



UNIVERSITE SULTAN MOULAY SLIMANE
Faculté des Sciences et Techniques
Béni-Mellal



Centre d'Etudes Doctorales « Sciences et Techniques »
*Formation doctorale : **Ressources naturelles, santé et environnement***

THÈSE

Présentée par

KARAOUI Ismail

Pour l'obtention du grade de

Docteur

Spécialité : Géologie

Option : Hydrologie et télédétection

**Contribution de la télédétection et de la simulation à l'évaluation de
la qualité des eaux.**

Cas du bassin versant Oued El Abid (Haut Atlas, Maroc).

Soutenue publiquement le 06 / juillet / 2019 devant le jury composé de :

Président	: Pr. Khalid HABBARI	Faculté des Sciences et Techniques, Béni-Mellal
Rapporteur	: Pr. Nour-Eddine LAFTOUHI	Faculté des Sciences Semlalia, Marrakech
Rapporteur	: Pr. Abdelali BOULLI	Faculté des Sciences et Techniques, Béni-Mellal
Rapporteur	: Pr. Abderrahmene ELGHMARI	Faculté des Sciences et Techniques, Béni-Mellal
Examineur	: Pr. Ahmed BARAKAT	Faculté des Sciences et Techniques, Béni-Mellal
Directeur de thèse	: Pr. Abdelkrim ARIOUA	Faculté des Sciences et Techniques, Béni-Mellal
Invité	: Ing. Abdelkhalek EL AMRANI Idrissi	Agence du Bassin Hydraulique de L'OER, Béni Mellal

Remerciements

Bien que signée par un seul auteur, une thèse est un travail d'équipe, à la fois sur le plan technique et intellectuel. Je voudrais remercier ici les contributeurs et collaborateurs qui ont été essentiels dans ce travail.

Je tiens à remercier en tout premier lieu mon directeur de thèse le professeur ARIOUA Abdelkrim de la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal, pour son encadrement attentif et constructif durant toutes ces années de recherches effectuées au sein de l'Équipe de Gestion et Valorisation des Ressources Hydriques et Télédétection. Disponible, rigoureux et confiant, ses qualités scientifiques et humaines ont été gage de succès à tous les niveaux. Qu'il trouve ici l'expression de ma gratitude et de ma reconnaissance.

Mes remerciements vont conjointement aux deux professeurs BOUDHAR Abdelghani et HSSAISOUNE Mohamed, qui ont témoigné à mon égard un grand intérêt en me donnant des critères judicieux et en me faisant bénéficier de leurs connaissances et de leurs qualités professionnelles.

Je tiens à remercier Mr. EL AMRANI Idrissi Abdelkhalek, ingénieur responsable du service « contrôle de la qualité des eaux » à l'agence du bassin hydraulique d'Oum Er-Rbia, pour ses remarques pertinentes et sa disponibilité.

Je remercie aussi le Directeur de l'Agence du Bassin Hydraulique de Béni Mellal qui nous a assuré le laboratoire d'analyses, les produits chimiques, le personnel du laboratoire (Chafak youssef et Chafak Mohamad) et les données de l'historique nécessaires pour achever nos travaux de recherches.

Je tiens à exprimer mes chaleureux remerciements à monsieur le Doyen Pr. A. Zeghal, et le Vice doyen monsieur le Pr. K. Habbari pour leurs soutiens pendant les différentes missions de terrain réalisées à la zone d'étude par la Land Rover de la faculté.

Mes remerciements vont aussi à tous les enseignants et les administrateurs de la FST de Béni-Mellal qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce travail, sans oublier le chauffeur de la Land Rover Mohamed Badai.

Je voudrais exprimer également ma reconnaissance à mes collègues au laboratoire, les doctorants : K. Ait Ouhamchich, D. Elhamdouni, H. Bouamri, H. Ouatiki, Y. Lebrini.

Je remercie vivement tous les membres de jury qui ont sacrifié de leur temps précieux pour évaluer, critiquer et corriger cette thèse.

Enfin j'exprime toute mon affection et ma gratitude à ma famille (mes parents, mes frères et mes sœurs.....) pour sa patience et son soutien indéfectible.

RESUME

L'Oued El Abid se considère parmi l'un des affluents majeurs de l'Oued Oum Er-Rbia (OER), grâce à son réservoir et ces apports continus. Selon les dernières campagnes effectuées par l'Agence du Bassin Hydraulique d'OER, ce cours d'eau commence à avoir une diminution de sa qualité et nécessite un diagnostic, un contrôle et une intervention au niveau des zones sensibles.

Un tel suivi et contrôle, nous a amené à adopter au début une *approche expérimentale* (de mesures et de jaugeages) sur laquelle on a réalisé une évaluation spatio-temporelle de la qualité de l'eau de l'Oued El Abid (basée sur des campagnes de mesures de 12 mois) et de sa quantité (base de données de débits mensuelles et annuelles). Cet axe expérimental, qui est un devoir pénible et très coûteux, nous a poussés de choisir d'autres *approches de télédétection* de collecte des données à distance plus faciles à employer, et sur laquelle on a fait appel à l'imagerie spatiale (Sentinel-2 et de Landsat) pour optimiser (en termes du temps et du coût) le suivi et le contrôle de la qualité de l'eau de l'oued El Abid surtout dans le barrage Bin El Ouidane. En combinant entre les données expérimentales et celles de télédétection, une *approche de simulation* qualitative de l'eau dans la partie aval, et de la variation des quantités qui causent des inondations fatales dans la zone montagneuse ont été évoquées.

Les résultats de suivi, nous ont permis de déduire que la qualité est bonne sauf dans la partie aval du barrage bin El Ouidane où elle est moyennement détériorée via un inter-échange des polluants de la nappe souterraine polluée vers l'Oued. Les jaugeages réalisés et les analyses des données de l'historique nous ont servi de constater que les débits de pointes sont très fréquents dans la partie amont et engendrent des inondations catastrophiques telles que celle de Tillouguite en 2015, tandis que la partie aval se caractérise par un débit généralement faible. La télédétection nous aidée d'estimer la chlorophylle A, l'oxygène dissous, et les nitrates avec une précision et une stabilité significative variante de 0.68 à 0.75 en terme de coefficient de détermination (R^2). En second temps, la télédétection permet de contrôler et de suivre le couvert végétal entre 1984-2017 pour estimer son impact sur les régimes hydrologiques des sous bassins constituant la zone d'étude, ce couvert est très important au niveau du sous bassin de l'oued El Abid par rapport à celui de Tillouguite, et varie largement d'une année à l'autre à cause des activités agricoles de la zone d'étude. Ce suivi de couvert végétal a identifié que chaque diminution est généralement accompagnée avec une réponse très forte des oueds au niveau des zones accidentées.

Grace à l'approche de simulation, les résultats de notre modèle écologique qu'on a élaboré ont été comparés par rapports aux résultats de laboratoire ($R^2= 0.82$). Ensuite nous avons testé les solutions et les scenarios possibles pour une amélioration de la qualité du tronçon aval du bassin versant toute en tenant compte des variations des débits. Cette approche de simulation a été aussi utilisée à travers le modèle HEC-RAS, pour délimité les endroits les plus menacés par des risques d'inondations prévues, tout en permettant aux décideurs de mieux gérer les aménagements hydrauliques de l'Oued El Abid.

Mots clés : Oued El Abid, qualité et quantité de l'eau, simulation, télédétection, préservation.

ABSTRACT

Oued El Abid is considered as one of Oued Oum Er-Rbia (OER) major tributaries. It behaves as a reservoir for Beni Mellal-Khénifra region and its surroundings cities. Indeed, Oued El Abid and its hydraulic complexes contribute to the feeding of the Bin El Ouidane dam, to neighboring cities and centers drinking water supply, and irrigation for agricultural plains (Tadla and Tessaoute). Therefore, it is necessary to preserve its water resources by controlling its quality and quantity according to time and space. Such monitoring is leading us to adopt many approaches:

- An experimental approach (field measurements):
 - A water quality spatio-temporal evaluation based on 12-month measurements campaign, which allowed us to deduce that downstream part undergo a moderate deterioration compared to upstream ones. This degradation is linked into an inter-exchange of pollutants from groundwater into the river.
 - A new water quality indice has been developed as WQI_{min1} aiming to describe the current quality state in the study area. This indice is based on calculating weighting coefficients for each parameter according to its impacts on the overall quality, instead of giving the same coefficients for various parameters as what conventional method in Morocco mentioned.
 - A quantification of Oued El Abid flows based on monthly and annual database. As results, we found that flows peaks are frequent in the upstream part and generating catastrophic flood events. While in the downstream part, flows are characterized by low values.

- A remotely sensed approach:

The capability of spatial imageries (Sentinel-2) was tested and used in our study to optimize in terms of time and cost the water quality monitoring and control procedure. Based on correlations between images and water quality parameters in a precise place and during an exact moment, we tested this approach to maps the Bin El Ouidane dam water quality variations. Remotely sensed data also allowed us to control vegetation cover evolution during a long period to estimate its impact on the hydrological regimes variation at each sub-basins of the study area.

- A modeling approach:
 - A flood phenomenon simulation for historic events (August 15, 2015) and futures ones. This simulation has been made using HEC-RAS 1D model to predict areas with high risk to be invaded in flow peaks in recurrence periods. This simulation aims to protect river near cities in our region against any other floods that could produce;
 - A water quality simulation in the downstream part that allowed us to deduce the appropriate solutions for reducing deteriorations that we have noticed in this section. Based on this water quality simulation, we have proposed many solutions that are tested using our proposed model to verify their accuracy.

Key words: Oued El Abid, water quality and quantity, simulation, remote sensing, preservation.

ملخص

يعتبر واد العبيد أحد الروافد الرئيسية لواد أم الربيع، بفضل جريان مياهه المستمرة ومساهمات خزانته الكبير من المياه في تغذية جهة بني ملال-خنيفرة والمناطق المحيطة بها. حيث يساهم من جهة، في احتياط سد بين الويدان، وفي إمداد مياه الشرب للمدن والمراكز المجاورة وري السهول الزراعية (تادلة وتساوت) من جهة أخرى.

لذلك، صار من الواجب والضروري علينا الحفاظ على موارده المائية عن طريق التحكم في جودتها وكميتها حسب الزمان والمكان.

من أجل هذا الهدف، اعتمدنا في البداية على مقارنة تجريبية تقوم على تقييم جودة مياه واد العبيد (استنادًا إلى 12 شهرًا من التحاليل المخبرية لعينات أخذت من الميدان) وعلى مستوى الكم (من خلال تحليل لقاعدة بيانات تدفقات الصبيب الشهرية والسوية المسجلة في مختلف محطات المراقبة الموجودة بمنطقة الدراسة). بحيث، سمحت لنا هذه المقارنة التقييمية باستنتاج أن جودة المياه جيدة على العموم، ما عدا في الجزء السفلي من النهر حيث تتدهور بشكل ملحوظ بسبب التلوث المتسرب من المياه الجوفية المحاذية للنهر. أما بخصوص التدفقات المائية المرتفعة فقد لوحظ أنها متكررة جدًا في الجزء العلوي من الواد (عالية سد بين الويدان)، وتؤدي في بعض الأحيان إلى فيضانات كارثية، بينما يتميز الجزء السفلي منه بتدفق صبيب منخفض على العموم.

ولكون هذا المحور التجريبي يعد مهمة شاقة ومكلفة للغاية وذلك من حيث المواد والموارد المستعملة في تحليل العينات المأخوذة وكذا التنقل المستمر إلى الميدان، لذا فقد ثبت لنا أنه من الضروري اختيار طرق ومقاربات أخرى أسهل لتمكنا من التحكم في جودة وكمية المياه المتاحة.

لهذا، تم اختبار طريقة ثانية تتمثل في جمع البيانات عن طريق الاستشعار عن بعد، باستخدام الصور الأرضية عن طريق الجو (صور الأقمار الاصطناعية التي التقطت عن طريق القمرين: Sentinel-2 و Landsat) وذلك في إطار تحسين تتبع المياه السطحية من حيث الوقت والتكلفة، خاصة في سد بن الويدان. هذه المقاربة تعتمد على إيجاد العلاقة الوطيدة بين الصورة المأخوذة بالأقمار الاصطناعية وجودة المياه في مكان ما وخلال لحظة معينة. كما أتاح لنا هذا الاستشعار عن بعد من تتبع الغطاء النباتي من أجل تقييم تأثيره على الأنظمة الهيدرولوجية للأحواض الفرعية لمنطقة الدراسة.

من خلال الجمع بين المعطيات التجريبية والآخرى المحصلة بالاستشعار عن بعد، استخدمنا مقارنة ثالثة تتمثل أولاً، في استعمال نموذج رياضي لظاهرة الفيضانات (اعتماداً على الحدث المأساوي ل 15 أغسطس 2015)، قصد توقعات مستقبلية تفادياً لكوارث مميتة، واعتمدنا ثانياً على نموذج آخر لتتبع جودة المياه في الجزء السفلي من منطقة الدراسة. إذا باستخدام هذين النموذجين، قمنا بتحديد المناطق الأكثر تعرضاً لمخاطر الفيضانات واختبرنا جميع الحلول والسيناريوهات الممكنة لتحسين جودة مياه هذا المقطع. حيث نتيج لنا هذه السيناريوهات التي تم اختبارها بواسطة نموذج الجودة الذي قمنا بتطويره، أن نستنتج من حيث الفعالية الحلول المناسبة لاستخدامها للتقليل أو القضاء على هذا التدهور في جودة المياه على المدى القريب والبعيد. ومن ناحية الكم، سوف تسمح هذه المقاربة لصناع القرار بإدارة منطقة الدراسة بشكل أفضل ضد الأخطار الطبيعية وحماية المنطقة من الفيضانات الممكن حدوثها.

الكلمات المفتاحية: واد العبيد، تلوث، فيضان، تقييم، استشعار عن بعد، نموذج، محافظة على المياه.

PUBLICATIONS

Articles dans des revues avec comité de lecture :

- **Karaoui, I.**, Arioua, A., Boudhar, A., Hssaisoune, M., Sabri, E-M., Ait Ouhamchich, K., Elhamdouni, D., El Amrani Idrissi, A., Nouaim, W., *Evaluating the potential of Sentinel-2 satellite images for water quality characterization of artificial reservoirs: The Bin El Ouidane Reservoir case study (Morocco)*. Meteorology Hydrology and Water Management, 2018, 2299-3835.
DOI: <https://doi.org/10.26491/mhwm/95087>
- **Karaoui, I.**, Arioua, A., El Amrani Idrissi, A., Hssaisoune, M., Nouaim, W., Ait ouhamchich, K., & Elhamdouni, D. (2018). *Assessing land use/cover variation effects on flood intensity via hydraulic simulations: A case study of Oued El Abid watershed (Morocco)*. Geology, Ecology, and Landscapes, 2(2), 73-80.
DOI: 10.1080/24749508.2018.1452461
- **Karaoui, I.**, Arioua, A., Idrissi, A. E. A., Nouaim, W., Elhamdouni, D., Ouhamchich, K. A., & Hnini, R. (2017). *Elucidating the mechanisms of water quality deterioration in Oued El Abid River -Morocco*. Journal of Materials and Environmental Science, Vol 8, Issue 9, Page 3353-3359.
- **Karaoui, I.**, Arioua, A. and El Amrani Idrissi, A. (2016). "*Flood Inundation Mapping of Risk Zones in the Future Flood Events in Alfet River – Oued El Abid Watershed – Using GIS Techniques and HEC-RAS Model*". Athens:ATINER'S Conference Paper Series, No: ERT2016-2111.
- Sabri, E-M., Boukdir, A., **Karaoui, I.**, Arioua, A., Messlouhi, R., & Idrissi, A. E. A. (2018). *Modelling soil salinity in Oued El Abid watershed, Morocco*. In E3S Web of Conferences (Vol. 37, p. 04002). EDP Sciences.
(Voir page de garde de l'article)
DOI: 10.1051/e3sconf/20183704002
- K, Ait Ouhamchich, **I, Karaoui, A.**, Arioua, et al. *Climate Change Trend Observations in Morocco: Case Study of Beni Mellal-Khenifra and Darâa-Tafilalt Regions*. Journal of Geoscience and Environment Protection, 2018, vol. 6, no 07, p. 34.
DOI: <https://doi.org/10.4236/gep.2018.67003>
- Nouaim, W., Chakiri, S., Rambourg, D., **Karaoui, I.**, Ettaqy, A., Chao, J., ... & El Hmidi, F. (2018). *Mapping the water erosion risk in the Lakhdar river basin (central High Atlas, Morocco)*. Geology, Ecology, and Landscapes, 1-7.
DOI: 10.1080/24749508.2018.1481655

Communications présentées dans des colloques internationaux :

- Participation au Troisième Edition du congrès National de l'Hydrologie organisée entre le 19 – 21 Septembre 2018 à Varsovie (Pologne) par une communication orale sous le titre (voir attestation en pièce jointe) :
Evaluating the potential of Sentinel-2 satellite images for water quality characterization of artificial reservoirs: The Bin El Ouidane Reservoir case study (Morocco).

- Participation au congrès International Eau Déchets et Environnement (EDE6) organisé entre le 12 et 14 Décembre 2017 à la Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal par une communication orale sous le titre :
Evaluation simultanée de la qualité de l'eau du barrage Bin El Ouidane avec des images satellitaires
- Participation à la 190^{ème} Edition du congrès international 'ISER-190th International Conference on Chemical and Environmental Science (ICCES)' organisé entre le 04-05 Juillet 2017 à Frankfurt (Allemagne), par une communication orale sous le titre :
The use of GIS and water quality data to determine the source of pollution at the downstream part of Oued El Abid River –Morocco-
- Participation au premier Congrès International des Etudes sur l'Eau et l'Environnement «CI3E», organisé à l'Ecole Nationale des Sciences Appliquées d'Al-Hoceima, entre le 21 et 22 Avril 2016 par une communication affichée sous le titre :
Etude de protection contre les inondations de l'Oued Alfet au niveau du Douar Iminwargue. Bassin versant Oued El Abid.
- Participation à la 3^{ème} Edition du congrès international "The 3rd Annual international Conference on Earth and Environmental Sciences" organisé entre le 6-9 juin 2016 en Athènes, Grèce par une communication orale sous le titre :
Flood inundation mapping of risk zones and identification of consequences in the future flood events at the river Alfet-Oued El Abid watershed- using Hec-Ras and Hec-Fia models
- Participation au Forum International sur les changements climatiques sous le thème "La lutte contre le changement climatique, vecteur de développement économique et social" organisé entre le 18-19 octobre 2016 à Beni Mellal par une communication par affiche sous le titre :
Couplage des deux modèles SIG et SEQ pour évaluer l'impact des activités humaines sur la qualité de l'Oued El Abid (Maroc)
- Participation au Forum International sur les changements climatiques sous le thème "La lutte contre le changement climatique, vecteur de développement économique et social" organisé entre le 18-19 octobre 2016 à Beni Mellal par une communication par affiche sous le titre :
Couplage des deux modèles SIG et SEQ pour évaluer l'impact des
- Participation au 5^{ème} Edition du congrès international "Eau, Déchets et environnement un défi millénaire" organisé entre 24-26 novembre au sein de la FST de Settat par une communication affichée sous le titre :
Prévision des zones exposées aux inondations et proposition des solutions adéquates à l'aide de la simulation. Cas de l'oued El Abid, bassin versant d'OER – Maroc

Table des matières

INTRODUCTION GENERALE & PROBLEMATIQUES	1
PARTIE I :	4
ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE ET ETAT DE L'ART	4
I. NOTIONS ET PROCESSUS HYDROGEOLOGIQUES.....	5
1. Cycle de l'eau et concept intégrateur du bassin versant	5
2. Processus hydrologiques au sein des bassins versants	5
3. Processus hydrogéologiques au sein des bassins versants	7
II. APPROCHES DE SUIVI ET DE GESTION DES RESSOURCES EN EAU	8
1. Une situation passée relativement confortable.....	8
2. Une situation actuelle peu pérenne	9
3. Cadres règlementaires et institutionnels de gestion des eaux au Maroc.....	10
III. DEBITS D'EAU DE POINTE ET PROBLEMES D'INONDATION.....	10
1. Typologie d'inondation.....	11
2. Gestion et prédiction des inondations	12
IV. QUALITE DE L'EAU ET NORMES UTILISEES	13
1. Paramètres de qualité de l'eau	13
2. Normes nationales et internationales.....	14
V. SIMULATION QUALITATIVE ET QUANTITATIVE DE L'EAU	16
1. Le début de la simulation	17
2. Croissance de la simulation de la qualité de l'eau	18
1. Typologie des approches de simulation.....	18
2. Complexité spatio-temporelle d'un modèle	20
VI. APPORT DE LA TELEDETECTION A LA GESTION DES RESSOURCES EN EAU	21
1. Résolution temporelle.....	22
2. La télédétection et l'hydrologie de surface.....	23
PARTIE II :	25
PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE & METHODOLOGIE ET TECHNIQUES UTILISEES.....	25
CHAPITRE 1 : PRESENTATION DU BASSIN VERSANT OUED EL ABID.....	26
I. LOCALISATION GEOGRAPHIQUE	26
II. CARACTERISTIQUES CLIMATIQUES.....	27
1. Contexte climatique	27
III. RESEAU DE SURVEILLANCE QUALITATIVE DES EAUX AU MAROC	30
1. Points de contrôle des eaux de surface dans le bassin versant Oued El Abid	31

2.	Les eaux souterraines.....	31
IV.	CARACTERISTIQUES PHYSIO-GRAPHIQUES	32
1.	Géologie.....	32
2.	Topographie	34
3.	Propriétés hydrographiques du bassin versant.....	36
4.	Occupation du sol et couvert végétal.....	39
V.	CARACTERISTIQUES SOCIO-ECONOMIQUES	40
1.	Démographie.....	40
2.	Charge polluante de la zone d'étude	42
3.	Activités économiques (agriculture, tourisme et artisanat).....	43
VI.	PROBLEMATIQUES DE LA ZONE D'ETUDE	44
1.	Pollution des ressources en eau.....	44
2.	Inondations catastrophiques des zones sensibles	44
3.	Eutrophisation du barrage Bin El Ouidane	45
4.	Envasement du barrage Bin El Ouidane	45
	CHAPITRE 2 : METHODOLOGIE SUIVIE ET TECHNIQUES UTILISEES.....	46
I.	DIAGNOSTIC DE L'ETAT DU LIEU DU BASSIN VERSANT OUED EL ABID	49
1.	Diagnostic quantitatif.....	49
2.	Diagnostic qualitatif.....	49
II.	ETUDE QUALITATIVE DE L'EAU DE L'OUED EL ABID	49
1.	Suivi spatio-temporel de la qualité de l'eau.....	50
2.	Les indices simplifiés de la qualité des eaux de surface.....	54
3.	L'approche télédétection au service de la détection de la qualité des eaux.....	54
III.	ETUDE QUANTITATIVE DE L'OUED EL ABID ET DE SES AFFLUENTS.....	56
1.	Historique des évènements enregistrés dans la région	56
2.	Effet du couvert végétal sur les inondations.....	56
3.	Simulation hydraulique des évènements passés et futurs scénarios	57
IV.	CONCEPTION, CALIBRATION ET VALIDATION DU MODELE QUALITATIF.....	57
1.	Démarche de conception des modèles de simulation	58
2.	Equations de base utilisées	59
	PARTIE III :	68
	RESULTATS ET INTERPRETATIONS.....	68
	CHAPITRE 1 : ETUDE QUALITATIVE DE L'OUED EL ABID	69
I.	DIAGNOSTIC DE L'ETAT DU LIEU.....	69

II.	RESULTATS DU SUIVI DE LA QUALITE DES EAUX DU BASSIN VERSANT.....	70
III.	L'ORIGINE DE LA POLLUTION DANS LA PARTIE AVALE DU BASSIN	73
1.	Méthodologie suivie pour déterminer l'origine de la pollution en zone aval.....	73
2.	Présentation et interprétation des résultats collectés.....	74
IV.	APPORT DES METHODES STATISTIQUES POUR LA MINIMISATION DES PARAMETRES ANALYSES AU LABORATOIRE	79
1.	Calcul de l'indice standard de NSF-WQI	80
2.	<i>Elaboration d'un nouvel indice de qualité en utilisant l'Analyse des Composantes Principales (ACP)</i>	84
V.	APPORT DE LA TELEDETECTION A L'ESTIMATION DE LA QUALITE DE L'EAU	88
1.	<i>Traitement et utilisation des images Sentinel-2</i>	89
2.	<i>Corrélation entre les bandes de Sentinel-2 et les mesures de terrain</i>	91
3.	<i>Spatialisation des résultats sur la totalité du barrage</i>	95
4.	<i>Stratification des paramètres de qualité détectés par le Sentinel-2</i>	95
VI.	SYNTHESE DE L'ETUDE DE LA QUALITE DES RESSOURCES EN EAU DE L'OUED EL ABID.....	96
	CHAPITRE 2 : ETUDE QUANTITATIVE DE L'EAU DE.....	98
	L'OUED EL ABID	98
I.	DIAGNOSTIC DE L'ETAT DU LIEU.....	98
II.	APPORT DE L'ETUDE QUANTITATIVE POUR LA SIMULATION QUALITATIVE	99
1.	Etude estimative des débits de retour pour les tronçons jaugés.....	100
2.	Estimation des valeurs des débits pour les tronçons non-jaugés	104
3.	Effet de variation du couvert végétal sur le débit de retour estimé.....	106
4.	Impact de la variation des débits sur l'augmentation des inondations (approche de simulation hydraulique)	112
III.	SYNTHESE DE L'ETUDE QUANTITATIVE	118
	CHAPITRE 3 : SIMULATION DE LA QUALITE DE L'EAU DE L'OUED EL ABID: ETAT ACTUEL, ET PROJECTION FUTURE.....	119
I.	INTRODUCTION	119
II.	LES PROCESSUS CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES	121
1.	Cycle de l'azote.....	121
1.	Cycle de l'oxygène	122
2.	Cycle du phosphore	123
III.	CARACTERISTIQUES HYDRAULIQUES.....	124
1.	La géométrie des tronçons simulés.....	124
2.	La vitesse et la dispersion longitudinale.....	125

IV.	CONDITIONS INITIALES ET AUX LIMITES.....	125
1.	Effet des rejets liquides	125
2.	Les coefficients des réactions biochimiques utilisées	126
V.	RESULTATS DE LA SIMULATION.....	127
1.	Calage	127
2.	Validation	127
1.	Analyse de la stabilité des résultats obtenus	129
VI.	CALCUL DE L'INDICE SIMPLIFIE WQI_{min1} PAR LES DONNEES SIMULEES	130
VII.	PRISE DES ACTIONS (PROPOSITIONS DES SOLUTIONS).....	132
1.	Proposition 1: contrôler les eaux usées rejetées dans l'oued El Abid.....	132
2.	Proposition 2: augmentation des débits des lâchers d'eau du barrage Bin El Ouidane	134
3.	Solution adoptée	134
VIII.	SYNTHESE DE LA SIMULATION QUALITATIVE.....	135
	CONCLUSION GENERALE & RECOMMANDATIONS	136
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	139

Liste des figures

Figure 1: Distribution de l'eau de la Terre (Gleick, 1993).....	5
Figure 2: Localisation du bassin versant Oued El Abid	26
Figure 3: Répartition des stations hydro-climatiques	27
Figure 4: Evaporation annuelle au niveau de la station de Tillouguite (en ml) entre la période de 1990-2016.....	29
Figure 5: Diagramme Ombrothermique de la station de Tillouguite (Moyennes mensuelles de P et de T°C de la période : 1990- 2016)	29
Figure 6: Réseau de surveillance des eaux de surface dans le bassin versant oued El Abid et son entourage	31
Figure 7: Carte géologique du bassin versant d'Oued El Abid (Source : carte de Rabat et Ouarzazat 1:500 000).....	32
Figure 8: Reliefs du bassin versant de l'Oued El Abid.....	34
Figure 9 : Carte de variation des pentes en degrés au niveau du bassin versant Oued El Abid	35
Figure 10: Réseau hydrographique du bassin versant de l'Oued El Abid.....	36
Figure 11: Variation des débits moyens annuels au niveau des stations du bassin versant	38
Figure 12: Débits maxima annuels enregistrés au niveau de la station de Tillouguite (1975-2014)...	38
Figure 13: Carte de localisation du barrage de Bin El Ouidane	39
Figure 14 : Occupation du sol au niveau du bassin versant	40
Figure 15: Répartition de la population de la zone d'étude.....	41
Figure 16: Evolution de la charge polluante globale au sein de la zone d'étude entre 1994-2024.....	43
Figure 17: méthodologie de thèse suivie	48
Figure 18: Points de prélèvements choisis pour suivre la qualité des eaux.....	50
Figure 19: Exemple d'une masse élémentaire d'eau	59

Figure 20: Teneurs moyennes saisonnières pour chaque paramètre et pour chaque station	71
Figure 21: Carte de la variation des profondeurs des aquifères peu profonds	75
Figure 22: Carte piézométrique de la nappe peu profonde (2017)	76
Figure 23: Diagramme de Piper des eaux souterraines	78
Figure 24: Variation des teneurs des paramètres mesurés pendant le mois de Juillet et Mars le long de la zone d'étude (1/2)	82
Figure 25: Variation des teneurs des paramètres mesurés pendant le mois de Juillet et Mars le long de la zone d'étude (2/2)	83
Figure 26: Résultats de calcul de l'indice de qualité NSF-WQI pour les deux mois de Juillet et de Mars	84
Figure 27: Comparaison entre NSF-WQI et l'indice simplifié (WQI_{min1}) (A) pendant l'hiver, (B) pendant l'été.....	86
Figure 28: Résultats des deux indices proposés (WQI_{min1} et WQI_{min2}) et du NSF-WQI.....	88
Figure 29: Points d'échantillonnage dans le barrage de Bin El Ouidane.....	88
Figure 30: Log Worth par taille d'effet des quatre paramètres	91
Figure 31: Paramètres de qualité de l'eau estimés et mesurés	93
Figure 32: Spatialisation des paramètres estimés par les images de Sentinel-2 (date 16-04-2019)	95
Figure 33: les tronçons de l'Oued El Abid étudiés quantitativement.....	100
Figure 34: les deux sous bassins étudiés en termes de variation du couvert végétal	106
Figure 35: évolution spatio-temporelle du couvert végétal dans le sous bassin de Tillouguite	108
Figure 36: Corrélation entre les précipitations/débits enregistrés à l'exutoire et le taux du couvert végétal dans le sous bassin Tillouguite	109
Figure 37: évolution spatio-temporelle du couvert végétal dans le sous bassin de l'Oued El Abid ...	110
Figure 38: Corrélation entre les précipitations/débits enregistrés à l'exutoire et les taux du couvert végétal du sous bassin Oued El Abid	111
Figure 39: Localisation du sous bassin de l'Oued Alfet	113
Figure 40: méthodologie utilisée pour appliquer l'approche de simulation hydraulique au niveau de l'Oued Alfet	115
Figure 41: étendus des deux événements : 15 août 2015 et de la période de retour de 100ans	117
Figure 42: la notion des mailles issues de la méthode de discrétisation en fonction de l'espace.....	120
Figure 43: schéma d'Euler explicite.....	121
Figure 44: les réactions chimiques et biochimiques de l'oxygène dans un cours d'eau.....	123
Figure 45: cycle de transformation des formes phosphatées dans un cours d'eau.....	123
Figure 46: Localisation des 7 tronçons de la géométrie de la partie simulée.....	124
Figure 47: Comparaison entre les résultats simulés et mesurés pendant le mois de mars 2017.....	128
Figure 48: Comparaison entre les résultats simulés et mesurés pendant le mois de juillet de 2017.	129
Figure 49: Corrélation entre les paramètres simulés et mesurés.....	130
Figure 50 : Comparaison entre calcul d'indice WQI_{min1} simulé et celui mesuré.....	131
Figure 51: Variation de l'indice WQI_{min1} avec et sans rejets liquides	133
Figure 52: effet des rendements des STEP sur l'évolution de WQI_{min1}	133
Figure 53: scénarios d'amélioration de la qualité par des lâchers d'eau à partir du barrage Bine El Ouidane	134

Liste des tableaux

Tableau 1: Éléments physiographiques, processus connexes et méthodes de recherche disponibles..	6
Tableau 2: Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité des rivières	16
Tableau 3: Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité des lacs et barrages artificiels	16
Tableau 4: Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité des eaux souterraines	16
Tableau 5: Résultats de l'indice Ombro-thermique des sept dernières années (station Tillouguite)...	30
Tableau 6: données de recensement de la population entre 1994 et 2014 et projection en 2024 (source :(Haut Commissariat au Plan du Maroc, 2014))	41
Tableau 7: La quantité estimée des rejets liquides des villes et centres de la zone d'étude (litre/jour)	42
Tableau 8: La quantité des déchets solides des villes et centres de la zone d'étude (tonne/jour)	43
Tableau 9: différents modèles de simulation de la qualité de l'eau d'un cours d'eau	65
Tableau 10: Evolution de la qualité pendant les quatre saisons au niveau des deux stations de prélèvement de Zaouiet Ahnaçal (P15) et Tillouguite (P16)	72
Tableau 11: Statistiques des analyses de laboratoire de la qualité de l'eau du barrage de Bin El Ouidane (entre 2011-2018).....	73
Tableau 12: caractérisation physicochimique et bactériologique des puits échantillonnés	77
Tableau 13: Résultats de mesures des paramètres physicochimiques le long de l'Oued El Abid (mars 2016, juillet 2017).....	81
Tableau 14: Valeurs propres et facteurs d'insertion de l'analyse en composantes principales	85
Tableau 15: Matrice de corrélation de Pearson (r) pour les paramètres utilisés dans l'indice NSF-WQI	86
Tableau 16: Matrice de corrélation de Pearson (r) pour les paramètres utilisés dans l'indice WQI _{min1}	87
Tableau 17: les dates des missions d'échantillonnages et des images sentinel-2 utilisées.....	89
Tableau 18: Bandes spectrales, largeurs des bandes (nm), longueurs d'onde centrales (nm) et la résolution spatiale correspondante	89
Tableau 19: Coefficient de corrélation de Pearson entre les bandes et les paramètres mesurés	92
Tableau 20: Bandes corrélées et résultats de leurs statistiques.....	93
Tableau 21: Résultats de la méthode de LOO- CV.....	94
Tableau 22: corrélation linéaire entre les niveaux de barrage en fonction des paramètres de qualité	96
Tableau 23: Modèles d'estimation des différents paramètres en fonction de la variation de niveau .	96
Tableau 24: Période d'acquisition des données hydrotimétrique utilisées	101
Tableau 25: Critères de comparaison entre les lois les plus ajustées au niveau de chaque station...	103
Tableau 26: Estimation des débits de retour au sein des différentes stations de mesures hydrotimétriques.....	103
Tableau 27: Jaugeages de débits effectués par station	105
Tableau 30: les valeurs de débit (m3/s) admis des différents tronçons non-jaugés de la partie aval de la zone d'étude.....	105
Tableau 29: caractéristiques morphologique du sous bassin de l'Oued Alfet	112
Tableau 30: Ajustement statistique des précipitations enregistrées dans la station de Tillouguite ..	113
Tableau 31: les débits des pointes de retour au niveau de l'exutoire du sous bassin de l'Oued Alfet	114
Tableau 32: les paramètres hydrauliques obtenus au niveau de chaque section pour la période de récurrence de 100 ans.....	116
Tableau 33: Géométrie des segments simulés.....	124

Tableau 34: Concentrations moyennes des paramètres simulés au niveau des eaux usées.....	125
Tableau 35: Populations et débits d’eaux usées des douars et centres traversés par l’oued El Abid (partie aval)	126
Tableau 36: Coefficients des réactions biochimiques utilisés lors de l’élaboration de notre modèle	126
Tableau 37: coefficients des réactions choisis	127
Tableau 38: Corrélation entre paramètres simulés et non simulés (pH, CE et TH)	131

Liste des photos

Photo 1: l’envasement du barrage de Bin El Ouidane (24 novembre 2017) au niveau de sa confluence avec l’Oued El Abid.....	46
Photo 2 : Rejets liquides de la commune de Ouaouizeght dirigés vers le barrage de Bin El Ouidane..	69
Photo 3: Evacuation anarchique des margines des huileries (Mâasras) proche des centres de Ait Attab et Bzou.....	70
Photo 4: dégâts de l’inondation du 12 aout 2015 qui a frappé la région de Tillouguite	98
Photo 5: Méthode de flotteur utilisée dans les tronçons non-jaugés avec une vitesse faible	104
Photo 6: Méthode de moulinet utilisée dans les tronçons non-jaugés avec une vitesse importante	104
Photo 7: les traces visibles de l’événement du 15 Aout 2015 marquant la hauteur maximale de l’eau	117

Liste des abréviations

CE: Conductivité électrique, **pH**: potentiel d'hydrogène, **OD**: Oxygène dissous, **TA**: Titre Alcalimétrique, **TAC**: Titre alcalimétrique complet, **TH**: Dureté totale, **MO**: matière organique, **DCO**: demande chimique en oxygène, **DBO5**: demande biochimique en oxygène pendant 5 jours, **CF** : coliformes fécaux, **SF**: streptocoques fécaux, **TC**: coliformes totaux.

INTRODUCTION GENERALE & PROBLEMATIQUES

Pourquoi devons-nous faire attention, encore et encore, à la gestion des ressources en eau au niveau du bassin versant ? À l'heure où l'eau est le thème du jour sur la scène internationale, en raison d'une situation critique de pénurie d'eau dans plusieurs pays, il est toujours nécessaire d'être sensible et vigilant à la gestion des ressources disponibles.

Pendant longtemps, l'Homme a vu le monde comme une ressource inépuisable pour être utilisé à son profit. Dans ce cas particulier, les technologies de maîtrise de l'eau ont été utilisées depuis l'Antiquité pour permettre à l'Homme d'apporter de l'eau où et quand il en avait besoin. Mais malheureusement, sous les pressions combinées de la demande accrue et de la détérioration de la qualité de l'eau, les modèles de gestion traditionnels ont échoués détestablement. Cet échec nous a forcé de s'éloigner de ce mirage technologique et de développer de nouvelles approches qui permettront la satisfaction des besoins humains en termes de quantité tout en maintenant la qualité des systèmes naturels qui soutiennent l'existence même des communautés humaines.

La gestion intégrée du bassin versant signifie que les décideurs informés tiennent compte de toutes les utilisations et les ressources du bassin hydrographique, suivant une approche éco-systémique. Cette approche est l'une des principaux éléments pour parvenir à un développement durable selon la Brundtland Commission (Brundtland, 1987).

La gestion du bassin versant est une tâche complexe. Par conséquent, les instruments qui permettent d'évaluer la situation actuelle et future et aideront à l'évaluation des solutions ont permis de distinguer entre deux types de support. Un soutien et appui à la gestion opérationnelle, à l'élaboration et à la planification stratégique des politiques et une deuxième pour le suivi, la collecte et le traitement des données, orientés vers la mise à disposition de faits, des chiffres, des outils et des systèmes pour soutenir la prise de décision en vue de l'avenir (Raadgever et al., 2008).

Ces deux approches ont donné naissance récemment à un développement des nombreuses nouvelles techniques d'évaluation et de gestion des ressources en eau au monde (Joksimovic et al., 2006). Ces techniques visent à quantifier les risques découlant des diverses utilisations de l'eau, par exemple l'approvisionnement urbain en eau, l'irrigation et les phénomènes d'inondations et par la suite concevoir des modèles qui répondent d'une manière parfaite aux exigences voulues.

Pour aider les décideurs à identifier l'ampleur des problèmes environnementaux, des données mesurées fiables sont inestimables. L'observation est le seul moyen de connaître les caractéristiques réelles de l'écosystème et de servir de base à l'analyse théorique et à la simulation numérique. Ce n'est qu'après certaines observations que l'analyse théorique et la simulation numérique peuvent aider à comprendre les processus hydrodynamiques, la qualité de l'eau et de produire des résultats fiables pour appuyer la prise de décision. Malheureusement ces données mesurées seules sont rarement suffisantes pour prendre

des décisions éclairées sur les plans de gestion de la qualité de l'eau, en particulier lorsqu'il s'agit de plans d'eau vastes et complexes. En raison du budget, du temps et des contraintes techniques, les mesures sur le terrain sont souvent limitées à certaines petites zones (ou emplacements fixes) et à certaines périodes de temps.

Au Maroc, l'histoire de la gestion des ressources en eau disponible n'est pas récente, du fait que le contexte climatique et hydrologique du pays est extrêmement fragile. Depuis longtemps, l'impact de la sécheresse, des inondations et la pression d'une demande croissante sont autant des facteurs qui imposent que les stratégies de développement et de gestion des ressources en eau soient planifiées. Elles ont abouti depuis les années 1970 au lancement des premières études de planification des ressources en eau (Ministère Délégué auprès du Ministre de l'Énergie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, Chargé de l'Eau, 2016).

Le bassin versant Oued El Abid, a été considéré depuis longtemps comme l'un des grands châteaux du Maroc avec une ressource intarissable qui alimente les grands barrages du pays (Bin El Ouidane et El hansali), et irrigue les plaines agricoles les plus reproductives au pays.

Malheureusement selon les dernières campagnes réalisées par l'Agence du Bassin Hydraulique d'OER, ceci a commencé de changer ces dernières années, à la suite d'une succession de plusieurs facteurs perturbateurs. Les plus importants sont :

- ❖ La pollution domestique de provenance des agglomérations riveraines ;
- ❖ L'effet des changements climatiques qui a conduit à une perturbation des quantités apportées (apparition des inondations catastrophiques et affaiblissement des débits permanents apportés par l'Oued (Cherifi and Loudiki, 1999a).
- ❖ Le problème d'envasement des barrages qui fausse les estimations de ses capacités maximales (Assembly, 1997).

C'est dans ce cadre que cette thèse s'inscrit dans un triple questionnement, mêlant des objectifs de recherche a vocation d'*inventorier* les ressources disponibles à l'échelle du bassin versant Oued El Abid, proposer des schémas de *gestion* les plus adéquats en tenant en considération des *prévisions* de l'état actuel et les conditions du futur, bien sûr, en s'appuyant sur une base de recherche scientifique pour inventorier les sources de pollution et d'évaluer leurs impacts sur la qualité de l'eau du bassin versant (*étude qualitative*). D'autre part, une *étude quantitative* s'avère nécessaire pour déterminer les débits dans le bassin versant. Ces deux études seront la plateforme d'une approche de simulation mathématique qui va nous aider à extraire une description de la qualité de l'eau dans la zone d'étude et d'en suggérer une prédiction.

Donc suite à cette introduction générale, **la première partie** sera consacrée à une description détaillée de l'état d'art en relation avec notre sujet de recherche pour se situer par rapport aux études antérieures et pour préparer une plateforme solide de toutes les connaissances nécessaires.

La deuxième partie sera déployée pour décrire et présenter notre zone d'étude d'une façon complète et bien détaillée au niveau du **premier chapitre**. Ceci nous permettra par la suite de bien préparer une base de données solide pour discuter et décrire nos résultats obtenus, vue que la thématique qu'on essaye de la traiter a une relation étroite avec le site d'étude choisi. **Le chapitre 2 de la partie II**, récapitule la méthodologie et les techniques utilisées pour cerner les problématiques de la zone d'étude.

Les différentes approches de l'étude de qualité des eaux de surface de la zone d'étude seront discutées dans **le premier chapitre de la troisième partie**. Dans ce dernier, on va essayer de décrire d'une manière détaillée l'état actuel de la qualité des eaux de surface et son évolution temporelle d'une part pendant l'année de contrôle (mesures et analyses d'échantillonnages qu'on a réalisé) et d'autre part sa variation spatiale de l'amont vers l'exutoire du bassin versant. Cet état de qualité a été discuté et traité en introduisant des indices standardisés à l'échelle internationale et en suite par élaboration de nouveaux indices spécifiques à notre zone d'étude qui vont pondérer d'une façon exacte la qualité de l'eau de l'Oued El Abid et de ses affluents. Une approche nouvelle de télédétection a été discutée au cours de ce chapitre, tout en essayant de tester l'aptitude de l'application de cette technique à la caractérisation de la qualité des eaux du barrage et des lacs situés dans le secteur de travail.

Le deuxième chapitre présente les méthodes de compréhensions nécessaires pour étudier et prévoir la variation de la quantité d'eau au sein des sous-bassins de la zone d'étude. Cette fluctuation brutale de débit gouverne plusieurs phénomènes qui menacent la vie des êtres vivants (inondations, sécheresse...) et influence grandement sur la qualité de l'eau et sur l'état des structures des ouvrages hydrauliques. Dans ce cadre, un certain nombre de définitions de l'origine de ces variations brusques de flux. En effet, les principales méthodes actuellement utilisées, pour déterminer les caractéristiques de ces modifications de la quantité de l'eau en concordance avec des périodes de retour données et les impacts liés à l'apparition de ces phénomènes, sont bien traitées.

L'approche de simulation de la qualité des eaux de l'Oued El Abid a été évoquée dans **le dernier chapitre**. Cette approche a comme objectifs d'élaborer un modèle descriptif de l'état actuel et un autre prédictif qui va nous aider à faire des prévisions sur la situation future et de proposer des solutions optimales pour remédier d'un côté la dégradation de la qualité des eaux et d'autre côté les risques liés à la variation des quantités de l'eau. D'autre part, pour avoir des bons résultats de prédiction de la qualité de l'eau, un couplage des deux modèles : qualitatif et quantitatif a été envisagé pour donner plus de crédibilité à nos résultats et pour impliquer la variation des débits de l'Oued El Abid sur la variation de la qualité globale.

Le dernier volet a été consacré à la conclusion générale de ce travail de recherche et à la proposition des perspectives dans l'objectif d'améliorer l'état actuel des eaux de l'oued El Abid ou de la continuation de ce travail de recherche tout en appelant à d'autres approches scientifiques.

PARTIE I :

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE ET ETAT DE

L'ART

I. NOTIONS ET PROCESSUS HYDROGEOLOGIQUES

1. Cycle de l'eau et concept intégrateur du bassin versant

Bien que la quantité de l'eau qui existe sur Terre soit constante, l'eau change constamment d'état (solide, liquide et gazeux) et de lieu (souterrain, terrestre, atmosphérique, etc.). Toute l'eau dans notre environnement se déplace continuellement au-dessus, sur, et sous la surface de la Terre dans un processus appelé le cycle de l'eau ou bien cycle hydrogéologique. Les phases importantes de ce processus comprennent : l'évaporation, la transpiration, la condensation, la précipitation et la percolation.

La majorité de l'eau sur Terre (environ 97,4%) existe dans nos océans sous forme d'eau salée (Figure 1). Un faible pourcentage de 2,5%, est de l'eau douce. De cette petite quantité de l'eau douce, environ 70% est gelé dans les glaciers et les calottes polaires. Un autre 30% est la plupart du temps présente comme une humidité du sol ou se trouve dans les aquifères souterrains. En fin de compte, moins de 1% de l'eau douce du monde est facilement accessible pour l'utilisation humaine comme eau potable (Shiklomanov, 1998).

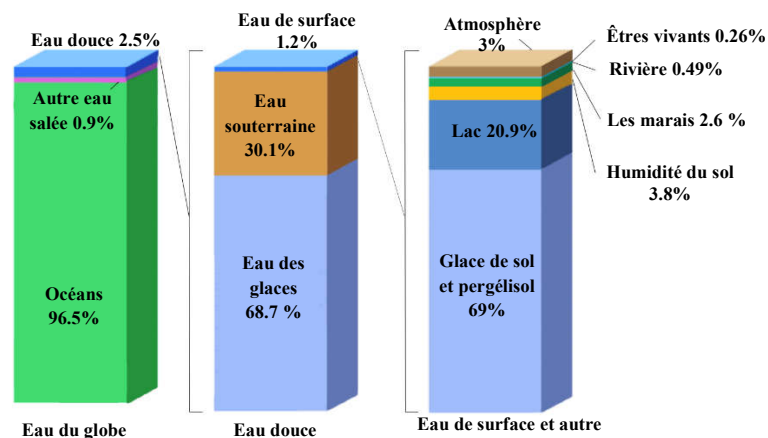


Figure 1: Distribution de l'eau de la Terre (Gleick, 1993)

Plus d'une personne sur sept dans le monde (894 millions) n'a pas accès à une quantité d'eau douce sûre (Black, 2016). De plus, cette quantité limitée de l'eau douce est constamment influencée par les pratiques d'utilisation des sols qui polluent intentionnellement ou involontairement les sources d'eau potable. Par exemple, on estime que chaque jour 2 millions de tonnes de déchets humains sont éliminés dans les cours d'eau non traités. La pollution peut provenir d'un large éventail de sources dans un bassin versant et il est important de connaître les meilleures stratégies pour protéger nos ressources en eau douce limitées (Kumara et al., 2016).

2. Processus hydrologiques au sein des bassins versants

La géographie naturelle des zones arides et semi-arides est complexe et diffère d'un site à l'autre. Cependant, les points communs sont : une pluviosité rare, une sécheresse, une couverture végétale

pauvre, un faible taux de couverture, de graves pertes en érosions et des concentrations élevées de sédiments fluviaux pendant les saisons des inondations (Gleick, 1993).

La compréhension du cycle de l'eau dans un environnement sec, qui se caractérise par une pression démographique très importante, un accès difficile pour les utilisateurs les plus pauvres, débit réduit de la rivière, dégradation des écosystèmes qui dépendent des eaux souterraines, possibilité de changement climatique, intrusion de l'eau de mer et affaissement des terres, est toujours très délicat (Merrick and Garcia, 2004). Malgré ou à cause de ces problèmes, la meilleure façon de gérer durablement les ressources en eau sera dans la plupart des cas par une combinaison d'utilisation des eaux de surface et souterraines avec une gamme d'options de stockage (Cosgrove and Rijsberman, 2014). A la première vue, cela apparaît très facile à achever. Cependant il est nécessaire de bien comprendre tous les éléments physiographiques des eaux de surface et de la profondeur par des méthodes scientifiques (Tableau 1), d'effectuer une évaluation structurée des effets des activités humaines et naturelles sur les ressources en terre et en eau...

Tableau 1: Éléments physiographiques, processus connexes et méthodes de recherche disponibles.

Éléments physiographiques (près de la surface)		Disciplines et méthodes
Précipitations		Climatologie et météorologie
Évaporation potentielle		Géomorphologie
Topographie		Physique des sols
Structure et lithologie du sol		Études de végétation
Végétation		Télédétection
		Expériences d'infiltration
Processus		
Ruissellement de surface		Études de ruissellement
Infiltration		
Evapotranspiration		Simulation de l'humidité du sol et du transport des traceurs
Percolation		
Éléments physiographiques (plus grande profondeur)		Disciplines et méthodes
Propriétés de l'aquifère		Géologie
Topographie à grande échelle		Tests de pompage et enquêtes géophysiques
		Observations de niveau d'eau souterraine
		Analyses hydro-chimiques
Processus		
Les fluctuations du niveau de l'eau		Analyse des fluctuations du niveau des eaux souterraines
Écoulement des eaux souterraines		Simulation de l'écoulement des eaux
Eaux souterraines		Études des traceurs chimiques
		Études de décharge printanière / fluviale

3. Processus hydrogéologiques au sein des bassins versants

Les processus hydrogéologiques qui influencent sur la gestion qualitative des ressources en eau se manifestent d'une manière générale sur les échanges nappes-rivières. Ces derniers lorsqu'ils se font du sens nappe vers la rivière peuvent importer tout type de pollution existante sur la nappe vers la rivière et par la suite constituer une charge polluante supplémentaire à la rivière. Cependant lorsque la nappe est propre en termes de qualité de ses eaux, ces apports peuvent constituer un facteur de dilution des contaminants existants sur le cours d'eau. D'une façon générale, on reconnaît trois principales méthodes pour quantifier les échanges nappes-rivières soit : la géochimie, le bilan hydrologique ou la simulation mathématique.

a) Géochimie

Les traceurs environnementaux sont apparus durant les années soixante et ont rapidement vu leurs applications se diversifier : analyse de la recharge des aquifères, datation de l'eau souterraine, estimation de la contribution des nappes au débit des rivières, interactions avec l'eau provenant d'autres sources. Parmi les traceurs environnementaux utilisés, les traceurs isotopiques stables ont été privilégiés. On pense ici au : deutérium (^2H) et à l'oxygène 18. Ces traceurs sont des constituants naturels de l'eau et sont, de ce fait, de bons éléments pour l'analyse du cheminement de l'eau (Carrer, 2012; Villeneuve et al., 2002). La différence entre la signature des isotopes stables, les précipitations locales et les rivières peut être utilisée pour déterminer la contribution relative de ces deux sources à la recharge souterraine (Scanlon et al., 2002). D'autres paramètres tels que la conductivité électrique ou les ions chlorures peuvent aussi être utilisés pour identifier l'origine de l'eau. La concentration du paramètre retenu doit être différente dans l'eau souterraine et dans l'eau de ruissellement, et le paramètre doit être conservateur.

b) Bilan hydrique

Les gains d'eau d'une rivière en provenance de la nappe ou les pertes d'eau vers la nappe peuvent être calculés à l'aide d'un bilan hydrique. Cette méthode consiste à faire la sommation des entrées et sorties d'eau sur un tronçon de rivière. Elle est applicable dans les régions où l'apport d'eau de surface par ruissellement au cours d'eau principal est négligeable (Krabbenhoft et al., 1990). L'équation suggérée par Scanlon et al., 2002 est la suivante :

Eq. 1.1

$$R = Q_{\text{amont}} - Q_{\text{aval}} + \sum Q_{\text{entrer}} + \sum Q_{\text{sortie}} - E_a - \frac{\Delta S}{\Delta t}$$

où R est le taux de recharge (vers la rivière ou vers la nappe), Q_{amont} et Q_{aval} sont les débits amont et aval de la section étudiée, Q_{entrer} et Q_{sortie} sont les débits des tributaires entrant et sortant du cours d'eau principal, E_{Eva} est l'évaporation à partir du lit de la rivière et S c'est la variation d'emménagement dans le lit de la rivière et dans la zone non saturée dans l'intervalle de temps.

L'incertitude sur Q_{entrer} et Q_{sortie} peut être particulièrement importante si les débits sont faibles ou si les tributaires ne sont pas jaugés. Le terme $\frac{\Delta S}{\Delta t}$ est aussi difficile à évaluer. Le résultat peut donc être affecté d'une erreur non négligeable. Néanmoins, la méthode de calcul des échanges nappes-rivières par bilan hydrique est très utilisée car elle est simple et peut être appliquée à différentes échelles spatiales et temporelles.

c) Simulation mathématique

Les échanges entre la nappe et un cours d'eau peuvent aussi être quantifiés à l'aide de modèles mathématiques. Les modèles hydrologiques, hydrogéologiques ou couplés disponibles sont nombreux et les approches sont très variables. Le principal avantage de la simulation mathématique dans l'estimation des échanges nappes-rivières est l'intégration d'un grand nombre de paramètres du milieu dans une description mécaniste des processus d'échange. Ceci permet de quantifier plus précisément les volumes d'eau échangés, de localiser les zones d'échange et d'identifier si l'eau souterraine provient d'un aquifère de surface ou d'un aquifère plus profond (Christensen et al., 1998).

Les modèles nécessitent généralement beaucoup de données hydrologiques et hydrogéologiques. De nombreuses variables hydrauliques sont aussi requises pour caler les modèles (débits, charges, etc.). Par exemple, Christensen et al., 1998 ont montrés que la connaissance de plusieurs débits le long d'un cours d'eau diminue l'incertitude associée aux résultats du modèle.

II. APPROCHES DE SUIVI ET DE GESTION DES RESSOURCES EN EAU

Les ressources en eau au Maroc sont l'objet d'enjeux majeurs et elles conditionnent l'ambition de développement socioéconomique du pays. Cependant, le pays a ainsi connu différentes situations où il a une alternance de périodes d'abondance dans les années pluvieuses et de crises épisodiques directement liées à la sécheresse (Ministère de l'Eau et de l'Environnement, 2002).

1. Une situation passée relativement confortable

Depuis son indépendance en 1956 et pour faire face à des apports pluviométriques globalement insuffisants et spatialement hétérogènes, le Maroc a mené une politique de gestion des ressources en eau qui a permis une mobilisation relativement efficace des ressources conventionnelles, surfaciques et souterraines dont dispose le Royaume. Cette politique volontariste avait ses raisons d'être puisqu'il s'agissait notamment d'assurer l'équité sociale en termes de redistribution des ressources en eau, de promotion de l'hygiène en termes de santé publique et d'assurer la sécurité alimentaire dans le monde rural tout en favorisant le développement socioéconomique global du pays. Ainsi la politique initiale éclairée des barrages a pu faire ses preuves, en dotant le pays par plusieurs réservoirs en eau, tout en limitant les risques d'inondations.

2. Une situation actuelle peu pérenne

La situation avantageuse du passé, a dû atteindre voire franchir ses limites en termes de capacité, d'organisation et de moyens mobilisables pour faire face à de nouveaux besoins qui ne cessent pas accroître avec l'augmentation de la population marocaine (Agoussine & Bouchaou, 2004). Cette situation critique a été accompagnée avec une économie du Maroc qui demeure résolument rythmée par les fluctuations de l'activité agricole, plutôt croissante malgré des bilans pluviométriques annuels contrastés (Akesbi, 2006). Il est à noter que le bilan pluviométrique national est caractérisé par une forte variabilité spatiale, où certaines régions (du nord-ouest notamment) enregistrent une pluviométrie normale très excédentaire alors que d'autres régions (du sud et du sud-est notamment) connaissent régulièrement une situation pluviométrique très déficitaire (Sebbar et al., 2011). Les effets directs et indirects de cette denrée deviennent agissants sur les secteurs productifs et par conséquent sur le PIB (Le Produit Intérieur Brut) du pays. Par ailleurs, le Maroc assiste ces dernières années à une accentuation de la pression sur les ressources en eau en raison de la conjugaison de plusieurs facteurs (Agoussine and Bouchaou, 2004b) dont :

- ❖ Les habitudes de consommation des ressources en eau peu économiques voire déraisonnées.
- ❖ Les modes d'exploitation utilisés qui sont rendus parfois agressifs par les avancées techniques et technologiques et qui peuvent impacter irréversiblement voire anéantir complètement des écosystèmes entiers (pompage intensif...).
- ❖ Une croissance non gérée de la population urbaine et périurbaine, ce qui rend les processus de collecte, d'évacuation et d'élimination des déchets ménagers et assimilés d'une manière complexe et par la suite se retrouvent le plus souvent évacués dans des décharges sauvages et dans les cours d'eau permanents.
- ❖ Les autres formes de pollution engendrées par l'activité de l'Homme et notamment dans les secteurs productifs.

L'analyse de l'état des ressources en eau au Maroc en terme de qualité et quantité, exige une application des principes de causalités PER (Pression-Etat-Réponse) de l'Organisation des Coopérations et de Développement Economiques (OCDE, 2003). Où les activités humaines exercent des pressions de plus en plus fortes, en raison des besoins des populations et des activités économiques productives (des prélèvements et de la surexploitation de certaines nappes non renouvelables) ce qui mène à une pérennité des ressources en eau sérieusement menacée pour ne pas dire entamée. De surcroit, l'existence de situations de surexploitation des ressources en eau dans des sous-secteurs précis comme celui de l'agriculture irriguée conjuguée à l'usage parfois déraisonnable d'engrais et de pesticides altèrent la qualité des nappes et menacent leur durabilité (Barriuso et al., 1996; Van Der Werf, 1997). Cette situation engendre de graves conséquences sur la santé publique, la biodiversité, l'environnement et notamment sur les ressources en eau du pays aussi bien en quantité qu'en qualité.

En égard à la multiplicité des intervenants dans la gestion des ressources en eau et au manque de données statistiques convergentes, il importe de souligner la nature complexe de ce secteur vital. Une telle situation appelle à la vigilance et à l'adoption d'une gouvernance plus efficiente en matière de gestion des ressources en eau à l'échelle des territoires (Agoussine and Bouchaou, 2004a).

3. Cadres réglementaires et institutionnels de gestion des eaux au Maroc

L'arsenal juridique au Maroc constitué auparavant par la loi 10-95 qui a été renouvelée récemment en 2015 vers 36-15. Cet arsenal a introduit un changement profond dans la législation antérieure de l'eau et a également complété par des dispositions relatives à des domaines qu'elle ne couvrait pas auparavant (Hamdaoui, 2017; MOUMEN et al., 2015a). La loi sur l'eau a fixé les objectifs suivants :

- ❖ une planification cohérente et souple de l'utilisation des ressources en eau, tant à l'échelon national qu'au niveau des bassins hydrauliques ;
- ❖ une mobilisation optimale et une gestion rationnelle de toutes les ressources en eau, en tenant compte des priorités fixée par le Plan National de l'Eau ;
- ❖ une protection et une conservation quantitative et qualitative du domaine public hydraulique dans son ensemble ;
- ❖ une valorisation des ressources en eau et une rentabilisation des investissements y afférents tout en prenant en considération les droits à l'eau acquis.

III. DEBITS D'EAU DE POINTE ET PROBLEMES D'INONDATION

Depuis une dizaine d'années des phénomènes "nouveaux" sont apparus, à la suite de forts orages d'été et de crues torrentielles qui ont frappés localement des vallées entraînant des dégâts énormes aussi bien en perte de vies humaines qu'en destruction d'habitats et d'infrastructures. L'exemple typique est l'événement sur la vallée de l'Ourika en Août 1995, d'El Hajeb en 1997, de Settat et Mohammedia en Novembre 2002 (63 morts), 2003 Nador, Al Hoceima et Zaio, Tanger (2008) avec 30 morts, pertes économiques importantes (la zone industrielle), la région d'Al gharbe (2009) ou 400 maisons détruites, 100000 hectares de terrains détruits avec des coûts de dommages (plus d'un milliard de dirhams) et plus récemment en Tillouguite 2015 avec 5 personnes et la destruction de plusieurs constructions (Bennani et al., 2016; Karrouchi et al., 2016; Leone et al., 2017; Saidi et al., 2003).

Ces phénomènes ne sont pas spécifiques au Royaume Marocain, mais on les retrouve également sur l'ensemble des pays du pourtour occidental de la Méditerranée (Benhamrouche and Martin-Vide, 2017). A vrai dire, ces phénomènes ne sont pas réellement "nouveaux". Au-delà des statistiques pluviométriques et hydrométriques, chaque fois que des investigations historiques poussées ont pu être faites, elles ont clairement montrés que les siècles passés avaient aussi plus au moins régulièrement apporté leur lot de catastrophes similaires (Martin et al., 2015).

Les crues produites dans le bassin versant Oued El Abid sont accompagnées de glissements de terrains et d'éboulements à cause d'un appauvrissement du bassin du couvert végétal et des aménagements protecteurs et un terrain accidenté, ce qui engendre par la suite des conséquences qui peuvent être très graves en termes de dégâts et de coûts. Ces crues rendent rapidement la plupart des routes dangereuses puis inutilisable, surtout que le désenclavement d'une grande partie de la zone d'étude est assuré que par une seule voie fragile et vulnérable (Cherifi and Loudiki, 1999a).

1. Typologie d'inondation

Jusqu'à un passé récent on se contentait de distinguer deux types de crues au Maroc, les crues lentes des grands bassins avec une montée et décrue lente et les crues à cinétique rapide avec des faibles durées d'écoulement et des montées et décrues relativement rapides (Sibari et al., 2001). Aujourd'hui, avec d'une part les grands aménagements de cours d'eau (endiguements et barrages), le développement d'autre part des activités agricoles dans les plaines alluviales et surtout l'extension de l'urbanisation des communes de toutes tailles, cette classification simpliste ne suffit plus. Enfin, l'observation d'événements plus inhabituels, du type Ourika, Ouzoud, El Hajeb ou vallée de la Thodra au Maroc amène à élargir la palette de définition des typologies de crues existantes.

a) Crues lentes des grands bassins

On a classé ainsi les crues générées par les grands cours d'eau (avec un bassin en général supérieur à 10000 km²) au moment où ils arrivent dans leur plaine alluviale avant leur débouché en mer ou à l'Océan Atlantique. C'est le cas par exemple de l'Oued Oum Rbia. Ces crues se caractérisent par des durées de montée et de décrue relativement longues, avec des vitesses d'écoulement modérées (Baiddah et al., 2012; Sibari et al., 2001).

b) Crues semi - rapides des moyens bassins de plaine avec écoulements en nappe

Sur les plaines situées en piémont des grands reliefs, les pentes s'atténuent brutalement et la capacité de transit des cours d'eau issus des hautes montagnes ou de leurs piémonts, diminue alors elle aussi fortement. A la moindre crue, ces oueds débordent largement de leur lit mineur, souvent très étroit, peu profond et encombré par la végétation ou les dépôts sauvages et s'écoulent alors dans la plaine adjacente qui n'est pas un véritable lit majeur, au sens où elle est le réceptacle commun des débordements de plusieurs oueds sensiblement parallèles.

Ce type d'inondation concerne souvent des villages ou villes parfois très importantes, installée au piémont de montagne, c'est le cas par exemple de la ville de Béni Mellal.

c) Crues rapides des affluents principaux des grands cours d'eau

Il s'agit le plus souvent de sous bassins dont la superficie est comprise entre 5000 et 10 000 km², c'est le cas par exemple du haut bassin d'Oued Oum Rbia. Ces crues sont relativement plus rapides que ceux de la première typologie, mais leurs durées restent quand même de l'ordre de journées.

d) Crues torrentielles des petits bassins de montagne

Les précipitations maximales journalières sont importantes sur les reliefs de la chaîne Atlasique. C'est aussi dans ces mêmes zones qu'on trouve les pentes les plus fortes et les sols les plus imperméables. Ce n'est donc pas étonnant que l'on y retrouve aussi les ruissellements journaliers maximas les plus importants. Les petits bassins versants situés au pied de ces grands reliefs à forte pente vont donc réagir très fortement aux précipitations de courte durée mais à intensité très forte pendant 2 ou 3 heures. C'est l'exemple type de la plupart des châabats déversant sur les centres et les villes de la zone d'étude (Baiddah et al., 2012).

2. Gestion et prédiction des inondations

Dans l'histoire humaine, le besoin de comprendre les changements climatiques et ces effets sur l'accentuation des inondations n'a jamais été aussi urgent et important qu'au 21ème siècle, surtout en zone où la déforestation et l'extinction des espèces sont relativement plus importantes et les conditions de vie, plus précaires (Bonnefille et al., 2007). Ces phénomènes sont encore plus accentués aux zones montagneuses du Maroc où la déforestation est très importante à cause des besoins des populations surtout pendant l'hiver. L'importance de la variabilité temporelle au Maroc et dans les zones montagneuses tient au fait que les paramètres climatiques, censés varier dans le temps du fait du cycle saisonnier global de la planète, présentent également différentes évolutions selon les régions (Gnanglè et al., 2011).

Avec cette apparition de ces changements climatiques et l'accentuation de leurs impacts au Maroc, la politique hydraulique Marocaine malheureusement n'a accordé une attention à la surabondance des inondations qu'au jusqu'à la loi de l'eau en 1995. Ce texte législatif important pour la gestion des ressources en eau au pays ne consacre aux phénomènes des inondations que quelques rares dispositions à caractère très général et dépourvues des textes réglementaires nécessaires à son application. Pour combler ces lacunes institutionnelles existantes au niveau de la loi 10-95, un renouvellement vers la version de loi 36-15 a été effectué et vise à établir et lancer des programmes de lutte et de surveillance de ces phénomènes. L'**Atlas des zones inondables** est l'un des projets importants qui visent à classer les zones vulnérables aux inondations en 3 catégories de risques " faible, moyen et fort " et insiste sur l'utilisation des méthodes de protection convenable selon le degré de risque toutes en se basant sur une étude scientifique et technique bien approfondie (MOUMEN et al., 2015b).

Comprendre et prédire ces variations annuelles, décennales ou multi-décennales dans un passé récent est devenu un défi pour les spécialistes marocains du climat, qui cherchent d'une manière continue à faire un développement prodigieux des méthodes de prédiction des variations climatiques à long terme (Alibou, 2002; Bouaicha and Benabdelfadel, 2010; Leone and Vinet, 2006; Roose et al., 2010).

Une analyse hydrologique réalisée dans ce contexte peut avoir pour objectif d'estimer l'évolution de l'intensité et / ou de la fréquence des événements extrêmes ou d'évaluer les modifications des ressources

en eau en termes de volumes et de variabilité saisonnière ou interannuelle et par la suite donne des solutions précises de gestion et de prédiction des inondations (Karaoui et al., 2018). Cette analyse hydrologique de base doit être suivie par des méthodes de simulation que ce soit hydraulique de détermination des étendus des inondations ou bien hydrologique de détection et d'investigation de l'impact de variation des paramètres physiques et climatiques sur le phénomène entier.

IV. QUALITE DE L'EAU ET NORMES UTILISEES

La qualité de l'eau est un critère général utilisé pour décrire les propriétés physiques, chimiques, naturelles et / ou biologiques de l'eau. Nous la définissons souvent en termes d'utilisation humaine pour la consommation, les loisirs, l'esthétique,... etc. En termes plus généraux, la qualité de l'eau affecte toutes les composantes de l'écosystème aquatique. La qualité de l'eau appropriée et souhaitable pour l'utilisation par un organisme peut être totalement inappropriée pour un autre. Ainsi, la qualité de l'eau est un constat qui ne peut pas être défini facilement, ni définir des normes répondant à toutes les utilisations et à tous les besoins des utilisateurs. Par exemple, les normes des paramètres physiques, chimiques et biologiques de l'eau qui conviennent à la consommation humaine sont très différentes de ceux qui conviennent à un agriculteur irriguant une culture (Rodier, 1984).

