and surface water, as well as river flows. The basic spatial unit for calculation is the Hydrologic Response Unit (HRU), which represents unique combinations of soil type, land use type and slope class for each sub-catchment. Any identical combination of these three features is assumed to produce a similar agro-hydrologic response (Laurent and Ruelland, 2011).

The hydrological component in SWAT

SWAT uses a modified SCS Curve Number method (USDA Soil Conservation Service, 1972) to compute surface runoff volume for each HRU. Peak runoff rate is estimated using a modification of the Rational Method (Chow et al., 1998). Daily rainfall data are used for calculations. Flow is routed through the channel using a variable storage coefficient method (Williams, 1969).

The hydrologic cycle as simulated by SWAT is based on the water balance equation:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^{i} (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw})$$

Where SW_t is the final soil water content (mm), SW_0 is the initial soil water content on day i (mm), t is the time (days), R is the amount of precipitation on day i (mm), Q_{surf} is the amount of surface runoff on day i (mm), E_a is the amount of evapotranspiration on day i (mm), W_{seep} is the amount of water entering the vadose zone from the soil profile on day i (mm), and Q_{gw} is the amount of return flow to the stream on day i (mm).

The water balance of dams is given by the following equation:

$$V = V_{stored} + V_{flowin} - V_{flowout} + V_{pcp} - V_{evap} - V_{seep}$$

Where V is the volume of water in the impoundment at the end of the day (m^3 H_2O), V_{stored} is the volume of water stored in the water body at the beginning of the day (m^3 H_2O), V_{flowin} is the volume of water entering the water body during the day (m^3 H_2O), $V_{flowout}$ is the volume of water flowing out the water body during the day (m^3 H_2O), V_{pcp} is the volume of precipitations falling on the water body during the day (m^3 H_2O), V_{evap} is the volume of water removed from the water body by evaporation during the day (m^3 H_2O), and V_{seep} is the volume of water lost from the water body by seepage during the day (m^3 H_2O) (Neitsch et al., 2005).

Suspended sediment component in SWAT

The sediment from sheet erosion for each HRU is calculated using the modified universal soil loss equation (MUSLE) (Williams, 1975). Details of the MUSLE equation factors can be found in Neitsch *et al.* (2005). Sediment was routed through stream channels using a modification of Bagnold's sediment transport equation (Bagnold, 1977). The deposition or erosion of sediment within the channel depends on the transport capacity of the flow in the channel.

The nitrogen component in SWAT

SWAT monitors five different pools of nitrogen in the soil (figure 1). Two pools are inorganic forms of nitrogen (NH_4^+ and NO_3^-), while the other three pools are organic forms. Fresh organic N is associated with crop residue and microbial biomass while the active and stable organic pools are associated with the soil humus. The organic nitrogen associated with humus is portioned into two pools to account for the variation in availability of humic substances to mineralization (Neitsch et al., 2005).

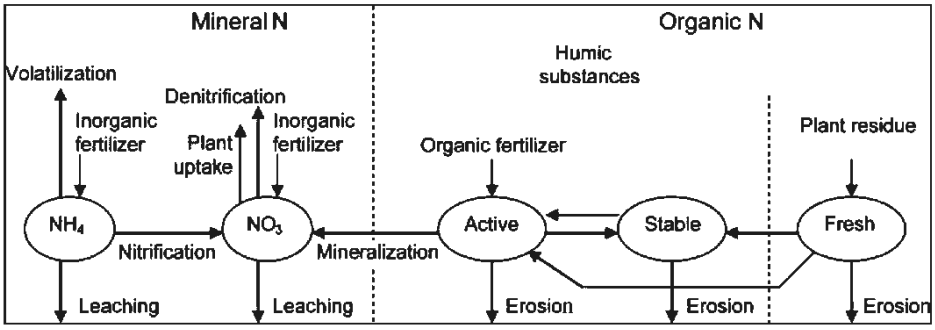


Figure 2. Nitrogen pools and transformations simulated with SWAT (Neitsch et al., 2000, adapted by Laurent and Ruelland, 2011).

Nitrogen applications can be estimated in the form of inorganic fertilizer and/or manure inputs. The transformation and movement of nitrogen within an HRU is calculated in SWAT as a function of nutrient cycles. Losses of N from the soil system in SWAT happen by crop uptake, surface runoff, lateral flow, percolation and erosion. A more comprehensive description of the model is given by Neitsch et al. (2005).

2.5. SWAT data inputs

The following spatialized data were used in this study: (i) a digital elevation model with a 90 m × 90 m resolution from http://www.viewfinderpanoramas.org/ (Figure 2a); (ii) a FAO soil map (Figure 2b); (iii) a land-use map, from the European Space Agency (http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php) (Figure 2C), management practices: planting/seedling dates, amounts, type and date of fertilization and harvest operations dates. Details of crop fertilization are shown in Table 2; (iv) daily climate data between 2000 and 2013 from Climate Forecast System Reanalysis (CFSR). CFSR was chosen as the base data set, as it provides all necessary parameters and contains no missing data (Figure 2 D) provided by the U.S. National Centers for Environmental Prediction (NCEP) that were used to simulate the reference evapotranspiration in the model using the Hargreaves method because it is the best in semi-arid regions (Aouissi, 2016) . Version 2012 of ArcSWAT was used to set up the model. The catchment was discretized into 1883 sub-basins with a minimum area of 141391 km^2. To measure the impact of the dams, two SWAT projects were undertaken with and without dams, retaining the same parameter values.

Table 2. Average spreading dates and amounts of nitrogen fertilizers on crops across the North Africa, together with average planting dates and harvest dates (Fertial, 2010).

	Planting date	Amount of Fertilizer	Fertilization date	Date of harvest
Winter wheat	10 October	15 kg of N/ha	01 October	20June
		30 kg of N/ha	30January	
Tomato	15 March	180 kg of N/ha 70 kg of P_2O_5/ha 200 à 250 kg of K_2O/ha	10 March	01July
		60 kg of N/ha	-01April -01May -01June	

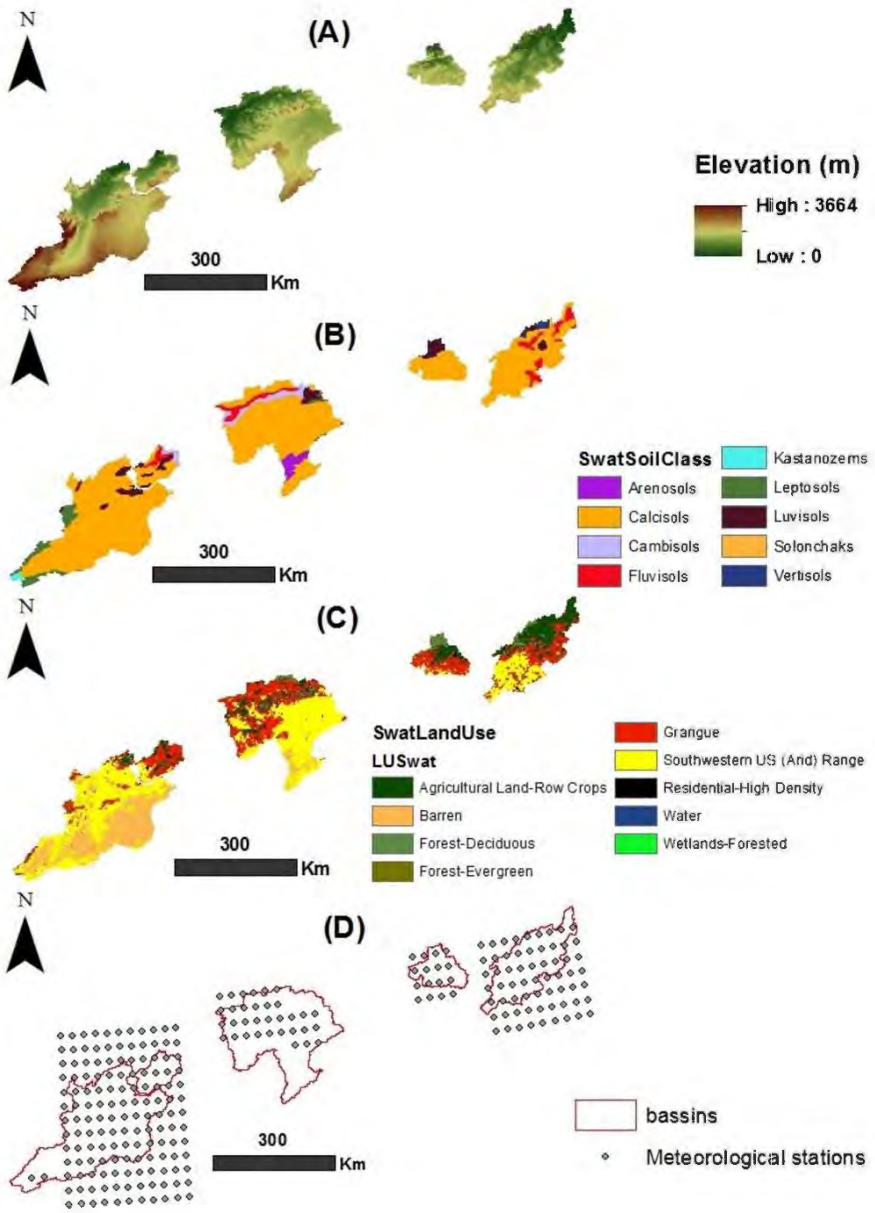


Figure 3. (A) 90 m digital elevation model (http://www.viewfinderpanoramas.org/)**;**
(B) main soils(FAO soil, 2003); (C) main land uses

10/31

(http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php); **and (D) Location of stations Climate Forecast System Reanalysis (CFSR)**

2.5 Model Calibration

In this study Tafna was used as a referential basin, we calibrate flow for Tafna and Chlef river. Sediment and nitrates are only calibrated for Tafna basin after, we applied the calibration Tafna parameters values to the other basins, because we have not observed other basins data during the period of simulation (There are three water agencies from three different countries –Morocco, Algeria and Tunisia- that manage these basins and there is no collaboration between them), we succeeded of having data in the period out of the simulation. The major North Africa catchments coastal watersheds have the same dominant soil (Calcisols), the same semi-arid Mediterranean climate, and the same land use.

SUFI-2 (Sequential Uncertainty Fitting, ver. 2) algorithm (Abbaspour, 2007) was used for calibration and sensibility analysis for flow, sediments and nitrates output. Whole simulation was performed from January 2000 to December 2013 (excluding a 3 year warm up from 2000 to 2003). Stream flow, sediment and nitrate loads were calibrated at a monthly time-step from January 2003 to August 2011. We did 50 simulations using SWAT-CUP.

2.6 Model Evaluation

The monthly discharge performance of the model was evaluated using the Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) index (Nash and Sutcliffe, 1970), and the coefficient of determination (R^2).

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^{n} (O_i - \bar{O})^2}$$

$$R^2 = \left\{ \frac{\sum_{i=1}^{n} (O_i - \bar{O})(S_i - \bar{S})}{[\sum_{i=1}^{n} (O_i - \bar{O})^2]^{0.5} [\sum_{i=1}^{n} (S_i - \bar{S})^2]^{0.5}} \right\}$$

Where O_i and S_i are the observed and simulated values, n is the total number of paired values, $\bar{O}$ is the mean observed value and $\bar{S}$ is the mean simulated value.

In this study, we deemed montbly ENS satisfactory at>0.5 (Moriasi et al. 2007) and monthly R^2 satisfactory at >0.5 (Moriasi et al. 2007).

It is very difficult to assess the quality of the model sediments and nitrates performance, because there were few observed data and the calculation of performance index is very difficult.

In this part, we deemed calibration satisfactory if the simulated values were in the same range as the observed values.

3. Results

Table 3. Calibrated parameters values with ranking of the most sensitive parameters (Rank1= most sensitive).

Parameter		Definition	Units	Default Range	Calibrated Range	Rank
Parameters related to flow	CN2.mgt	SCS runoff curve number for moisture condition II		[35; 98]	[63;86]	3
	ALPHA_BF.gw	Base flow alpha factor characterizes the groundwater recession curve	(days)	[0; 1]	[0.875; 0.9475]	7
	GW_DELAY.gw	Groundwater delay: time required for water leaving the bottom of the root zone to reach the shallow aquifer	(days)	[0; 500]	[89.223412; 400]	8
	GW_REVAP.gw	Groundwater ''revap'' coefficient: controls the amount of water which evaporates from the shallow aquifer		[0.02; 0.2]	[0.1; 0.18]	10
	RCHRG_DP.gw	Deep aquifer percolation fraction		[0; 1]	[0.176315]	5
	GWQMIN.gw		(mm H_2O)	[0; 5000]	[1000;2866.433838]	11
	ESCO.hru	Soil evaporation compensation coefficient		[0; 1]	[0.95;0.9675]	4
	CH_N2.rte	Manning's ''n'' value for the main channel		[−0.01; 0.3]	[0.13125;0.2865]	2
	CH_K2.rte	Effective hydraulic conductivity of main channel	($mm \cdot h^{-1}$)	[−0.01; 500]	58.531094	9
	EVRCH.bsn	Reach evaporation adjustment factor		[0.5; 1]	0.608333	13
	TRNSRCH.bsn	Fraction of transmission losses from main channel that enter deep aquifer		[0; 1]	Tafna= 0.183333 0.0695	12
	SURLAG.bsn	Surface runoff lag coefficient		[0; 1]	2.15	6
	NDTARGR.res	Number of days to reach target storage from current reservoir storage		[1; 200]	[20;25]	1

Parameters related to sediment	USLE-K.sol	USLE soil erodibility factor	0.013 (metric ton. m^2 hr)/(m^3-metric ton.cm))	[0; 0.65]	0.005	1
	USLE-P.mgt	USLE equation support practice factor		[0; 1]	0.05	2
Parameters related to nitrate	CDN.bsn	Denitrification exponential rate coefficient.		[0-3]	0	1
	CMN.bsn	Rate factor for humus mineralization of active organic nutrients (N and P).		[0.0003-0.003]	0.003	2

For the calibrated parameter set (Table 3), the average annual rainfall of the total simulation period over the area of the catchment is 451mm yr^{-1}. The model predicts that the potential evapotranspiration is 1,419 mm. yr^{-1}, and that runoff is [36.6; 38.4] mm yr^{-1} according the sub-basins

Monthly simulated discharges were satisfactorily correlated to observations (figure 4 a) for the calibration and validations periods, NSE varying between 0.53 and 0.67 and R^2 between 0.59 and 0.69 in Tafna River. In Chlef NSE was 0.50 and and R^2 was 0.50 in calibration period, while in validation period NSE was 0.25and R^2 was 0.46. For the other rivers the absence of observed data pushed us to use the old data (1990 -2000) to verify that the model predicts the good hydrological balance of these basins, the results were satisfactory and the data observed were in the same range as the simulated data.

