



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

UNIVERSITÉ BATNA 2



Faculté de Technologie
Département d'Hydraulique

THESE

En vue de l'obtention du diplôme de

DOCTORAT EN SCIENCES

Option : Hydraulique

Présentée par :
Bouguerne Ammar

Thème

Relation pluie- débit et concentration des polluants
dans les Oueds Boussalem et Rhumel. Est Algérien.

Soutenue le :
Devant le jury composé de :

ANNEE UNIVERSITAIRE 2016/2017

MESSAID Belkacem	M.C. A	Université de Batna 2	Président
BOUDOUKHA Abderrahmane	Professeur	Université de Batna 2	Rapporteur
BOUZIANE Mohamed Tewfik	Professeur	Université de Biskra	Examineur
FEHDI Chemsedine	Professeur	Université de Tébessa	Examineur
BRINIS Nafaa	M.C. A	Université de Batna 2	Examineur
BAALI Fethi	Professeur	Université de Tébessa	Examineur

Remerciements

Comment en suis-je arrivé là ? Cette aventure de thèse touchant à sa fin, c'est la première question qui me vient à l'esprit. Loin d'être en projet volontaire ou un objectif visé de longue date, le point de départ de ce travail est né de la rencontre de la passion pour la science de l'Hydraulique et particulièrement pour la modélisation hydrologique et la pollution métallique des eaux de surface, avec quelques personnes charismatiques qui ont su me donner le courage, les connaissances et les moyens matériels nécessaires pour lancer dans ce projet et le mener à bien. Ma première pensée va au Professeur Boudoukha Abderrahmane, mon directeur de thèse qui m'a apporté tant sur le plan personnel et professionnel, sans vous rien de tout cela ne serait arrivé à son terme. Sans lui je ne pourrais jamais publier mon travail de recherche, je ne trouve pas les mots pour le remercier. Toute ma reconnaissance va à mon directeur de thèse, qui a su par ses idées, ses conseils, ses explications et ses critiques, insuffler constamment de l'élan à cette recherche. La confiance qu'il m'a accordée et son soutien constant ont été précieux dans la conduite de cette thèse. Il est le premier à me sensibilisé aux problèmes scientifiques développés dans cette thèse, et m'avoir ainsi donné l'impulsion initiale dans la réalisation de cette étude en m'ouvrant la porte d'une publication de ce travail et sa grande contribution. Je remercie très chaleureusement le Professeur Lahbari Noureddine par sa contribution considérable pour la traduction de ma publication.

Mes remerciements vont également au jury composé de :

Monsieur Messaid Belacem, Maître de conférences à l'Université Batna 2, qui m'a fait l'honneur d'avoir accepté de présider le jury de cette thèse.

Monsieur Boudoukha Abderrahmane, Professeur de l'Université de Batna 2, mon directeur de thèse. Je le remercie pour ses suggestions multiples et ses corrections minutieuses qui m'ont permis d'améliorer la qualité de la thèse.

Monsieur Bouziane Toufik, Professeur de l'Université de Biskra, d'avoir accepté la lourde tâche d'examiner mon travail.

Monsieur Fethi Chamsseddine, Professeur de l'Université de Tebessa, d'avoir accepté la lourde tâche d'examiner mon travail.

Monsieur Brinis Nafaa, Maître de conférences de l'Université de Batna 2, d'avoir accepté la lourde tâche d'examiner mon travail.

Monsieur Baali Fethi, Professeur de l'Université de Tebessa, d'avoir accepté la lourde tâche d'examiner mon travail.

Je remercie chaleureusement :

- ❖ Mr. Charles Perrin docteur chercheur, de m'avoir reçu au CEMAGREF à ANTONY (France) pour l'éclaircissement de l'utilisation du modèle GR4J.

Mr. Jan Seibert chercheur au Département of Environmental Assessment Stockholm University, pour son aide pour l'utilisation du modèle HBV Light.

Enfin, j'adresse mes chaleureuses pensées à ma petite famille, et mes amis, pour leur soutien et leurs encouragements tout au long de réalisation de ce travail.

ملخص

يتبين لنا أن استعمال النماذج المفاهيمية تعتبر حلا لفهم سلوك المصببات الهيدرولوجية والتي تغطي مصداقية جيدة للهيدرولوجية التطبيقية تهدف نماذج الأمطار-التدفق لتتبع التدفق في المصببات عند إحصاء الأمطار اليومية. الدراسة الهيدرولوجية لعلاقة المطر-التدفق على مستوى معالجة المعطيات البيانات الهيدرومترية على مدى 37 سنة مهمة جدا.