1. Paramètres de qualité de l'eau

L'usage de l'eau à des fins alimentaires, d'hygiène corporelle ou diverses activités (agriculture ou industrie) nécessite un niveau de qualité physico-chimique, chimique et microbiologique différent (Rodier, 1984).

Le respect de ces niveaux (paramètres) de qualité (les exigences de la qualité) nécessite la plupart du temps le recours à certains traitements plus ou moins complexes. Divers facteurs peuvent altérer sa qualité depuis le lieu de captage jusqu'au robinet : des facteurs naturels ou anthropiques agissant sur la qualité de l'eau brute ainsi que des facteurs liés aux installations, publiques et privées, nécessaires au transport de l'eau traitée.

A cet effet, selon le mode d'emploi et d'usage de l'eau, il est nécessaire de fixer dès le départ la manière dont on souhaite utiliser les eaux disponibles et par la suite exiger un contrôle des paramètres qui peuvent influencer sur l'usage souhaité. Ces paramètres qui doivent être contrôlés généralement sont fixés soit dans les normes nationales de chaque pays (pour le Maroc, la loi 36-15 et ces décrets applicatifs) ou bien à l'échelle internationale (AFNOR). D'une manière générale, ces normes portent sur 63 paramètres groupés en 7 catégories :

- ❖ Paramètres organoleptiques : (couleur, saveur, odeur, et la transparence de l'eau). Ces critères n'ont pas de valeur sanitaire directe. Une eau peut être trouble, colorée, sentir le chlore et être parfaitement consommable.

- ❖ Paramètres physico-chimiques : en relation avec la structure naturelle des eaux. Il s'agit des caractéristiques que l'eau a pu acquérir dans son parcours naturel, de la température, de la conductivité et du pH de l'eau.
- ❖ Paramètres concernant des substances « indésirables » : Ce sont des substances dont la présence est tolérée tant qu'elle reste inférieure à un certain seuil (fluor, nitrates par exemple).
- ❖ Paramètres concernant les substances dont les effets toxiques sont reconnus : Les normes retenues pour ce groupe de substances tels les plombs et le chrome sont calculées en tenant compte de la « marge d'incertitude » adoptée en toxicologie, c'est-à-dire qu'elles fixent des limites sensiblement inférieures aux seuils considérés comme acceptables. Les teneurs tolérées sont extrêmement faibles, parfois de l'ordre du millionième de gramme par litre.
- ❖ Paramètres microbiologiques : L'eau doit être exempte de bactéries et de virus pathogènes. En revanche, la présence en petite quantité de germes banals est admise : l'eau est un milieu vivant, et une vie bactérienne inoffensive et limitée y est normale.
- ❖ Pesticides et produits apparentés : Plusieurs centaines de substances entrent dans cette catégorie. Leur présence dans l'eau est limitée à des doses infimes.
- ❖ Paramètres concernant les eaux adoucies ou déminéralisées

Alors que chaque domaine d'utilisation de l'eau selon son origine (des eaux de surface ou souterraines) exige un certain nombre de critères listés dans les normes nationales et internationales.

2. Normes nationales et internationales

La plupart des normes nationales disponibles au niveau de chaque pays sont extraites à partir de celles qui sont internationales tout en tenant compte de la particularité de chaque pays. A titre d'exemple, la plupart des normes des pays européens sont basées sur la directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE) du Parlement européen et du Conseil adoptée le 23 octobre 2000 ("Directive-cadre sur l'eau," 2018), et chaque pays essaie de faire une modification légère de ces normes pour qu'elles soient convenables à la quantité d'eau disponible au pays.

Le système de classification de la qualité des eaux adopté au Maroc a été élaboré en s'inspirant des systèmes de classification existants à l'échelle internationale (AFNOR) et en tenant compte des spécificités nationales (régime des cours d'eau, conditions climatiques...). Le système est composé d'une grille générale définissant les seuils limites des classes de qualité pour chacun des paramètres en fonction des usages potentiels de l'eau (alimentaire, agricole, piscicole et industriel) et d'une grille simplifiée permettant d'apprécier globalement et d'une manière rapide la qualité de l'eau et l'état de pollution de l'eau. La grille simplifiée concerne un nombre limité de paramètres jugés les plus importants.

a) Grille générale

La grille générale nationale de la qualité des eaux de surface fixe cinq classes de qualité selon les usages auxquels sont destinées (Article 1 de l'arrêté conjoint du Ministre de l'Équipement et du Ministre chargé de l'Aménagement du Territoire, de l'Urbanisme, de l'Habitat et de l'Environnement définissant la grille de qualité des eaux de surface) et (Ministère de l'Eau et de l'Environnement, 2002):

- ❖ **Classe 1** " Qualité excellente " : Eaux considérées comme exemptes de pollution, aptes à satisfaire les usages les plus exigeants.
- ❖ **Classe 2** " Qualité bonne " : Eaux de qualité pouvant satisfaire tous les usages, notamment la production de l'eau potable, après un traitement normal.
- ❖ **Classe 3** " Qualité moyenne " : Eaux de qualité suffisante pour l'irrigation, les usages industriels, la vie piscicole et la production d'eau potable après un traitement poussé.
- ❖ **Classe 4** " Qualité mauvaise " : Eaux aptes à l'irrigation et au refroidissement. La vie piscicole y est aléatoire et la production d'eau potable est éventuelle.
- ❖ **Classe 5** " Qualité très mauvaise " : Eaux dépassant la valeur maximale fixée dans la classe 4 pour un ou plusieurs paramètres. Elles sont considérées comme inaptes à la plupart des usages.

Chaque classe de qualité est définie par un ensemble de valeurs seuils que les différents paramètres physico-chimiques ou biologiques, particulièrement importants, ne doivent pas dépasser.

b) Grille simplifiée

A partir de la grille générale de la qualité des eaux de surface, une grille simplifiée a été élaborée pour apprécier globalement et d'une manière rapide la qualité de l'eau (tableaux 2, 3 et 4) :

- ❖ L'oxygénation de l'eau : la teneur en oxygène dissous est un bon indicateur de l'équilibre écologique d'un milieu aquatique.
- ❖ Demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO5) et la demande chimique en oxygène (DCO) renseignant sur la pollution par les matières oxydables (organique ou autre).
- ❖ NH_4^+ et Phosphore Total (PT) qui sont les principaux facteurs conditionnant l'eutrophisation des eaux.
- ❖ Les coliformes fécaux comme indicateur d'une contamination fécale.

Lorsqu'il s'agit des retenues de barrages ou de lacs, les paramètres sélectionnés pour l'évaluation de la qualité globale de l'eau sont : O_2 , PT, NO_3^- , et la chlorophylle " a ". La qualité globale est déterminée sur la base du paramètre le plus défavorable de la grille de la qualité simplifiée.

Tableau 2: Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité des rivières

Qualité	O2 dissous mg/l	DBO5 mg o2/l	DCO mg o2/l	NH4- mg NH4-/l	Pt mg P/l	CF par 100ml
Excellente	>7	<3	<20	<0,1	<0,1	<20
Bonne	7-5	3-5	20-25	0,1-0,5	0,1-0,3	20-2000
Moyenne	5-3	5-10	25-40	0,5-2	0,3-0,5	2000-20000
Mauvaise	3-1	10-25	40-80	2-8	0,5-3	>20000
Très mauvaise	<1	>25	>80	>8	>3	-

Tableau 3: Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité des lacs et barrages artificiels

Qualité	O2 dissous mg/l	Pt mg P/l	PO43- Mg PO43 /l	NO3- mg/l	Chl a µg/l
Excellente	>7	<0,1	<0,2	<10	<2,5
Bonne	7-5	0,1-0,3	0,2-0,5	10-25	2,5-10
Moyenne	5-3	0,3-0,5	0,5-1	25-50	10-30
Mauvaise	3-1	0,5-3	1-5	>50	30-110
Très mauvaise	<1	>3	>5	-	>110

Tableau 4: Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité des eaux souterraines

Qualité	Conductivité (S/cm)	Cl- mg Cl-/l	NO3- mg/l	NH4+ mg/l	MO Mg/l	CF 100ml
Excellente	<400	<200	<5	<0,1	<3	<20
Bonne	400-1300	200-300	5-25	0,1-0,5	3 -5	20-2000
Moyenne	1300-2700	300-750	25-50	0,5-2	5-8	2000-20000
Mauvaise	2700-3000	750-1000	50-100	2-8	>8	>2000
Très mauvaise	<3000	>1000	>100	>8	-	-

V. SIMULATION QUALITATIVE ET QUANTITATIVE DE L'EAU

Comme la demande en eau augmente continuellement avec la croissance de la population et le développement économique, l'écart entre l'approvisionnement en eau et la demande au Maroc est devenu de plus en plus grand (Agoussine and Bouchaou, 2004a; Bzioui, 2004). Ces dernières années, l'aggravation de la pollution de l'eau rend cette contradiction beaucoup plus grave. Un défi majeur pour les décideurs des gouvernements est de planifier dans une incertitude future considérable, non seulement en ce qui concerne les demandes en eau, mais aussi la qualité de l'eau dans les rivières et les lacs. La méthode, qui intègre la quantité et la qualité de l'eau dans l'allocation des ressources en eau, a le potentiel d'ajouter une valeur importante aux décideurs qui font face à ces défis.

Pour répondre à cet enjeu, certains chercheurs ont essayé de considérer la qualité de l'eau dans le processus d'allocation par un modèle de programmation (simulation) qui aide à obtenir une utilisation

optimale de l'eau de qualité différente (Ambrose, 1988; Azevedo et al., 2000; Brabec et al., 2002; Keupers and Willems, 2017; Martin and McCutcheon, 2018; Zao, 2004).

De toute évidence, le but de la simulation est une tâche très importante à fixer au départ. En fait, il détermine la complexité requise, la donnée nécessaire, le temps de développement, les problèmes complexes à résoudre et le temps d'exécution attendu d'un modèle. En répondant à ces différentes questions et problématiques, on a sélectionné implicitement le modèle qu'il faut utiliser.

Albert Einstein a dit : «Rendez tout aussi simple que possible, mais pas plus simple». La sélection du modèle est la première étape d'une application de simulation. Bien qu'une variété de modèles soit disponible pour l'étude de l'hydrodynamique et de la qualité de l'eau, la sélection d'un modèle qui correspond mieux aux besoins de l'étude est encore une tâche complexe. Le but de la sélection du modèle est de choisir une approche capable de répondre à la plupart des objectifs de l'étude.

Tous les modèles sont, par définition, des représentations de processus réels. Les hypothèses sont utilisées pour simplifier le système réel et peuvent imposer des limites à l'application du modèle. Par conséquent, il est essentiel de se familiariser avec les hypothèses du modèle avant de sélectionner un modèle. La sélection d'un modèle approprié nécessite la prise en compte des objectifs de l'étude et du temps et des ressources nécessaires, y compris la disponibilité des données, l'expertise technique et le coût du projet.

La sélection d'un modèle trop simple peut entraîner le manque de précision et de certitude nécessaires à la prise de décision, tandis que la sélection d'un modèle trop complexe peut entraîner des ressources mal orientées, des retards d'étude et une augmentation des coûts. Il est utile de poser les questions suivantes dans la sélection du modèle :

- ❖ Quels sont les principaux processus hydrodynamiques ?
- ❖ Quelles sont les préoccupations relatives à la qualité de l'eau ?
- ❖ Quelles échelles spatiales et temporelles sont adéquates pour résoudre ces processus ?
- ❖ Comment le modèle sera-t-il utilisé pour appuyer la prise de décisions en matière de gestion ?

Il pourrait être souhaitable de choisir un modèle simple pour une étude. Cependant, dans la pratique, les modèles complets sont souvent préférés aux modèles simples pour diverses raisons, en particulier pour la simulation de grands systèmes d'eau complexes. En général, les modèles complets devraient (mais pas toujours) avoir de meilleures représentations mathématiques, physiques, chimiques et biologiques des systèmes d'eau que les modèles simples (Arnold et al., 1990).

1. Le début de la simulation

Stimulés par la nécessité de contrôler la pollution des principales sources d'approvisionnement en eau douce et d'assurer la protection de la santé publique, les chercheurs et les ingénieurs sanitaires ont été

parmi les premiers à examiner quantitativement les réponses physiques, chimiques et biologiques des cours d'eau aux nutriments naturels induits par l'Homme. Dans les années 1920, Ohio River Commission aux États-Unis a entrepris une étude intensive des sources de pollution et de leurs impacts sur l'approvisionnement en eau domestique. De cette investigation est apparu l'un des premiers modèles mathématiques d'un milieu aquatique. L'équation de Streeter-Phelps décrivant l'équilibre de l'oxygène dissous dans un cours d'eau (Streeter and Phelps, 1925). Cette solution, appelée «équation d'affaissement de l'oxygène», devait attirer l'attention (même dans la mesure de la préoccupation) des chercheurs et les ingénieurs sanitaires pour les prochaines décennies.

Le développement de l'ordinateur et les techniques mathématiques, en particulier les méthodes numériques pour résoudre des problèmes et phénomènes assez complexe, ont rapidement entraîné, entre autres, un changement dans la technologie des ressources en eau. Dans la période relativement courte de cinq ans à la fin des années 1950, des méthodes ont été développées pour résoudre de grands ensembles d'équations algébriques simultanées et des représentations de différences finies d'équations différentielles linéaires et non linéaires plus complexes. Les membres des professions de l'ingénierie et de la recherche scientifique ont rapidement reconnu le potentiel des méthodes pour réduire le fardeau du travail et pour accélérer les solutions aux problèmes plus difficiles posés par une société qui devenait exponentiellement plus complexe (Reichert et al., 2001).

2. Croissance de la simulation de la qualité de l'eau

À la fin des années 1970, la technologie de la simulation, au moins celle de la qualité de l'eau, a atteint un point où l'avancement semblait dépendre d'avantage de la disponibilité de données fiables sur le terrain que de l'ingéniosité du modélisateur ou de l'ordinateur. L'accent a été mis sur la mise en œuvre du modèle en tant qu'outil, ce qui nécessite qu'il soit étalonné et validé par rapport au plan d'eau. Il était nécessaire de déterminer la sensibilité du modèle en termes de mesures réalistes de la réponse du système (Reichert et al., 2001).

Une étude des sources de référence menée par l'auteur en 1976 a révélé que sur quelques 400 documents traitant de la simulation mathématique des bassins de retenue des eaux de surface, environ 90% avaient une circulation limitée, par exemple : les rapports techniques, comptes rendus des conférences et notes techniques. En outre, le volume d'informations pertinentes pour un sujet comme la simulation de la qualité de l'eau est trop important pour être digéré sans une organisation et une diffusion adéquates (Reichert et al., 2001).

1. Typologie des approches de simulation

Le terme «modèle» fait référence à une grande variété de programmes, de logiciels et d'outils utilisés pour représenter un système du monde réel pour décrire et prédire son comportement et sa réaction aux facteurs changeants. En dépit du grand nombre, les modèles sont divisés en deux principales catégories :

des modèles physiques et mathématiques. Le modèle mathématique est à son tour divisé en trois types de modèles axés sur les données, conceptuels et analytiques (Radmehr and Araghinejad, 2015).

a) Modèle physique

Un modèle physique est une copie physique plus petite ou plus grande d'un système. La géométrie du modèle et l'objet qu'il représente sont souvent similaires dans le sens où l'un est un réajustement de l'autre. Un modèle physique est construit à une échelle particulière et utilise de l'eau (ou un autre fluide) pour produire un écoulement à l'échelle qui peut être mesuré et relié au système d'eau réel.

b) Modèle mathématique

Un modèle mathématique est basé sur la logique mathématique et les équations, qui bénéficient de connaissances mathématiques pour simuler un système de manière explicite ou implicite. Il est présenté sous la forme de modèles analytiques, conceptuels et axés sur les données.

Le modèle mathématique est généralement basé sur des principes physiques, chimiques et biologiques fondamentaux qui décrivent les variations spatiales et temporelles d'un système d'eau. Un modèle mathématique ne prétend pas représenter tous les aspects de l'environnement réel mais tente d'incorporer uniquement les caractéristiques du problème qui sont les plus pertinentes. Les paramètres du modèle peuvent être ajustés pour que le modèle puisse représenter de manière réaliste certaines caractéristiques du système d'eau de surface (Orlob, 1983; Tumeo and Orlob, 1989). Les modèles mathématiques ont plusieurs formes. Il peut s'agir de relations statistiques empiriques tracées sur un graphique, de relations élaborées sur la base de la loi de conservation de la masse ou de la combinaison des deux. Chaque groupe de modèles a des avantages et des limites. Les modèles mathématiques peuvent être classés en divers groupes en fonction de leurs caractéristiques, par exemple s'ils sont (1) statistiques (empiriques) ou mécanistes, (2) déterministes ou stochastiques et (3) analytiques ou numériques.

❖ Modèle statistique

Un modèle statistique repose d'une manière générale sur une étude approfondie des différentes données de l'historique disponibles en essayant de trouver un lien et une relation entre les différentes mesures de terrain. Ce lien fait appel à des lois d'ajustements statistiques tels que (loi normal, Gumbel...) qui facilitent les prévisions future des paramètres étudiés. L'inconvénient de ce modèle repose le nombre des mesures effectués pendant une longue durée. Une base de données riches en mesure signifie moins d'erreur lorsque on souhaite faire des prévisions et des estimations, cependant un manque de données mène à des erreurs grossières.

❖ Modèle analytique ou numérique

Un modèle analytique est un modèle qui représente un système par des équations mathématiques explicitement. Ces modèles sont appliqués dans des cas qui ne sont pas trop complexes par rapport à

notre connaissance des mathématiques. Les modèles développés pour les milieux poreux et les eaux souterraines sont des exemples de ce type de modèle.

Le célèbre modèle **Streeter-Phelps** développé en 1925 (Rauch et al., 1998) est un exemple de solution analytique qui estime les concentrations de l'Oxygène dissous le long d'une rivière. Le profil vertical de la concentration des sédiments est dérivé d'un cas simplifié, mais il est toujours capable de donner un aperçu des profils de concentration des sédiments dans les eaux. Cette équation élucide l'importance de la vitesse de sédimentation, de la diffusion verticale et de la profondeur de l'eau dans la distribution des sédiments dans le sens vertical. Il est également courant de vérifier l'exactitude d'un modèle numérique en comparant des solutions analytiques à celles du modèle numérique (Shanahan et al., 2001).

❖ Modèle conceptuel

Un modèle conceptuel dans les ressources en eau et l'ingénierie de l'environnement est un modèle qui bénéficie de la définition physique d'un système partiellement dans les cas où nous n'avons pas une connaissance adéquate de l'équation mathématique pour représenter le système par un modèle analytique. Un modèle conceptuel utilise une combinaison d'approches analytiques et de modèles axés sur les données de manière à utiliser les avantages des deux pour simuler un système. Sur la base de la définition présentée, différents types de modèles mathématiques pourraient être classés en fonction de la complexité d'un système ainsi que de nos connaissances mathématiques.

2. Complexité spatio-temporelle d'un modèle

Indépendamment du type d'un modèle, il pourrait être classé par sa complexité de manière spatiale et temporelle. L'importance du changement dynamique des phénomènes naturels liés aux ressources en eau et à l'environnement mondial ainsi que la nécessité de les évaluer d'une manière régionale rendent ces caractéristiques d'une grande importance pour un modélisateur. Même si un modèle dynamique et distribué pleinement développé, est considéré comme un outil très puissant dans le domaine des ressources en eau et de l'ingénierie environnementale, la limitation des données, le niveau de nos attentes du modèle, ainsi que la complexité et le temps processus de simulation pourrait empêcher l'application d'un tel modèle dans tous les problèmes que nous traitons. Les expressions, ci-après, définissent différents types de modèles à partir de l'aspect de la complexité spatio-temporelle.

a) Complexité spatiale

Du point de vue complexité spatiale, un modèle est catégorisé en tant que modèle localisé, distribué et semi-distribué. Les variables relatives aux ressources en eau et à l'ingénierie environnementale sont généralement définies à l'intérieur d'une limite spatiale spécifique, telle que les bassins versants, les bassins, les provinces et les rivières. Un modèle agrégé (**zéro dimension= 0D**) est utilisé dans les cas où la variation spatiale de cette variable à l'intérieur de cette limite n'a pas d'intérêt pour le modélisateur.

Les caractéristiques spatiales des modèles numériques comprennent le nombre de dimensions simulées et la résolution spatiale. Dans la simulation des rivières peu profondes et de petite taille, les modèles **1D** (Unidimensionnels) sont souvent utilisés car leurs gradients verticaux et latéraux sont généralement petits. Pour les grands lacs et les estuaires, les modèles **2D** (bidimensionnels) ou **3D** (tridimensionnels) sont plus appropriés, parce que les gradients de concentration verticaux et horizontaux se produisent couramment.

Les modèles 3D fournissent l'approximation la plus proche de la réalité en simulant des gradients le long des trois dimensions spatiales. Il existe maintenant un certain nombre de modèles hydrodynamiques 3D à surface libre dépendant du temps pour la simulation des eaux de surface (par exemple, (Huang et al., 2014; Luo and Li, 2009; Park et al., 1995).

Les données mesurées par des études au laboratoire et sur le terrain sont utilisées pour fournir un aperçu des processus hydrodynamiques et de qualité de l'eau. Cependant, les données mesurées peuvent être difficiles et coûteuses à obtenir. Les résolutions spatiales et temporelles des données mesurées sont souvent insuffisantes pour caractériser complètement un plan d'eau. Les modèles numériques peuvent jouer un rôle clé dans la compréhension et l'extrapolation des données mesurées. Si un modèle numérique peut simuler avec précision les données mesurées du plan d'eau, le modèle peut être utilisé pour d'autres applications en toute confiance. Un modèle numérique peut être utilisé pour interpoler les données observées et guider les futurs efforts d'échantillonnage des données. En incorporant des données mesurées dans une simulation numérique, par exemple via l'assimilation de données, des résultats encore plus fiables peuvent être obtenus à partir du modèle numérique.

b) Complexité temporelle

Les modèles pilotés par les données peuvent être statiques ou dynamiques. Les modèles de simulation statique sont basés sur l'état actuel d'un système et supposent un équilibre constant entre les paramètres sans changement prévu. En revanche, les modèles de simulation dynamique s'appuient sur les hypothèses détaillées concernant les changements de paramètres existants en modifiant l'état d'un système. Un modèle de prévision est considéré comme un modèle dynamique si ses paramètres changent à mesure qu'il reçoit de nouvelles données dans sa ligne temporelle d'application. En revanche, il peut être considéré comme un modèle statique dans le cas où ses paramètres reposent sur les données historiques sans plan à modifier dans l'horizon temporel de son application.

VI. APPORT DE LA TELEDETECTION A LA GESTION DES RESSOURCES EN EAU

L'approche de la télédétection constitue une innovation récente qui pénètre dans la plupart des domaines de recherches et essaye de faire une reconnaissance à distance de tous les phénomènes qui exigent une mesure quotidienne et continue en employant de très importantes ressources en matérielles et humaines lors de différentes missions de terrain. En focalisant sur le volet qualitatif, une étude approfondie a été

effectuée pour tester l'apport et l'utilité des techniques de l'imagerie satellitaire pour le suivi et la détection de la qualité de l'eau de surface. A cet effet, les lacs et les barrages, qui agissent en tant que régulateurs de l'eau, du climat et du cycle du carbone (Tranvik et al., 2009), fournissent de l'eau pour de multiples usages humains, en plus de soutenir des niveaux élevés de biodiversité et d'agriculture (Brönmark and Hansson, 2002) constitue un exemple typique où on peut vérifier l'aptitude de cette approche nouvelle.

Des informations précises sur les réservoirs des barrages sont une tâche importante pour le suivi et la prévision de la qualité de l'eau (Gray, 2008), ainsi que pour l'évaluation de l'état des ressources en eau transmises à la consommation humaine ou à l'agriculture (Gleick and Palaniappan, 2010). En général, les réseaux de surveillance in situ des réservoirs et des barrages dans le monde sont souvent limités en termes de fréquence et d'espace. Dans des environnements arides tel que le Maroc, il est difficile de collecter ces informations en permanence à l'aide des techniques d'enquêtes traditionnelles, car les plans d'eau sont généralement inaccessibles à cause d'une topographie montagneuse.

Bien que la télédétection, selon ces définitions, se voit comme une source magique qui résoudra tous nos problèmes d'une façon rapide. Mais au contraire, l'acquisition de données se fait selon des spectres électromagnétiques ce qui implique la nécessité de transformer ces données d'imageries en informations pertinentes sur le plan hydrologique ou bien de la gestion des eaux. Il faut reconnaître d'emblée que les données de télédétection diffèrent des données hydrologiques traditionnelles. Par rapport aux mesures hydrologiques classiques, la télédétection présente certains avantages importants, mais aussi certains inconvénients. L'un des inconvénients de la télédétection réside dans le fait que les paramètres hydrologiques et de qualités ne sont presque jamais mesurés directement, mais nécessite le recours à des formules empiriques qui transforment la réflectance des pixels en information utile (Mattikalli and Richards, 1996; Ritchie et al., 2003).

1. Résolution temporelle

Les données de la télédétection sont acquises avec une résolution donnée dans le temps qui varie beaucoup d'un capteur à l'autre et d'un système satellite. Les données radar au sol peuvent être acquises toutes les 5 minutes, les satellites géostationnaires fournissent des données toutes les demi-heures et certains satellites en orbite polaire fournissent des données aussi rarement que tous les 16 jours (par exemple, Landsat) ou moins (Franklin and Wulder, 2002; Justice et al., 1996; Sawaya et al., 2003). L'hydrologue qui envisage d'utiliser des données de télédétection doit choisir des données qui correspondent aux besoins de son analyse. Dans certains cas de processus dynamiques et de petits bassins, les données peuvent être nécessaires chaque jour plus souvent. Dans d'autres cas, pour les processus moins dynamiques et les grands bassins, les données sur deux semaines ou plus peuvent être satisfaisantes (Palmer et al., 2015a).

2. La télédétection et l'hydrologie de surface

En regardant le développement historique de la simulation et les études hydrologiques, on arrive facilement à la conclusion que tous les modèles hydrologiques élaborés sont très limités en termes des entrées (données de départ ou de calibration). Les modèles ne sont pas conçus de la manière la plus rationnelle sur le plan scientifique, mais plutôt en fonction de la disponibilité des données. Un exemple significatif de cette lacune des modèles existants est le fait que les modèles pluviométriques et les modèles de bilan hydrique sont tous calibrés à l'aide de données observées, par exemple la pluviométrie, ruissellement, évaporation, etc (Schmugge et al., 2002; Schultz, 1988; Schultz and Engman, 2012).

L'humidité du sol est une variable hydrologique ayant l'influence la plus importante sur les processus hydrologiques, mais en raison de la situation limitée des données en hydrologie, ce paramètre n'est presque jamais mesuré sur le terrain. Par conséquent, il se produit dans des modèles hydrologiques sous la forme d'un résidu. Ce fait est certainement l'une des raisons pour lesquelles les performances de nombreux modèles hydrologiques ne sont pas satisfaisantes. Récemment la télédétection permettra de mesurer l'humidité du sol avec une résolution acceptable dans le temps et dans l'espace et avec une précision appropriée (Ahmadalipour et al., 2017; Eweys et al., 2017; Ottlé and Vidal-Madjar, 1994; Sadeghi et al., 2017; Zitouni and Ibouh, 2016). Ce qui permettra de développer des modèles hydrologiques complètement nouveaux. On peut également s'attendre à ce que, dans de nombreux autres domaines de la simulation hydrologique, la disponibilité des informations de télédétection existantes ou attendues conduise à la mise au point de modèles hydrologiques beaucoup plus efficaces.

Pour bien comprendre l'utilisation à la fois historique et potentielle de la télédétection pour la simulation hydrologique, il est important de reconnaître que ces données ne sont pas directement utilisables comme modèle hydrologique. Chacun des termes est souvent paramétré en termes de modèles conceptuels pour lesquels la télédétection peut fournir certains paramètres du modèle.

a) La détection de la variation de l'occupation du sol

La couverture végétale ou le couvert végétal influence les processus hydrologiques de diverses manières que ce soit au niveau de l'interception, la transpiration et l'évapotranspiration qui sont classées parmi les processus de perte ou de chute dans le bilan hydrique d'un bassin versant. Il a été démontré que les pertes d'évapotranspiration diminuent dans l'ordre suivant : conifères, feuillus à feuilles caduques / feuillus mélangés, arbustes (Gorte, 2000). La rareté de l'écoulement de surface sous une végétation dense dans les climats tempérés, conduisant souvent à la saturation de l'écoulement de surface et à l'écoulement des pistons, a été décrite par (Robinson, 1989)). En revanche, une végétation pauvre sur les terres en pente pourrait généralement entraîner un ruissellement direct rapide. Dans les petits bassins versants, la végétation retarde le ruissellement causé par les fortes pluies, entraînant une baisse des taux de ruissellement (Fohrer et al., 2001). Par conséquent, les classes de couverture terrestre, telles que déterminées par la télédétection, ont une signification hydrologique implicite en termes d'apport en eau,

de débits de pointe et d'érosion des sols. Toutes les données de captage disponibles montrent que la déforestation entraîne une forte augmentation des rendements sédimentaires. La déforestation en amont peut également entraîner une augmentation de la charge de fond, ce qui peut causer des dommages en aval dans les plaines inondables cultivées (Durand, 2003; Viramontes and Descroix, 2002).

b) La surveillance et la simulation de la qualité de l'eau

La croissance rapide de la population dans de nombreux pays et le niveau de vie généralement croissant augmentent la demande en eau de surface pour l'irrigation, l'industrie et l'approvisionnement urbain et diminuent la qualité des eaux de surface disponibles (Cary et al., 2015; Daccache et al., 2016; Kouassi et al., 2015).

La surveillance et l'évaluation de la qualité des eaux dans les cours d'eau, les réservoirs et les lacs sont essentielles pour gérer et améliorer la qualité de l'environnement. Les techniques classiques de mesure des indicateurs de la qualité de l'eau impliquent des mesures in situ et/ou la collecte d'échantillons d'eau pour des analyses ultérieures au laboratoire. Bien que ces technologies donnent des mesures précises dans le temps et dans l'espace, elles prennent du temps, coûtent cher et ne donnent pas la vision spatiale ou temporelle de la qualité de l'eau nécessaire pour surveiller, évaluer ou gérer la qualité de l'eau ou pour plusieurs plans d'eau à travers le paysage. Grâce à la télédétection, on peut élaborer des indicateurs de qualité de l'eau par des méthodes de simulation de chaque paramètre et par conséquent offre le potentiel de mesures peu coûteuses, fréquentes et synoptiques en utilisant des capteurs à bord d'aéronefs et/ou d'engins spatiaux (Brezonik et al., 2005; Mattikalli and Richards, 1996; Olmanson et al., 2015; Ritchie et al., 2003).

PARTIE II :
PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE &
METHODOLOGIE ET TECHNIQUES
UTILISEES

CHAPITRE 1 : PRESENTATION DU BASSIN VERSANT OUED EL ABID

I. LOCALISATION GEOGRAPHIQUE

Le bassin versant Oued El Abid se situe au centre de la partie Nord du Maroc. Il traverse les provinces de Midelt, Khénifra, Tinghir, Béni Mellal et Azilal. Il s'étend sur une superficie de 8041 km² et une longueur de 638 km (figure 2). Ce bassin versant est caractérisé par une diversité de relief entre les chaînes de montagnes du Haut Atlas Central, le piedmont, et une partie de la plaine de Tadla.

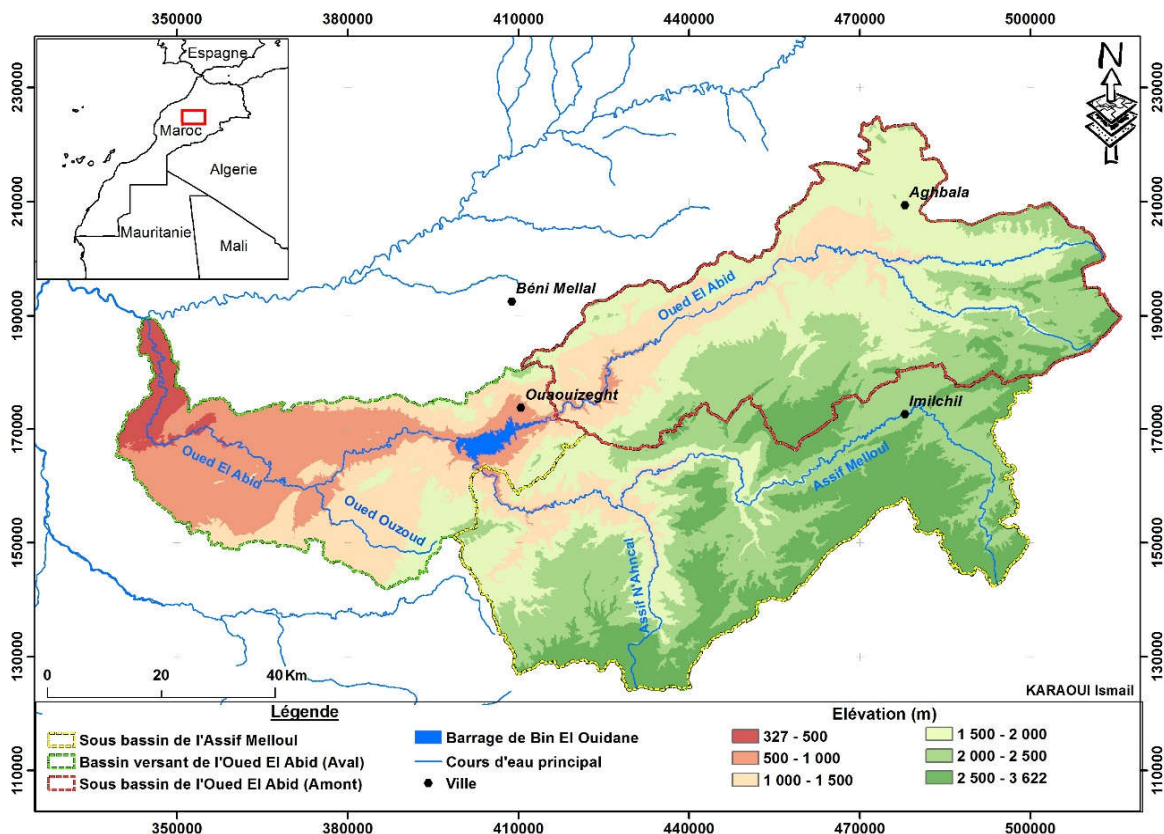


Figure 2: Localisation du bassin versant Oued El Abid

Le cours d'eau principal du bassin versant Oued El Abid est l'affluent le plus important du bassin d'Oum Er-Rbia. Il draine une grande partie des eaux du versant Nord des montagnes de l'Atlas central, entre le bassin hydrographique saharien au Sud et la ligne de crête du Moyen Atlas jusqu'à le Nord. Le bassin versant Oued El Abid peut être subdivisé en trois sous bassins : le sous bassin le plus important d'Assif Melloul, d'une superficie de 3117 km², le sous bassin d'oued El Abid (Partie amont) dont le principal affluent est l'Oued El Abid sur une superficie de 2958 km² et le sous bassin drainé par la partie inférieure du bassin (1966 km²) qui achemine les eaux du barrage Bin El Ouidane vers le point de l'exutoire au niveau de la région de Tarmast où il va rejoindre l'oued OER.

L'oued El Abid naît dans le Jbel Masker (3277 m d'altitude) et s'écoule d'Est en Ouest. Le bassin à une forme allongée, s'étend au cœur du Haut Atlas calcaire, il est délimité au Nord-Est et au Sud-Ouest par

une ligne de hautes crêtes supérieures à 3000 m, le point culminant du bassin étant le Jbel Azourki (3690m). Le principal affluent de l'oued El-Abid est l'oued Ahansal, peu après la confluence de ces deux oueds le grand barrage d'accumulation de Bin El Ouidane a été édifié avec une retenue de 1,5 milliards de mètres cubes. Il est couplé au barrage de compensation d'Aït-Ouarda. Ces ouvrages dérivent les eaux de l'oued El Abid dans une galerie souterraine qui franchit au Nord un petit chaînon atlasique et débouche directement à Afourer dominant la plaine des Béni-Moussa du Tadla.

II. CARACTERISTIQUES CLIMATIQUES

1. Contexte climatique

L'infrastructure de mesures climatologiques d'une façon générale est peu développée dans le Haut Atlas calcaire où l'on relève 63 postes pluviométriques ayant fonctionnés dans le passé pour 35000 km² (soit 1 pour 550 km²). Cependant, 17 postes seulement possèdent une série de mesures qui dépasse les trentaines d'années d'observations. Les températures ont été mesurées sur de longues périodes en 7 points repartis sur la totalité du Haut Atlas calcaire, tandis que les autres facteurs climatiques en une seule station en amont du barrage Bin El Ouidane "Tillouguite" qui fonctionne depuis les années de 1977. De plus, la répartition des postes de mesure dans le domaine est très irrégulière ; la majorité se trouvant concentrés au centre du bassin de l'oued El Abid (proche du barrage Bin El Ouidane), alors que les secteurs Est et Sud du domaine d'étude sont très dépourvus en mesures (Figure 3). Enfin, on ne dispose que de très peu de mesures utilisables en altitude, au-dessus de 2200m sur le flanc Nord et 2100m sur le flanc sud.

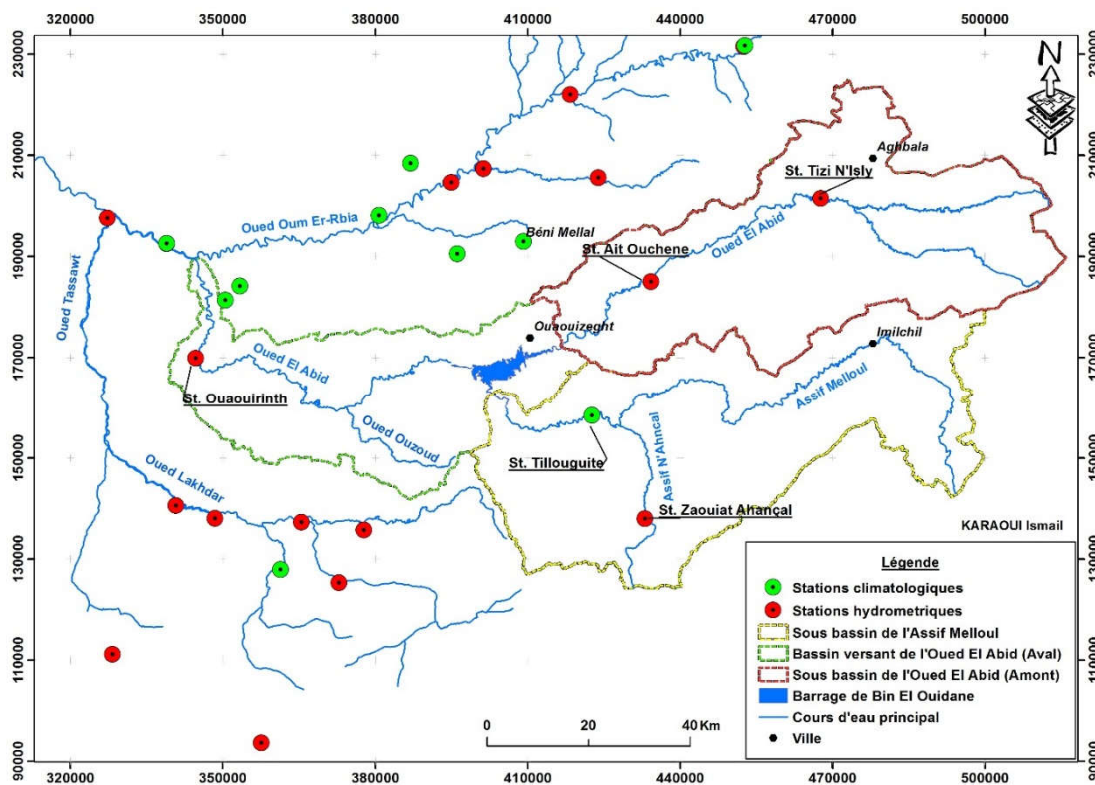


Figure 3: Répartition des stations hydro-climatiques

a) Précipitation

La répartition des précipitations dans l'année se modifie d'Ouest en Est. Dans l'Est, la saison pluvieuse s'étend d'octobre à mai avec plusieurs maximas en novembre, janvier et mars. Par contre les mois de juillet et août sont les plus secs. En effet, la pluviométrie annuelle d'une station au niveau de la partie amont (zone montagneuse) peut varier entre 1003 mm/an jusqu'à 243 mm/an. Par ailleurs dans le côté Ouest, il pleut de septembre à février avec un seul léger maximum en janvier. Juillet et août sont encore les mois les plus secs au niveau de la partie aval du bassin versant et la pluviométrie annuelle de cette partie Ouest varie entre 424 mm/an jusqu'à 153 mm/an (références : stations de Tillouguite, Tizi N'Isly, Zaouiet Ahansal, période 1990-2016).

b) Température

Les températures sont sujettes à de très importantes variations saisonnières au niveau du bassin versant Oued El Abid il n'est pas rare d'observer en hiver des températures très basses qui peuvent arriver jusqu'à -9°C alors que les maximas d'été se situent toujours aux alentours des 43°C . Par ailleurs la moyenne générale des températures enregistrées est de l'ordre de 18°C (Cherifi and Loudiki, 1999b).

Sur le flanc Nord, les températures moyennes annuelles se situent entre 15 et 18°C jusqu'à 1500 m d'altitude (références : stations de Tillouguite et Azilal), puis décroissent ensuite rapidement en prenant de l'altitude ($12,7^{\circ}\text{C}$ à Ait-Mehamed, altitude 1680 m). Les maximas mensuels se situent toujours en Juillet-Août, et les minimas en Janvier avec un écart thermique d'une vingtaine de degrés entre ces 2 périodes. Les valeurs extrêmes observées à la station de Tillouguite sont $+ 43,8^{\circ}\text{C}$ et $- 9^{\circ}\text{C}$ (altitude 1100 m).

c) Vent

Selon les mesures effectuées par l'Agence du Bassin Hydraulique d'Oum Er-Rbia (ABHOER) entre la période 1990-2017 au niveau de la station de Tillouguite, les vents dominants au niveau du bassin de l'Oued El Abid sont ceux de provenance de l'Ouest vers l'Est, avec une vitesse maximale de l'ordre de 3.28 m/s durant le mois d'Avril (2001), et une minimale de 0.15 m/s pendant le mois de Décembre (2016).

d) Humidité et Evaporation

L'humidité de la zone d'étude est contrastée en allant de l'amont qui est formé que par des chaînes de montagnes du Haut Atlas calcaire vers l'exutoire qui se trouve d'une manière ou d'une autre au niveau de l'extrémité Ouest de la plaine de Tadla. Ce contraste se manifeste en hiver par des couches de neiges au niveau de la partie supérieure du bassin de l'Oued El Abid et qui peuvent être recouvertes de neige d'une épaisseur pouvant atteindre plusieurs mètres pendant 2 à 4 mois et par la suite une humidité moyenne (Schulz and De Jong, 2004).

Concernant l'évaporation, l'Agence du Bassin Hydraulique d'Oum Er-Rbia s'est engagée à suivre d'une façon continue ce paramètre à l'aide de l'évaporomètre Piche au niveau de la station de Tillouguite (en ml) entre la période de 1990-2016. Les mesures indiquent que l'évaporation est importante entre les mois de Mai- Septembre est peut atteindre une valeur maximale de 350ml/jour. Tandis que la période la moins exposée à l'évaporation est celle de décembre- février avec une valeur minimale de 71ml/jour (Figure 4).

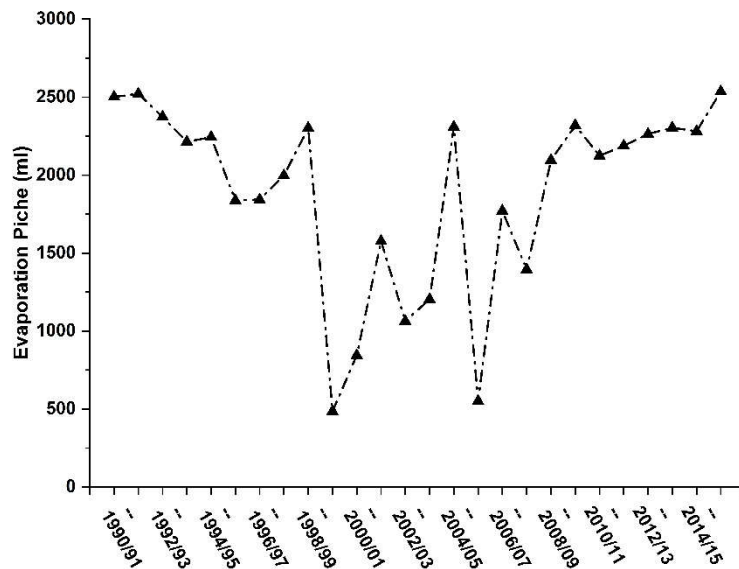


Figure 4: Evaporation annuelle au niveau de la station de Tillouguite (en ml) entre la période de 1990-2016

e) Type de climat

La caractérisation du climat a été effectuée grâce au diagramme Ombrothermique qui décrit la variation climatique mensuelle de température et de précipitation dans une série d'années selon une graduation standardisée : précipitation= 2 fois la température (Bagnouls and Gaussen, 1957) (Figure 5)

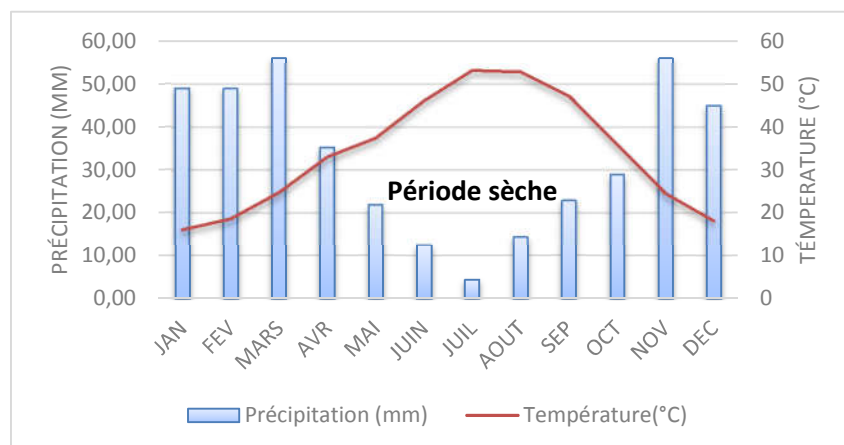


Figure 5: Diagramme Ombrothermique de la station de Tillouguite (Moyennes mensuelles de P et de T°C de la période : 1990- 2016)

Le diagramme Ombrothermique montre, d'après la variation de température et de précipitation que le climat de la région se caractérise par une période sèche de 6 mois, en allant du mois mai jusqu'au

Octobre. Une autre saison humide est marquée en allant du mois Novembre à Avril. Pour suivre l'évolution des mois secs au niveau de la zone d'étude pendant une période donnée, l'indice Ombrothermique (I_o) a été calculé à la base des données de température et de précipitation disponibles ($I_o = P - 2 \cdot T$).

Les résultats obtenus, en calculant cet indice, sont classés en deux catégories : lorsque $I_o < 0$ le climat est sec, par contre lorsque $I_o > 0$ le climat est humide.

Tableau 5: Résultats de l'indice Ombro-thermique des sept dernières années (station Tillouguite)

Année	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Octo	Nov	Déce
2011	10,4	-4,6	32,6	9,8	64,6	3,6	-45,7	-26,1	-19,7	33,1	23,4	24
2012	53,9	-4,9	-4,2	49,6	-40,3	-46,9	-51,9	-51,1	-42,1	7,2	112,5	-13,8
2013	13,4	0,3	39,7	16,4	-26,9	-31,1	-46,4	-47,4	-21,7	46,2	139,7	-0,6
2014	63	7,1	38,6	7,4	-41,8	-42,5	-51,4	-31,5	2,5	-37,9	6,9	0,2
2015	38,8	12,4	63,5	-33,7	1,2	-39,2	-33,9	4	-26,3	-26,8	156,2	34,1
2016	-4,8	66,7	55,7	-23,4	-21,4	-45,4	-38,3	-26,3	-16,8	-18,5	-13,7	-13,2
2017	14,5	26,8	0,1	18,2	-30,6	-29,3	-51,5	-26,2	-38,7	-29,4	61,6	29,4

D'après le tableau 5, on constate que l'année 2016 était la plus sèche avec une durée de dix mois entre le début d'Avril jusqu'à la fin de Janvier, suivie par l'année 2012 où les mois secs sont de l'ordre de huit. Cependant les autres années, les périodes sèches sont de l'ordre de 5 à 6 mois concentrés généralement entre les mois de Mai et Septembre-Octobre.

III. RESEAU DE SURVEILLANCE QUALITATIVE DES EAUX AU MAROC

La préservation et la gestion de la qualité des ressources ont été confiées aux Agences des Bassins Hydrauliques qui surveillent d'une manière continue la qualité de l'eau à l'échelle nationale. Ceci s'effectue en réalisant des campagnes de prélèvement et d'analyses au niveau de 744 stations de surveillance de la qualité des eaux réparties sur les 9 bassins versants du Royaume. Le réseau de suivi de la qualité des eaux de surface comporte 174 stations au niveau des principaux cours d'eau réparties selon (Ministère délégué auprès du Ministre de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement chargé de l'Eau et al., 2014) en :

- ❖ **Stations primaires**, qui permettent de détecter les variations temporelles significatives de la qualité de l'eau et de mettre à la disposition du gestionnaire des ressources en eau une information utile et en temps opportun. Elles sont localisées à des endroits stratégiques, tel l'aval des principales sources de pollution ou au niveau des prélèvements d'eau importants ;
- ❖ **Stations secondaires**, qui permettent d'obtenir des informations complémentaires sur l'état de qualité des ressources en eau et d'affiner également le portrait spatial de cet état : Stations au niveau de 39 endroits.
- ❖ **Stations des barrages**, qui permettent de suivre l'état des barrages pendant les périodes les plus contrastées de l'année, généralement ces périodes sont en été et en hiver où la

prolifération des algues peut être maximale ou bien minimale et les apports hautes eaux et baisses eaux du bassin sont plus marqués.

1. Points de contrôle des eaux de surface dans le bassin versant Oued El Abid

Dans le bassin versant Oued El Abid, seulement trois stations de contrôle sont réparties sur l'Oued El Abid : une station secondaire en amont du barrage, une station principale de surveillance au niveau de Ouauirinth (partie aval) et une station au niveau du barrage Bin El Ouidane où les prélèvements s'effectuent deux fois par an (Figure 6).

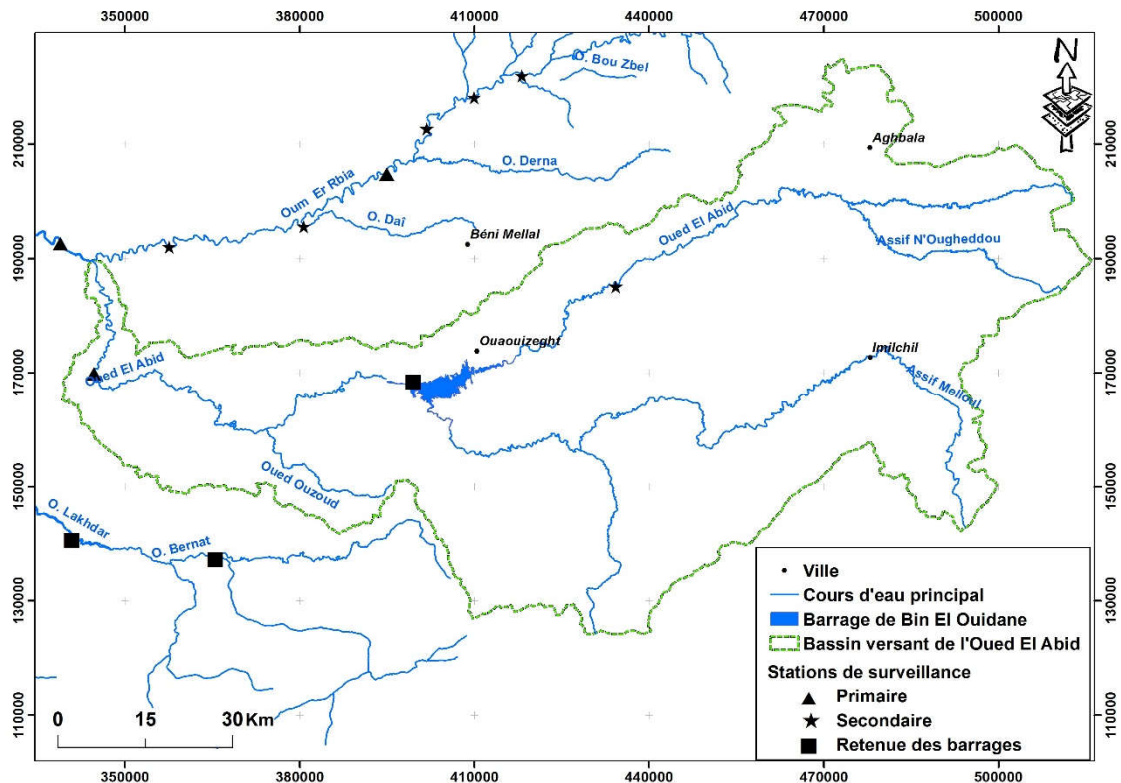


Figure 6: Réseau de surveillance des eaux de surface dans le bassin versant oued El Abid et son entourage

2. Les eaux souterraines

D'une manière générale, le réseau de surveillance de la qualité des eaux souterraines dans le bassin versant d'Oum Er-Rbia comporte 531 stations d'échantillonnages réparties sur 45 nappes d'eau souterraines des plaines irriguées. La fréquence d'échantillonnage entre 2011-2016 est une campagne en basses eaux et une autre en hautes eaux. Les analyses d'eau effectuées ont porté sur les paramètres physico-chimiques et les indicateurs de pollution organique, azotée, phosphorée, minéralogique et bactériologique.

Malheureusement, les points de contrôle de qualité des eaux souterraines au sein du bassin versant Oued El Abid sont presque quasi-absents, uniquement quelques-uns sont localisés dans des endroits de la plaine de Tadla qui sont proches de la partie aval de la zone d'étude.

IV. CARACTERISTIQUES PHYSIO-GRAPHIQUES

1. Géologie

Le domaine Atlasique est subdivisé en deux parties, le Moyen Atlas et le Haut Atlas, ce dernier s'étend du Maroc jusqu'à la Tunisie. Le Haut Atlas s'étend sur une distance de 700 km de longueur et une centaine de kilomètres de largeur selon un axe ENE-WSW (Hoepffner et al., 2006). Il est subdivisé en trois parties, le Haut Atlas oriental, le Haut atlas occidental, et le Haut Atlas central où se situe notre zone d'étude.

Le Haut Atlas central est formé essentiellement de terrains carbonatés appartenant au Jurassique. Le développement et l'extension des formations calcaires du Jurassique donnent à cette partie de l'Atlas un caractère particulier, elles constituent la ligne de faîte de cette partie de la chaîne où l'altitude demeure très élevée et où les principaux sommets dépassent 3500m tel que l'Irhil-M'Goun (4071m), les Jbels Tignousti (3825m), Tiferdine (3770m), Ayachi (3757m), Azourki (3690m) et Anghomer (3607m). Tous ces massifs sont constitués de plis jurassiens assez réguliers, fréquemment rompus par des failles de direction N70 à R-W (Ibough et al., 2001). Les anticlinaux allongés, aigus, dissymétriques succèdent aux synclinaux très larges à allure de cuvettes. Les grandes vallées présentent, sur les deux, versants Nord et Sud, une succession de vasis longitudinaux et de cluses transversales. La circulation méridienne est rendue difficile par l'obligation de franchir successivement plusieurs crêtes et vallées (Figure 7).

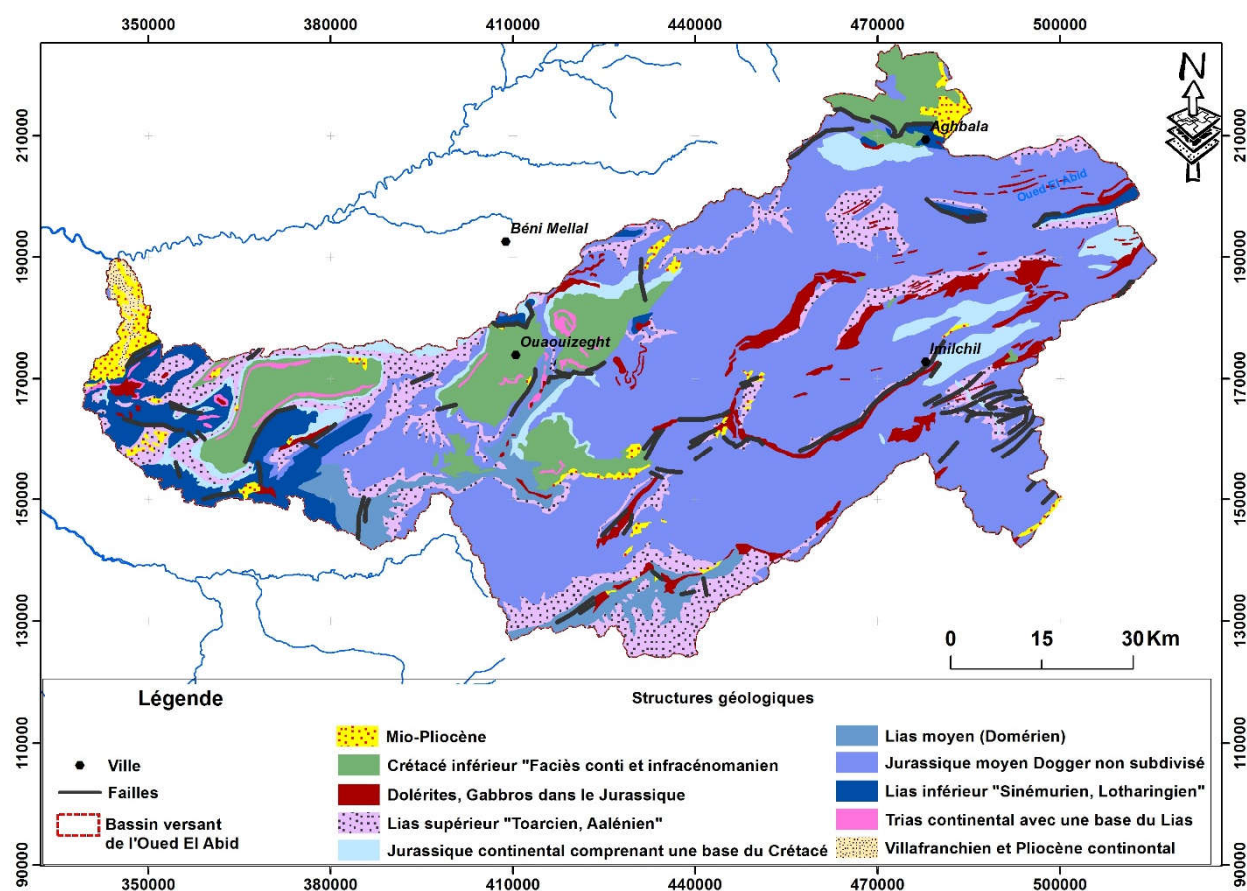


Figure 7: Carte géologique du bassin versant d'Oued El Abid (Source : carte de Rabat et Ouarzazat 1:500 000)

Le bassin versant Oued El Abid connaît une répartition lithologique des âges qui varient du Mésozoïque jusqu'au Quaternaire :

- ❖ **Le Trias** est représenté par des affleurements d'une série Silto-gréseuse de couleur rouge qui se trouvent uniquement dans les bassins atlasiques, comprenant des coulées de dolérites tholérétiques, des marnes et argiles à niveaux salifères joue un rôle important comme substratum imperméable de la série jurassique et est à l'origine de la plupart des eaux salées de la région. Il affleure largement à l'W en limite du Haut Atlas calcaire, plus rarement dans le massif à l'occasion de failles, de diapirs ou de quelques boutonnières.
- ❖ **Le Jurassique** constitue la quasi-totalité de la chaîne centrale du Haut Atlas central. Il commence par une série de carbonates massifs dolomitiques du Lias inférieur calcaire-dolomitique perméable en grande partie, en présentant la plus grande continuité, ce qui donne à la chaîne l'originalité de ses formes structurales en arêtes redressées de calcaires dolomitiques massifs. Ensuite la série marneuse imperméable du Toarcien-Aalénien sur laquelle s'établissent les vallées, puis une nouvelle série de calcaires, calcaires marneux et marnes comportant généralement deux niveaux calcaires principaux : Aalénien supérieur et le Dogger. Le Jurassique de la zone d'étude se termine par une série surtout gréseuse, continentale, de faciès rouge (Jurassique supérieur), passant au Crétacé inférieur de faciès identique.
- ❖ **Le Crétacé** présente une extension réduite et offre une série classique à trois termes : grès et marnes rouges (Crétacé inférieur) - marnes bariolées (Cénomaniens) - calcaires (Turonien) et s'achève par des formations continentales rouges du Crétacé supérieur.
- ❖ **Tertiaire et Quaternaire** sont représentés par des formations continentales de remblayage.

a) Structure

La zone d'étude se situe dans une vaste structure synclinale à fond plate occupée par des couches du jurassique moyen et des structures anticlinales étroites, dont le cœur est occupé soit par des terrains sédimentaires triasiques ou liasiques, soit par des intrusions magmatiques.

Les structures synclinales ont une forme en S, avec un axe cartographique orienté N 50-60 E. L'épaisseur des séries, maximum au centre de chaque structure synclinale, se réduit rapidement en direction des structures anticlinales adjacentes, en même temps qu'apparaissent des variations latérales de faciès et des discordances progressives. Les rides E-W sont des anticlinaux étroits, souvent à cœur triasique. Ces structures sont souvent faillées et le pendage de la faille, raide en profondeur, s'infléchit vers la surface, permettant l'amorce du chevauchement d'un flanc de l'anticlinal sur l'autre, plus raide, voire inverse. L'épaisseur de la série sédimentaire est la plus faible à l'aplomb des rides anticlinales. Les rides NE-

SW et NW-SE sont situées soit aux extrémités des rides majeures E-W, soit entre deux de celles-ci disposées en échelon.

Une schistosité et un métamorphisme général affectent souvent les roches dans les rides anticlinales de l'axe du Haut Atlas central. La schistosité est ici un clivage de dissolution. Presque partout, elle est orientée N 70 à E-W, parallèle à l'axe des rides anticlinales E-W. Elle est particulièrement bien marquée à proximité et autour des intrusions magmatiques.

2. Topographie

a) Reliefs

Le bassin versant de l'oued El Abid a une forme allongée vers l'Ouest ($K_G = 2.02$). Il naît dans les chaînes du Haut Atlas calcaire à partir de Jbel Masker (3277m). Le relief du bassin de l'oued El Abid est délimité à l'Est et au Sud par une ligne de hautes crêtes supérieures à 3000m, son point culminant étant le Jbel Azourki avec une altitude de 3691m.

Ce bassin est subdivisé en deux parties à relief distinctif, une partie montagneuse et une partie de la plaine de Tadla au niveau de l'extrémité Ouest. La première partie de la montagne se caractérise par une variation des altitudes entre 1800-3691 m avec des maxima observés au niveau du côté Sud-Est aux alentours de Zaouiet Ahnçal, Imilchil. Cependant, la partie avale (au début de la digue du barrage Bin El Ouidane jusqu'au point de confluence avec Oum Er-Rbia) se caractérise par un relief modéré et varient entre 1800-327m (Figure 8).

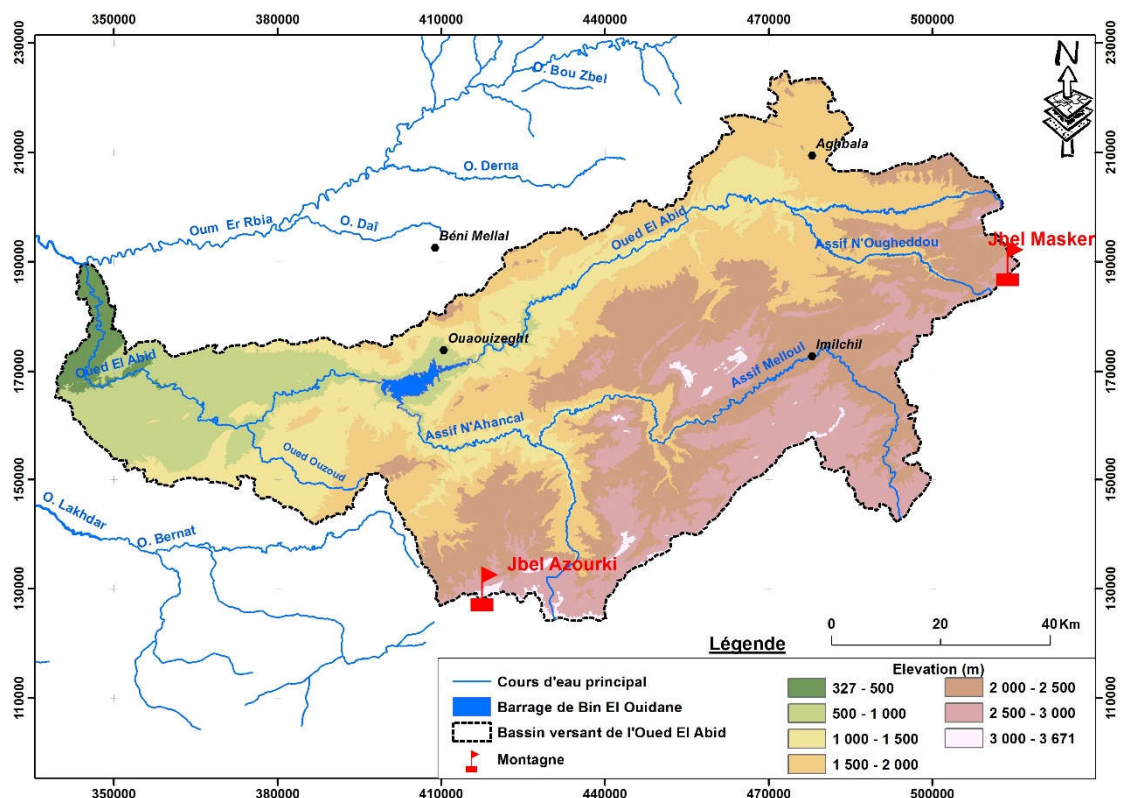


Figure 8: Reliefs du bassin versant de l'Oued El Abid

b) Pentes

La pente des cours d'eau détermine la vitesse avec laquelle l'eau se rend à l'exutoire du bassin et donc le temps de concentration. Elle influence sur l'état d'écoulement du cours d'eau au niveau du bassin versant. En effet, la pente peut se traduire par l'infiltration de l'eau (pour des pentes faibles) ou au contraire par un ruissellement de nature torrentielle (pour des pentes fortes) suivant la lithologie des roches rencontrées (Agostinho et al., 2004).

Les pentes maximales, minimales et moyennes ont été déterminées directement à partir du modèle numérique de terrain (MNT).

La carte suivante (Figure 9) montre que la répartition des pentes au niveau du bassin versant Oued El Abid est subdivisée en deux zones distinctes où la pente est manifestée par des degrés ou pourcentages différents. La pente au niveau de la zone montagneuse varie entre 20 et 70°, ce qui exprime que cette zone est très vulnérable aux écoulements torrentiels qui peuvent engendrer dans la plus part des cas des inondations fréquentes et brutales. Cependant, la zone aval et le côté Nord du bassin versant, les pentes sont faibles d'une façon générale et varient entre 0 et 15° ce qui se traduit par un écoulement fluvial et des temps de concentrations très longues au niveau des cours d'eau.