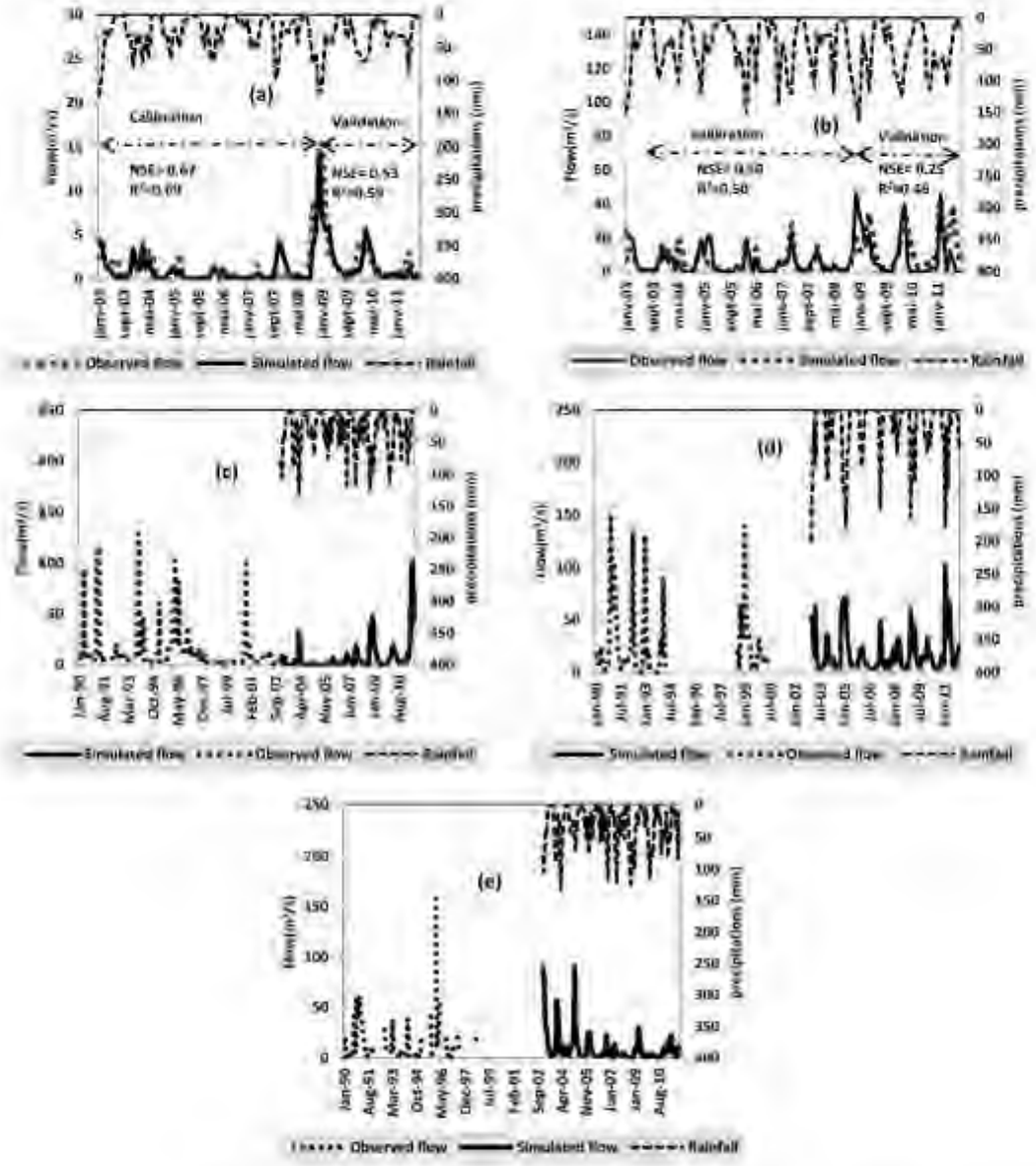


Figure 4. Monthly simulated and observed discharge ($m^3.s^{-1}$) at the outlets of the of the major North Africa catchment coastal watershed; (a) Tafna, (validation period: January 2009–August 2011) ; (b) Chlef (validation period: January 2009–August 2011); (c) Moulouya; (d) Oued.El kbir and (e) of Medjerda.

14/31

We found many difficulties to cultivate the sediments and nitrates flux, because we have little data to do this part. ANRH measure nitrates once every month (sometimes there are no measures).

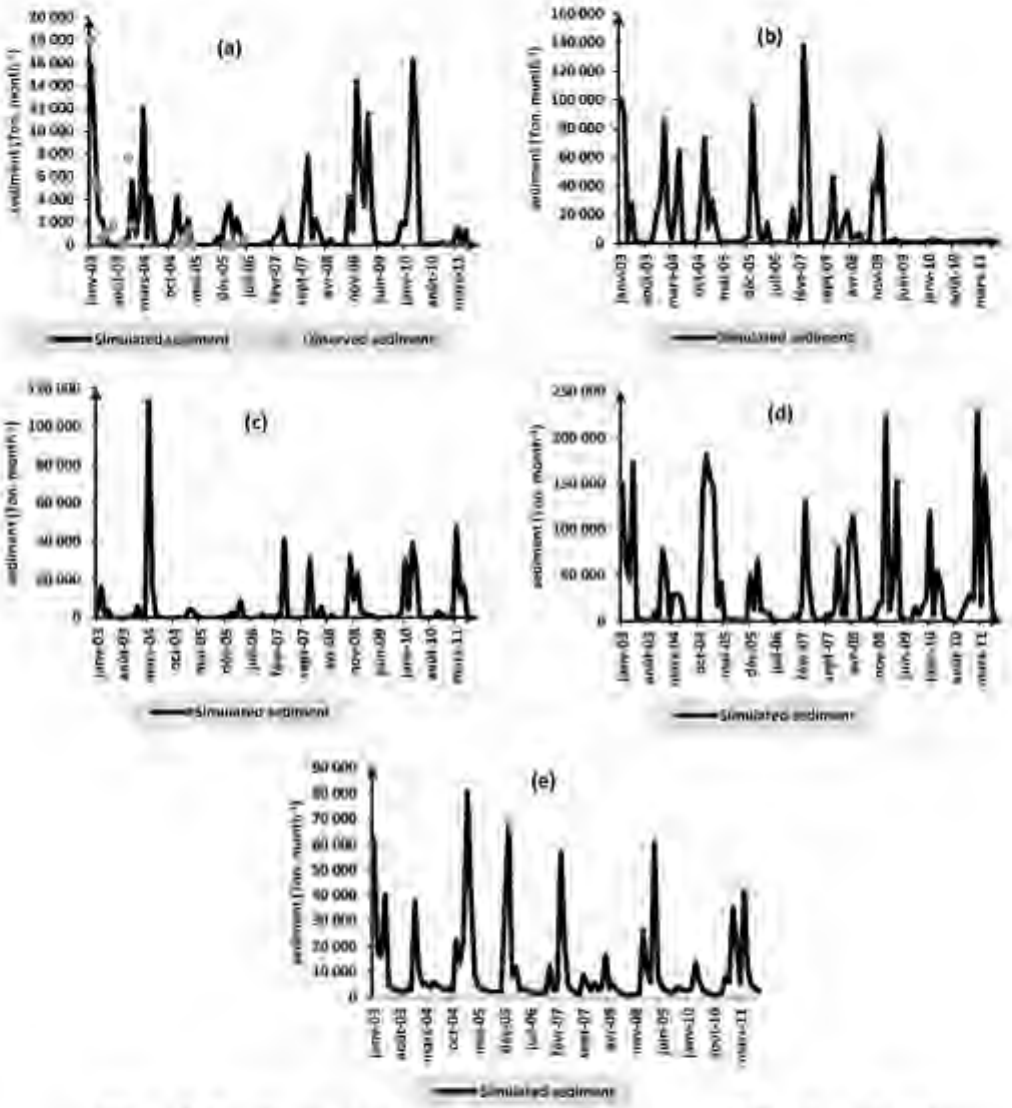
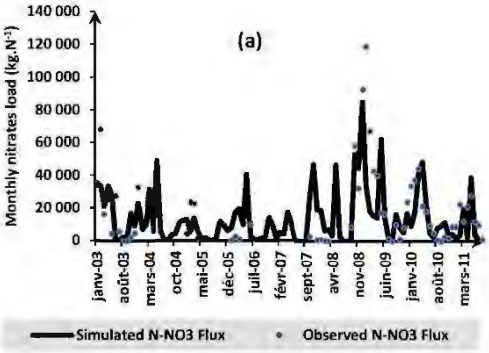
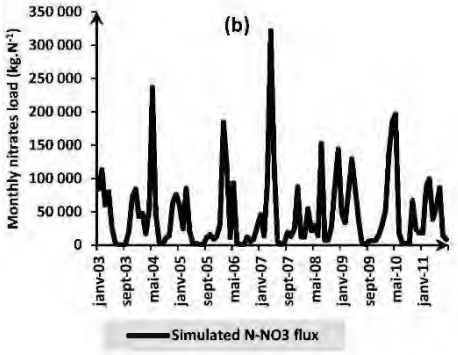


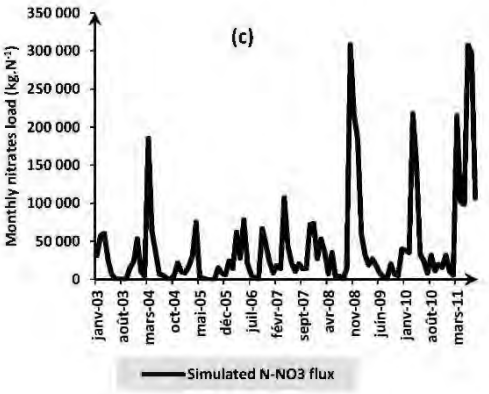
Figure 5. Monthly simulated and observed sediment (t. month^{-1}) at the outlets of the of the major North Africa catchment coastal watershed: (a) Tafna; (b) Chlef; (c) Moulouya ; (d) Oued.El kbir and (e) Medjerda.

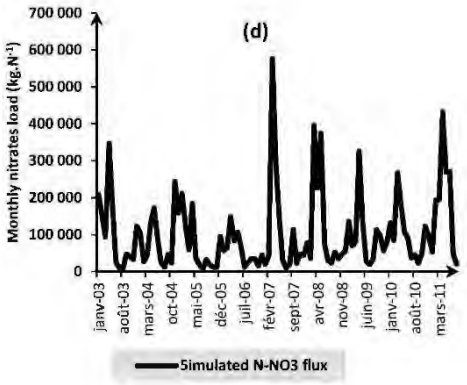
15/31

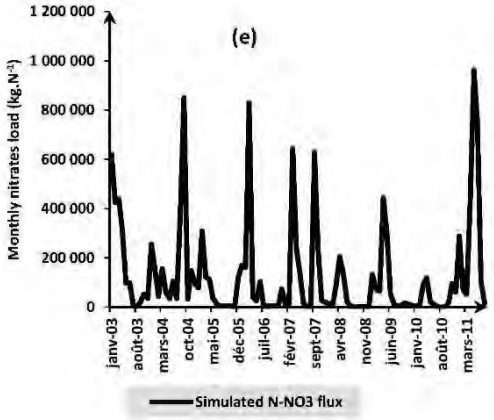
Figure 5 compares graphically measured and simulated monthly sediment yield values for the referring watershed and estimate the sediments for the other outlets of the other Rivers. Although the observed data were limited, sediment estimation by the model showed that simulated and measured sediment yields were in a similar range for the calibration period in the referring watershed (figure 5 a).


(a)
Monthly nitrates load (kg.N-1)
140 000
120 000
100 000
80 000
60 000
40 000
20 000
0
janv-03
août-03
mars-04
oct-04
mai-05
déc-05
juil-06
févr-07
sept-07
avr-08
nov-08
juin-09
janv-10
août-10
mars-11
Simulated N-NO3 Flux
Observed N-NO3 Flux


(b)
Monthly nitrates load (kg.N-1)
350 000
300 000
250 000
200 000
150 000
100 000
50 000
0
janv-03
sept-03
mai-04
janv-05
sept-05
mai-06
janv-07
sept-07
mai-08
janv-09
sept-09
mai-10
janv-11
Simulated N-NO3 flux


(c)
Monthly nitrates load (kg.N-1)
350 000
300 000
250 000
200 000
150 000
100 000
50 000
0
janv-03
août-03
mars-04
oct-04
mai-05
déc-05
juil-06
févr-07
sept-07
avr-08
nov-08
juin-09
janv-10
août-10
mars-11
Simulated N-NO3 flux


(d)
Monthly nitrates load (kg.N-1)
700 000
600 000
500 000
400 000
300 000
200 000
100 000
0
janv-03
août-03
mars-04
oct-04
mai-05
déc-05
juil-06
févr-07
sept-07
avr-08
nov-08
juin-09
janv-10
août-10
mars-11
Simulated N-NO3 flux


(e)
Monthly nitrates load (kg.N-1)
1 200 000
1 000 000
800 000
600 000
400 000
200 000
0
janv-03
août-03
mars-04
oct-04
mai-05
déc-05
juil-06
févr-07
sept-07
avr-08
nov-08
juin-09
janv-10
août-10
mars-11
Simulated N-NO3 flux

271

Figure 6. Monthly simulated and observed nitrates (Kg. N^{-1}) at the outlets of the of the major North Africa catchment coastal watershed; (a) Tafna; (b) Moulouya; (c) Chlef; and (d) Oued El kbir; (e) Medjerda

Figure 6 compares graphically measured and simulated monthly nitrates flux values for the referring watershed and estimate the nitrates flux for the other outlets of the other Rivers. Although the observed data were limited, nitrates flux estimation by the model showed that simulated and measured nitrates yields were in a similar range for the calibration period in the referring watershed (figure 6 a).

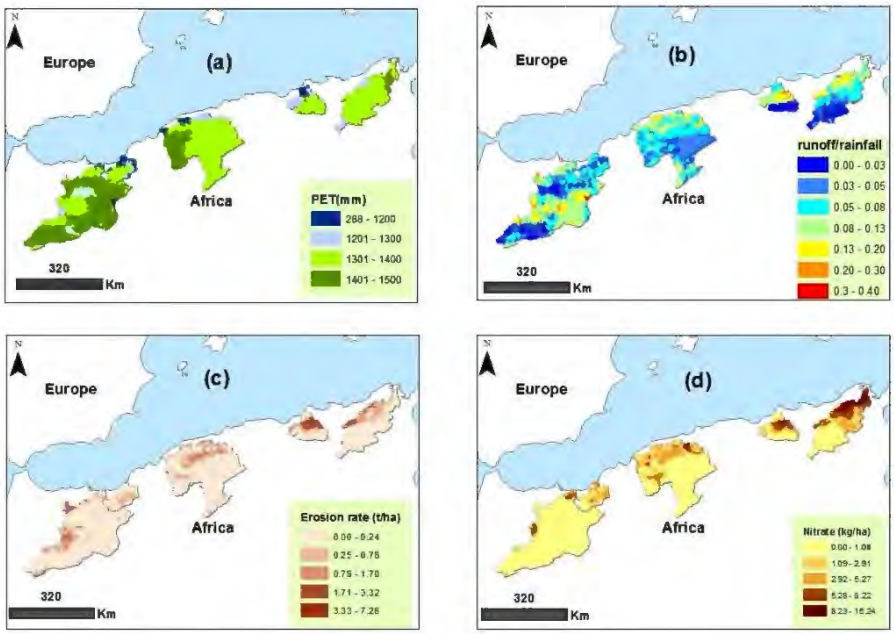


Figure 7. Inter-annual averages for each sub-catchment; (a) Hargreaves potential evapotranspiration (mm.yr^{-1}); (b) Runoff ratio (runoff/rainfall) providing an indication of erosion potential.; (c) Simulated sediment yield (t. ha^{-1}. $year^{-1}$); and (d) NO_3 in surface runoff (kg N. ha^{-1}. $year^{-1}$).

The annual simulations for each sub-catchment (Figure 7) show that the potential evapotranspiration (Figure 7 a) was between 228 and 1200 mm in the downstream portion,

while it was between 1200 and 1500 mm in the entire basin. Because of lack of data, other pollutants such as phosphor were not modeled. However, a plot of rainfall runoff ratio (Figure 7 b) provides an indication of potential erosion and non-point source pollution (e.g., to some extent phosphor as it moves attached to sediment) carried by snrface runoff (Abbaspour et al, 2015). The rate of soil erosion ranged from 0 to 7.26 $t \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ (Figure 7d), and the Oued el kbir basins were identified as areas with high soil erosion in the study site. We can see also that nitrate was between 0 and 16.24 kg N ha^{-1} yr^{-1} (Figure 7c), a big quantities of nitrates are in the eastern of Oued el kbir basin and in the Mejerda River which the quantities varies between [5.28-16.24 kg N ha^{-1} yr^{-1}].

4. Impact of dams on sediments and nitrates flux to the sea

To assess the impact of dam construction on sediments and nitrates transport, the SWAT model was run both with and without dams.

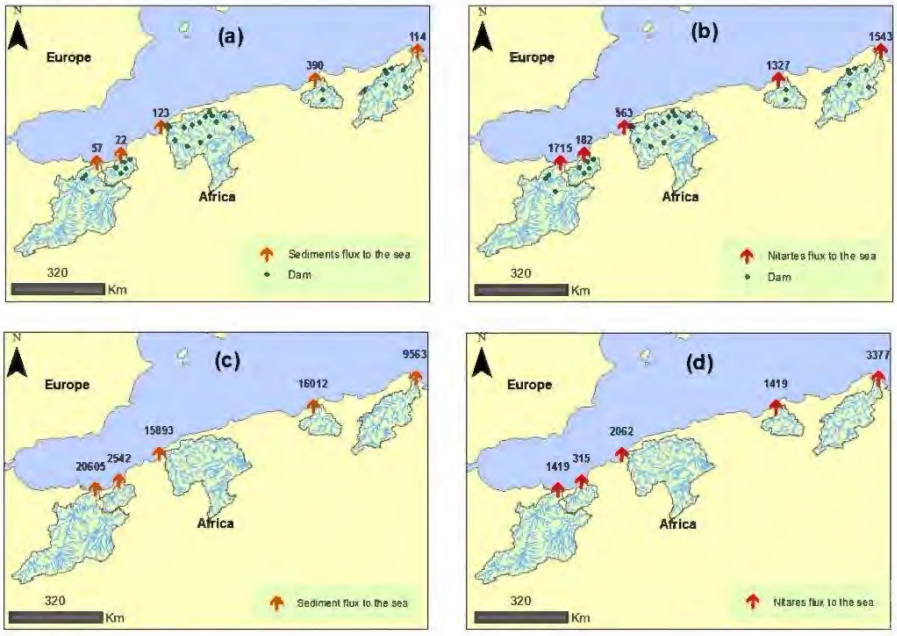


Figure 8. Inter-annual of sediments and nitrates transported by the Rivers to the Mediterranean Sea; (a) Sediments flux with dams (10^3.t.yr^{-1}); (b) Nitrates flux with dams (t.yr^{-1}); (c) Sediments flux without dams (10^3.t.yr^{-1}); and (d) Nitrates flux without dams (t.yr^{-1}).