تحقيقا لهذه الغاية حاولنا بتهجينين مختلفين: نموذج ذو المفاهيم الشاملة (GR4J) والنموذج الثاني ذو المفاهيم الشبه الموزع. (HBV Light) المفاهيم الشبه موزعة هي مناهج دائمة في النماذج الهيدرولوجية حيث أن المصبب يعتبر كمجموعة من المصببات الفرعية.

يتم حساب التدفق عند مخرج المصبب من خلال تجميع مختلف الوحدات الفرعية مما يزيد من تعقيد النموذج والنتائج المتحصل عليها من خلال التهجين والتي تتباعد في المنطقة الشبه القاحلة وخاصة في مصب مياه وادي الرمال. إن محاكاة تحول المطر إلى التدفق عن طريق استعمال البرنامج الحسابي HBV Light هو أكثر دقة خاصة في المصببات الموجودة على علو كبير.

في الواقع يأخذ هذا النموذج الشبه موزع بعين الاعتبار الظواهر الزمنية من جهة وتأثير الحالات على حد سواء المناخ (التبخر) وأيضا التأثير الفيزيائي-الهيدرولوجي للمصببات المائية (رطوبة التربة والتبادل الخارجي). إن نتائج التدفقات اليومية بوحدات خاصة عند مخرج المصبب تظهر مناسبة جدا في المصببات الفرعية ذات مساحة صغيرة وغير مراقبة للتدفق.

وفد أظهرت الطريقة الإحصائية المتنوعة فعاليتها لنوعية مياه السدود في المكان والزمان من وجود النفايات الحضرية والزراعية والصناعية.

إن تحاليل المعادن (الرصاص النحاس الزنك والكاديوم) باستعمال عدة حملات عن طريق استعمال العلاقة التدفق-المعادن تظهر التلوث البشري الذي ينذر بالخطر في سدود عين زاده وحمام قروز وخصوصا خلال الأمطار الحقيقية. إن معظم المعادن الذائبة في الماء توجد ما بعد حدود (O.M.S) في محطات معالجة المياه وعلى وجه الخصوص الرصاص والكاديوم والمعتبرة سامة والغير المرغوبة كالزنك والنحاس.

إن محطات معالجة المياه لمدينة سطيف والعثمانية خفضت وبمستويات كبيرة من تلوث وديان بوسلام والرمل لعام 2007-2008 مقارنة لعام 2001.

ولكن هذه المعادن لا تزال خارج حدود O.M.S بعد المعالجة في محطات عين زادة والعثمانية للمياه المخصصة للاستهلاك.

الكلمات المفتاحية: النمذجة، والهيدرولوجيا، المصببات، نموذج، اختبار، رمز، الأمطار، التدفق، التبخر، محاكاة، لاحظ، السد، التركيز، الإحصاءات، المعادن، المعالجة

Résumé

L'utilisation des modèles conceptuels nous apparaissent comme étant les plus en adéquation avec le niveau actuel de compréhension du fonctionnement hydrologique du bassin versant, ce qui nous confère une bonne crédibilité dans un contexte d'hydrologie appliquée.

La modélisation pluie-débit vise à reproduire la réponse en débit d'un bassin versant aux observations de pluviométrie à un pas de temps journalier. L'étude hydrologique de la relation pluie-débit basée sur le traitement des données hydrométriques relatives à une période de 37 ans est avérée très importante. A cet effet, nous avons essayé deux approches assez différentes : Un modèle conceptuel globale (GR4J) et le second de type conceptuel semi-distribué (HBV Light). Les approches semi-distribuées sont courantes en modélisation hydrologique, où le bassin est considéré comme un ensemble de sous-bassins. Le débit à l'exutoire est alors calculé par une agrégation des sorties de différentes sous-unités, augmentant la complexité du modèle. Les résultats obtenus par les deux approches se divergent pour une région semi-aride surtout pour le bassin versant de Rhumel. La simulation de la transformation de la pluie en débit par l'utilisation du code de calcul du HBV Light est plus satisfaisante surtout pour les sous bassins aux hautes altitudes. En effet ce modèle semi-distribué prend en compte la succession chronologique des phénomènes d'une part et l'influence des paramètres aussi bien climatiques (évapotranspiration) et celle physico-hydrogéologiques du bassin versant (humidité du sol et échanges externes). Les résultats des débits simulés journaliers spécifiques à l'exutoire s'avèrent très adéquat pour les sous-bassins de faible taille et non jaugés. La méthode statistique multi-variée a montrée son efficacité envers la qualité des eaux des barrages dans l'espace et dans le temps du aux rejets urbains, agricoles et industriels. L'analyse des métaux (Pb, Cu, Zn et Cd) à différentes compagnes par utilisation de la relation débit-métaux, pluie-métaux ont montré une pollution d'origine anthropique alarmante au niveau des barrages de Ain Zada et Hammam Grouz surtout pendant les basses eaux. Ces métaux majoritairement en phase dissoute se retrouvent au-delà des limites de l'O.M. S, aux niveaux des stations de traitement en particulier, le Plomb et le Cadmium considérés comme métaux toxiques, ainsi les métaux indésirables comme le zinc et le cuivre. Les stations d'épuration de Sétif et Athmania ont réduit considérablement la pollution aux niveaux des principaux talwegs de Boussalem et Rhumel en l'an 2007-2008 par rapport à l'an 2001. En revanche ces métaux restent toujours au-delà des limites de l'O.M. S en aval des stations de traitement de Ain Zada et Athmania dans les eaux destinées à la consommation des agglomérations.