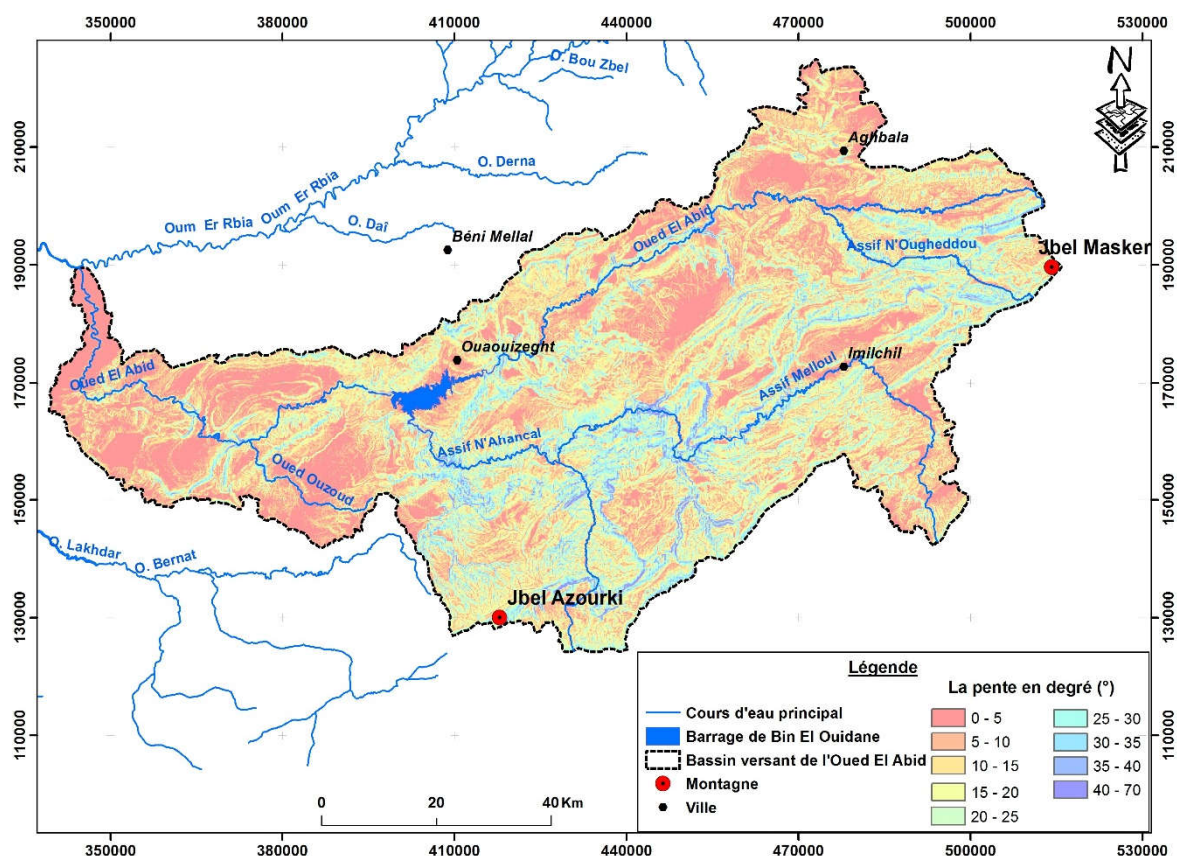


Figure 9 : Carte de variation des pentes en degrés au niveau du bassin versant Oued El Abid

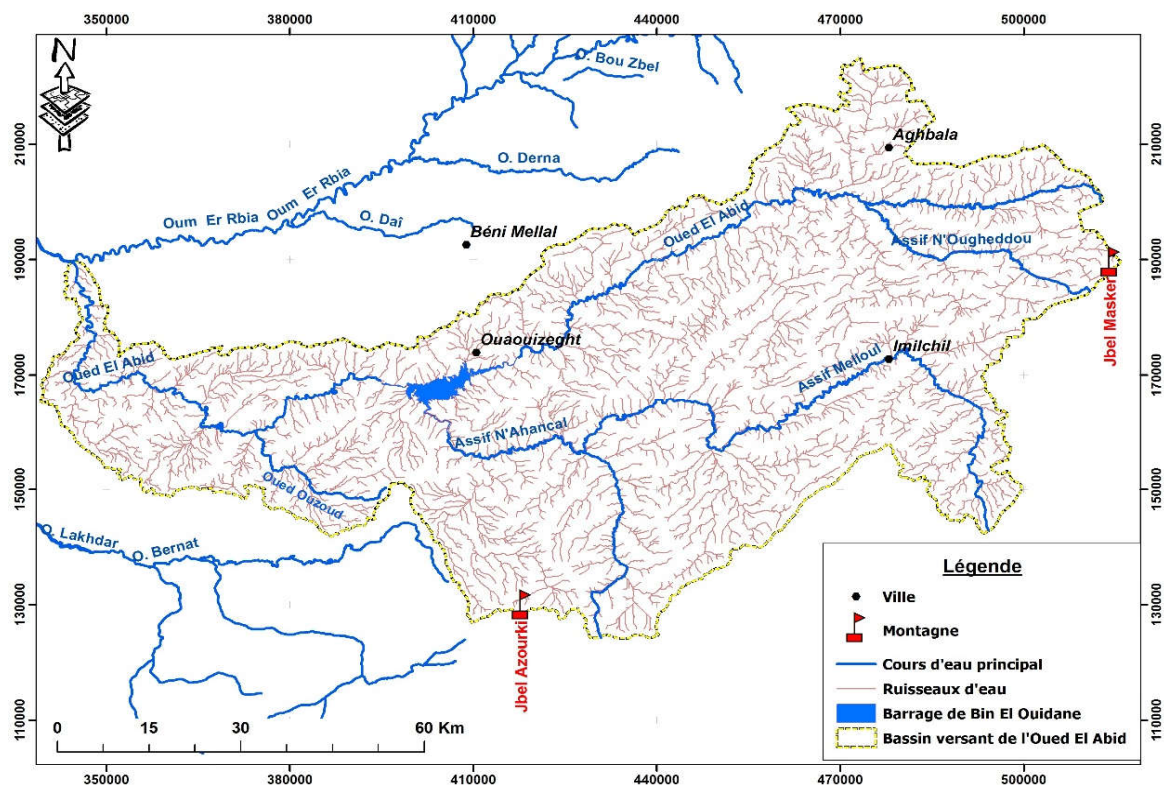
3. Propriétés hydrographiques du bassin versant

a) Hydrologie de surface

Le bassin versant Oued El Abid est caractérisé par une orographie plus au moins accidentée dans la grande partie du bassin et des conditions climatiques marquées par des précipitations importantes. Ces deux paramètres rendent le bassin versant très favorable pour le développement d'un réseau hydrographique très ramifié (Figure 10).

Les principaux cours d'eau qui constituent le bassin versant Oued El Abid sont formés par l'Assif N'Ahnkal et l'Assif Melloul dans la partie Sud-Est du bassin et dans la partie Nord-Est par l'Oued El Abid et l'Assif n'Ougheddou. Ce réseau formé par ces quatre principaux cours d'eau se dirige vers le barrage de Bin El Ouidane où il continuera son chemin sous le nom de l'Oued El Abid jusqu'à la zone de l'embouchure avec l'Oued Oum Er-Rbia au niveau de la ville de Tarmast.

l'Assif N'Ahnkal et l'Assif Melloul naissent dans les chaînes de montagnes les plus élevées de la zone d'étude, respectivement proche de Jbel Azourki d'une altitude de 3691m et des chaînes qui entourent la ville d'Imilchil dans des altitudes de l'ordre de 3680m. Concernant l'Oued El Abid et l'Assif n'Ougheddou, leurs réseaux hydrographiques commencent aux alentours de Jbel Masker (3277m) puis ils continuent leurs chemins jusqu'au point de Taadlount où ils se rencontrent pour continuer leurs chemins en un seul cours d'eau nommé l'Oued El Abid. Ces différents cours d'eau se réunissent dans le barrage de Bin El Ouidane qui constitue un point culminant du bassin versant, puis ils continuent leurs chemins vers Oued Oum Er-Rbia.



En termes de quantité, le régime des Oueds ont été bien connus maintenant grâce aux mesures réalisées à Bin El Ouidane (depuis 1953) et au débouché de la rivière dans la plaine du Tadla (à Tarmast) au niveau de la station Ouaouirinth (1924 à 1952, puis à partir de 1967). Quelques mesures irrégulières du débit de l'Oued Ahansal et l'Oued El Abid à l'amont de la retenue du barrage ont été effectuées pendant quelques années afin de séparer les écoulements globaux mesurés à Bin El Ouidane, mais elles s'avèrent insuffisantes pour être exploitables à cause des ruptures répétitives et de la défaillance de ces deux stations. Comme nous avons déjà mentionné, l'équipement pluviométrique du bassin versant Oued El Abid peut être considéré d'une manière générale satisfaisant (malgré les lacunes existantes au niveau de la partie Est et Sud). Cependant, l'équipement hydrométrique est plus réduit, malgré le grand aménagement existant à Bin El Ouidane.

Le contrôle des débits consiste en des mesures limni-métriques et jaugeages au téléphérique à Ouaouirinth de 1930 à 1952 puis à partir de 1967, et en un calcul des apports journaliers dans la retenue de Bin El Ouidane (depuis 1953), en utilisant les données sur le volume turbiné, évacué, évaporé ou des fuites et des stockages et déstockages. Ces éléments sont de qualité satisfaisante, permettant de reconstituer des séries de débits mensuels naturels à Ouaouirinth et Bin El Ouidane depuis 1930.

Les historiques de mesure des débits sur le bassin versant Oued El Abid (Figure 11) montrent que les apports moyens des affluents du barrage Bin el Ouidane sont très réguliers puisque le module moyen annuel à Tizi N'Isli et Ait Ouchen (les deux stations de l'Oued El Abid en partie amont du barrage) varie entre un maximum de $24 \text{ m}^3/\text{s}$, un minimum de $1,89 \text{ m}^3/\text{s}$ et un moyen de $7,78 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figure 11 B). Concernant la partie Sud-Est du bassin où les deux rivières de l'Assif N'Ahançal et Melloul coulent (les deux stations de mesure de Tillouguite et Zaouiet Ahançal), les débits enregistrés au niveau de la station de Tillouguite varient entre une valeur maximale $29,57 \text{ m}^3/\text{s}$, minimale $4,66 \text{ m}^3/\text{s}$ et une valeur moyenne de l'ordre de $11,54 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figure 11 A). Les débits lâchés par le barrage Bin El Ouidane connaissent une stabilité plus au moins pendant toute la période de mesures au niveau de la station de Ouaouirinth avec un débit moyen annuel de l'ordre de $4 \text{ m}^3/\text{s}$. Cependant, pendant les années de 2008-2010 les lâchés du barrage atteignent une valeur de $120,78 \text{ m}^3/\text{s}$ et en 1995 une valeur de $43,45 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figure 11 C).

Les crues enregistrées au niveau du bassin Oued El Abid sont très violentes spécifiquement au niveau de la partie Sud-Est où les deux rivières de l'Assif Ahançal et Melloul coulent. Cette zone est très vulnérable aux inondations très fréquentes à cause d'une dégradation du couvert végétal très apparente et une pente très accidentée (Boukdir et al., 2017). Les maximas des pointes enregistrées dans le bassin versant Oued El Abid peuvent arriver jusqu'à une valeur de $245 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figure 12). Pendant les années de 2005, 2009 et 2014, le sous bassin versant de Tillouguite a connu des valeurs extrêmes de débit qui atteint respectivement une valeur de $201,5 \text{ m}^3/\text{s}$, $245 \text{ m}^3/\text{s}$ et $196 \text{ m}^3/\text{s}$.

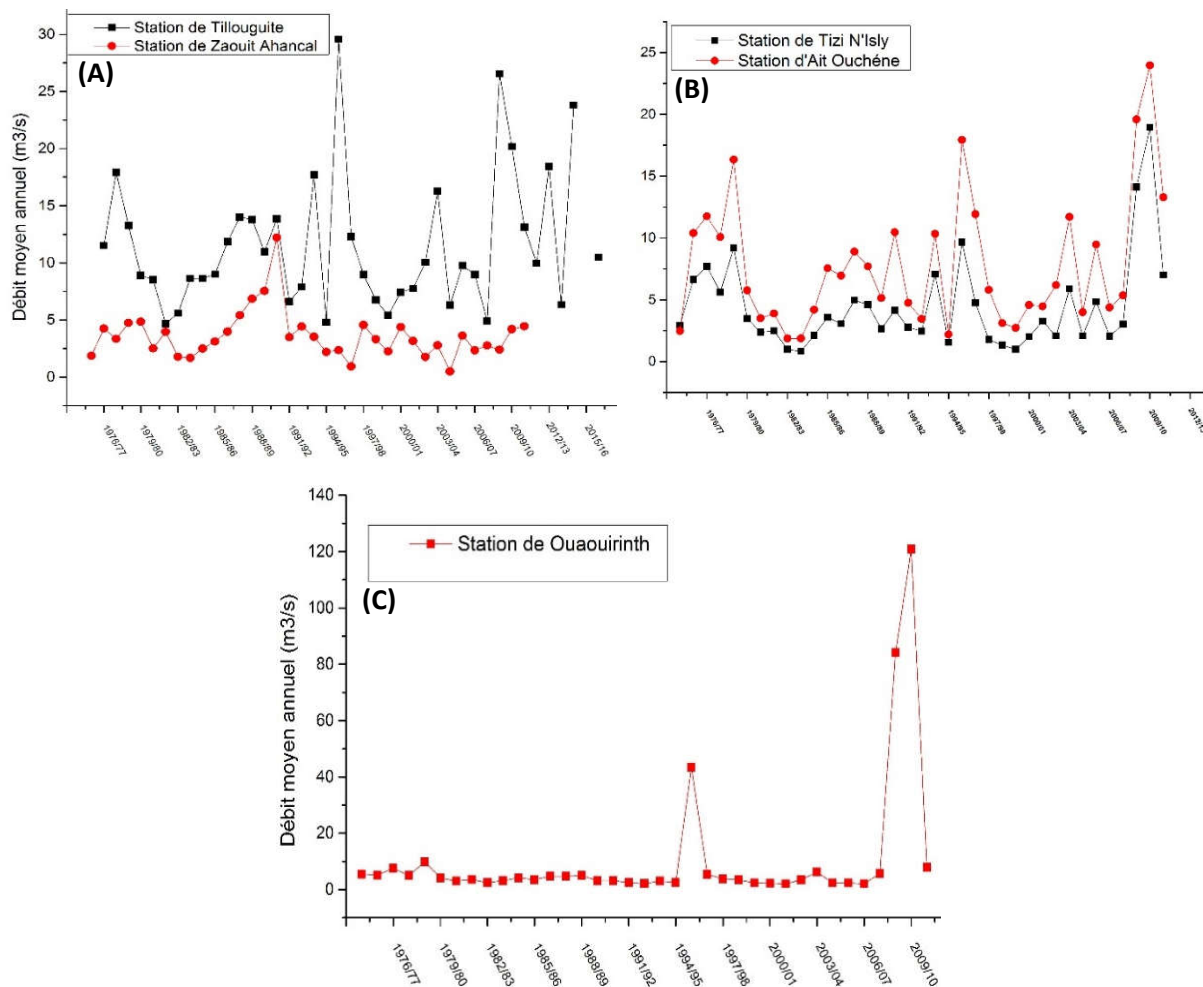


Figure 11: Variation des débits moyens annuels au niveau des stations du bassin versant

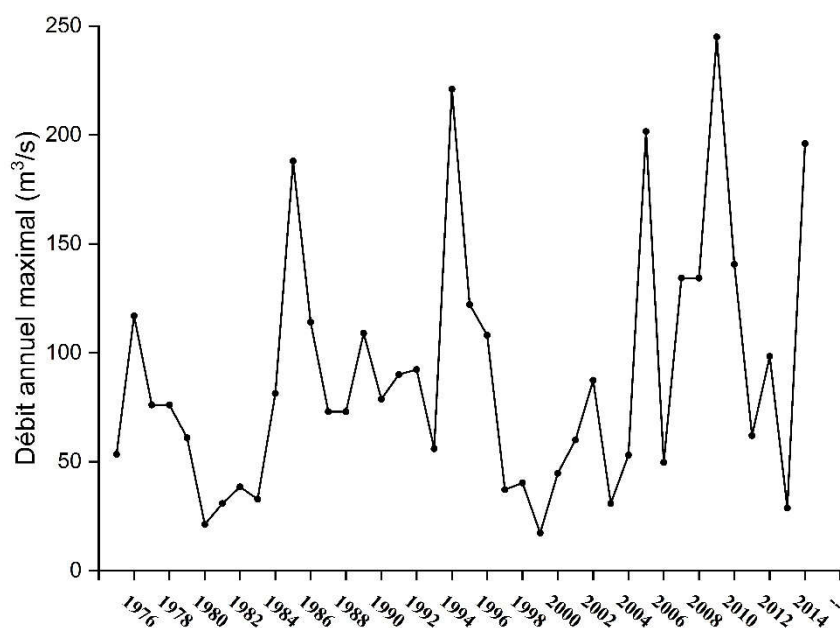


Figure 12: Débits maxima annuels enregistrés au niveau de la station de Tillouguite (1975-2014)

b) Barrage de Bin El Ouidane

Le barrage de Bin El Ouidane est classé numéro trois en terme de quantité d'eau stockée au Maroc, il a été mis en service en 1954 dans l'un des principaux affluents de l'Oued Oum Er-Rbia (Oued El Abid et Assif N'Ahnkal). Il a été construit pour répondre aux besoins d'irrigation et de production d'électricité dans les régions voisines (plaine de Tadla) et à la consommation des citoyens. La superficie du barrage de Bin El Ouidane est de 36 Km², contenant 1384 millions de m³ de volume selon une estimation de la partie utilisable et scellée (SABRI et al., 2017).

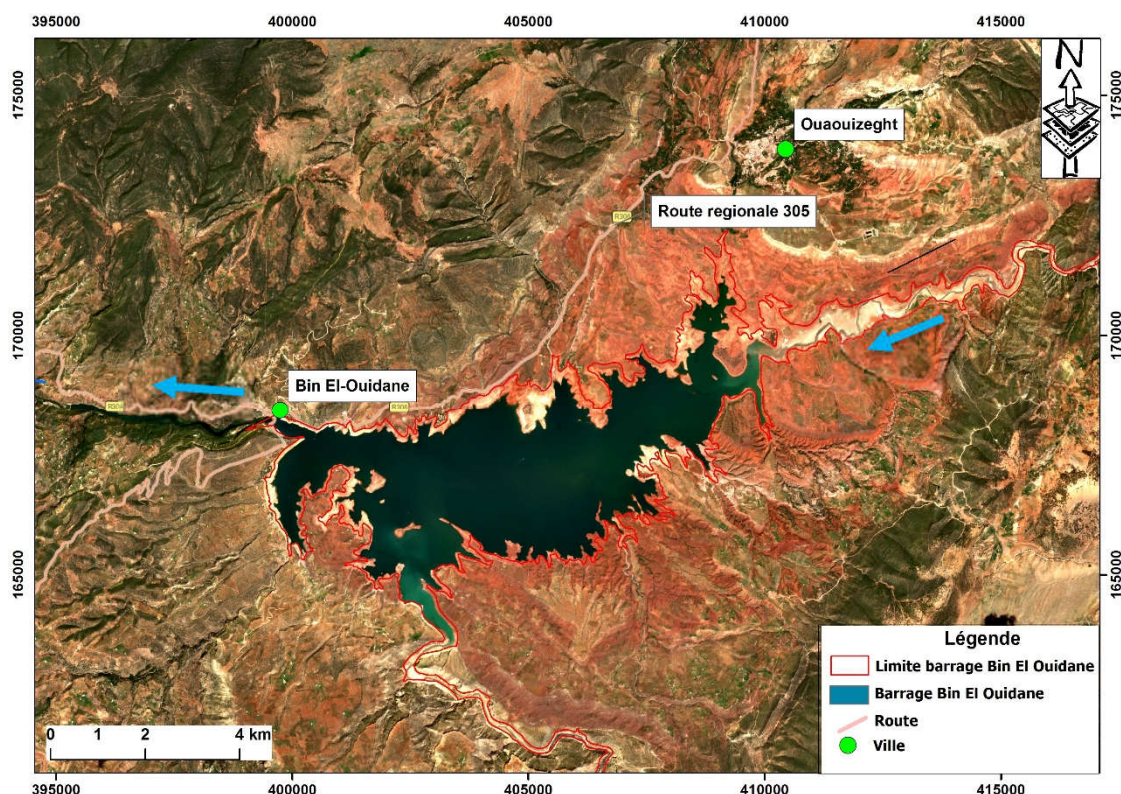


Figure 13: Carte de localisation du barrage de Bin El Ouidane

4. Occupation du sol et couvert végétal

Le bassin versant Oued El Abid se caractérise par un couvert végétal notable en termes de densité qui est très importante dans les versants situés au Nord (aux environs des villes d'Aghbala, Ouaouizeght et Beni Mellal). Cependant, le côté Sud-Est aux alentours de la ville d'Imilchil est dépourvu du couvert végétal et formé que par des terrains nus ou bien occupés par la neige (sols mouillés en eau). La partie aval du bassin connaît un couvert végétal moyennement dense (Figure 14).

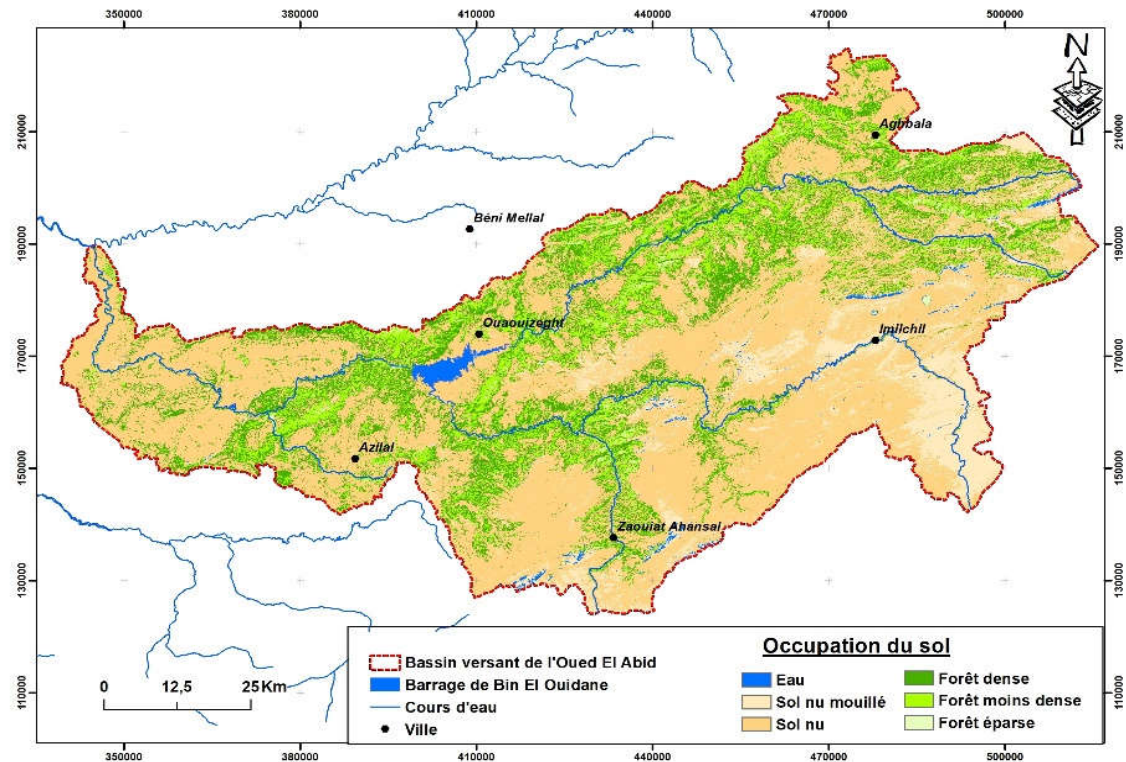


Figure 14 : Occupation du sol au niveau du bassin versant

V. CARACTERISTIQUES SOCIO-ECONOMIQUES

1. Démographie

Selon le recensement de 1994, la population de la zone d'étude était estimée à 106 459 habitants, soit près de 0,40 % de la population du Royaume marocaine estimée à 26,52 millions. Cette population est répartie en grande partie sur des communes rurales. En 2014, la population de la zone d'étude est passée à près de 139 690 habitants, représentant 0,41% de la population du Royaume estimée à 33,8 millions habitants avec un taux d'accroissement de l'ordre de 1,1 %. En se basant sur ce dernier, la population de la zone d'étude va augmenter en 2024 à 155 839 habitants (formule utilisée 2.1). Le calcul de la densité moyenne de la population, nous amène à déduire des valeurs près de 13hab/km² en 1994 et 18hab/km² en 2014, ce qui signifie que la population s'agrandie et occupe plus d'espace aux niveaux des grandes villes qui composent le bassin versant (Tableau 6).

En ce qui concerne la population urbaine et rurale de la zone d'action, trois catégories de villes et centres identifiés par la Direction de Statistiques du Haut-Commissariat au Plan du Maroc (2014), à savoir :

- ❖ **Grandes villes** : Population supérieure à 100 000 habitants ;
- ❖ **Centres moyens** : Population comprise entre 20 000 et 100 000 habitants ;
- ❖ **Petits centres** : Population inférieure à 20 000 habitants.

Tableau 6: données de recensement de la population entre 1994 et 2014 et projection en 2024 (source : (Haut Commissariat au Plan du Maroc, 2014))

Ville/ village	Année de recensement			
	1994	2004	2014	2024
Azilal	27157	27711	38520	42973
Bzou	9980	10184	14072	15699
Bin El-Ouidane	5576	5690	5421	6048
Ouaouizeght	8761	8940	14570	16254
Tillouguite	9418	9610	10544	11763
Tagelft	11940	12184	14423	16090
Tiferte N'Ait-Hamza	2963	3023	3499	3904
Boutferda	6206	6333	6333	7065
Aghbala	6174	6300	12781	14259
Imilchil	8058	8222	8870	9895
Zaouiat Ahansal	10226	10435	10657	11889
Total (Habitants)	106459	108632	139690	155839

Eq. 2.1

$$Pop(x) = Pop_{Initiale} * (1 + Taux_{Accroissement})^{Année(x) - Année(Initiale)}$$

La zone d'étude est formée par des centres urbains et ruraux dont la majorité appartient à la catégorie des petits centres sauf le cas d'Azilal qui se classe parmi la catégorie moyenne (Figure 15).

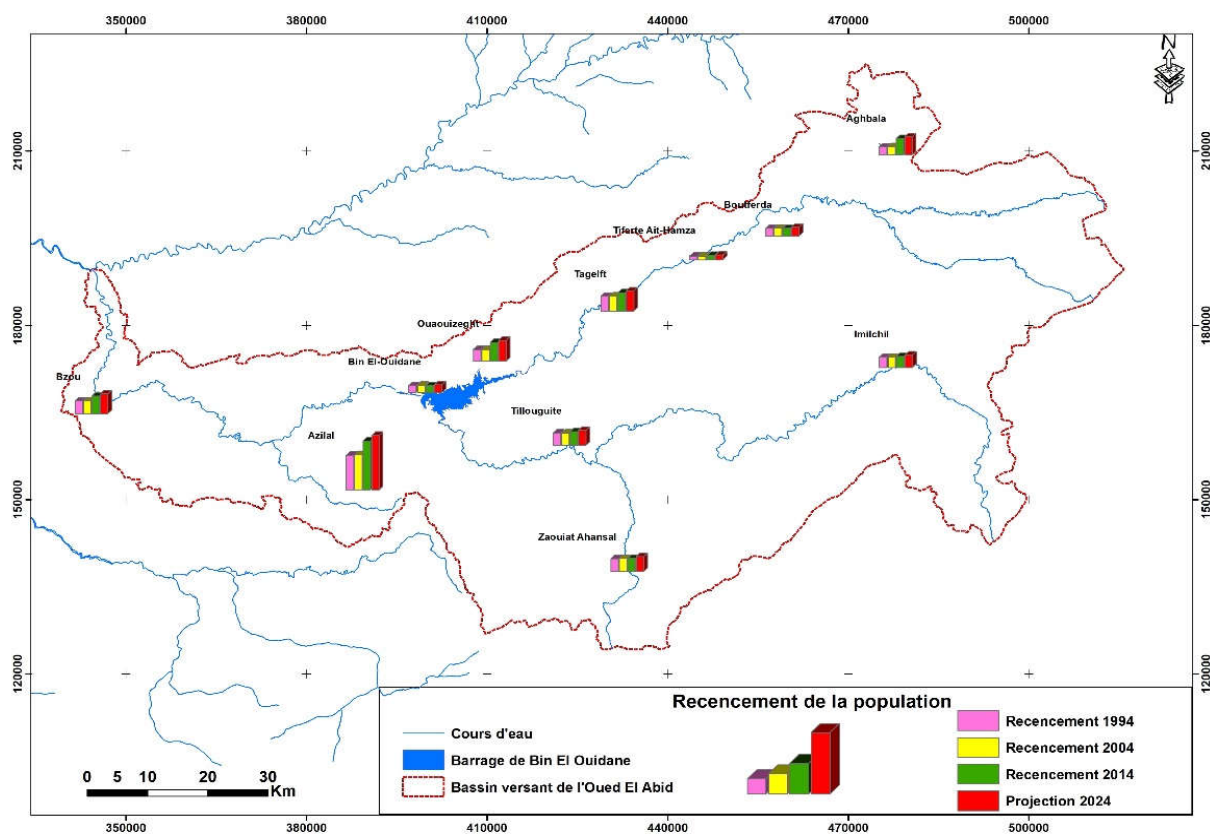


Figure 15: Répartition de la population de la zone d'étude

2. Charge polluante de la zone d'étude

La charge polluante équivalente à la population actuelle et de projection future de 2024 du bassin versant se manifeste uniquement par deux types de pollutions (liquide et solide).

On se basant sur les normes et les équivalents des habitants moyens, des estimations des quantités de ces deux types de pollution du bassin a été effectuée, pour avoir une idée générale sur la quantité produite au niveau du bassin et qui n'est pas traitée à cause d'un manque des stations des traitement des eaux usées et la présence des décharges sauvages sur la plupart des centres et communes du bassin.

a) Pollution liquide (Eaux usées)

La charge polluante liquide des différents centres du bassin versant Oued El Abid a été estimée en utilisant l'équivalent moyen national de l'habitant en termes des rejets liquides estimé à 80 l/hab/jour des eaux usées (Tableau 7).

En se basant sur ces résultats d'estimation, la ville d'Azilal occupe la première place dans les villes productrices des eaux usées en grande quantité, suivies par Bzou, Ouaouizeght Tagleft et Aghbala.

Tableau 7: La quantité estimée des rejets liquides des villes et centres de la zone d'étude (litre/jour)

	1994	2004	2014	2024
Azilal	2172480	2216880	3081600	3437857
Bzou	798400	814720	1125760	1255907
Bin El-Ouidane	446080	455200	433680	483817
Ouaouizeght	700880	715200	1165600	1300352
Tillouguite	753360	768800	843520	941038
Tagelft	955200	974720	1153840	1287233
Tiferte Ait-Hamza	236960	241840	279920	312281
Boutferda	496480	506640	506640	565212
Aghbala	493920	504000	1022480	1140687
Imilchil	644560	657760	709600	791635
Zaouiat Ahansal	818080	834800	852560	951123

b) Pollution solide

L'évaluant moyen de la charge polluante solide au Maroc est estimée à 0,75kg/hab/jour de déchets solides. Cette charge polluante est très importante au niveau de la ville d'Azilal et qui peut arriver jusqu'à une valeur de 32,2tonne par jour en 2024 (Tableau 7).

On essayant de comparer l'évolution de la charge polluante liquide et solide au niveau de la zone d'étude, on constate que cette quantité commence à se ressentir à partir de l'année 2004 ou la production des différentes villes devient très importante (Figure 16).

Tableau 8: La quantité des déchets solides des villes et centres de la zone d'étude (tonne/jour)

	1994	2004	2014	2024
Azilal	20,4	20,8	28,9	32,2
Bzou	7,5	7,6	10,6	11,8
Bin El-Ouidane	4,2	4,3	4,1	4,5
Ouaouizeght	6,6	6,7	10,9	12,2
Tillouguite	7,1	7,2	7,9	8,8
Tagelft	9,0	9,1	10,8	12,1
Tiferte Ait-Hamza	2,2	2,3	2,6	2,9
Boutferda	4,7	4,7	4,7	5,3
Aghbala	4,6	4,7	9,6	10,7
Imilchil	6,0	6,2	6,7	7,4
Zaouiat Ahansal	7,7	7,8	8,0	8,9

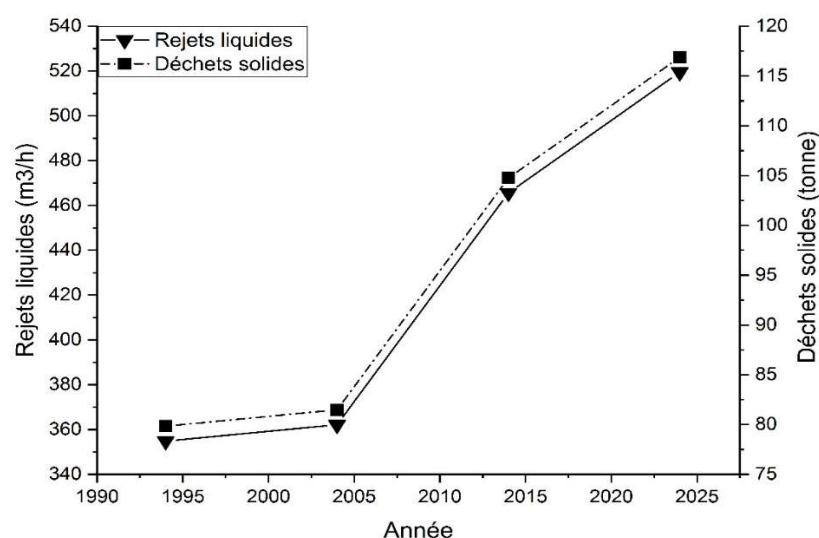


Figure 16: Evolution de la charge polluante globale au sein de la zone d'étude entre 1994-2024

3. Activités économiques (agriculture, tourisme et artisanat)

L'agriculture au niveau de la zone d'étude se caractérise par une diversité de ses filières agricoles, qui se distinguent entre filières principales et de niche. Les filières principales comprennent de céréales, l'olivier, le maraîchage au niveau de la production végétale, le lait et de viande rouge et blanche. Les filières de niche sont constituées de certaines productions de terroir comme le grenadier, le miel, le carroube, le cactus et les plantes médicinales et aromatiques (Centre Régional d'Investissement (CRI), 2016).

La zone se caractérise par une diversité du paysage, des conditions climatiques et une richesse du patrimoine avec un avantage d'être étendue sur le Haut Atlas où le tourisme de montagne avec la richesse du terroir, les randonnées au niveau des sites les plus reculés du royaume se prolifèrent. Toutefois, la proximité avec la première région touristique du Maroc à savoir Marrakech – Tensift, affecte le nombre de nuitées effectivement passées. Quant à l'artisanat, il est à souligner l'importance de l'artisanat au

niveau des centres Bzou (djellaba Bzouia) et Demnate (poterie, tissage et bijouterie), en plus d'autres centres connus par leurs activités, ainsi que le travail du bois et l'armurerie.

VI. PROBLEMATIQUES DE LA ZONE D'ETUDE

Selon les derniers recensements de la population au Maroc, le nombre de la population du bassin versant Oued El Abid a passé de 106459 habitants pendant l'année 1994 jusqu'aux 141227 habitants comme une projection pour l'année 2024, soit disant une augmentation de 50%. Automatiquement, cette augmentation sera suivie par plusieurs répercussions dans le taux des rejets de pollution liquides et solides des habitants qui logent en grande nombre dans les rives de l'Oued El Abid et de ses affluents. De plus, la zone d'étude est menacée par des risques catastrophiques d'inondations causant par fois des dégâts humains et en matériels très importants. Ces risques sont sujets à une augmentation continue des activités agricoles au niveau des terrains proches des cours d'eaux et favorisées par le taux de déboisement très élevé dans le haut bassin et qui est généralement accompagné par un ruissellement torrentiel dans les terrains accidentés.

1. Pollution des ressources en eau

La pollution des ressources en eau dans le bassin versant Oued El Abid n'est pas un phénomène récent en raison de l'appartenance de l'un des bassins les plus pollués et qui connaissent un taux d'industrialisation important au Maroc (Oum Er-Rbia) et à la localisation adjacente avec l'un des périmètres irrigués le plus productif.

En analysant les caractéristiques de la zone d'études (activités agricoles, emplacement des rejets et les installation des traitement des déchets liquides et solide), on constater que la pollution des ressources en eau dans la zone d'étude est grandement liée aux activités de la population qui loge les berges de l'Oued El Abid qui connaît un taux d'urbanisation important dans les villes d'Azilal, Ouaouizeghet et Bzou. Cette pollution s'aggrave à cause des stations d'épuration des eaux usées et les décharges publiques contrôlées sont quasi-absentes dans la zone d'étude. Par la suite, on résulte à des déchets bruts qui vont acheminer vers les cours d'eau proches et deviennent ses récepteurs principaux (CAÏDAT BZOU, 2009).

2. Inondations catastrophiques des zones sensibles

Les centres du bassin versant Oued El Abid, se caractérisent par une dominance d'une pente importante, un couvert végétal faible et dégradé, des précipitations importantes et par la résidence des populations à côté des Chaâbats et des cours d'eau. Toutes ces caractéristiques rendent les différents centres et douars de la zone d'étude plus vulnérables aux événements des crues répétitifs généralement pendant chaque année où la pluviométrie est importante.

Lorsqu'on analyse les débits enregistrés dans les stations hydrométriques de la zone d'étude, on constate que pendant chaque année, la région connaît des augmentations brutales de débits pendant quelques

jours à cause des précipitations intenses. A titre d'exemple, en 2015 au niveau de la station Tillouguite, le débit passe du débit normal ($8\text{m}^3/\text{s}$) à une valeur supérieure à $200\text{m}^3/\text{s}$ (Figure 12, débits de la station de Tillouguite).

3. Eutrophisation du barrage Bin El Ouidane

Les enquêtes de terrains qu'on a effectuées le long de la période de recherche ont montré que la majorité des centres et douars qui entourent le barrage de Bin El Ouidane sont dépourvus de systèmes de collecte des eaux usées et les emplacements des décharges des déchets solides sont mal choisis. La plus part des temps, les eaux usées des douars sont acheminés directement vers le cours d'eau le plus proche du centre et par la suite se dirigent vers le barrage Bin El Ouidane. De même pour les décharges publiques, elles sont sauvages et mal placées et se situent en grandes parties dans des lignes de talweg ''Chaâbat'' qui se déversent vers le barrage. Selon le diagnostic de la zone d'étude lors des missions qu'on a réalisées, le barrage de Bin El Ouidane devient le milieu récepteur de toute sorte de pollution liquide et solide des agglomérations avoisinantes.

4. Envasement du barrage Bin El Ouidane

Le haut bassin de l'Oued El Abid se caractérise par une pente qui dépasse 20% et un couvert végétal dégradé. Ces deux paramètres lorsqu'ils se réunissent avec des averses de précipitations intenses, une grande lame d'eau se dirige vers le barrage de Bin El Ouidane pour déposer sa charge en sédiments tout en conduisant à un envasement de l'ouvrage. Selon une étude de (Lahlou, 1982) , dont il a essayé d'estimer le taux d'envasement dans 27 barrages au Maroc en utilisant des méthodes pratiques telles que la bathymétrie, topographie, mesure des turbidimétrie, vidage d'un dépôt de barrage.... Le taux annuel d'envasement du barrage Bin El Ouidane en 1982 est estimé à environ de 1,5 milliards m^3 . Après les résultats de Lahlou, des mesures bathymétriques ont été effectuées entre 1982 et 2008 sur l'ensemble des barrages du pays, ont montré que le taux de sédimentation s'élève jusqu'au 5 millions de m^3 par an.

Lorsque le barrage de Bin El Ouidane a été construit en 1953, la capacité de stockage a été estimée à environ 5 milliards de m^3 . Selon les dernières prévisions, cette capacité a été diminuée jusqu'au 1,38 milliards de m^3 ce qui explique l'effet de l'envasement sur la capacité de stockage du barrage d'une manière anormale ("Barrage Bin el Ouidane," 2016).



Photo 1: l'envasement du barrage de Bin El Ouidane (24 novembre 2017) au niveau de sa confluence avec l'Oued El Abid

Coordonnée cartographique : X= 415 741 m, Y= 171 917 m

CHAPITRE 2 : METHODOLOGIE SUIVIE ET TECHNIQUES UTILISEES

La gestion efficace des ressources en eau au niveau des bassins versants justifie une certaine anticipation de la manière dont les ressources en eau vont évoluer dans le futur sous l'influence des changements tant naturels que causés par l'Homme. A cet effet, la simulation conçue pour faire une gestion des bassins hydrographiques est devenue un outil indispensable pour faciliter le processus de prise de décision dans la gestion des ressources en eau. Une telle simulation pour qu'elle soit raisonnable et donne des résultats exploitables, il est nécessaire qu'elle soit basée sur une approche multidisciplinaire intégrant des dimensions techniques scientifiques, sociales, environnementales et économiques. Cette approche ne peut être achevée que lorsqu'on dispose d'une base de données solide sur l'ensemble des secteurs et domaines qui rentrent en contact étroit avec les ressources en eau. A cet effet, des études qualitatives et quantitatives de base des ressources en eau du bassin versant est l'une des choses primordiales qui aiderons à extraire le maximum possible d'informations sur ce qui se passe en réalité avant de passer à la simulation et par la suite à la prévision future.

Le concept principal de la méthodologie consiste à coupler entre une étude qualitative et quantitative de l'eau de l'Oued El Abid dans un modèle descriptif et prédictif des perspectives futures de l'évolution qualitative de l'eau de l'Oued El Abid dans sa totalité. Bien sûr, tout en utilisant des nouveaux concepts scientifiques et technologiques récentes. A cet effet, cette méthodologie est subdivisée en cinq grandes étapes (Figure 17) à savoir :

1^{ère} étape : Un diagnostic de l'état actuel des ressources en eau dans le bassin versant, que ce soit qualitatif ou bien quantitatif. Ceci a été effectué par des sorties au terrain pour collecter des données, d'observation des différents phénomènes qui se produisent au sein du bassin et par le repérage des points ou zones noirs où le grand risque se manifeste pour la population que ce soit en terme d'inondation ou bien en qualité de l'eau.

2^{ème} étape : Une identification qualitative de l'eau de l'Oued El Abid de l'amont vers l'aval par des missions d'échantillonnages et d'analyses au laboratoire le long de la période de recherche et par exploitation des données d'images satellitaires (Apport de télédétection). Cette étape permet de construire une base de données solide sur laquelle on s'est basée pour décrire les nouveaux aspects et approches les plus utilisés récemment en sciences de l'eau.

3^{ème} étape : Réalisation d'une étude des variations spatiales et temporelles des quantités d'eaux écoulées et leurs effets sur les populations avoisinantes et ceci en se basant sur une base de mesures réalisées par l'Agence du Bassin Hydraulique d'Oum Er-Rbia. Cette étude est très importante du fait que la quantité d'eau influence sa qualité par phénomène de dilution. De plus, en contrôlant le débit dans un cours d'eau en fonction de l'espace et du temps, on peut sauvegarder ses riverains contre toute inondation catastrophique.

4^{ème} étape : Intégration de toutes ces informations des différentes étapes dans un outil complet qui permet de faire des simulations et des prévisions de la qualité des eaux du bassin versant. Cet outil, ce n'est que l'élaboration d'un modèle conceptuel de la zone d'étude pour évaluer l'impact des activités anthropiques sur la qualité de l'eau tout en construisant un modèle qui tient les composantes principales de l'écosystème et qui nous a permis de faire des prévisions futures.

5^{ème} étape : Proposition des solutions adéquates selon des scénarios de protection des ressources en eau, tout en changeant un ou des paramètres de simulation qui peuvent être modifiés par intervention tels que la réalisation des lâchers d'eau à partir du barrage ou bien l'installation des stations d'épuration des eaux usées à la sortie de chaque commune de la région. Ces différents scénarios sont testés par le modèle de simulation élaboré et validés avec des résultats scientifiques. De plus, ce modèle de simulation élaboré nous a permis de savoir la tendance de l'évolution spatio-temporelle de la qualité de l'eau de l'Oued El Abid et de tester la rentabilité et la fiabilité des solutions de protection qui peuvent être suggérées.

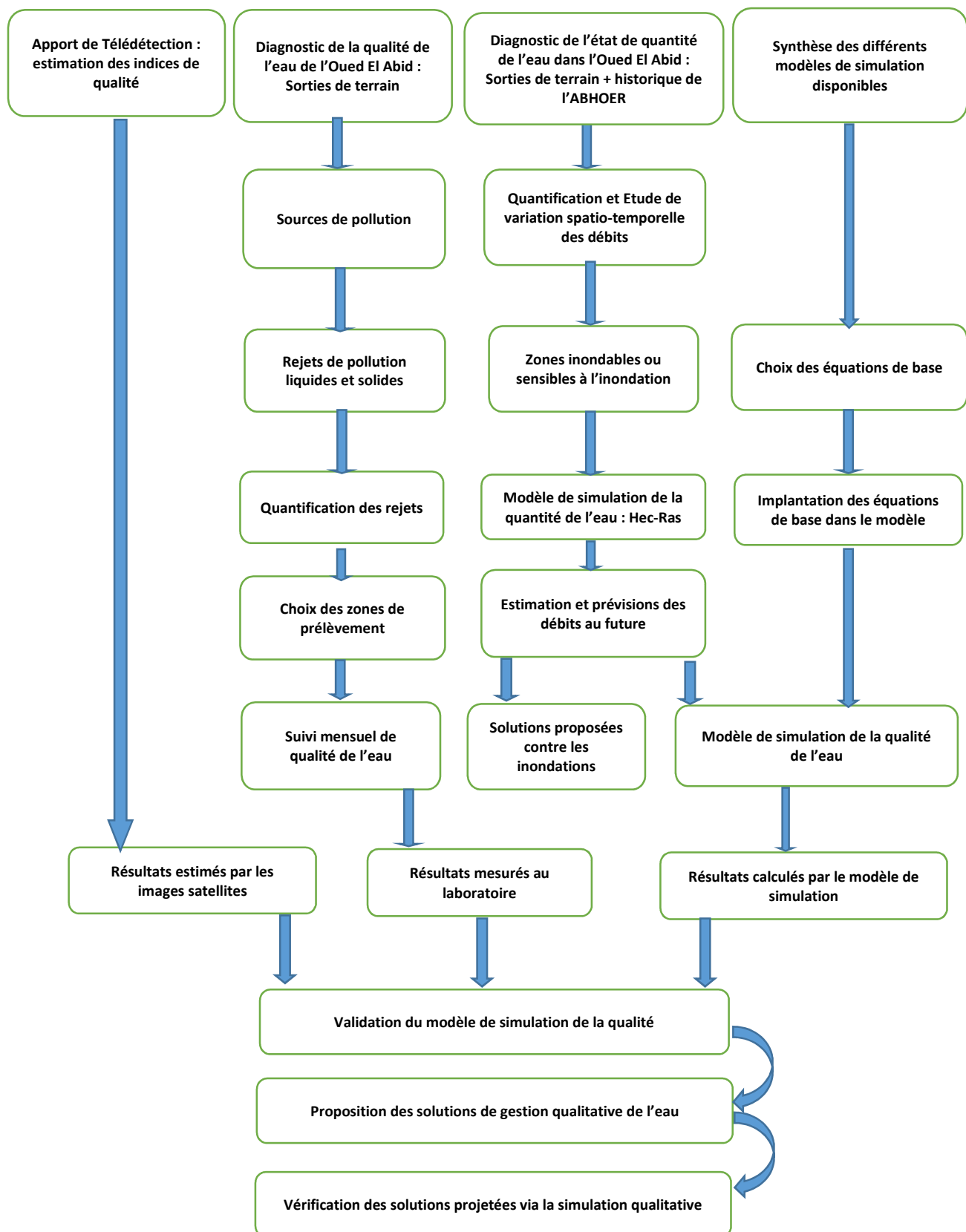


Figure 17: méthodologie de thèse suivie

I. DIAGNOSTIC DE L'ETAT DU LIEU DU BASSIN VERSANT OUED EL ABID

L'étude d'inventaire et de quantification des ressources en eau constitue la base de toutes les recherches qui sont évoquées. Le diagnostic préliminaire de la zone d'étude permet de concevoir un aperçu global de ce qui se passe en réalité et de constituer des explications de chaque résultat obtenu. Grosso modo, c'est grâce aux méthodes de prospections et de diagnostics qu'on peut déterminer les axes où on est menés de s'intervenir et de développer des approches convenables et scientifiques de gestion des ressources en eau disponibles. Le diagnostic a été effectué pendant plusieurs sorties de terrain pendant lesquelles on a essayé de se focaliser sur les aspects qualitatifs et quantitatifs des ressources en eau qui circulent dans la zone d'étude.

1. Diagnostic quantitatif

Le diagnostic préliminaire quantitatif permet au premier lieu de caler les données prélevées des cartes topographiques tels que les rivières, les Chaâbats... avec tout ce qui se trouve en réalité vue que les cartes élaborées au Maroc sont datées des années soixante-dix. Par la suite, ce diagnostic permet de marquer les cours d'eau récemment créés et ceux qui ont changé leurs lit mineurs. D'autre part, ces missions de diagnostics permettent de quantifier le débit et l'ampleur de l'écoulement des cours d'eau non-jaugés et de révéler les zones qui sont menacées par les risques d'inondations. Toutes les informations recueillies ont été marquées par un GPS pour ajouter l'aspect spatial des données révélées ; qui est très important pour la méthodologie qu'on a suivie.

2. Diagnostic qualitatif

Le diagnostic qualitatif effectué au niveau de la zone d'étude permet d'identifier les sources de pollution, leurs origines et leurs charges polluantes. Les différentes formes de pollution ont été identifiées par un GPS pour faire localiser leurs emplacements par rapport aux cours d'eau existants.

Premièrement, on a suivi les rejets liquides jusqu'aux points de confluence avec les cours d'eau du réseau hydrographique de la zone d'étude tout en décrivant leurs natures (rejets agricoles, domestiques ou bien industriels) et leurs quantités (estimation des débits). Deuxièmement, on a repéré et réalisé une description des décharges publiques des agglomérations du bassin versant pour évaluer l'impact des lixiviats sur le réseau hydrographique et sur les eaux souterraines. De ce fait, l'ensemble de données recueillies permet de formuler toutes les composantes d'écosystème et par la suite de construire des modèles plus fiables de gestion et de prévision.

II. ETUDE QUALITATIVE DE L'EAU DE L'OUED EL ABID

La base de données collectées par l'Agence du Bassin Hydraulique d'Oum Er-Rbia est insuffisante et contient plusieurs lacunes pour retirer des synthèses et proposer des solutions de préservation des ressources en eau de la zone d'étude. De ce fait, Nous avons opté d'élargir le nombre de stations de

surveillance au niveau du bassin versant pour couvrir toute l'aire d'étude et d'avoir une base de données solide en terme temporel et spatial.

1. Suivi spatio-temporel de la qualité de l'eau

a) En fonction de l'espace

Le positionnement des stations a été fait aux endroits les plus suspectés tels que les zones de déversement des différents affluents. Grâce aux sorties de prospections au terrain, 22 points on était choisis au départ ; le long des toutes les affluents et les principaux cours d'eaux de la zone d'étude et ceci pour avoir une idée sur l'état de qualité des eaux de l'Oued El Abid. Les échantillons ont été analysés pour vérifier et justifier le choix de chaque point de prélèvement par rapport à l'autre dont le but de minimiser le nombre total des échantillons prélevés pendant chaque mois. Donc, parmi les 22 points on a déduit 16 stations caractéristiques de prélèvement (Figure 18) dont 14 sont localisées au niveau de l'Oued El Abid, alors que les deux autres points sont situés proche de la zone de confluence des deux affluents : Assif de Melloul et N'Ahançal.

On a souhaité couvrir la partie Sud-Est, mais malheureusement aucun point de prélèvement n'a été choisi dans cette région à cause d'un accès difficile le long de ses affluents et d'absence quasi-totale des centres et douars dans cette partie.

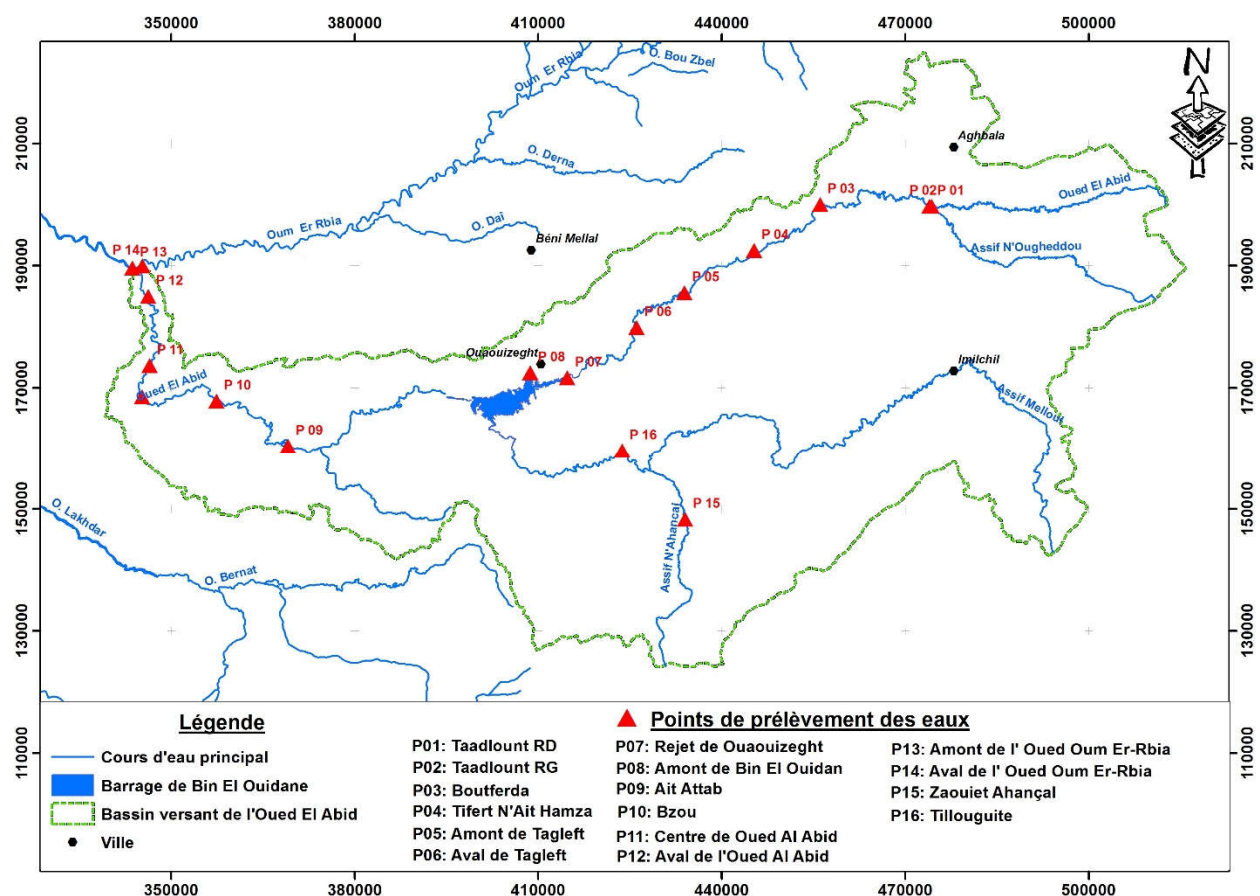


Figure 18: Points de prélèvements choisis pour suivre la qualité des eaux

b) En fonction du temps

Pour déduire la variation saisonnière de la qualité de l'eau, les 16 points de prélèvement choisis ont été contrôlés avec une fréquence mensuelle et pendant une période d'une année. Ce choix a été opté d'une part, pour savoir l'influence de la variation des saisons sur le débit en eau et par la suite sur sa qualité le long de l'oued El Abid et d'autre part, pour satisfaire le maximum possible des données nécessaires pour bien calibrer le modèle de simulation de la qualité des eaux de surface qu'on a élaboré plus tard.

c) Méthode d'échantillonnage suivie

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté. Il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée. A cet effet, un échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (gaz dissous, matières en suspension, etc.). En outre, s'il est bien évident qu'un prélèvement correct est indispensable à l'obtention des résultats analytiques significatifs, il est tout aussi important de connaître le devenir de l'échantillon entre le prélèvement et l'arrivée au laboratoire.

Au moment du prélèvement, pour l'analyse chimique, les flacons seront de nouveau rincés 3 fois avec de l'eau à analyser puis remplis jusqu'au bord en essayant de placer le bouchon de telle façon qu'il n'y ait aucune bulle d'air et qu'il ne soit pas éjecté au cours du transport.

Dans le cas d'une rivière, d'une nappe ouverte, d'un réservoir, d'une citerne, la bouteille sera plongée à une certaine distance du fond (50 cm) et de la surface, assez loin des rives ou des bords ainsi que des obstacles naturels ou artificiels.

Le volume nécessaire pour une analyse complète d'eau peut varier de 2 à 3 litres, non compris les prélèvements spéciaux. Sauf pour certaines déterminations particulières à pratiquer sur place (oxygène dissous, pH et température).

Le transport à une température de 4 °C et à l'obscurité dans des emballages isothermes permet d'assurer une conservation satisfaisante.

d) Principales analyses à effectuer sur site

De nombreuses réactions (chimiques, physiques ou biologiques) peuvent se produire au sein d'un échantillon destiné à l'analyse, modifiant sensiblement les concentrations de certains éléments. Les principaux facteurs de variation sont associés :

- ❖ aux variations de température et de pression, influençant en particulier la solubilité des gaz dissous dans l'eau,
- ❖ à la dissolution d'anhydride carbonique, qui pourra provoquer des modifications du pH et éventuellement de la conductivité,

- ❖ à des réactions d'oxydation par l'oxygène dissous (par l'oxygène de l'air ou par celui présent dans l'échantillon), réactions qui peuvent affecter aussi bien des composés minéraux (Fe^{2+} par exemple) que des molécules organiques,
- ❖ à la dissolution d'oxygène, modifiant sa teneur dans le milieu avec éventuellement des incidences sur les perturbations par oxydation,
- ❖ à des réactions de précipitation, souvent influencées par des variations de pH, elles-mêmes généralement associées à des variations de la teneur en anhydride carbonique dissous.

Le nombre de ces réactions étant excessivement rapides, des modifications significatives peuvent se produire en quelques minutes. Une analyse in situ ou sur site s'impose donc pour certaines analyses. L'analyse sur site devra être effectuée dans les 5 minutes qui suivent le prélèvement. Pour d'autres éléments, ce sont les moyens de conservation des échantillons, mis en œuvre sur le site lors du prélèvement, qui garantiront une absence d'évolution des paramètres au cours du temps. A cet effet, il est toujours préférable de faire une détermination sur le terrain de pH, température de l'eau et de l'air, potentiel d'oxydo-réduction, l'oxygène dissous... La mesure de ces paramètres repose souvent sur des méthodes de précision inférieure à celle des méthodes de laboratoire mais l'intérêt de la mesure immédiate peut être prépondérant compte tenu des variations susceptibles d'intervenir durant le transport et la conservation en laboratoire (Bachelard, 1979).

e) Analyses effectuées au laboratoire

Sont les mêmes modes opératoires utilisés par les différentes agences des bassins versants en contrôlant la qualité des eaux au Maroc pour décrire la situation des différents types d'eau (surface, barrage et souterraine). Ces méthodes d'analyses sont extraites de l'AFNOR avec des modifications selon les caractéristiques du pays (Ministère de l'Eau et de l'Environnement, 2002). Ces différentes techniques et analyses utilisées sont :

❖ Méthodes électrométries

Ces méthodes mettent en œuvre le plus souvent des électrodes spécifiques qui sont utilisées par immersion dans l'eau, elles permettent de mesurer : pH, potentiel d'oxydo-réduction, oxygène... Le couplage de ces sondes à une unité centrale de saisie de données (microprocesseur ou micro ordinateurs) permet de suivre sur le site l'évolution de la qualité de l'eau dans le temps selon le pas choisi.

❖ Méthodes volumétriques

Les méthodes volumétriques ou bien de titration, sont des méthodes de dosage acido-basique. Grace à ces méthodes de titration de nombreux paramètres sont déterminées à savoir l'alcalinité, dureté totale, dureté calcique, chlorures. Des malles contenant de la verrerie classique de laboratoires tels qu'une burette, erlenmeyer, éprouvettes graduées, fioles... permettent ces déterminations.

❖ Méthodes colorimétriques

Ces méthodes mettent en jeu des "réactions colorées" dont l'intensité de la couleur obtenue est évaluée au moyen d'un comparateur possédant des disques, plaquettes, bandes colorées servant d'étalons ou bien automatiquement à l'aide d'un spectrophotométrie qui permet de mesurer l'absorbance d'une solution à une longueur d'onde donnée ou sur une région donnée du spectre. Cette absorbance d'une solution est proportionnelle à la concentration des substances en solution, à condition de se placer à la longueur d'onde à laquelle la substance absorbe les rayons lumineux. C'est pourquoi la longueur d'onde est réglée en fonction de la substance dont on veut connaître la concentration. Plus un échantillon est concentré, plus il absorbe la lumière dans les limites de proportionnalité énoncées par la loi de Beer-Lambert ("Spectrophotométrie," 2017).

La méthode colorimétrique permet de mesurer la concentration des différentes formes azotées, des Ortho-phosphates, et des sulfates.

❖ Méthode d'analyse bactériologique

Cette méthode d'analyse permet de dénombrer les bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies présentes dans un échantillon d'eau. Elle est une mesure quantitative des bactéries viables sur un milieu de culture déterminé. Les bactéries dénombrées requièrent de la matière organique comme source de carbone (hétérotrophes) et sont cultivées à des températures optimales situées entre 20 °C et 45 °C (mésophiles) avec ou sans présence d'oxygène (aérobies et anaérobies facultatives). Cette méthode permet d'isoler et de dénombrer un groupe relativement varié d'espèces de bactéries sans égard à leur étiologie (pathogénicité). En effet, les populations microbiennes présentes dans des milieux aquatiques pauvres en substances nutritives subissent des carences.

La présence d'un nombre élevé de bactéries hétérotrophes dans l'eau peut en affecter la qualité en occasionnant un mauvais goût et de mauvaises odeurs ou en favorisant des conditions de dégradation biologique et de persistance de pathogènes tels que *Pseudomonas aeruginosa* et *Aeromonas hydrophila* (Federation and Association, 2005). De plus, leurs présence abondante peut poser des problèmes dans le traitement d'une eau de consommation en rendant difficile le maintien d'une concentration résiduelle de chlore aux extrémités du réseau de distribution (Adams, 2017).

❖ La balance ionique

Le calcul de la balance ionique permet généralement de vérifier la fiabilité des résultats obtenus pendant la caractérisation de chaque échantillon. Ceci s'effectue en comparant la somme des anions et des cations analysés. D'une manière générale, la différence entre les cations et les anions par rapport à la somme totale nous permet de classer la fiabilité des analyses chimiques qu'on a réalisées en trois catégories : excellentes lorsque cette différence correspond à moins de 5 % de la somme totale, acceptable entre $5\% < BI < 10\%$, et douteuse lorsque elle est $BI > 10\%$.

2. Les indices simplifiés de la qualité des eaux de surface

Les approches traditionnelles d'identification de l'état de la qualité des eaux reposent sur une comparaison des valeurs expérimentales obtenues au laboratoire avec les normes locales existantes (Tableau 2) en donnant le même coefficient et importance à tous les paramètres utilisés. Dans de nombreux cas, cette méthodologie permet d'identifier les sources de contamination et peut être essentielle pour vérifier la conformité légale. Cependant, il ne donne pas une idée exacte sur la qualité globale de l'eau. Par exemple, un échantillon d'eau contenant six composants à des niveaux supérieurs des valeurs admissibles de pH, dureté totale, chlorure, sulfate, fer et le sodium peut ne pas être assez mauvais à boire qu'un autre échantillon avec une seule concentration faible de mercure qui se présente (Abbasi and Abbasi, 2012). De ce fait, la question qui se pose est de savoir comment comparer la qualité des différents échantillons d'eau en prenant en considération tous les paramètres.

Pour répondre à cette question complexe, certains chercheurs ont fait des progrès dans l'utilisation d'indices mathématiques appliqués (définis par l'WQI), qui cherchent à résoudre ce problème épineux et de communiquer des informations sur les tendances de la qualité de l'eau au grand public et aux décideurs (Pesce and Wunderlin, 2000). L'objectif de l'indice de qualité de l'eau est de fournir un chiffre unique (comme une note) qui exprime la qualité globale de l'eau en fonction de plusieurs paramètres de qualité et de transformer une donnée complexe en une information compréhensible et utilisable par le public et les décideurs (Timmerman et al., 2010).

Des multitudes d'indices de qualité existent lorsqu'on cherche dans la littérature scientifique, ce qui constitue un défi majeur pour le choix de celui qui va nous donner une estimation exacte de l'état de la qualité du cours d'eau ou bien du lac. Ceci nous a amené à créer et de développer notre propre indice de qualité qui va mieux décrire l'état de la qualité de l'eau au sein du bassin versant Oued El Abid.

Pour développer un tel indice de qualité, il a fallu une base de données riche en mesures de qualité de l'eau au niveau du bassin. Ensuite, on a réalisé une analyse statistique approfondie qui permet de décrire la relation statistique existant entre les différents paramètres de qualité de l'eau collectés dont le but d'attribuer à chacun un coefficient de pondération propre à lui et d'éliminer ceux qui possèdent le même effet sur notre indice proposé.

3. L'approche télédétection au service de la détection de la qualité des eaux

L'idée principale d'utiliser des images satellites consiste à tester leur application pour le suivi et la détection des paramètres de qualité mesurés d'une façon mensuelle au niveau des barrages du pays. Cette approche permettra de minimiser le coût de déplacement chaque mois au terrain pour réaliser des prélèvements, la quantité des produits chimiques utilisées au laboratoire et de donner des résultats instantanés. De ce fait, c'est une approche qui est prometteuse et qui doit être testée au niveau des ressources en eau de la zone d'étude pour vérifier sa validité et sa fiabilité.

Selon des études antérieures, les données de télédétection offrent la possibilité de surveiller différents paramètres biophysiques de la surface de la terre à diverses échelles spatiales et temporelles. Parmi ces paramètres : les températures de l'air et de la surface de la terre (Boudhar et al., 2011; Reinart and Reinhold, 2008), la chlorophylle (Brezonik et al., 2005; Morgan et al., 2006; Song et al., 2017), l'indice de surface foliaire (Bousbih et al., 2017; Bsaibes et al., 2009; Fensholt et al., 2004), l'humidité et la salinité du sol (Ennaji et al., 2018; Eweys et al., 2017). Pour les applications liées à la qualité de l'eau, les images satellites constituent un moyen pratique de surveiller les lacs et les réservoirs des barrages, en partant du principe que toute pollution affecte les propriétés optiques de l'eau (Brezonik et al., 2005). La méthode de surveillance classique permet une mesure exacte et précise, mais elle implique des enquêtes fastidieuses in situ et coûteuses lorsque les échantillons sont renvoyés au laboratoire.

Depuis 1998, de nombreuses études ont été lancées avec l'introduction de techniques d'imagerie à basse résolution permettant de caractériser la qualité de l'eau uniquement dans les grands réservoirs (Basnyat et al., 2000; Pierson and Strömbeck, 2000; Xuejun and Ting, 2000). Elles ont prouvé que certains indicateurs de la qualité de l'eau, tels que la chlorophylle-a (Chl-a), les matières en suspension, la turbidité, la profondeur de Secchi et la matière organique soluble, pouvaient être mesurés à l'aide des techniques de télédétection (Dekker et al., 2001; Giardino et al., 2007; Hunter et al., 2010; Kallio et al., 2008; Moses et al., 2009; Olmanson et al., 2008).

Auparavant, la détection de la qualité de l'eau dans les lacs et les barrages était entravée par le manque de capteurs satellites appropriés (Palmer et al., 2015b). Les satellites, tels que le spectromètre imageur à résolution moyenne (MERIS) et le spectro-radiomètre imageur à résolution moyenne (MODIS), ont un cycle de répétition de (1-3 jours) et une résolution radiométrique suffisante (16 bits) pour des objets sombres tels que des lacs, barrages réservoirs et cours d'eau. Cependant, la résolution spatiale de ces capteurs est comprise entre 250 et 1 000 m, ce qui signifie qu'elle ne convient que pour les très grands lacs et barrages-réservoirs, tandis que la majorité de ces systèmes aquatiques sur Terre sont de petites à moyennes surfaces (Verpoorter et al., 2014). Les satellites Landsat de 1-7 avaient une bonne résolution spatiale (30-90m) mais une résolution radiométrique limitée (6-8 bits) pouvant être utilisée d'une certaine manière pour cartographier un nombre limité de paramètres de qualité de l'eau dans les barrages et les lacs (Brezonik et al., 2005; Dekker et al., 2001; Kallio et al., 2008; Kutser, 2012; Olmanson et al., 2008). Le satellite ASTER à trois bandes dans le visible et le proche infrarouge (VNIR) avec une résolution spatiale de 15 m considéré comme un avantage pour l'étude de petites zones aquatiques, mais le cycle de répétition est assez long (16 jours), ce qui en limite son utilisation en routine surveillance (Kishino et al., 2005; Nas et al., 2009). Le nouveau lancement de Sentinel-2 a introduit un nouveau potentiel considérable en matière de télédétection (European Space Agenc, 2013). Les images de ce capteur ont une résolution spatiale de 10 m, 20 m et 60 m et sont acquises dans 13 bandes spectrales et une résolution radiométrique de 12 bits. Le temps revisite de Sentinel-2 est de cinq jours, ce qui signifie que la surveillance temporelle de petits lacs peut être vérifiée (Toming et al., 2016a).

III. ETUDE QUANTITATIVE DE L'OUED EL ABID ET DE SES AFFLUENTS

L'apport de l'étude quantitative à notre étude de recherche repose sur une quantification des débits de l'Oued El Abid et de faire des prévisions futures, ceci dont le but de les intégrer dans un modèle de simulation de la qualité de l'eau. Pour ce faire, une exploitation des données recueillies pendant les missions de prospection et de diagnostic (généralement les effets et les étendus des inondations passées) ainsi que les historiques de mesures des débits et de précipitation effectuées par l'Agence du Bassin Hydraulique de l'Oum Er-Rbia. Cette étude approfondie a été achevée pour voir la manière dont le bassin versant répond pendant les périodes des précipitations et les fortes averses en termes des apports qui sont dirigés vers les cours d'eaux existants. Cette étape permet de détecter les points communs entre ces événements de précipitation avec la lithologie, l'occupation du sol, la quantité et l'intensité des précipitations... Autrement dit, l'étude quantitative approfondie nous permet de se focaliser sur le phénomène d'inondation qui constitue la principale menace existante au sein du bassin versant étudié.