The swat simulation shows that the reservoirs of North-Africa basins stock an important quantity of sediments and nitrates transported by the river (figure 8) to the Mediterranean Sea. The amount of sediments varies between 22 and 390 10^3.Ton yr^{-1}, while de nitrates varies between 182 and 1715 Ton yr^{-1} with dams. However the quantity of transported sediments varies between 2542 $10^3$and 20605 10^3Ton yr^{-1} and nitrates varies between 315 and 3377 Ton yr^{-1} without dams.

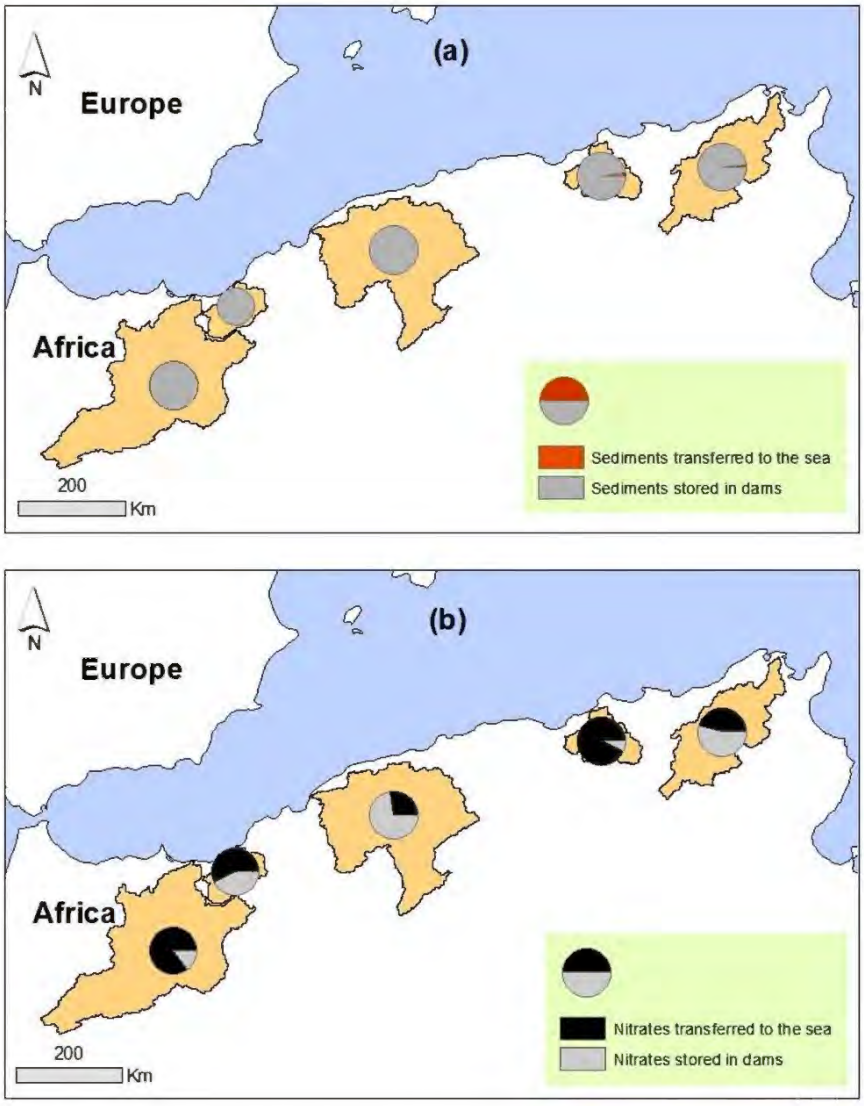


Figure 9. Cumulative annual Sediment and Nitrates load at the outlet of the major North Africa catchment coastal watershed between 2003-2014; (a) sediment; (b) nitrates.

21/31

The cumulative annual sediment and nitrates load at the outlet of the major North Africa catchment coastal (figure 9) confirm the obtained result. The North Africa dams stocked a large amount of sediment (98%) (Moulouya= 99%; Tafna= 99%; Chlef= 99%; O el Kebir= 97%; Medjerda=98%)and nitrates (39%) (Moulouya= 14%; Tafna= 42%; Chlef= 72%; O el Kebir= 6%; Medjerda=54%) transported by the Rivers to the Sea.

4. Discussion

Simulation results between 2003-2011 showed that the model predicted adequately description of the watershed hydrology; these values remain consistent with the values published by ANRH (2003), which is based on a series of observations from September 1965 to August 2002 about North of Algeria (The totality of the studied surface is in this region), including runoff (SWAT value is [36.6; 38.4] mm yr^{-1} whereas ANRH is [0; 600 mm $.yr^{-1}$]), potential evapotranspiration (SWAT value is 1,418.8 mm yr^{-1}, whereas ANRH is [700; 2,400 mm yr^{-1}]), and rainfall (SWAT value is 451 mm yr^{-1} whereas ANRH is [100; 1300 mm yr^{-1}]). This study confirmed those results, affirming the good performance of SWAT in Mediterranean an semi-arid environment (Nerantzaki et al, 2015; Zettam et al, 2017).

Monthly simulated discharges were satisfactorily correlated to observations for the calibration and validations periods for the referring watersheds (Tafna and Chlef river) , NSE varying between 0.50 and 0.67 and R^2 between 0.50 and 0.69 in the calibration period in Tafna and Chlef River. For the other rivers the absence of observed data pushed us to use the old data (1990 -2000) to verify that the model predicts the good hydrological balance of these basins, the results were satisfactory and the data observed were in the same range as the simulated data.

The numbers of days to reach target storage from current reservoirs storage (NDTARGR.res), Manning's n value for the main channel (CH_N2.rte) and the curve number (CN2.mgt) were the most sensitive parameters for stream flow. The value of the first parameter was between [20;25]; this result demonstrates the significant effect of dams in Rivers flow regulation in the North African region. A quantification of changes in water balance is necessary, especially after the construction of dams, for integrated watershed management in order to identify their effects on the basin especially in an area where water is something of a rare commodity (Terink et al, 2013; Abouabdillah et al, 2014 Hamiche et al, 2015). The second parameter was between [0.13125; 0.2865], because the North Africa Rivers are characterized by heavy timber and brush, which influence the stream flow (Chow, 1959). The third parameter

varied between 63and86, these results confirmed the effect of land use spatial heterogeneity on runoff spatial heterogeneity in semi-arid catchments (Lin et al, 2014).

Gaps between observed and simulated flow values were partly explained by errors in observed and simulated values (Boithias et al., 2011). Uncertainty in the observed discharge values came from the precision of the sensor and the use of a rating curve. Errors in simulated values could be attributed to actual local rainfall storms that were not well represented by the SWAT rainfall data interpolation (Boithias et al., 2011). The model could not capture the small peaks. Aside from the uncertainty attributed to the precipitation input, the SCS curve number method, which works on daily rainfall depths, does not consider the duration and intensity of precipitation. Representing this precipitation characteristic is necessary for semi-arid watersheds, where high-intensity short-duration precipitation occurs (Nie et al, 2011). Despite CFSR data is prepared from the weather data which are effectively averaged over spatial scales (Tomy and Sumam, 2016), errors can also be attributed to the use of these weather data. If sufficient number of weather stations are available, it is better to use that climatic data (Tomy and Sumam, 2016).

There were few observed suspended sediment data because, ANRH measures sediment once a month (sometimes there are no measurements) and sampling during flood periods is problematic. It is very difficult to assess the quality of the model performance as suspended matter sampling was not systematically performed for all storms, while the major losses of suspended matter occur during a small number of intensive rain events (Bouraoui al et al, 2005). However, it was noticed that the simulated values were in the same range as the observed values in Tafna River. A similar observation was made in a study in Algeria where the predicted flux of suspended matter was in the order of magnitude of the measured concentrations (Zettam al et al, 2017) and in Tunisia where the simulated concentrations of suspended matter were in the order of magnitude of the observed concentrations (Bouraoui al et al, 2005). The rate of soil erosion ranged from 0 to 7.26 $t \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$. In most of our study site is less than 0.22 $t \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$, as in some parts of the Mediterranean region erosion has reached a stage of irreversibility and in some places erosion rates are very low because there is no more soil left, any soil loss of more than 1 $t \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$can be considered as irreversible within a time span of 50–100 years with such a slow rate of soil formation (Van der Knijff et al; 2000; De Girolamo et al., 2015b; Nerantzaki et al, 2015). The Oued el kbir basin and the eastern part of the Medjerda River were identified as areas with high soil erosion in the study site (the rate of soil erosion ranged from 3.33 to 7.26 $t \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$), this part export also the biggest amount of

sediment to the Mediterranean Sea (390 $.10^3$ t.yr^{-1}). According to Oeurng et al (2011) the reasons of high soil erosion are steep slopes, tillage and major rainfall events.

Although, we have little nitrates observed data, and it is very difficult to assess the quality of the model performance as nitrates. However we note that the simulated values are in the same range of observed values in the Tafna River, similarly to the outcome of the study of Bouraoui et al. (2005), indicating that the model is working correctly. The NO_3 in surface runoff ranged from 0 to 14.24 kg·ha^{-1} yr^{-1} , a big quantities of nitrates are in the eastern of Oued el kbir basin and in the Mejerda River which the quantities varies between [5.28-14.26 kg N ha^{-1} yr^{-1}] and Moulouya River export also the biggest quantities of nitrate to the Mediterranean Sea (1715 t.yr^{-1}). The higher quantities that are in these region are due to correlation between annual nitrate exportation and annual water yield was consistent with previous studies that have shown that in-stream nitrate concentrations and N exportation rates are mainly controlled by hydrological conditions and river discharge (Probst, 1985; Petry et al., 2002; Oeurng et al., 2010; Boithias et al., 2014). On the other hand, this pronounced upstream increase of nitrate may well be due to agriculture, which is a major, source of nitrates in rivers (Carpenter et al., 1998).The eastern of Oued el kbir basin and in the Mejerda River is characterized by a high water yield and precipitations compared to the west region of study site (ANRH, 2003) and the largest agricultural areas.

The weakness of the model at simulating N-NO3 flux was due to (ii) nature and accuracy of the measured Nitrates data (ü) the uncertainty of model inputs (point-source nutrient input, average land use, and associated management practice inputs) that may not accurately reflect the local land use and management practices (they also can evolve over the modeled period depending on agricultural policy trends) (Boithias et al., 2014).

To assess the impact of dam construction on sediments and nitrates transport, the SWAT model was run both with and without dams. The swat simulation shows that the reservoirs of North-Africa basins stock an important quantity of sediments and nitrates transported by the river to the Mediterranean Sea. The amount of sediments varies between 22 $.10^3$ and 399.10^3 t.yr^{-1}, however the quantity of transported sediments varies between 2542.10^3 and 20605 10^3 t yr^{-1} without dams. The cumulative annual sediment load at the outlet of the major North Africa catchment coastal confirms the obtained result. The North Africa dams stocked a large amount of sediment, which is estimated 98% by the Rivers to the Sea in our study. Zettam al et al (2017) found that de Tafna River dams, which are located in North west

of Africa stock in excess of 27,000 t yr^{-1} (90%) of the annual sediment export. Probst and Amiotte-Suchet (1992) have estimated the annual suspended sediment flux in North African Rivers at 254 million tons, between 37% and 98% of sediment settles in reservoirs (Ghorbal and Claude, 1977). These deposits contribute around 2%–5% of the yearly loss of water storage capacity (Kassoul et al., 1997). The amount of nitrates transported to the marine water varies between 182 and 1715 t yr^{-1}. According to Ludwig et al, (2009) the nutrients flux caries by the North Africa rivers to the Mediterranean Sea represents 5% of global quantity caries by all Mediterranean rivers, Ounissi et al (2014) recorded values that vary between 23 and 118 t N yr^{-1} in the Seybouse estuary and values between 16 and 53 t N yr^{-1} in the estuary of river Mafragh, these two wadis are located in the North East of Algeria. However nitrates flux without dams varies between 315 and 3377 t yr^{-1}. The North Africans dams stock 39% of nitrates transported by the Rivers to the Sea. Ounissi and Bouchareb, (2013) confirm in their study that from the inorganic nutrient incoming fluxes, the Algerian dams trapped annually 42 to 93% depending on the nutrient.

The results of this study showed the need to implement a water resources management strategy to reduce reservoirs sediment deposition and eutrophication risk of this important hydraulic structures. Effectively the silting of the dams and eutrophication of water dams were the main technical problems which affect the quantity and quality of the water resources in North of Africa (Remini, 2010).

5. Conclusion

In the present study, the hydrological SWAT model was applied to the major North Africa catchment coastal River, which is one of most water-scarce region of the world. The model quantified the contribution of biggest rivers of North Africa to the flux of nitrates and sediment into the Mediterranean Sea, SWAT identified the controlling factors of the nitrate and sediment exportations and the role of dams in the retention of nitrates and sediment. However, the lack of recent and reliable data (recent soil map, weather stations climatic data, daily measurements of flow, sediments, nitrates, data on dam management and the uncertainty of model inputs, including management operations) has prevented us from having better results.

The North Africans dams were observed to stock a large quantity of sediment and nitrates. The results of this study showed the need for the implementation of a better water resources management strategy in order to reduce the eutrophication of water dams, marine

water, and siltation of dams to increase their lifetime. It also showed the necessity of collaboration between states to manage the Rivers which are common.

The case studies demonstrate that SWAT can be a useful tool to predict and evaluate the consequences of the anthropic change on water resources at large scale even when the amount of measured data available is poor.

Bibliography

-Abbaspour K.C., 2007. User Manual for SWAT-CUP SWAT Calibration and Uncertainty Analysis Programs. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Eawag, Dübendorf,Switzerland,<http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/siam/software/swat/index EN> (Last Accessed January 2010);

-Abbaspour K.C., Rouholahnejad E., Vaghefi S., Srinivasan R., Yang H., Kløve B, 2015. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model, *Journal of Hydrology,* 524 : 733–752;

-Abouabdillah, A., White, M., Arnold, J.G., De Girolamo, A.M., Oueslati, O., Maataoui, A., Lo porto, A., 2014. Evaluation of soil and water conservation measures in a semi-arid river basin in Tunisia using SWAT. *Soil Use Manag.* 30, 539–549.

-Aouissi J., Benabdallah S., Chabaâne Z., Cudennecc C., 2016. Evaluation of potential evapotranspiration assessment methods for hydrological modelling with SWAT—Application in data-scarce rural Tunisia, *Agricultural Water Management*, Article in Press, 13p;

-Arnold J.G., Srinivasan R., Muttiah R.S., Williams J.R., 1998. Large-area hydrologicmodeling and assessment: Part I. Model development. *J. Am. Water Res. Assoc.*34, 73–89;

-Bagnold, R.A., 1977. Bed load transport by natural rivers. *Water Resour. Res.*, 13, 303–312.

-Baker T.J., Miller S.N., 2013. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed, *Journal of Hydrology* 486: 100–111;

-Beasley D., Huggins L., et M. E.J., 1980. Answers: a model for watershed planning, *Transactions of ASAE,*23, 938–944;

-Beaujouan V., Durand P., Ruiz L., Aurousseau P., Cotteret G., 2002. A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation :

rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship., *Hydrological Processes*,16 , 493–507-Bottcher et al., 2002

-Boithias L., Sauvage S., Taghavi L., Merlina G., Probst J.L., and Sánchez Pérez J.M., 2011. Occurrence of metolachlor and trifluralin losses in the Save river agricultural catchment during floods. *J. Hazard. Mater.* 196:210–219. doi:10.1016/j.jhazmat.2011.09.012

-Boithias L., Srinivasan R., Sauvage S., Macary F., and 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;

-Bosc E., Bricaud A., Antoine D., 2004. Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of Sea WiFS observations. *Global Biogeochemical Cycles* 18, GB1005, doi:10.1029/2003GB002034.