Mots clés: modélisation, hydrologie, bassin, modèle, critère, code, pluie, débit, ETP, simulé, observé, barrage, concentration, statistique, métaux, traitement.

Abstract

The use of conceptual models appears to be more appropriate to the current level of understanding of the hydrological functioning of the watershed, which gives a good credibility in a context of applied hydrology. Rain-flow modeling aims to reproduce the flow response of a watershed to rainfall observations at a daily time step. The hydrological study of the rainfall-flow relationship based on the treatment of hydrometric data for a period of 37 years seems to be very important. To this end, two quite different approaches are tried: a global conceptual model (GR4J) and a second conceptual semi-distributed model (HBV Light). Semi-distributed approaches are common in hydrological modeling, where the basin is considered as a set of sub-basins. The flow at the outlet is then calculated by aggregating the outputs of different subunits, increasing the complexity of the model. The results obtained by the two approaches diverge for a semi-arid region, especially for the Rhumel watershed. The simulation rainfall transformation into flow through the use of the HBV Light calculation code is more satisfactory, especially for sub basins at high altitudes. Indeed, this semi-distributed model takes into account the chronological succession of phenomena on one hand, and the influence of the climatic parameters (evapotranspiration) and the physico-hydrogeological parameters of the watershed (soil moisture and external exchanges) on the second hand. The results on the daily outlet specific simulated flows are very adequate for the small and ungauged sub-basins. The multivariate statistical method has shown its effectiveness in the water quality of dams in space and in time due to urban, agricultural, and industrial discharges. Analysis of metals (Pb, Cu, Zn and Cd) at different surveys using the relationship between flow-metal, rain-metal showed an alarming anthropogenic pollution in the Ain Zada and Hammam Grouz dams, especially during the low waters. These metals predominantly in dissolved phase are found beyond the limits of the W.H.O standards at the treatment stations in particular the Lead and the Cadmium considered as toxic metals as well as the undesirable metals such as zinc and copper. The Setif and Athmania wastewater treatment plants have considerably reduced pollution at the main talwegs of Boussalem and Rhumel in year 2007-2008 compared to year 2001, but remain still beyond the limits of the W.H.O for the heavy metals downstream Ain Zada and Athmania treatment stations in the waters intended for the agglomerations consumption.

Key words: Modeling, hydrology, basin, model, criterion, code, rain, flow, ETP, simulated, observed, dam, concentration, statistics, metals, treatment.

Sommaire

	Introduction générale	01
Chapitre 1. Recherche bibliographique sur la modélisation hydrologique et la pollution métallique.		
1	Introduction.....	05
2	Modélisation hydrologique de la relation pluie- débit.....	06
2.1	L'hydrologie est l'objet de la transformation de la pluie en débit.....	06
2.2	Qu'appelle t'on un modèle ?.....	08
2.3	Difficulté de la modélisation pluie-débit.....	08
2.4	Différentiation et classification des modèles pluie-débit.....	11
2.5	Evaluation des modèles par étude comparative.....	17
2.6	Est il utile une étude comparative entre les modèles ?.....	21
3	Difficulté de choix et de sélection des modèles.....	22
3.1	Choix des modèles.....	22
3.2	Sélection de quelques versions de modèles.....	24
4	Procédure et méthodologie de comparaison.....	26
4.1	Choix d'une démarche d'évaluation.....	26
4.2	Stratégie de comparaison entre modèles.....	27
5	Métaux lourds et leur toxicité.....	27
5.1	Origine naturelle des métaux lourds.....	28
5.2	Origine anthropique des métaux lourds.....	28
5.3	Pollution métallique des cours d'eaux.....	29
5.3.1	Origine naturelle des métaux lourds dans l'eau.....	30
5.3.2	Origine anthropique des métaux lourds dans l'eau.....	30
5.4	Toxicité du Plomb et du Cadmium.....	31
6	Conclusion.....	34
Chapitre 2. Contexte naturel des bassins versants de l'Oued Boussalem et celui de l'Oued Athmania		
1	Introduction	36
2	Présentation des bassins versants.....	36
2.1	Bassin versant de L'Oued Boussalem à Ain Zada.....	36
2.2	Bassin versant de L'Oued Athmania à Hammam Grouz.....	37
3	Aspect géologique locale.....	39
3.1	Cadre géologique du bassin versant de l'Oued Boussalem.....	39
3.2	Cadre géologique du bassin versant de l'Oued Rhumel.....	41
3.2.1	Analyse litho-stratigraphique.....	41
4	Aspect géomorphologique des bassins versants.....	42
4.1	Géomorphologie d'Oued Boussalem.....	42
4.1.1	Les terrasses et la morphologie du bassin de L'Oued Boussalem.....	43
4.1.2	Caractéristiques morphométriques du réseau hydrographique du bassin de L'Oued Boussalem.....	43
4.1.2.1	Profil en long.....	43
4.1.2.2	Paramètres morphométriques	45
4.2	Géomorphologie de l'Oued Rhumel à Athmania.....	46
4.2.1	Le domaine des hautes plaines.....	46
4.2.1.1	Les massifs calcaires du Crétacé.....	46