1. Historique des événements enregistrés dans la région

La plateforme des instruments de mesures de débit et de précipitation au sein du bassin versant Oued El Abid est constituée par 4 stations de mesures hydrométriques et 1 station climatique réparties d'une manière générale le long du cours d'eau principal (Oued El Abid). Ces stations sont fonctionnelles depuis l'année 1976 ; ce qui nous a permis de recueillir une base de données bien exploitable en terme d'événements enregistrés auparavant.

L'étude des événements historiques a été menée dont le but de sélectionner les événements qui sont les plus importants en termes de quantités et de caractéristiques. Cette opération nous a permis au premier lieu d'identifier la configuration de chaque événement en termes d'intensité de précipitation, du taux du couvert végétal et du débit enregistré. En deuxième lieu, elle nous a aidé à se focaliser sur ces paramètres pour identifier leurs variations, leurs effets sur le phénomène et par la suite de quantifier leurs dégâts.

2. Effet du couvert végétal sur les inondations

Le couvert végétal est l'un des paramètres les plus importants qui influencent le processus de l'écoulement en favorisant la formation des ruisseaux très denses et par la suite un écoulement de surface accéléré qui conduit dans la majorité des cas, lorsqu'on a une intensité des précipitations très importante, à une augmentation des débits des cours d'eaux proches (Fohrer et al., 2001). À cet effet, le suivi du couvert végétal permettra de révéler les points communs entre l'augmentation de l'intensité des crues avec la dégradation du couvert végétal et par la suite d'agir d'une manière écologique et rationnelle pour protéger les populations avoisinantes contre les inondations.

Le suivi du couvert végétal a été effectué en utilisant les différents produits satellitaires disponibles sur internet et qui permettent d'aller jusqu'aux les années quatre-vingts et par la suite, nous a permis de faire un diagnostic complète de son évolution spatio-temporelle. L'utilisation des images satellitaires a été

effectuée grâce aux indices spectraux qui permettent d'extraire les informations sur la nature de l'occupation du sol par une combinaison entre les bandes satellites du capteur et des équations mathématiques (Ceccato et al., 2002; Gao, 1996; Huete, 1988).

3. Simulation hydraulique des événements passés et futurs scénarios

L'objectif primordial de la simulation hydraulique est de reconstituer les mêmes conditions d'un événement du passé en prenant en considération l'ensemble des dégâts causés par chaque événement et l'étendue de la lame d'eau écoulee. Cette reconstitution des événements du passés permettra par la suite de prévoir les débits futurs des cours d'eaux et de dire à quel niveau les prochaines crues peuvent arriver et causent des dégâts sur les constructions qui seront évadées où bien touchées partiellement.

En se basant sur l'étude de l'historique des précipitations et des débits et en utilisant des méthodes statistiques de prévision bien développées, on a déterminé les pluies et les débits de récurrence pour chaque période de retour (5, 10, 50, 100ans) qui sont utilisées par la suite dans notre modèle de simulation déjà calibré par les événements du passés et contenant les conditions initiales du terrain. Ces paramètres de base sont essentiellement : le taux du couvert végétal, la nature du sol, l'existence des aménagements hydrauliques et la topographie du lit mineur et majeur. Ce couplage, permet de faire une proposition des scénarios possibles lors d'un événement de prévision future et de proposer des méthodes de protection et de vérifier leurs capacités d'assurer le maximum possible de préservation pour une simulation de l'évènement futur avec ou sans aménagement projeté.

IV. CONCEPTION, CALIBRATION ET VALIDATION DU MODELE QUALITATIF

La simulation mathématique de la qualité de l'eau présente un défi particulier pour les modélisateurs ; elle exige l'intégration de tant de disciplines. Elle dépend de l'hydrologie et de l'hydromécanique pour décrire le mouvement de l'eau et les mécanismes de mélange des substances chimiques, à la climatologie, à la météorologie, à la physique de l'atmosphère pour spécifier les conditions à l'interface air-eau, à la chimie des solutions diluées et à la compréhension de l'écologie aquatique...etc. C'est peut-être cet aspect interdisciplinaire de la simulation de la qualité de l'eau qui a attiré tant de scientifiques compétents pour devenir des praticiens de l'art. Alors qu'il y'a une dizaine d'années, les modèles de qualité de l'eau étaient des nouveautés dans la littérature technique, ils sont aujourd'hui de plus en plus reconnus comme des éléments nécessaires à la gestion de l'environnement et des ressources en eau disponibles.

Cependant, malgré l'enthousiasme avec lequel la simulation des systèmes aquatiques a apparemment été adoptée, il existe un décalage entre la conception du modèle en tant qu'exercice de l'esprit et son utilisation en tant qu'outil pratique. Il suffit d'examiner la littérature pour constater que relativement peu de modèles de qualité de l'eau ont atteint un statut permettant de transférer la technologie qu'ils représentent à d'autres.

1. Démarche de conception des modèles de simulation

La méthodologie conçue pour élaborer un modèle de simulation repose sur deux étapes principales : un a priori et l'autre en posteriori. Ces étapes permettent une élaboration des modèles très solides en termes de raisonnement et de logique. Généralement la première étape consiste à faire une étude de détermination des objectifs voulus du modèle, ensuite une conceptualisation et un choix du type du modèle (modèle zéro, uni, bi ou tridimensionnel). Après, il faut passer au codage du modèle qui exprime toutes les équations qui sont déterminées pendant la conceptualisation.

Le passage vers l'étape à posteriori constitue une vérification et une calibration des résultats obtenus par le modèle projeté tout en les comparant avec les données collectées ou mesurées sur terrain. C'est une sorte de vérification de la superposition entre les valeurs mesurées et celles calculées.

a) Efficacité et précision du modèle

La précision est déterminée par une comparaison entre une variable réelle et sa valeur estimée obtenue par un modèle. Un modèle précis est celui qui fournit des variables estimées proches de celles observées dans le monde réel. La précision est définie comme l'intervalle estimé possible ou probable de la variable estimée d'un modèle, elle est représentée par la gamme probable / possible que la variable estimée du modèle pourrait avoir. Le modèle le plus préféré est celui qui est à la fois simple et précis.

b) Couplage de simulation qualitative et quantitative

Malgré le manque de pratique de gestion intégrée pour la quantité et la qualité de l'eau au même temps, plusieurs études de recherche ont été menées pour incorporer les deux éléments dans la simulation du bassin hydrographique.

À l'instar de plusieurs logiciels et modèles de simulation, dont chacun possède ces propres caractéristiques, mais le même objectif de faire un couplage qualitatif et quantitatif de l'eau pour une simulation proprement dite proche de ce qui se passe en réalité. Des nombreux de simulateurs tels que SWAT (Outil d'évaluation de l'eau du sol) (Abbaspour et al., 2015, 2007), HSPF (Programme de simulation hydrologique Fortran) (Bertrand-Krajewski, 2002), SHETRAN (Ewen et al., 2000), MODSIMQ (Tavakoli et al., 2015), QUAL2E (Paliwal et al., 2007) ont montrés leurs puissances et capacités lors de ce couplage. Plusieurs comparaisons et vérifications de ces modèles ont indiqués des résultats tout aussi raisonnables pour simuler que ce soit des concentrations des polluants (Azevedo et al., 2000; Borah and Bera, 2004; Singh et al., 2009), ou bien de donner des prévisions convenables de gestion des ressources en eau disponibles (Keeler et al., 2012; Novotny, 2003; Tallis and Polasky, 2009).

En prenant la gestion des ressources en eau disponibles dans le bassin versant Oued El Abid comme objectif principal, on a essayé d'utiliser ces différents programmes existants, mais on a constaté que la majorité de ces programmes sont développés soit pour traiter des cours d'eau bien spécifiques tels que (Beck, 1987; Ocampo-Duque et al., 2006; Tong and Chen, 2002; Wu and Chau, 2006) ou bien ne font

pas intégrer des interactions externes tel que les conditions existants aux pays arides et semi-aride. En effet, pour notre cas, on a essayé d'élaborer un modèle de simulation qui répond à ces contraintes. Bien sûr, cette élaboration a été effectuée en s'inspirant des modèles existants et des objectifs voulus d'après notre étude de recherche.

2. Equations de base utilisées

Considérant une masse d'eau élémentaire, un cube de dimensions dx , dy et dz comme (Figure 19). La qualité de l'eau dans cette masse d'eau dépend de la masse d'une substance polluante qui y est présente. Les modèles de qualité de l'eau doivent ensuite décrire l'évolution d'une substance polluante dans cette masse d'eau par des calculs de variation entre les flux de masse entrant et sortant, en tenant également compte des effets des sources internes des substances chimiques naturelles. Le mécanisme de transfert de masse à l'intérieur et à l'extérieur de cette masse d'eau comprend les processus suivants :

- ❖ La masse transportée par l'écoulement selon les vecteurs de vitesse d'écoulement v_x , v_y et v_z est nommée par le **transfert d'advection** de masse. C'est-à-dire le flux de masse en fonction du temps ($M T^{-1}$) qui peut être calculé dans la direction x en tenant compte que de la concentration par rapport au v_x , dy et dz .
- ❖ L'autre moyen de transfert de masse est appelé **dispersion** ou **transport dispersif**. Ici, il faut expliquer ce terme car il y'a généralement une confusion considérable entre les termes diffusion et dispersion. Bref, la dispersion est un terme utilisé pour désigner l'effet combiné de la diffusion moléculaire et de la diffusion turbulente. Ces deux derniers processus étant causés par des pulsations-mouvements ; c'est par le mouvement "brownien" de la molécule induit thermiquement (diffusion moléculaire) et par la pulsation de la vitesse d'écoulement autour de sa valeur moyenne, provoquée par la turbulence (appelée diffusion turbulente).

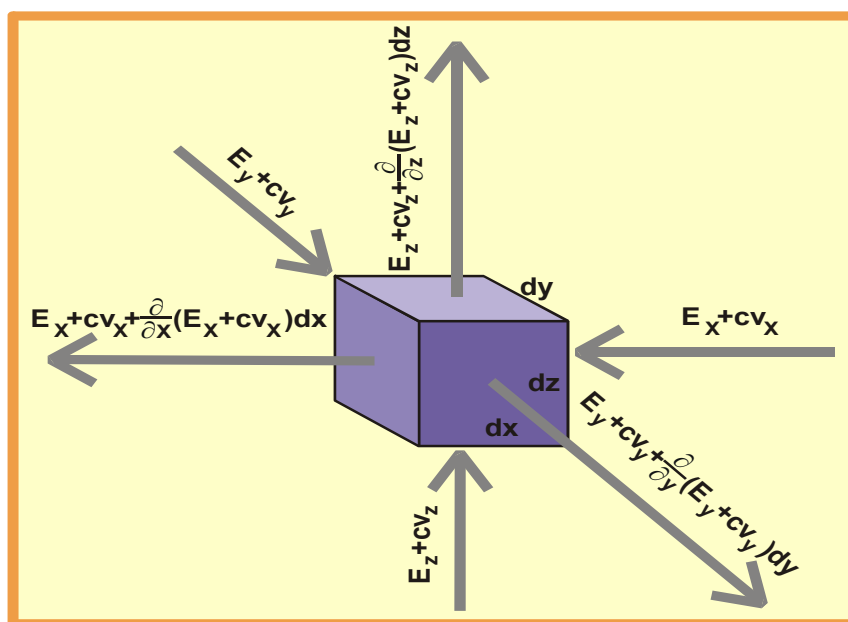


Figure 19: Exemple d'une masse élémentaire d'eau

Le transfert de masse dispersif (E_x , E_y , E_z) à la dimension masse par temps par surface ($M T^{-1} L^{-2}$) et s'exprime généralement par la loi de Fick qui stipule que le transport dans une direction de la substance chimique dans un espace est proportionnel au gradient de la concentration de cette substance dans cette direction. Le facteur de proportionnalité étant le coefficient de dispersion, comme indiqué dans l'équation 2.1.

Ces équations décrivent le transport par dispersion et par advection d'une substance polluante de la direction x dans un plan d'eau élémentaire. Le premier terme est en fait la loi de Fick selon laquelle le transport diffusif (dispersif) de la substance dans une direction spatiale, le facteur de proportionnalité étant le coefficient de dispersion. Le deuxième terme est le transport en advection, qui indique que le transfert spécifique (par unité de surface) de masse dans une direction spatiale est le produit de la concentration d'une substance et de la vitesse d'écoulement dans cette direction spatiale. Ce sont les termes utilisés pour écrire le bilan massique global (c'est-à-dire l'équation 2.2) d'une masse d'eau élémentaire, comme le montre la figure 19.

Eq. 2.1

$$E_x = D_x \frac{dC}{dx} ; [M L^{-2} T^{-1}]$$

Eq. 2.2

$$ADV_x = C v_x ; [M L^{-2} T^{-1}]$$

E_x : est le flux de masse dispersif dans la direction spatiale x (dans la dimension $M L^{-2} T^{-1}$), en supposant que la loi de Fick s'applique à l'effet conjoint de la diffusion moléculaire et de la diffusion turbulente, c'est-à-dire à la dispersion.

ADV_x : est le flux de masse advectif dans la direction spatiale x (en dimension $M L^{-2} T^{-1}$)

C : est la concentration, la masse du constituant de qualité dans une unité de volume d'eau (masse par volume, $M L^{-3}$) ;

D_x : est le coefficient de dispersion dans la direction de la coordonnée spatiale x (en surface par heure, en unités $L^2 T^{-1}$) ;

v_x : est la composante de la vitesse d'écoulement dans les directions spatiales x .

a) Equation de conservation de masse d'un cours d'eau élémentaire

Cette équation (équation 2.3) a été obtenue en écrivant un bilan de conservation de masse d'advection et dispersion entrants et sortants d'une masse d'eau élémentaire et en exprimant le changement de la masse de la substance en fonction du temps. Les termes pour une direction spatiale incluent le flux de masse entrant et le flux de masse sortant, ce dernier étant la différence entre le flux entrant et la modification du flux dans la masse d'eau.

Eq.2.3

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} dx dy dz = & [(v_x C) + E_x] dy dz + [(v_y C) + E_y] dx dz + [(v_z C) + E_z] dx dy \\ & - \left\{ (v_x C) + E_x + \frac{\partial}{\partial x} [(v_x C) + E_x] dx \right\} dy dz - \\ & - \left\{ (v_y C) + E_y + \frac{\partial}{\partial y} [(v_y C) + E_y] dy \right\} dx dy - \\ & - \left\{ (v_z C) + E_z + \frac{\partial}{\partial z} [(v_z C) + E_z] dz \right\} dy dx \end{aligned}$$

Avec :

C : est la concentration, la masse du constituant de qualité dans une unité de volume d'eau (masse par volume, $M L^{-3}$);

E_x, E_y, E_z : sont les flux de masse dispersifs dans les directions spatiales x, y et z (en dimension $M L^{-2} T^{-1}$), en supposant que la loi de Fick s'applique à l'effet conjoint de la diffusion moléculaire et de la diffusion turbulente, c'est-à-dire dispersion.

v_x, v_y, v_z : sont les composantes de la vitesse d'écoulement dans les directions spatiales x, y et z (longueur par temps, $L T^{-1}$);

dx, dy, dz : sont les longueurs de côté d'un cube élémentaire, d'une masse d'eau élémentaire, comme illustré à la figure 19.

b) L'équation de base du modèle de qualité de l'eau

Cette équation (équation 2.4) constitue la base de tous les modèles de qualité de l'eau. Elle a été dérivée des deux équations 2.1, 2.2 et 2.3 en les combinant, en effectuant une division de l'équation par le volume d'eau élémentaire $dx * dy * dz$, et prenant en compte les sources internes et externes de la substance polluante. L'équation de base décrit la variation de la concentration d'un constituant de qualité C avec le temps et l'espace. Outre les termes de transport advection et dispersion qui ont été discutés en relation avec les équations 1.1 et 1.2 dans cette équation de base, il existe un terme général, le terme source / perte interne, qui sont également appelés processus de transformation, ce qui signifie que la substance en question est transformée par divers processus physiques, chimiques, biochimiques et biologiques entraînant une modification de la quantité de la substance dans une masse d'eau élémentaire. Ce changement est soit une "**perte**"; un terme lié à des processus tels que la sédimentation, la décomposition chimico-biochimique, l'absorption par des organismes vivants ou un "**gain**", un terme source, tels que le récavage du lit du cours d'eau, le produit de la chimie, des réactions biochimiques, la croissance biologique ; c'est-à-dire la "formation" de la substance au dépend des autres substances présentes dans le système. La forme réelle de ces processus de transformation sera présentée en relation avec des équations des modèles concrets tels que les modèles DBO-OD, qui décrivent une gestion de l'oxygène et les processus de transformation des éléments nutritifs des plantes (phosphore et azote).

Eq. 2.4

$$\begin{aligned} & \frac{\partial C}{\partial t} + v_x \frac{\partial C}{\partial x} + v_y \frac{\partial C}{\partial y} + v_z \frac{\partial C}{\partial z} = \\ & = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + S(x, y, z, t) \pm S_{interne} \end{aligned}$$

Avec :

C : est la concentration du constituant de qualité dans une unité de volume d'eau (masse par volume, $M L^{-3}$)

D_x, D_y, D_z : sont les coefficients de dispersion dans la direction des coordonnées spatiales x, y et z (surface par heure, $L^2 T^{-1}$)

v_x, v_y, v_z : sont les composantes de la vitesse d'écoulement dans les directions spatiales x, y et z (longueur par temps, $L T^{-1}$)

t : est le temps (T)

$S(x, y, z, t)$: désigne les sources externes et les pertes de la substance concernée pouvant varier dans le temps et dans l'espace (masse par volume et par temps, $M L^{-3} T^{-1}$);

$S_{interne}$: désigne les sources internes et les pertes de la substance, ($M L^{-3} T^{-1}$).

c) Dérivation des modèles pratiques à partir de l'équation de base

Le modèle tridimensionnel de base de la qualité de l'eau est rarement utilisé dans sa forme complexe originale (équation 2.4), principalement parce que les problèmes tridimensionnels se produisent rarement. Par exemple, les problèmes de rivière peuvent souvent être réduits à des problèmes unidimensionnels (linéaires) ou bidimensionnels (longitudinaux-transversaux), comme il sera démontré dans notre programme élaboré. Un autre exemple de programme est celui du type "réacteur entièrement mélangé", ou zéro dimension, dans lequel aucun terme de transport des modèles de base de la qualité de l'eau n'est inclus. L'utilisation de modèles simplifiés est également motivée par le fait que les données de mesure de la vitesse transversale ou verticale sont rarement disponibles.

Les termes sources-pertes internes, qui étaient uniquement notés dans l'équation 2.4 doivent être spécifiés explicitement pour chaque problème et varient en fonction des composants considérés.

Nous montrerons brièvement ici comment dériver les versions des modèles simples (rivière) de l'équation 2.4, qui peuvent être utilisées dans la pratique. Pour arriver à certains des modèles simples de qualité de l'eau présentés ci-dessous, nous devons faire une première série d'hypothèses et d'approximations :

- Négliger, pour le moment, tous les termes expliquant la dispersion. Avec cela, nous supposons que le système est totalement mélangé, ce qui signifie que tout apport de matière externe (charge) dans la rivière sera instantanément et totalement mélangé à l'eau. cette approximation est valable pour

les systèmes linéaires longs, par exemple dans le cas de petites rivières avec des charges d'entrée constantes (rejets d'eaux usées).

- Dans le cas d'une rivière (notre étude de cas), prenons le débit moyen et les concentrations sur la section transversale. La seule composante de vitesse qui reste dans l'équation de base est alors v_x , la vitesse d'écoulement longitudinale moyenne.
- Considérons un seul constituant de la qualité de l'eau avec sa concentration C et supposons qu'il est soumis à des processus internes tels que la décomposition et la sédimentation. Et que ce processus soit proportionnel à la concentration du constituant (le polluant) et que le coefficient de proportionnalité soit K qui est le coefficient de vitesse de décroissance (décomposition, décantation, ...etc). (Hypothèse de la cinétique de réaction du premier ordre).

Lorsque nous considérons une rivière en régime permanent (son débit et les charges de matériaux entrant dans la rivière ne variant pas dans le temps), nous sommes arrivés à des modèles de rivière pratiquement identiques de la forme donnée dans l'équation 2.4.

d) Le modèle de qualité de l'eau le plus simple d'un cours d'eau

Eq.2.5

$$V_x \frac{dC}{dx} = -KC$$

C : est la concentration, la masse du constituant de qualité dans une unité de volume d'eau (masse par volume, $M L^{-3}$)

V_x : est la vitesse moyenne d'écoulement d'un tronçon de rivière étudié ($L T^{-1}$)

K : est le coefficient de vitesse de réaction pour la cinétique du premier ordre (T^{-1})

X : la distance en aval (L)

Pratiquement toutes les équations du modèle de qualité de l'eau, utilisées dans la pratique quotidienne, peuvent être dérivées de la même manière, en ajoutant un ou plusieurs termes de dispersion et d'advection et en couplant les processus de réaction, lorsque plusieurs constituants (polluants) de la qualité de l'eau en interaction sont concernés. Ce dernier "couplage de réactions" est l'action clé de la construction de modèles de qualité de l'eau et ces techniques seront discutées lors de la désignation des paramètres (tels que la DBO-OD et la croissance des éléments nutritifs des plantes-algues).

L'approche la plus fréquemment utilisée pour la description (simulation) de ces processus réactionnels simples et couplés est la cinétique de réaction du "premier ordre". Le principe de la cinétique de réaction du premier ordre stipule que la décroissance / décomposition / absorption / croissance d'un polluant est proportionnelle à la concentration du polluant et que le facteur de proportionnalité est K ; le coefficient de vitesse (T^{-1}).

Un autre aspect important dans l'élaboration des modèles de qualité de l'eau est comment on peut prendre en compte les sources externes (de pollution) dans un modèle, que ce soit une source ponctuelle ou bien

une condition initiale, spécifiant l'effet de la source (en un point donné de l'espace et à un moment donné) avec une valeur C_0 initiale. D'une manière générale, Cette valeur de C_0 est calculée soit par "l'équation de dilution", ou, en ajoutant une entrée constante ou variable dans le temps et / ou dans l'espace à chaque masse d'eau "élémentaire".

e) L'équation générale de dilution

C'est l'un des outils les plus importants de la simulation de la qualité de l'eau, une simple équation du bilan massique, qui est utilisée lorsque la source de pollution est considérée comme une condition initiale. En considérant une rivière et un effluent déversant des conditions stables (avec des débits et des concentrations ne variant pas dans le temps) et en supposant un mélange transversal complet instantané des eaux usées avec l'eau du fleuve. La concentration initiale C_0 en aval d'un exutoire d'effluent peut être calculée via l'équation de dilution (équation 2.6), dérivée de l'équation d'équilibre des flux entrants et sortants écrite pour la section du point de rejet (par exemple, le flux de masse en aval du fleuve plus le flux de masse en décharge de polluants est égal au flux massique combiné en aval point de décharge). Cette équation est très fréquemment utilisée dans de simples modèles analytiques de la qualité de l'eau pour calculer la concentration initiale des polluants.

Eq. 2.6

$$C_0 = \frac{C_s q_s + C_b Q_b}{q_s + Q_b}$$

C_b : concentration de fond de la substance polluante en cause dans la rivière (ML^{-3});

C_s : concentration du polluant dans les eaux usées (ML^{-3});

Q_b : débit de la rivière en amont de l'exutoire, ($L^3 T^{-1}$);

q_s : débit du rejet d'effluent, ($L^3 T^{-1}$);

Après toutes ces considérations, on peut définir les versions du modèle de rivière les plus fréquemment utilisées (Tableau 9).

Tableau 9: différents modèles de simulation de la qualité de l'eau d'un cours d'eau

Description	Equation générale	Utilisation
Modèle 3-D	$\frac{\partial C}{\partial t} + v_x \frac{\partial C}{\partial x} + v_y \frac{\partial C}{\partial y} + v_z \frac{\partial C}{\partial z} =$ $= \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + S(x, y, z, t) \pm S_{interne}$	Océans, mers, grands lacs et rarement pour les cours d'eau (cette équation nécessite une amélioration pour qu'elle soit convenable à chaque étude de cas)
Modèles 2D, rivière ou lac horizontal	$\frac{\partial C}{\partial t} + v_x \frac{\partial C}{\partial x} + \left(v_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) =$ $= \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + S(x, y, t) \pm S_{interne}$	Pas de variation verticale et mélange transversal (dans les rivières), Circulation induite par le vent (dans les lacs) (nécessite une amélioration pour qu'il soit convenable à chaque étude de cas)
Modèle 2D	$\frac{\partial C}{\partial t} + v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial y} \left(\varepsilon_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + S(x, y, t) \pm S_{interne}$	Mélange transversal de polluants dans les cours d'eau
Modèle 1D	$\frac{\partial C}{\partial t} + v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + S(x, t) \pm S_{interne}$	Modèle de dispersion longitudinale (déversement des polluants accidentels)
Modèle quasi-1-D	$v_x \frac{dC}{dx} = +S(x) \pm S_{interne}$	Modèles de rivières à l'état d'équilibre (le modèle de rivière BOD-OD)

❖ Modèle 1D de dispersion longitudinale (la base de notre modèle développé)

Le modèle de rivière à dispersion-advection choisi au cours de cette thèse de recherche est nommé aussi par le modèle de dispersion longitudinale unidimensionnelle. Son utilisation est la plus intéressante lorsqu'on souhaite l'étudier pour décrire et simuler des flux de pollution qui se propagent le long de chaque tronçon du cours d'eau. Dans la construction de ce modèle, nous considérons le fleuve comme un système linéaire dans lequel les processus de transport transversal et vertical sont considérés comme des processus achevés instantanément. En d'autres termes, cela signifie que le contaminant rejeté dans le flux par une source externe quelconque est instantanément mélangé à une masse d'eau élémentaire de volume $A * dx$. Ici, A est la surface de la section transversale mouillée de la rivière et dx est la distance élémentaire du tronçon. Cela signifie que le niveau de contamination du flux par le polluant en un point quelconque x , le long du profil longitudinal, est représenté par la concentration moyennée transversalement de cette substance.

En utilisant cette hypothèse et en considérant une substance contaminante non conservatrice sujette à la décomposition/composition, on peut simplifier l'équation 2.4 à l'équation 2.7. Ce modèle de dispersion / advection unidimensionnel d'un polluant non conservateur est résolu pour les conditions initiales de l'entrée de la masse de polluant M à $x = 0$. Dans ce modèle, le débit de la rivière est considéré comme étant stable dans chaque tronçon de la rivière, c.-à-d. la profondeur de la rivière et la vitesse d'écoulement ne changent pas avec l'espace. Mais si on change du tronçon, le débit varie : c'est une simulation à pas d'espace.

Eq.2.7

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - KC \pm S_{Interne}$$

Les paramètres de ce modèle, mis à part les paramètres hydrauliques, sont le coefficient de vitesse de réaction K et le coefficient de dispersion longitudinale D_x . Cependant les sources d'ajout ou de pertes ($S_{Interne}$) sont détaillées au niveau de l'annexe 1.

L'estimation du coefficient de vitesse de réaction K dépend du polluant concerné. Ainsi, il ne peut pas être fait pour un cas général. Cependant, l'estimation de D_x selon la littérature propose un large choix d'expressions expérimentales exprimant D_x (parfois désignées également DL , le L désignant le mot "longitudinal") en fonction des paramètres hydrauliques du flux (la pente S , le rayon hydraulique R), le débit Q , la vitesse de cisaillement u , la profondeur du flux h , la largeur du canal B et leurs combinaisons), qui affectent la turbulence, qui à leur tour déterminent principalement le processus de dispersion.

Pour les besoins de notre modèle, nous avons sélectionné la formule de McQuivey-Keefer (équation 2.8) qui donne des valeurs D_x situées à peu près au milieu de la plage sur laquelle les résultats des autres expressions varient (Ding et al., 2017; Kraslawski, 2010).

Eq.2.8

$$D_x = 0.005394 \frac{Q}{S B} ; \left[\frac{m^2}{sec} \right]$$

Avec :

Q: est le débit du cours d'eau, (m³/s)

S: est la pente de la surface de l'eau (sans dimension, par exemple en mètre par mètre)

B: est la largeur du ruisseau (m)

❖ **Modèle 2D de dispersion- advection (mélange longitudinal-transversal)**

Ce modèle n'est qu'un exemple de modèle d'advection par dispersion bidimensionnelle pour une substance non conservatrice (équation 2.9). Notez que ce modèle n'est pas utilisé dans notre étude et sert uniquement à titre d'illustration. Ce modèle calcule la distribution de concentration d'une substance conservatrice sur une rivière d'une largeur donnée à diverses distances en aval d'une source ponctuelle unique en fonction des paramètres hydrauliques et des paramètres de géométrie du canal. La distance entre la source ponctuelle et la rive du fleuve peut également être modifiée. Dans la pratique, ce modèle nécessitait beaucoup plus d'informations que dans notre domaine d'étude ne sont ni disponibles ni mesurées. Pour cette raison, plus le modèle à une dimension supérieure, plus il nécessitait davantage d'intrants à mesurer sur le terrain ou de les estimer.

Eq.2.9

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - KC$$

Avec :

C: est la concentration du polluant dans le cours d'eau (M L⁻³, g / m³)

Dx: est le coefficient de dispersion longitudinale (L² T⁻¹, m² / s)

Dy: est le coefficient de dispersion latérale (L² T⁻¹, m² / s)

K: est le coefficient de vitesse de réaction d'une substance non conservatrice, en supposant une décroissance du premier ordre comme processus de transformation (T⁻¹)

Vx: est la vitesse moyenne d'écoulement du flux (L T⁻¹, m / s)

T: est le temps (T),

PARTIE III :

RESULTATS ET

INTERPRETATIONS

CHAPITRE 1 : ETUDE QUALITATIVE DE L'OUED EL ABID

I. DIAGNOSTIC DE L'ETAT DU LIEU

Suite à un contrôle qu'on a réalisé concernant les principaux cours d'eaux formant le bassin versant Oued El Abid, on a constaté que la plupart d'eux constituent des évacuateurs des déchets anthropiques de tous genres. Ces rejets menacent le milieu aquatique dans la partie aval du bassin où la population est importante. Les eaux souterraines ne sont pas à l'abri de cette pollution, elle est due essentiellement à l'utilisation abusive des fertilisants et des pesticides en agriculture et l'emplacement des décharges non-contrôlées dont une grande partie de lixiviats et des engrais est lessivée par les eaux de ruissellement (OFFICE NATIONAL DE L'EAU POTABLE, 2010).

Les rejets liquides domestiques dans la zone d'étude sont causés par une concentration urbanistique dans les villes et centres urbains proches des principaux cours d'eaux qui rejettent directement ou bien indirectement leurs rejets dedans, ceci à cause d'une absence quasi-totale des stations d'épuration des eaux usées (Photos 2). A titre d'exemple, les cours d'eaux de la région d'étude reçoivent directement environ 30 % de la pollution totale rejetée par les agglomérations et voir même dans certains cas 100% lorsque la ville (ou centre) ne dispose d'aucun moyen de traitement des eaux usées (Bitar et al., 2013).



**Photo 2 : Rejets liquides de la commune de Ouaouizegght dirigés vers le barrage de Bin El Ouidane
(Coordonnées cartographiques : X= 409 732 m ; Y= 173 599 m)**

La pollution agricole au niveau de la zone d'étude est localisée uniquement dans la partie aval. Cette pollution participe à la contamination des nappes par une utilisation parfois irrationnelle des engrais et des pesticides et par conséquent un lessivage des engrais (Karaoui et al., 2017).

La pollution industrielle au niveau du bassin versant Oued El Abid est limitée uniquement aux huileries en raison que cette zone fait partie de l'une des zones les plus productives au pays en huile d'olive (ABHOER, 2010) et par la suite, leurs rejets sont évacués dans la nature sans aucun traitement préalable.



**Photo 3: Evacuation anarchique des margines des huileries (Mâasras) proche des centres de Ait Attab et Bzou
(Coordonnées cartographiques : X= 380 410 m ; Y= 167 591 m)**

Le suivi de la qualité des eaux de surface et du barrage Bin El Ouidane pendant la période de la recherche a permis de révéler là où les ressources en eau du bassin sont soumises à des diverses pressions qui altèrent leur qualité et portent préjudice à la pérennité des usages de l'eau dont notamment la production de l'eau de boisson en quantité suffisante et en qualité répondant aux normes de potabilité. En effet, grâce au suivi de la qualité des eaux du bassin versant réalisé lors de la période de recherche (entre 2015-2018) on a arrivé à développer des approches nouvelles qui aideront prochainement à l'amélioration des méthodes classiques de l'identification de la qualité des eaux utilisées dans le pays et qui vont faciliter d'une manière ou d'une autre le contrôle mensuel des eaux du bassin versant.

En se basant sur les missions de prélèvement des échantillons le long de l'Oued El Abid et au barrage Bin El Ouidane, les endroits qui connaissent une dégradation importante par rapport aux autres sont vérifiés et contrôlés de plus pour déterminer l'origine exacte de cette dégradation.

II. RESULTATS DU SUIVI DE LA QUALITE DES EAUX DU BASSIN VERSANT

En se basant sur la grille simplifiée (Tableau 2), les figures 20A, B, C, D, E représentent les paramètres nécessaires pour décrire la qualité d'un cours d'eau. Elles représentent une évolution spatio-temporelle de la qualité de l'Oued El Abid en allant de l'amont vers l'aval pendant les différentes saisons de l'année. (Notons que

La fiabilité des résultats obtenus à travers les différentes modes opératoires a été vérifiée en calculons la balance ionique de chaque échantillon qui est située entre les deux classes d'excellents et acceptable.

La caractérisation de la qualité de l'eau de l'Oued El Abid a révélé que la plupart des points échantillonnés possèdent une qualité variant entre la catégorie excellente et moyenne, à l'exception du point 11 où la qualité atteint un état très mauvais surtout en hiver. Les fluctuations des concentrations concernent les paramètres : phosphate, oxygène dissous, et l'ammonium sont importantes tandis que la DBO₅ et DCO leurs variation est minime le long de l'oued El Abid.

Les teneurs des cinq paramètres mesurés au niveau de toutes les stations sont élevées pendant la saison d'hiver par rapport aux autres saisons. D'autre part, on constate qu'à part l'oxygène dissous, la majorité

des teneurs des paramètres analysés, connaissent une augmentation en allant du point 10 (situé à côté de la ville Bzou) jusqu'au point de confluence avec Oued Oum Er-Rbia (situé à Tarmast). De plus, les valeurs de DBO₅ et DCO sont élevées pendant les deux périodes d'été et d'hiver.

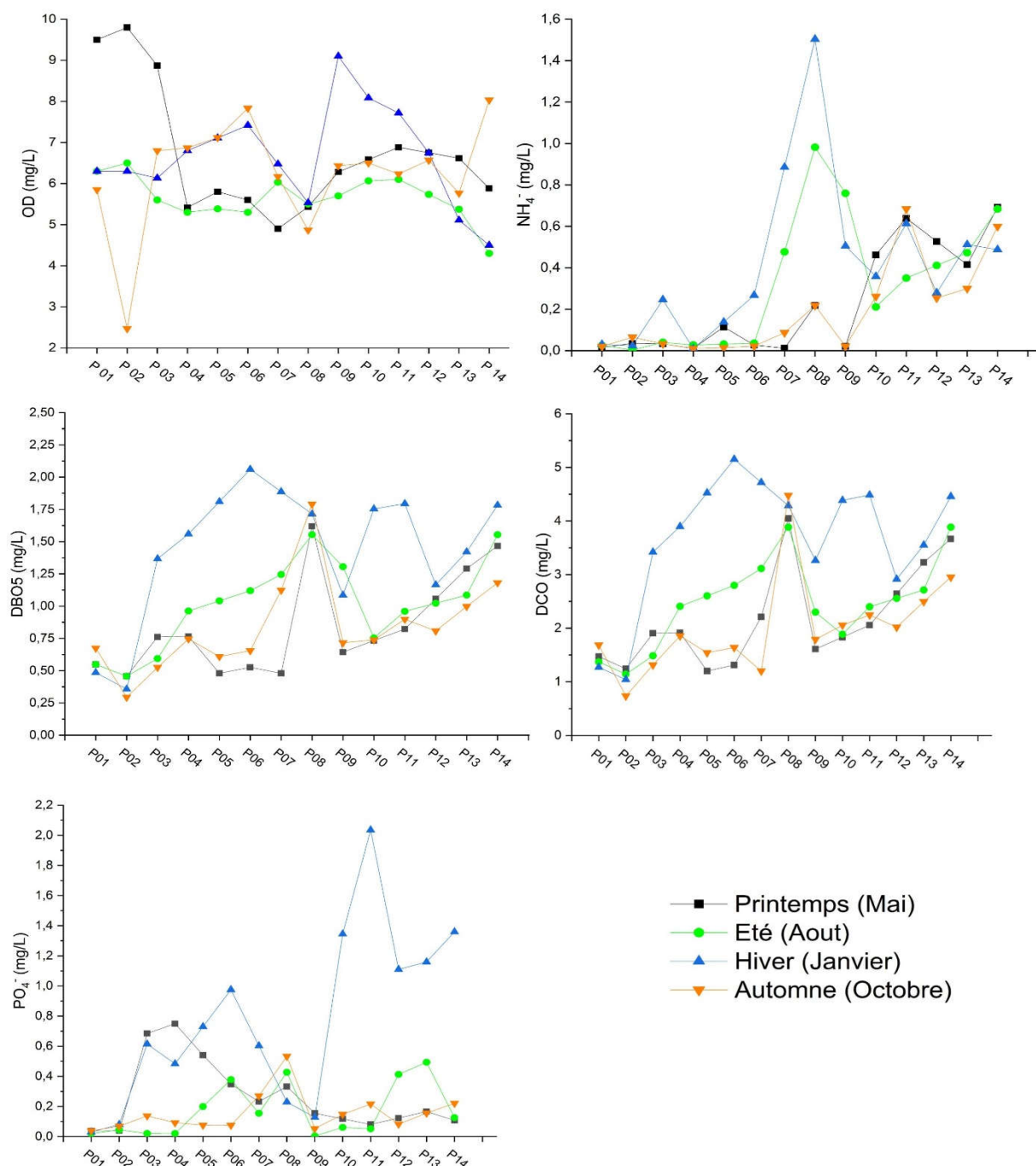


Figure 20: Teneurs moyennes saisonnières pour chaque paramètre et pour chaque station

Concernant les données des deux stations, situées sur l'Assif Melloul et Assif N'Ahançal (affluents de l'Oued El Abid), sont représentées séparément dans le tableau 12 dans l'objectif de faire la même visualisation amont/avale que la figure 20.

Tableau 10: Evolution de la qualité pendant les quatre saisons au niveau des deux stations de prélèvement de Zaouiet Ahnaçal (P15) et Tillouguite (P16)

Paramètre	Saison	Zaouiet Ahnaçal (P15)	Tillouguite (P16)	Qualité
Oxygène dissous (mg/L)	Printemps	6,3	6,7	Bonne
	Eté	9,8	4,3	Excellente à Zaouiet Ahnaçal et moyenne à Tillouguite
	Hiver	7,1	9,7	Excellente
	Automne	5,8	5,6	Bonne
Phosphate (mg/L)	Printemps	0,091	0,076	Excellent
	Eté	0,179	0,171	Bonne
	Hiver	0,152	0,144	Bonne
	Automne	0,703	0,797	mauvaise
Ammonium (mg/L)	Printemps	0,463	0,234	Bonne
	Eté	0,634	0,235	Bonne
	Hiver	0,348	0,055	Bonne, Excellent
	Automne	0,650	0,234	Moyenne, Bonne
Demande Biologique en Oxygène pendant 5 jours (mgO2/L)	Printemps	0,984	0,502	Excellent
	Eté	0,388	0,457	Excellent
	Hiver	1,274	0,765	Excellent
	Automne	0,552	0,457	Excellent
Demande Chimique en Oxygène (mgO2/L)	Printemps	2,461	1,257	Excellent
	Eté	0,971	1,142	Excellent
	Hiver	2,952	1,914	Excellent
	Automne	1,114	1,142	Excellent

En se basant sur les résultats qu'on a fait au laboratoire présentés dans le tableau 10, les deux stations de prélèvement P15-P16 (sur les cours d'eau d'Assif Melloul et Assif N'Ahançal) présentent en général une qualité bonne à excellente pendant toute la période de recherche à l'exception en automne où la valeur des phosphates indique une qualité mauvaise. Ceci a été révélé pendant les missions de diagnostic et présentation de la zone d'étude, qui ont montré que la population est faible dans cette partie de la zone d'étude et que les activités anthropiques qui engendrent une contamination des ressources en eau sont rares voire inexistantes. L'origine des valeurs très élevée des phosphates pendant l'automne (0,703-0,797 mg/L) n'ont pas déterminées parce qu'elles ne sont plus répondu dans cet affluent. Mais d'une manière générale, elles peuvent être liées à des rejets liquides anthropiques dans l'Oued (soit des détergents, ou bien d'autre polluants). Cependant les autres mois présentent une concentration très faible en phosphate.

Concernant la qualité de l'eau du barrage de Bin El Ouidane, le tableau 11 résume les statistiques de toutes les données récoltées (historique de l'Agence du Bassin Hydraulique d'Oum Er-Rbia et analyses qu'on a réalisées lors de cette thèse). En se basant sur la grille simplifiée au niveau des barrages, les résultats sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 11: Statistiques des analyses de laboratoire de la qualité de l'eau du barrage de Bin El Ouidane (entre 2011-2018)

	Oxygène dissous	Phosphore total	Nitrate	Phosphate	Chlorophylle a
Unité	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Moyenne	7,54	0,019	10,32	0,107	1,773
Minimum	5,05	0,010	7,00	0,003	0,540
maximum	9,20	0,061	13,25	0,462	8,000
Ecart type	0,78	0,018	1,85	0,140	1,221
La norme marocaine pour une qualité bonne	>7	< 0,3	<25	<0,5	<10

Selon ces résultats, la qualité du barrage de Bin El Ouidane est bonne à excellente en se basant sur une grande plage de données du laboratoire. La chlorophylle a, les nitrates et le phosphore total (PT), ont des teneurs qui classent l'eau à une catégorie excellente tandis que si on se base sur les valeurs d'oxygène dissous la classe de qualité varie entre bonne et admissible.

Synthèse de la qualité de l'eau d'Oued El Abid :

En récapitulant et pour avoir une synthèse de la qualité des eaux dans la zone d'étude, seule la partie aval du bassin versant Oued El Abid (tronçon entre Ait Attab et point de confluence avec Oued Oum Er-Rbia) connaît une augmentation de l'ammonium, DBO5 et de l'ortho-phosphate d'une manière notable. Ceci caractérise une diminution et dégradation de la qualité de l'eau par rapport aux affluents du barrage de Bin El Ouidane. A cet effet, une étude approfondie s'avère nécessaire pour expliquer l'origine de cette dégradation dans un tel tronçon.

III. L'ORIGINE DE LA POLLUTION DANS LA PARTIE AVAL DU BASSIN

1. Méthodologie suivie pour déterminer l'origine de la pollution en zone aval

D'après les résultats d'analyses des campagnes de mesures issues de nos sorties de terrain et de l'historique de l'Agence du Bassin Hydraulique Oum Er-Rbia, la qualité de l'eau de l'Oued El Abid au niveau de la partie qui commence de la ville de Bzou jusqu'au point de confluence avec l'oued Oum Er-Rbia connaît une détérioration significative par rapport à la partie amont. Cette dégradation surgie même que cette zone ne connaît aucune activité industrielle et que les rejets d'eaux usées des agglomérations voisines n'atteignent pas assemblée et directement la rivière du fait que les réseaux d'assainissement sont quasi-absents et sont remplacés par les fosses septiques sauvages.

A cet effet, plusieurs scénarios ont été mis en considération pour chiffrer cette dégradation. La plus raisonnable est celle de la détérioration qui peut être causée par les eaux souterraines qui transfèrent les polluants vers la rivière à travers les processus d'échange rivière-aquifères peu profonds.

Selon la littérature scientifique, l'échange entre les rivières et les aquifères peu profonds affecte grosso modo la qualité des ressources en eau, cet échange parvient lorsque le niveau de la nappe est supérieur à celle du cours d'eau (ce qui se passe généralement pendant la période sèche) et qui nécessite que la lithologie a une perméabilité importante (Bencala, 2000). D'une manière générale, là où il y a un grand

échange d'eau entre les rivières et les aquifères proches de la surface, leurs caractéristiques physiques et constituants chimiques auront des similitudes qui peuvent être utilisées pour confirmer cet échange (Konrad, 2006).

Pour évaluer les échanges qui peuvent exister entre les eaux souterraines et de surface, le niveau piézométrique et la composition chimique peuvent être les meilleurs techniques à suivre, d'une manière pour déterminer le gradient hydraulique vertical entre les eaux souterraines et de surface et pour identifier les régions où les eaux souterraines sont riches en polluants de même nature que ceux existant dans la rivière (Constantz and STONESTROM, 2003).

A cet effet, en s'inspirant de plusieurs études de caractérisation des processus d'échange d'aquifères peu profonds et les rivières (Konrad, 2006; Wang and Jiao, 2012), un inventaire des sources de pollution dans la zone d'étude a été effectué à travers des documents collectés des communes traversées par l'Oued El Abid et des campagnes de diagnostic de l'état actuel de la partie aval. Ensuite, ces enquêtes ont été suivies par un repérage des différents puits de la zone d'étude grâce à un GPS (Garmin GPS MAP 62S) et par la suite par des mesures de la piézométrie à l'aide d'une sonde de 100 mètres. Ces mesures sont nécessaires pour localiser les lieux d'échange entre les eaux souterraines et l'Oued El Abid et dans quelles directions cela se passe.

Pour avoir une idée sur la qualité de l'eau, des échantillons ont été prélevés le long de l'Oued El Abid et à partir des points d'eau souterrains de la partie aval du bassin versant d'Oued El Abid et en respectant les normes marocaines d'analyses de l'eau de surface et souterraines fixées par l'état (Ministère délégué auprès du Ministre de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement chargé de l'Eau et al., 2014). Donc, ces échantillons ont été sélectionnés de manière à bien donner un aperçu de la variation de la qualité globale de la rivière Oued El Abid et des aquifères peu profonds. Le couplage entre les mesures piézométriques et les résultats du laboratoire peut nous permettre de définir l'effet du processus d'échange entre les deux systèmes aquatiques sur la détérioration de la qualité de l'eau superficielle.

2. Présentation et interprétation des résultats collectés

Pour couvrir la zone aval du bassin versant d'une manière totale, une dizaine de puits ont été choisis pour mesurer leurs niveaux piézométriques (44 puits) (figure 29) servant à déterminer le sens d'écoulement des eaux souterraines. Ce facteur combiné avec un terrain perméable, favorise un échange rapide entre l'oued El Abid et les eaux souterraines de la partie aval (que ce soit dans le sens aquifère peu profond vers l'Oued ou bien le sens contraire). Parmi ces puits mesurés, 10 ont été échantillonnés. Grâce à la mesure des niveaux piézométriques, on a réalisé la carte 30 qui montre la variation de la profondeur des différents points dans la zone aval (le niveau bathymétrique de l'aquifère peu profond).

D'après la carte de la profondeur de la nappe (Figure 21), on constate que la nappe est peu profonde, son niveau bathymétrique varie entre 9 et 27 m dans les alentours de l'Oued El Abid. Cette faible profondeur rend les puits vulnérables à toute contamination par pollution des agglomérations riveraines.

De plus, le sens d'écoulements des eaux souterraines (Figure 22) s'effectue du sud vers l'ouest en direction de l'Oued El Abid; ceci a été prouvé par plusieurs études réalisées dans le périmètre irrigué de Béni Moussa. Une telle direction d'écoulement est associée à une transmissivité élevée dans le périmètre irrigué dont la zone d'étude fait partie (Etienne et al., 1975; Hess et al., 1964; Hsissou et al., 1996).

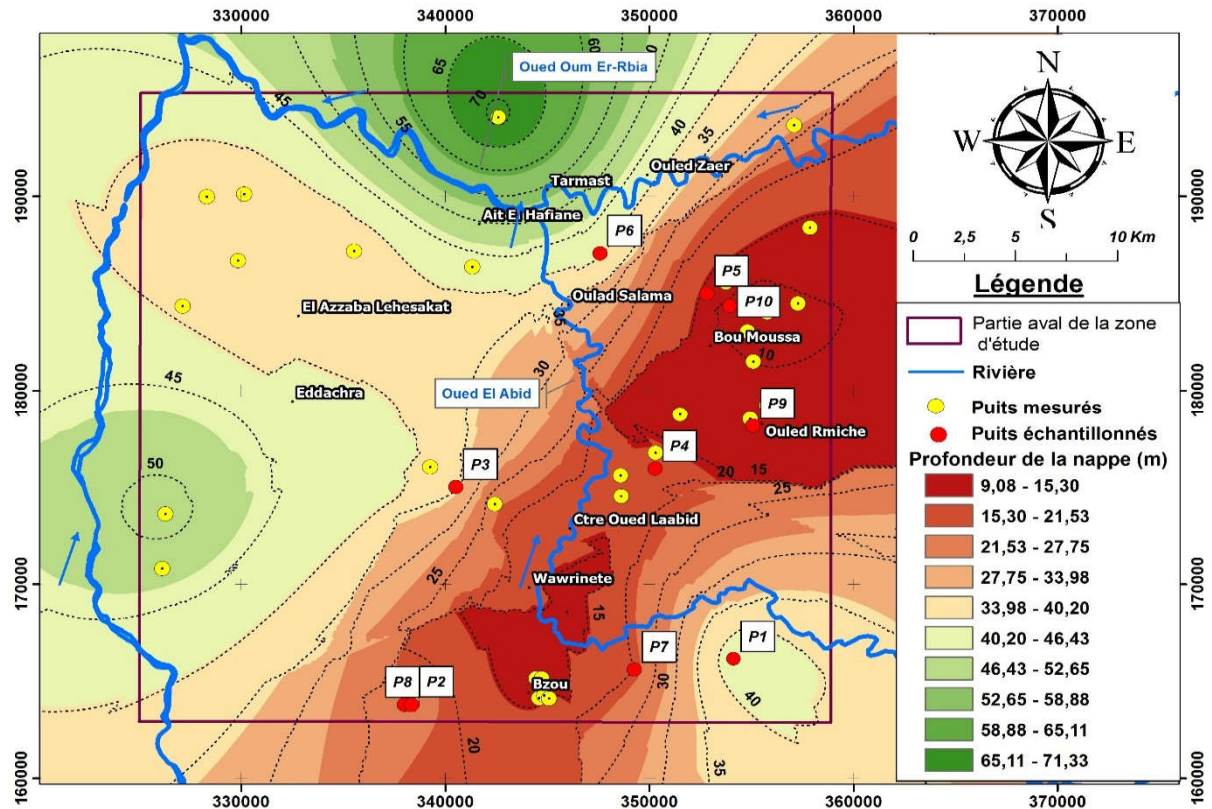


Figure 21: Carte de la variation des profondeurs des aquifères peu profonds

Pour déterminer les caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des eaux souterraines 10 points d'eau bien sélectionnés, sont échantillonnés et analysés au laboratoire. En comparant leurs résultats d'analyses (tableau 14) avec les normes de qualité des eaux souterraines au Maroc (Ministère de l'Eau et de l'Environnement, 2002), on constate que les puits P1, P2, P3, P7, P8 sont de bonne qualité et le P4 a une qualité moyenne. Par contre les puits P5, P6, P9 et P10 sont de mauvaise qualité en raison de l'élévation de la conductivité électrique, des teneurs en chlore et en matière organique qui dépassent les normes marocaines.

De point de vue bactériologique, l'analyse des trois paramètres : coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux, nous a permis de définir l'origine de la pollution en utilisant un rapport quantitatif entre les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux (CF/SF). Lorsque le rapport CF/SF est supérieur à 4, la pollution est dite d'origine essentiellement humaine (rejet des eaux usées) (Borrego and Romero, 1982) et s'il est inférieur à 0,7 la contamination est d'origine animale (Geldreich and Litsky, 1976). Dans notre zone d'étude, la pollution est d'origine humaine pour le point échantillonné P1 près de la ville de Bzou où la population de ce centre utilise des fosses septiques sauvages (CAÏDAT BZOU, 2009), tandis qu'au niveau des autres sites, la contamination est essentiellement animale.

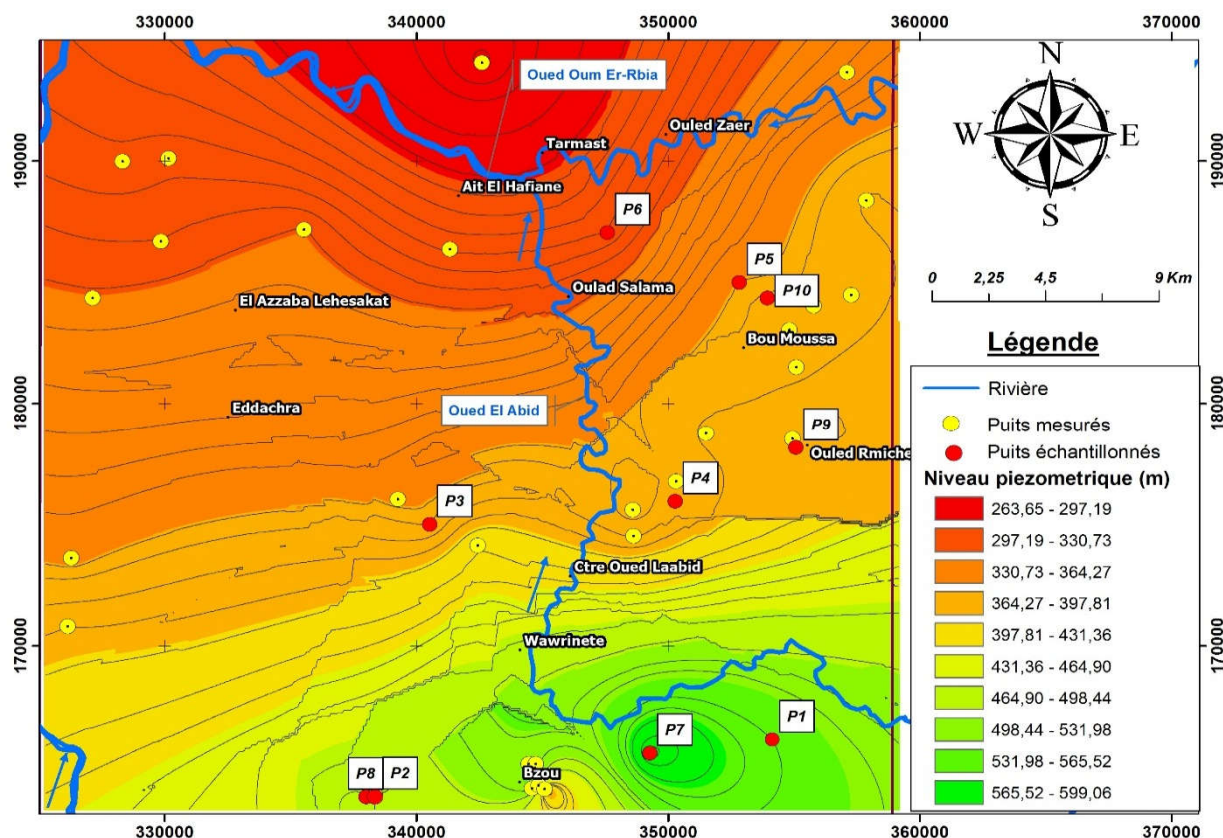


Figure 22: Carte piézométrique de la nappe peu profonde (2017)

D'après le tableau 12, la partie Est de l'Oued El Abid possède des niveaux élevés en sels minéraux, ce qui se traduit par une conductivité électrique très élevée dans les puits P4, P5, P6, P9 et P10. Ceci pourrait s'expliquer de manière à ce que les eaux souterraines s'écoulent à travers des formations géologiques (Figure 7) d'origine lacustre et plio-quaternaire, très riches en formations évaporées (Destombes, 1952; El Hammoumi et al., 2012). Ces formations évaporées sont généralement présentées dans la zone d'étude sous forme de gypse, qui se dilue facilement au contact de l'eau (Ettazarini, 2006). En ce qui concerne la concentration élevée en chlore et légèrement élevée de nitrates, cela pourrait être expliquer par le retour des eaux d'irrigation riches en engrais dans l'aquifère peu profond en raison de la forte transmissivité des aquifères dans le périmètre irrigué de Beni Moussa (Etienne et al., 1975; Testud, 2004; Vandenberghe et al., 2016). Ces engrais sont généralement utilisés sur la rive droite de la rivière El Abid pour accroître le rendement de la production de betterave et du blé, qui représentent la majeure partie des principales activités agricoles dans cette zone d'étude (Zitouni and Ibouh, 2016).

Pour savoir plus sur l'effet du terrain sur les valeurs très élevées de la conductivité électrique, des nitrates et du chlore, une étude des faciès chimiques a été réalisée pour faire une description de la composition des eaux naturelles et son origine. Cette comparaison aisée voire une classification des eaux naturelles nécessite une utilisation des diagrammes graphiques spécifiques. Le diagramme de Piper est le plus utilisé dans divers travaux de recherche de caractérisation, mais il y'en a d'autres tels que le semi-logarithmique de Schöeller-Berkaloff, Stiff, à coordonnées rayonnantes et d'autres (Karmegam et al., 2011).

Tableau 12: caractérisation physicochimique et bactériologique des puits échantillonnés

Echantillons	CE	pH	TA	TAC	TH	PO4 2-	Ca2+	Cl-	Mg2+	SO42-	NO2-	NO3-
unité	µS/cm	-	°F	°F	°F	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
P1	610	7,78	0	23,5	40	0,11	66,4	24,85	58,97	7,65	0,087	20,86
P2	740	8,04	0	25,5	36	0,02	81,6	71,00	39,31	64,67	0,012	19,18
P3	1234	7,92	0	20	38	0,01	132	227,20	12,60	25,22	0,023	21,57
P4	2430	7,30	0	22,5	38,4	0,01	144	582,20	6,05	100,71	0,025	21,13
P5	7690	7,26	0	23,5	96	0,14	376	1988,00	5,04	201,18	0,011	20,50
P6	3500	7,64	0	21,5	40	0,01	152	603,50	5,04	172,05	0,003	20,33
P7	761	7,34	0	15	34	0,01	56	42,60	50,4	61,82	0,001	9,30
P8	583	7,43	0	20,5	28	0,02	80	42,60	20,16	40,67	0,109	18,10
P9	4250	7,10	0	22,5	36	0,03	136	871,88	5,04	165,63	0,001	15,70
P10	6892	7,10	0	15	18	0,03	32	17,75	25,20	117,96	0,003	17,00

Echantillons	Matière organique	Oxygène dissous	CF	SF	CT
unité	mg/l	mg/l	UFC/100 ml	UFC/100 ml	UFC/100 ml
P1	2,48	9,8	950	150	2000
P2	1,84	8,3	0	0	0
P3	2,96	3,4	-	-	-
P4	3,36	7,9	150	900	104
P5	6,00	8,1	200	450	3000
P6	3,28	7,3	120	12	600
P7	1,92	8,4	-	-	-
P8	2,00	7,9	-	-	-
P9	4,32	7,0	-	-	-
P10	5,60	9,3	-	-	-

a) Éléments majeurs, Faciès chimique des eaux souterraines

Le diagramme de Piper est l'une des représentations les plus classiques pour comparer les compositions chimiques des eaux naturelles. Il permet une représentation des cations et anions sur deux triangles spécifiques dont les côtés témoignent des teneurs relatives de chacun des ions majeurs par rapport au total des ions. La position relative d'un résultat analytique sur chacun de ces triangles permet de préciser en premier lieu la dominance cationique et anionique de chaque échantillon d'eau.

Le diagramme de Piper permet également d'avoir une idée sur la lithologie à partir des analyses chimiques, d'avoir une relation entre le chimisme de l'eau et la nature lithologique de l'encaissant et de suivre les propriétés physico-chimiques d'un cours d'eau et son évolution spatiotemporelle.

Les différents prélèvements pendant la période de recherche ont été utilisés pour décrire la nature et les faciès chimiques au niveau des puits échantillonnés. Ceci donnera un aperçu sur l'effet de la géologie sur les constituants de l'eau et de suivre son évolution en amont jusqu'au point de confluence avec l'Oued Oum Er-Rbia.

Selon le diagramme de piper (Figure 23), 6 puits sont de type bicarbonato-calcique et magnésien, tandis que les autres échantillons sont de type chloruro-sulfato-calcique et magnésien avec une dominance des cations de calcium sur la plupart des puits échantillonnés:-

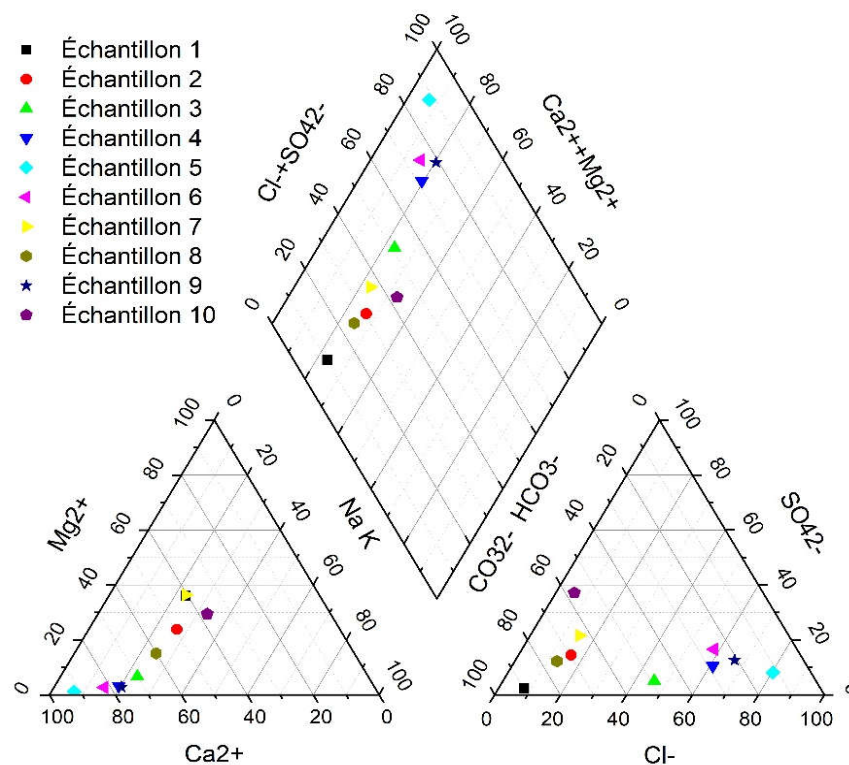


Figure 23: Diagramme de Piper des eaux souterraines

En couplant les différents résultats obtenus, on observe qu'à partir du point échantillonné P9 (station de prélèvement d'Ait Attab), il existe une corrélation entre les niveaux élevés de conductivité électrique et

du chlore aussi bien dans le cours d'eau et dans les eaux souterraines (tableau 9). Sachant que les rejets directs d'eaux usées sont quasi-absents, la présence des espèces bactériologiques sur l'Oued El Abid et sur la nappe peu profonde, renforce notre proposition d'existence d'un échange entre les deux écosystèmes. Les valeurs très élevées en chlore et en nitrates sont issues de l'impact d'utilisation des pesticides et des engrais au niveau de la plaine de Tadla, qui sont transportés vers l'Oued El Abid par lessivage et/ou lixiviation et via la nappe sous-jacente.

b) Contraintes de l'approche d'analyses

Le contrôle et la caractérisation de la qualité des eaux de surface par la méthode classique d'analyses des échantillons est une tâche pénible et coûteuse; elle nous a demandé une multitude de voyages avec une fréquence mensuelle et pendant plus qu'une année pour faire beaucoup de prélèvements d'échantillons et d'analyses au laboratoire. Devant cette problématique, nous avons proposé deux approches scientifiques qui vont substituer cette manière traditionnelle utilisée pour traiter une telle thématique. La première approche proposée repose sur une critique et une minimisation des paramètres imposés à la grille simplifiée de qualité de l'eau ; cette simplification doit être effectuée grâce aux méthodes statistiques. La deuxième approche nouvelle nécessite un recours à des techniques de mesures à distance telle que la télédétection.

IV. APPORT DES METHODES STATISTIQUES POUR LA MINIMISATION DES PARAMETRES ANALYSES AU LABORATOIRE

Bien que notre capacité de comparer la qualité des différents échantillons d'eau et comprendre la taille des dommages anthropiques soit réduite (Burt et al., 2014), Cette contrainte a été soulevée par les décideurs qui plaignent des bases de données riches mais une information pauvre, qui se réfère aux données disponibles entre ceux qui les produisent généralement au laboratoire et ceux qui les appliquent ou les utilisent (décideurs). Pour cette raison, les scientifiques de la qualité de l'eau ont essayé de profiter de cette opportunité unique en introduisant des techniques scientifiques qui convertissent les données de surveillance de la qualité de l'eau en informations accessibles sur lesquelles ils peuvent agir (Nagels et al., 2001).

Il y a environ 47 ans, le concept de l'indice de qualité de l'eau a avancé pour classer la situation des différents lacs et cours d'eau en fonction du degré de propreté (Lumb et al., 2011). Cela a été commencé par l'indice de qualité de l'eau de la Fondation Nationale de la Santé (NSF-WQI) développé par Brown (Brown et al., 1970) qui vise à résumer les résultats sur une échelle de 100 à partir de neuf différents paramètres mesurés. Cet indice a été une plateforme pour plusieurs chercheurs qui ont essayé de développer des autres indices à la base de NSF-WQI (Sheykhi et al., 2015; Smith, 1990; Thi Minh Hanh et al., 2010; Walski and Parker, 1974).

Malgré la surabondance des indices utilisés et développés, il est impossible de dire quel indice est le meilleur ou même la liste des dix meilleurs indices. On constate que certains indices sont plus populaires

que d'autres. À titre d'exemple, l'indice NSQ-WQI de la Fondation Nationale de la Santé est utilisé non seulement dans son pays d'origine, mais aussi dans plusieurs autres pays sur plusieurs continents (Brésil, Mexique, Maroc, Pologne, Égypte, Portugal, Italie et Inde...) (Brown et al., 1970). En général, les variables physicochimiques sont considérées de manière similaire, seules les intégrations statistiques des paramètres parmi cette méthode sont dans des rapports différents. Par exemple, 20 paramètres ont été utilisés pour évaluer la qualité de l'eau dans la rivière Suqui'ia (Cordoba, Argentine) (Pesce and Wunderlin, 2000), alors que dans la rivière Bagmati (Népal), seulement 18 critères (Kannel et al., 2007). En effet, une modification de NSF-WQI est nécessaire pour réduire les variables redondantes qui sont très corrélées. En outre, la mise en place d'un WQI spécifique à telle région devrait tenir compte des conditions locales, telles que la géologie, et les activités anthropiques (Debels et al., 2005).

Dans ce cadre, pour développer un indice propre à notre bassin versant et qui tient en compte toutes les compositions de la morphologie du terrain, on a utilisé la base de données collectées pendant la période de recherche pour développer un nouvel indice qui mieux décrit l'estimation globale de qualité dans la zone d'étude avec un minimum de paramètres par rapport aux indices les plus connus dans la littérature.

1. Calcul de l'indice standard de NSF-WQI

Sur la base des données du laboratoire collectées pendant la période de recherche, on a choisi 13 points de prélèvements sur l'Oued El Abid qui sont les plus représentatifs. Ensuite, l'indice de qualité NSF-WQI le plus reconnu a été calculé pour les mois les plus contrastés (juillet et mars). Cet indice NSF-WQI classe la qualité de l'eau selon une échelle de 0 à 100 par des opérations arithmétiques pondérées. L'intervalle 100-80% étant considéré comme un état de qualité très mauvais, tandis que 0-20% marque une excellente qualité. Le calcul de l'indice est basé sur une évaluation de l'importance de chaque paramètre q_n (équation 3.1) qui reflète la valeur relative du paramètre par rapport à sa valeur admissible standard (Rao et al., 2010) et l'unité de pondération W_n montrée par l'équation 3.2 (Sapkal and Valunjkar, 2013). Ces critères sont, par la suite, utilisés dans une autre formule de NSF-WQI (équation 3.3) pour obtenir une valeur unique de NSF-WQI à chaque station de prélèvement.

$$\begin{array}{lll} \text{Eq.3.1} & \text{Eq.3.2} & \text{Eq.3.3} \\ q_n = 100 * [V_n - V_i] / [S_n - V_i] & ; \quad W_n = K / S_n & ; \quad NSF - WQI = \sum_{n=1}^n q_n W_n / \sum_{n=1}^n W_n \end{array}$$

S_n : Valeur standard ; V_n : valeur mesurée ; V_i : Valeur idéale

S_n : Valeur admissible standard pour le paramètre mesuré ;

K : Constante de proportionnalité.

Les paramètres physicochimiques utilisés pour le calcul de l'indice de qualité NSF-WQI sont résumés dans le tableau 13. La variation de ces différents paramètres le long de l'oued El Abid sont représentés dans la figure 24-25.