-Bouraoui F., Benabdallah S., Jrad A., Bidoglio G., 2005. Application of the SWAT model on the Medjerdariver basin (Tunisia), *Physics and Chemistry of the Earth*, 30: 497–507;

-Briak H., Moussadek R., Aboumaria K., Mrabet R., 2016. Assessing sediment yield in Kalaya gauged watershed (Northern Morocco) using GIS and SWAT model, *International Soil and Water Conservation Research* (4) , 177–185;

-Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N., Smith V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8, 559–568;

-Chow V., Maidment D., Mays L., 1988. *Applied Hydrology*, Chow, Maidment and Mays

-Chow V.T., 1959. Open-channel hydraulics: New York, McGraw-Hill, 680 p.

-De Girolamo, A.M., Pappagallo, G., Lo Porto, A., 2015b. Temporal variability of suspended sediment transport and rating curves in a Mediterranean river basin: The Celone (SE Italy). *Catena* 128, 135–143. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2014.09.020.

-Fertial, 2010. Manuel utilisation des engrais en Algérie, 100p ;

-Ghorbal A., Claude J., 1977. Mesure de l'Envasement Dans les Retenues de Sept Barrages en Tunisie: Estimation des Transports Solides; IAHS Publication: Wallingford, UK,; Volume 122, pp. 219–232.

-Hamiche A., Boudghene Stambouli A., Flazi S., 2015. A review on the water and energy sectors in Algeria: Current forecasts, scenario and sustainability issues, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 41:261–276;

-Holvoet K., Van Griensven A., Gevaert V., Seuntjens P., and Vanrolleghem P.A., 2008. Modifications to the SWAT code for modelling direct pesticide losses. *Environ. Model.Softw.* 23(1):72–81. doi:10.1016/j.envsoft.2007.05.002;

-http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php

-http://www.viewfinderpanoramas.org/

-Kassoul M., Abdelgader A., Belorgey M., 1997. Caractérisation de la sédimentation des barrages en Algérie. *Rev. Sci. Eau*, 3, 339–358.

-Krysanova V., Müller-Wohlfeil D., Becker A., 1998. Development and test of a spatially distributed hydrological water quality model for mesoscale watersheds., *Ecological Modelling*, 106, 261–289;

-Laurent F., Ruelland D., 2011. Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale, *Journal of Hydrology* 409 : 440–450;

-Lin K., Lv F., Chen L., Singh V. P., Zhang Q., Chen X., 2014. Xinanjiang model combined with Curve Number to simulate the effect of land use change on environmental flow, *Journal of Hydrology* 519, 3142–3152;

-Ludwig W., Dumont E., Meybeck M., Heussner S., 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades?, *Progress in Oceanography*, 80, 199–217;

-Margat J., Treyer S, 2004. L'eau des Méditerranéens: situation et perspectives. MAP Technical Report Series No. 158, 366 pp. Available from: http://www.unepmap.org/ ;

-Molina-Navarro E., Trolle D., Martínez-Pérez S., Sastre-Merlín A., Jeppesen E., 2014. Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios, *Journal of Hydrology* 509 : 354–366;

-Moriasi D. N., Arnold J. G, Van Liew M. W., Bingner R. L., Harmel R. D., Veith T. L., 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulation, American Society of Agricultural and Biological Engineers ISSN 0001 −235, Vol. 50(3): 885− 900;

-**Moriasi D.N., Steiner J.L., and Arnold J.G., 2011.** Sediment measurement and transport modeling: Impact of riparian and filter strip buffers. *J. Environ. Qual.* 40(3):807–814. doi:10.2134/jeq2010.0066;

-**Nash J.E., and Sutcliffe V., 1970.** River flow forecasting through conceptual models: Part I. A discussion of principles. *J. Hydrol.* 10:282–290. doi:10.1016/0022-1694(70)90255-6;

-**National Agency of Hydrologic Resources (ANRH), 2003.** Map of Average Annual Runoff in the North of Algeria; ANRH: Alger, Algeria,

-**National Agency of Hydrologic Resources (ANRH), 2003.** Map of Groundwater Resources in the North of Algeria; ANRH: Alger, Algeria,.

-**National Agency of Hydrologic Resources (ANRH), 2003.** Map of Potential Evapotranspiration in the North of Algeria; ANRH: Alger, Algeria,.

-**Nerantzaki, S.D.; Giannakis, G.V.; Efstathiou, D.; Nikolaidis, N.P.; Sibetheros, I.A.; Karatzas, G.P.; Zacharia, I., 2015.** Modeling suspended sediment transport and assessing the impacts of climate change in a karstic Mediterranean watershed. *Sci. Total Environ.* 538, 288–297.

-**Nie W., Yuan Y., Kepner W., Nash M., Jackson M., Erickson C., 2011.** Assessing impacts of land use and land cover changes on hydrology for the upper San Pedro watershed. Journal of Hydrology.;407:105–14;

-**Oeurng C., Sauvage S., Sánchez-Pérez J.M., 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;

-**Oeurng C., Sauvage S. and Sánchez-Pérez J.M., 2011.** Assessment of hydrology, sediment and particulate organic carbon yield in a large agricultural catchment using the SWAT model. *J. Hydrol.* 401:145–153. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.02.017

-**Ounissi M., Bouchareb N., 2013.** Nutrient distribution and fluxes from three Mediterranean coastal rivers (NE Algeria) under large damming, *C. R. Geoscience* 345 : 81–92;

-**Ounissi M., Ziouch O., Aounallah O., 2014.** Variability of the dissolved nutrient (N, P, Si) concentrations in the Bay of Annaba in relation to the inputs of the Seybouse and Mafragh estuaries, *Marine Pollution Bulletin*, 80, 234–244;

-Petry J., Soulsby C., Malcolm I., and Youngson A., 2002. Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *Sci. Total Environ.* 294:95–110. doi:10.1016/S0048-9697(02)00058-X ;

-Probst J.L. 1985. Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne basin (France). *J. Hydrol.* 76:281–305. doi:10.1016/0022-1694(85)90138-6;

-Probst J.L., Amiotte-Suchet, P., 1992. Fluvial suspended sediment transport and mechanical erosion in the Maghreb (North Africa). *Hydrol. Sci. J.*, 37, 621–637.

-Remini B., 2010. La Problématique de l'eau En Algérie du Nord, *Larhyss Journal*, n° 08, Juin 2010, pp. 27-46 ;

-Roudi-Fahimi, F.; Kent, M., 2007. Challenges and opportunities—The population of the Middle East and North Africa. Popul. Bull. 62, 1–20.

-Sellami H., Benabdallah S., La Jeunesse I., Vanclooster M., 2016. Quantifying hydrological responses of small Mediterranean catchments under climate change projections, *Science of the Total Environment* 543 : 924–936 ;

-Shrestha M. K., Recknagela F., Frizenschafb J., Meyer W., 2016. Agricultural Water Management, Article in Press, 11p;

-Singh A., and Gosain A.K., 2011. Climate-change impact assessment using GIS based hydrological modelling. *Water Int.* 36(3):386–397. doi:10.1080/02 508060.2011.586761;

-Taabni, M., El Jihad, M., 2012. Eau et changement climatique au Maghreb : quelles stratégies d'adaptation ? Cahiers d'Outre-Mer. *Revue de géographie de Bordeaux*, Presses universitaires de Bordeaux, pp. 493-518.

-Terink, W., Immerzeel, W., Droogers, P., 2013. Climate change projections of precipitation and reference evapotranspiration for the Middle East and Northern Africa until 2050. *Int. J. Climatol.* 33, 3055–3072.

-Tomy T., Sumam K. S., 2016. Determining the Adequacy of CFSR Data for Rainfall-Runoff Modeling Using SWAT, *Procedia Technology* ,24, 309 – 316

-Tovar-Sanchez, A., Basterretxea, G., Ben Omar, M., Jordi A., Sanchez-Quiles, D., Makhani, M., Mouna, D., Muya, C., Augles, S., 2016. Nutrients, trace metals and B-vitamin composition of the Moulouya River: A major North African river discharging into the Mediterranean Sea, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 176: 47-57.

-Van der Knijff, J.M., Jones, R.J.A., Montanarella, L., 2000. Soil erosion risk assessment in Europe. *Eur. Soil Bur. Eur. Comm.* 1–38.

-Vigiak O., Malagó A., Bonraoui F., Vanmaercke M., Poesen J., 2015. Adapting SWAT hillslope erosion model to predict sediment concentrations and yields in large Basins, *Science of the Total Environment,* 538:855–875;

-Whitehead P., Wilson E., Butterfield D., 1998. A semi-distributed integrated nitrogenmodel for multiple source assessment in catchment. part 1. model structure andprocess equations., *Science of The Total Environment*, 210/211, 547–558;

-Williams J.R., 1969. Flood routing with variable travel time or variable storage coefficients. Transactions of the ASAE 12 (1), 100–103-Neitsch et al., 2005.

-Williams, J.R. 1975. Sediment routing for agricultural watersheds. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 11, 965–974.

-Zettam A., Taleb A., Sauvage S., Boithias L., Belaidi N. and Sánchez-Pérez J. M., 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.

Discussion générale

Ce chapitre, présente une discussion générale sur l‘ensemble de mon travail.

Le travail réalisé durant cette étude, a permis de coupler les mesures in situ et la modélisation pour identifier et comprendre la dynamique des nitrates et des sédiments à l'échelle des grands bassins côtiers de l'Afrique du Nord en contexte semi-aride.

Dans les régions arides et semi-arides, les concentrations élevées de nitrates exercent une pression supplémentaire sur les ressources en eau limitées, car elles présentent un risque sérieux pour la santé (Stadler et al, 2008). L'ion nitrate est mobile dans l'environnement, il est nécessaire de connaître les intrants et les processus de transport dans chaque compartiment du bassin y compris les sources pour l'atténuation des effets de la pollution dans l'hydrosystème (Flipo et al, 2007 ; Yakovlev et al, 2015 ; Zhou et al, 2016) comme l'eutrophisation.

Dans l'étude in situ réalisée entre 2012 et 2014, la quantité moyenne apportée par les différents exutoires des sous bassins de la Tafna (bassin référence en Algérie) varie très significativement selon la saison hydrologique. Elle est importante dans la saison des hautes eaux où on enregistre une valeur moyenne de 9 000 $tN.an^{-1}$ alors qu'en étiage, nous avons une valeur de 700 $t.N.an^{-1}$. Les quantités de nitrates diminuent au niveau des tronçons pendant la saison sèche. La connexion entre le cours d'eau et les horizons du sol supérieurs, pendant les hautes eaux augmente les quantités de nitrates dans les eaux de surface (Oeurng et al, 2010 ; Sánchez–Pérez et al, 2003).

Cette étude a permis aussi d'évaluer les quantités de nitrates qui sont acheminées par les eaux de la Tafna vers la mer méditerranée. Les valeurs de flux de nitrates varient entre 100 et 9 000 $tN.an^{-1}$ pendant la période d'étude (de 2012 à 2014), alors que Ounissi et al., (2014) a enregistré des valeurs qui varient entre 23 et 118 $t.\ N.\ an^{-1}$ dans l'estuaire de Seybouse (6 471 km^2) et des valeurs entre 16 et 53 $t.N.an^{-1}$ dans l'estuaire de l'oued Mafragh (2 252 km^2) Ces deux oueds se trouvent dans le Nord-Est de l'Algérie. Les flux de nitrates dans la Tafna changent significativement selon la période hydrologique. Ils sont importants dans la saison des hautes eaux, avec une valeur moyenne de 4 000 $t.N.an^{-1}$ en étiage, la valeur moyenne est estimée à 100 $tN.an^{-1}$, avec une diminution moyenne de 92%, contre une valeur qui augmente de 20 à 40% pendant la période humide dans l'estuaire de l'Oued Seybouse dans le Nord-Est de l'Algérie (Ounissi et al, 2014). Les Températures élevées et la sècheresse favorisent la dénitrification dans les régions méditerranéennes comme ceci a été montré par Romero et al. (2016) dans un bassin versant méditerranéen au Nord de l'Espagne.

Nous avons aussi étudié les facteurs qui influent sur le flux et les concentrations en nitrates dans la Tafna par une analyse en composante principale (ACP). L'occupation du sol,

et l'agriculture, ont une grande influence sur les flux de nitrates dans la Tafna. Ce résultat concorde avec les résultats de nombreuses autres études, soulignant l'importance d'une bonne gestion des terres agricoles pour réduire les intrants de N et les risques d'eutrophisation des eaux de surface (Jacobs et al, 2017). Les exportations élevées de nitrate sont principalement dues à l'agriculture, qui est connue pour être une source majeure de nitrates dans les eaux de surface (Carpenter et al, 1998).

L'ACP a permis de classer les stations d'étude selon un gradient d'eutrophisation : l'analyse a mis en évidence le processus d'autoépuration amont-aval. La quantité de nitrates perdue entre l'amont et l'aval peut être stockée dans les eaux souterraines, absorbée par la végétation riveraine, dénitrifiée par les microorganismes dans les sédiments du lit mineur, ou stockée dans les barrages (Covino 2010 ; De Klein et Koelmans, 2011 ; Ounissi et Bouchareb, 2013 ; Johnson et al, 2015). Cette analyse montre aussi l'influence de la saison hydrologique sur la concentration en nitrates. Les hautes eaux caractérisées par des précipitations et un débit important sont marquées par des concentrations importantes en nitrates, alors que durant l'étiage la concentration diminue traduisant une rétention dans le bassin versant. La contribution relative des différents mécanismes de rétention de nitrates est liée aux conditions météorologiques et hydrologiques (De Klein et Koelmans, 2011). Dans les régions méditerranéennes semi-arides, la mobilité de l'azote dans les bassins versants est en partie régulée par le moment et l'ampleur des précipitations (Poor et McDonnell, 2007).

L'étude in situ a mis en évidence un certain nombre de facteurs de contrôle (anthropiques, environnementaux), qui influent la dynamique des nitrates à l'échelle du bassin versant de la Tafna. Cette partie a montré aussi l'importance d'aborder le problème avec une approche de modélisation pour mieux comprendre les processus et les facteurs de contrôle de la dynamique des nitrates ainsi que les facteurs de contrôle des flux. La modélisation à l'échelle des bassins versants est utilisée comme outil pour mieux comprendre le mouvement de l'eau dans les différents compartiments du système et les transferts de contaminants vers les eaux de surface et souterraines. Les modèles offrent des outils pour guider la prise de décision sur les ressources en eau (Arabi et al, 2006 ; Daniel et al, 2011). Dans la région du Nord d'Afrique où les données observées sont rares et parfois de mauvaise qualité, des modèles hydrologiques adéquats et flexibles sont nécessaires afin de fournir aux gestionnaires des ressources en eau des outils efficaces pour l'aide à la gestion des bassins versants (Abouabdillah et al, 2014).

L‘application du modèle hydro-agro-climatologique SWAT (Soil and Water assessment Tool) dans cette étude, modèle le plus largement utilisé à l'échelle internationale, pour l‘hydrologie, les matières en suspensions et les nutriments (N et P) (Gassman et al, 2007) a donné de bon résultats. Le modèle SWAT est un outil très efficace pour simuler la dynamique, la qualité et le transport des sédiments dans le cours d'eau (Daniel et al, 2011). Il prend en compte, le sol, le climat, l'utilisation des sols, la gestion agricole, la gestion des barrages et le cycle des nutriments (Rouholahnejad et al, 2014). Plusieurs auteurs ont appliqué SWAT dans des bassins Méditerranéen, comme Molina-Navarro et al. (2014) dans la rivière Ompólveda en Espagne et Bouraoui et al. (2005) en Tunisie, Briak et al (2016) au Maroc, Zettam et al. (2017) dans le Nord-Ouest de l'Algérie et Sellami et al. (2016) en Tunisie et dans le Sud de la France.

La calibration du débit a été la première étape, ensuite les sédiments et en dernier les nitrates dans notre projet à l‘échelle de la Tafna ou à l‘échelle des grands bassins côtiers de l‘Afrique du Nord. Pour modéliser la contamination en nitrates d‘un hydrosystème, deux cycles doivent être correctement représentés, (1) le cycle de l‘eau, avec les transferts de surface, de subsurface et souterrains, (2) le cycle de l‘azote dans l‘hydrosystème (Philippe, 2011). Dans certains cas, il est important de caler le transfert des sédiments pour finaliser le calage de la partie ruissellement de surface.

SWAT a permis de prédire l'hydrologie de la Tafna affirmant sa bonne performance dans les bassins versants semi-arides de la Méditerranée (Nerantzaki et al, 2015). Le processus hydrologique est un mécanisme important qui explique la dynamique des polluants dans un bassin versant (Ouyang et al, 2006). La calibration multi-sites choisie ici, est une étape importante dans l'élaboration d'un modèle de bassin fiable dans les milieux semi-arides, pour mettre en évidence l'hétérogénéité spatiale, et les discontinuités dans le bassin hydrographique (Niraula et al, 2012). Les résultats de la simulation entre 2003 et 2011 ont montré que le modèle simule de manière adéquat l'hydrologie de la Tafna.