4.2.1.2	Les plaines du Plio-Quaternaire.....	47
4.2.2	Le domaine du piémont Sud-téllien.....	47
4.2.3	Caractéristiques morphométriques du réseau hydrographique du bassin de l'Oued Rhumel à Athmania.....	48
5	Aspect hydroclimatologique.....	51
5.1	Aperçu général sur le climat de la région.....	51
5.2	Paramètres hydrologiques.....	52
5.2.1	Présentations des stations.....	52
5.3	Stations pluviométriques journalières.....	52
5.4	Etude des précipitations journalières.....	53
5.5	Températures journalières.....	54
6	Délimitation et subdivision des bassins versants.....	56
3.1.1	Régime thermique.....	56
3.1.1.1	Choix, localisation des stations et délimitation des bassins versants.....	56
6.2	Subdivision des bassins versants.....	59
6.2.1	Délimitation du sous bassin de l'Oued Boussalem.....	59

Chapitre 3. Critères de calage, validation et description de quelques modèles globaux et semi-distribués

1	Introduction.....	62
2	La modélisation hydrologique par approche globale et semi-distribuée	63
2.1	Principes de base de la modélisation pluie-débit.....	63
2.2	Etape de calage.....	64
2.3	Méthodes d'optimisation des paramètres du modèle.....	65
2.3.1	Bassins non jaugés.....	66
3	Fonction objective, critères de validation.....	66
3.1	Choix de la fonction objectif.....	66
3.1.1	Critères, principe de calage et validation.....	67
3.1.2	Etape de validation.....	70
3.1.2.1	Critères hydrométriques.....	70
3.1.2.2	Critères météorologiques.....	70
4	Description de quelques modèles globaux et semi-distribués.....	71
4.1	Classification des modèles pluie- débit.....	71
4.2	Choix des modèles pour la région d'études par évaluation comparative à multi-modèle.....	71
4.3	Incertitudes liées aux modèles pluie- débit conceptuels, globaux et semi-distribués.....	72
4.3.1	Incertitudes.....	72
4.3.2	Choix de l'échantillon utilisé des bassins versants.....	73
4.4	Méthode de synthèse des résultats et interprétations.....	74
5	Description et choix des modèles globaux et semi-distribués pour la région d'étude....	74
5.1	Le modèle EROS.....	76
5.2	Le modèle GARDENIA.....	76
5.3	Le modèle GR4J.....	78
5.4	Le modèle HBV Light.....	80
	Conclusion.....	82