Tableau 13: Résultats de mesures des paramètres physicochimiques le long de l'Oued El Abid (mars 2016, juillet 2017)

		pH	CE	DBO ₅	MO	OD	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	TH	TA	PO ₄ ⁻
		-	mmhoS/cm	mgO ₂ /l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
P01	Mars	7,43	0,6	0,6	1,92	5,4	42,6	7,5	102,8	82,7	176,8	0,041
	Juillet	7,68	0,8	0,6	1,80	6,3	14,2	13,6	87,1	93,2	262,2	0,020
P02	Mars	8,00	0,5	0,5	1,60	6,7	7,1	6,3	98,2	85,4	243,9	0,028
	Juillet	7,73	0,5	0,0	2,00	6,5	113,6	5,9	42,9	102,2	329,4	0,045
P03	Mars	8,03	0,7	0,5	1,60	7,5	56,8	8,5	84,2	103,3	225,6	0,073
	Juillet	7,83	0,5	0,5	1,70	5,5	113,6	9,3	85,2	110,3	298,9	0,025
P04	Mars	7,97	0,6	1,0	3,44	8,4	49,7	11,8	103,8	101,3	188,9	0,057
	Juillet	7,75	1,0	1,0	3,44	4,5	67,5	7,3	69,3	103,0	280,6	0,033
P05	Mars	7,93	0,6	0,5	1,68	7,9	35,5	13,1	82,4	100,8	219,5	0,057
	Juillet	7,80	0,6	0,4	0,4	5,0	74,6	15,3	55,4	74,8	213,4	0,090
P06	Mars	7,90	0,6	0,5	1,84	8,8	39,1	12,6	65,9	100,5	201,1	0,102
	Juillet	7,83	0,6	0,5	1,68	5,0	74,6	15,3	55,4	96,6	262,2	0,100
P08	Mars	7,84	0,6	0,5	1,68	8,2	78,1	14,2	105,2	92,1	158,1	0,094
	Juillet	7,48	1,1	0,5	1,68	6,8	85,2	7,8	65,4	145,7	225,4	0,155
P09	Mars	8,12	0,6	0,7	2,40	5,2	42,6	2,3	103,1	102,2	274,5	0,106
	Juillet	7,61	0,7	0,7	2,40	6,1	60,4	2,3	115,0	123,2	237,7	0,204
P10	Mars	8,30	1,1	0,8	2,64	7,7	156,2	10,1	131,0	108,2	176,8	0,179
	Juillet	7,86	1,5	0,8	2,64	4,3	142,0	10,5	84,9	118	200,9	0,151
P11	Mars	8,00	0,8	1,2	4,16	6,0	120,7	16,4	98,6	87,7	201,3	0,398
	Juillet	7,72	1,5	1,2	3,90	4,9	120,7	5,1	98,6	119,6	133,3	0,161
P12	Mars	8,17	1,3	0,7	2,56	6,4	198,8	11,8	113,9	122,6	225,6	0,224
	Juillet	7,63	1,7	1,1	3,67	4,5	211,2	6,4	88,0	123,7	185,5	0,127
P13	Mars	8,11	1,4	1,0	3,44	8,2	301,8	9,7	107,3	103,2	207,4	0,334
	Juillet	7,53	2,0	1,0	3,44	4,2	301,8	7,7	77,4	127,8	237,7	0,094
P14	Mars	8,05	1,4	1,0	3,44	8,5	301,8	8,8	105,9	98,8	207,3	0,285
	Juillet	7,45	2,2	1,6	5,44	4,3	301,8	8,8	67,1	141,5	280,6	0,126
Moyenne	-	7,84	0,96	0,71	2,52	6,33	116,01	9,68	88,25	105,8	226,76	0,13
Médiane	-	7,84	0,75	0,69	2,40	6,30	78,10	9,29	87,13	102,2	225,40	0,10
Mode	-	8,00	0,51	0,98	3,44	5,00	301,75	15,25	55,42	102,3	262,20	0,06
Ecart type	-	0,23	0,96	0,71	2,52	6,33	116,01	9,68	88,25	105,8	226,76	0,13
Variance	-	0,05	0,23	0,11	1,20	2,20	8824,61	14,50	474,67	297,2	2070,83	0,01
Minimum	-	7,43	0,47	0,05	0,40	4,20	7,10	2,33	42,93	74,8	133,30	0,02
Maximum	-	8,30	2,20	1,55	5,44	8,80	301,75	16,40	131,04	145,7	329,40	0,40

Selon les deux figures 24-25 et le tableau 13, on constate que la matière organique, les phosphates, les chlorures, la demande biologique en oxygène et la conductivité électrique ont une variation amont-aval très contrastée et apparente. Cette variation a été liée à la pollution de la partie aval révélée auparavant et causée par l'effet des taux d'agglomérations élevés, des fosses septiques sauvages et par l'impact de la géologie qui augmentent la concentration des sels minéraux au niveau de l'Oued El Abid (Karaoui et al., 2017).

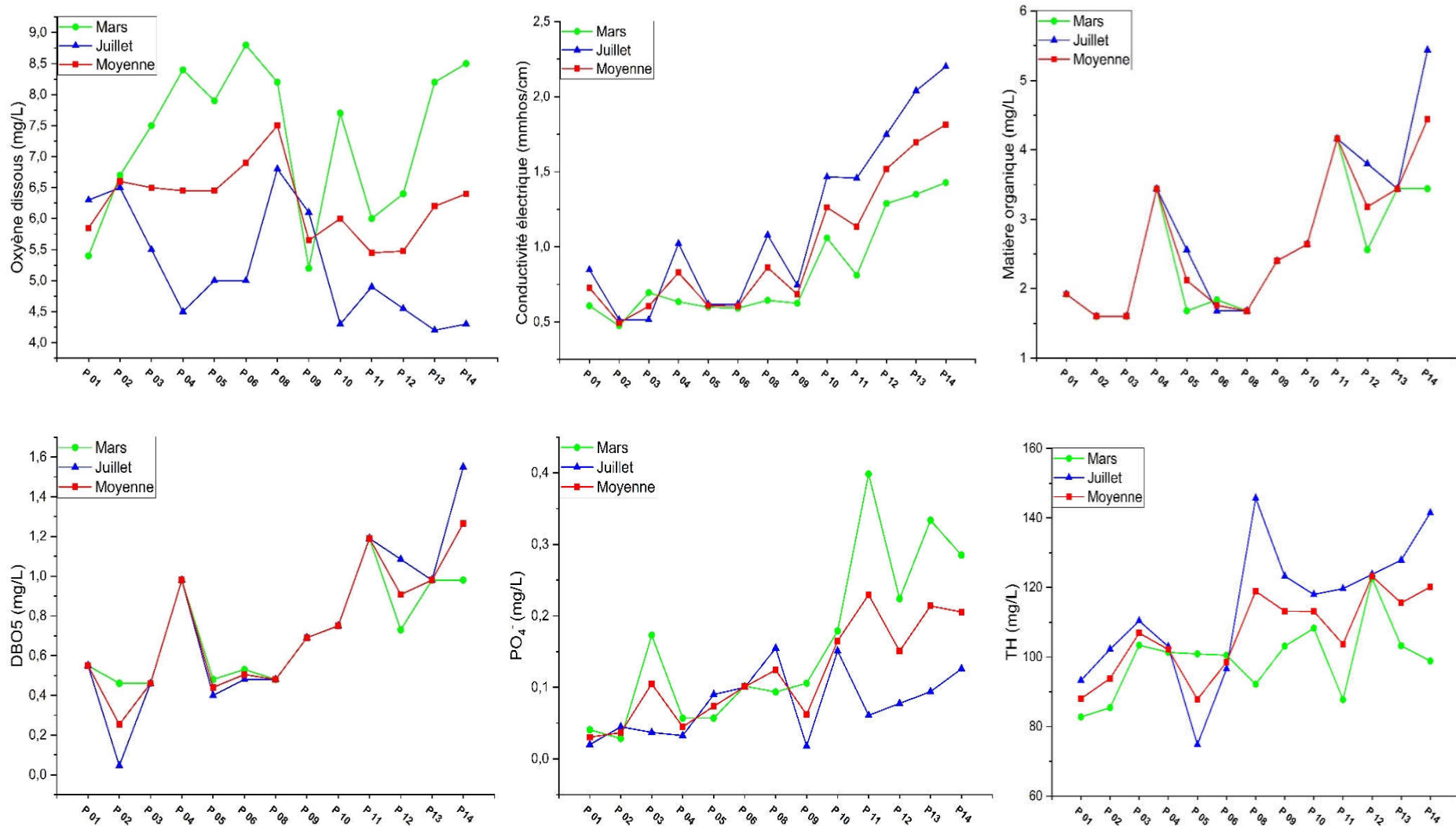


Figure 24: Variation des teneurs des paramètres mesurés pendant le mois de Juillet et Mars le long de la zone d'étude (1/2)

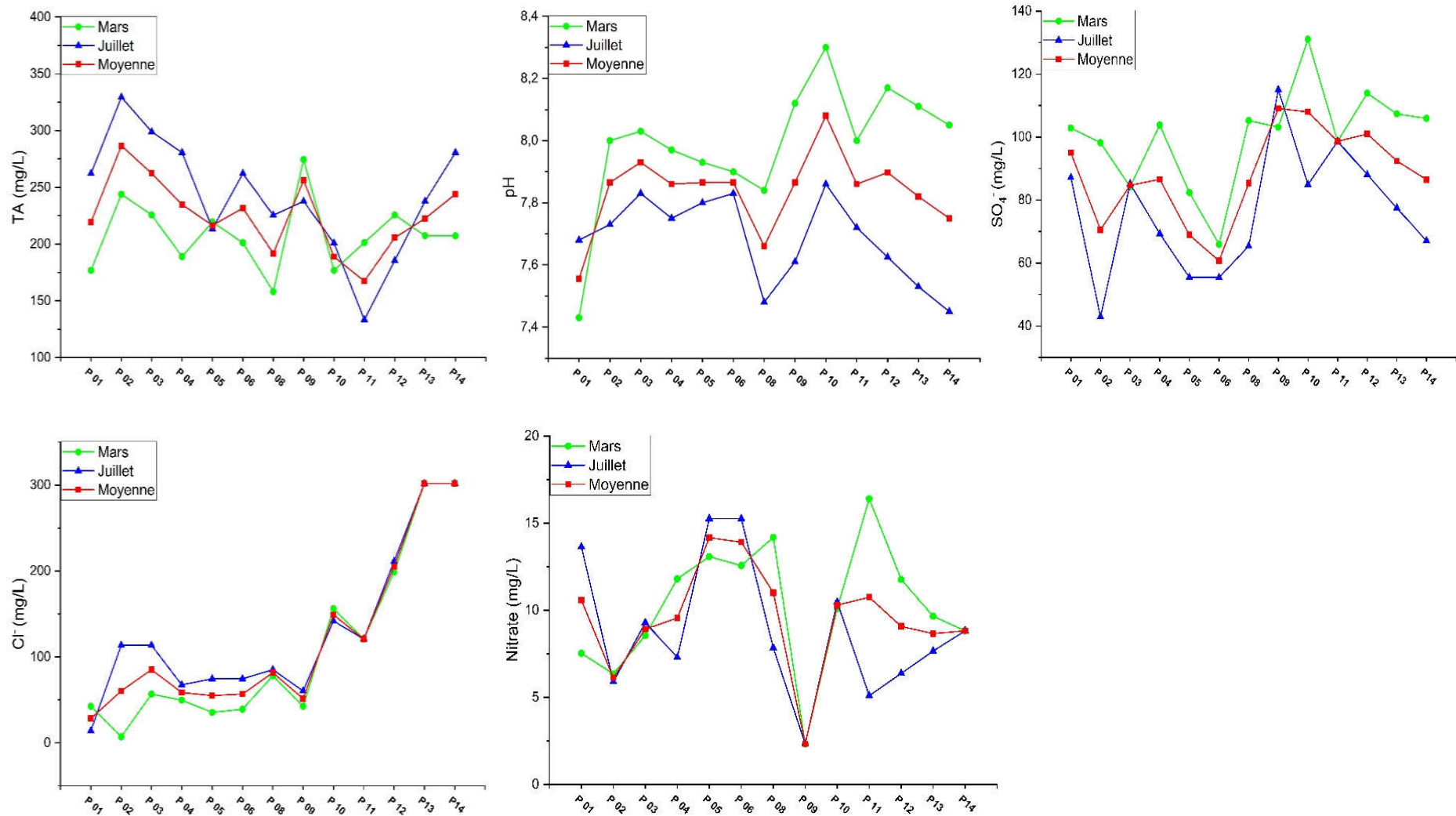


Figure 25: Variation des teneurs des paramètres mesurés pendant le mois de Juillet et Mars le long de la zone d'étude (2/2)

On se basant sur les données de ces deux mois représentatifs de la base de données d'un an, un calcul de l'indice NSF-WQI a été effectué pour les différentes stations de prélèvement. Les résultats des calculs (Figure 26) montrent que la partie amont du barrage de Bin El Ouidane (du point P1 à P7) présente généralement une qualité moyenne à bonne.

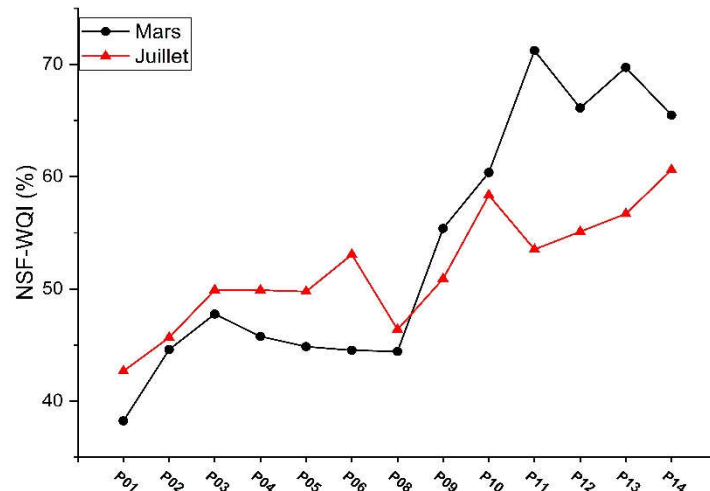


Figure 26: Résultats de calcul de l'indice de qualité NSF-WQI pour les deux mois de Juillet et de Mars

Ceci peut être expliqué par le fait que cette partie ne contient aucune activité agricole, industrielle ou d'urbanisation faible puisque la zone est montagneuse (Karaoui et al., 2017; SABRI et al., 2017). Dans la partie aval, les résultats surtout du mois mars montrent que la qualité se dégrade légèrement du point P7 à P9 et atteint une forte détérioration vers une qualité mauvaise entre le point P9 (près de la ville de Bzou) et l'exutoire au niveau de l'oued Oum Er-Rbia (P13). Ceci a été déjà prouvé par le fait que le niveau piézométrique de l'aquifère qui est moins profond et que les polluants y contenus peuvent se transférer vers l'Oued El Abid (Karaoui et al., 2017). En période juillet, la qualité de l'eau en partie aval reste classée entre la catégorie moyenne (P8) et médiocre (P13). A noter que l'effet du processus d'échange entre la nappe et l'oued El Abid est majoritaire en hiver qu'en été ; ceci est expliqué par la différence de variation des deux courbes (Figure 26).

2. Elaboration d'un nouvel indice de qualité en utilisant l'Analyse des Composantes Principales (ACP)

Pour élaborer un nouvel indice de qualité propre à notre bassin versant, les paramètres utilisés pour le calcul de l'indice NSF-WQI sont soumis à une Analyse des Composantes Principales (ACP). Cette analyse vise à déterminer le ou les paramètres les plus corrélés et ayant le même effet sur la variation de l'indice NSF-WQI. Par la suite, on a testé l'effet de l'élimination de ces paramètres sur les résultats de NSF-WQI.

Cette Analyse des Composantes Principales a été choisie en s'inspirant des études de plusieurs chercheurs et des études d'élaboration des indices propres à chaque cours d'eau ou bien d'une région (Bouguerne et al., 2016; Che Osmi et al., 2016; Debels et al., 2005; Liou et al., 2004; Sheykhi et al.,

2015). Cette ACP est réalisée sur la base des modèles de régression itérative dans le logiciel R. Grâce à ces méthodes de régression on peut tester le ou les modèles qui offrent le meilleur coefficient de détermination R^2 et RMSE par une combinaison des différents paramètres de qualité (Jolliffe, 1986).

Les résultats obtenus (Tableau 14) montrent que le facteur 1 explique 28,44% de la variance totale dans l'ensemble des données. L'épandage le long de l'axe horizontal est principalement dû à la variance des valeurs des paramètres : conductivité électrique (CE), demande biologique en oxygène (DBO₅), matière organique (OM), sulfate (SO₄²⁻) et dureté totale (TH). Le facteur 2, fortement influencé par les niveaux des nitrates, de dureté totale et d'alcalinité, explique 21,91% supplémentaires de la variance, tandis que les chlorures (Cl⁻) et le pH sont les principaux paramètres responsables de l'étalement observé dans l'axe 3 (15,38%). Les trois facteurs expliquent ensemble 65,73% de la variance de l'ensemble de données d'origine.

Tableau 14: Valeurs propres et facteurs d'insertion de l'analyse en composantes principales

	Facteur 1	Facteur 2	Facteur 3
Valeur propre	3,129	2,410	1,692
Variabilité (%)	28,443	21,913	15,383
Cumulatif %	28,443	50,356	65,739
Facteur d'insertion			
pH	-0,459	-0,080	0,560
CE (μS/cm)	0,740	0,218	0,515
DBO ₅ (mgO ₂ /l)	0,739	-0,593	-0,023
OM (mg/l)	0,739	-0,593	-0,023
OD (mg/l)	-0,121	-0,059	-0,308
Cl ⁻ (mg/l)	0,385	-0,053	0,787
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,035	0,632	0,436
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	0,695	0,162	-0,277
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,224	-0,552	-0,066
TH (mg/l)	0,674	0,633	-0,198
TA (mg/l)	0,355	0,718	-0,296

Les valeurs de CE, DBO₅, OM, SO₄²⁻ et TH sont fortement corrélées selon le facteur 1, alors que TA, TH et NO₃⁻ sont corrélés dans le facteur 2 (tableau 14). Il semble donc intéressant d'étudier l'impact sur les résultats des calculs NSF-WQI causés par l'élimination d'un ou plusieurs de ces paramètres. Comme on peut le mentionner dans le tableau 14, les paramètres mentionnés précédemment ont tous des valeurs d'insertion similaires dans les facteurs 1 et 2.

Les résultats de corrélation obtenus (tableau 15) selon la loi de Pearson (n) montrent que la conductivité électrique est fortement corrélée aux chlorites (0,729), alors que la matière organique et la DBO sont presque corrélées (0,980). La dureté totale à une corrélation de 0,628 et 0,688 consécutivement avec les sulfates et l'alcalinité totale.

Tableau 15: Matrice de corrélation de Pearson (r) pour les paramètres utilisés dans l'indice NSF-WQI

Variables	pH	CE	DBO ₅	OM	OD	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻	TH	TA
pH	1	-0,156	-0,217	-0,217	-0,057	0,072	0,280	-0,252	-0,073	-0,392	-0,369
CE		1	0,349	0,349	-0,171	0,729	0,248	0,351	-0,023	0,517	0,257
DBO ₅			1	0,980	-0,035	0,220	-0,265	0,392	0,379	0,131	-0,136
OM				1	-0,035	0,220	-0,265	0,392	0,379	0,131	-0,136
OD					1	-0,111	-0,059	-0,039	0,037	-0,068	0,013
Cl ⁻						1	0,181	-0,040	0,068	0,010	-0,071
NO ₃ ⁻							1	0,036	-0,191	0,372	0,284
SO ₄ ²⁻								1	0,050	0,628	0,278
PO ₄ ³⁻									1	-0,126	-0,185
TH										1	0,688
TA											1

Sur la base des résultats de l'analyse ACP, une première proposition (WQI_{min1}) peut être faite sur la base d'une élimination de l'un des deux paramètres les plus corrélés. Cette élimination a été effectuée en choisissant ceux qui sont facilement mesurés au terrain ou bien au laboratoire (par exemple si on a une corrélation entre le pH et les NO_3^- , on va choisir de laisser le pH au lieu des NO_3^- car il est facilement mesuré sur le terrain). A cet effet, une élimination des deux paramètres des SO_4^{2-} et de la TH a été effectuée, en raison de leur forte corrélation avec TA. De même, l'utilisation de la DBO₅ au lieu de MO et la CE à la place des Cl⁻. Les poids relatifs des paramètres éliminés sont ajoutés au facteur de pondération du paramètre corrélé de correspondance.

A cet effet, les paramètres choisis pour le calcul de l'indice de NSF-WQI ont été simplifié à sept et qui sont : pH, CE, DBO₅, OD, TH, PO₄³⁻, NO₃⁻. Ensuite, la comparaison entre les résultats de WQI_{min1} et ceux de NSF-WQI (Figure 27) montre que les résultats ne sont pas différents sur le plan statistique ($R^2 = 0.89$, déviation standard = 4.67, RMSE = 2.96).

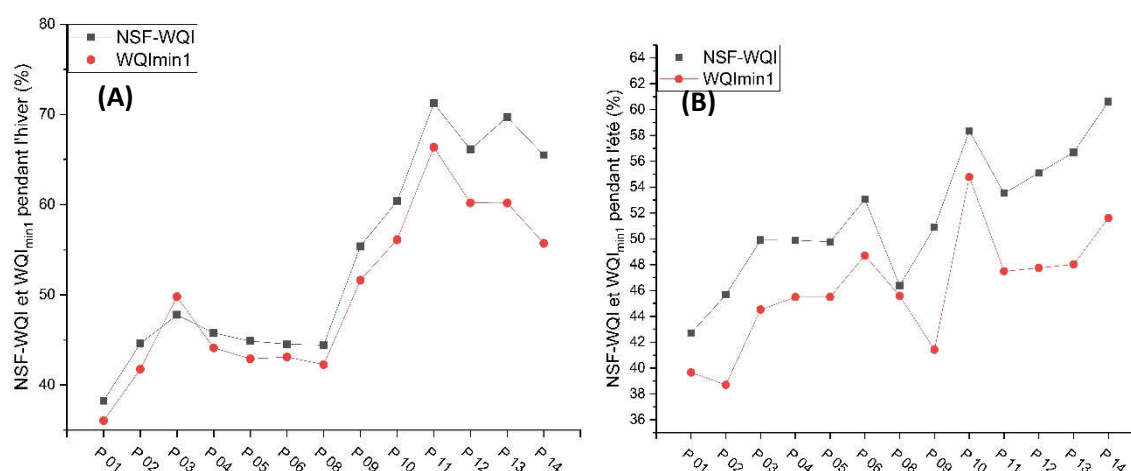


Figure 27: Comparaison entre NSF-WQI et l'indice simplifié (WQI_{min1}) (A) pendant l'hiver, (B) pendant l'été

D'après la figure 27, les courbes de NSF-WQI et WQI_{min1} auront même tendance et presque sont superposables surtout en hiver avec quelques écarts en été. Généralement cet écart est dû au fait qu'on a éliminé les Cl⁻ du calcul de notre indice simplifié. Ce paramètre possède une variation amont/aval très significative (Tableau 13), dès qu'on arrive à la partie aval ces concentrations commencent à avoir une augmentation importante. A cet effet, l'élimination de ce paramètre engendre une différence entre notre indice simplifié et celui standardisé de NSF-WQI.

En s'inspirant des études de recherches de certains auteurs (Flores, 2002; Pesce and Wunderlin, 2000) visant à importer une modification importante à l'indice de qualité de l'eau en utilisant seulement trois paramètres (conductivité, turbidité et oxygène dissous), nous avons apporté la même modification à l'indice WQI_{min1} de manière à se contenter uniquement d'avoir une ou deux mesures au laboratoire, plus trois mesures directes sur le terrain (conductivité électrique, pH et l'oxygène dissous).

À cette fin, une nouvelle analyse ACP a été appliquée aux données utilisées pour le calcul de l'indice simplifié de WQI_{min1} . Les résultats obtenus (Tableau 16) montrent que la DBO₅ et la dureté totale sont bien corrélées à la conductivité électrique. Par conséquent, nous avons testé la possibilité de les éliminer dans un nouveau calcul proposé pour WQI_{min2} .

Tableau 16: Matrice de corrélation de Pearson (r) pour les paramètres utilisés dans l'indice WQI_{min1}

Variables	pH	CE	DBO ₅	OD	NO ₃ ⁻	TH	PO ₄ ³⁻
pH	1	-0,245	-0,065	0,507	0,166	-0,313	0,466
CE		1	0,729	-0,350	-0,144	0,660	0,320
DBO ₅			1	-0,244	-0,078	0,384	0,372
OD				1	0,225	-0,237	0,264
NO ₃ ⁻					1	-0,399	0,312
TH						1	0,028
PO ₄ ⁻							1

En comparant les courbes de variation de WQI_{min2} , NSF-WQI et WQI_{min1} (Figure 28), on peut dire que WQI_{min2} sous-estime les indices précédents dans les deux saisons. De point de vue statistique, la comparaison entre WQI_{min2} et NSF-WQI donne un $R^2=0.73$, Déviation standard =16.69 et RMSE =4.60.

A cet effet, notre tentative de simplifier notre indice proposé WQI_{min1} a donné des résultats moins satisfaisants en terme de précision. Par conséquent, la seule simplification qui peut être apportée à l'indice standard de NSF-WQI est limitée à quatre paramètres mesurés au laboratoire (DBO₅, NO₃⁻, TH et PO₄⁻) et trois autres mesurés sur terrain (pH, CE, OD).

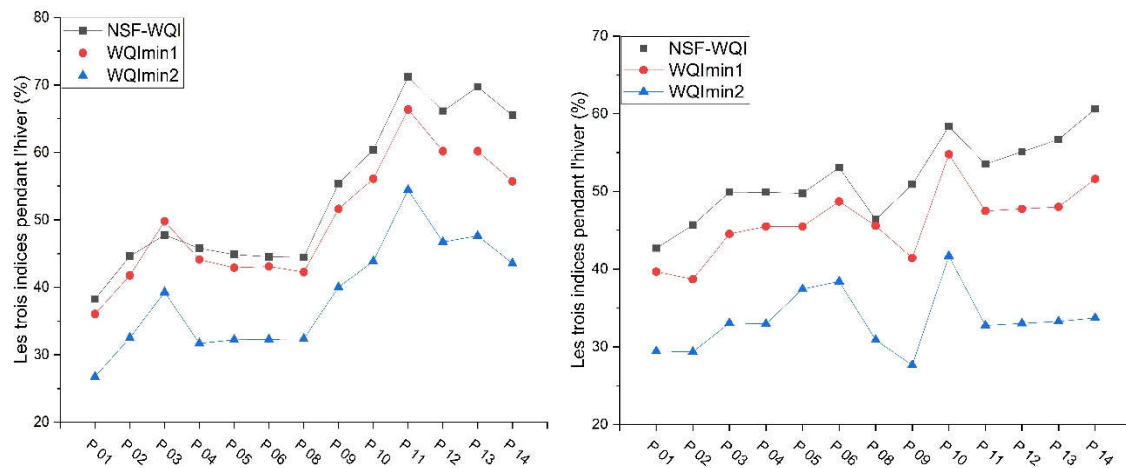


Figure 28: Résultats des deux indices proposés (WQI_{min1} et WQI_{min2}) et du NSF-WQI

V. APPORT DE LA TELEDETECTION A L'ESTIMATION DE LA QUALITE DE L'EAU

Le principe de cette approche repose sur une collecte de données sur le barrage pour corréler tous ce qui est de qualité avec la résolution spatiale. Il est nécessaire d'avoir plusieurs informations qui sont repartis sur plusieurs pixel (ceci augmente l'efficacité de nos modèles projetés d'une part et augmente leurs fiabilités). A cet effet, une campagne sur terrain, a été effectuée le 26 mai 2017 dont le but de prélever des échantillons répartis sur tout le barrage en tenant compte d'une distance raisonnable des rives pour éviter toute confusion ou influence pouvant être engendrée par la réflectance du rayonnement solaire du fond du lac. Pour éviter toute fluctuation rapide des paramètres de qualité de l'eau en fonction du changement de la température, seuls 19 échantillons ont été prélevés uniquement en aval du barrage (Figure 29) pour respecter les précautions maximales relatives au même temps du passage du satellite sur le barrage. En conséquence, la durée d'échantillonnage est de l'ordre de quelques heures.

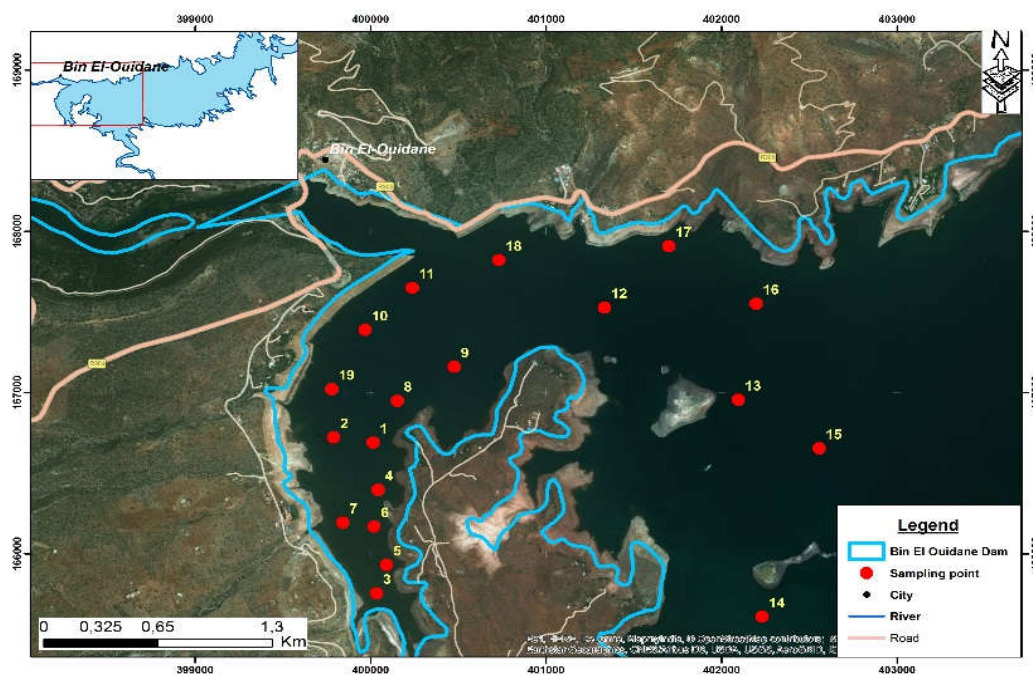


Figure 29: Points d'échantillonnage dans le barrage de Bin El Ouidane

1. Traitement et utilisation des images Sentinel-2

Les données Sentinel-2 (MSI) ont été téléchargées à partir de site web de Sentinels Scientific Data Hub (<https://scihub.copernicus.eu/>) en tenant compte de la même date (ou bien la plus proche lorsque les données de l'historique ne coïncident pas avec le passage du satellite) (Tableau 17). Ceci assure les mêmes conditions climatiques entre les échantillons prélevés et les images satellites. Les produits MSI sont disponibles sous les niveaux 2A et 1C issus de la même image avec deux niveaux de traitement différents. Le niveau 1C correspond aux images d'origine après divers traitements et corrections automatisés, tandis que le niveau 2A résulte d'une classification et d'une correction atmosphérique du niveau 1C (réflectance BOA). Les images de sentinelle-2 sont composées de 13 bandes qui sont présentées dans le tableau 18 (European Space Agenc, 2013). La TCI est une image RVB construite à partir des bandes B02 (bleue), B03 (verte) et B04 (rouge). Les radiances déterminées à partir les différentes bandes sont codées entre 1 et 255, 0 étant réservé à 'Pas de données'.

Tableau 17: les dates des missions d'échantillonnages et des images sentinel-2 utilisées

Données de terrain mesurées	Les images de Sentinel-2 utilisées
2016 Janvier 06	2016 Janvier 18 à l'heure 11:30
2016 Juillet 29	2016 Juillet 26 à l'heure 11:06
2017 Mars 31	2017 Mars 30 à l'heure 10:56
2017 Mai 29 (notre sortie de terrain)	2017 Mai 29 à l'heure 10:30
2017 Juillet 28	2017 Juillet 28 à l'heure 10:56
2017 Novembre 16	2017 Novembre 15 à l'heure 11:03

Tableau 18: Bandes spectrales, largeurs des bandes (nm), longueurs d'onde centrales (nm) et la résolution spatiale correspondante

Numéro de bande	Largeur de bande (nm)	longueur d'onde centrale (nm)	Résolution spatiale (m)
1	20	443	60
2	65	490	10
3	35	560	10
4	30	665	10
5	15	705	20
6	15	740	20
7	20	783	20
8A	115	842	10
8	20	865	20
9	20	945	60
10	30	1375	60
11	90	1610	20
12	180	2190	20

Pour bien exploiter les images satellites de Sentinel-2 et sur la base de la littérature scientifique, on a calculé les rapports entre les bandes et les indices spectraux les plus connus, tels que : indice de végétation par différence normalisée NDVI (Gillies et al., 1997), indice de l'eau par différence normalisée NDWI (Gao, 1996b), indice de chlorophylle à bord rouge inversé 'IRECI' (Majasalmi and Rautiainen, 2016). Ces indices ont été utilisés pour tester leur corrélation avec la chlorophylle des algues du barrage.

Pour vérifier la corrélation existante entre les bandes et les paramètres de qualité, une régression multiple pas à pas (Stepwise) a été utilisée. Cette méthode d'étude vise à identifier la relation entre une variable dépendante (Y) et deux ou plusieurs variables indépendantes (X) (Whittingham et al., 2006). L'objectif majeur de cette analyse est souvent d'identifier les variables X les plus importantes influençant Y et de les classer par ordre d'importance (Armstrong and Hilton, 2010). L'utilisation de cette méthode est préférable aux autres lorsque la corrélation entre les facteurs est généralement suspectée (Leroi et al., 2001).

Afin de dériver les paramètres de la qualité de l'eau à partir de la signature spectrale, nous avons utilisé une technique de validation croisée. Les jeux de données disponibles ont été divisés en deux groupes : un pour la formation et calibration du modèle et l'autre pour la validation. L'évaluation de la précision de la simulation a été basée sur l'équation RMSE (Root Mean Square Error) et le coefficient de détermination R^2 (équations 3.4 et 3.5), qui permettent d'évaluer les relations statistiques qui pourraient exister entre les paramètres de qualité de l'eau et les valeurs de réflectance des pixels. Les bandes ayant de meilleures valeurs RMSE et R^2 sont sélectionnées pour entrer dans le développement des modèles statistiques en déterminant leurs coefficients de pondération et d'intégration aux modèles proposés.

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 + \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad \text{Et} \quad RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2}{n}}$$

Avec: x_i, y_i valeur mesurée et estimée
 $\bar{x}, \bar{y}$ la moyenne des valeurs mesurées et estimées,
 n le nombre des échantillons

La précision et la stabilité des modèles de régression ont été évaluées à l'aide de la méthode LOO-CV (validation croisée de Leave-one-out). Cette méthode LOO-CV utilise une seule observation de l'échantillon initial en tant que données de validation et les observations restantes en tant que données d'apprentissage et de calibration. Ceci est répété de telle sorte que chaque observation de l'échantillon ne soit utilisée qu'une fois comme une donnée de validation (Cawley and Talbot, 2003).

2. Corrélation entre les bandes de Sentinel-2 et les mesures de terrain

Une simple analyse préliminaire de corrélation linéaire a été réalisée entre les données Sentinel-2 et les quatre paramètres de qualité (tableau 21). Les effets de chaque bande et indice sur l'élaboration des modèles ont été vérifiés, puis des combinaisons entre celles ayant les effets les plus élevés ont été testées.

Les effets des différentes bandes sur la corrélation globale a été évalué sur la base du "Log-Worth" défini comme $-\log_{10}$ (valeur p). Cette transformation ajuste les valeurs de p pour fournir une échelle appropriée pour la représentation graphique et la différenciation entre les bandes ayant des valeurs de corrélation proches ou similaires. Les bandes testées par log-Worth sont ceux qui ont donnés une bonne corrélation linéaire dans le tableau 19 (certaines bandes sont éliminées du test de corrélation même si leur coefficient de Pearson est plus élevé en raison de leur log-Worth trop petit (Figure 30).

L'effet de chaque bande sur la corrélation globale étant analysé à la figure 38. Sur la base de la méthode de régression par étapes, nous avons choisi de nombreuses combinaisons de bandes donnant la corrélation la plus significative pour chaque paramètre étudié. La qualité du modèle a été évaluée à l'aide des critères statistiques de RMSE, de coefficient de détermination (R^2), AICc et du BIC. (Willmott and Matsuura, 2005a, 2005b). Les principes de base suivants ont été respectés dans le développement des modèles d'estimation de la qualité par une utilisation des bandes spectrales:

- Une valeur RMSE minimale: expliquée par une différence minimale entre les valeurs estimées et mesurées. A noté qu'un modèle fournit un RMSE légèrement plus élevé, mais implique moins de paramètres a parfois été privilégié.
- Le coefficient de détermination ajusté supérieur R^2 .
- Les critères AICc et BIC les plus bas.

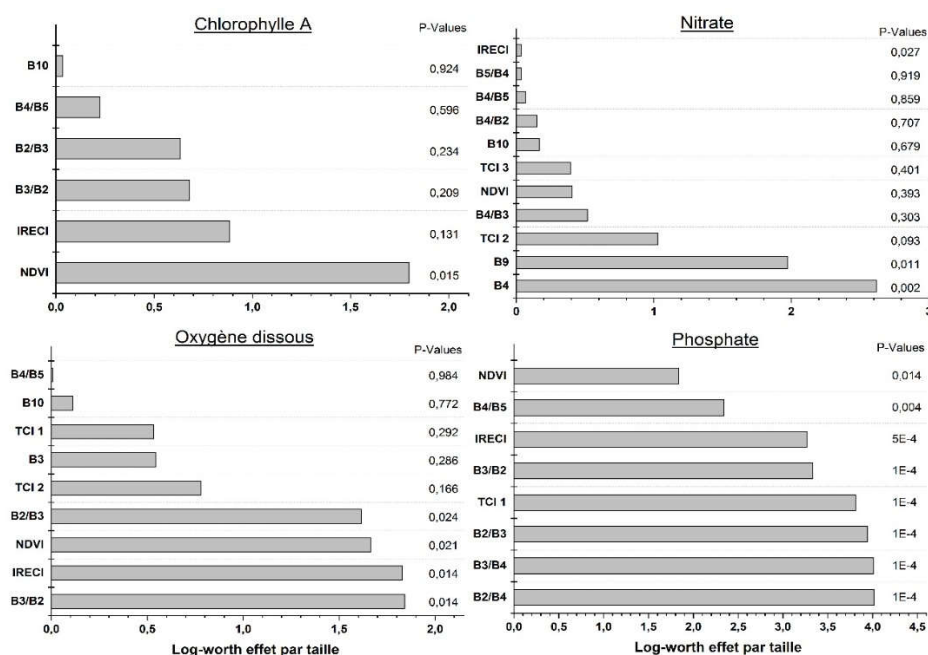


Figure 30: Log Worth par taille d'effet des quatre paramètres

Tableau 19: Coefficient de corrélation de Pearson entre les bandes et les paramètres mesurés

	Chlorophylle A	Phosphate	Nitrate	Oxygène dissous
B1	0.14	-0.09	-0.14	-0.19
B2	0.16	-0.12	-0.12	-0.24
B3	0.21	-0.20	-0.19	-0.39
B4	0.20	-0.21	-0.26	-0.37
B5	0.17	-0.17	-0.20	-0.30
B6	0.08	-0.08	-0.08	-0.14
B7	0.08	-0.09	-0.08	-0.14
B8	0.07	-0.06	-0.07	-0.11
B8A	0.06	-0.07	-0.06	-0.12
B9	-0.12	0.04	0.11	0.10
B10	-0.01	-0.05	-0.24	0.28
B11	0.11	-0.13	-0.15	-0.23
B12	0.12	-0.17	-0.17	-0.25
TCI 1	0.19	-0.18	-0.20	-0.37
TCI 2	0.29	-0.36	-0.64	-0.36
TCI 3	0.28	-0.38	-0.71	-0.27
NDVI	-0.19	0.34	0.37	0.42
NDWI	-0.06	0.26	0.02	0.15
B4/B5	0.17	-0.37	-0.37	-0.42
B5/B4	-0.16	0.38	0.36	0.41
B2/B3	-0.21	0.22	0.17	0.53
B2/B4	-0.15	0.26	0.22	0.35
B3/B4	-0.12	0.24	0.26	0.24
B3/B2	0.23	-0.27	-0.22	-0.56
B4/B2	0.19	-0.25	-0.30	-0.42
B4/B3	0.14	-0.20	-0.29	-0.29
IRECI	-0.31	0.39	0.44	0.59

Généralement, dans les propositions de modèles combinés, leur R^2 ajusté est supérieur à 0,68 et peut atteindre 0,81 (Tableau 20). Ces bandes sélectionnées sont intégrées en utilisant leur coefficient de pondération dans chaque développement de modèle (Bukata et al., 2018; Fichot et al., 2015; Frohn and Lopez, 2017; Olmanson et al., 2015; Palmer et al., 2015a).

La précision générale des modèles proposés a été testée à l'aide d'une analyse de comparaison linéaire entre les résultats mesurés et estimés. Cette analyse permet de vérifier la corrélation existante entre les résultats issues de nos modèles et ceux mesurés, puis identifier les marges d'erreur tirées de chaque estimation du modèle (Figure 31).

Tableau 20: Bandes corrélées et résultats de leurs statistiques

Paramètre	Bandes et indices corrélés	R ² ajusté	RMSE	AICc	BIC
Chlorophylle a	NDVI	0.68	0.093	-24.47	-24.15
Oxygène dissous	TCI 2, NDVI, B2/B3, B3/B2, IRECI	0.75	0.402	39.14	41.08
Nitrate	B4, B9, TCI 2	0.68	0.978	78.63	81.57
Phosphate	IRECI, TCI 1, B2/B3, B2/B4, B3/B4, B3/B2	0.81	0.071	0.85	-22.83

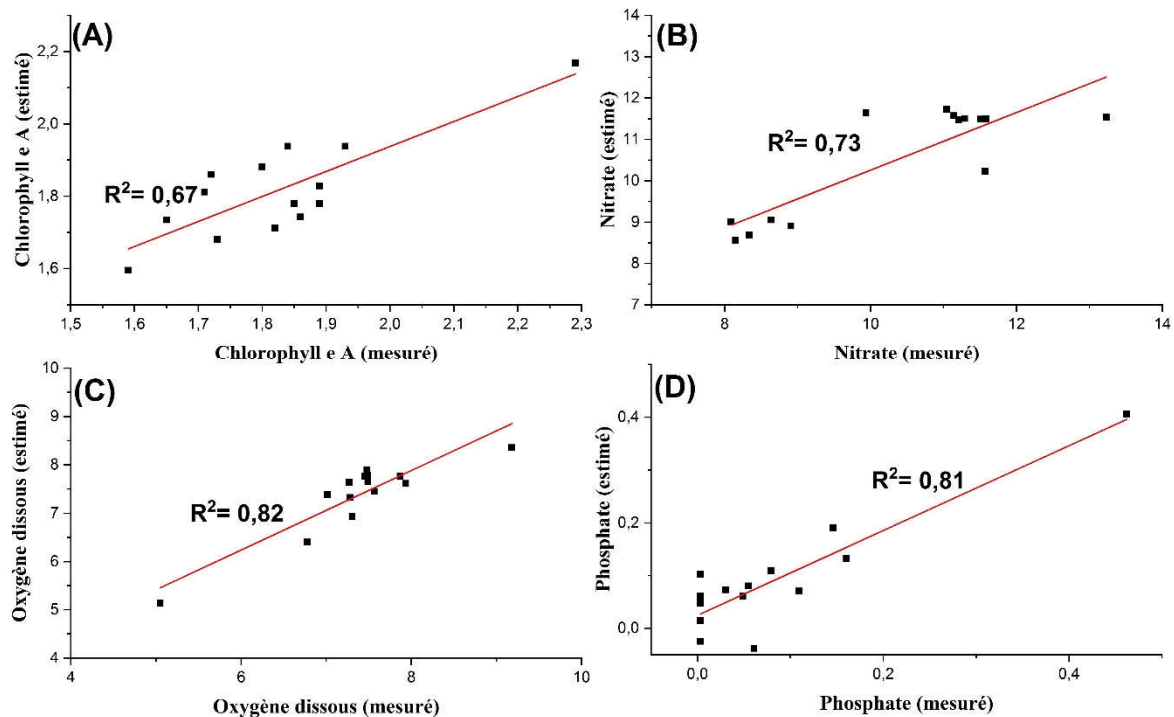


Figure 31: Paramètres de qualité de l'eau estimés et mesurés

Les résultats de l'estimation de la chlorophylle A sont moins corrélés par rapport aux autres paramètres $R^2 = 0,67$ figure 31 (A), un grand nombre des estimations s'inscrivant parfaitement avec ceux mesurées de laboratoire, à cette valeur de $R^2 = 0,67$ est causée par l'effet des deux dates de 6 janvier et 29 juillet 2016. Pendant ces deux dates, les valeurs estimées sont supérieures à celles mesurées, ce qui pourrait être justifié par le fait qu'on a utilisés une image satellitaire de quelques jours plus tard de la date de mesure (par exemple celle du 6 janvier contient des nuages denses et on a ensuite choisi la date la plus proche, à savoir le 18 janvier). La deuxième explication, comme ce que Toming a trouvé dans son étude (Toming et al., 2016b) la mousse de surface formée lors de la prolifération de cyanobactéries pourrait affecter la réflectance des pixels et par la suite la détection de la chlorophylle A.

Depuis le nitrate et la chlorophylle A sont généralement dans une corrélation linéaire (Deroche, 1983; Roy, 1991). Les résultats présentés dans la figure 31 (B) montrent que notre modèle de détection ($R^2 = 0,73$) donne généralement une bonne estimation des dates presque mesurées, à l'exception des mêmes périodes, comme la chlorophylle A, pour laquelle nous avons une différence dans les estimations.

Les estimations des modèles de phosphate et de l'oxygène dissous (Figure 31 (C.D)) donnent généralement de bons résultats avec un R^2 supérieur de 0,8 et que les mesures de terrain concordent généralement avec les modèles proposés.

Comme le montre la Figure 31, certaines dates de mesure donnent des résultats très éloignés de la distribution générale des valeurs mesurées et estimées (Figure 39 (A), (D)). Afin de valider tous les résultats du modèle, en testant l'effet de différentes périodes de mesure sur la stabilité et la précision du modèle, la méthode de LOO-CV a été appliquée aux valeurs mesurées avec celles prédites. Comme le montre le tableau 21, les marges d'erreur étaient faibles tant pour la chlorophylle A que pour l'oxygène dissous, alors qu'elle est importante pour les nitrates et les phosphates par rapport aux intervalles de variation de ces deux paramètres (Tableau 21). Le R^2 obtenu pour l'oxygène dissous et le nitrate est élevé (respectivement 0,74 et 0,65), tandis que la chlorophylle A et le phosphate ont un R^2 moyen (0,58 et 0,52).

Tableau 21: Résultats de la méthode de LOO- CV

Paramètre	RMSE	LOO-CV R^2
Chlorophylle A	0.08	0.58
Oxygène dissous	0.38	0.74
Nitrate	0.87	0.65
Phosphate	0.05	0.52

Selon les résultats de la méthode LOO-CV, l'impact de ces points éloignés de la distribution générale entre les données mesurées et estimées est reflété dans le modèle estimatif. Comme nous l'avons indiqué à la figure 39, l'impact de la date du 6 janvier 2016 est très important, il influence approximativement la stabilité du modèle de phosphate. Cependant, la même date de mesure affecte modérément la stabilité du modèle de chlorophylle A d'un R^2 égal à 0,67 jusqu'à 0,58.

La stabilité de l'oxygène dissous et les nitrates même lorsqu'on utilise une date différente, a été prouvée par plusieurs recherches qui ont utilisées des images satellites différentes de la journée d'échantillonnage et leurs modèles donnent des résultats avec une précision très élevée. Comme ce que (Cardille et al., 2013; Kutser, 2012) ont trouvés, quelques jours de différence entre l'acquisition d'images et la collecte de données in situ n'affectent pas de manière significative la précision de récupération des paramètres de l'eau, en particulier dans le cas de paramètres relativement stables tels que l'oxygène dissous, les matières organiques et le carbone organique dissous. Ils ont trouvés que ± 3 jours était aussi bon qu'un appariement exact, une différence de temps d'une semaine réduisait la corrélation, mais une différence de mois était trop, même pour estimer un paramètre relativement stable comme la matière organique.

La marge d'erreur élevée et le coefficient de corrélation décroissant du R^2 résultant de la méthode LOO-CV pourraient être liés aux images capturées pendant des jours différents des données de mesures sur le terrain. A cet effet et par précaution, il est recommandé d'utiliser des images du même jour afin d'éviter toute confusion et d'élargir les données utilisées dans les modèles d'étalonnage et de calibration.

3. Spatialisation des résultats sur la totalité du barrage

On se basant sur les paramètres les plus stables même pendant la variation des périodes de mesure (Tableau 21), on a réalisé une représentation de la variation des trois paramètres (Chl A, NO_3^- , et OD) sur la totalité du barrage de Bin El Ouidane (Figure 32).

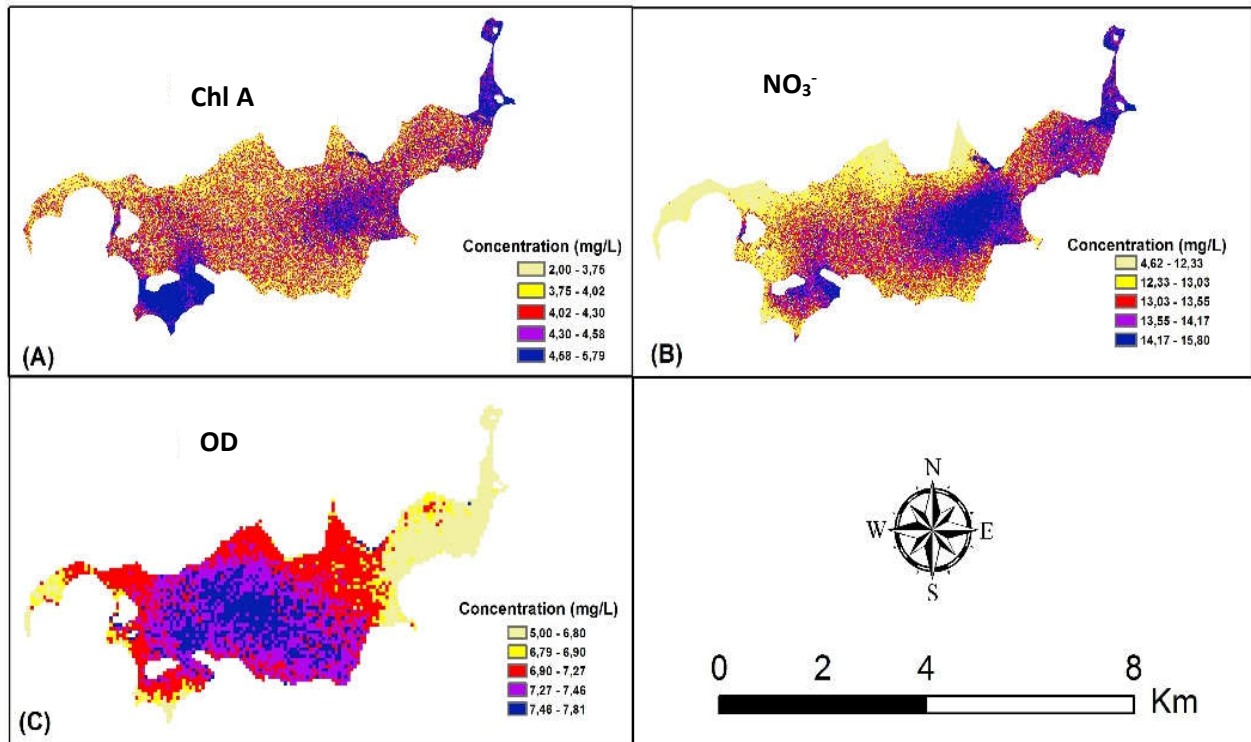


Figure 32: Spatialisation des paramètres estimés par les images de Sentinel-2 (date 16-04-2019)

La figure 32 montre que les concentrations des Chl A sont significatives au niveau des deux zones de confluences des deux affluents (Assif N'Melloul et Oued El Abid) avec le barrage (Figure 32 (A)). Ces concentrations sont accompagnées avec une concentration faible en OD (Figure 32 (C)). Concernant les concentrations des Nitrate, elles sont importantes au niveau de l'amont du barrage et qui peuvent arrivées jusqu'à une valeur de 17mg/L (Figure 32 (B)).

4. Stratification des paramètres de qualité détectés par le Sentinel-2

Selon les normes marocaines, la qualité des barrages et des lacs doit être contrôlée à trois niveaux : en surface, au milieu et en profondeur (Ministère de l'Eau et de l'Environnement, 2002). Cette stratification permet de déterminer le stade d'eutrophisation aux différents niveaux du barrage. La littérature scientifique a montrée que la qualité de l'eau se modifiait d'un niveau à l'autre en raison de la pénétration de la température et de l'ensoleillement ... (Bouvy et al., 2003; Grown et al., 2009; Lessard and Hayes, 2003; Poirel et al., 2010; Whitehead et al., 2009). À cette fin, nous avons essayés de trouver des liens entre les mesures de surface pouvant être estimées à l'aide des images satellites Sentinel-2 et la profondeur moyenne du barrage (25 m) et la grande profondeur (50 m). Ce lien a été démontré à l'aide d'une simple corrélation linéaire entre les mesures de surface et celles des deux autres niveaux du barrage de Bin El Ouidane (tableau 22).

Tableau 22: corrélation linéaire entre les niveaux de barrage en fonction des paramètres de qualité

		surface	milieu	profondeur
Chlorophylle A	Surface	1	0.972	0.105
	Milieu		1	0.036
	profondeur			1
Oxygène dissous	Surface	1	0.626	-0.026
	Milieu		1	0.583
	profondeur			1
Nitrate	Surface	1	0.678	0.136
	Milieu		1	0.609
	profondeur			1
Phosphate	Surface	1	1	0.999
	Milieu		1	1
	profondeur			1

À l'aide d'une régression linéaire simple, les niveaux les plus corrélés ont été liés par des équations linéaires afin d'estimer leurs valeurs même s'ils n'étaient pas capturés par l'imagerie satellite Sentinel-2 (tableau 23).

Tableau 23: Modèles d'estimation des différents paramètres en fonction de la variation de niveau

	Niveau ajusté	Equation proposée	R ²	RMSE
Chlorophylle a	Milieu	(valeur de la Surface + 1.405) / 1.775	0.94	0.497
	Oxygène	(valeur de la Surface - 4.623) / 0.443	0.39	1.023
	dissous	(Valeur du Milieu - 4.010) / 0.500	0.34	1.506
Nitrate	profondeur			
Phosphate	Milieu	(valeur de la Surface - 4.723) / 0.420	0.46	0.385
	profondeur	(Valeur du Milieu + 0.116)	0.37	0.670
	Milieu	valeur de la Surface	1	-
	profondeur	Valeur du Milieu	1	-

La régression linéaire a montrée que la chlorophylle A du milieu peut être déduit par la mesure de la surface avec une précision de l'estimation meilleure de l'ordre d'un R² proche de 1. Concernant l'oxygène dissous et les nitrates, leurs résultats ne sont pas significatifs en termes de R² qui sont très faibles, et leur fiabilité par la suite est soumise à une doute majeure. Les valeurs du phosphate des trois niveaux sont identiques. Par la suite, toutes les valeurs détectées à la surface sont considérées les mêmes au niveau des autres niveaux.

VI. SYNTHÈSE DE L'ÉTUDE DE LA QUALITÉ DES RESSOURCES EN EAU DE L'OUED EL ABID

Les résultats du contrôle spatio-temporel de la qualité de l'eau ont révélés que la tendance générale des teneurs des paramètres suivis montre une détérioration de la qualité en aval du barrage de Bin El Ouidane. Cette dégradation a été identifiée par le fait qu'il y'a un transfert de polluants à travers un échange qui s'effectue entre la nappe phréatique sous-jacente polluée et l'Oued El Abid.

En utilisant la grille simplifiée, on a pu déterminer l'état de la qualité au niveau de chaque station. Mais malheureusement pour faire une comparaison entre plusieurs échantillons issus de différentes stations, la situation sera délicate. Cette comparaison sommaire est très utile et sert à vérifier la variation de la

qualité de l'eau aussi bien dans l'espace que dans le temps. De même, la classification de la qualité de l'eau en se basant sur la teneur d'un paramètre isolé reste imprécise. Le NSF-WQI vient résoudre le problème de classification et de comparaison ; il propose de catégoriser la qualité de l'eau de chaque point de prélèvement en se basant sur un gradient de pourcentage et en utilisant un nombre bien défini de paramètres avec chacun possède un coefficient de pondération lors du calcul de cet indice de qualité.

Pour réduire et éliminer les paramètres ayant le même effet sur l'évaluation de la qualité du bassin, nous avons procédé à une analyse en composante principale qui vise à déterminer les paramètres les plus corrélés. Cette réduction (noté WQI_{min1}) sert à optimiser le coût des déplacements et des produits chimiques déployés au laboratoire pour analyser tous les paramètres nécessaires au calcul de NSF-WQI.

Le NSF-WQI et WQI_{min1} proposés ont été vérifiés selon les normes marocaines de qualité et ils ont prouvés leurs capacités pour évaluer et classifier la qualité sachant les changements spatio-temporels.

Le nouvel indice WQI_{min1} qu'on a proposé, se considère comme un atout pour les chercheurs traitant les méthodes de caractérisation et de classification de la qualité des eaux de surface. Ces derniers cherchent à optimiser autant que possible le coût, l'effort et le temps déployés pour calculer l'indice NSF-WQI standard. Donc, l'utilisation de ce nouvel indice va aider les décideurs (ABHOER) de bien contrôler, facilement, dans un délai bref et avec un coût faible, les cours d'eau lors des surveillances futures.

L'approche de collecte des données à travers la télédétection a été testée pour estimer la qualité de l'eau du barrage de Bin El Ouidane. Cette nouvelle approche de simulation, via des modèles mathématiques utilisant des images de Sentinel-2, vise à nous fournir des informations instantanées et sur la totalité des surfaces de stockage de l'eau (Barrage, lac...) au lieu d'un seul point de prélèvement.

L'étude de faisabilité de cette approche a prouvé que la technologie de la télédétection pouvait être utilisée pour contrôler facilement et avec une marge d'erreur très faible un certain nombre de paramètres de qualité de l'eau ($Chl A$, OD , NO_3^-) avec une précision et une stabilité significative variante de 0.68 à 0.75 en terme de coefficient de détermination (R^2).

Cette approche nous a aidées de combler les lacunes de notre base de données et de faire une évaluation à long terme de la qualité des barrages de la zone d'étude. En fin, cette approche reste prometteuse et doit être finalisée en essayant de prendre en considération les consignes suivantes :

- Recueillir de plus en plus de données sur le barrage pour augmenter la fiabilité des modèles en tenant compte de tous les phénomènes qui se produisent pendant toute l'année.
- Détailler, vérifier et comparer les résultats obtenus avec une marge de surveillance mensuelle et même annuelle pour trancher l'effet saisonnier.
- Généraliser cette approche à d'autres régions tout en évaluant l'impact des conditions environnementales de chaque milieu sur les paramètres de qualité de l'eau.

CHAPITRE 2 : ETUDE QUANTITATIVE DE L'EAU DE L'OUED EL ABID

I. DIAGNOSTIC DE L'ETAT DU LIEU

Les sorties de terrain réalisées le long de la période de recherche ont permis de se familiariser d'une part avec le terrain en terme de géologie, reliefs...et de savoir d'autre part, les zones qui sont les plus touchées par les effets quantitatifs des ressources en eau dans le bassin versant Oued El Abid. ce bassin connaît pendant la période d'hiver des précipitations très importantes, qui causent dans la plupart des cas des inondations courtes et rapides à cause de la topographie qui est accidentée et du couvert végétal dégradé. Ce dernier doit jouer le rôle de freineur des précipitations et réduit la vitesse des écoulements, mais son absence favorise le ruissèlement rapide et l'enrichissement des eaux par une charge solide très importante, qui lorsqu'elle se combine avec des ruissèlements rapides deviennent un risque catastrophique mortel qui envahi et détruit toutes les constructions et aménagements à son chemin.

Les sorties de prospection effectuées le long du réseau hydrographique du bassin, ont montré que la partie amont du barrage de Bin El Ouidane est très touchée par des inondations répétitives. Dans cette partie, deux cotés sont contrastés en terme de couvert végétal. La partie qui draine les eaux de l'Oued El Abid a un couvert végétal important, tandis que le bassin drainant Assif Melloul et Assif N'Ahançal est dégradé (figure 21). Grâce à ces différentes sorties de terrain et des études de protection contre les inondations effectuées par l'ABHOER, on a cerné des endroits où les inondations sont les plus répétitives. Donc, il s'est avéré nécessaire d'étudier ces points noirs d'une manière plus profonde.

L'historique du bassin est riche en évènements mortels, qui causent chaque fois des dégâts matériels et humains très importants. L'exemple est celui du 12 aout de l'année 2015 où la commune de Tillouguite (province d'Azilal) est touchée gravement par un flux important d'eau de l'Oued Melloul et Ahançal, qui a noyé et a fait disparaître trois femmes et deux enfants et qui a induit à la destruction de plusieurs maisons et infrastructures du centre (pont, la route, école...) (photo 4).



Photo 4: dégâts de l'inondation du 12 aout 2015 qui a frappé la région de Tillouguite
A gauche : maison totalement détruite. A droite : école scolaire gravement touchée
Coordonnées cartographiques : X= 423 672m, Y=156 054 m

Le suivi des phénomènes des inondations est très important. Grâce à ces inondations, les cours d'eau peuvent avoir une autoépuration naturelle. Cette autoépuration permet de transformer ou d'éliminer les substances qui sont apportées aux cours d'eau (pollution), de manière définitive (autoépuration vraie) ou temporaire (autoépuration apparente). Mais ce processus d'autoépuration peut être limité lorsque les rejets des matières organiques sont trop concentrés, la capacité naturelle d'autoépuration des organismes vivants est saturée et la pollution persiste. Par ailleurs, la présence de substances toxiques peut empêcher ce phénomène naturel (Zhang, 2014).

II. APPORT DE L'ETUDE QUANTITATIVE POUR LA SIMULATION QUALITATIVE

L'étude prévisionniste de la quantité de l'eau constitue un pilier majeur dans les estimations de la qualité d'un cours d'eau. Un débit important joue le rôle de la dilution des polluants et par la suite une réduction de ces effets, tandis qu'un débit minime peut être moins capable de diluer ces contaminants et par la suite un certain nombre d'effets négatifs peuvent être formés en menaçant la vie aquatique du cours d'eau. À cet effet, une estimation correcte à base scientifique peut jouer le rôle clé dans les modèles de simulation qualitative.

Malgré le rôle du débit important dans le nettoyage et la dilution des polluants, ceci peut avoir des effets secondaires à vrai dire. Au cours des dernières décennies, des nombreuses augmentations des débits ont été traduites sous forme d'inondations dévastatrices, faisant plus de 20 000 morts par an et en touchant environ 75 millions de personnes dans le monde entier (Sarhadi et al., 2012). Ce phénomène de variation de débit des cours d'eau a été aggravé, dans plusieurs cas, par les changements de l'occupation du sol et les changements climatiques.

Une bonne simulation de la qualité de l'eau dans les cours d'eau, nécessite la connaissance du débit au niveau de chaque pas d'espace (tronçon) de ce dernier. A cet effet, une campagne de jaugeage des débits dans des endroits à accès libre et une autre estimative dans des stations à accès difficile ont été effectuées au milieu de chaque tronçon de l'Oued El Abid. Ces valeurs récoltées formant par la suite l'objet d'une étude prévisionniste des débits selon des périodes de retours choisies (3-6 mois, 1 an, 2 ans...). L'intérêt de ces prévisions est de fournir une valeur d'entrée à notre modèle d'estimation de la qualité élaborée toute en respectant les méthodes scientifiques de l'estimation des débits de retours.

Au niveau des tronçons qui ne sont pas jaugés par l'Agence du Bassin Hydraulique d'Oum Er-Rbia, leurs valeurs de débit ont été soit mesurées au niveau du terrain par les différentes méthodes de jaugeage disponibles ou bien estimées par les équations empiriques.

En se basant sur les résultats de l'étude qualitative, la partie aval de notre bassin où la dégradation de la qualité survient, a été subdivisée en plusieurs tronçons (figure 33). Cette subdivision a été effectuée dont le but de faire une simulation détaillée de la qualité de l'Oued El Abid en passant d'un tronçon à l'autre. Le choix des différentes zones d'estimation et de calcul de débits a été effectué en respectant une condition que chaque tronçon doit contenir une station de contrôle de la qualité de l'eau (figure 40).

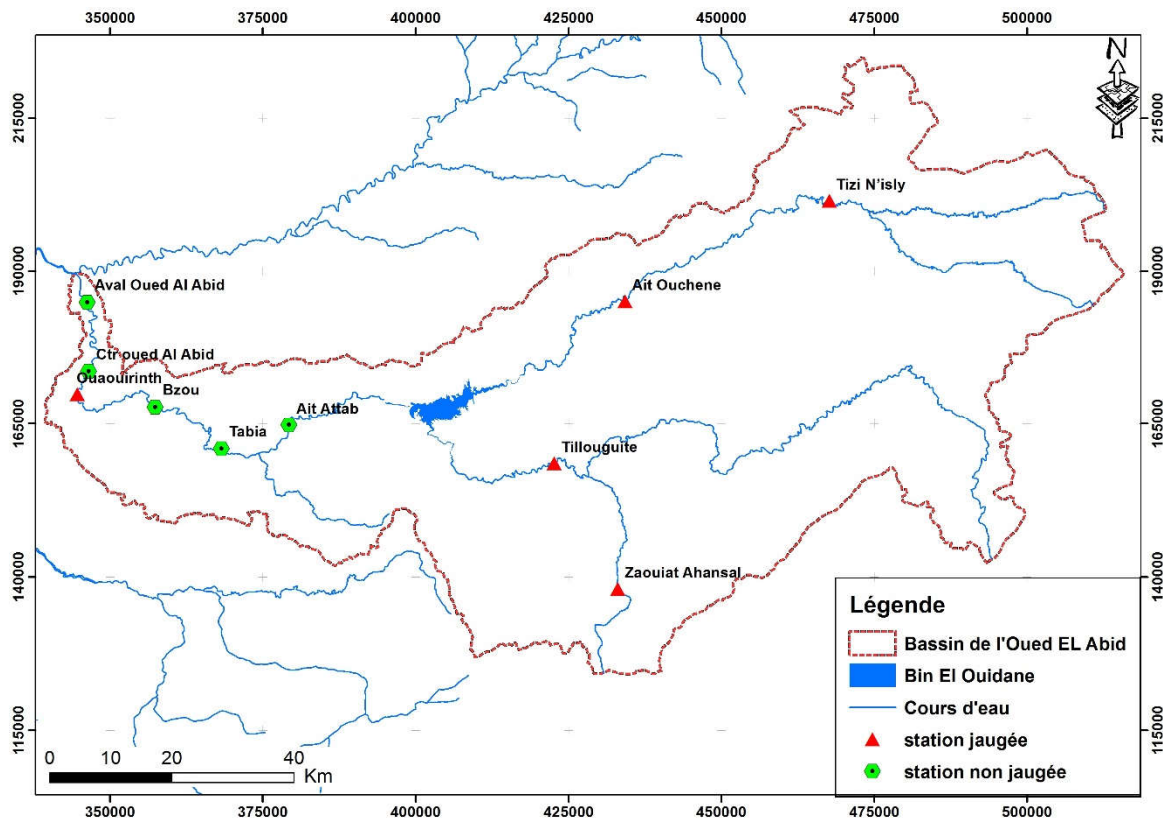


Figure 33: les tronçons de l'Oued El Abid étudiés quantitativement

1. Etude estimative des débits de retour pour les tronçons jaugés

La prévision et l'estimation des débits de retour est une tâche courante pour les hydrologues, ceci devient assez simple est avec plus de précision lorsque le cours d'eau est bien jaugé sur une longue période. Généralement les prévisions effectuées sur un cours d'eau jaugé par des pas de fréquences petits seront mieux précis par rapport à un autre qui est moins jaugé. La méthode d'ajustement par les lois statistiques constitue la façon la plus répondue lorsqu'on souhaite faire une prévision des débits de retour (Hingray et al., 2009).