La caractérisation de la dynamique des matières en suspensions est une étape importante dans notre étude. L‘érosion peut agir comme un vecteur important pour le déplacement des polluants des sols vers les eaux de surface, l‘étude de l‘érosion améliore aussi la calibration du ruissellement de surface et la simulation future pour des contaminants adsorbés sur les matirèes en suspension (He et al, 2004 ; Quinton et Catt, 2007). Les pentes raides entrainent une élévation du taux de ruissellement et d‘érosion qui engendre une

augmentation du taux d'éléments nutritifs et/ou de contaminants dans le bassin versant (Sliva et Williams, 2001).

Bien qu'il soit très difficile d'évaluer la qualité de la performance du modèle pour les matières en suspension en raison d'un manque de données sur les matières en suspensions observées, et d'un échantillonnage très difficile pendant les périodes des crues, surtout que les flux les plus importants de sédiment se produisent pendant la période de fortes pluies (Bouraoui et al, 2005), les résultats de cette étude sont toujours utiles pour représenter la dynamique des sédiments dans les bassins et quantifier les flux à la mer.

Le taux d'érosion des sols dans la Tafna varie de 0 à 0,2 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, et les sous bassins Est de l'amont ont été identifiés comme des zones à forte érosion. Dans la partie amont de la Tafna, l'humidité du sol, qui est un facteur principal influençant les processus d'érosion est importante par rapport à la partie aval (Megnounif et al, 2013) En effet, le transport des matières en suspensions à partir de l'amont de la Tafna a doublé, surtout en période de crues à partir de la fin des années 1980 (Megnounif et al, 2013).

Bien que nous ayons eu un manque de données sur les nitrates, SWAT a reproduit le flux des nitrates dans l'ensemble des stations de jaugeages comparées aux données existantes. Les valeurs simulées sont dans le même intervalle que les valeurs observées, indiquant que le modèle reproduit correctement les concentrations de nitrates dans la Tafna (Bouraoui et al., 2005). Dans cette étude, on a pu déterminer la contribution des sous bassins dans la Tafna. Les affluents du Sebdou et Isser exportent la plus grande quantité de nitrates. L'affluent Isser est plus riche en NO_3^- (> 40 mg. l^{-1}) car il reçoit l'eau du barrage Al-Izdahar, des effluents de la ville Tlemcen, et de l'eau d'irrigation des terres cultivées, qui sont riches en engrais. En effet, les concentrations de nitrate dans le cours d'eau et les taux d'exportation de nitrates sont principalement contrôlés par les conditions hydrologiqueset les rejets domestiques dans les cours d'eau (Probst, 1985 ; Petry et al., 2002). Les exportations élevées de nitrate sont également dues à l'agriculture, qui est connue pour être une source majeure de nitrates dans les rivières (Oeurng et al., 2010 Boithias et al., 2014Carpenter et al., 1998).

Grace à la modélisation on a pu aussi quantifier le flux annuel de nitrates transporté de la Tafna vers la Méditerranée, il varie entre [37-86 $tN.an^{-1}$]. Le modèle représente également la variabilité saisonnière du flux de nitrates à l'exutoire du bassin versant de la Tafna. Le flux élevé observé de nitrates durant les hautes eaux est lié à la disponibilité des nutriments par application d'engrais (Oeurng et al, 2010).

La modélisation hydrologique à l'échelle du bassin versant est utile pour les gestionnaires afin d'évaluer l'influence des barrages sur la quantité et la qualité de l'eau dans les bassins hydrographiques (Wang et Xia, 2010). Le modèle SWAT calibré a pu être appliqué avec succès pour prédire le volume des barrages et faciliter le stockage et la gestion d'eau, en raison de son module de réservoir (Neitsch et al, 2002 a,b ;Wang et Xia, 2010). Les résultats de la simulation ont montré une réduction considérable de la quantité d'eau et de matières en suspensions à l'exutoire de la Tafna entre 2003 et 2013, avec une grande quantité d'eau stockée (49%), et de sédiments transportés par le fleuve dépassant 27 000 $t.an^{-1}$ (90%). De grandes quantités sont conservées principalement pendant la période des crues, représentant 87% à 95% des exportations annuelles de sédiments. L'envasement des barrages de l'Afrique du Nord est parmi les principaux problèmes hydrauliques de la région. Ceci est dû à la forte érosion, favorisée par la nature des sols et l'absence de boisement (Remini et Hallouche, 2003 ; Remini, 2010). L'érosion hydrique est l'une des formes les plus importantes de dégradation des terres dans le bassin méditerranéen. C'est un obstacle majeur au développement de l'agriculture et des infrastructures dans l'Afrique du Nord (Lahmar et Ruellan, 2007 ; Iaaich et al, 2017). Les résultats de cette étude ont montré la nécessité de mettre en œuvre une stratégie de gestion des ressources en eau pour réduire les dépôts de sédiments dans les barrages qui sont la principale cause de la réduction de la durée de vie de ces infrastructures, comme en Tunisie où il existe des crêtes de contour pour la récolte d'eau et des sédiments dans des bassins semi-arides (Abouabdillah et al, 2014). Les résultats de la simulation montrent aussi que les barrages de la Tafna stockent une quantité importante de nitrates transportés par la rivière, entre 80 et 486 $t.an^{-1}$ (62%) pendant la période 2003-2013. Ounissi et Bouchareb, (2013) confirment dans leur étude que les barrages algériens retiennent chaque année entre 42 à 93% selon le nutriment. Les barrages de la Tafna conservent une grande quantité de nitrates susceptibles d'amorcer l'eutrophisation. Effectivement, Bouzid-Lagha et Djelita (2012) ont montré que l'eau dans le barrage de Hammam Boughrara est au stade hyper-eutrophique.

Le changement d'échelle, utilisant le modèle SWAT, a été utilisé dans diverses études, allant des bassins vers les échelles continentales, et aide à avoir de l'information à grande échelle et de développer un aperçu de l'état actuel des ressources en eau et localiser les régions où une analyse approfondie peut être nécessaire (Abbaspour et al, 2015). Néanmoins, l'application de SWAT à grandes échelle reste difficile suite à la faible résolution des données

d‘entrées qui sont souvent utilisées et à la non disponibilité des données observées pour la calibration et la validation (Vigiak et al, 2015).

L‘utilisation du bassin versant de la Tafna en Algérie comme bassin référent, a permis d‘agrandir l‘échelle suite à l‘application des paramètres de calibration des débits, sédiments et nitrates sur les autres fleuves côtiers de notre étude. Les grands fleuves de l‘Afrique du Nord partagent le même climat semi-aride méditerranéen (Dekkiche, 1993 ; Tekken et al, 2009 ; Tovar-Sanchez et al, 2016 ; Taibi et al, 2015 ; Bentellis-Mosbah et al, 2003 ; Bouraoui et al, 2005), le calcaire est le sol dominant dans tous les bassins et l‘occupation du sol est presque identique.

Dans notre cas, le modèle a permis de quantifier la contribution de ces grands fleuves au flux de nitrates et de sédiments vers la Méditerranée. SWAT a mis en évidence les facteurs de contrôle des exportations de nitrates et de sédiments et le rôle des barrages dans la rétention des nitrates et des sédiments.

Les résultats de la calibration entre 2003-2011 ont montré que le modèle a une description adéquate de l'hydrologie des bassins. Ces valeurs restent cohérentes avec les valeurs publiées par l‘ANRH (2003), qui regroupent sur une série d'observations entre septembre 1965 à août 2002 sur le Nord de l'Algérie (la totalité de la surface étudiée se trouve dans cette région).

Les débits simulés mensuels dans le fleuve Tafna ont été corrélés de manière satisfaisante aux observations pour les périodes de calibration et de validation et dans la partie calibartion dans la Riviere de Chlef, mais il reste très difficile d'évaluer la qualité de la performance du modèle pour les matières en suspension et les nitrates. Cependant, on note que les valeurs simulées sont dans le même intervalle des peu de valeurs observées, comme le montre le résultat de l'étude de Bouraoui et al. (2005) dans la rivière Medjerda en Tunisie, indiquant que le modèle fonctionne correctement dans les bassins semi-arides Méditerranéen.

Les valeurs de sédiments simulées sont dans le même intervalle que les valeurs observées dans la Tafna. Ce résultat est utile pour représenter la dynamique des sédiments dans les bassins (Rostamian et al, 2008 ; Bouraoui et al, 2005 ; Zettam al et al, 2017). Le taux d'érosion est inférieur à 7,21 $t.ha^{-1}.an^{-1}$. Dans certaines régions de la région méditerranéenne, l'érosion a atteint un stade d'irréversibilité et, dans certains cas, les taux d'érosion sont très faibles car il n'y a plus de sol, un taux d‘érosion faible à 1 $t.ha^{-1}.an^{-1}$peut être considéré

comme irréversible dans un délai de 50 à 100 ans avec un taux de formation de sols lent (Van der Knijff et al; 2000; De Girolamo et al, 2015 ; Nerantzaki et al, 2015).

L'Oued el kbir-Rhumel et la partie Est du fleuve Medjerda ont été identifiés comme des zones à forte érosion des sols (le taux d'érosion des sols variait de 3,33 à 7,26 $t.ha^{-1}.an^{-1}$. L'érosion élevée des sols est due aux pentes raides, et aux événements pluviométriques (Oeurng et al., 2011).

Les nitrates dans le ruissellement de surface varient de 0 à 16,24 $kgN.ha^{-1}.an^{-1}$, une grande quantité de nitrates se trouve dans l'Est du bassin de l'Oued el kbir-Rhumel et dans le fleuve Mejerda, dont les quantités varient entre [5,28-16,24 $kgN.\ ha^{-1}.an^{-1}$]. Les fleuves du Nord Africain de notre étudetransfèrent une quantité moyenne de 5330 $t.N\ an^{-1}$ entre 2003 et 2011. L'excès d'éléments nutritifs fournis aux zones côtières par l'exutoire fluvial est la cause principale de l'eutrophisation, qui constitue une menace croissante pour les écosystèmes côtiers par la prolifération d'algues nuisibles, l'altération de la structure de la communauté planctonique et l'hypoxie dans l'eau de fond de la mer Méditerranée (Cloern, 2001 ; Bouwman et al, 2013). Certaines régions de la mer Méditerranée sont très productives, elles sont sous l'influence des rejets de grandes rivières et ont été décrites comme souffrant d'eutrophisation (Macias et al, 2017). Ludwig et al. (2009) dans son étude a enregistré un flux entre 11000 et 57000 $t.N.an^{-1}$ entre 1963-1998 à partir des rivières côtières de l'Afrique du Nord vers la mer Méditerranée.

SWAT a également démontré que les fleuves de l'Oued el kbir-Rhumel et Mejerda exportent également les plus grandes quantités de nitrate vers la Méditerranée (les quantités varient entre 1327 et 1543 $tN.an^{-1}$). Les quantités les plus élevées dans cette région sont dues à une corrélation entre l'exportation annuelle de nitrate et le ruissellement annuel de l'eau de surface. Ce résultat est conforme aux études précédentes qui ont montré que les concentrations de nitrate dans les cours d'eau et les taux d'exportation de N sont principalement contrôlés par les conditions hydrologiques et les débits dans les rivières (Probst, 1985 ; Petry et al, 2002 ; Oeurng et al, 2010 ; Boithias et al, 2014). La région Est de l'Oued el kbir-Rhumel et le fleuve Mejerda sont caractérisés par un taux d'eau élevé de précipitations (ANRH, 2003) et par les plus grandes zones agricoles du site d'étude.

Les barrages stockent une quantité importante de sédiments et de nitrates transportés par les fleuves Nord-Africaines vers la mer Méditerranée. La sédimentation et la dénitrification dans les réservoirs et retenues ont tendance à réduire l'exportation des flux de

sédiments et des nitrates vers les mers (Syvitski et al, 2005). Il y a une diminution des flux mondiaux des matières en suspension et des nutriments en raison de la construction de barrages (Syvitski et al, 2005 ; Camenzuli, 2008). Les barrages de l'Afrique du Nord stockent une grande quantité de sédiments, estimés à 98%. Zettam et al (2017) ont constaté que les barrages de la Tafna, situés dans le Nord-Ouest de l'Afrique, retiennent 27 000 $t.an^{-1}$ (90%) des flux annuels de sédiments transportés par ce bassin vers la Mer Méditerranée. Probst et Amiotte-Suchet (1992) ont estimé le flux annuel de matières en suspension dans les rivières Nord-Africaines à 254 millions de tonnes, entre 37% et 98% des sédiments se déposent dans les barrages (Ghorbal et Claude, 1977). Ces dépôts représentent environ 2-5% de la perte annuelle de capacité de stockage d'eau (Kassoul et al, 1997).

La quantité de nitrates transporté vers la Mer Méditerranée varie entre 182 et 1715 $t.an^{-1}$entre 2003 et 2011. Cependant, le flux de nitrates sans barrages aurait varié entre 315 et 3377 $t.an^{-1}$. Les barrages Nord-Africains stockent 39% des nitrates transportés par les rivières vers la mer. Ounissi et Bouchareb (2013) confirment dans leur étude que les barrages algériens retiennent chaque année de 42 à 93% des flux de nutriment. L'enrichissement des eaux des barrages par les nitrates peut amorcer l'eutrophisation, qui est le problème environnemental mondial le plus important qui touche les réservoirs (Smith et al, 1999 ; Schindler, 2006 ; Padedda et al., 2017). Le phénomène d'eutrophisation est le plus répandu etaffecte les eaux des réservoirs en région méditerranéenne (Naselli-Flores, 2011 ; Padedda et al., 2017). On y observe de fortes variations saisonnières dans la croissance du phytoplancton et la composition des espèces, ce qui nécessite une gestion adaptative des ressources en eau, en particulier dans les stations d'épuration (Baker et al., 2006 ; Pahl-Wostl, 2006), en Sardaigne (Italie-) elle affecte près de 80% de l'eau stockée (21 des 31 réservoirs) (Padedda et al., 2017).

Conclusion générale et perspectives

Conclusion générale et perspectives

Cette étude a développé une approche expérimentale in situ avec de la modélisation hydro-agro-environnemental à différentes échelles spatiales, pour quantifier les mécanismes de transfert des nitrates et des sédiments dans le bassin versant de la Tafna (Nord-Ouest de l'Afrique du Nord) et des plus grands fleuves de l'Afrique du Nord.

A l'échelle du bassin versant de référence, l'étude in situ a permis de montrer la grande variabilité des concentrations en nitrate dans les différents exutoires des sous bassins de la Tafna. Le sous bassin d'Isser contribue le plus à l'eutrophisation de la Tafna et donc de la Méditerranée.

Les résultats ont permis de déterminer les facteurs qui influent sur le flux et les concentrations en nitrates. L'occupation du sol a une grande influence sur les flux de nitrates dans la Tafna.

L'application du modèle SWAT a aidé à reproduire le flux d'eau, des sédiments et des nitrates. SWAT a permis d'évaluer la contribution des différents compartiments du bassin aux eaux de surface. Il a montré aussi qu'une grande proportion d'eau de surface provient du ruissellement et du flux latéral, alors que la contribution des eaux souterraines est insignifiante.

L'application du modèle a mis en évidence l'impact de la construction de barrage sur le bilan hydrique et les sédiments dans le bassin versant semi-aride. En effet, une grande quantité d'eau (49%) est stockée dans les cinq réservoirs du bassin versant, diminuant ainsi le débit d'eau dans la partie aval du bassin et pourrait affecter la zone agricole irriguée, d'autant plus que la plupart de ces terres dépendent de l'eau de la Tafna. Ces barrages ont été construits pour l'approvisionnement en eau potable et pour l'irrigation. Cependant, selon les statistiques de l'Agence nationale du bassin et du transfert (ANBT) de janvier 2003 à juillet 2011, le plus grand barrage du bassin (Hammame Boughrara) est exclusivement consacré à l'eau potable.

Les barrages stockent aussi une grande quantité de sédiments, plus de 27 000 $t.an^{-1}$ (90% du flux entrant) principalement pendant les crues, représentant 87-95% de flux annuel de sédiments évalués par simulation.