Chapitre 4. Présentation des modèles GR4J et HBV Light

1	Modèle GR4J.....	84
1.1	Introduction.....	84

1.2	Paramètres du modèle GR4J.....	85
1.3	Présentation détaillée du modèle GR4J.....	85
1.3.1	Description.....	85
1.3.2	Fonction de rendement.....	86
1.3.3	Hydrogramme unitaire.....	86
1.3.4	Fonction d'échange avec l'extérieur non atmosphérique.....	86
1.3.5	Réservoir de routage.....	87
1.3.6	Impacte des données d'ETP sur la fiabilité du modèle GR4J.....	89
1.3.7	Méthodologie des entrées du GR4J.....	90
1.3.7.1	Erreurs dans les chroniques de pluie.....	90
1.3.7.2	Méthodologie d'évaluation de l'incertitude liée à l'estimation des paramètres.....	90
2	Modèle HBV Light.....	93
2.1	Introduction.....	93
2.2	Description de l'architecture du modèle HBV Light et ses paramètres.....	97
2.2.1	Fonte des neiges et l'accumulation de neige.....	102
2.2.2	La précipitation efficace et l'humidité du sol.....	102
2.2.2.1	Relation entre l'humidité du sol et la capacité du champ des eaux de ruissèlement.....	104
2.2.3	L'évapotranspiration.....	104
2.2.4	Réponse des eaux de ruissèlement.....	105
2.2.5	Menu du modèle HBV Light.....	106
2.2.5.1	Nom du bassin : Catchmentname\data.....	106
2.2.5.2	Fichiers des résultats.....	108
2.2.5.3	Éléments et modalités du menu du modèle HBV.....	109
2.2.5.4	Paramètres de sorties (RESULTATS).....	110
	Conclusion.....	112

Chapitre 5. Simulation à l'aide des modèles GR4J et HBV

1	Introduction.....	114
1.1	Objectifs.....	115
2	Données hydrologiques et météorologiques.....	117
2.1	Les débits.....	117
2.2	Les précipitations, températures et évapotranspirations potentielles.....	118
3	Modèles GR4J et HBV Light version 2.....	118
3.1	La fonction de production.....	118
3.2	La fonction de transfert.....	119
3.3	La détermination des paramètres.....	119
3.4	Le module des entrées.....	119
3.5	Le Module calcul.....	120
3.6	Le Module des sorties.....	120
4	Présentation des bassins versants.....	120
5	Présentation des résultats de comparaison de la simulation par les deux modèles globaux (APPROCHE GLOBALE).....	121
5.1	Simulation des débits journaliers du sous bassin B1 par le code GR4J et HBV Light (<i>sous-bassin amont de l'Oued Boussalem B1</i>).....	121
5.2	Simulation des débits journaliers du sous bassin B8 par le code GR4J et HBV Light. (<i>Barrage Ain Zada</i>).....	124
5.3	Remarque.....	126
6	Présentation des résultats de comparaison de la simulation par HBV Light en utilisant les deux approches : <i>APPROCHE GLOBALE ET SEMI-DISTRIBUEE</i>	126

6.1	Bassin B8 (à Ain Zada) de l'Oued Boussalem.....	127
6.2	Bassin R5 de l'Oued Rhumel (Bassin versant du Barrage Athmania).....	131
6.3	Sous-bassin B2.....	132
6.4	Sous bassin B4.....	134
6.5	Présentation des résultats de simulations des sous-bassins B3, B5, B6 et B7 à Oued Boussalem, sous-bassins non jaugés (APPROCHE SEMI-DISTRIBUEE).....	135
6.6	Présentation des résultats de la simulation par approche semi-distribuée des sous-bassins R1, R2, R3 et R4 à Oued Rhumel (APPROCHE SEMI-DISTRIBUEE) par HBV Light.....	137
7	Résultats et interprétations.....	138
7.1	Commentaires sur les résultats.....	138
7.2	Interprétations et recommandations.....	150
	Conclusion.....	155

Chapitre 6. Qualité des eaux de surface des barrages Ain Zada et Hammam Grouze

1	Introduction.....	149
2	Paramètres chimique de surveillance.....	150
3	Moyens et material.....	151
3.1	Indice de la qualité des eaux (IQE).....	151
3.2	Analyse statistique.....	152
3.3	Méthode des tendances.....	145
4	Résultats et discussion.....	155
4.1	Cas du barrage Ain Zada.....	155
4.1.1	Analyse des statistiques élémentaires.....	155
4.1.2	Chimie générale.....	156
4.1.3	Qualité de l'eau.....	157
4.1.4	Analyse statistique.....	158
4.1.4.1	Coefficients de corrélation de Pearson.....	158
4.1.4.2	Classification ascendante hiérarchique (CAH).....	159
4.1.4.3	Analyse factorielle (AF).....	163
4.1.4.4	Analyse discriminante (AD).....	165
4.2	Cas du barrage Grouze.....	167
4.2.1	Caractérisation des eaux du barrage.....	167
4.2.2	Origine des principaux éléments majeurs.....	169
4.2.3	Pollution anthropique.....	173
4.2.3.1	La matière organique.....	174
4.2.3.2	L'azote.....	174
	Conclusion.....	176
	Référence.....	231

Chapitre 7. Relation pluie-débit-pollution métallique

1	Introduction.....	178
2	Matériels et méthodes.....	179
3	Origine de la pollution.....	179
3.1	Fiabilité des résultats.....	180
4	Variation temporelle de la relation pluie-Débit-Métaux lourds à Oued Boussalem durant le premier semestre 2001.....	181
4.1	Station B1 (14 échantillons).....	181
4.2	Station B2 (16 échantillons).....	182
4.3	Station B3 (16 échantillons).....	183