Le choix des différents pas de temps de retour a été effectué pour établir des comparaisons à l'échelle journalière, mensuelle et annuelle des précipitations et des débits au niveau de la station étudiée. Cette analyse à différents pas de temps permet de mieux comprendre les mécanismes régissant les précipitations et les débits à l'exutoire fixé au niveau de chaque station de jaugeage.

a) Ajustement des données des stations de jaugeage par des lois statistiques

L'ajustement par les lois statistiques a été effectué en utilisant le logiciel d'ajustement **HYfran** qui possède les fonctionnalités suivantes :

- ❖ **Une vérification des hypothèses** : indépendance, homogénéité, présence des tendances ou valeurs singulières, adéquation des lois théoriques aux données observées ;
- ❖ **Ajustement à 16 lois statistiques** : exponentielle, Gumbel, normale, log-normale, Weibull, gamma, Pearson, Gamma généralisée, Gamma inverse, log-Pearson type 3,

Halphen (types A, B et B-1) par les trois méthodes de maximum de vraisemblance, moments, moments pondérés...;

- ❖ **Le calcul de quantiles avec différents intervalles de confiance** : en utilisant les quantiles de la loi normale, ou par Bootstrap paramètres ;
- ❖ **Le choix de la classe de distributions la plus adéquate** pour estimer le quantile de période de retour élevée, et l'interfaçage avec tableurs.

Les tests d'indépendance et d'homogénéité visent à vérifier que les données observées au niveau de chaque station n'ont pas été affectées par les observations précédentes et qu'elles ne contiennent pas une population hétérogène. Les erreurs les plus souvent rencontrées, c'est lorsqu'on a :

- ❖ Un déplacement du site d'observation au cours du temps ;
- ❖ Modification de l'environnement immédiat du poste de mesure ;
- ❖ Absence ou remplacement de l'observateur ;
- ❖ Non-conformité du matériel de mesure ou à défaut d'appareillage non remarqué par le service gestionnaire.

Les critères de choix de la loi qui s'ajuste le mieux à la série des données de chaque station a été effectuée à la base des tests d'adéquations en jugeant la validité de la loi en termes de précision et de la marge d'erreur résultant à chaque estimation :

- ❖ Critère d'information Bayésien "BIC" (Burnham and Anderson, 2004) ;
- ❖ Critère d'information d'Akaike "AIC" (Burnham and Anderson, 2004) ;
- ❖ Probabilité à posteriori (Méthode de Schwartz (1975).

Les probabilités à posteriori reflètent les informations qui sont liées à la pertinence de la loi pour ajuster une variable d'intérêt (débit ou les précipitations). L'information peut être basée également sur une étude régionale, lorsqu'on ne dispose d'aucune information a priori bien structurée. En règle générale, le choix de la loi qui s'ajuste le mieux doit répondre aux critères suivants (Burnham and Anderson, 2004):

- ❖ Les coefficients BIC et AIC les plus faibles ;
- ❖ La probabilité à posteriori la plus grande.

Les informations des stations hydrotimétriques et climatiques utilisées lors de l'étude qualitative sont résumées dans le tableau suivant (tableau 24). Les données utilisées lors de cette étude sont des données mensuelles.

Tableau 24: Période d'acquisition des données hydrotimétrique utilisées

station	Type de la station	Durée d'enregistrement	
		Débit	Précipitation
Tizi N'isly	hydrométrique	1974/2012	1974/2014
Ait Ouchene	hydrométrique	1974/2012	1974/2014
Zaouiat Ahansal	hydrométrique	1974/2012	1983/2014
Tillouguite	Climatique	1974/2012	1979/2014
Ouaouirinth	hydrométrique	1970/2012	1967/2014

Les données des précipitations et des débits moyennes mensuelles enregistrées au niveau de chaque station ont été testées par les 16 lois proposées au logiciel d'ajustement statistique HYfran. Ceci dont le but de savoir à quel niveau la distribution des différentes mesures peut suivre l'une des lois statistiques reconnues. Les représentations graphiques choisies au niveau de chaque station sont ceux les plus corrélées parmi les 16 lois disponibles. Ce choix a été effectué en se basant sur une représentation graphique des différentes mesures par rapport à la loi sélectionnée (Annexe 3), et à la base des critères statistiques d'AIK, BIC et la probabilité à posteriori. On identifiant la loi la plus convenable, on peut par la suite faire une prévision et estimation des débits de retour voulus.

Les résultats de l'annexe 2 représentent un tri primaire des lois statistiques qui s'ajustent le mieux avec les données de chaque station. Pour choisir une loi unique caractérisée par le meilleur ajustement, il est nécessaire de passer à travers un calcul et une comparaison des paramètres statistiques d'AIC, BIC et la probabilité à posteriori des différentes lois statistiques.

La comparaison statistique entre les lois sélectionnées graphiquement lors de l'ajustement des données de différentes stations sont illustrées dans le tableau 25. Le classement des lois le plus ajustées a été effectué en se basant sur les conditions d'AIC et BIC les plus faibles et la probabilité a posteriori ($P(M_i/x)$) la plus grande.

Selon le tableau 25, la loi exponentielle est la mieux adoptée aux trois stations : Ait Ouchen, Tillouguite et Ouaoirinth, la loi de Log-normal décrit les données de la station de Tizi N'Isly. La loi de Gumbel représente les données de la station de Zaouiet Ahncal. A la base de ces résultats, une étude estimative des débits de retour a été effectuée sur les différentes stations en utilisant les lois appropriées.

Tableau 25: Critères de comparaison entre les lois les plus ajustées au niveau de chaque station

	AIC	BIC	P (Mi/x)
Ait Ouchen			
Exponentiel	211,590	214,802	69,14
Log-normal	214,331	217,552	17,47
Gamma	216,486	2019,708	4,95
Gumbel	220,394	223,616	0,84
Tizi N'Isly			
Log-normal	175,283	178,505	36,91
Exponentiel	175,374	178,596	35,27
Log-Pearson	176,650	181,758	7,26
Gamma généralisé	176,930	181,762	7,24
Zaouiat Ahansal			
Gumbel	145,635	148,802	58,06
Log-normal	146,920	150,087	30,54
Gamma généralisé	147,316	152,066	11,35
Exponentiel	159,719	162,886	0,05
Tillouguite			
Exponentiel	182,525	185,578	42,17
Log-norma	184,153	187,206	18,69
Gamma	184,815	187,868	13,42
Weibull	186,584	189,636	5,54
Ouaouirinth			
Exponentiel	257,465	260,893	100
Log-Normal	280,390	283,817	0
Gamma	306,954	312,095	0
Weibull	312,124	315,552	0

b) Estimation des débits de retour pour chaque station de mesure

En se basant sur le choix de la loi la mieux adaptée et ajustée aux débits moyens annuels aux différentes périodes de retour et au niveau des stations, l'estimation des débits de périodes de retour par la loi convenable à chaque station est représentée dans le tableau 26:

Tableau 26: Estimation des débits de retour au sein des différentes stations de mesures hydrotimétriques

Période de retour	Ait Ouchen	Tizi N'Isly	Zaouiat Ahansal	Tillouguite	Ouaouirinth
6mois (m³/s)	3,87	2,34	2,37	5,8	5,28
1 an (m³/s)	5,92	3,42	3,27	8,42	8,58
2 ans (m³/s)	8,38	4,67	4,14	11,6	12,6
5 ans (m³/s)	11,5	6,30	5,12	15,5	17,6

En se basant sur ces résultats estimatifs des différentes périodes de retour, la station de Ouaouirinth localisée dans la partie aval de l'Oued El Abid possède un débit de retour important par rapport aux autres stations de mesures, suivie par la station de Tillouguite fixée au niveau de la zone d'intersection des deux affluents du barrage Bin El Ouidane (Assif N'Ahnçal et Assif Melloul).

2. Estimation des valeurs des débits pour les tronçons non-jaugés

Les approches estimatives des débits de retour pour les tronçons non jaugés reposent sur des formules empiriques faisant intervenir des caractéristiques du bassin versant. Ces approches sont utilisées lorsqu'on ne dispose pas de données pluviométriques ou hydrométriques ou si la durée d'observation et d'enregistrement est insuffisante. Parmi ces approches empiriques d'estimation, on peut citer entre autres les formules de Mallet-Gauthier, Hazan-Lazarevic, Fuller II...etc.

Pour avoir une idée sur la variation des débits au niveau de la partie aval du bassin versant, des missions de mesure hydrotimétrique ont été effectuées en utilisant des méthodes de jaugeage convenables selon les conditions de cas du cours d'eau (la profondeur, la vitesse, l'occupation du sol, le couvert végétal...). Des formules sont établies pour de nombreux cours d'eau et dans divers pays, permettant d'estimer soit des débits maximums de crues soit des débits fréquentiels à partir de certaines caractéristiques du bassin versant en les complétant parfois par certaines données météorologiques en particulier la pluviométrie (Gray and Wigham, 1972). Au Maroc, les formules empiriques les plus utilisées aux différentes études de prévision et d'estimation des débits de retour sont les suivantes (Ahattab et al., 2015; Zkhiri et al., 2017):

- La formule de Francou-Rodier ; - Hazan-Lazarevic ; - La formule de Mallet-Gauthier ;
- La formule de Fuller ; - La formule de Mac-Math ;

Les résultats d'estimation au niveau des tronçons non-jaugés sont mis à un ajustement par des données hydrotimétriques qu'on vient de les récolter pendant la période de notre recherche. Ces données récoltées font l'objet de plusieurs missions de terrain en utilisant soit un instrument de jaugeage appelé moulinet ou bien un flotteur (photo 5-6).



Photo 5: Méthode de flotteur utilisée dans les tronçons non-jaugés avec une vitesse faible
Coordonnées X= 369 114 m, Y= 160 380 m



Photo 6: Méthode de moulinet utilisée dans les tronçons non-jaugés avec une vitesse importante
Coordonnées X= 345 801 m, Y= 173 599m

Les résultats obtenus par les deux méthodes de jaugeages sont récapitulés dans le tableau 27 :

Tableau 27: Jaugeages de débits effectués par station

	Ait Attab	Tabia	Bzou	Commune de l'Oued El Abid	Aval de l'Oued El Abid
Débit moyen (m³/s)	2,27	4,91	6,07	6,20	6,37

En combinant entre les mesures de terrain (tableau 29) et les prévisions effectuées par les différentes formules empiriques, un facteur de correction a été appliqué sur les prévisions des débits et par la suite une valeur unique de chaque tronçon a été estimée selon la période de retour (tableau 30).

Tableau 28: les valeurs de débit (m³/s) admis des différents tronçons non-jaugés de la partie aval de la zone d'étude

	Ait Attab	Tabia	Bzou	Commune de l'Oued El Abid	Aval de l'Oued El Abid
6mois	2,87	5,37	5,48	7,02	7,69
1an	4,31	6,87	7,20	8,70	9,01
2ans	7,35	10,92	11,76	12,96	13,40

En comparant les résultats des prévisions effectués pour les différents tronçons de l'Oued El Abid et ses affluents au niveau de la partie amont (le haut du barrage), on constate que l'apport des affluents qui draine la partie sud-est dont les deux cours d'eau d'Assif N'Melloul, et Assif N'Ahnçal sont les plus importants par rapport à l'Oued El Abid. Cependant, le débit d'eau dans la partie aval du barrage Bin El Ouidane est faible et connaît une augmentation progressive en allant de la première station d'Ait Attab jusqu'au point de confluence avec l'Oued Oum Er-Rbia où le débit devient important. Cette augmentation de débit est remarquable entre les deux stations d'Ait Attab et Tabia, entre lesquelles se trouve l'exutoire de l'affluent Oued Ouzoud. Ce cours d'eau constitue l'une des principales alimentations de l'Oued El Abid au niveau de la partie aval.

Faisons une liaison entre les précipitations mensuelles et annuelles mesurées aux différentes stations du bassin (figure 5-6) et les débits enregistrés et estimés, on constate que les précipitations enregistrées au niveau de la partie nord-est du bassin sont importantes par rapport à l'autre partie sud-est ; qui draine les deux affluents d'Assif N-Ahnçal et Assif Melloul, En revanche, les débits de la partie sud-est sont relativement importants par rapport à l'autre partie. Cette différence peut être généralement liée au taux du couvert végétal qui est très dégradé au niveau de la partie sud-est du bassin (figure 45).

Pour vérifier l'impact de la dégradation du couvert végétal sur la réponse hydrologique du bassin versant, une étude de l'historique des débits et du couvert végétal a été effectuée sur une longue période pour voir à quel niveau cette variation du couvert végétal peut toucher et influencer sur les débits enregistrés dans la zone d'étude.

3. Effet de variation du couvert végétal sur le débit de retour estimé

Quantifier le taux de variation du couvert végétal dans le bassin versant de l'Oued El Abid et ses effets est l'un des clés primaires pour comprendre la manière dont laquelle la réponse hydrologique des différents cours d'eau est variable même avec des précipitations qui sont similaires.

Dans cette tendance, on a subdivisé la partie amont du barrage de Bin El Ouidane en deux parties (une drainant l'Oued El Abid et l'autre Assif Melloul et Ahnçal), tout en prenant en considération que leurs exutoires se trouvent dans les mêmes positions que les stations de mesure hydrométrique (figure 34). Ce choix des exutoires permet de comparer le taux de variation du couvert végétal sur la totalité du bassin avec une valeur quantifiée de débit. Cette comparaison tient en compte les précipitations enregistrées sur les différentes stations de mesures existantes dans la zone d'étude.

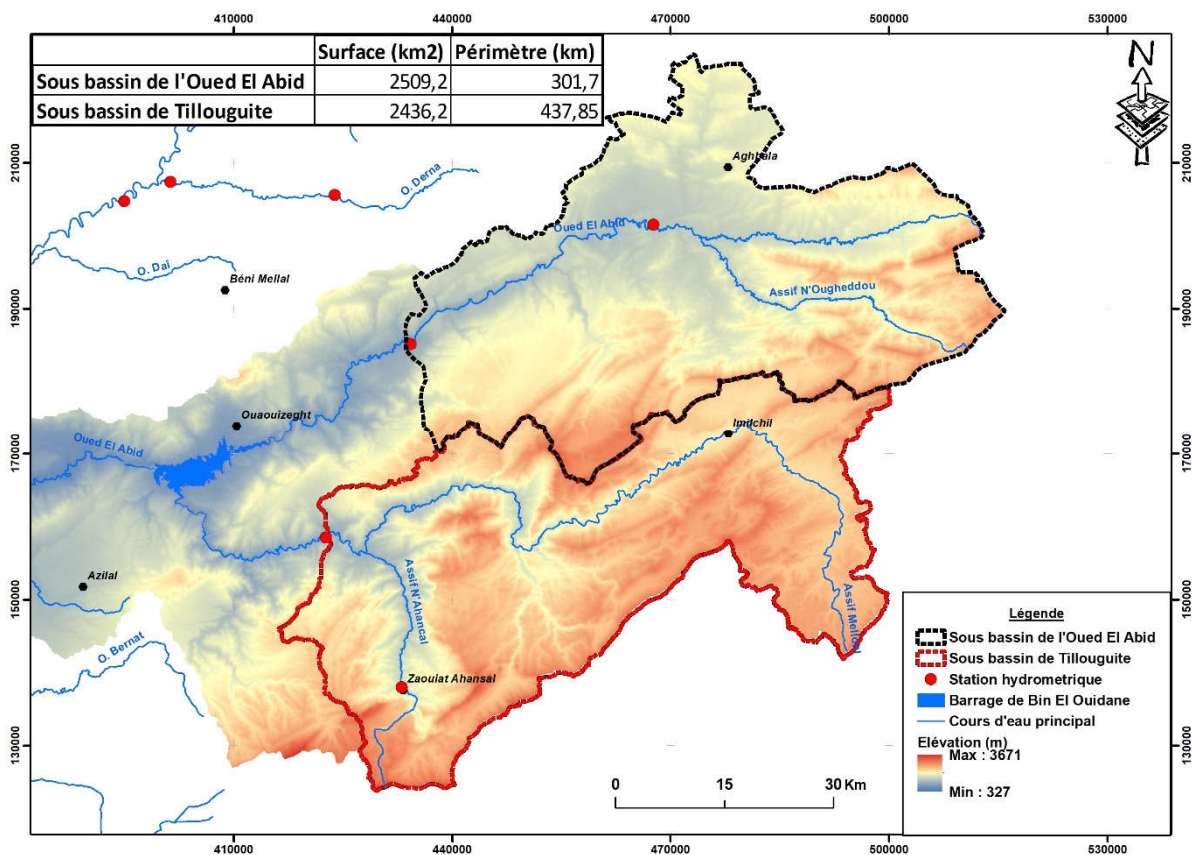


Figure 34: Les deux sous bassins étudiés en termes de variation du couvert végétal

Le choix unique de la partie haute du bassin versant a été mené vu que cette dernière est soumise à une variation importante de débit, tandis que la partie aval du bassin est contrôlée par le barrage de Bin El Ouidane, et par la suite elle possède une variation stable de ces valeurs de débits.

Pour quantifier le taux de variation du couvert végétal sur une long période (équivalente ou proche des données de l'historique des débits et des précipitations), des images satellitaires des capteurs Landsat TM5 et Oli 8 ont été utilisées entre 1987 et 2017.

La quantification de la variation du couvert végétal a été effectuée grâce au calcul de l'Indice de Végétation par Différence Normalisé (NDVI), basé sur des opérations arithmétiques entre deux bandes spectrales, généralement le rouge et le proche infrarouge, mais également les bandes du proche et du moyen infrarouge.

$$\text{Eq.3.6}$$

$$NDVI = \frac{\text{Bande}(PIR) - \text{bande}(Rouge)}{\text{Bande}(PIR) + \text{bande}(Rouge)}$$

Les valeurs du NDVI sont comprises en théorie entre -1 et +1, les valeurs négatives correspondant aux surfaces autres que les couverts végétaux, comme la neige, l'eau ou les nuages, pour lesquelles la réflectance dans le rouge est supérieure à celle du proche infrarouge. Pour les sols nus, les réflectances étant à peu près du même ordre de grandeur dans le rouge et le proche infrarouge, le NDVI présente des valeurs proches de 0. Les formations végétales quant à elles, ont des valeurs de NDVI positives, généralement comprises entre 0,1 et 0,7. Les valeurs les plus élevées correspondant aux couverts végétaux les plus denses.

Dans cette étude, nous avons utilisé des images satellites capturées au mois d'octobre de chaque année pour homogénéiser les résultats obtenus du couvert végétal, et d'éviter un taux de couverture nuageuse intense sur la zone d'étude.

a) Sous bassin de Tillouguite

En analysant la figure 47, on constate que la partie aval du sous bassin de Tillouguite est celle la plus couverte, cependant la partie amont du sous bassin est plus au moins nue. Cette partie haute est caractérisée par une couverture neigeuse importante pendant la plus part du mois de l'année, ce qui influence négativement sur le couvert végétal.

Le suivi de l'évolution du couvert végétal a montré que ce dernier varie généralement entre 0,4% et 17,3% ce qui correspond à une surface comprise entre 9,76 km² et 445,8 km². Durant la période de recherche et de suivi, on a constaté que 1994 constitue l'année la plus élevée vis-à-vis du taux du couvert végétal, cependant 2001 et 2006 sont les années les plus faibles en terme de tapis végétal (Figure 35).

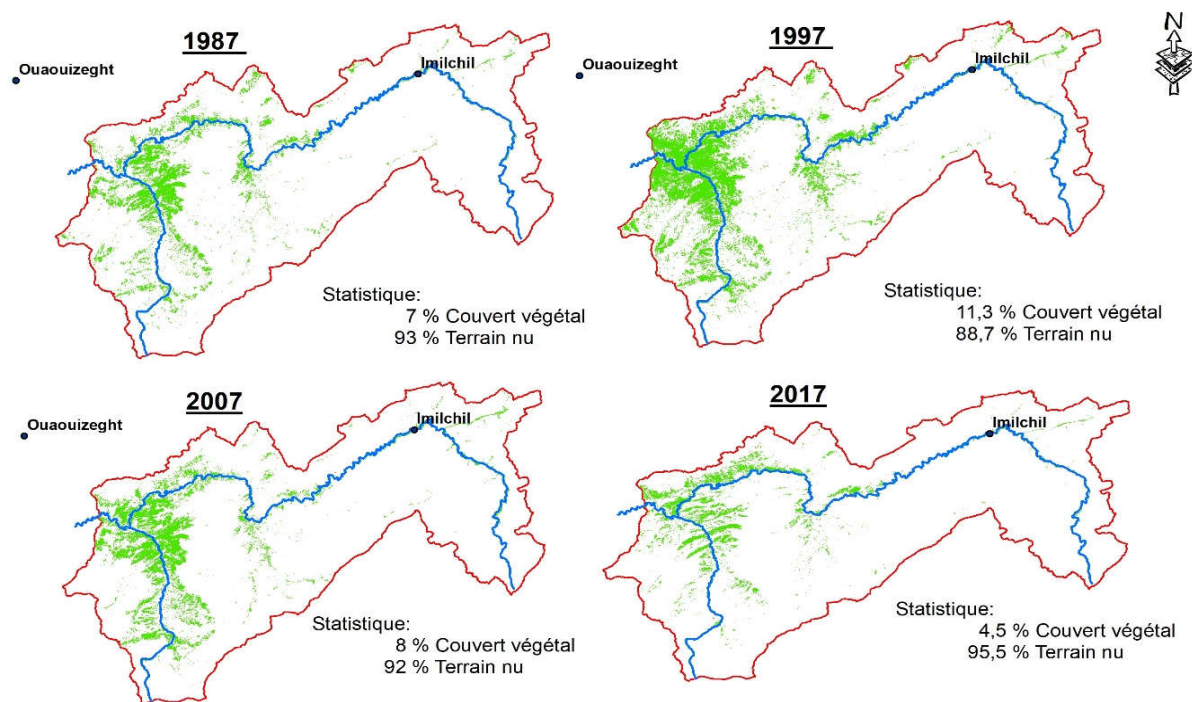


Figure 35: Evolution spatio-temporelle du couvert végétal dans le sous bassin de Tillouguite

En observant la figure 36, on peut constater que durant la période 1994-2007, la zone d'étude connaît une diminution très significative du couvert végétal (0,4%), tandis que les deux périodes de 1991-1994 et 2007-2013 ont généralement une fluctuation comprise entre 8,2 et 17,3%. À partir de l'année de 2013, le couvert végétal a commencé de se détériorer jusqu'à arriver à un taux de 4,5% en 2017. Généralement cette variation est liée à différentes activités agricoles de la zone d'étude.

Cette variation du couvert est suivie par une augmentation très significative du débit (94,7 m³/s) au niveau de l'exutoire (station de Tillouguite). Des cas exceptionnels ont été enregistrés pendant les années :1993, 2006 et 2012, dans lesquels le taux du couvert végétal est très important mais la réponse hydrologique du bassin versant en terme de débit n'est absolument pas normale (un pic de débit significatif). La seule explication qui peut être suggérée est que cette différence est due au décalage des images satellitaires utilisées dans le logiciel sont collectées en mois d'octobre de chaque année et parfois la région connaît des précipitations intenses suivies d'un pic de débit élevé avant octobre. Par la suite, le taux du couvert végétal est celle de l'année précédente. En analysant les résultats des trois dates : 1993, 2006 et 2012, nous pouvons constater qu'avant ces événements, le taux du couvert était inférieur. Ces cas exceptionnels sont généralement obtenus lorsque les précipitations enregistrées sont importantes entre les mois de juin et septembre.

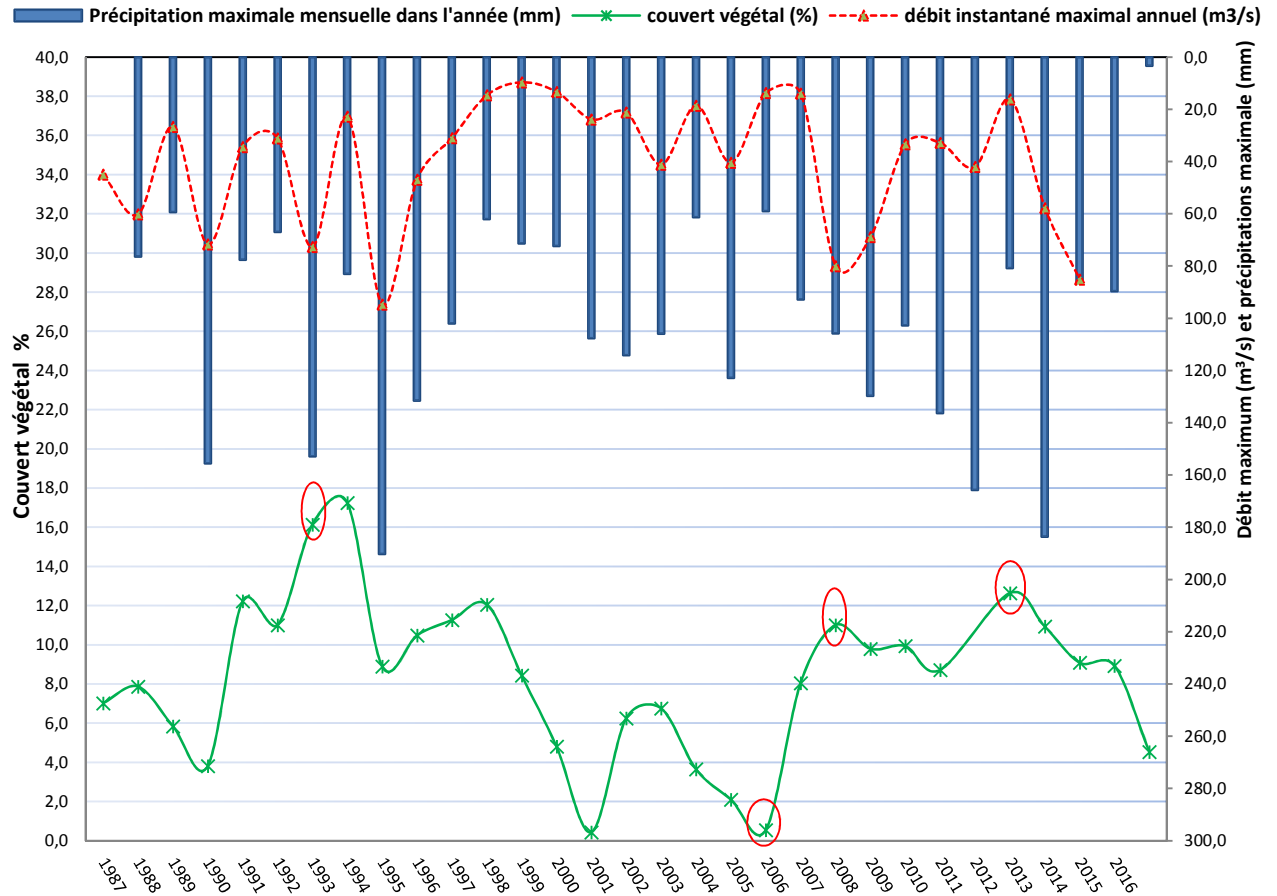


Figure 36: Corrélation entre les précipitations/débits enregistrés à l'exutoire et le taux du couvert végétal dans le sous bassin Tillouguite

b) Sous bassin de l'Oued El Abid

En comparant le taux du couvert végétal dans les deux parties, on constate qu'il est très intense dans le sous bassin de l'Oued El Abid par rapport au sous bassin de Tillouguite. C'est ainsi, le pourcentage moyen du tapis végétal varie entre 15.3% et 37% entre 1987 et 2017 (Figure 37).

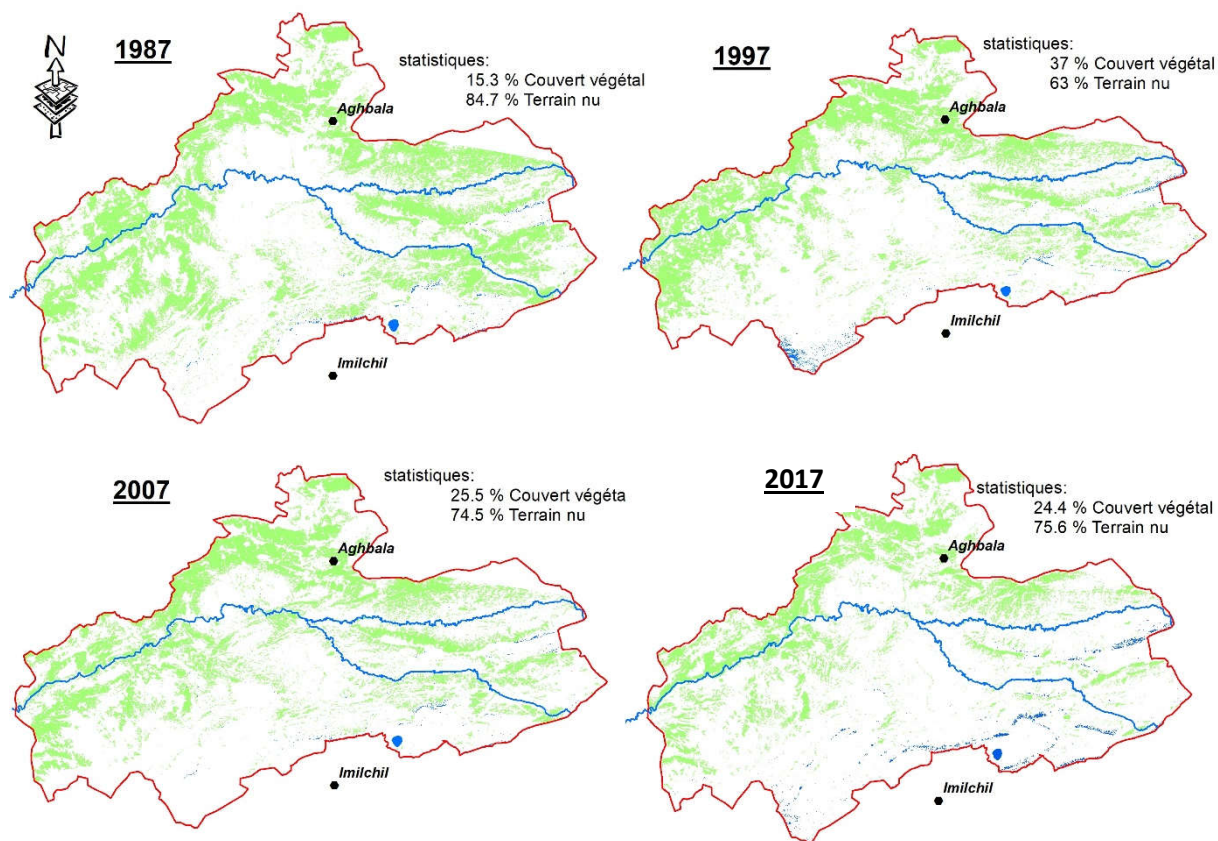


Figure 37: évolution spatio-temporelle du couvert végétal dans le sous bassin de l'Oued El Abid

D'après la figure 38, la valeur maximale du taux du couvert végétal est celle de l'année 1994 avec un pourcentage de 43.6%. Par contre, l'année 2001 correspond au taux le plus faible (4.3%). En général, le couvert végétal du sous bassin connaît une variation irrégulière pendant toute la période de suivi. De plus, on constate que les valeurs du couvert végétal, dans la majorité des années sont supérieures à 15%, tandis que celles de Tillouguite sont comprises entre 4% et 12%.

Les 4 cercles rouges représentent les situations où la relation entre les variations des débits est étroitement liée avec soit une augmentation ou une diminution du taux de couvert végétal (Figure 38). Cependant, pendant 1996 et 2010 les débits sont importants à cause d'une diminution du taux du couvert végétal de 38.6 % vers 33.5% entre les années de 1995-1996 et de 29.4 % vers 17.5 % entre 2009 et 2010.

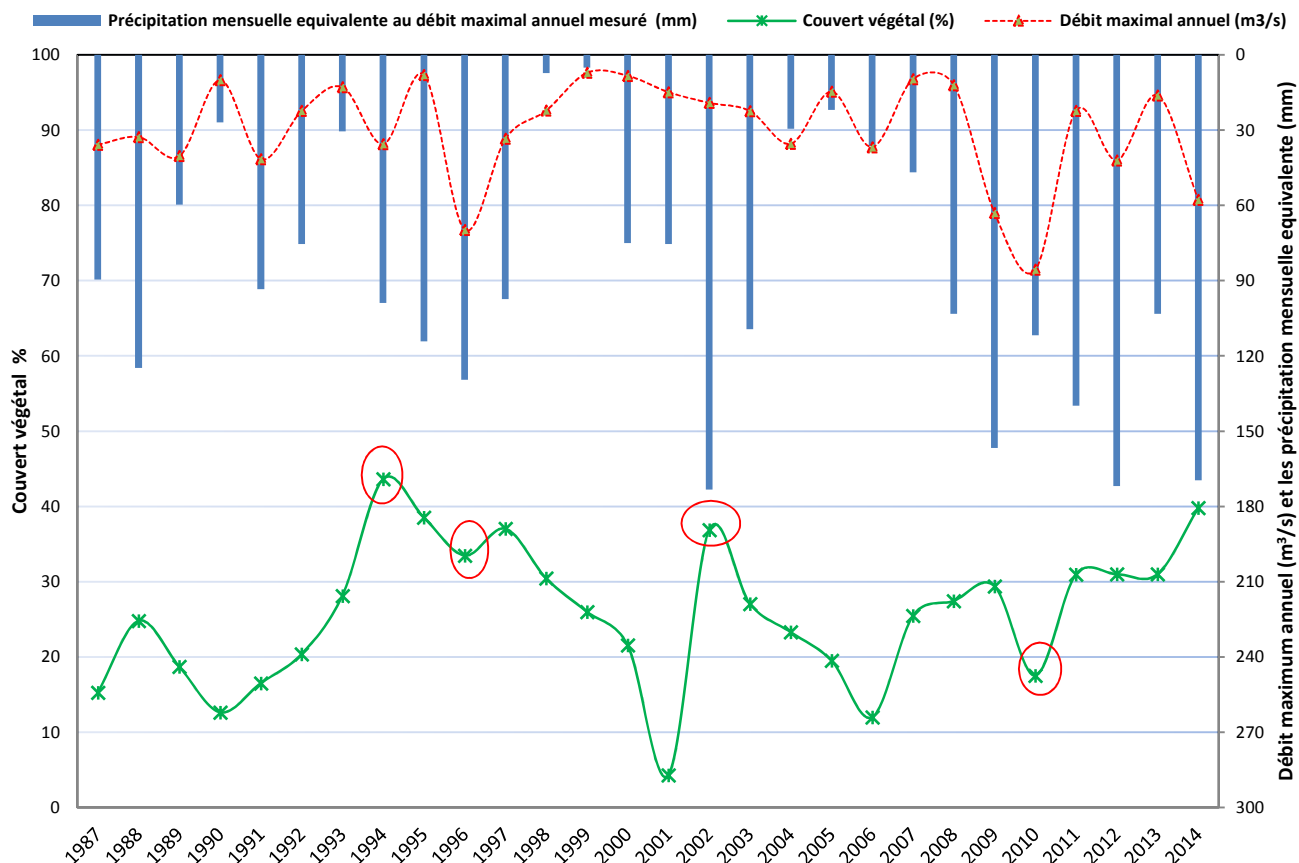


Figure 38: Corrélation entre les précipitations/débits enregistrés à l'exutoire et les taux du couvert végétal du sous bassin Oued El Abid

c) Synthèse de l'effet du couvert végétal sur les deux sous bassins

En se basant sur les résultats de comparaison entre les variations du couvert végétal dans les deux sous bassins, il est clair qu'avec presque les mêmes quantités de précipitations qui surgissent sur les deux terrains et avec les mêmes caractéristiques morphologiques, on s'attendait que la réponse hydrologique est la même, mais on résulte le contraire. Donc, cette différence peut être expliquée par l'influence de du couvert végétal. Ce dernier, lorsque qu'il est intense, joue le rôle d'un freineur de l'écoulement en eau et par la suite facilite l'infiltration vers la profondeur.

Cependant, il ne faut négliger d'autres paramètres qui peuvent avoir une influence sur le débit arrivant à l'exutoire du bassin tels que l'intensité des précipitations, la structure de la géologie, le type du couvert végétal (Lavabre et al., 1993; Vicente-Serrano and López-Moreno, 2005). Tous ces paramètres, lorsqu'ils s'additionnent au phénomène de la déforestation, peuvent engendrer des ruissèlements rapides et par la suite à des débits de pointes en aval.

Donc, qu'il faut retenir, c'est que les pics de débit sont enregistrés généralement lorsque le taux du couvert végétal est faible. Cela signifié que ce paramètre est d'influence majeure et par conséquent il

parvient avec d'autres au changement de la réponse hydrologique du bassin et par la suite il induit probablement à la prolifération des phénomènes d'inondation dans la région d'étude.

4. Impact de la variation des débits sur l'augmentation des inondations (approche de simulation hydraulique)

Pour gérer l'impact de la variation du débit d'eau (interdépendant du couvert végétal) sur la succession et la répétitivité des phénomènes d'inondations qui touchent la partie amont du bassin versant Oued El Abid, nous avons essayé de comprendre l'évènement catastrophique qui a frappé le douar d'Iminwargue (commune de Tillouguite) en mois d'aout 2015. On a pris cette inondation comme exemple du fait qu'elle a causée plusieurs dégâts. Donc à l'aide de la simulation hydraulique, nous avons tiré des déductions qui nous ont permis d'estimer les pics des débits, les hauteurs maximales des sections mouillées et par la suite les impacts prévus. La validation des résultats de la simulation hydraulique de l'évènement de 2015 a été effectuée grâce aux dégâts et dépôts enregistrés le lendemain sur le centre d'Iminwargue.

Une autre simulation prévisionniste a été effectuée dans le même centre dont le but de savoir à quel degré ce dernier risque d'avoir des évènements similaires si la situation reste elle-même sans intervention au préalable.

a) Préparation des données utilisées dans l'approche de simulation hydraulique

Le petit centre Iminwargue sur lequel on a appliqué cette approche de simulation hydraulique se situe à 30 km de la ville d'Azilal et proche de la commune de Tillouguite. Ce petit village est caractérisé par le passage de l'Oued Alfet (affluent de l'Oued El Abid) qui prend naissance à une altitude de 2527 m dans le Haut Atlas Marocain (Figure 39). Le sous bassin de l'Oued Alfet s'étend sur une superficie de 66.81 km² avec une forme allongée (indice de Gravelius = 1,36). Les caractéristiques morphologiques de ce sous bassin sont résumées dans le tableau 29.

Tableau 29: caractéristiques morphologique du sous bassin de l'Oued Alfet

surface (Km²)	66.81	Différence d'altitude (m)	1404
Périmètre (Km)	39.29	pente (%)	6.77
Longueur (Km)	20.73	Longueur Equivalente (Km)	15.48
Elévation max	2527	Largeur Equivalente (Km)	4.32
Elévation min	1123	IC Gravelius	1.36
X, Y exutoire (m)	306 786	Temps de concentration Tc (min)	274.37
	147 382		

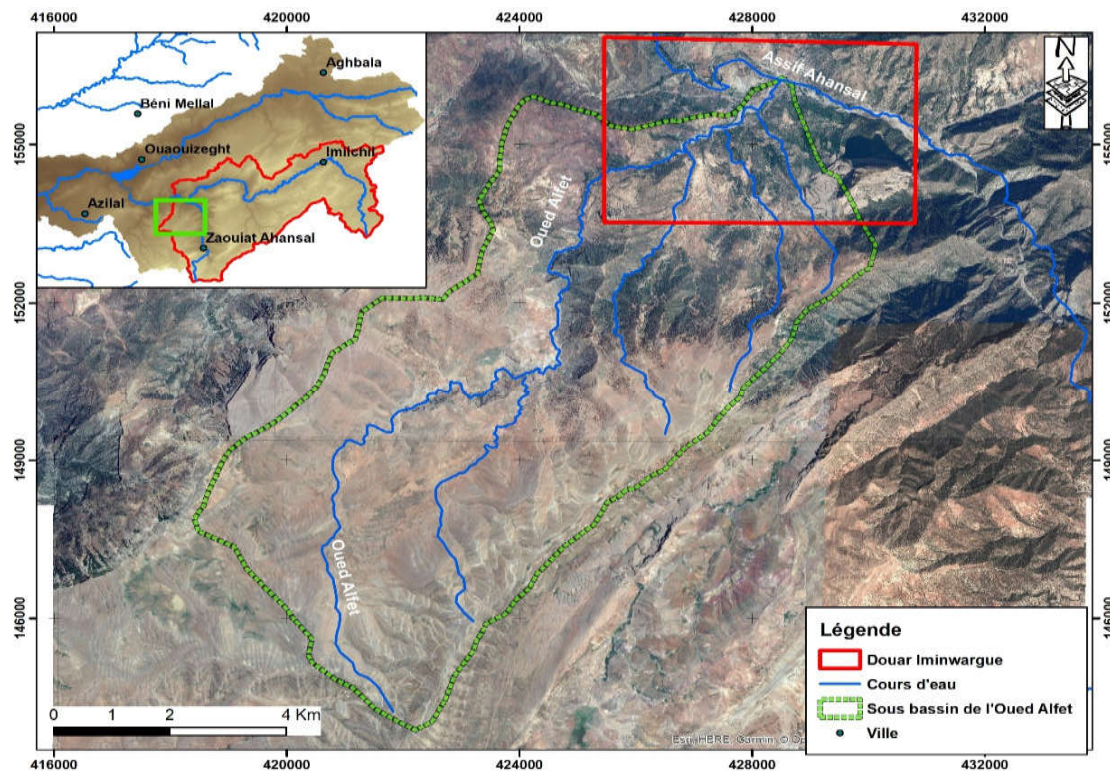


Figure 39: Localisation du sous bassin de l'Oued Alfet

Les statistiques des dommages des dernières inondations et les données géométriques ont été fournies par la commune de Tillouguite. Ces données géométriques couvrent une zone urbanisée de 2,1 km² dans le centre d'Iminwargue sous forme d'une carte de contours version AutoCAD (fichier .dwg). Pour suivre le flux de débit le long de l'Oued Alfet, 31 coupes transversales à divers endroits importants de la rivière ont été utilisées. Tandis que les données hydrologiques et climatiques sont fournies par le service météorologique de l'Agence du Bassin Hydraulique de l'Oum Er-Rbia.

Pour estimer le débit de retour dans l'Oued Alfet, les mêmes formules déterministes et de régionalisation listées dans le chapitre 3 (section 2) sont utilisées. Les données des précipitations utilisées sont ceux de la station de Tillouguite, située à quelques kilomètres de l'Oued Alfet.

L'ajustement statistique des précipitations maximales journalières de la station de Tillouguite a révélé que la loi Log-normal est la mieux adoptée aux données de la station. Grâce à cette loi statistique, des prévisions de précipitations ont été effectuées selon des périodes de retour bien définies (Tableau 30).

Tableau 30: Ajustement statistique des précipitations enregistrées dans la station de Tillouguite

période de retour (an)	Probabilité	précipitations estimée (mm)	Standard	Intervalle de confiance
100	0,990	75,4	8,02	59.6 - 91.1
50	0,980	68,9	6,71	55.8 - 82.1
20	0,950	60,3	5,10	50.3 - 70.3
10	0,900	53,5	3,97	45.7 - 61.3
5	0,800	46,3	2,96	40.5 - 52.1
2	0,500	35,1	1,92	31,3 – 38,9

Les prévisions des précipitations montrent que ces dernières peuvent avoir une augmentation journalière jusqu'à une valeur de 75,4 mm par jour pendant la période de retour de 100 ans, tandis que pendant la période de retour de 2 ans est de l'ordre de 35,1mm. Ces valeurs de prévision sont obtenues grâce à un ajustement statistique par la loi de log normal des précipitations maximales journalières pendant chaque mois de la période allant de 1978 à 2018.

Les valeurs des débits utilisées dans la simulation hydraulique de l'évènement de 2015 ont été déterminées grâce aux mesures hydrométriques de la station de Tillouguite, tandis que les débits des prévisions ont été calculées grâce aux formules empiriques employées dans les bassins non-jaugés (chapitre 3 (2)). Les résultats des prévisions des débits sont résumés dans le tableau 31.

Tableau 31: les débits des pointes de retour au niveau de l'exutoire du sous bassin de l'Oued Alfet

Les débits des pointes calculés lors de la simulation hydraulique (m ³ /s)						
Période de retour	Q(02)	Q(05)	Q(10)	Q(20)	Q(50)	Q(100)
Oued d'Alfet	72.84	96.46	112.05	116.46	143.51	166.72

L'évaluation de l'effet de la variation du couvert végétal a été menée grâce au coefficient de Manning-Strickler. Ce dernier caractérise la rugosité du terrain qui est influencée grossièrement par le taux du couvert végétal et ces différents types. L'utilisation de cette formule nécessite un certain nombre d'approximations. Il est en effet difficile de déterminer précisément la rugosité du terrain. A cet effet, ces estimations donnent des résultats avec une incertitude plus ou moins importante mais elles restent valables lorsqu'on souhaite évaluer la dégradation ou bien une modification du terrain. Les valeurs des coefficients de Manning utilisées varient de 0,01 et 0,08 selon le type de culture agricole et des forêts proches des cours d'eau (Papaioannou et al., 2018).

On a admis que le taux du couvert végétal pendant les prévisions est identiques à la valeur obtenue pour la date de 2018 (4,5% de la surface totale du sous bassin de Tillouguite est couverte tandis que le reste est considéré comme étant un terrain nu). La valeur du couvert végétal pendant la période du 15 aout 2015 a été quantifiée à 9,1% de la surface du bassin (d'après la figure 36).

b) Etude de simulation hydraulique de l'évènement de 2015 et de récurrence de 100ans

La simulation hydraulique a été réalisée dans un logiciel unidimensionnel (1D) pour définir l'étendue des évènements d'inondation. Les logiciels unidimensionnels (1D), tels que Mike 11, ISIS ou HEC-RAS, sont basés sur les variations des équations d'eau, et constituent encore la majorité des modèles hydrauliques numériques traditionnels utilisés en ingénierie fluviale. Cela pourrait s'expliquer non seulement par le fait que les modèles 1D sont (par rapport aux modèles à dimensions plus élevées) plus simples et nécessitent un minimum de données d'entrée, mais aussi parce que ces programmes de base existent déjà depuis plusieurs décennies et ils ont passé à travers des améliorations assez sévères pour augmenter leurs précisions (Goodell and Warren, 2006; Pappenberger et al., 2005). La méthodologie

suivie pour la réalisation d'une telle simulation hydraulique nécessite le recours et l'emploi des différentes données récoltées au terrain (Figure 40) :

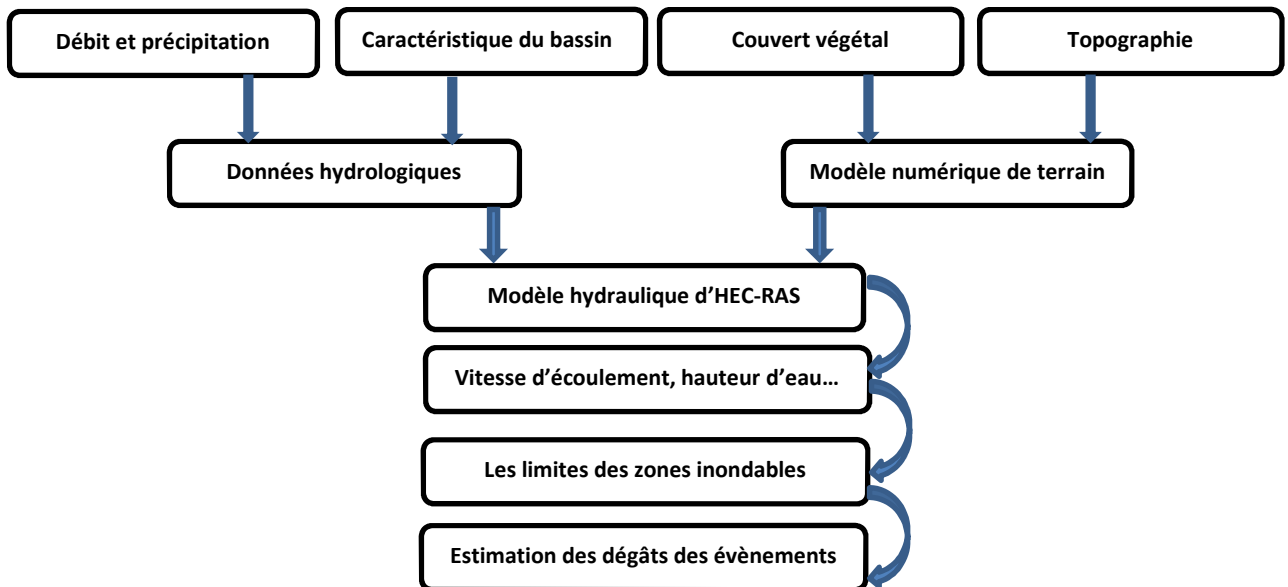


Figure 40: méthodologie utilisée pour appliquer l'approche de simulation hydraulique au niveau de l'Oued Alfet

Les résultats de la simulation hydraulique des différentes périodes de récurrences sont résumés au tableau 32, tandis que ceux de l'évènement du 15 aout 2015 sont donnés au niveau de l'annexe 3.

La période de récurrence de 100ans a montrée que le régime d'écoulement est généralement torrentiel, caractérisé par un nombre de Froude supérieur à 1 ($Fr > 1$) dans 78,1% des sections de l'Oued simulées. A titre indicatif, on parle d'un écoulement fluvial lorsque Fr est inférieure à 1 cependant torrentiel lorsqu'il est supérieur à 1 (Gonzalez, 2016).

La vitesse de l'écoulement varie entre 0,36 m/s (V_{min}) et 6,69 m/s (V_{max}) dans les sections simulées. La vitesse moyenne de l'inondation de récurrence de 100ans est de l'ordre de 3,53 m/s ($V_{moyenne}$).

La hauteur d'eau (tirant d'eau) pendant la période de simulation varie entre 1m et 5,03m. La valeur moyenne issue de la simulation est de l'ordre de 1,83m de hauteur par rapport au niveau du fond de l'Oued.

Les limites des zones d'inondation pour les événements prévus de 100 ans et de 2015 sont représentées dans la figure 41, ces résultats sont obtenus grâce à une simulation hydraulique effectuées sur le logiciel unidimensionnel HEC-RAS.

Les limites de la simulation de l'évènement du 15 aout 2015 ont été vérifiées grâce aux dégâts et aux traces in situ et qui sont récoltés au terrain (photo 7). Ces résultats sont obtenus en utilisant un débit de l'ordre de 196 m³/s et un coefficient de Manning qui correspond à l'état du couvert végétal pendant la même période (très faible 4,5% de la surface totale). La vitesse de l'eau enregistrée pendant cet évènement varie entre une valeur maximale de 6,86 m/s et minimale de 3,7 m/s. Le tirant d'eau

déterminé arrive à une hauteur de l'ordre de 5,15m (hauteur maximale). Les résultats de cette simulation sont donnés au niveau de l'annexe 3.

Tableau 32: les paramètres hydrauliques obtenus au niveau de chaque section pour la période de récurrence de 100 ans

Numéro de la section	Fond de l'oued (m)	Haut niveau d'eau (m)	Tirant d'eau (m)	Vitesses moyennes (m/s)	Section mouillée (m ²)	Largeur au miroir (m)	Nombre de Froude
1	1181,7	1183,66	1,96	3,34	49,92	44,35	1
2	1179,99	1181,21	1,22	5,72	29,15	44,1	2,25
3	1179,18	1180,68	1,5	3,94	42,35	53,02	1,41
4	1176,11	1177,15	1,04	6,69	24,93	43,9	2,83
5	1172,62	1174,63	2,01	5,72	29,16	26,59	1,74
6	1172,82	1175,3	2,48	2,52	66,21	41,63	0,64
7	1173,18	1174,66	1,48	3,31	50,46	46,01	1
8	1172,05	1173,32	1,27	4,68	35,66	51,08	1,79
9	1163,1	1164,16	1,06	4,94	34,28	58,26	1,99
10	1160,19	1161,55	1,36	4,07	40,99	50,03	1,43
11	1158,19	1159,96	1,77	3,65	45,65	53,34	1,25
12	1157,52	1159,5	1,98	3,22	51,83	50,22	1,01
13	1156,98	1158,86	1,88	3,5	47,68	48,88	1,13
14	1156,05	1157,51	1,46	4,35	38,36	43,86	1,48
15	1154,99	1156,55	1,56	3,91	42,59	48,56	1,33
amont double dalot	1154,48	1156,75	2,27	2,7	83,3	71,97	0,62
Double dalot							
aval double dalot	1153,48	1156,01	2,53	3,83	45,88	49,97	1,1
16	1151,93	1153,1	1,17	6,09	27,38	39,72	2,34
17	1151,15	1152,95	1,8	3,12	53,51	61	1,06
18	1149,85	1151,04	1,19	4,27	39,07	52,78	1,58
19	1148,77	1150,29	1,52	3,41	48,96	55,48	1,16
20	1148	1149,44	1,44	3,89	42,91	51,17	1,35
22	1146,4	1148,38	1,98	3,47	47,98	40,37	1,02
23	1145,72	1146,72	1	4,85	34,38	46,78	1,81
24	1145,04	1146,18	1,14	3,3	50,52	66,38	1,21
25	1143,41	1145,18	1,77	1,88	88,62	92,58	0,61
26	1141,9	1145,28	3,38	0,58	308,59	201,34	0,12
27	1140,25	1145,28	5,03	0,36	587,42	207,01	0,05
28	1141,74	1145,27	3,53	0,64	301,91	175,04	0,13
29	1143,57	1144,91	1,34	2,56	65,18	98,68	1
30	1140,84	1142,95	2,11	1,68	99,09	97,28	0,53
31	1140,44	1142,34	1,9	3,05	54,65	57,58	1

Les limites de la simulation de l'évènement du 15 aout 2015 ont été vérifiées grâce aux dégâts et aux traces in situ et qui sont récoltés au terrain (photo 7). Ces résultats sont obtenus en utilisant un débit de l'ordre de 196 m³/s et un coefficient de Manning qui correspond à l'état du couvert végétal pendant la même période (très faible 4,5% de la surface totale). La vitesse de l'eau enregistrée pendant cet évènement varie entre une valeur maximale de 6,86 m/s et minimale de 3,7 m/s. Le tirant d'eau

déterminé arrive à une hauteur de l'ordre de 5,15m (hauteur maximale). Les résultats de cette simulation sont donnés au niveau de l'annexe 3.

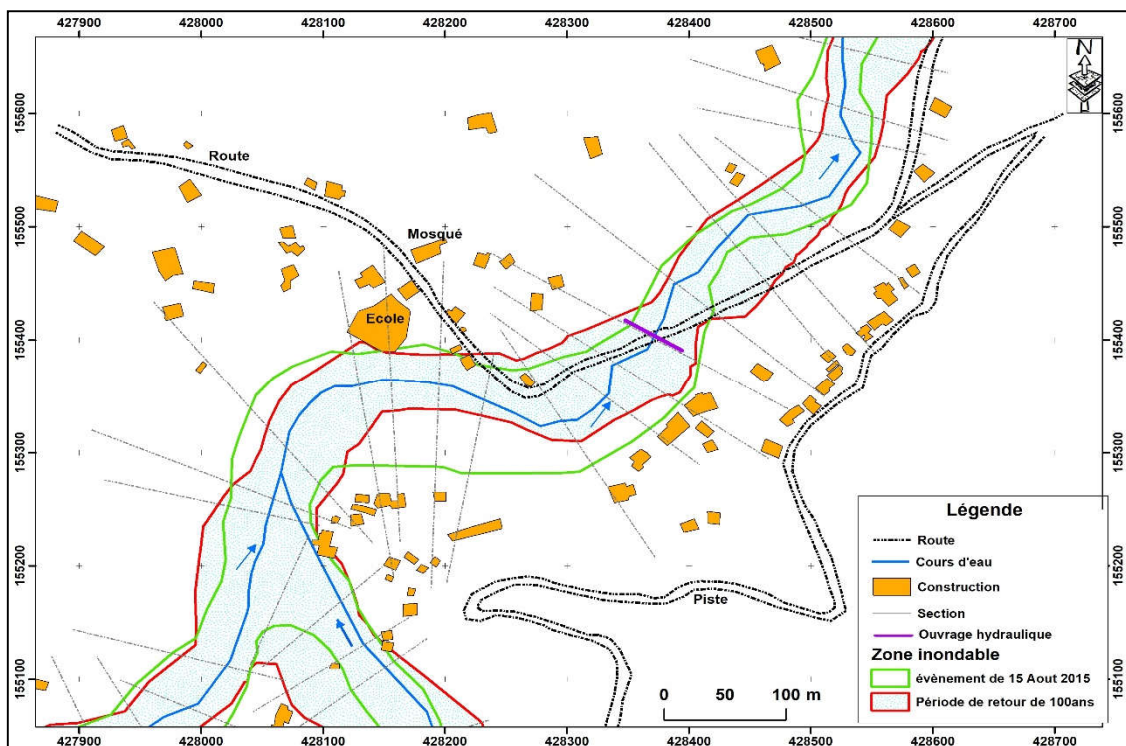


Figure 41: étendus des deux évènements : 15 août 2015 et de la période de retour de 100ans



Photo 7: les traces visibles de l'événement du 15 Aout 2015 marquant la hauteur maximale de l'eau au centre d'Iminwargue, coordonnées cartographiques : X= 423 672m, Y=156 054 m

Les résultats de la simulation des inondations de la période de retour de 100 ans (Figure 41) ont montré que l'inondation prévue peut toucher de nombreux bâtiments situés sur la rive droite, l'école située près de la rive gauche et peut envahir la quasi-totalité de la route traversant le centre et qui contient un double dalot.

Lorsque l'historique des événements dévastateurs est toujours présent ou bien valable, il est préférable de comparer les résultats des prévisions des différentes périodes de retours avec les dégâts observés auparavant. Dans notre étude de cas, nous avons utilisé les limites d'inondation du 15 août 2015 comme

l'un des événements les plus destructeurs et nous avons comparé ses résultats avec l'inondation prévue de récurrence de 100 ans via la simulation hydraulique.

Ces résultats de simulation hydraulique fournissent aux décideurs une base scientifique qui leur permettant de choisir le meilleur moyen pour protéger la région et les personnes menacées ainsi que leurs biens. Cette protection peut être obtenue par aménagement des structures de protection et d'ouvrages hydrauliques (digues, grands ponts...) ou par une amélioration du taux du couvert végétal du bassin en procédant à un reboisement des versants pour lutter contre la déforestation. A moyen et à long terme, cette dernière intervention reste la meilleure solution pour préserver la région contre toute autre inondation.

III. SYNTHÈSE DE L'ÉTUDE QUANTITATIVE

Les résultats obtenus au cours de l'étude quantitative ont révélé que la partie aval du bassin (à partir du barrage de Bin El Ouidane jusqu'au point de confluence avec oued OER) présente un débit d'eau faible qui connaît une augmentation le long de ce tronçon est favorisée par l'affluent de l'Oued Ouzoud.

La partie amont du barrage est caractérisée par un apport important de l'Assif Melloul et Ahançal par rapport à l'Oued El Abid. Ces deux sous bassins connaissent une différence vis-à-vis de leurs taux du couvert végétal qui influence sur la réponse hydrologique du bassin. Dans les mêmes conditions climatiques et morphologiques et en tenant compte du taux du couvert végétal, on peut dire que le sous bassin de Tillouguite est plus drainé que celui de l'Oued El Abid, et par la suite menacé de plus par les risques découlant des écoulements torrentiels.

Faisant une liaison entre les valeurs extrêmes des débits mesurés au niveau des deux sous bassins de la partie amont, la dégradation du couvert végétal et grâce à l'approche hydraulique, nous avons réalisé des simulations hydrauliques qui visent à prévoir le niveau de l'étendu de l'eau si on a des événements pluvieux intenses.

L'évènement de l'inondation du 15 août 2015 a été simulé pour la période de récurrence de 100ans. Les résultats de cette simulation, ont montrés que plusieurs constructions et des biens êtres de la population seront touchés par des inondations plus catastrophiques. A noté que seul le couvert végétal a été vérifié et testé pendant nos travaux de recherches, mais il existe d'autres paramètres qui peuvent aggraver ou atténuer la situation.

Donc, la simulation hydraulique peut donner des résultats très exploitables en termes de délimitation des zones inondables ou sensibles à l'inondation. D'une manière générale, les résultats de ces approches peuvent aider les décideurs à tirer des solutions adéquates pour la situation alarmante des sous bassins amont de l'Oued El Abid vis à vis de la dégradation du couvert végétal et par la suite aux risques des phénomènes d'inondations.

CHAPITRE 3 : SIMULATION DE LA QUALITE DE L'EAU DE L'OUED EL ABID: ETAT ACTUEL, ET PROJECTION FUTURE

I. INTRODUCTION

La plupart des phénomènes physiques, chimiques ou biologiques issus de la technologie moderne ou des milieux naturels sont régis par des systèmes complexes d'équations aux dérivées partielles. L'étude mathématique de ces systèmes d'équations n'est pas une tâche facile et des fois elle est même impossible. D'où, l'intérêt de la simulation ou l'approximation numérique qui se présente comme un remède qui remplace très souvent l'approche expérimentale qui est plus coûteuse et nécessite beaucoup du temps et d'effort.

Les équations aux dérivées partielles peuvent être répertoriées par type. Ainsi, les équations de type elliptiques décrivent les phénomènes de diffusion stationnaire, les équations de types paraboliques décrivent les phénomènes de diffusion évolutive et les équations de type hyperboliques décrivent les phénomènes de transport à vitesse finie. Pour la résolution de chaque type d'équations, il existe de nombreuses méthodes numériques à disposition qui sont classées par catégories. Il s'agit en particulier à des méthodes de différence finies, d'éléments finis, de volumes finies ou des méthodes spectrales.

Dans cette étude de recherche, nous nous intéressons à l'approximation numérique par la méthode de différence finie de l'équation de conservation de masse. Cette méthode permet de faire un passage d'un problème exact continu régir par une équation différentielle à une approche de problème discret. C'est-à-dire de remplacer les dérivées partielles par des différences divisées ou combinaisons des valeurs ponctuelles de la fonction en un nombre fini de points discrets ou nœuds du maillage.

L'avantage de cette méthode réside dans sa grande simplicité d'écriture et le faible coût de calcul, par contre elle est limitée à des géométries simples.

Le principe de base utilisé pour simuler la qualité des eaux de l'Oued El Abid est basé sur la résolution de l'équation de conservation de masse (équation 2.7) tout en tenant compte d'une seule dimension ; c'est la longueur. Cette équation est une représentation par la dérivée partielle de la concentration du paramètre de l'eau étudié en fonction du temps (t) et de l'espace (x).

Eq.2.7

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - KC \pm S_{Interne}$$

Pour résoudre cette équation de base, il est nécessaire de passer à travers une approximation numérique par la méthode de différence finie (figure 55). Cette résolution assure une transformation de la concentration continue vers une concentration ponctuelle et à différents moments selon le maillage choisi.

Le maillage utilisant le nœud de la solution numérique s'effectue en se basant sur une discrétisation de l'équation de conservation de masse selon des pas de l'espace et du temps (figure 42). Cela veut dire que connaissant la concentration initiale du premier point à $t=0$ et $x=0$, on peut par la suite calculer la concentration de l'élément étudié à différents instants et emplacement du cours d'eau.

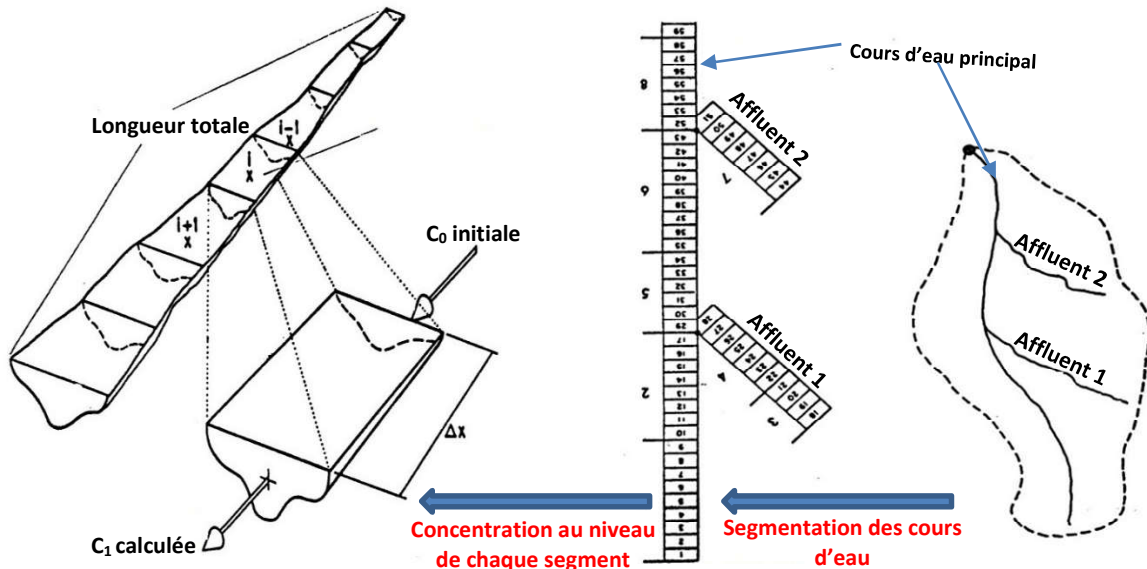


Figure 42: la notion des mailles issues de la méthode de discrétisation en fonction de l'espace

Au cours de cette résolution numérique, une certaines approximations et rapprochement de la solution ont été effectuées en utilisant le schéma d'Euler (Lépingle, 1993). Ce schéma est le plus simple des méthodes de résolution numérique des équations différentielles. Il permet une résolution des équations différentielles du premier ordre avec une condition initiale selon deux manières (explicites et implicites). La différence entre ces deux schémas existe au niveau de la stabilité de la solution obtenue, celle implicite est plus stable par rapport à l'autre explicite mais il nécessite une inversion des matrices de la solution obtenue au niveau de chaque maille, et par la suite un temps de calcul lent par rapport à l'autre explicite. Cependant le schéma d'Euler explicite est stable à une certaines conditions ($dt/dx^2 \leq 0.5$) et facile à calculer (Tournès, 2010). Pour des besoins de notre étude et pour rendre les calculs les plus simples et à programmer, on a utilisé le schéma d'Euler explicite tout en respectant ces conditions de stabilités.

La simulation de paramètres de la qualité étudiés nécessitent une compréhension et une maîtrise des facteurs qui gouvernent leurs variations dans le temps et à l'espace. A cet effet, le flux peut être conceptualisé comme une chaîne d'éléments de calcul de réacteurs complètement mélangés, liés séquentiellement les uns aux autres via les mécanismes de transport et de dispersion longitudinale. Les groupes séquentiels de ces réacteurs peuvent être définis comme des tronçons dans lesquels les éléments de calcul ont les mêmes propriétés hydro-géométriques: pente du flux, section mouillée de la rivière, rugosité de terrain, etc. Les constantes de vitesse biologique sont: taux de désintégration de matière organique exprimée en DBO5, taux des sources benthiques, taux de sédimentation des algues, etc. la

quantité des rejets et des termes sources et pertes. A la fin, le flux représenté à la figure 43 permet grâce au regroupement des tronçons et d'éléments de calcul de donner une simulation rapprochée de la réalité

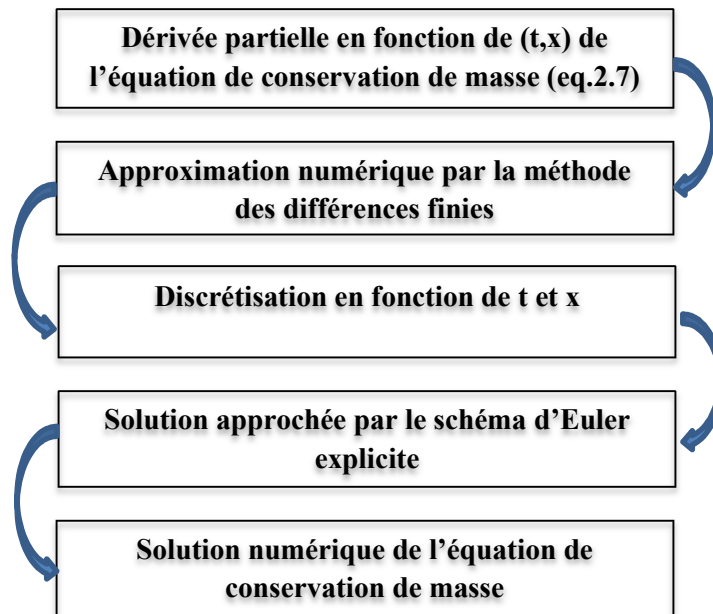


Figure 43: schéma d'Euler explicite

II. LES PROCESSUS CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES

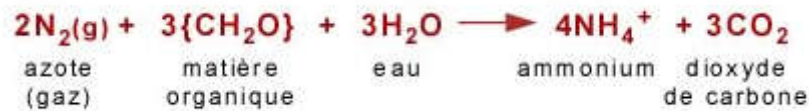
Les processus chimiques et biologiques sont modélisés par un ensemble d'équations. Nous avons regroupé les équations des variables d'état en trois cycles étroitement liés: le cycle de l'oxygène dissous, auquel sont ajoutés la demande biologique en oxygène pendant 5 jours, le cycle de l'azote et le cycle du phosphore. Ces trois cycles forment l'une des réactions majeures qui gouvernent la variation de la qualité de l'eau des cours d'eaux. A cet effet, une compréhension des processus qui passent au niveau de chaque cycle est nécessaire pour un bon modèle de simulation de la qualité de l'eau.