Le modèle SWAT a reproduit aussi les flux des nitrates dans la Tafna. L'application du modèle a montré que les bassins amont de la Tafna exportent des quantités élevées de nitrates. Le fleuve Tafna transporte une quantité moyenne annuelle de 37-86 $tN.an^{-1}$ jusqu'à la mer Méditerranée. La simulation montre aussi que les barrages de la Tafna stockent une quantité

importante de nitrates variant entre 80 et 486 $tN.an^{-1}$], qui représente en moyenne 62% de la quantité totale de nitrates transportée annuellement par le fleuve.

Le changementd'échelle vers les plus grands fleuves de l'Afrique du Nord, a permis de quantifier la contribution de ces grands fleuves au flux de nitrates et de sédiments dans la Méditerranée par simulation numérique. Le modèle SWAT a mis en évidence les facteurs de contrôle des exportations de nitrates et de sédiments et le rôle des barrages dans la rétention des nitrates et des sédiments.

Le bassin Oued el kebir-Rhumel et la partie Est du fleuve Medjerda ont été identifiés comme des zones à grandes quantités de nitrates avec une forte érosion des sols sur notre site d'étude. Les nitrates dans le ruissellement de surface varient de 5,28 à 14,26 $kgN.ha^{-1}.an^{-1}$. Le taux d'érosion du sol varie de 3,33 à 7,26 $t.ha^{-1}.an^{-1}$. Le flux des nitrates des fleuves Nord-Africains vers la Mer Méditerranée varie entre 182 à 1715 $t.an^{-1}$ et la rivière Moulouya contribue avec la plus grande quantité (32%). Alors que le flux de sédiments varie de 22 10^3à 390 $10^3 t.an^{-1}$ et l'Oued el kebir-Rhumel contribue avec la plus grande quantité (55%). SWAT nous a montré également que les barrages de l'Afrique du Nord stockent une grande quantité de sédiments (98%) et des nitrates (39%) transportés par les rivières vers la Méditerranée.

À l'issue de ce travail de thèse. Il est indispensable de proposer des modes de gestion pour préserver les ressources dans une région où l'eau est de plus en plus précieuse etoù les ressources en eau sont limitées et varient considérablement. Ceci afin dede réduire la pollution en nitrate et la quantité de sédiments transportée par la rivière par le reboisement et la multiplication des retenues collinaires à l'amont des barrages. Ceci est particulièrement important pour les barrages Nord-Africains où les rivières transportent une grande quantité de sédiment afin d'augmenter leur durée de vie.

Les modèles hydro-agro-climatologiques tels que le modèle SWAT a démontré que c'est un outil utile pour comprendre les processus hydrologiques et de transferts de matière en milieu semi-aride, même si la quantité de données mesurées disponibles est faible. Il peut être utile pour identifier l'emplacement le plus approprié des barrages et de les optimiser pour réduire leur impact sur les ressources en eau.

La modélisation a permis de mettre en évidence sa capacité à prédire et évaluer les conséquences de la pression anthropique sur les ressources en eau à grande échelle. Bien que le manque de données récentes et fiables (la carte récente des sols, les mesures journalières

des nitrates et l'incertitude des inputs du modèle) nous ait empêchés d'avoir de meilleurs résultats, nous avons pu établir des projets de modélisation cohérents.

Cependant, un problème général dans la modélisation des bassins versants qui doit être abordé est la disponibilité limitée des données. L'absence d'une longue série de données observées avec un pas de temps quotidien et une résolution spatiale élevée ont limité la capacité de cette étude à évaluer les simulations comme il se doit.

Le manque et la qualité des données observées dans la région de l'Afrique du Nord est un sérieux problème qui touche le secteur de l'eau. Les chercheurs qui travaillent dans ce domaine trouvent beaucoup de difficultés pour interpréter les résultats des différents travaux réalisés. Il est à noter aussi qu'aujourd'hui une collaboration entre les pays de la région ainsi que les instituions de recherches et les agences de l'eau de l'Afrique du Nord est indispensable pour mieux protéger la ressource hydrique.

En termes de perspectives scientifiques, en plus de l'acquisition des données nécessaires pour une meilleure évaluation du modèle à large échelle, nous pouvons utiliser la modélisation pour faire des simulations à l'horizon 2030-2050. Aussi au vue des résultats de simulation, on pourrait envisager de travailler avec les organismes de gestion des ressources en eau pour tester diverses simulations dans un contexte de changement environnemental (climatique et occupation du sol, démographie, agriculture ….)

Enfin, les résultats obtenus ont été très encourageants. On a pu représenter la dynamique de l'eau, des sédiments et des nitrates dans la Tafna et à l'échelle des plus grands fleuves de l'Afrique du Nord.

Bibliographie

Abbaspour, K.C., Rouholahnejad, E., Vaghefi, S., Srinivasan, R., Yang, H., Kløve, B. 2015. A continental-scale hydrology and water quality modèle for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT modèle, *Journal of Hydrology,* 524 : 733–752.

Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E., Rasmussen, J. 1986. An introduction to the European Hydrological System—Système Hydrologique Européen, –SHE", 1: History and Philosophy of a physically-based, distributed modèleling system. *J. Hydrol*., 87, 45–59.

ABH Chéliff. Zahrez (2009)- Rapport de synthèse du PDARE de la région Chéliff. Zehrez. Agence de bassin hydrographique de Chéliff. 13-25.

Abouabdillah, A.; White, M.; Arnold, J.G.; De Girolamo, A.M.; Oueslati, O.; Maataoui, A.; Lo porto, A., 2014. Evaluation of soil and water conservation measures in a semi-arid river basin in Tunisia using SWAT. *Soil Use Manag*., 30, 539–549.

Akhavan, S.; Abedi-Koupaia, J.; Mousavia, S.; Afyunib, M.; Eslamiana, S.; Abbaspour, K., 2010. Application of SWAT modèle to investigate nitrate leaching in Hamadan–Bahar Watershed, Iran. *Agric. Ecosyst. Environ*., 139, 675–688.

Ambroise B. 1991, hydrologie des petits bassins versant ruraux en milieu tempéré : processus et modèls. Séminaire du conseil scientifique du département "science du sol" de l'INRA, (26-27/03/1991), Dijon-France, 34p.

Arabi, M, Govindaraju, RS., Sophocleous, M, Koelliker, JK.,2006. Use of distributed models for watershed management: case studies. In: Singh VP, Frevert DK, Eds. Watershed models. Boca Raton, FL: Taylor and Francis.

Arnold J.G., Srinivasan R., Muttiah R.S., Williams J.R., 1998. Large-area hydrologicmodèleing and assessment: Part I. Modèle development. *J. Am. Water Res. Assoc*.34, 73–89;

Arnold, J.G.; Moriasi, D.N.; Gassman, P.W.; Abbaspour, K.C.; White, M.J.; Srinivasan, R.; Santhi, C.;Harmel, R.D.; Van Griensven, A.; Van Liew, M.W.; et al. 2012. SWAT: Modèle use, calibration, and validation.*Trans. ASABE*, 55, 1491–1508;

Baker, L.A., Westerhoff, P., Sommerfeld, M., 2006. Adaptive management using multiple barriers to control tastes and odors. *J. Am. Water Works Assoc*. 98, 113-126.

Baker, T.J.; Miller, S.N., 2013.Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed. *J. Hydrol*., 486, 100–111;

Barbut, M.M., Durand, M.J-H, 1952. Carte des Sols d'Algérie. Oran. Feuille N.I. 30-N.E, Service Géographique de l'Armée;

Beasley, D., Huggins, L., et M. E.J., 1980. Answers: a modèle for watershed planning, *Transactions of ASAE*,23, 938–944;

Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., Aurousseau, P., Cotteret, G., 2002. A hydrological modèle dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation : rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship., *Hydrological Processes*,16 , 493–507;

Beaujouan, V., Modélisation des transferts d'eau et d'azote dans les sols et les nappes. Développement d'un modèle conceptuel distribué. Applications à de petits bassins versants agricoles, 2001. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, p 210 ;

Belaidi, N., Taleb A., Mahi, A. and Messana, G., 2010. Composition and distribution of stygobionts in the Tafna alluvial aquifer (north-western Algeria), *Subterranean Biology* 8: 21-32;

Bentellis-Mosbah A., Azzoug R., Rached O., Gharzouli R., Soltani A., 2003. Évaluation du niveau de contamination métallique des sols des berges de l'oued rhume et étude de son impact sur la végétation riveraine (en amont de la confluence Oued Rhumel-Boumerzoug) (Constantine - Algérie), *Sciences & Technologie* C – N°20, Décembre (2003), 25-38 ;

Benyahia, M., Bechlaghem, N., Habi, M. et Kerfouf, A., 2009. Importance des ressources hydriques de la wilaya de Tlemcen dans le cadre de l'Oranie (Algerie Nord-Occidentale) et perspectives de développement durable, Vème Colloque International – Energies, Changements Climatiques et Développement Durable – Hammamet (Tunisie), 14p;

Bermúdez-Couso, A., Fernández-Calviño, D., Álvarez-Enjo, M. A., Simal-Gándara, J., Nóvoa-Muñoz, J. C., Arias-Estévez, M., 2013. Pollution of surface waters by metalaxyl and nitrate from non-point sources, *Science of the Total Environment* 461–462, 282–289;

Bessenasse, M.; Kettab, A.; Paquier, A.; Galeas, G.; et Ramez, P., 2003. Simulation numérique de la sédimentation dans les retenues de barrages : Cas de la retenue de Zardezas, Algérie. *J. Water Sci*., 16, 103–122;

Betrie, G.D., Mohamed, Y.A., van Griensven, A., Srinivasan, R., 2011. Sediment management modeling in the Blue Nile Basin using SWAT model. *Hydrol. Earth Syst. Sci*. 15, 807–818;

Beven, K.; Calver, A., Morris, E.M. 1987. *Institute of Hydrology Distributed Modèle, Report* No. 8; Institute of Hydrology: Wallingford, UK;

Boithias, L., 2011, Modélisation des transferts de pesticides à l'échelle des bassins versants en période de crue, Thèse de Doctorat, Université Toulouse III Paul Sabatier, 220 p.

Boithias, L.; Sauvage, S.; Taghavi, L.; Merlina, G.; Probst, J.L.; Sanchez Perez, J.M., 2011. Occurrence of metolachlor and trifluralin losses in the Save river agricultural catchment during floods. *J. Hazard. Mater*., 196, 210–219;

Boithias, L., Srinivasan, R., Sauvage, S., Macar,y F., and 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;

Bosc, E., Bricaud A., Antoine, D., 2004. Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of Sea WiFS observations. *Global Biogeochemical Cycles* 18, GB1005, doi:10.1029/2003GB002034;

Bottcher, A., Hiscock, J., Jacobson, B., WAM-View, 2002. A GIS Approach to Watershed Assessment Modèleing., *Tech. rep*. , Water Environment Federation, Ft Lauderdale;

Boualla, N., Hadj Hassan B., Benzian A., Derrich, Z.,2011. Variabilité et répartition des nitrates dans les systèmes aquifères : Cas du bassin sebkha d'Oran, 10p;

Bouanani, A., 2003. Hydrologie, transport solide et modélisation Etude de quelques sous bassins de la Tafna (NW – Algérie), Thèse de Doctorat, Univ, Tlemcen: 250 p.

Bouchedja, A., 2012, La politique nationale de l'eau en Algérie, Euro-RIOB 2012 : 10ème Conférence Internationale, Istanbul – Turquie – ;

Bouraoui, F.; Benabdallah, S.; Jrad, A.; Bidoglio, G., 2005. Application of the SWAT modèle on the Medjerda riverbasin (Tunisia). *Phys. Chem. Earth*, 30, 497–507.

Bourouba, M. 1998. Contribution à l'étude de l'érosion et des transports solides de l'Oued Medjerda supérieur (Algerie orientale). *Bull. Reseau Erosion*, 18, 76–97;

Bouwman, A. F., Bierkens, M. F. P., Griffioen, J., Hefting, M. M.,Middelburg, J. J., Middelkoop, H., and Slomp, C. P., 2013. Nutrient dynamics, transfer and retention along theaquatic continuum from land to ocean: Towards integra-tion of ecological and biogeochemical models. *Biogeoscien-ces*10:1–222. doi:10.5194/bg-10-1-2013;

Bouzid-Lagha, S.; Djelita, B. 2012. Study of eutrophication in the Hamman Boughrara Reservoir(Wilaya de Tlemcen, Algeria). *Hydrol. Sci. J.*, 57, 186–201;

Briak, H., Moussadek, R., Aboumaria, K., Mrabet, R., 2016. Assessing sediment yield in Kalaya gauged watershed (Northern Morocco) using GIS and SWAT modèle, *International Soil and Water Conservation Research* (4) , 177–185;

Braind, C. 2014. Approche multi-traceurs pour la détermination de l'origine des nitrates dans les eaux souterraines : exemple d'une source karstique dans les Landes, Sciences de la Terre. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 2014. Français. NNT : 2014PA066133.

Brooks, D.B., 2007. Fresh water in the Middle East and North Africa. In: Lipchin, C.,et al. (Eds.), Integrated Water Resources Management and Security in the Middle East. *Springer*, pp. 33-64;

Brown, L., Barnwell, J.T., 1987. The Enhanced Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual (No. EPA/600/3-87/007).

Bu, H., Meng W., and Zhang Y. 2011. Nitrogen pollution and source identification in the Haicheng River basin in Northeast China, *Sci. Total Environ*., 409 , 3394–3402;

Camargo, J.A., Alonso, Á. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environ. Int*. 32, 831–849.doi:10.1016/j.envint.2006.05.002;

Camenzuli, L., 2008. Anthropogenic changes of the particle transport from land to ocean (2008). Term paper Biogeochemistry and Pollutant Dynamics.

Canton, M., 2009. Dynamique des éléments biogènes dans le continuum fluvio-estuarien de la zone hydrologique d'influence du bassin d'Arcachon, Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux, 229p ;

Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8, 559–568;

Cerro, I., Antigüedad, I., Srinivasan, R., Sauvage, S., Volk, M., Sanchez-Perez, J.M., 2014. Simulating land management options to reduce nitrate pollution in an agricultural watershed dominated by an alluvial aquifer. *J. Environ. Qual ;*

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;

Cloern, J. E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser*.210:223–253. doi:10.3354/meps210223;

Collignon, B., 1986. Hydrogéologie appliquée des aquifères karstiques des Monts de Tlemcen (Algérie), Thèse de Doctorat nouveau régime, Univ Avignon: 282p ;

Colombani, J.; Olivry, J.C.; Kallel, R., 1984. Phénomènes exceptionnels d'érosion et de transport solide en Afrique aride et semi-aride. *In Challenges in African Hydrology and Water, Ressources*; IAHS Publication: Oxford shire, UK; Volume 144, pp. 295–300;

Covino, T. P., B. L. McGlynn, and M. Baker. 2010b. Separating physical and biological nutrient retention and quantifying uptake kinetics from ambient to saturation in successive mountain stream reaches. *J. Geophys*. Res.115: G01010. doi:10.1029/2009JG001263

Croll, B. et Hayes, C.; 1988. Nitrate and water supplies in the United Kingdom. Environmental Pollution, 50(1-2):163 – 187. Toxic Substance in the Environment. xi, 8, 9, 14, 27, 28, 29, 38;

Curie, F., Ducharne, A., Bendjoudi, H., Billen, G., 2011. Spatialization of denitrification by river corridors in regional-scale watersheds: Case study of the Seine river basin, *Physics and Chemistry of the Earth* 36, 530-538;

Daniel, C., Le Boeuf, P, Dobbins et Abkowitz, 2011. Watershed modèleing and its applications: A state-of-the-art review. *Open Hydrology Journal*, 5 (2): pp. 26-50.

De Girolamo, A.M., Pappagallo, G., Lo Porto, A., 2015. Temporal variability of suspended sediment transport and rating curves in a Mediterranean river basin: The Celone (SE Italy). *Catena* 128, 135–143. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2014.09.020.

De Klein, J. J. M., Koelmans, A. A., 2011. Quantifying seasonal export and retention of nutrients in West European lowland rivers at catchment scale, *Hydrol. Process*. 25, 2102–2111;

Dekkiche, A., 1993. Etude statistique multidimensionnelle du régime pluviométrique et des crues, application au bassin versant de la Tafna. ANRH, juin 1993;

Deng, F., L. Hou, M. Liu, Y. Zheng, G. Yin,X. Li, X. Lin, F. Chen, J. Gao, and X. Jiang, 2015. Dissimilatory nitrate reduction processes and associated contribution to nitrogen removal in sediments of the Yangtze Estuary, *J. Geophys. Res. Biogeosci*., 120, 1521–1531, doi:10.1002/2015JG003007;

El Herrya S., Fathalli A., Jenhani-Ben Rejeb A., Bouaïcha N., 2008. Seasonal occurrence and toxicity of Microcystis spp. and Oscillatoria tenuis in the Lebna Dam, Tunisia, *WATER RESEARCH* 42, 1263– 1273;

ESCo 2017. Expertise réalisée à la demande des ministères en charge de l'environnement Français et de l'agriculture, avec le soutien financier de l'AFB, 2017.