4.4	Station B4 (16 échantillons)	185
4.5	Station B5 (9 échantillons).....	187
4.6	Station B6 (14 échantillons).....	188
4.7	Station B7 (14 échantillons).....	189
4.8	Station B8 ou cuvette du barrage de AIN ZADA (16 échantillons).....	190
4.9	Station B9 ou station de traitement de Ain Zada (16 échantillons).....	191
4.10	Station B10, eau usée à l'entrée de la STEP de Sétif (16 échantillons).....	193
4.11	Station B11, eau épurée à la sortie de la STEP de Sétif (16 échantillons).....	194
5	Variation spatiale des teneurs moyennes mensuelles des métaux, Pb, Cu et Zn à Oued Boussalem durant le semestre 2001.....	196
6	Variation temporelle dans le temps de la relation pluie-Débit-Métaux lourds à Oued Rhumel durant le premier semestre 2001.....	197
6.1	Station R1 (16 échantillons).....	198
6.2	Station R2 (16 échantillons).....	199
6.3	Station R3 (9échantillons).....	200
6.4	Station R4 (11 échantillons).....	201
6.5	Station R5 (16 échantillons).....	202
6.6	Station R6 ou station de traitement de Athmania (16 échantillons).....	203
7	Variation temporelle mensuelle de la relation pluie-Débit-Métaux lourds à Oued Boussalem durant l'année 2007-2008.....	205
7.1	Station B2 (10 échantillons).....	205
7.2	Station B3 (10 échantillons).....	208
7.3	Station B4 (10 échantillons).....	210
7.4	Station B8 ou cuvette du barrage de Ain Zada (10 échantillons).....	211
7.5	Station B9 ou station de traitement de Ain Zada (10 échantillons).....	214
7.6	Comparaison des variations des teneurs spatiales moyennes mensuelles des métaux, Pb, Cu et Zn à Oued Boussalem, durant le premier semestre 2001 et 2007-2008.....	215
7.7	Comparaison des analyses 2001 et 2007-2008 des métaux à la station de traitement de Ain Zada, avec les normes de l'O.MS. Station B9.....	216
8	Variation temporelle de la relation Pluie-Débit-Métaux lourds à Oued Rhumel durant L'année 2007-2008.....	218
8.1	Station R5 ou cuvette du barrage (10 échantillons).....	218
8.2	Station R6 ou station de traitement de Athmania (10 échantillons).....	219
8.3	Comparaison des analyses de la campagne semestrielle 2001 et 2007-2008 à la station de traitement de Athmania avec les normes de l'O.MS. Station R6.....	220
	Conclusion.....	222
	Référence.....	231

Liste des Figures

1.1	Cycle hydrologique, avec les flux moyens annuels en pourcentage du volume annuel total des précipitations.....	07
1.2	Schématisation du cycle hydrologique des métaux traces en milieu aqueux (OMS, 2011) citée par Chaguer, (2013).....	29
2.1	Carte de situation géographique du bassin versant de l'Oued Boussalem.....	37
2.2	Carte de situation géographique du bassin versant de l'Oued Rhumel.....	38
2.3	Cadre géologique du sous bassin versant Amont de la carte géologique de Sétif au 1/200000.....	40
2.4	Carte géologique du sous bassin versant Rhumel Amont Extraite des cartes géologiques au 1/200000 Sétif-Constantine.....	42