1. Cycle de l'azote

L'azote dans la nature se trouve sous sa forme moléculaire normale diatomique N_2 , c'est un gaz relativement inerte (peu réactif). Les organismes ont besoin d'azote pour fabriquer des protéines et des acides nucléiques, mais la plupart ne peuvent pas utiliser la molécule N_2 . Ils ont besoin de ce qu'on nomme l'azote fixée dans lequel les atomes d'azote sont liés à d'autres types d'atomes comme par exemple à l'hydrogène dans l'ammoniac NH_3 ou à l'oxygène dans les ions nitrates NO_3^- .

Le cycle de l'azote est très complexe, mais en général trois processus de base sont impliqués dans ce cycle : la fixation de l'azote diatomique N_2 , la nitrification et la dénitrification.

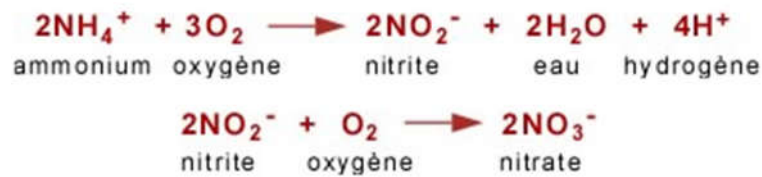
- La **fixation de l'azote** correspond à la conversion de l'azote atmosphérique en azote utilisable par les plantes et les animaux. Elle se fait par certaines bactéries.



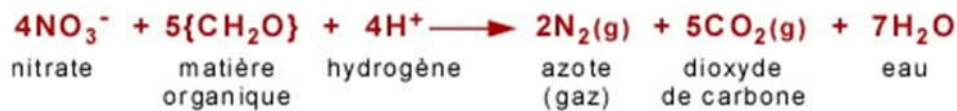
- La **nitrification** transforme les produits de la fixation (NH_4^+ , NH_3 selon le pH) en oxydes d'azotes NO_x (soient NO_2^- nitrites ou NO_3^- nitrates), des nitrites et nitrates. C'est une réaction d'oxydation qui se fait par catalyse enzymatique reliée à des bactéries dans les sols et dans l'eau.



Soit :



- La **dénitrification** retourne l'azote à l'atmosphère sous sa forme moléculaire N_2 , avec comme produit secondaire du CO_2 et de l'oxyde d'azote N_2O . Il s'agit d'une réaction de réduction de NO_3^- par l'intermédiaire de bactéries transformant la matière organique.



L'activité humaine contribue à l'augmentation de la dénitrification, entre autres, par l'utilisation des engrais qui ajoutent aux sols des composés ammoniacués (NH_4^+ , NH_3) et des nitrates (NO_3^-). Ces composantes par lessivages se transportent vers des cours d'eau et les eaux souterraines les plus proches.

1. Cycle de l'oxygène

Le cycle de l'oxygène peut être considéré comme un des éléments fondamentaux de la chimie et de la biochimie (avec l'azote, le carbone et l'hydrogène), tant en raison de son rôle capital dans la respiration et la nutrition du règne animal et végétal. Il pilote la présence des autres éléments chimiques étudiés en favorisant leurs transformations vers d'autres formes réduites ou bien composées. La figure 44 résume grossièrement les différentes composantes qui sont touchées par la fluctuation de l'oxygène dissous dans un cours d'eau.

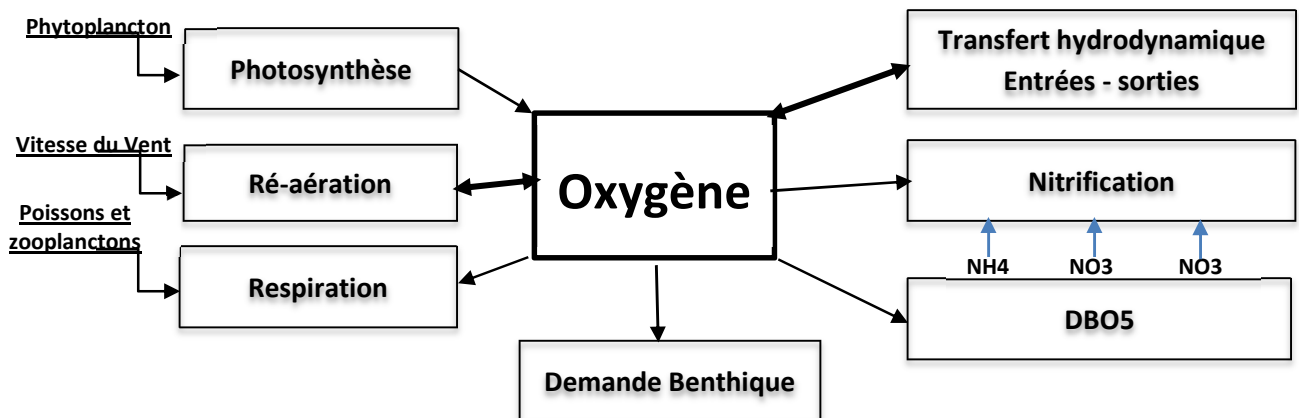


Figure 44: les réactions chimiques et biochimiques de l'oxygène dans un cours d'eau

2. Cycle du phosphore

Le phosphore est un élément limitant dans plusieurs écosystèmes terrestres, du fait qu'il n'y a pas de grand réservoir atmosphérique de phosphore comme c'est le cas pour le carbone, l'oxygène et l'azote, et que sa disponibilité est directement liée à l'altération superficielle des roches.

Lorsqu'on dose le phosphore dans l'eau, on mesure la somme de 2 formes exprimées en orthophosphates PO_4^{3-} qui correspond à la somme des ions H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} . Les apports des phosphates que ce soit naturels (par lessivage des roches) ou anthropiques (causé par le drainage des fertilisants ajoutés aux terrains agricoles vers les milieux aquatiques les plus proches) suivants différents chemins de transformations biochimique (figure 45).

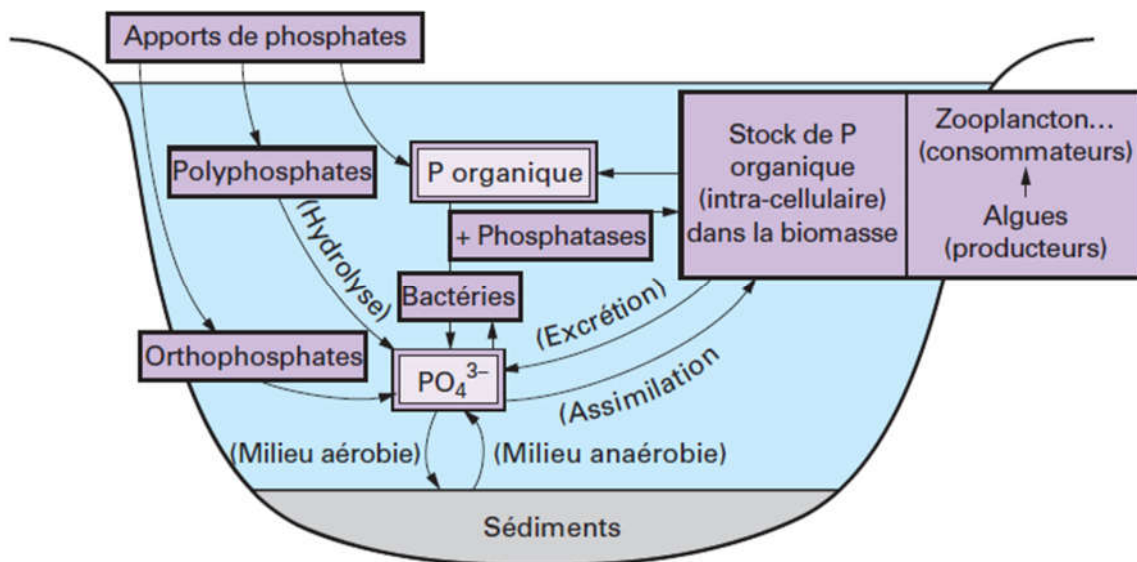


Figure 45: cycle de transformation des formes phosphatées dans un cours d'eau

Puisque le phosphore est souvent un nutriment limitatif dans les rivières, les lacs..., une addition de phosphore dans ces systèmes peut agir comme fertilisant et générer des problèmes d'eutrophisation.

III. CARACTERISTIQUES HYDRAULIQUES

1. La géométrie des tronçons simulés

La configuration géométrique du modèle comprend 7 tronçons (Figure 46), chacun se constitue par ses propres dimensions en termes de largeur, longueur et la hauteur d'eau. Ces dimensions des différents segments combinées avec la pente vont former une plateforme de la géométrie du modèle utilisé. Certains paramètres ont été déterminés en utilisant des images satellitaires pour la largeur et la longueur du cours d'eau, un MNT pour la détermination de la pente, cependant la hauteur du cours d'eau est déduite grâce à la mesure de terrain lors de la réalisation de la méthode de jaugeage citée auparavant.

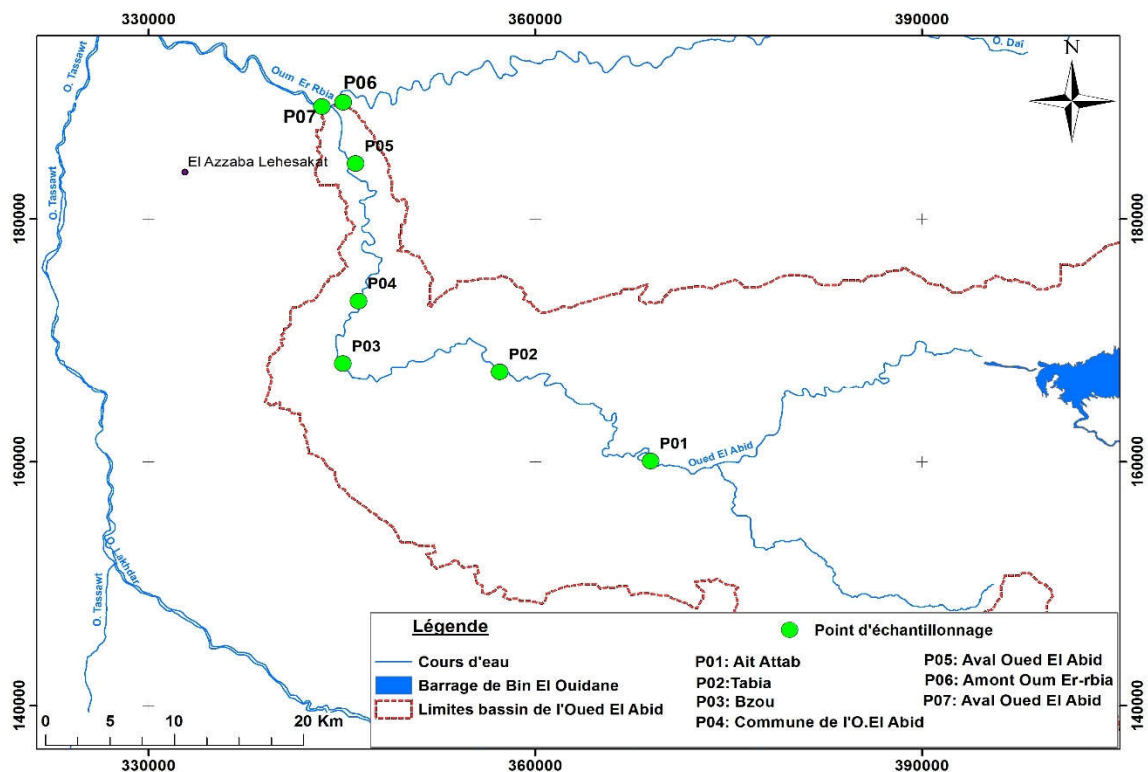


Figure 46: Localisation des 7 tronçons de la géométrie de la partie simulée

Pour des raisons de simplification, on a choisi de mettre la largeur et la pente moyenne au niveau de chaque segment (Tableau 33).

Tableau 33: Géométrie des segments simulés

	Nom de la station	La longueur (km)	Largeur (m)	Hauteur de l'eau (m)	la pente %
1	Ait Attab	41.5	19	0.5	0.41
2	Tabia	27.44	24	0.3	0.26
3	Bzou	25.10	14.7	0.65	0.44
4	Commune de l'Oued El Abid	19.19	16	0.3	0.24
5	Aval oued El Abid	6.29	23	0.5	0.22
6	Amont OR	21.7	30	0.3	0.08
7	Aval OR	2.31	28	0.32	0.12

Des coefficients de rugosité de terrain ont été utilisés en se basant sur le coefficient de Manning (n), ce dernier permet d'associer à chaque type de terrain une valeur bien définie en tenant compte des composantes et des méandres du cours d'eau ("Tableau des rugosités de Manning," 2019).

2. La vitesse et la dispersion longitudinale

Pour simplifier notre modèle, on a supposé que le régime hydraulique du cours d'eau est à l'état stable ($dQ/dt = 0$ au niveau de chaque tronçon). Cette hypothèse met la vitesse du courant constante et indépendante du temps, la densité du polluant est égale à celle de l'eau. Le coefficient de dispersion longitudinale est constant et calculé à la base uniquement de la géométrie et du débit (équation 2.8).

Eq.2.8

$$D_x = 0.005394 \frac{Q}{S B} ; \left[\frac{m^2}{sec} \right]$$

La dispersion est fondamentalement un mécanisme de transport convectif. Le terme de dispersion est généralement utilisé pour le transport associé à une variation de vitesse moyennée spatialement.

IV. CONDITIONS INITIALES ET AUX LIMITES

Les conditions aux limites sont les concentrations de l'état initial de chaque paramètre étudié (t_0 , x_0), ces valeurs de départ mesurées sont nécessaires au programme pour commencer le calcul des concentrations aux différents moments et stations (t , x), les rejets ponctuels des différents affluents, et les coefficients des différentes réactions chimiques et biochimiques qui se produisent lors des différents cycles de transformations des composants de l'eau.

1. Effet des rejets liquides

Les concentrations de rejets liquides déversés dans l'oued El Abid sont déterminées à partir de l'ampleur des débits des ruisseaux des rejets, leurs concentrations, et leurs natures (domestiques, industriels, et agricoles) et composition qui diffère d'une zone à l'autre (urbaine ou rurale).

Comme nous ne disposons pas encore de toutes les données nécessaires pour estimer ces rejets au niveau de chaque centre en termes de composition, on s'est basé sur la moyenne des mesures effectuées au sein des centres les plus proches à la zone d'étude et qui se caractérise par la même variation des conditions climatiques et de mode de vie (Tableau 34) (Idrissi et al., 2015).

Tableau 34: Concentrations moyennes des paramètres simulés au niveau des eaux usées	
Paramètres mesurés aux rejets liquides	Concentration moyenne utilisée (mg/L)
oxygène dissous	1.115
Demande biologique en oxygène pendant 5 jours	433
Azote organique (Norg)	17
ammonium NH ₄	0.21
Nitrite NO ₂	0.42
nitrate NO ₃	0.15
Ortho-phosphate	22

En absence de jaugeage des débits d'eaux usées (faute d'absence de stations d'épuration et même de réseaux d'assainissement dans la région étudiée), les valeurs quantifiées des rejets liquides déversés dans l'oued El Abid sont ceux déjà calculées au niveau de la section (Partie II, chapitre 1, section V.3) transformées en litre par seconde (Tableau 35). Toutes ces quantités de rejets se déversent directement dans l'oued El Abid ou indirectement via les écoulements souterrains.

Tableau 35: Populations et débits d'eaux usées des douars et centres traversés par l'oued El Abid (partie aval)

Centre ou Douar	Populations (Ha)	Quantité des rejets (litre/s)
Ait Attab	15000	13,88
Tabia	7936	7,34
Bzou	14072	13,03
Commune de l'Oued El Abid	6158	5,70
Aval oued El Abid (proche de l'exutoire)	41731	38,64
Amont Tarmast sur l'oued OR	55170	51,08
aval Tarmast sur l'oued OR	4156	3,85

2. Les coefficients des réactions biochimiques utilisées

Les coefficients d'ajustement des réactions chimiques et biochimiques permettent de mieux s'approcher aux différents processus qui se produisent lors d'une réaction à l'eau. C'est grâce à ces coefficients qu'ont fait le calage du modèle pour qu'il puisse donner des résultats qui sont validés par des mesures de terrains (tableau 36).

Tableau 36: Coefficients des réactions biochimiques utilisés lors de l'élaboration de notre modèle

Coefficient	Appellation	Intervalle	référence
Coefficient de bio-oxydation pour la demande biochimique en oxygène (1/jour)	K₁	1-10	(Bhargava, 1983)
Coefficient d'aération (1/jour)	K₂	20-60	(Pimpunchat et al., 2007)
Coefficient de l'effet de sédimentation (1/jour)	K₃	0.1-0.6	(Pimpunchat et al., 2007)
Point de saturation de l'oxygène	O_s	0.1-1	(Chapra, 2008)
Oxygène dissous de prévenance de Chlorophylle A (1/jour)	K_A	0.1-1	(Chapra, 2008)
Phytoplancton de chlorophylle A (mg/L)	A₁	0.1-1	(Chapra, 2008)
Algues sessiles de chlorophylle A (mg/L)	A₂	0.1-1	(Chapra, 2008)
Taux de décomposition de l'azote organique (1/jour)	K_{kg}	0.1-1	(Arioua, 2017)
Taux de décomposition de l'ammonium (1/jour)	K_{NH4}	0.1-1	(Chapra, 2008)
Taux de décomposition des nitrates ou des nitrites (1/jour)	K_{NO2}	0.1-1	(Chapra, 2008)
Taux de décomposition de l'ortho-phosphate (1/jour)	K_{po4_1}	0.1-1	(Chapra, 2008)
Ortho-phosphate consommé par les algues (1/jour)	K_{po4_2}	0.1-1	(Chapra, 2008)
Nitrate consommé par les algues (1/jour)	K_B	0.1-1	(Chapra, 2008)

V. RESULTATS DE LA SIMULATION

En se basant sur les paramètres de la géométrie, hydraulique, les équations des réactions biochimiques et leurs coefficients d'intégration, on a procédé à une simulation des différents paramètres mesurés pendant les différentes périodes de contrôle réalisées au paravent.

1. Calage

Le calage de notre modèle de simulation a été effectué en tenant compte la variation des coefficients des réactions biochimiques cités au tableau 36. Grace à cette variation on a essayé de se rapprocher au maximum possible à l'analyse obtenue au laboratoire. Ce choix de ces coefficients a été vérifié par rapport aux 12 mois des analyses collectées le long de la partie aval de l'Oued El Abid (Tableau 37).

Tableau 37: coefficients des réactions choisis

Coefficient	Valeur choisie	Coefficient	Valeur choisie
K_1	8.27	K_{kg}	0.4
K_2	44.10	K_{NH4}	0.4
K_3	0.6	K_{NO2}	0.1
O_s	0.8	K_{po4_1}	0.2
K_A	0.02	K_{po4_2}	0.1
A_1	0.001	K_B	0.1
A_2	0.001		

2. Validation

Pour simplifier la tâche, seuls les résultats de deux périodes de l'année ont été validées : un période humide (mois mars année 2017) et une autre sèche (mois juillet année 2017). Les résultats de l'approche validation du modèle pour le mois de mars sont représentés au niveau de la figure 47. D'après cette figure, la validation est parfaite sauf au niveau de la station aval de l'Oued Oum Er-Rbia qui donne des résultats sous-estimés par rapport à ce qui est mesurés au terrain. Ceci peut être expliqué par le fait que lorsque les deux affluents (OER et El Abid) se combinent, une dilution se régénère entre les eaux de l'Oued Oum Er-Rbia fortement chargées et les eaux de l'Oued El Abid moins chargées. L'écart toléré entre la mesure et l'estimation des teneurs des paramètres, dans la station aval oued OER, explique que le lieu du prélèvement n'a été pas bien choisi.

Les résultats de la DBO_5 et de l'Ortho-phosphate sont moins calés par rapport aux mesures de terrain sur la plupart des stations, ceci a été obtenu même si on fait varier les coefficients de calibration qui régissent ces deux derniers paramètres.

Les résultats de la validation du modèle pour le mois de juillet 2017 sont représentés au niveau de la figure 48. Selon ces résultats, la dernière station de prélèvement présente toujours un écart important entre tous ce qui est mesuré et simulé. Ceci peut confirmer que cette station a été mal choisie et le

mélange des différents cours d'eau n'est pas bien fait. Et par la suite tous ce qui est mesuré possèdent une concentration supérieure par rapport à ce qui est simulé.

Les résultats de l'ortho-phosphate sont moins calés aux données mesurées, cependant le DBO₅ donne des résultats bons par rapport au mois de mars. D'une manière générale, tous ces résultats de DBO₅ et de l'ortho-phosphate simulés sont acceptables. Concernant les autres paramètres ils donnent des résultats de simulation très satisfaisants.

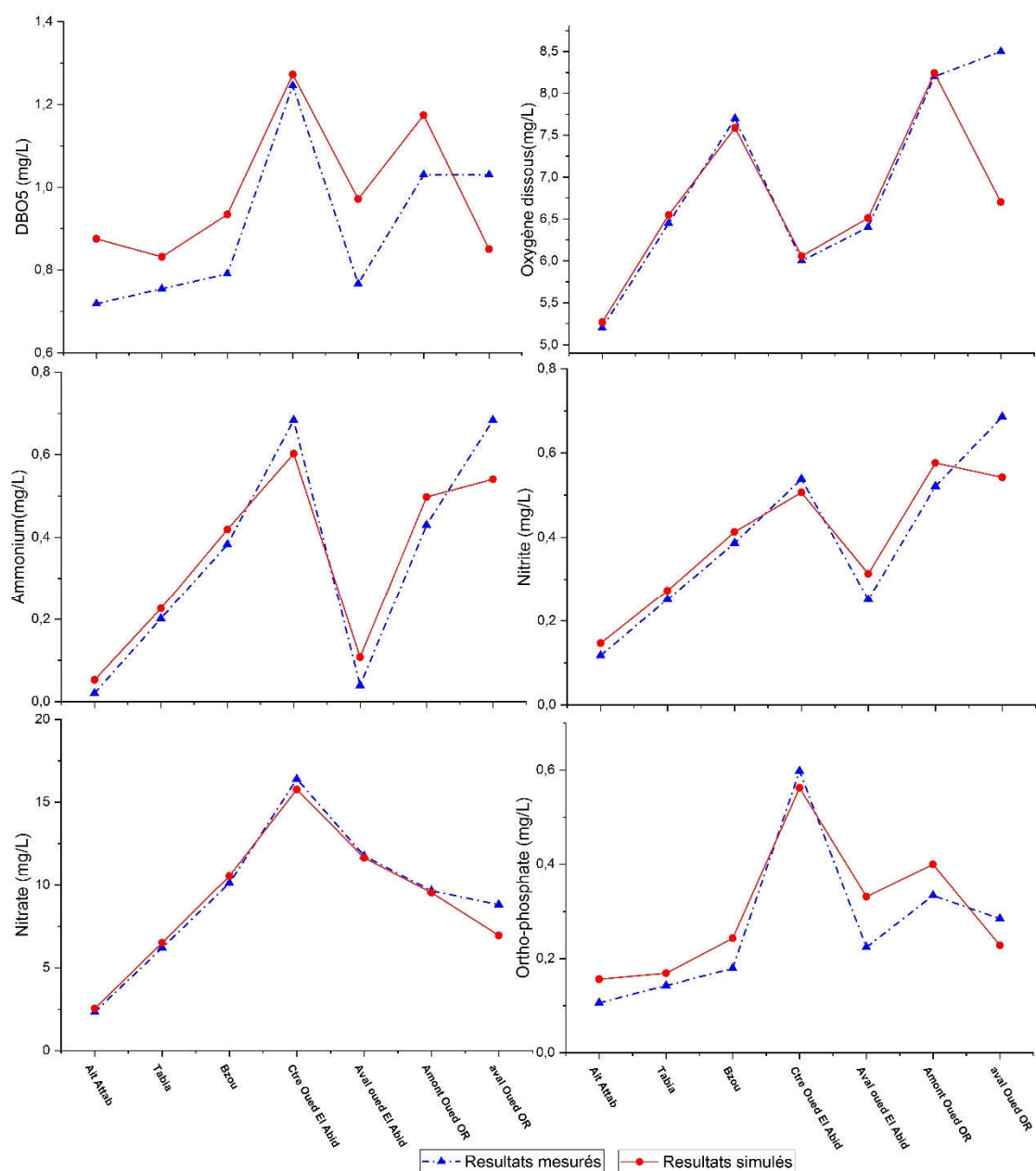


Figure 47: Comparaison entre les resultats simulés et mésurés pendant le mois de mars 2017

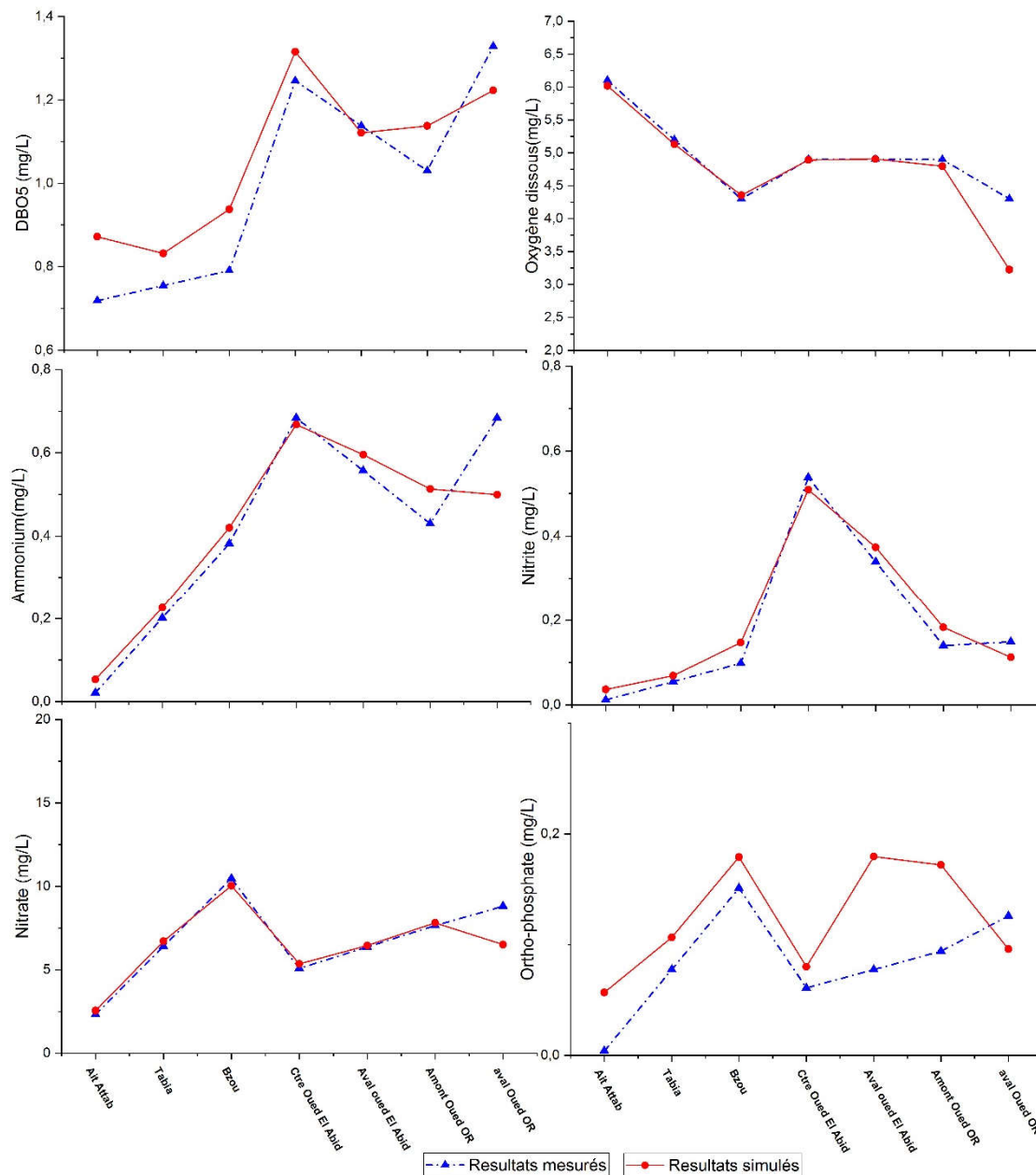


Figure 48: Comparaison entre les résultats simulés et mesurés pendant le mois de juillet de 2017

1. Analyse de la stabilité des résultats obtenus

L'analyse de la stabilité des prédictions de notre modèle a été entreprise pour identifier les paramètres les plus instables. Grace à cette analyse, nous pouvons évaluer l'impact de la variation des différents mois de simulation sur la stabilité de notre modèle proposé.

Cette analyse a été effectuée en se basant sur la corrélation linéaire qui peut exister entre les valeurs simulées par notre modèle et celles que nous avons mesurées sur terrain. Le coefficient de détermination (R^2) et RMSE donnent l'efficacité des résultats obtenus et la marge d'erreur qui indique l'adéquation absolue du modèle aux données, c.-à-d. la distance entre les points de données observés et les valeurs prédites par le modèle.

Les résultats de stabilité ont été obtenus en comparant les résultats de nos simulations avec les résultats mesurés au terrain pendant les 12 mois d'échantillonnage qu'on a réalisés (figure 49).

La stabilité des résultats au niveau des différents paramètres se justifie parfaitement par une corrélation très significative (R^2 supérieur à 0.9) pour les formes azotées et phosphatées. Cependant les résultats de l'oxygène dissous et de la DBO₅ sont moins stables (R^2 supérieur à 0.7). L'instabilité de ces deux derniers paramètres, peut être expliquée par le fait que peut être les charges des sources de pollution de la région ne sont pas estimées sachant que toutes les communes riveraines de l'oued El Abid souffrent d'un réseau d'assainissement.

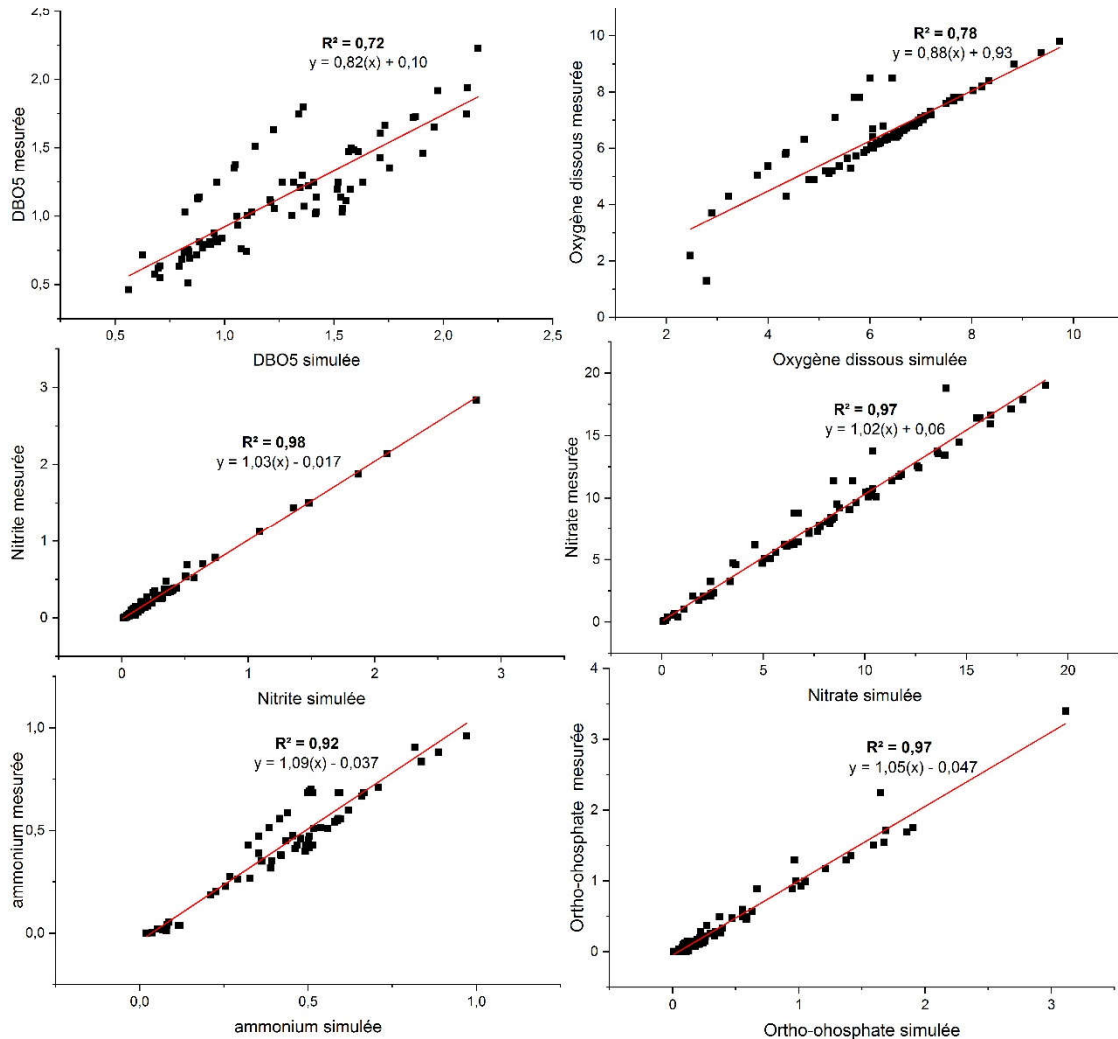


Figure 49: Corrélation entre les paramètres simulés et mesurés

VI. CALCUL DE L'INDICE SIMPLIFIE WQI_{min1} PAR LES DONNEES SIMULEES

Dont l'objectif de calculer l'indice WQI_{min1} élaboré précédemment dans la partie expérimentale, on a essayé de chercher la corrélation entre les résultats des paramètres simulés et ceux mesurés pour le TH, pH et la conductivité électrique.

Cette corrélation a été vérifiée en utilisant la méthode de pas à pas « Stepwise ». Grâce à cette méthode, on a identifié les combinaisons qui sont nécessaire pour estimer les paramètres qui ne sont pas simulés. Le tableau 38 montre les corrélations qui peuvent exister entre les paramètres simulés et ceux non simulés.

Tableau 38: Corrélation entre paramètres simulés et non simulés (pH, CE et TH)

	Les paramètres corrélés	R ²	RMSE
Conductivité électrique	Ammonium, Nitrate et Oxygène dissous	0.62	29.3
TH	Nitrite et l'Ortho-phosphate	0.64	7.02
pH	DBO ₅ , Nitrate et le TH (estimé par le NO ₂ et PO ₄)	0.75	0.16

D'après le tableau 39, le pH peut être déterminé en utilisant trois paramètres (DBO₅, nitrate et TH) avec une précision de l'ordre de R²=0.75, cependant le TH et la conductivité électrique possèdent une corrélation avec les autres de l'ordre de 0.6. Grâce à ces résultats de corrélation, on a créé une équation d'estimation de ces paramètres tout en utilisant les paramètres simulés.

Pour une telle corrélation, une comparaison entre le calcul de l'indice WQI_{min1} à travers les résultats simulés et celui des données mesurées sur terrain, a été effectuée. La corrélation déduite entre WQI_{min1} calculé par simulation et WQI_{min1} calculé par méthode mesurée est de l'ordre de R²=0.82 (Figure 50). Ceci, explique bien la meilleure corrélation entre les deux indices et par la suite la fiabilité des données simulées pour calculer l'indice de WQI_{min1}.

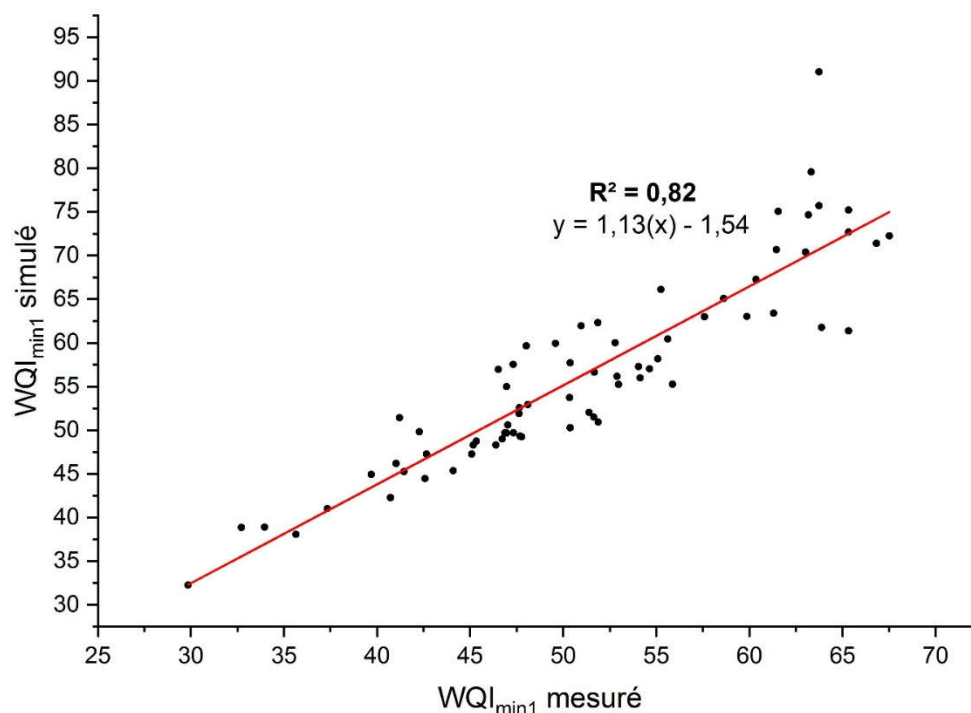


Figure 50 : Comparaison entre calcul d'indice WQI_{min1} simulé et celui mesuré

VII. PRISE DES ACTIONS (PROPOSITIONS DES SOLUTIONS)

Les solutions de protection et ou de diminution de la dégradation de la qualité de l'eau survenue au niveau de la partie aval de l'Oued El Abid vont être évaluées tout en utilisant les simulations de notre modèle. Grâce à cet outil de décision, on peut par la suite tester la fiabilité et l'efficacité de chaque remède proposé pour se débarrasser de la détérioration de la qualité de l'eau.

Le choix de la solution la plus adéquate à cette problématique environnementale repose sur la sélection d'un remède optimal qui dépend essentiellement de son efficacité en terme de réduction de polluants, dépend aussi de sa charge demandée (moins coûteuse) et de sa durabilité. Deux propositions, parmi d'autres, ont été développées pour voir leurs faisabilités.

1. Proposition 1: contrôler les eaux usées rejetées dans l'oued El Abid

Comme il est déjà signalé dans les parties précédentes, toutes les eaux usées de la région se rejettent, d'une manière direct ou indirect, dans l'oued El Abid; ce qui imposent des risques majeurs de dégradation la qualité de l'eau.

Donc, pour réduire ou éliminer cet impact négatif, on est amené à tester plusieurs scénarios tout en se basant sur notre modèle et tout en réduisant progressivement la charge polluante des eaux usées (en instaurant des STEP de plus en plus rentables). Plusieurs scénarios ont été envisagés :

- Scénario 1 : calcul du WQI_{min1} avec 25% des rejets traités ;
- Scénario 2 : calcul du WQI_{min1} avec 50% des rejets traités ;
- Scénario 3 : calcul du WQI_{min1} avec 75% des rejets traités ;
- Scénario 4 : calcul du WQI_{min1} avec 100% des rejets traités (ou sans rejets) ;

En comparant le graphique de variation du WQI_{min1} en état actuel avec celui calculé lorsqu'on suppose qu'on n'a pas de, on peut constater l'impact négatif des eaux usées sur la détérioration de la qualité de l'Oued El Abid. Cet effet est très important à partir de la commune de l'Oued El Abid jusqu'au point de confluence avec l'Oued Oum Er-Rbia (Figure 51). D'autre part, on note, d'après cette figure, une amélioration nette si on passe de la situation actuelle vers une autre sans rejets.

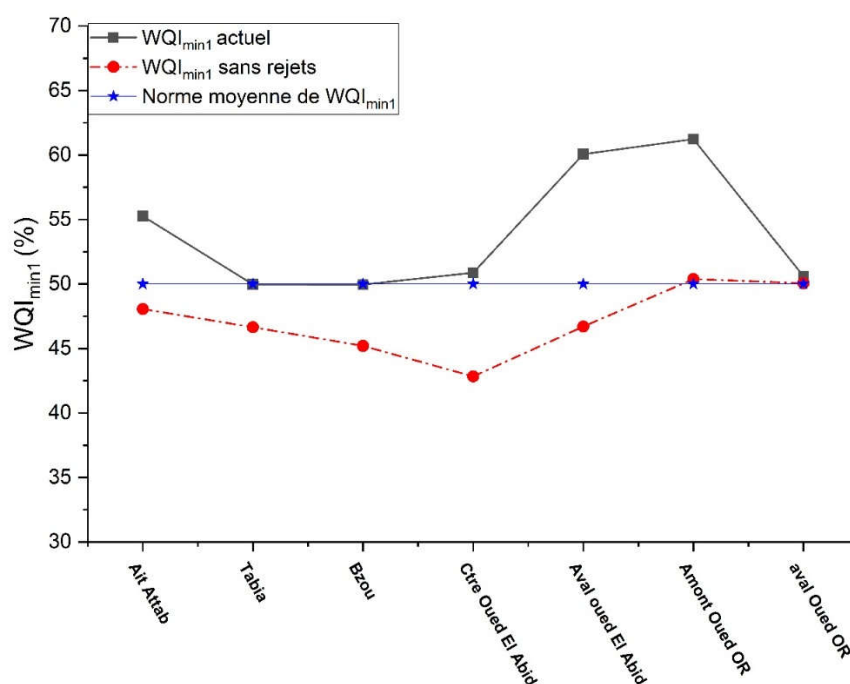


Figure 51: Variation de l'indice WQI_{min1} avec et sans rejets liquides

Le scénario d'avoir une situation pareille avec absence de rejets liquides, est difficile à réaliser. Donc, on est amené à tester d'autres scénarios dans lesquels on a proposé des traitements progressifs des rejets sortants des différentes communes de la région (abattement de 25%, 50% et 75%).

D'après la figure 52, un traitement de 25% des rejets liquides reste insuffisant pour améliorer la qualité de l'eau dans la partie aval de l'Oued El Abid. Cependant, lorsque le traitement dépasse 50%, on peut ressentir que l'impact des rejets liquides diminue d'une manière remarquable.

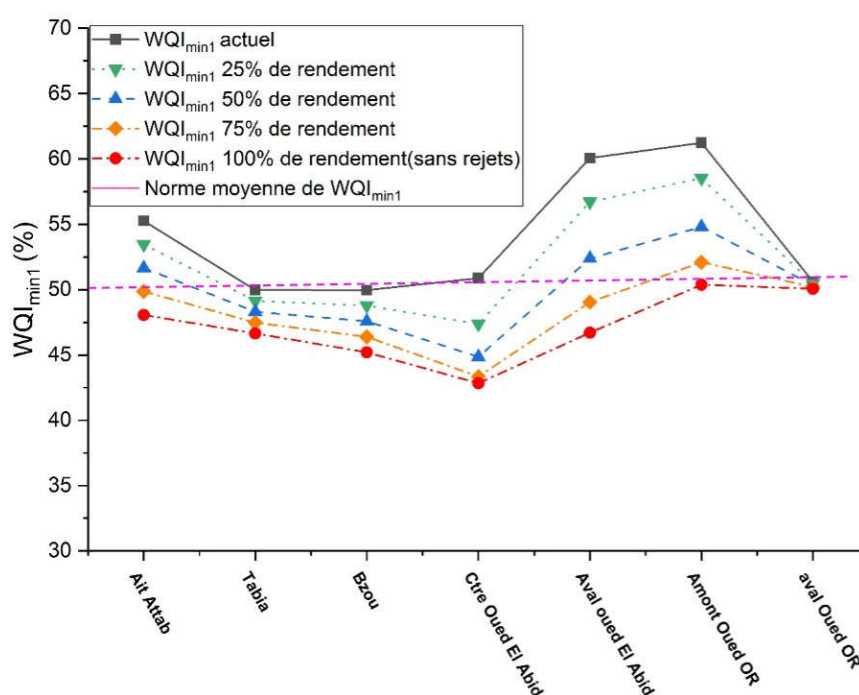


Figure 52: effet des rendements des STEP sur l'évolution de WQI_{min1}

2. Proposition 2: augmentation des débits des lâchers d'eau du barrage Bin El Ouidane

Il est bien évident qu'une augmentation de débit d'un cours d'eau qui est soumis à des sources de pollution peut diminuer la dégradation de ses eaux par phénomène de dilution. Cette dilution parvient de plus en plus lorsque le débit des lâchers du barrage augmente. Dans ce cadre, on a testé des scénarios d'augmentation de débit qui peut être lâché à partir du barrage Bin El Ouidane à fin d'en tirer la solution optimale rendant la qualité de l'eau dans les normes.

En augmentant le débit d'eau, dans la partie aval de l'Oued El Abid, à $2\text{m}^3/\text{s}$, on constate que l'indice simplifié de la qualité change d'une manière importante au niveau de la première station d'Ait Attab et de la commune de l'Oued El Abid (figure 53), tandis qu'au niveau des autres stations une faible modification de cette indice a été observée.

Les résultats obtenus avec une augmentation de $4\text{m}^3/\text{s}$ sont satisfaisants puisque la dilution de la pollution atteint la majorité des stations de la région d'étude.

Une telle solution de lâcher d'eau supérieur à $4\text{m}^3/\text{s}$ est loin d'être réalisable surtout en périodes sèches où les besoins en eau deviennent très critiques.

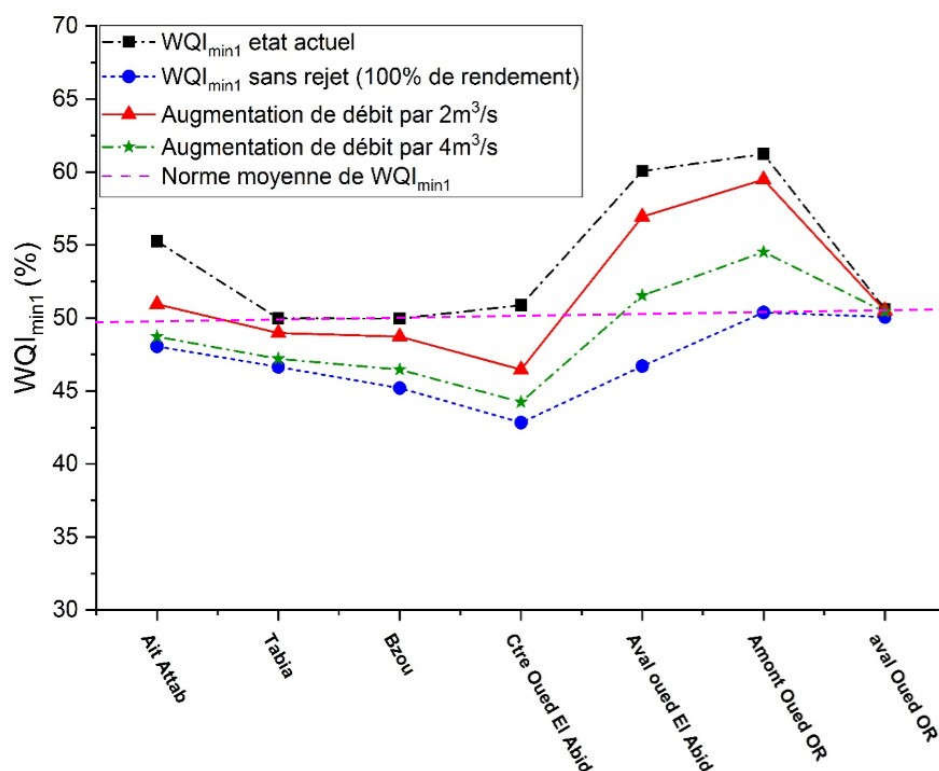


Figure 53: scenarios d'amélioration de la qualité par des lâchers d'eau à partir du barrage Bine El Ouidane

3. Solution adoptée

En comparant les deux propositions, le choix de l'installation des STEP de 50% de traitement minimal reste la meilleure solution et la plus durable pour améliorer la qualité de l'eau au niveau de la partie aval

de l'Oued El Abid. Cependant, une telle solution doit tenir compte du facteur économique de chaque commune, de sa simplicité et des conditions climatiques de la région.

D'après (Ait Ouhamchich et al., 2018), la performance de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Boujaâd (type lagunage), nous encourage à adopter le même type de traitement si on ne dit pas la même catégorie de STEP sachant qu'elle est instaurée dans les mêmes conditions climatiques.

VIII. SYNTHÈSE DE LA SIMULATION QUALITATIVE

La simulation de la qualité de l'oued El Abid a été menée en utilisant la solution de conservation de masse tout en prenant en considération les équations de sources et de pertes qui gèrent la variation de chaque paramètre simulé. Cette équation différentielle de conservation de masse a été résolue en choisissant l'approximation numérique par la méthode de différence finie qui permet d'avoir une solution approchée de cette équation à chaque station et à chaque instant (selon les pas de temps et de l'espace choisis).

Grace à la résolution de l'équation de conservation de masse, on a créé notre modèle de simulation. Ce modèle permet de simuler avec précision les indicateurs de pollution (DBO_5 et de l'oxygène dissous), les formes azotées et les ortho-phosphates. En utilisant ces paramètres, on a calculé notre indice simplifié de WQI_{min1} tout en utilisant les résultats obtenus à travers les différentes simulations des paramètres étudiés.

Les résultats obtenus, lors de la comparaison de l'indice de WQI_{min1} calculé à travers des données mesurées et celles simulées, montrent une corrélation très significative de l'ordre de $R^2=0.8$, ceci traduit la bonne calibration et validation de notre modèle.

La calibration et la validation des résultats obtenus ont été effectuées en utilisant la base de données collectées pendant 12 mois de terrain. Cette dernière, nous a permis de vérifier la stabilité et la fiabilité des résultats obtenus par notre modèle par rapport aux données collectées sur terrain.

Donc, ce modèle devient un outil de décision qui nous a servi à proposer deux solutions d'amélioration de la qualité au niveau de cette partie de la zone d'étude :

- La première vise à installer des stations d'épuration de type lagunage avec un rendement supérieur à 50% à la sortie de chaque commune de la région.
- La deuxième consiste à créer des lâchers d'eau à partir du barrage Bin El Ouidane avec un débit supérieur à $4m^3/s$.

En tenant compte des conditions climatiques et socio-économiques de la zone d'étude, on a opté pour le choix de la première solution d'installation d'une station d'épuration des eaux usées de type lagunage naturel qui nous semble optimale et durable.

CONCLUSION GENERALE & RECOMMANDATIONS

Notre thèse de recherche prend la gestion des eaux de l'oued El Abid comme objectif. A cet effet, on a réalisé un suivi continu dans le temps et l'espace des principaux cours d'eau formant le bassin versant. Ce contrôle a révélé que la qualité en aval du barrage de Bin El Ouidane connaît une détérioration significative par rapport aux autres tronçons du bassin. Un tel contrôle des eaux du bassin est une tâche pénible et très coûteuse lorsqu'on souhaite faire un suivi mensuel. C'est pour cette raison, on a testé de nouvelles approches de suivi et de contrôle à distance à fin d'optimiser la gestion des ressources en eau.

Les nouvelles approches de suivi de la qualité des eaux au premier temps reposent sur une élaboration d'un nouvel indice de qualité propre à notre zone d'étude (WQI_{min1}) et qui permet de réaliser une comparaison entre plusieurs échantillons issus de différentes stations avec une haute précision par rapport à la grille simplifiée. Cette dernière donne d'une façon sommaire l'état de la qualité de l'eau pour chaque élément analysé sans tenir compte et de permettre une détection minimales des variations en passant d'une station à l'autre.

Cet indice WQI_{min1} proposé a été vérifié selon les normes marocaines de qualité et il a prouvé ses capacités pour évaluer et classifier la qualité sachant les changements spatio-temporels des prélèvements et en utilisant un nombre minime des paramètres déployés au niveau de l'indice standardisé de NSF-WQI. Cette minimisation des paramètres permet d'optimiser autant que possible le coût, l'effort et le temps déployés pour calculer l'indice NSF-WQI standard. Donc, l'utilisation de ce nouvel indice va aider les décideurs (ABHOER) à bien contrôler, facilement, dans un délai bref et avec un coût faible, les cours d'eau lors des surveillances futures.

L'apport de la télédétection spatiale a été testé pour estimer la qualité de l'eau du barrage de Bin El Ouidane et le suivi de l'évolution du couvert végétal. Cette nouvelle approche nous a permis de faire une collecte des données instantanées sans faire recours aux déplacements sur terrain et aux analyses au laboratoire. La fiabilité des résultats obtenus a été quantifiée du fait que la calibration a été basée sur des modèles mathématiques de corrélation et par la validation en le comparant avec des résultats mesurés réellement sur terrain. Ceci, nous a servi de déduire soit la variation de la qualité de l'eau du barrage de Bin El Ouidane ou bien le taux du couvert végétal avec une marge d'erreur minimale. Cette approche nous a aidés à combler les lacunes de notre base de données et de faire une évaluation à long terme de l'évolution des espaces de stockage de l'eau disponible dans notre bassin versant.

Le suivi de l'évolution du couvert végétal a révélé que ce dernier impacte grossièrement la réponse hydrologique du bassin versant, spécifiquement au niveau de la partie amont. Cet impact est apparent lorsque le taux du couvert végétal diminue, et se manifeste par des écoulements torrentiels sous formes des inondations violentes qui causent des dégâts en matériels et humains importants. Grâce à la simulation hydraulique on a essayé de prévoir et de délimiter les zones qui seront les plus touchées par ce phénomène aux différents temps de retours et par la suite de fournir un support scientifique aux décideurs pour choisir la meilleure manière de protection des riverains.

La combinaison entre ces résultats de l'étude qualitative et quantitative a été effectuée dans un cadre d'une simulation mathématique de la qualité des eaux de surface du bassin. Cette simulation a été exécutée au niveau de la partie aval où on a une diminution progressive de la qualité et dont l'objectif de se rapprocher à ce qui se passe au niveau de cette partie en termes de processus chimiques et biologiques. Cette simulation nous a permis de choisir quelles sont les solutions les plus convenables qui peuvent diminuer la détérioration de la qualité au niveau de chaque tronçon et par la suite de mieux agir.

En terme des solutions testées et proposées par notre modèle de simulation, la meilleure façon durable pour protéger cette partie aval contre la détérioration de la qualité est de réaliser au moins 3 stations de traitement des eaux usées de type lagunage naturel de rendement 50% au moins à la sortie de chaque commune de l'Oued El Abid.

Cependant la solution provisoire, a été suggérée par la création des lâchers à partir du barrage de Bin El Ouidane avec des débits de l'ordre de $4\text{m}^3/\text{s}$, qui va créer une forte dilution de la charge polluante et par la suite peut aider le cours d'eau à avoir son pouvoir auto-épurateur. Cette solution provisoire reste moins efficace surtout pendant les périodes de sécheresse quand les chutes d'eau restent difficilement réalisables.

En perspective :

- En terme de perspectives, les résultats obtenus à travers ces approches de recherche scientifique peuvent constituer une plateforme et un support essentiel pour les décideurs qui s'intéressent à la gestion des ressources en eau dans le bassin versant à fin de les protéger contre toute sorte de pollution et de choisir la solution optimale en terme de rentabilité.
- Cependant, ces méthodes de récolte des données à distance pour caractériser la qualité des eaux de surface doivent toujours faire l'objet d'une actualisation et d'application sur d'autres sites de prélèvement et bassins versants avec d'autres caractéristiques physiographiques. Ceci pour augmenter la fiabilité de ces approches et par la suite leurs utilisation et application à grande l'échelle (nationale ou internationale) au lieu des méthodes classiques plus coûteuses.
- L'étude quantitative des eaux du bassin versant a révélé que les risques des inondations seront de plus en plus catastrophiques et vont toucher de plus en plus les populations qui logent les cours d'eau. A cet effet, il est nécessaire de réagir aux endroits les plus menacés pour éviter toute sorte des dégâts humains et en matériels.
- Dans notre étude quantitative, on a essayé d'évaluer et de suivre l'impact de la variation du taux du couvert végétal sur l'augmentation des inondations enregistrées dans le bassin. Ceci a montré qu'il existe une corrélation étroite entre ces deux phénomènes. Cependant, d'autres paramètres qui ne sont pas vérifiés pendant cette période de recherche peuvent aussi influencer l'augmentation des débits du bassin tels que la pédologie, l'intensité des précipitations et le type du couvert végétal.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abbasi, T., Abbasi, S.A., 2012. Water-Quality Indices, in: Water Quality Indices. Elsevier, pp. 353–356.
- 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. *J. Hydrol.* 524, 733–752.
- Abbaspour, K.C., Yang, J., Maximov, I., Siber, R., Bogner, K., Mieleitner, J., Zobrist, J., Srinivasan, R., 2007. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *J. Hydrol.* 333, 413–430.
- Adams, V.D., 2017. Water and wastewater examination manual. Routledge.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Veríssimo, S., Okada, E.K., 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Rev. Fish Biol. Fish.* 14, 11–19. <https://doi.org/10.1007/s11160-004-3551-y>
- Agoussine, M., Bouchaou, L., 2004a. Les problèmes majeurs de la gestion de l’eau au Maroc. *Sci. Chang. Planétaires Sécher.* 15, 187–194.
- Agoussine, M., Bouchaou, L., 2004b. Les problèmes majeurs de la gestion de l’eau au Maroc. *Sci. Chang. Planétaires Sécher.* 15, 187–194.
- Ahattab, J., Serhir, N., Lakhal, E.K., 2015. Vers l’élaboration d’un système d’aide à la décision pour le choix des méthodes d’estimation des débits max des crues: réadaptation aux données hydrologiques récentes. *Houille Blanche* 63–70.
- Ahmadalipour, A., Moradkhani, H., Yan, H., Zarekarizi, M., 2017. Remote sensing of drought: vegetation, soil moisture, and data assimilation, in: Remote Sensing of Hydrological Extremes. Springer, pp. 121–149.
- Akesbi, N., 2006. Evolution et perspectives de l’agriculture marocaine. Rapport 50, 85–198.
- Alibou, J., 2002. Impacts des changements climatiques sur les ressources en eau et les zones humides du Maroc. Table Ronde Régionale En Méditerranée Athènes Grèce 1–39.
- Ambrose, R.B., 1988. WASP4, a hydrodynamic and water quality model: model theory, user’s manual and programmer’s guide. US Environmental Protection Agency.
- Arioua, A., 2017. Cours de modélisation: Systèmes aquatiques de surface.
- Armstrong, R., Hilton, A., 2010. Statistical analysis in microbiology: statnotes. Wiley.
- Arnold, J.G., Williams, J.R., Nicks, A.D., Sammons, N.B., 1990. SWRRB; a basin scale simulation model for soil and water resources management. SWRRB Basin Scale Simul. Model Soil Water Resour. Manag.
- Assembly, I.A. of H.S.S., 1997. Human Impact on Erosion and Sedimentation. IAHS.
- Azevedo, L.G.T. de, Gates, T.K., Fontane, D.G., Labadie, J.W., Porto, R.L., 2000. Integration of water quantity and quality in strategic river basin planning. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 126, 85–97.
- Bachelard, G., 1979. L’eau et les rêves. Services converti-braille Cypihot-Galarneau.
- Bagnouls, F., Gaussen, H., 1957. Les climats biologiques et leur classification, in: Annales de Géographie. JSTOR, pp. 193–220.
- Baiddah, A., Saidi, M.E., Daoudi, L., El Mimouni, A., Smaïj, Z., 2012. Typologie des crues en zone montagneuse, océanique et semi aride. le cas du bassin versant du Ksob (haut atlas occidental, Maroc). *LARHYSS J. P-ISSN 1112-3680E-ISSN 2602-7828*.
- Barrage Bin el Ouidane, 2016. . Wikipédia.
- Barriuso, E., Calvet, R., Schiavon, M., Soulas, G., 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols. *Etude Gest. Sols* 3, 279–296.
- Basnyat, P., Teeter, L.D., Lockaby, B.G., Flynn, K.M., 2000. The use of remote sensing and GIS in watershed level analyses of non-point source pollution problems. *For. Ecol. Manag.* 128, 65–73.
- Beck, M.B., 1987. Water quality modeling: a review of the analysis of uncertainty. *Water Resour. Res.* 23, 1393–1442.
- Bencala, K.E., 2000. Hyporheic zone hydrological processes. *Hydrol. Process.* 14, 2797–2798.
- Benhamrouche, A., Martin-Vide, J., 2017. Évolutions de la concentration des précipitations journalières sur les littoraux du bassin méditerranéen occidental (1951-2010). *Physio-Géo Géographie Phys. Environ.* 107–127.
- Bennani, O., Saidi, M.E.M., Trambay, Y., Leone, F., 2016. Apport de modélisation hydraulique à la cartographie des zones inondables. Cas du bassin versant de la Gheraya (Haut Atlas, Maroc).
- Bertrand-Krajewski, J.-L., 2002. Modélisation des flux polluants en hydrologie urbaine: évolutions depuis les années 1960 et perspectives pour les années 2000. *Houille Blanche* 103–109.
- Bhargava, D.S., 1983. Most rapid BOD assimilation in Ganga and Yamuna rivers. *J. Environ. Eng.* 174–188.

- Bitar, K., Jouilil, I., Delhi, R., Hilali, A., Benzha, F., Kaoukaya, A., Rhinane, H., Baidder, L., Tahiri, M., 2013. Evaluation qualitative et identification des sources de pollution du bassin versant de L'oum erbia, Maroc. LARHYSS J. ISSN 1112-3680.
- Black, M., 2016. The atlas of water: mapping the World's most critical resource. Univ of California Press.
- Bonnefille, R., Bush, M.B., Flenley, J.R., Gosling, W.D., 2007. Tropical rainforest responses to climatic change.
- Borah, D.K., Bera, M., 2004. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of applications. Trans. ASAE 47, 789.
- Borrego, A.F., Romero, P., 1982. Study of the microbiological pollution of a Malaga littoral area II. Relationship Fecal Coliforms Fecal Streptococci VI^e Journ. Étude Pollut. Cannes Fr. 561–569.
- Bouaicha, R., Benabdelfadel, A., 2010. Variabilité et gestion des eaux de surface au Maroc. Sci. Chang. PlanétairesSécheresse 21, 325–326.
- Boudhar, A., Duchemin, B., Hanich, L., Boulet, G., Chehbouni, A., 2011. Spatial distribution of the air temperature in mountainous areas using satellite thermal infra-red data. Comptes Rendus Geosci. 343, 32–42.
- Bouguerne, A., Boudoukha, A., Benkhaled, A., Mebarkia, A.-H., 2016. Assessment of surface water quality of Ain Zada dam (Algeria) using multivariate statistical techniques. Int. J. River Basin Manag. 15, 133–143. <https://doi.org/10.1080/15715124.2016.1215325>
- Boukdir, A., El Meslouhi, R., Mabrouki, M., El Mahboul, A., Mbaki, V.R.E., Zitouni, A., Baite, W., Echakraoui, Z., 2017. Predicting Soil Erosion and Sediment Yield in Oued El Abid Watershed, Morocco.
- Bousbih, S., Zribi, M., Lili-Chabaane, Z., Baghdadi, N., El Hajj, M., Gao, Q., Mougnot, B., 2017. Potential of Sentinel-1 Radar Data for the Assessment of Soil and Cereal Cover Parameters. Sensors 17, 2617.
- Bouvy, M., Nascimento, S.M., Molica, R.J., Huszar, V.L., Azevedo, S.M., 2003. Approche écologique de la qualité de l'eau des réservoirs dans la région semi-aride de l'État du Pernambuco (Nordeste brésilien). Sci. Chang. PlanétairesSécheresse 14, 85–93.
- Brabec, E., Schulte, S., Richards, P.L., 2002. Impervious Surfaces and Water Quality: A Review of Current Literature and Its Implications for Watershed Planning. J. Plan. Lit. 16, 499–514. <https://doi.org/10.1177/088541202400903563>
- Brezonik, P., Menken, K.D., Bauer, M., 2005. Landsat-based remote sensing of lake water quality characteristics, including chlorophyll and colored dissolved organic matter (CDOM). Lake Reserv. Manag. 21, 373–382.
- Brönmark, C., Hansson, L.-A., 2002. Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. Environ. Conserv. 29, 290–307.
- Brown, R.M., McClelland, N.I., Deininger, R.A., Tozer, R.G., 1970. A WATER QUALITY INDEX- DO WE DARE.
- Brundtland, G.H., 1987. Report of the World Commission on environment and development: "our common future.". United Nations.
- Bsaibes, A., Courault, D., Baret, F., Weiss, M., Olioso, A., Jacob, F., Hagolle, O., Marloie, O., Bertrand, N., Desfond, V., 2009. Albedo and LAI estimates from FORMOSAT-2 data for crop monitoring. Remote Sens. Environ. 113, 716–729.
- Bukata, R.P., Jerome, J.H., Kondratyev, A.S., Pozdnyakov, D. V., 2018. Optical properties and remote sensing of inland and coastal waters. CRC press.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2004. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. Sociol. Methods Res. 33, 261–304.
- Burt, T.P., Howden, N.J.K., Worrall, F., 2014. On the importance of very long-term water quality records. Wiley Interdiscip. Rev. Water 1, 41–48.
- Bzioui, M., 2004. Rapport national 2004 sur les ressources en eau au Maroc. UN Water-Afr. 94.
- CAÏDAT BZOU, 2009. Diagnostic Territorial Participatif de la commune rurale de BZOU.
- Cardille, J.A., Leguet, J.-B., del Giorgio, P., 2013. Remote sensing of lake CDOM using noncontemporaneous field data. Can. J. Remote Sens. 39, 118–126.
- Carrer, G., 2012. Les secrets hydrologiques des tourbières de la baie James. Capsul. INRSsciences 1–7.
- Cary, P., Giglio-Jacquemot, A., Giglio, T., Melo, A., 2015. Vivre avec la pénurie d'eau à Recife. Déni public et alternatives privées. Espace Popul. Sociétés Space Popul. Soc.
- Cawley, G.C., Talbot, N.L., 2003. Efficient leave-one-out cross-validation of kernel fisher discriminant classifiers. Pattern Recognit. 36, 2585–2592.
- Ceccato, P., Gobron, N., Flasse, S., Pinty, B., Tarantola, S., 2002. Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: Part 1: Theoretical approach. Remote Sens. Environ. 82, 188–197.

- Centre Régional d'Investissement (CRI), 2016. Secteurs d'activité: Agriculture [WWW Document]. URL <http://coeurdumaroc.ma/cri/public/documents/secteur-agriculture-59181.pdf> (accessed 7.24.18).
- Chapra, S.C., 2008. Surface water-quality modeling. Waveland press.
- Che Osmi, S.F., Malek, M.A., Yusoff, M., Azman, N.H., Faizal, W.M., 2016. Development of river water quality management using fuzzy techniques: a review. *Int. J. River Basin Manag.* 14, 243–254. <https://doi.org/10.1080/15715124.2015.1105232>
- Cherifi, O., Loudiki, M., 1999a. Flood transport of dissolved and suspended matter in the El Abid river basin (Morocco), in: *Man and River Systems*. Springer, Dordrecht, pp. 287–294.
- Cherifi, O., Loudiki, M., 1999b. Flood transport of dissolved and suspended matter in the El Abid river basin (Morocco), in: *Man and River Systems*. Springer, Dordrecht, pp. 287–294.
- Christensen, S., Rasmussen, K.R., Moller, K., 1998. Prediction of regional ground water flow to streams. *Groundwater* 36, 351–360.
- Constantz, J., STONESTROM, D.A., 2003. Heat as a tracer of water movement near streams. *US Geol. Surv. Circ.* 1–96.
- Cosgrove, W.J., Rijsberman, F.R., 2014. *World water vision: making water everybody's business*. Routledge.
- Daccache, A., Elbana, M.A., Fouial, A., Karajeh, F., Khadra, R., Lamaddalena, N., Saliba, R., Scardigno, A., Steduto, P., Todorovic, M., 2016. Chapitre 3-Gestion des ressources en eau, in: *Mediterra 2016: Zéro Gaspillage En Méditerranée*. Presses de Sciences Po (PFNSP), pp. 71–94.
- Debels, P., Figueroa, R., Urrutia, R., Barra, R., Niell, X., 2005. Evaluation of water quality in the Chillán River (Central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. *Environ. Monit. Assess.* 110, 301–322.
- Dekker, A.G., Vos, R.J., Peters, S.W.M., 2001. Comparison of remote sensing data, model results and in situ data for total suspended matter (TSM) in the southern Frisian lakes. *Sci. Total Environ.* 268, 197–214.
- Deroche, M.-E., 1983. Relations entre la photosynthèse et l'assimilation de l'azote. *Bull. Société Bot. Fr. Actual. Bot.* 130, 85–98. <https://doi.org/10.1080/01811789.1983.10826592>
- Destombes, J., 1952. Gypse, sel et autres substances des dépôts d'évaporation. *XIX Congrès Géol Int Monogr Région 3e Sér Maroc N 1*, 359–370.
- Ding, X., Wang, S., Jiang, G., Huang, G., 2017. A simulation program on change trend of pollutant concentration under water pollution accidents and its application in Heshangshan drinking water source area. *J. Clean. Prod.* 167, 326–336.
- Directive-cadre sur l'eau, 2018. . Wikipédia.
- Durand, A., 2003. Rôle de la forêt sur les crues. *Houille Blanche* 129–134.
- El Hammoumi, N., Sinan, M., Lekhlif, B., El Mahjoub, L., 2012. Évaluation de la qualité des eaux souterraines pour l'utilisation dans l'eau potable et l'agriculture: plaine de Tadla, Maroc. *Afr. Sci. Rev. Int. Sci. Technol.* 8.
- Ennaji, W., Barakat, A., Karaoui, I., El Baghdadi, M., Arioua, A., 2018. Remote sensing approach to assess salt-affected soils in the north-east part of Tadla plain, Morocco. *Geol. Ecol. Landsc.* 1–7.
- Etienne, H., Guessab, D., Archambault, C., 1975. The Tadla plain. *Notes Mém Serv Géol Maroc* 231, 299–364.
- Ettazarini, S., 2006. Mapping of groundwater quality in the Turonian aquifer of Oum Er-Rabia Basin, Morocco: a case study. *Environ. Geol.* 50, 919–929.
- European Space Agenc, 2013. European Space Agency: Sentinel-1 User Handbook - Google Scholar [WWW Document]. URL https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Sentinel-2+User+Handbook&author=European+Space+Agency&publication_year=2015 (accessed 11.23.18).
- Ewen, J., Parkin, G., O'Connell, P.E., 2000. SHETRAN: distributed river basin flow and transport modeling system. *J. Hydrol. Eng.* 5, 250–258.
- Eweys, O.A., Escorihuela, M.J., Villar, J.M., Er-Raki, S., Amazirh, A., Olivera, L., Jarlan, L., Khabba, S., Merlin, O., 2017. Disaggregation of SMOS soil moisture to 100 m resolution using MODIS optical/thermal and sentinel-1 radar data: Evaluation over a bare soil site in morocco. *Remote Sens.* 9, 1155.
- Federation, W.E., Association, A.P.H., 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. *Am. Public Health Assoc. APHA Wash. DC USA*.
- Fensholt, R., Sandholt, I., Rasmussen, M.S., 2004. Evaluation of MODIS LAI, fAPAR and the relation between fAPAR and NDVI in a semi-arid environment using in situ measurements. *Remote Sens. Environ.* 91, 490–507.
- Fichot, C.G., Downing, B.D., Bergamaschi, B.A., Windham-Myers, L., Marvin-DiPasquale, M., Thompson, D.R., Gierach, M.M., 2015. High-resolution remote sensing of water quality in the San Francisco Bay–Delta Estuary. *Environ. Sci. Technol.* 50, 573–583.