FAO, 2001. Global estimates of gaseous emissions of NH3, NO and N2O from agricultural land Retrieved from http://www.fao.org/DOCREP/004/Y2780E/Y2780E00.HTM .;

Feldman, A.D., 2000. *Hydrologic Modèleing System HEC-HMS*; Technical Reference Manual; U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center (HEC): Davis, CA, USA;

Ferrant, S., 2009. Modélisation agro-hydrologique des transferts de nitrates à l'échelle des bassins versants agricoles gascons, thèse de doctorat, Université de Toulouse- France, 209p;

Fertial, 2010. Manuel utilisation des engrais en Algérie, 100p ;

Flipo, N., Even, S., Poulin, M., Thery, S., Ledoux, E., 2007. Modeling nitrate fluxes at the catchement scale using the integrated tool CAWAQS. *Sci. Total Environ*. 375, 69–79.

Furusho, C., 2011, Modélisation hydrologique des bassins versants périurbains, thèse de doctorat, école centrale de Nantes, 235p ;

Galloway, J. N., Townsend A. R., Erisman J. W., Bekunda M., Cai Z. C., Freney J. R., Martinelli L. A., Seitzinger S. P., and Sutton M. A., 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions, Science, 320, 889– 892;

Gassman P. W., Reyes M. R., Green C. H., Arnold J. G., 2007. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions, *Trans. ASABE*,50 (4), 1211

Gassman, P.W.; Sadeghi, A.M.; Srinivasan, R., 2014. Applications of the SWAT Modèle Special Section: Overviewand Insights. *J. Environ. Qual*., 43, 1–8;

Ghoraba, S.M., 2015. Hydrological modèleing of the Simly Dam watershed (Pakistan) using GIS and SWAT modèle. *Alex. Eng. J*., 54, 583–594;

Ghorbal, A.; Claude, J., 1977. Mesure de l'Envasement Dans les Retenues de Sept Barrages en Tunisie: Estimation des Transports Solides; *IAHS Publication*: Wallingford, UK; Volume 122, pp. 219–232 ;

GIEC –IPCC 2008. Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat – Bilan 2007 des changements climatiques : synthèse du rapport d'évaluation du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC). Genève : Organisation Mondiale de Météorologie (OMM)/Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), Genève, 103 p.

Glen, E.P., Cohen, M.J., Morrison, J.I., Valdes-Casillas, C., Fitzsimmons, K., 1999. Science and policy dilemmas in the management of agricultural waste waters: the case of the Salton Sea, CA, USA. *Environ. Sci. Policy* 2, 413–423;

Gnouma, R., 2006, Aide à la calibration d'un modèle hydrologique distribué au moyen d'une analyse des processus hydrologiques : application au bassin versant de l'Yzeron, thèse de doctorat, institue nationale des sciences appliquées de Lyon- France, 448p ;

Gold, A. J., Addy, K., Morrison, A., Simpson, M., 2016. Will Dam Removal Increase Nitrogen Flux to Estuaries, *Water*, 8, 522; doi:10.3390/w8110522;

Guoqing, L., Xiaoyu, M., Jidong, D., Xilai, Z.. 2012. Temporal Evolution of Water Quality in the Typical Semiarid Regiona, *Procedia Environmental Sciences* 12 1411 – 1418;

Hamiche A., Boudghene Stambouli A., Flazi S., 2015. A review on the water and energy sectors in Algeria: Current forecasts, scenario and sustainability issues, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 41:261–276;

Hao, X., Chang, C., 2003. Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern Alberta? *Agric. Ecosyst. Environ*. 94, 89–103;

He, Z.L., Zhang, M.K., Calvert, D.V., Stoffella, P.J., Yang, X.E., Yu S., 2004. Transport of heavy metals in surface runoff from vegetable and citrus fields, *Soil Sci. Soc. Am. J*. 68,1662–1669.

Holvoet, K., Van Griensven, A., Gevaert, V., Seuntjens, P., and Vanrolleghem, P.A., 2008. Modifications to the SWAT code for modèleling direct pesticide losses. *Environ. Modèle.Softw*. 23(1):72–81. doi:10.1016/j.envsoft.2007.05.002;

Howarth, R.W., Sharpley, A. and Walker, D., 2002. Sources of Nutrient Pollution to Coastal Waters in the United States: Implications for Achieving Coastal Water Quality Goals. *Estuaries*, 25, 656-676;

Iaaich, H., Moussadek, R., Baghdad, B., Mrabet, R., Douaik, A., Abdelkri, D., Bouabdli, A. 2016. Soil erodibility mapping using three approaches in the Tangiers province– Northern Morocco, *International Soil and Water Conservation Research* 4:159-167;

Iavazzo, P., Ducci D., Adamo, P., Trifuoggi, M., Migliozzi, A., Boni, M., 2012. Impact of Past Mining Activity on the Quality of Water and Soil in the High Moulouya Valley (Morocco), *Water Air Soil Pollut*, 223:573–589;

Jacobs S. R., Breuer L., Butterbach-Bahl K., Pelster D. E., Rufino M. C., 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

Jalali, M. 2011. *Environ Earth Sci*, 62: 907. https://doi.org/10.1007/s12665-010-0576-5

Jha M.K., Wolter C.F., Schilling K.E., and Gassman P.W., 2010. Assessment of total maximum daily load implementation strategies for nitrate impairment of the Raccoon River, Iowa. *J. Environ. Qual*. 39:1317–1327.doi:10.2134/jeq2009.0392.

Johnson Z. C., Warwick J. J., Schumer R., 2015. Nitrogen retention in the main channel and two transient storage zones during nutrient addition experiments, *Limnol. Oceanogr*. 60, 57–77;

Jones J. B., Mulholland P. J, 2000. Streams and Ground Waters. Academic Press, 447p.

Kassoul, M.; Abdelgader, A.; Belorgey, M., 1997. Caractérisation de la sédimentation des barrages en Algérie. *Rev. Sci. Eau*, 3, 339–358.

Kattan, Z., Salleron, J.L., Probst, J.-L., 1986. Bilans et dynamiques de transfert de l'azote et du phosphore sur le bassin de la Moselle (Nord-Est de la France). *Sciences de l'Eau* 5, 435 459.

Kettab, A. 2001. Les ressources en eau en Algérie : Stratégies, enjeux et vision. *Desalination*, 136, 25–33 ;

Kettab A., Mitiche R., Bennaçar N., 2008. De l'eau pour un développement durable : enjeux et stratégies." Revue des sciences de l'eau 212 : 247–256. doi : 10.7202/018469ar.

Khaldi, A., 2005. Impacts de la Sécheresse sur le Régime des Ecoulements Souterrains Dans les Massifs Calcaires de l'Ouest Algérien –Monts de Tlemcen-Saida". Thèse de doctorat d'état, Université d'Oran, Oran, Algérie, p. 239.

Kiniouar H., Hani A., Kapelan Z., 2017. Water Demand Assessment of the Upper Semi-Arid Sub-catchment of a Mediterranean Basin, *Energy Procedia* 119:870–882.

Kitheka, Y.S., Kane, A., Floser, G., Kremer, H., 2009. Land-ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ);

Kouwen, N.; Soulis, E.D.; Pietroniro, A., 1993. Donald, J.; Harrington, R.A. Grouping Response Units for Distributed Hydrologic Modèleling. *ASCE J. Water Resour. Plan. Manag*., 119, 289–305.

Krika A., 2013. Etude de la distribution des métaux lourds dans les ripisylves de l'oued Rhumel, Thèse de doctorat, Université de Constantine 1, 184 p;

Krysanova, V., Müller-Wohlfeil, D., Becker, A., 1998. Development and test of a spatially distributed hydrological water quality modèle for mesoscale watersheds., *Ecological Modèleling*, 106, 261–289.

Lassaletta, L., García-Gómez, H., Gimeno, B. S., Rovira, J.V., 2009. Agriculture-induced increase in nitrate concentrations in stream waters of a large Mediterranean catchment over 25 years (1981–2005), *Science of the Total Environment* 407, 6034–6043.

Lahmar, R., & Ruellan, A. (2007). Dégradation des sols et stratégies coopératives en Méditerranée: la pression sur les ressources naturelles et les stratégies de développement durable. *Cahiers Agricultures*,16 (4), 318–323.

Laurent, F., Ruelland, D., 2011. Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale, *Journal of Hydrology* 409 : 440–450.

Le Goulven, P.; Leduc, C., Bachta, M.S., Poissin, J.C. 2009. Sharing scarce resources in a Mediterranean river basin: Wadi Merguellil in Central Tunisia. In *River Basin Trajectories: Societies, Environments and Development*; Molle, F.,Wester, P., Eds.; MPG Books Group: Bodmin, UK,; pp. 147–170, ISBN-13: 978-1-84593-538-2;

Lefrancq M., Jadas-Hécart A., La Jeunesse I., Landry D., Payraudeau S., 2017. High frequency monitoring of pesticides in runoff water to improve understanding of their transport and environmental impacts. *Sci. Total Environ*. 587–588, 75–86.

Lerner, D. N., Yang, Y., Barrett, M. et Tellam, J., 1999, Loadings of non-agricultural nitrogen in urban groundwater. In Impacts of Urban Growth on Surface Water and Groundwater Quality. 17, pages…

Liang, X.; Lettenmaier, D.P., 1994. Wood, E.F.; Burges, J. A simple hydrologically based modèle of land surface water and energy fluxes for general circulation modèles. *J. Geophys. Res.*, 99, 14415–14428.

Lin, B.; Chen, X.; Yao, H.; Chen, Y.; Liu, M.; Gao, L., 2015. James, A. Analyses of land use change impacts on catchment runoff using different time indicators based on SWAT modèle. *Ecol. Indic*., 58, 55–63.

Ludwig, W., Dumont, E., Meybeck, M., Heussner, S., 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades?, *Progress in Oceanography*, 80, 199–217.

Lutgens, F. K., and E. J. Tarbuck. 1992. The Atmosphere: An Introduction to Meteorology. New Jersey: Prentice Hall.

Macias, D., Garcia-Gorriz, E., Stips, A., 2017. Major fertilization sources and mechanisms for Mediterranean Seacoastal ecosystems, *Limnology and Oceanography*, doi: 10.1002/lno.10677.

Margat J., Treyer S, 2004. L'eau des Méditerranéens: situation et perspectives. MAP Technical Report Series No. 158, 366 pp. Available from: http://www.unepmap.org/.

Margat, J. et Castany, G., 1977, Dictionnaire Français d'Hydrogéologie, édition du BRGM, 249p.

Mariotti, A., Létolle, R., 1977. Application de l'étude isotopique de l'azote en hydrologie et en hydrogéologie-Analyse des résultats obtenus sur un exemple précis: le bassin de Mélarchez (Seine-et-Marne, France). *J. Hydrology* 33, 157–172.

Martin, C., 2003. Mécanismes hydrologiques et hydrochimiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versants agricoles. Approche expérimentale et modélisation. Hydrologie. Universit e Rennes 1, 284p ;

Maskey, S., 2004. Modèleling Uncertainty in Flood Forecasting Systems. CRC Press, XX pages.

McIsaac, G.F., David, M.B., Gertner, G.Z., Goolsby, D.A., 2001. Eutrophication: Nitrate flux in the Mississippi River. *Nature* 414, 166–167. doi:10.1038/35102672;

Meaurio, M., Zabaleta, A., Boithias, L., Epelde, A.M., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.-M., Srinivasan, R., Antigüedad, I., 2017. Assessing the hydrological response from an ensemble of CMIP5 climate projections in the transition zone of the Atlantic region (Bay of Biscay). *J. Hydrol*. 548, 46–62. doi:10.1016/j.jhydrol.2017.02.029 ;

Mebarki A., Thomas C., 1988. Analyse des relations entre écoulements superficiels et souterrains à partir des hydrogrammes des cours d'eau Application au bassin du Kebir-Rhumel dans le Constantinois (Algérie), *Hydrol. continent*., vol. 3, n° 2, 89-103 ;

Merzouki, A., Lossaint, P., Billes, G., Rapp, M., 1990. L'impact du déboisement sur l'azote minéral susceptible d'être absorbe par un taillis de chêne vert (*Quercus ilex L*) en reconstitution. Annales des sciences forestières, INRA/EDP Sciences, 47 (6), pp.633-641..

Ministère Algérien de l'Agriculture, 2012. Statistiques Agricoles de la wilaya de Tlemcen et Ain Temouchent;

Mitchel, J.P., Shenman, C., Singer, M.J., Peters, D.W., Miller, R.O., Pichard, T., Grattan, S.R., Rhoades, J.D., May, D.M., Munk, D.S., 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;

Mokhtari, N., 2016. Etude de la dynamique de la désertification dans le bassin versant de la Moulouya en intégrant les données issues de la télédétection et les données socioéconomiques, Maroc (Thèse de doctorat). Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech, 266 p.

Molenat, J., Durand, P., Gascuel-Odoux, C., Davy, P., Gruau, G., 2002. Mechanisms of nitrate transfer from soil to stream in an agricultural watershed of French Brittany. *Water Air, Soil Pollut*;133:161–83.

Molina-Navarro, E., Trolle, D., Martínez-Pérez, S., Sastre-Merlín, A., Jeppesen, E., 2014. Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios. *J. Hydrol*., 509, 354–366.

Moriasi, D.N.; Arnold, J.G.; Van Liew, M.W.; Bingner, R.L.; Harmel, R.D.; Veith, T.L., 2007. Modèle evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulation. *Am. Soc. Agric. Biol. Eng*., 50, 885–900;

Moriasi, D.N.; Steiner, J.L.; Arnold, J.G., 2011. Sediment measurement and transport modèleing: Impact of riparian and filter strip buffers. *J. Environ. Qual*., 40, 807–814.

Mostefa-Kara K., 2008. La menace climatique en Algérie et en Afrique. Hydra(Algérie) : Editions Dahlab, 384 p.

Mozas, M. Ghosn , A. 2013, État des lieux du secteur de l'eau en Algéri, Études & analyses , Institue de prospective économique du monde Méditerranéen , 27p.

Naselli-Flores, L., 2011. Eutrophication: causes, consequences and control. In: Ansari, A.A., Singh Gill, S., Lanza, G.R., Rast, W. (Eds.), Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 131-142.

Nash, J.E.; Sutcliffe, V., 1970. River flow forecasting through conceptual modèles: Part I. A discussion of principles. *J. Hydrol*., 10, 282–290.

National Agency of Hydrologic Resources (ANRH), 2003. Map of Average Annual Runoff in the North of Algeria; ANRH: Alger, Algeria,

National Agency of Hydrologic Resources (ANRH), 2003. Map of Groundwater Resources in the North of Algeria; ANRH: Alger, Algeria,

National Agency of Hydrologic Resources (ANRH), 2003. Map of Potential Evapotranspiration in the North of Algeria; ANRH: Alger, Algeria,

Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., King, K.W., 2005, Soil and water assessment tool. In: Theoretical Documentation: Version 2005. TWRI TR-191, College Station, TX.

Neitsch, S.L.; Arnold, J.G.; Kiniry, J.R.; Srinivasan, R.; Williams, J.R., 2002 (a). *Soil and Water Assessment Tool User's Manual*, Version 2000; Texas Water Resources Institute: College Station, TX, USA,; p. 412.

Neitsch, S.L.; Arnold, J.G.; Kiniry, J.R.;Williams, J.R.; King, K.W., 2002 (b). *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation,* Version 2000; Texas Water Resources Institute: College Station, TX, USA,; p. 458.

Nerantzaki, S.D.; Giannakis, G.V.; Efstathiou, D.; Nikolaidis, N.P.; Sibetheros, I.A.; Karatzas, G.P.; Zacharia, I., 2015. Modèleing suspended sediment transport and assessing the impacts of climate change in a karstic Mediterranean watershed. *Sci. Total Environ*, 538, 288–297.

Nie,W.; Yuan, Y.; Kepner,W.; Nash, M.; Jackson, M.; Erickson, C., 2011. Assessing impacts of land use and land cover changes on hydrology for the upper San Pedro watershed. *J. Hydrol*., 407, 105–114.

Niraula, R.; Norman, L.M.; Meixner, T. and Callegary, J.B., 2012.Multi-gauge Calibration for modèleing the Semi-Arid Santa CruzWatershed in Arizona-Mexico Border Area Using SWAT. *Air Soil Water Res*., 5,41–57.