2.5	Profil en long du réseau hydrographique de l'Oued Boussalem à Ain Zada.....	44
2.6	Profil en long du réseau hydrographique de L'Oued Rhumel à Athmania.....	49
2.7	Variation de la précipitation journalière aux stations.....	54
2.8	Variation des températures journalières en stations Sétif et Constantine.....	55
2.9	Droite de Régression entre la température mesurée à la station de Constantine et celle de Sétif.....	56
2.10	Localisation des stations de prise des échantillons et délimitation du bassin versant de L'Oued Boussalem à Ain Zada.....	57
2.11	Localisation des stations de prise des échantillons et délimitation du bassin versant de l'Oued Rhumel à Athmania.....	57
2.12	Délimitation des sous bassins de L'Oued Boussalem à Ain Zada.....	59
2.13	Délimitation des sous bassins de L'Oued Rhumel à Athmania.....	60
3.1	a) Schéma d'un modèle global b) Schéma d'un modèle semi-distribué.....	63
3.2	Principe de fonctionnement des modèles semi-distribués pluie-débit.....	64
3.3	Schéma simplifié du modèle GARDÉNIA.....	78
3.4	Structure schématique du modèle GR4J.....	79
3.5	Modèle semi distribué.....	80
3.6	Schéma simplifié du modèle HBV.....	81
4.1	Schéma du modèle GR4J et principales équations du modèle.....	87
4.2	Méthodologie adoptée.....	91
4.3	a) Paramètres de simulation, b) fonction de réponse.....	100
4.4	Exemple du menu des paramètres de calage du HBV Light.....	101
4.5	Organigramme des procédés généraux de la version du modèle HBV Light.....	102
4.6	Coefficient de ruissèlement en fonction de l'humidité du sol et la capacité maximale de stockage.....	103
4.7	Relation entre l'évapotranspiration réelle et PWP.....	105
4.8	Exemple des résultats graphique de la simulation par HBV sur une période 01/01/1981 au 01/01/1982.....	111
5.1	Simulation chronologique des débits du sous bassin B1 par le modèle GR4J (Période de validation 1994-1996).....	122
5.2	Simulation de la chronologie des débits du sous bassin B1 par HBV (Station de jaugeage de Farmatou).....	123
5.3	Simulation de la chronologie des débits du bassin B8 (Barrage Ain Zada) par GR4J avec période de validation 1996-2001.....	124
5.4	Simulation de la chronologie des débits du bassin de Boussalem B8 par HBV, période de validation (2001-2006).....	125
5.5	Résultats de la simulation globale et semi-distribuée au sous bassin B8 à Athmania (Période de validation 2000-2005).....	128
5.6	Comparaison de la simulation globale et semi distribuée du bassin R5 par HBV.....	131
5.7	Comparaison entre la simulation par modèle global et semi- distribuée de HBV Light au sous bassin B2 (Période de validation 2002-2005).....	133
5.8	Comparaison de la simulation globale et semi distribuée au sous bassin B4 par HBV Light.....	134
5.9	Résultats de la simulation par approche semi-distribuée des sous-bassins B3, B5, B6 et B7 à Oued Boussalem.....	136
5.10	Simulation des débits des sous bassins R1, R2, R3 et R4 par approche semi-distribué, Modèle HBV Light.....	137
5.11	Comparaison entre les débits simulés et observés au pas de temps journalier (régression linéaire) du sous-bassin B1 à FARMATOU.....	142

5.12	Comparaison entre les débits simulés et observés au pas de temps journalier (régression linéaire) du sous-bassin R5 à ATHMANIA.....	143
6.1	Dendrogramme des variables mesurées dans les eaux du barrage Ain Zada.....	161
6.2	Classification des échantillons d'eau selon le mode Q pris dans les eaux du barrage Ain Zada.....	162
6.3	Classification des années de prise d'échantillons d'eau à l'aide de la CAH.....	162
6.4	Variation du résidu sec selon le volume d'eau du barrage Ain Zada.....	162
6.5	Répartition des individus selon le plan factoriel F1-F2.....	164
6.6	Répartition des échantillons d'eau selon les deux fonctions discriminantes.....	167
6.7	Diagramme de Piper appliqué aux eaux du barrage Hammam Grouze.....	169
6.8	Origine de calcium et du magnésium.....	171
6.9	Origine du calcium, magnésium et des sulfates.....	172
6.10	Dissolution de l'halite.....	172
6.11	Variation de la salinité selon les éléments chimiques.....	173
6.12	Variation des paramètres de la pollution des eaux du barrage de Hammam Grouz.....	174
6.13	Relation nitrate-nitrite et nitrate-ammonium.....	175
6.14	Relation azote-oxygène.....	176
7.1	Situation des stations de prélèvement des échantillons à Oued Boussalem.....	181
7.2	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. Station B1.....	182
7.3	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. Station B2.....	183
7.4	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. Station B3.....	185
7.5	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. Station B4.....	186
7.6	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. Station B5.....	187
7.7	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. Station B6.....	188
7.8	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. Station B7.....	190
7.9	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim à la station B8 durant le premier semestre 2001. Station B8.....	191
7.10	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim à la station de traitement de Ain Zada durant le premier semestre 2001. Station B9.....	193
7.11	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn des eaux usées brutes à l'amont de la STEP de Sétif durant le premier semestre 2001. Station B10.....	194
7.12	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn des eaux usées brutes à l'amont de la STEP de Sétif durant le premier semestre 2001. Station B11.....	195
7.13	Variation spatiale mensuelles des concentrations des métaux lourds et du débit moyen dans l'espace à Oued Boussalem (Premier semestre 2001). Station de traitement de Ain Zada. Station B8.....	197
7.14	Situation des stations de prélèvement des échantillons sur Oued Rhumel à Athmania..	198
7.15	Evolution temporelle métaux Pb, Cu, Zn et Qsim à la station R1 durant le premier semestre 2001. Station R1.....	199
7.16	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim à la station R2 durant le premier semestre 2001. Station R2.....	200