- Flores, J.C., 2002. Comments to the use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquia river. *Water Res.* 36, 4664–4666.
- Fohrer, N., Haverkamp, S., Eckhardt, K., Frede, H.-G., 2001. Hydrologic response to land use changes on the catchment scale. *Phys. Chem. Earth Part B Hydrol. Oceans Atmosphere* 26, 577–582.
- Franklin, S.E., Wulder, M.A., 2002. Remote sensing methods in medium spatial resolution satellite data land cover classification of large areas. *Prog. Phys. Geogr.* 26, 173–205.
- Frohn, R.C., Lopez, R.D., 2017. *Remote Sensing for Landscape Ecology: New Metric Indicators: Monitoring, Modeling, and Assessment of Ecosystems*. CRC Press.
- Gao, B.-C., 1996. NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sens. Environ.* 58, 257–266.
- Geldreich, E.E., Litsky, W., 1976. Fecal coliform and fecal streptococcus density relationships in waste discharges and receiving waters. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 6, 349–369.
- Giardino, C., Brando, V.E., Dekker, A.G., Strömbeck, N., Candiani, G., 2007. Assessment of water quality in Lake Garda (Italy) using Hyperion. *Remote Sens. Environ.* 109, 183–195.
- Gillies, R.R., Kustas, W.P., Humes, K.S., 1997. A verification of the 'triangle' method for obtaining surface soil water content and energy fluxes from remote measurements of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and surface e. *Int. J. Remote Sens.* 18, 3145–3166.
- Gleick, P.H., 1993. Water and conflict: Fresh water resources and international security. *Int. Secur.* 18, 79–112.
- Gleick, P.H., Palaniappan, M., 2010. Peak water limits to freshwater withdrawal and use. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 11155–11162.
- Gnanglè, C.P., Glèlè Kakai, R., Assogbadjo, A.E., Vodounnon, S., Afouda Yabi, J., Sokpon, N., 2011. Tendances climatiques passées, modélisation, perceptions et adaptations locales au Bénin. *Climatologie*. <https://doi.org/10.4267/climatologie.259>
- Gonzalez, P., 2016. *Modélisation de la propagation des inondations en zone urbaine (PhD Thesis)*. École Polytechnique de Montréal.
- Goodell, C., Warren, C., 2006. Flood inundation mapping using HEC-RAS. *Obras Proy.* 18–23.
- Gorte, B.G.H., 2000. Land-use and catchment characteristics, in: *Remote Sensing in Hydrology and Water Management*. Springer, pp. 133–156.
- Gray, D., Wigham, J., 1972. Précipitation à l'origine des débits de pointe [Section] // Manuel des principes d'hydrologie. - Ottawa, Canada. Com. Natl. Can. Décenn. Hydrol. Int.
- Gray, N.F., 2008. *Drinking water quality: problems and solutions*. Cambridge University Press.
- Growns, I., Reinfelds, I., Williams, S., Coade, G., 2009. Longitudinal effects of a water supply reservoir (Tallowa Dam) on downstream water quality, substrate and riffle macroinvertebrate assemblages in the Shoalhaven River, Australia. *Mar. Freshw. Res.* 60, 594–606.
- Hamdaoui, S., 2017. La régionalisation avancée au Maroc: entre la lutte contre les changements climatiques et la protection de l'environnement. *Rev. Jurid. L'environnement* 42, 425–442.
- Haut Commissariat au Plan du Maroc, 2014. Recensement Général de la Population et de l'Habitat 2014.
- Hess, C., Missante, G., Schoen, U., 1964. Étude minéralogique des argiles de quelques roches-mères et sols des Beni Moussa (Tadla). *Al Awamia* 10, 115–139.
- Hingray, B., Picouet, C., Musy, A., 2009. *Hydrologie: Une science pour l'ingénieur*. PPUR presses polytechniques.
- Hoepffner, C., Houari, M.R., Bouabdelli, M., 2006. Tectonics of the North African Variscides (Morocco, western Algeria): an outline. *Comptes Rendus Geosci.* 338, 25–40.
- Hsissou, Y., Chauve, P., Mania, J., 1996. L'aquifère des calcaires du Turonien (Bassin du Tadla, Maroc). *Alimentations locales et lointaines à partir de l'Atlas*. *J. Hydrol.* 183, 433–443.
- Huang, C., Chen, Y., Wu, J., 2014. Mapping spatio-temporal flood inundation dynamics at large river basin scale using time-series flow data and MODIS imagery. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation* 26, 350–362. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.09.002>
- Huete, A.R., 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sens. Environ.* 25, 295–309.
- Hunter, P.D., Tyler, A.N., Carvalho, L., Codd, G.A., Maberly, S.C., 2010. Hyperspectral remote sensing of cyanobacterial pigments as indicators for cell populations and toxins in eutrophic lakes. *Remote Sens. Environ.* 114, 2705–2718.
- Ibough, H., El Bchari, F., Bouabdelli, M., Souhel, A., Youbi, N., 2001. L'accident tizal-azourki haut atlas central du Maroc: déformations synsedimentaires liasiques en extension et conséquences du serrage atlasique. *Estud. Geol.* 57, 15–30.
- Idrissi, Y.A., Darwesh, N., Belhaili, I., Achheb, A.L., Alemad, A., Elkharrim, K., Belghyti, D., 2015. Etude des performances épuratoires de la technique de Lagunage naturel de la station d'épuration des eaux usées domestique de la ville d'Azilal-MAROC-[Study of the treatment performance of the technique of

- Natural lagoons of the treatment plant for domestic wastewater of the city Azilal-MAROC-]. *Int. J. Innov. Appl. Stud.* 13, 507.
- Joksimovic, D., Kubik, J., Hlavinek, P., Savic, D., Walters, G., 2006. Development of an integrated simulation model for treatment and distribution of reclaimed water. *Desalination* 188, 9–20.
- Jolliffe, I.T., 1986. Principal Component Analysis and Factor Analysis, in: *Principal Component Analysis*. Springer, pp. 115–128.
- Justice, C.O., Kendall, J.D., Dowty, P.R., Scholes, R.J., 1996. Satellite remote sensing of fires during the SAFARI campaign using NOAA advanced very high resolution radiometer data. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 101, 23851–23863.
- Kallio, K., Attila, J., Härmä, P., Koponen, S., Pulliainen, J., Hyytiäinen, U.-M., Pyhälähti, T., 2008. Landsat ETM+ images in the estimation of seasonal lake water quality in boreal river basins. *Environ. Manage.* 42, 511–522.
- Kannel, P.R., Lee, S., Kanel, S.R., Khan, S.P., Lee, Y.-S., 2007. Spatial–temporal variation and comparative assessment of water qualities of urban river system: a case study of the river Bagmati (Nepal). *Environ. Monit. Assess.* 129, 433–459.
- Karaoui, I., Arioua, A., El Amrani Idrissi, A., Nouaim, W., Elhamdouni, D., Ouhamchich, K.A., Hssaisoune, M., Hnini, R., 2017. Evaluation of the River-Shallow Aquifer Exchange Process Effect on Surface Water Quality Deterioration. *J. Geosci. Environ. Prot.* 05, 121–132. <https://doi.org/10.4236/gep.2017.56013>
- Karaoui, I., Arioua, A., Idrissi, A.E.A., Hssaisoune, M., Nouaim, W., ouhamchich, kamal A., Elhamdouni, D., 2018. Assessing land use /cover variation effects on flood intensity via hydraulic simulations. *Geol. Ecol. Landsc.* 2, 73–80. <https://doi.org/10.1080/24749508.2018.1452461>
- Karmegam, U., Chidambaram, S., Prasanna, M.V., Sasidhar, P., Manikandan, S., Johnsonbabu, G., Dheivanayaki, V., Paramaguru, P., Manivannan, R., Srinivasamoorthy, K., 2011. A study on the mixing proportion in groundwater samples by using Piper diagram and Phreeqc model. *Chin. J. Geochem.* 30, 490.
- Karrouchi, M., Touhami, M.O., Oujidi, M., Chourak, M., 2016. Cartographie des zones à risque d'inondation dans la région Tanger-Tétouan: Cas du bassin versant de Martil (Nord du Maroc)/[Mapping of flooding risk areas in the Tangier-Tetouan region: Case of Martil Watershed (Northern Morocco)]. *Int. J. Innov. Appl. Stud.* 14, 1019.
- Keeler, B.L., Polasky, S., Brauman, K.A., Johnson, K.A., Finlay, J.C., O'Neill, A., Kovacs, K., Dalzell, B., 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 201215991.
- Keupers, I., Willems, P., 2017. Development and testing of a fast conceptual river water quality model. *Water Res.* 113, 62–71.
- Kishino, M., Tanaka, A., Ishizaka, J., 2005. Retrieval of Chlorophyll a, suspended solids, and colored dissolved organic matter in Tokyo Bay using ASTER data. *Remote Sens. Environ.* 99, 66–74.
- Konrad, C.P., 2006. Location and timing of river-aquifer exchanges in six tributaries to the Columbia River in the Pacific Northwest of the United States. *J. Hydrol.* 329, 444–470.
- Kouassi, R.M., Koné, B., Yao, É.K., Silué, B., Cissé, G., Soro, N., 2015. Approvisionnement en eau potable, qualité de la ressource et risques sanitaires associés à Korhogo (Nord-Côte d'Ivoire). *Environ. Risques Santé* 14, 230–241.
- Krabbenhoft, D.P., Anderson, M.P., Bowser, C.J., 1990. Estimating groundwater exchange with lakes: 2. Calibration of a three-dimensional, solute transport model to a stable isotope plume. *Water Resour. Res.* 26, 2455–2462.
- Kraslawski, A., 2010. Modelling of pollutant transport in rivers: process engineering approach (PhD Thesis). Centre for Ecology and Hydrology.
- Kumara, G.M.P., Perera, M.D.D., Wijekoon, W., Pathmarajha, S., Dayawansa, N.D.K., Mowjood, M.I.M., Galagedara, L.W., 2016. Water Pollution in a Natural Stream and Its Impacts on Society and Environment: A Review of Studies on Meda Ela, Sri Lanka.
- Kutser, T., 2012. The possibility of using the Landsat image archive for monitoring long time trends in coloured dissolved organic matter concentration in lake waters. *Remote Sens. Environ.* 123, 334–338.
- Lahlou, A., 1982. La dégradation spécifique des bassins versants et son impact sur l'envasement des barrages. *Elhandassa Lwatania* 5, 23–27.
- Lavabre, J., Torres, D.S., Cernesson, F., 1993. Changes in the hydrological response of a small Mediterranean basin a year after a wildfire. *J. Hydrol.* 142, 273–299.
- Leone, F., Omira, R., Péroche, M., Mellas, S., de Richemond, N.M., Gherardi-Leone, M., Lavigne, F., Zourarah, B., Mehdi, K., Baptista, M.A., 2017. Apports des sciences géographiques à la prévention du risque tsunami au Maroc. *Hespéris-Tamuda* 52, 383–414.

- Leone, F., Vinet, F., 2006. La vulnérabilité des sociétés et des territoires face aux menaces naturelles. *Anal. Géographiques Coll«Géorisques*.
- Lépingle, D., 1993. Un schéma d'Euler pour équations différentielles stochastiques réfléchies. *Comptes Rendus Académie Sci. Sér. 1 Mathématique* 316, 601–605.
- Leroi, F., Joffraud, J.-J., Chevalier, F., Cardinal, M., 2001. Research of quality indices for cold-smoked salmon using a stepwise multiple regression of microbiological counts and physico-chemical parameters. *J. Appl. Microbiol.* 90, 578–587.
- Lessard, J.L., Hayes, D.B., 2003. Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River Res. Appl.* 19, 721–732.
- Liou, S.-M., Lo, S.-L., Wang, S.-H., 2004. A generalized water quality index for Taiwan. *Environ. Monit. Assess.* 96, 35–52.
- Lumb, A., Sharma, T.C., Bibeault, J.-F., 2011. A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions. *Water Qual. Expo. Health* 3, 11–24. <https://doi.org/10.1007/s12403-011-0040-0>
- Luo, F., Li, R., 2009. 3D Water environment simulation for North Jiangsu offshore sea based on EFDC. *J. Water Resour. Prot.* 1, 41.
- Majasalmi, T., Rautiainen, M., 2016. The potential of Sentinel-2 data for estimating biophysical variables in a boreal forest: a simulation study. *Remote Sens. Lett.* 7, 427–436. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2016.1149251>
- Martin, B., Drescher, A., Fournier, M., Guerrouah, O., Giacona, F., Glaser, R., Himmelsbach, I., Holleville, N., Riemann, D., Schonbein, J., 2015. Les événements extrêmes dans le fossé rhénan entre 1480 et 2012. Quels apports pour la prévention des inondations? *Houille Blanche* 82–93.
- Martin, J.L., McCutcheon, S.C., 2018. *Hydrodynamics and transport for water quality modeling*. CRC Press.
- Mattikalli, N.M., Richards, K.S., 1996. Estimation of surface water quality changes in response to land use change: application of the export coefficient model using remote sensing and geographical information system. *J. Environ. Manage.* 48, 263–282.
- Merrick, J.R., Garcia, M.W., 2004. Using value-focused thinking to improve watersheds. *J. Am. Plann. Assoc.* 70, 313–327.
- Ministère de l'Eau et de l'Environnement, 2002. Moroccan Standards for Surface Water Quality.
- Ministère Délégué auprès du Ministre de l'Énergie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, Chargé de l'Eau, 2016. PROCESSUS DE PLANIFICATION DES RESSOURCES EN EAU AU MAROC.
- Ministère délégué auprès du Ministre de l'Énergie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement chargé de l'Eau, Direction de la Recherche et de la Planification de l'Eau, Division Qualité de l'Eau, Service Surveillance de la Qualité de l'Eau, 2014. Etat de la Qualité des Ressources en Eau au Maroc. (2009-2012).
- Morgan, A.M., Royer, T.V., David, M.B., Gentry, L.E., 2006. Relationships among nutrients, chlorophyll-a, and dissolved oxygen in agricultural streams in Illinois. *J. Environ. Qual.* 35, 1110–1117.
- Moses, W.J., Gitelson, A.A., Berdnikov, S., Povazhnyy, V., 2009. Estimation of chlorophyll-a concentration in case II waters using MODIS and MERIS data—successes and challenges. *Environ. Res. Lett.* 4, 045005.
- MOUMEN, A., Oulidi, H.J., Khazaz, L., El Mansouri, B., 2015a. Système d'Information d'Eau au Maroc: Etat d'art, Problématique, Approche et Prototype. *Journ. Dr. En Systèmes D'Information Réseaux Télécommunications* 12–13.
- MOUMEN, A., Oulidi, H.J., Khazaz, L., El Mansouri, B., 2015b. Système d'Information d'Eau au Maroc: Etat d'art, Problématique, Approche et Prototype. *Journ. Dr. En Systèmes D'Information Réseaux Télécommunications* 12–13.
- Nagels, J.W., Davies-Colley, R.J., Smith, D.G., 2001. A water quality index for contact recreation in New Zealand. *Water Sci. Technol.* 43, 285–292.
- Nas, B., Karabork, H., Ekercin, S., Berkay, A., 2009. Mapping chlorophyll-a through in-situ measurements and Terra ASTER satellite data. *Environ. Monit. Assess.* 157, 375–382. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0542-9>
- Novotny, V., 2003. *Water quality: diffuse pollution and watershed management*. John Wiley & Sons.
- Ocampo-Duque, W., Ferre-Huguet, N., Domingo, J.L., Schuhmacher, M., 2006. Assessing water quality in rivers with fuzzy inference systems: A case study. *Environ. Int.* 32, 733–742.
- OCDE, 2003. Modèle "Pression-Etat-Réponse " de l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques. PME Parten.
- OFFICE NATIONAL DE L'EAU POTABLE, 2010. OFFICE NATIONAL DE L'EAU POTABLE.
- Olmanson, L.G., Bauer, M.E., Brezonik, P.L., 2008. A 20-year Landsat water clarity census of Minnesota's 10,000 lakes. *Remote Sens. Environ.* 112, 4086–4097.

- Olmanson, L.G., Brezonik, P.L., Bauer, M.E., 2015. Remote sensing for regional lake water quality assessment: capabilities and limitations of current and upcoming satellite systems, in: *Advances in Watershed Science and Assessment*. Springer, pp. 111–140.
- Orlob, G.T., 1983. *Mathematical modeling of water quality: Streams, lakes and reservoirs*. John Wiley & Sons.
- Ottlé, C., Vidal-Madjar, D., 1994. Assimilation of soil moisture inferred from infrared remote sensing in a hydrological model over the HAPEX-MOBILHY region. *J. Hydrol.* 158, 241–264.
- Ouhamchich, K.A., Arioua, A., Lbayny, M., Karaoui, I., El Habbari, K., Idrissi, A.E.A., Hssaisoune, M., Boulli, A., Elhamdouni, D., Elfiraoui, F.E., 2018. Performances Assessment of Wastewater Treatment Plant in Boujaâd City, Khouribga Province, Morocco. *Eur. Sci. J. ESJ* 14, 193.
- Paliwal, R., Sharma, P., Kansal, A., 2007. Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS. *J. Environ. Manage.* 83, 131–144.
- Palmer, S.C., Kutser, T., Hunter, P.D., 2015a. *Remote sensing of inland waters: Challenges, progress and future directions*. Elsevier.
- Palmer, S.C., Kutser, T., Hunter, P.D., 2015b. *Remote sensing of inland waters: Challenges, progress and future directions*. Elsevier.
- Papaioannou, G., Efstratiadis, A., Vasiliades, L., Loukas, A., Papalexiou, S.M., Koukouvinos, A., Tsoukalas, I., Kossieris, P., 2018. An Operational Method for Flood Directive Implementation in Ungauged Urban Areas. *Hydrology* 5, 24.
- Pappenberger, F., Beven, K., Horritt, M., Blazkova, S., 2005. Uncertainty in the calibration of effective roughness parameters in HEC-RAS using inundation and downstream level observations. *J. Hydrol.* 302, 46–69. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.06.036>
- Park, K., Kuo, A.Y., Shen, J., Hamrick, J.M., 1995. A three-dimensional hydrodynamic-eutrophication model (HEM-3D): description of water quality and sediment process submodels.
- Pesce, S.F., Wunderlin, D.A., 2000. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquia River. *Water Res.* 34, 2915–2926.
- Pierson, D.C., Strömbeck, N., 2000. A modelling approach to evaluate preliminary remote sensing algorithms: Use of water quality data from Swedish Great Lakes. *Geophysica* 36, 177–202.
- Pimpunchat, B., Sweatman, W.L., Triampo, W., Wake, G.C., Parshotam, A., 2007. Modelling river pollution and removal by aeration, in: *MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation. Land, Water & Environmental Management: Integrated Systems for Sustainability. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand*. pp. 2431–2437.
- Poirel, A., Gailhard, J., Capra, H., 2010. Influence des barrages-réservoirs sur la température de l'eau: exemple d'application au bassin versant de l'Ain. *Houille Blanche* 72–79.
- Raadgever, G.T., Mostert, E., Kranz, N., Interwies, E., Timmerman, J.G., 2008. Assessing management regimes in transboundary river basins: do they support adaptive management? *Ecol. Soc.* 13.
- Radmehr, A., Araghinejad, S., 2015. Flood vulnerability analysis by fuzzy spatial multi criteria decision making. *Water Resour. Manag.* 29, 4427–4445.
- Rao, C.S., Rao, B.S., Hariharan, A., Bharathi, N.M., 2010. Determination of water quality index of some areas in Guntur District Andhra Pradesh.
- Rauch, W., Henze, M., Koncsos, L., Reichert, P., Shanahan, P., Somlyódy, L., Vanrolleghem, P., 1998. River water quality modelling: I. State of the art. *Water Sci. Technol.* 38, 237–244.
- Reichert, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P., Somlyódy, L., Vanrolleghem, P.A., 2001. *River water quality model*. IWA publishing.
- Reinart, A., Reinhold, M., 2008. Mapping surface temperature in large lakes with MODIS data. *Remote Sens. Environ.* 112, 603–611.
- Ritchie, J.C., Zimba, P.V., Everitt, J.H., 2003. Remote sensing techniques to assess water quality. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 69, 695–704.
- Robinson, M., 1989. Small catchment studies of man's impact on flood flows: agricultural drainage and plantation forestry. *FRIENDS Hydrol.* 299–308.
- Rodier, J., 1984. *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer: chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie*. Dunod.
- Roose, E., Sabir, M., Laouina, A., 2010. *Gestion durable des eaux et des sols au Maroc: valorisation des techniques traditionnelles méditerranéennes*. IRD Editions.
- Roy, C., 1991. Relations entre sels nutritifs et chlorophylle: Une approche exploratoire.
- SABRI, E.M., MABROUKI, A.E., MBAKI, V.R.E., ZITOUNI, A., WissalBAITE, 2017. MODELLING RESERVOIR SEDIMENTATION AT BIN EL OUIDANE DAM, MOROCCO. *AGROFOR Int. J.* 2, 99–108.

- Sadeghi, M., Babaeian, E., Tuller, M., Jones, S.B., 2017. The optical trapezoid model: A novel approach to remote sensing of soil moisture applied to Sentinel-2 and Landsat-8 observations. *Remote Sens. Environ.* 198, 52–68.
- Saidi, M.E.M., Daoudi, L., El hassane Aresmouk, M., Blali, A., 2003. Rôle du milieu physique dans l' 'amplification des crues en milieu montagnard: exemple de la crue du 17 août 1995 dans la vallée de l' 'Ourika (Haut-Atlas, Maroc). *Sci. Chang. PlanétairesSécheresse* 14, 107–114.
- Sapkal, R.S., Valunekar, S.S., 2013. TECHNOLOGY (IJCIET). *J. Impact Factor* 4, 119–134.
- Sarhadi, A., Soltani, S., Modarres, R., 2012. Probabilistic flood inundation mapping of ungauged rivers: Linking GIS techniques and frequency analysis. *J. Hydrol.* 458–459, 68–86. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.06.039>
- Sawaya, K.E., Olmanson, L.G., Heinert, N.J., Brezonik, P.L., Bauer, M.E., 2003. Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery. *Remote Sens. Environ.* 88, 144–156.
- Scanlon, B.R., Healy, R.W., Cook, P.G., 2002. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeol. J.* 10, 18–39.
- Schmugge, T.J., Kustas, W.P., Ritchie, J.C., Jackson, T.J., Rango, A., 2002. Remote sensing in hydrology. *Adv. Water Resour.* 25, 1367–1385.
- Schultz, G.A., 1988. Remote sensing in hydrology. *J. Hydrol.* 100, 239–265.
- Schultz, G.A., Engman, E.T., 2012. Remote sensing in hydrology and water management. Springer Science & Business Media.
- Schulz, O., De Jong, C., 2004. Snowmelt and sublimation: field experiments and modelling in the High Atlas Mountains of Morocco. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 8, 1076–1089.
- Schwartz, S., 1975. Conditional mean estimates and Bayesian hypothesis testing (Corresp.). *IEEE Trans. Inf. Theory* 21, 663–665.
- Sebbar, A., Badri, W., Fougrach, H., Hsaine, M., Saloui, A., 2011. Étude de la variabilité du régime pluviométrique au Maroc septentrional (1935-2004). *Sci. Chang. PlanétairesSécheresse* 22, 139–148.
- Shanahan, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Reichert, P., Somlyódy, L., Vanrolleghem, P., 2001. River water quality model no. 1 (RWQM1): I. Modelling approach. *Water Sci. Technol.* 43, 1–9.
- Sheykhi, V., Moore, F., Kavousi-Fard, A., 2015. Combining self-organizing maps with WQI and PCA for assessing surface water quality – a case study, Kor River, southwest Iran. *Int. J. River Basin Manag.* 13, 41–49. <https://doi.org/10.1080/15715124.2014.963861>
- Shiklomanov, I.A., 1998. World water resources. *New Apprais. Assess. 21st Century*.
- Sibari, H., Haidi, S., Fora, A.A., 2001. Typologie des crues et érosion mécanique dans un bassin versant de zone semi-aride: bassin versant de l'Inaouène, Maroc. *Sci. Chang. PlanétairesSécheresse* 12, 187–93.
- Singh, K.P., Basant, A., Malik, A., Jain, G., 2009. Artificial neural network modeling of the river water quality—A case study. *Ecol. Model.* 220, 888–895. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.01.004>
- Smith, D.G., 1990. A better water quality indexing system for rivers and streams. *Water Res.* 24, 1237–1244.
- Song, K., Ma, J., Wen, Z., Fang, C., Shang, Y., Zhao, Y., Wang, M., Du, J., 2017. Remote estimation of K_d (PAR) using MODIS and Landsat imagery for turbid inland waters in Northeast China. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 123, 159–172.
- Spectrophotométrie, 2017. . Wikipédia.
- Streeter, H.W., Phelps, B., 1925. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. *EB Study Pollut. Nat. Purif. Ohio River Public Health Bull* 146.
- Tableau des rugosités de Manning [WWW Document], 2019. URL https://sites.uclouvain.be/didacticiel-hydraulique/Lecons/Lecon_II_1/Tableau_n.htm (accessed 3.22.19).
- Tallis, H., Polasky, S., 2009. Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1162, 265–283.
- Tavakoli, A., Nikoo, M.R., Kerachian, R., Soltani, M., 2015. River water quality management considering agricultural return flows: application of a nonlinear two-stage stochastic fuzzy programming. *Environ. Monit. Assess.* 187, 158.
- Testud, F., 2004. Engrais minéraux. *EMC-Toxicol.-Pathol.* 1, 21–28.
- Thi Minh Hanh, P., Sthiannopkao, S., The Ba, D., Kim, K.-W., 2010. Development of water quality indexes to identify pollutants in Vietnam's surface water. *J. Environ. Eng.* 137, 273–283.
- Timmerman, J.G., Beinath, E., Termeer, K., Cofino, W., 2010. Analyzing the data-rich-but-information-poor syndrome in Dutch water management in historical perspective. *Environ. Manage.* 45, 1231–1242.
- Toming, K., Kutser, T., Laas, A., Sepp, M., Paavel, B., Nöges, T., 2016a. First experiences in mapping lake water quality parameters with Sentinel-2 MSI imagery. *Remote Sens.* 8, 640.

- Toming, K., Kutser, T., Laas, A., Sepp, M., Paavel, B., Nõges, T., 2016b. First experiences in mapping lake water quality parameters with Sentinel-2 MSI imagery. *Remote Sens.* 8, 640.
- Tong, S.T.Y., Chen, W., 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *J. Environ. Manage.* 66, 377–393. <https://doi.org/10.1006/jema.2002.0593>
- Tournès, D., 2010. Une approche graphique de la méthode d'Euler. Vuibert.
- Tranvik, L.J., Downing, J.A., Cotner, J.B., Loiselle, S.A., Striegl, R.G., Ballatore, T.J., Dillon, P., Finlay, K., Fortino, K., Knoll, L.B., 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnol. Oceanogr.* 54, 2298–2314.
- Tumeo, M.A., Orlob, G.T., 1989. An analytic technique for stochastic analysis in environmental models. *Water Resour. Res.* 25, 2417–2422.
- Van Der Werf, H.M., 1997. évaluer l'impact des pesticides sur l'environnement. *Courr. Environ. INRA* 31, 5–22.
- Vandenberghe, C., De Toffoli, M., Lambert, R., Colinet, G., 2016. L'épandage d'engrais de ferme avant le semis d'une culture intermédiaire (CIPAN) présente-t-il un risque important de lixiviation de nitrate? *Biotechnol. Agron. Société Environ.* 20, 143–150.
- Verpoorter, C., Kutser, T., Seekell, D.A., Tranvik, L.J., 2014. A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. *Geophys. Res. Lett.* 41, 6396–6402.
- Vicente-Serrano, S.M., López-Moreno, J.I., 2005. Hydrological response to different time scales of climatological drought: an evaluation of the Standardized Precipitation Index in a mountainous Mediterranean basin. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 9, 523–533.
- Villeneuve, J.-P., Rousseau, A.N., Larocque, M., Lefebvre, R., Michaud, Y., Slivitzky, M., Turcotte, R., 2002. Étude des processus hydrologiques et hydrogéologiques responsables des conditions d'étiage et de recharge dans les bassins versants du sud du Québec: Étude d'avant-projet. INRS, Centre Eau, Terre et Environnement.
- Viramontes, D., Descroix, L., 2002. Dégradation progressive du milieu par le surpâturage et le déboisement et conséquences hydrologiques: étude de cas dans la Sierra Madré occidentale (Mexique).
- Walski, T.M., Parker, F.L., 1974. Consumers water quality index. *J. Environ. Eng. Div.* 100, 593–611.
- Wang, Y., Jiao, J.J., 2012. Origin of groundwater salinity and hydrogeochemical processes in the confined Quaternary aquifer of the Pearl River Delta, China. *J. Hydrol.* 438, 112–124.
- Whitehead, P.G., Wilby, R.L., Battarbee, R.W., Kernan, M., Wade, A.J., 2009. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrol. Sci. J.* 54, 101–123.
- Whittingham, M.J., Stephens, P.A., Bradbury, R.B., Freckleton, R.P., 2006. Why do we still use stepwise modelling in ecology and behaviour? *J. Anim. Ecol.* 75, 1182–1189. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01141.x>
- Willmott, C.J., Matsuura, K., 2005a. Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Clim. Res.* 30, 79–82.
- Willmott, C.J., Matsuura, K., 2005b. Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Clim. Res.* 30, 79–82.
- Wu, C.L., Chau, K.W., 2006. Mathematical model of water quality rehabilitation with rainwater utilization: a case study at Haigang. *Int. J. Environ. Pollut.*
- Xuejun, W., Ting, M., 2000. The application of remote sensing technology in monitoring the water quality of Taihu Lake. *Chin. J. Environ. Sci.* 21, 65–68.
- Zao, L.I., 2004. The Modern Revelation of Dealing with Water in Chinese Classical Gardens [J]. *J. Chin. Landsc. Archit.* 12, 007.
- Zhang, Y., 2014. Epuration naturelle: de la rivière à la zone humide de rejet. Dr. L'Université Lorraine.
- Zitouni, M., Ibouh, H., 2016. Apport de la télédétection dans l'évaluation de la variation des surfaces d'eau, du sol et du couvert végétal dans la Plaine du Tadla entre 1984 et 2015 (Remote Sensing Contribution in the Assessment of the Water Variation, Soil and Vegetation Cover in the Tadla Plain between 1984 and 2015). Morocco.
- Zkhiri, W., Trambalay, Y., Hanich, L., Berjamy, B., 2017. Regional flood frequency analysis in the High Atlas mountainous catchments of Morocco. *Nat. Hazards* 86, 953–967.

Annexe 1 :

Les équations de sources et de pertes pour les différents paramètres étudiés

Demande Biochimique en oxygène

$$S = -K_1 L - K_3 L$$

Avec :

K_1 : Coefficient de bio-oxydation pour la demande biochimique en oxygène (1/jour)

K_3 : Coefficient de l'effet de sédimentation (1/jour)

L : Concentration de la demande biochimique en oxygène (mg/L)

Oxygène dissous

$$S = -K_1 * L - K_2 O - NH_4 K_{NH4} - NO_2 K_{NO2} + K_2 O_s + K_A (A_1 + A_2)$$

Avec :

K_2 : Coefficient d'aération (1/jour)

O_s : Point de saturation de l'oxygène (mg/L)

O : Concentration de l'oxygène dissous (mg/L)

K_A : Oxygène dissous de prévenance de Chlorophylle A (1/jour)

A_1 : Phytoplancton de chlorophylle A (mg/L)

A_2 : Algues sessiles de chlorophylle A (mg/L)

K_{NO2} : Taux de décomposition des nitrates ou des nitrites (1/jour)

K_{NH4+} : Taux de décomposition de l'ammonium (1/jour)

NH_4^+ , NO_2^- : Concentration en (mg/L)

Ammonium (NH_4^+)

$$S = K_{NH^+4} NH^+4 + K_{kg} N_{org}$$

Avec :

K_{NH4+} : Taux de décomposition de l'ammonium (1/jour)

NH_4^+ : Concentration en (mg/L)

K_{kg} : Taux de décomposition de l'azote organique (1/jour)

N_{org} : Concentration de l'azote organique (mg/L)

Nitrate

$$S = NO_2 K_{NO2} - K_B (A_1 + A_2)$$

Avec :

NO_2^- : Concentration en (mg/L)

K_{NO2} : Taux de décomposition des nitrates ou des nitrites (1/jour)

K_B : Nitrate consommé par les algues (1/jour)

A_1 : Phytoplancton de chlorophylle A (mg/L)

A_2 : Algues sessiles de chlorophylle A (mg/L)

Nitrite

$$S = K_{NH^+4} NH^+4 - K_{NO2} N_{O_2}$$

Avec :

$K_{NH_4^+}$: Taux de décomposition de l'ammonium (1/jour)

NH_4^+ : Concentration en (mg/L)

NO_2^- : Concentration en (mg/L)

K_{NO_2} : Taux de décomposition des nitrates ou des nitrites (1/jour)

Ortho-phosphate

$$S = K_{(PO_4^-)_1} PO_4^- + K_{(PO_4^-)_2} (A_1 + A_2)$$

Avec :

$K_{(PO_4^-)_1}$: Taux de décomposition de l'ortho-phosphate (1/jour)

$K_{(PO_4^-)_2}$: Ortho-phosphate consommé par les algues (1/jour)

PO_4^- : concentration des Ortho-phosphates (mg/L)

A_1 : Phytoplancton de chlorophylle A (mg/L)

A_2 : Algues sessiles de chlorophylle A (mg/L)

Azote organique

$$S = -K_{kg} N_{org}$$

Avec :

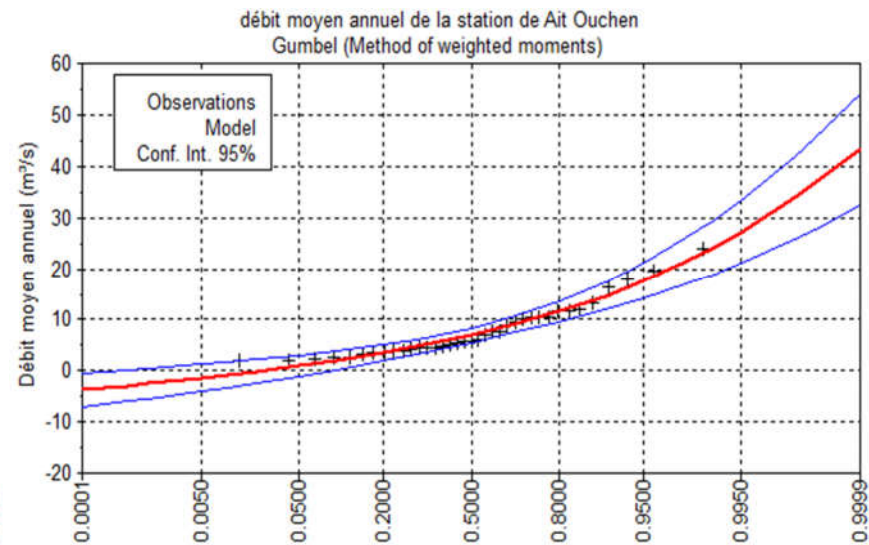
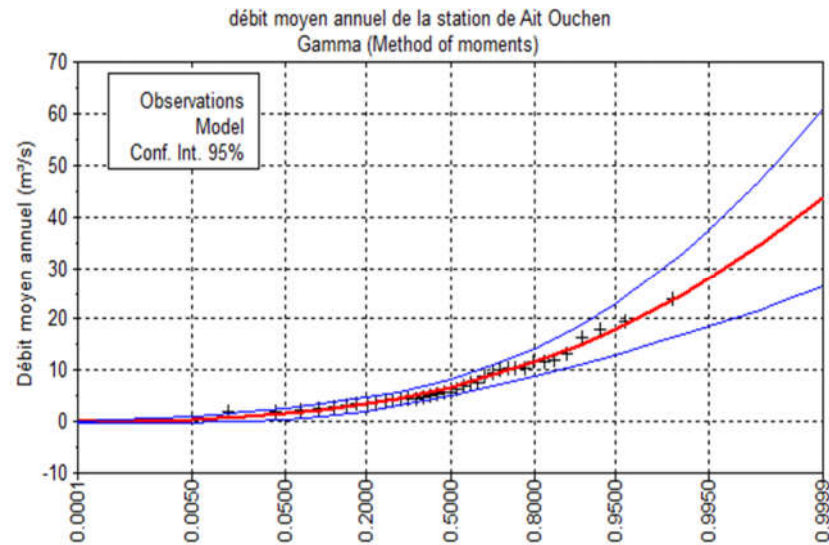
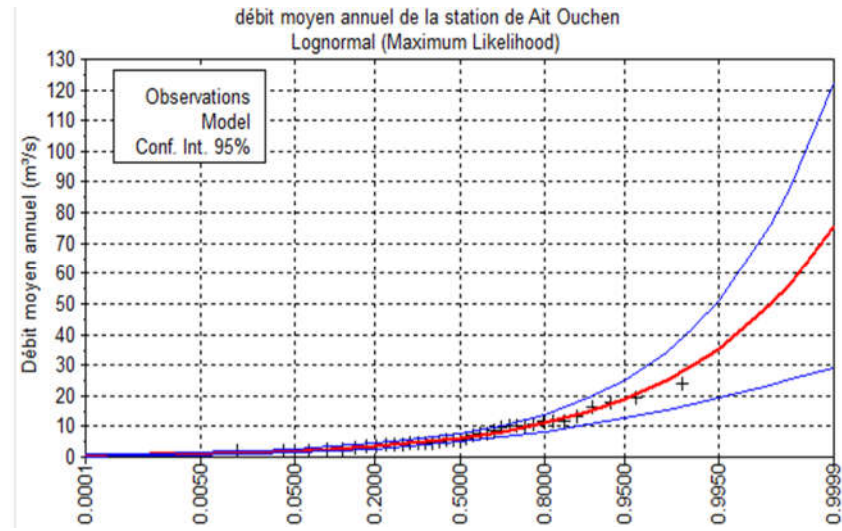
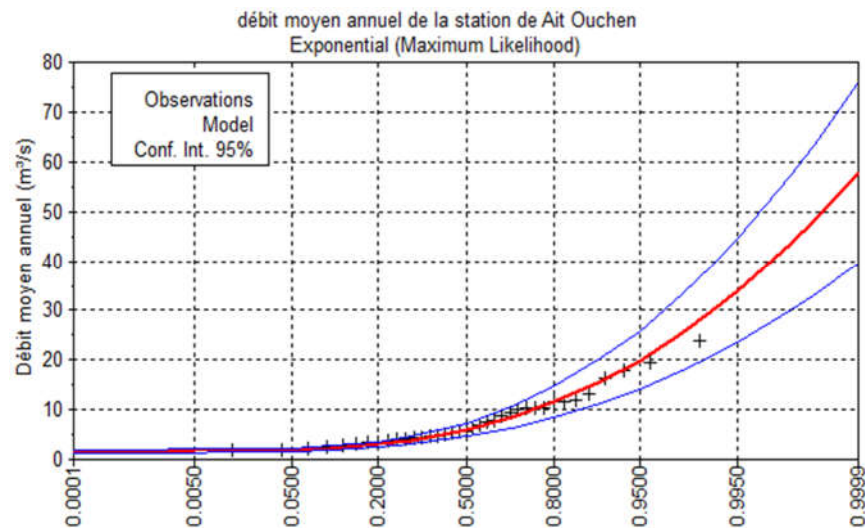
K_{kg} : Taux de décomposition de l'azote organique (1/jour)

N_{org} : Concentration de l'azote organique (mg/L)

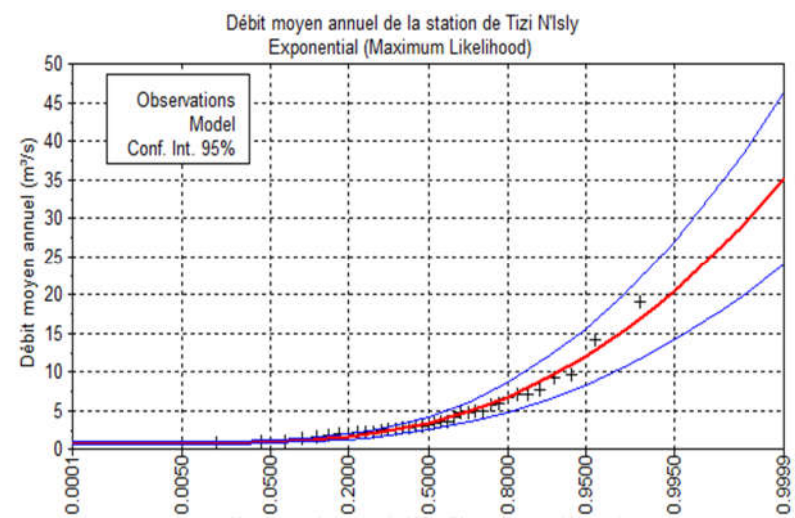
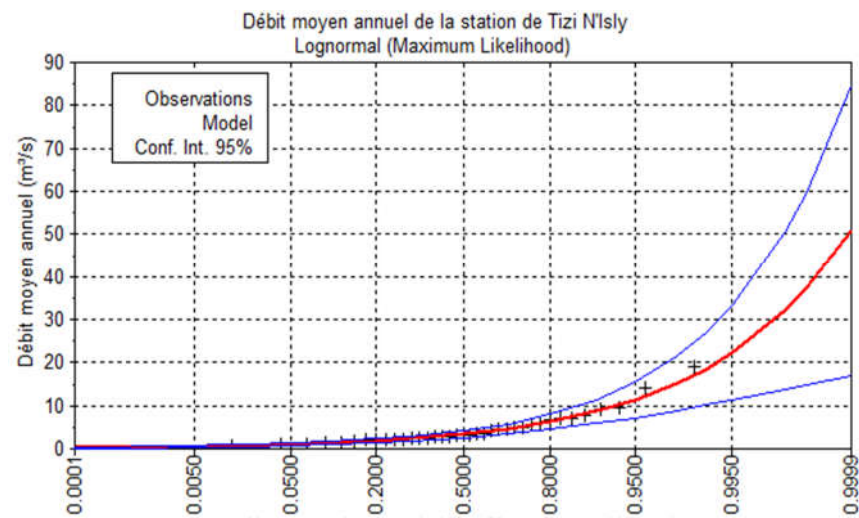
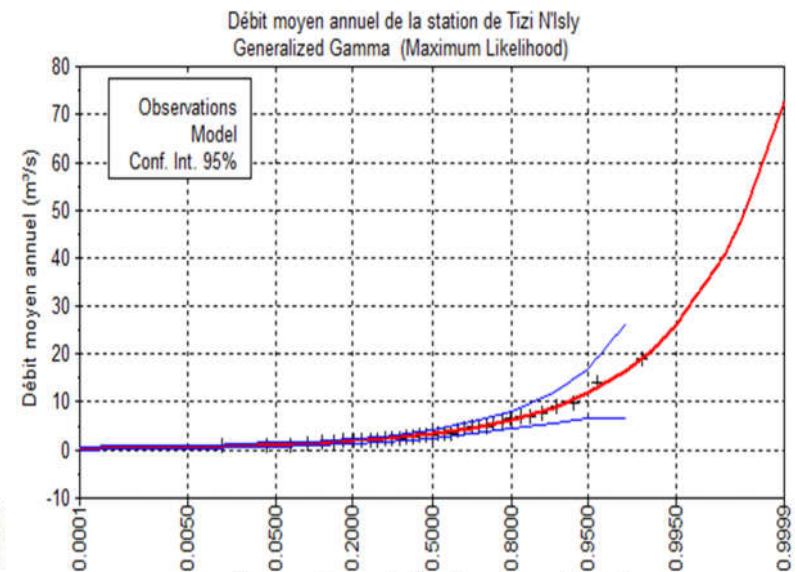
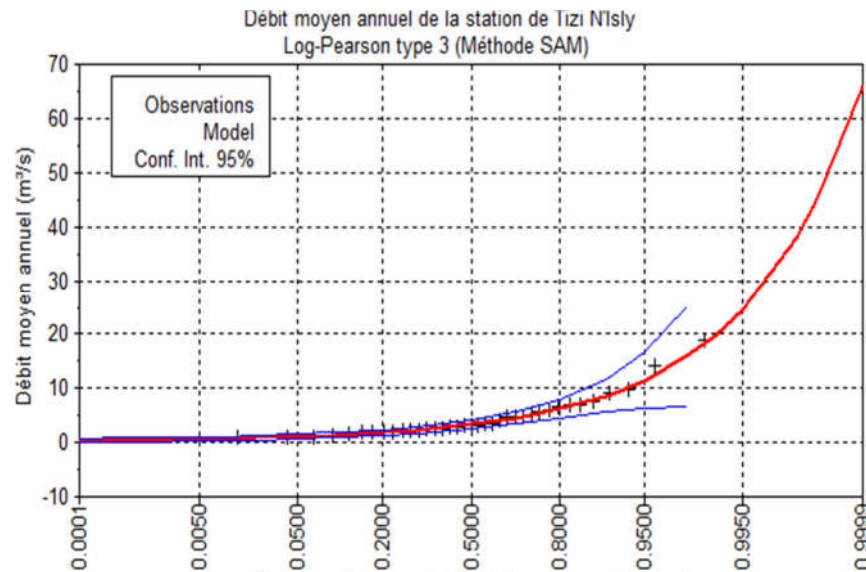
Annexe 2 :

Ajustement statistiques des données des différentes stations de jaugeage au niveau de la zone d'étude

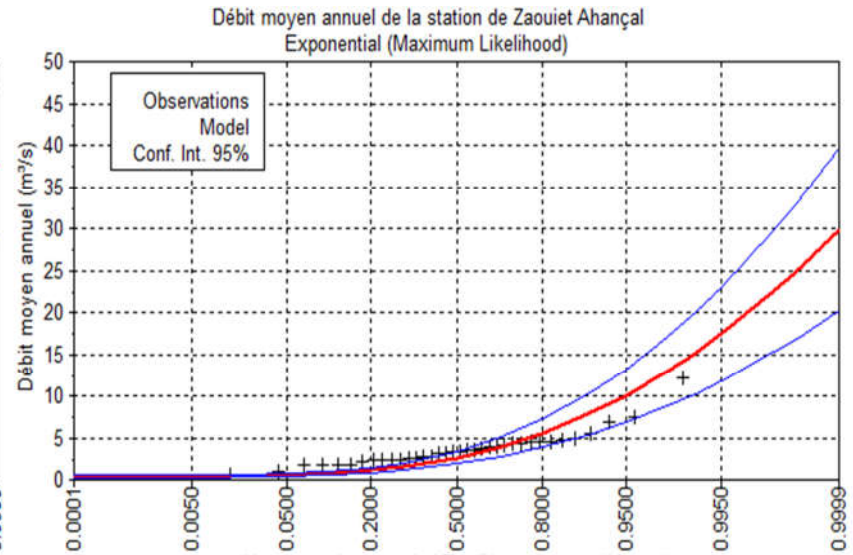
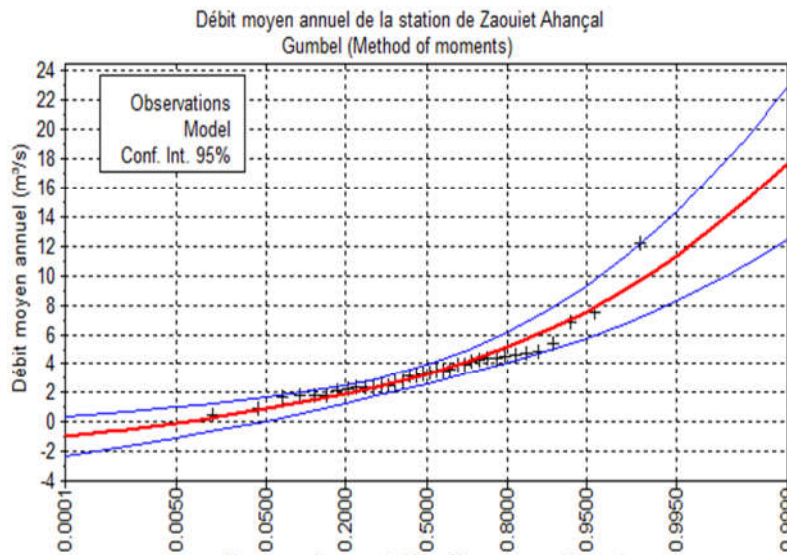
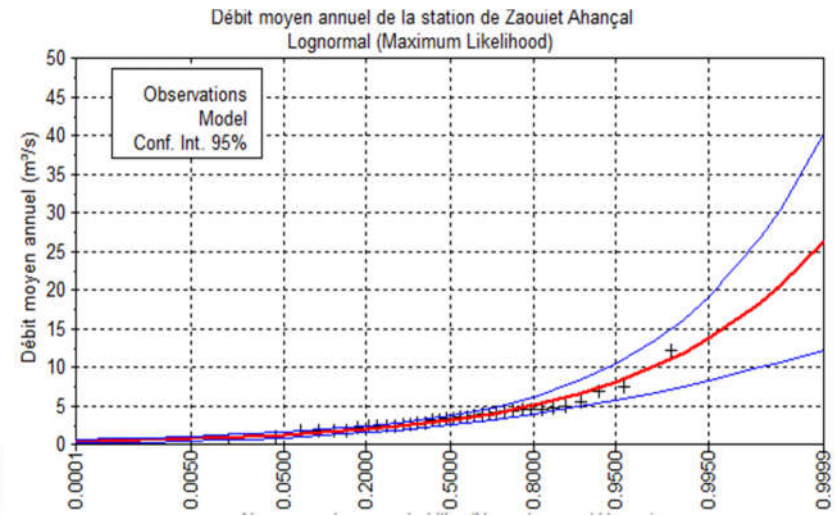
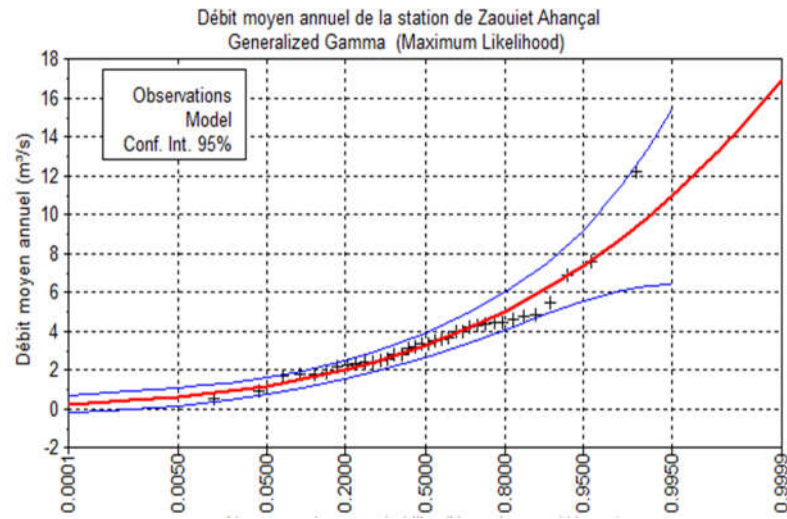
➤ Station d'Ait Ouchen :



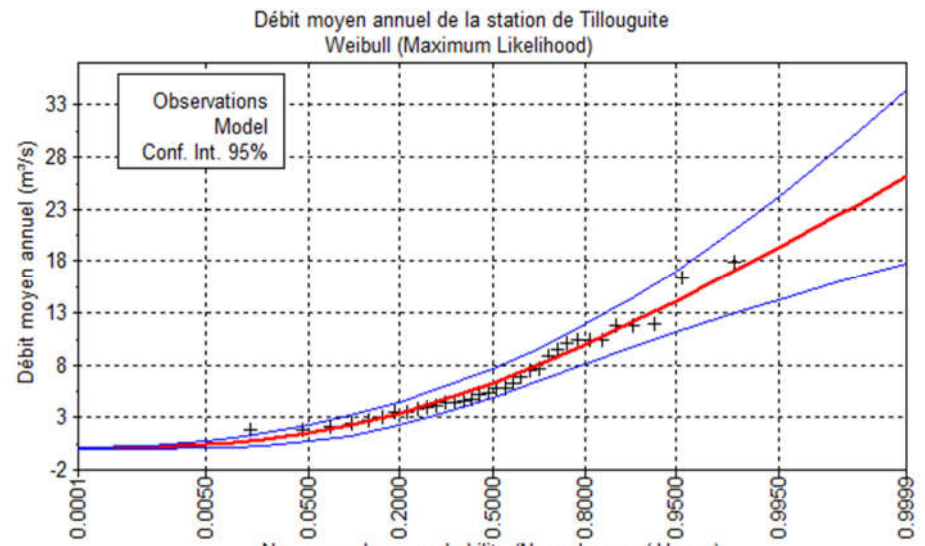
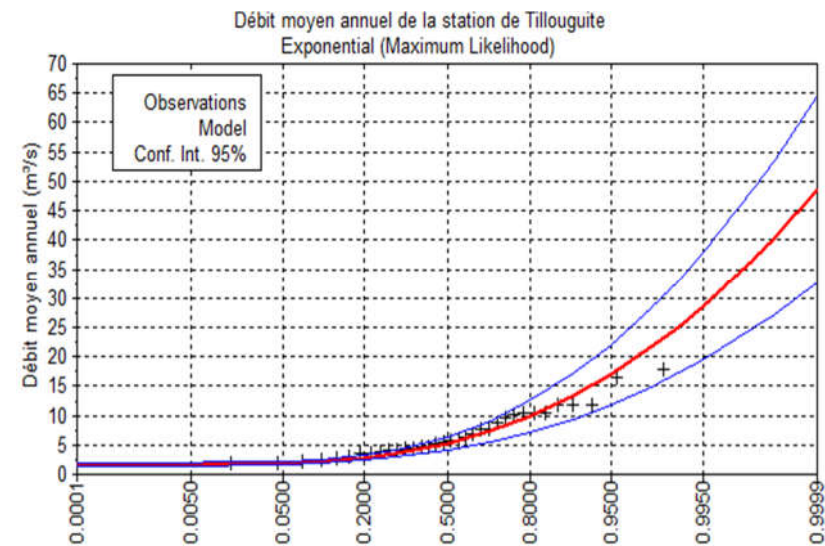
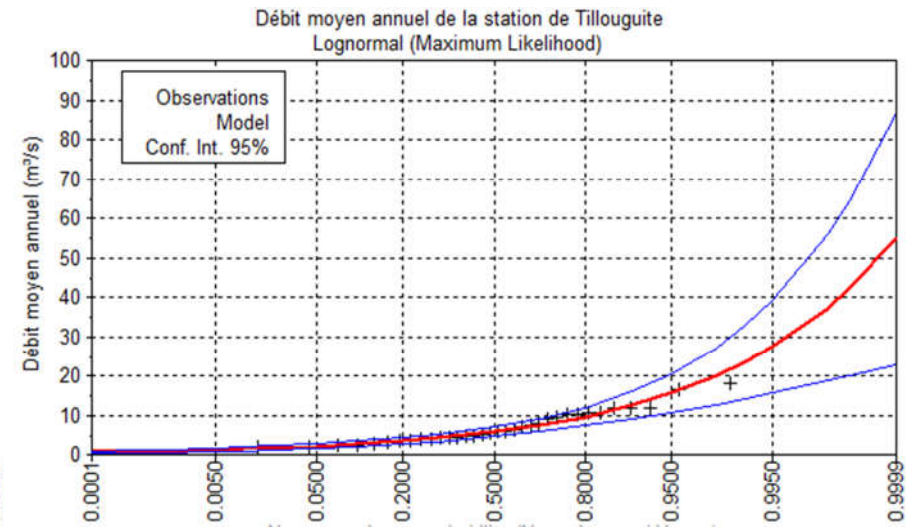
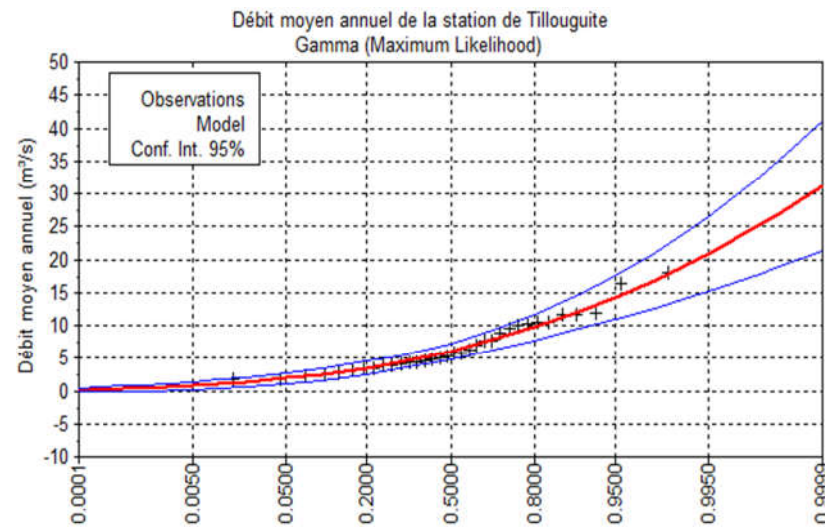
➤ Station de Tizi N'Isly



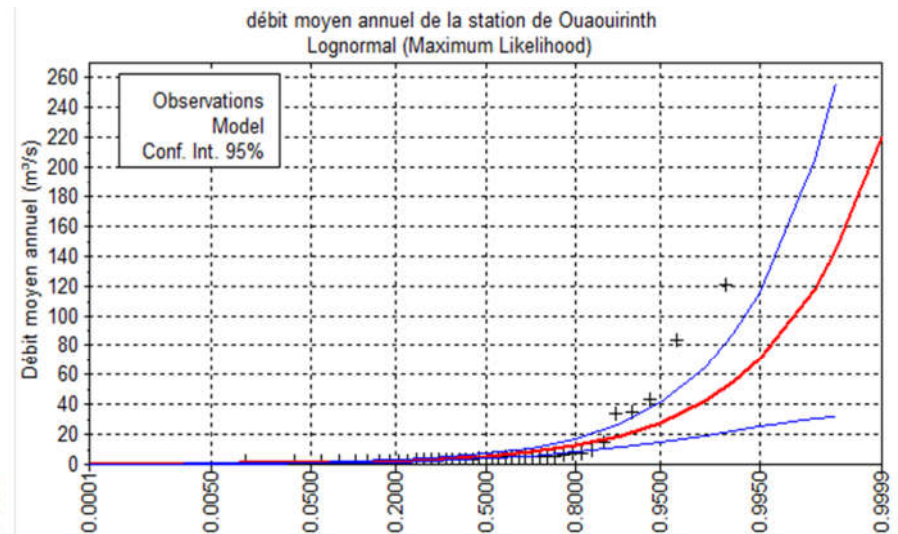
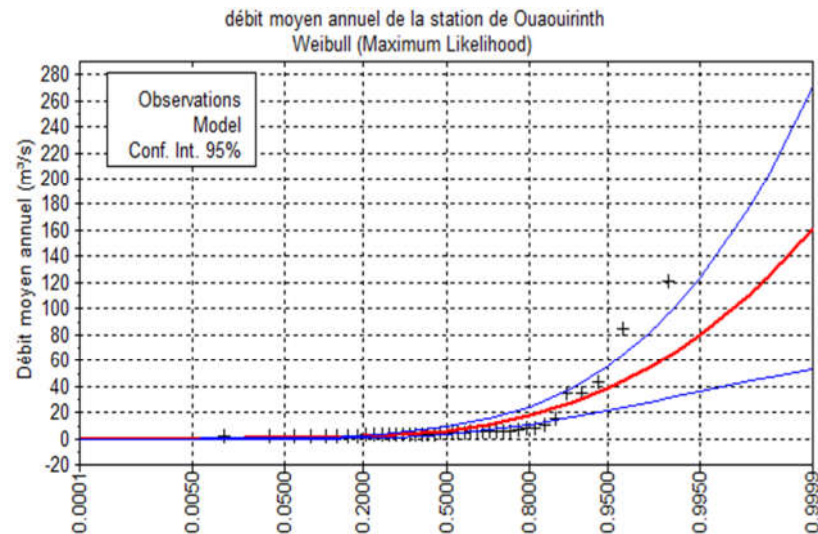
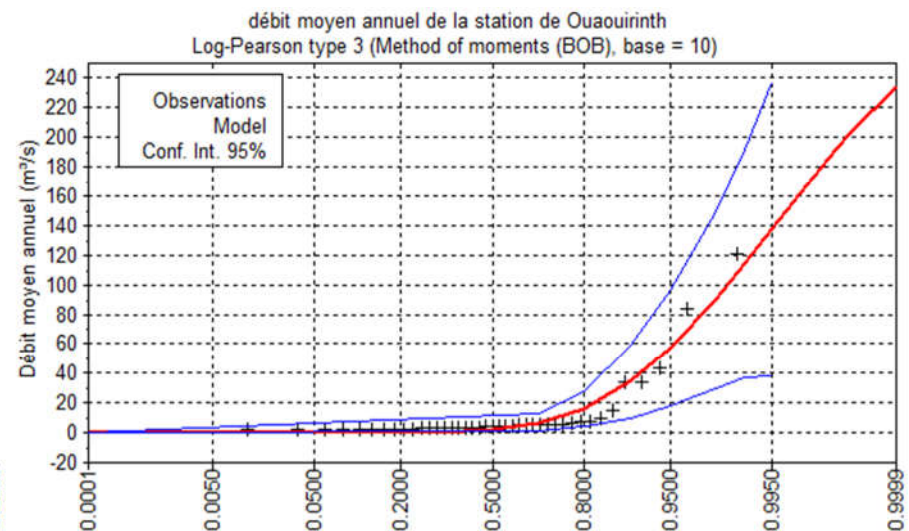
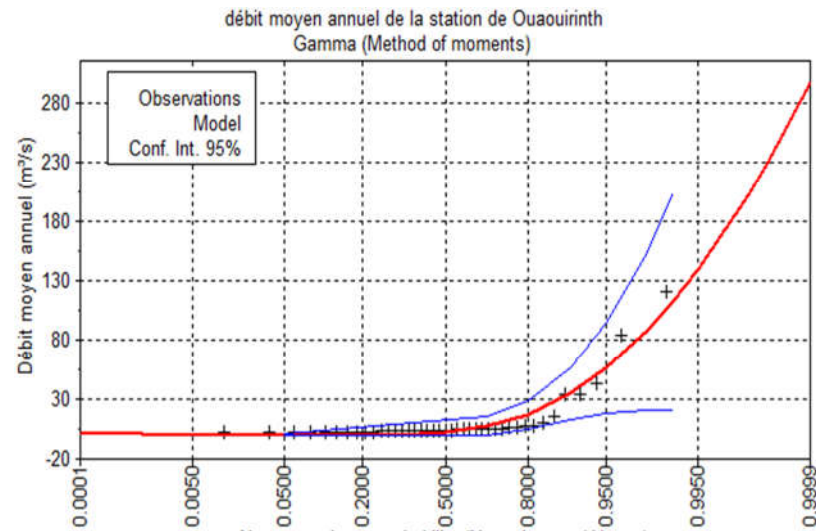
➤ Station Zaouiat Ahansal



➤ Station de Tillouguite



➤ Station d'Ouaouirinth



Représentation 3D des différentes sections de l'Oued Alfet selon l'évènement de récurrence de 100ans

[illegible]

aval double dalot	166.72	1153.48	1156.21	2.73	3.78	56.36	57.36
16	166.72	1151.93	1153.16	1.23	6.52	30.05	41.46
17	166.72	1151.15	1153.01	1.86	3.44	57.04	61.62
18	166.72	1149.85	1151.16	1.31	4.33	45.23	54.09
19	166.72	1148.77	1150.37	1.6	3.69	53.08	56.66
20	166.72	1148	1149.56	1.56	4.02	48.8	53.44
22	166.72	1146.4	1148.53	2.13	3.6	54.49	42.52
23	166.72	1145.72	1146.81	1.09	5.11	38.38	48.1
24	166.72	1145.04	1146.24	1.2	3.58	54.69	67.21
25	166.72	1143.41	1145.28	1.87	1.99	98.27	94.43
26	166.72	1141.9	1145.39	3.49	0.64	331.74	202.71
27	166.72	1140.25	1145.4	5.15	0.41	611.46	208.52
28	166.72	1141.74	1145.38	3.64	0.71	321.74	177.52
29	166.72	1143.57	1144.99	1.42	2.67	73.44	103.09
30	166.72	1140.84	1143.08	2.24	1.75	112.63	102.33
31	166.72	1140.44	1142.47	2.03	3.14	62.49	63.29

Annexe 3 :

Quelques photos capturées pendant la période de recherche



Photo 1: détermination des paramètres in situ



Photo 2: Prélèvement des échantillons au niveau de l'Oued Oum Er-Rbia



Photo 3 : Prélèvement d'un échantillon proche de Tabia



Photo 4 : échantillonnage au niveau de la partie aval du bassin



Photo 5 : prélèvement des échantillons pendant la période des crues



Photo 6 : matériels de mesure in situ utilisés



Photo 7 : Mesure des paramètres in situ à l'intérieur du barrage de Bin El Ouidane



Photo 8 : Equipe de l'ABHOER pendant une mission d'échantillonnage au barrage de Bin El Ouidane



Photo 9 : Zone de confluence entre l'Oued El Abid et l'Oued Oum Er-Rbia



Photo 10 : Zone de confluence entre l'Oued El Abid et l'Oued Oum Er-Rbia



Photo 11 : La position des agglomérations proches de l'Oued El Abid



Photo 12 : La position de la décharge de Ouauizeght par rapport au barrage de Bin El Ouidane



Photo 13 : Affluent droit de l'oued El Abid au niveau de la partie amont



Photo 14 : Affluent gauche de l'oued El Abid au niveau de la partie amont



Photo 15 : remplissage du barrage par des sédiments au niveau de la partie amont du barrage



Photo 16 : la réalisation d'une analyse de MES pour des échantillons prélevés



Photo 17 : méthode de jaugeage par moulignée

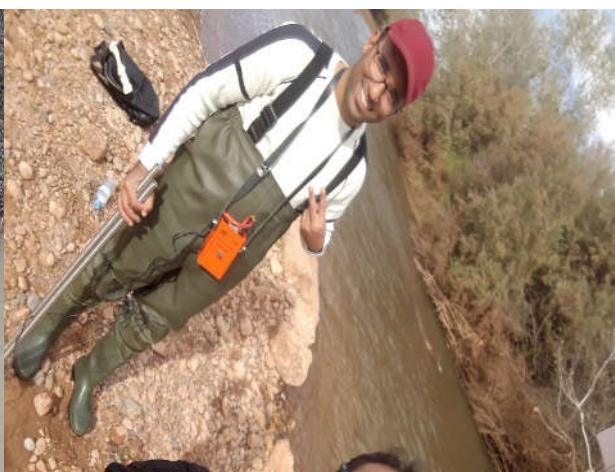


Photo 18 : les équipements utilisés pour mesurer le débit des cours d'eau



Photo 19 : les bouteilles de prélèvement déployées



Photo 20 : les échantillons à analyser au laboratoire de l'ABHOER



Photo 21 : Glacier utilisée pour la conservation des échantillons au terrain



Photo 22 : un turbidimètre pour la détermination de la turbidité des eaux



Photo 23 : collègues de notre équipe et le chauffeur de la FST Mr Badaai



Photo 24 : remise des attestations pendant la participation à une formation scientifique