Noori, N.; Kalin, L., 2016. Coupling SWAT and ANN modèles for enhanced daily stream flow Prediction. *J. Hydrol*., 533, 141–151.

Oeurng C., Sauvage S., Sánchez-Pérez J.M., 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.

Oeurng, C., S. Sauvage, and J.M. Sánchez-Pérez. 2011. Assessment of hydrology, sediment and particulate organic carbon yield in a large agricultural catchment using the SWAT model. *J. Hydrol*. 401:145–153. doi:10.1016/j.

jhydrol.2011.02.017 Ounissi, M., Bouchareb, N., 2013. Nutrient distribution and fluxes from three Mediterranean coastal rivers (NE Algeria) under large damming, *C. R. Geoscience* 345 : 81–92.

Ounissi, M., Ziouch O., Aounallah, O., 2014. Variability of the dissolved nutrient (N, P, Si) concentrations in the Bay of Annaba in relation to the inputs of the Seybouse and Mafragh estuaries, *Marine Pollution Bulletin*, 80, 234–244.

Ouyang, Y., Nkedi-Kizza, P., Wu, Q.T., Shinde, D., Huang, C.H., 2006. Assessment of seasonal variations in surface water quality. *Water Res*. 40(20), 3800–3810.

Padedda, B. M., Sechi, N., Lai, G. G., Mariani, M. A., Pulina, S., Sarria, M., Satta, C. T., Virdis, T., Buscarinu, P., Lugli, A., Consequences of eutrophication in the management of water resources in Mediterranean reservoirs: A case study of Lake Cedrino (Sardinia, Italy), *Global Ecology and Conservation* 12: 21-35.

Pahl-Wostl, C., 2006. Transitions towards adaptive management of water facing climate and global change. *Water Resour. Manag*. 21, 49-62.

Passy, P., 2012. Past present and future of the nutrients cascade in the Seine, Somme and Scheldt watersheds. Environmental and Society. Universit ePierre et Marie Curie - Paris VI, 197p.

Paul A., Moussa I., Payre V., Probst A., Probst J.-L., 2015. Flood survey of nitrate behavior using nitrogen isotope tracing in the critical zone of a French agricultural catchment. *Comptes Rendus Geoscience* 347, 328–337;

Petry, J., Soulsby, C., Malcolm, I., and Youngson, A., 2002. Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *Sci. Total Environ*. 294:95–110. doi:10.1016/S0048-9697(02)00058-X ;

Pezet, F., 2014. Bilans et transferts de phosphore dans le bassin versant du lac du Bourget: caractérisation, interprétation et modélisation des flux, Thèse de doctorat, Université de Grenoble- France, 256p.

Philippe, E. 2011, Contribution à la modélisation du transfert des nitrates au travers de la zone non saturée à l'échelle régionale : application au bassin de la Seine, Thèse de Doctorat, l'École nationale supérieure des mines de Paris, 233p.

Piña-Ochoa, E., and Álvarez-Cobelas, M., 2006. Denitrification in aquatic environments: A aross-system analysis, Biogeochemistry, 81,111–130.Porubsky, W. P., L. E. Velasquez, and S. B. Joye (2008), Nutrient-replete benthic microalgae as a source of dissolved organic carbon to coastal waters, Estuaries Coasts, 31, 860–876;

Poor, C. J., and J. J. McDonnell , 2007. The effects of land use on stream nitrate dynamics, J. *Hydrol*., 332, 54–68.

Probst, J.-L., 1985. Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne Basin (France). *J. Hydrology* 76, 281–305.

Probst, J.L.; Amiotte-Suchet, P., 1992. Fluvial suspended sediment transport and mechanical erosion in the Maghreb (North Africa). *Hydrol. Sci. J*., 37, 621–637.

Quinton, J.N., Catt, J.A., 2007. Enrichment of heavy metals in sediment resulting from soil erosion on agricultural fields, Environ. Sci. Technol. 41 : 3495–3500 ;

Remini, B.; Avenard, J.-M.; Kettab, A., 1997. Évolution dans le temps de l'envasement dans une retenue de barrage dans laquelle est pratiquée la technique du soutirage. *La Houille Blanche*, 6, 4–8;

Remini, B., Hallouche, W., 2003, Les barrages du Maghreb face au phénomène de l'envasement, *Revue VECTEUR Environnement (Canada)*. Novembre, Vol 36 no 6, pp. 27-30 ;

Remini, W. et Remini B., 2003. La sédimentation dans les barrages de l'Afrique du Nord, *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n° 02, Juin 2003, pp. 45-54 ;

Remini, B. 2005. La Problématique de l'eau en Algérie ; Office des publications Universitaires: Alger, Algérie, p. 162.

Remini, B., 2010. La Problématique de l'eau En Algérie du Nord, *Larhyss Journal*, n° 08, pp. 27-46.

Rodier, J., 1996. L'analyse de l'eau, Eaux naturelles eaux résiduaires eau de mer ,8ème edt, Dunod : 1383p.

Romero, E., Garnier, J., Billen, G., Peters, F., Lassaletta, L., 2016. Water management practices exacerbate nitrogen retention in Mediterranean catchments, *Science of the Total Environment* 573: 420–432.

Rostamian, R.; Jaleh, A.; Afyuni, M.; Farhad, M.; Heidarpour, M.; Jalalian, A.; Abbaspour, K.C., 2008. Application of a SWAT modèle for estimating runoff and sediment in two Mountainous basins in central Iran. *Hydrol. Sci. J*., 53, 977–988.

Roudi-Fahimi, F., Kent, M., 2007. Challenges and opportunities—The population of the Middle East and North Africa. *Popul. Bull*. 62, 1–20.

Rouholahnejad, E., Abbaspour, K. C., Srinivasan, R., Bacu, V., and Lehmann, A., 2014. Water resources of the BlackSea Basin at high spatial and temporalresolution, *Water Resour. Res*., 50,5866–5885, doi:10.1002/2013WR014132.

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.

Schindler D.W., 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication, *Limnol. Oceanogr*., 51(1, part 2), 356–363.

Sellami, H.; Benabdallah, S.; La Jeunesse, I.; Vanclooster, M., 2016. Quantifying hydrological responses of small Mediterranean catchments under climate change projections. *Sci. Total Environ*., 543, 924–936.

Shrestha, M. K., Recknagela, F., Frizenschafb, J., Meyer, W., 2016. Agricultural Water Management, Article in Press, 11p.

Shrestha, M.K.; Recknagela, F.; Frizenschafb, J.; Meyer, W., 2017.Assessing SWAT modèles based on single and multi-site calibration for the simulation of flow and nutrient loads in the semi-arid Onkaparinga catchment in South Australia. *Agric. Water Manag*., in press.

Singh, A.; Gosain, A.K. 2011. Climate-change impact assessment using GIS based hydrological modèleling. *Water Int*., 36, 386–397.

Singh, P., Singh, V.P., 2001. Snow and Glacier Hydrology. Springer Science & Business Media.

Sliva, L. and Williams, D.D., 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Res*. 35(14), 3462-3472.

Smitha, V.H., Tilmanb, G.D., Nekolac, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystem, *Environmental Pollution* 100: 179±196.

Stadler, S., Osenbrück, K., Knöller, K., Suckow, A., Sültenfuß, J., Oster, H., Himmelsbach, T., Hötzl, H., 2008. Understanding the origin and fate of nitrate in groundwater of semi-arid environments, *Journal of Arid Environments* 72, 1830–1842.

Souza, J.O.P.; Correa, A.C.B.; Brierley, G.J. An approach to assess the impact of landscape connectivity and effective catchment area upon bedload sediment flux in Saco CreekWatershed, Semiarid Brazil. *Catena* 2016, 138, 13–29.

Stambouli-Meziane, H., Bouazza, M., 2012. Anthropogenic effects on plant cover in the Tlemcen region (western Algeria), *Open Journal of Ecology* 2, 141-146.

Sun X.,2015, Modélisation des échanges nappe-rivière et du processus de dénitrification dans les plaines alluviales à l'échelle du bassin versant, Thèse de Doctorat, Université Toulouse III Paul Sabatier, 212p.

Surface water resources mobilization; document of Algerian Ministry of Water Resources; February 2012.

Swaney, D. P., Hong, B., Ti, C., Howarth, R. W., and Humborg C., 2012. Net anthropogenic nitrogen inputs to watersheds and riverine N export to coastal waters: a brief overview, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4:203–211.

Syvitski, J. P. M., Vörösmarty, C. J., Kettner, A. J., & Green P., (2005). Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the gobal coastal ocean. *Science* (308), 376-380.

Taabni, M., El Jihad, M., 2012. Eau et changement climatique au Maghreb : quelles stratégies d'adaptation ? Cahiers d'Outre-Mer. *Revue de géographie de Bordeaux*, Presses universitaires de Bordeaux, pp. 493-518.

Taibi S., Meddi M., Mahé G., Evolution des pluies extrêmes dans le bassin du Chéliff (Algérie) au cours des 40 dernières années 1971–2010, *Proc. IAHS*, 369, 175–180.

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 AAM building on a heavily polluted river in semi-arid Algeria. *River Res. Appl*., 20, 943–956.

Taleb A., Belaidi N., Sánchez-Pérez JM., Vervier P., Sauvage S., Gagneur J., 2008. The role of the hyporheic zone of a semi-arid gravel bed stream located downstream of a heavily polluted reservoir (Tafnawadi, Algeria). *River Research and Applications*, Volume 24, Issue 2, pages 183-196.

Tekken, V., Kropp, J.P., 2012. Climate-driven or human-induced: indicating severe water scarcity in the Moulouya River Basin (Morocco). *Water* 4, 959-982.

Terink, W., Immerzeel, W., Droogers, P., 2013. Climate change projections of precipitation and reference evapotranspiration for the Middle East and Northern Africa until 2050. *Int. J. Climatol*. 33, 3055–3072.

Thioulouse, J., Chessel, D., Dolédec, S. & Olivier J.M. 1997.- ADE-4 : a multivariate analysis and graphical display software. *Stat. Comput*., 7, 75-83.

Tournebize, J., Arlot, M.P., Billy, C., Birgand, F., Gillet, J.P., Dutertre A., 2008. Quantification et maitrise des flux de nitrates : de la parcelle drainée au bassin versant, *Ingénieries* n° spécial, p 5-25 ;

Touati, B. Les Barrages et la Politique Hydraulique en Algérie:état, Diagnostic et Perspectives d'un Aménagement Durable. Ph.D. Thèse, Université de Constantine, Constantine, Algérie, 2010.

Tovar-Sanchez, A., Basterretxea, G., Ben Omar, M., Jordi A., Sanchez-Quiles, D., Makhani, M., Mouna, D., Muya, C., Angles, S., 2016. Nutrients, trace metals and B-vitamin composition of the Moulouya River: A major North African river discharging into the Mediterranean Sea, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 176: 47-57.

UNEP, 1995. Évaluation de l'état de l'eutrophisation en mer méditerranée, 225p

Unicef, 2002. Rapport mondial sur la mise en valeur des ressources en eau, 36p.

Vagstad, N., Stälnacke, P., Andersen, H.-E., Deelstra, J., Jansons, V., kyllmar, K., Loigu, E., Rekolainen, S., et Tumas, R., 2004. Regional variations in diffuse nitrogen losses from agriculture in the nordic and baltic regions, *Hydrology & Earth System Sciences*, 8, p651–662.

Van der Knijff, J.M., Jones, R.J.A., Montanarella, L., 2000. Soil erosion risk assessment in Europe. *Eur. Soil Bur. Eur. Comm*. 1–38;

Varado, N., 2004, Contribution au développement d'une modélisation hydrologique distribuée. Application au bassin versant de la Donga, au Benin.

Vidal, M., Duarte CM., Sánchez MC, 1999. Coastal eutrophication research in Europe : progress and imbalances. *Marine Pollution Bulletin* 38: 851–854.

Vigiak O., Malagó A., Bouraoui F., Vanmaercke M., Poesen J., 2015. Adapting SWAT hillslope erosion modèle to predict sediment concentrations and yields in large Basins, *Science of the Total Environment* 538 : 855–875.

Virdis, B., Rabaey K., Rozendal R. A., Yuan Z., and Keller J., 2010. Simultaneous nitrification, denitrification and carbon removal in microbe al fuel cells, *Water Res*., 44, 2970–2980.

Vitousek PM., Aber J., Howarth RW., Likens GE., Matson PA, Schindler DW., Schlesinger DW., Tilman GD., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. *Ecological Applications* 7: 737–750.

Walling, D., Webb, B., 1985. Nitrate behaviour in streamflow from a grassland catchment in Devon, U.K., *Water Research,* 19: 1005–1016.

Wang, G.; Xia, J., 2010. Improvement of SWAT 2000 modèleling to assess the impact of dams and sluices on streamflow in the Huai River basin of China. *Hydrol. Process*., 24, 1455–1471 ;

Wendling, J. 1992. Théorie de TOPMODÈLE. Extrait de thèse de Doctorat, Université de Grenoble, Grenoble, France.

Whitehead, P., Wilson, E., Butterfield, D., 1998. A semi-distributed integrated nitrogen modèle for multiple source assessment in catchment. part 1. modèle structure and process equations., *Science of The Total Environment*, 210/211, 547–558.

Williams, J.R. 1975, Sediment routing for agricultural watersheds. *J. Am. Water Resour. Assoc*., 11, 965–974.

Yakovlev V., Vystavna Y., Diadin D., Vergeles Y., 2015. Nitrates in springs and rivers of East Ukraine: Distribution, contamination and fluxes, *Applied Geochemistry* 53, 71-78.

Yazdanpanah, M., Hayati, D., Hochrainer-Stigler, S., Zamani, G. H., 2014. Understanding farmers'intention and behavior regarding water conservation in the Middle-East and North Africa: A case study in Iran, *Journal of Environmental Management* 135:63-72.

Zahar Y., Ghorbel A., Albergel J., 2008. Impacts of large dams on downstream flow conditions of rivers: Aggradation and reduction of the Medjerda channel capacity downstream of the Sidi Salem dam (Tunisia), *Journal of Hydrology* 351, 318–330.

Zettam, A., Taleb, A., Sauvage, S., Boithias, L., Belaidi, N. and Sánchez-Pérez, J. M., 2017. Modèleling Hydrology and Sediment Transport in a Semi-Arid and Anthropized Catchment Using the SWAT Modèle: The Case of the Tafna River (Northwest Algeria), *Water*, 9, 216; doi:10.3390/w9030216

Zhou, Y., Xu, J. F., Yin, W., A,i L., Fang, N. F., Tan, W. F.,. Yan, F. L, Shi, Z. H., 2016. Hydrological and environmental controls of the stream nitrate concentration and flux in a small agricultural watershed, *Journal of Hydrology*, doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.015.

Annexe

La valorisation des travaux de thèse

Publications (1 acceptée, 2 à soumettre) :

1:A. Zettam , A. Taleb, S. Sauvage, L. Boithias, N. Belaidi and J. M. Sánchez-Pérez, 2017. Modeling hydrology and sediment transport in a semi-arid and anthropised catchment using the SWAT model: the case of the Tafna River (north-west Algeria), *Water*, 9, 216; doi:10.3390/w9030216

2: On prévoit aussi deux publication:

- Zettam A., Taleb A., Sauvage S., Boithias L., Belaidi N., and Sánchez-Pérez J.M., (en préparation). Quantify nitrate transport to the Mediterranean Sea using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT): the case of the Tafna River (North-West Algeria).

-Zettam A., Sauvage S., Taleb A., Belaidi N., Sánchez-Pérez J. M., Assessment of hydrology, nitrate and sediment fluxes towards the Mediterranean Sea: the case of the North Africa catchments by modelling approach.

Conférences dans congrès internationaux :

1 : Zettam A., Taleb A., Sauvage S., Boithias L., Belaidi N. and Sánchez-Pérez J. M., 2016. Application of the SWAT model to investigate surface runoff and nitrate flux towards the Mediterranean Sea: case of the Tafna catchment (North-West of Africa), International Congress on Environmental Modelling and Software, July 10 - 14, 2016 Toulouse, FRANCE;

2: Zettam A., Sauvage S., Taleb A., Belaidi N. and Sánchez-Pérez J. M., 2016. Application of the SWAT model to investigate hydrology and nitrate flux towards the Mediterranean Sea: case of the North Africa catchments; CONFERENCE on Hydrology of African Large River Basin 27 November - 03 December, Dakar, SENEGAL;

3: Zettam A., Sauvage S., Taleb A., Belaidi N., Sánchez-Pérez J. M, 2017. Application of the SWAT model to investigate hydrology, sediment and nitrate flux towards the Mediterranean Sea: case of the North Africa catchments, SWAT conference 28 - 30 Juin 2017 Warsaw, Poland.