7.17	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. Station R3.....	201
7.18	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. Station R 4.....	202
7.19	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. Station R5.....	203
7.20	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu et Zn à la station de traitement de Ain Zada durant le premier semestre 2001. Station R6.....	205
7.21	Evolution des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et Qsim durant l'année 2007-2008. Station B2.....	206
7.22	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et P (mm) durant l'année 2007-2008. Station B2.....	207
7.23	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et Qsim (mm/j) durant l'année 2007-2008. Station B3.....	208
7.24	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et P (mm) durant l'année 2007-2008. Station B3.....	209
7.25	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et P (mm) durant l'année 2007-2008. Station B4.....	210
7.26	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et Qsim (mm/j) durant l'année 2007-2008. Station B8.....	212
7.27	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et P (mm) durant l'année 2007-2008. Station B8 ou cuvette du barrage in Zada.....	213
7.28	Variation temporelle des concentrations des métaux Pb, Cu et Zn, Cd durant l'année 2007-2008 et normes O.M.S. Station B9 ou station de traitement de Ain Zada.....	214
7.29	Profil de variation spatiale des teneurs moyennes du Pb, Zn et Cu en comparaison des deux compagnes semestrielles (2001 et 2007-2008) à l'Oued Boussalem.....	216
7.30	Comparaison de la variation temporelle des concentrations des métaux Pb, Cu et Zn durant l'année 2001 et 2007-2008. Station B9 ou station de traitement de Ain Zada....	217
7.31	Variation temporelle des concentrations des métaux Pb, Cu, Zn, Cd et Q _{Sim} (mm/j) durant l'année 2007-2008. Station R5 ou cuvette du barrage Athmania.....	218
7.32	Variation temporelle des concentrations des métaux Pb, Cu et Zn, Cd durant l'année 2007-2008. Station R6 ou station de traitement de Athmania.....	220
7.33	Comparaison de la variation temporelle des concentrations des métaux Pb, Cu et Zn durant les compagnes mensuelles, 2001 et 2007-2008 à la Station R6 ou station de traitement de Athmania et norme O.MS.....	221

Liste des Tableaux

1.1	Liste de quelques modèles, avec le code et le nombre de paramètres.....	25
1.2	Utilisation courante des métaux dans l'industrie	31
1.3	Caractéristiques chimiques du plomb et cadmium	32
2.1	Paramètres morphométriques de L'Oued Boussalem.....	45
2.2	Paramètres morphométriques de L'Oued Rhumel à Athmania.....	50
2.3	Paramètres hydrologiques de la région d'études.....	52
2.4	Paramètres de position des précipitations des stations utilisés.....	54
2.5	Paramètre du modèle température journalière Constantine- Sétif.....	56
2.6	Caractéristiques des stations de l'Oued Boussalem.....	58
2.7	Caractéristiques des stations d'Oued Rhumel.....	58
2.8	Répartition des superficies aux stations sélectionnées sur Oued Boussalem.....	60
2.9	Répartition des superficies aux stations sélectionnées sur Oued Rhumel.....	61

3.1	Variables des critères d'ajustement.....	68
3.2	Exemple de caractéristiques des modèles pluie-débit.....	71
3.3	Quelques modèles hydrologiques globaux, distribués et semi distribués.....	75
4.1	Fonctions objectives ou types de testes.....	109
4.2	Menu du HBV.....	109
4.3	Liste des Graphes-options.....	112
5.1	Comparaison des résultats des debits simulés au sous-bassin B1 par GR4j et HBV Light.....	123
5.2	Comparaison des debits issus de la simulation par les modèles GR4J et HBV Light du bassin B8 de l'Oued Boussalem.....	125
5.3	Résultats de la simulation par HBV Light (approche globale et semi-distribuée) au bassin versant B8 à Ain Zada.....	130
5.4	Résultats de la simulation globale et semi-distribuée par HBV Light du bassin de l'Oued Rhumel R5.....	132
5.5	Simulation globale et semi-distribuée du sous bassin B2.....	133
5.6	Simulation globale et semi distribuée au sous bassin B4 (HBV Light).....	134
5.7	Résultats de la simulation semi-distribuée par HBV Light aux bassins B3, B5, B6 et B7 sur la période de calage 2002-2007. Bilan hydrique (mm/an).....	136
5.8	Résultats de la simulation semi-distribuée par HBV Light aux bassins R1, R2, R3 et R4 sur la période de validation 2001-2006. Bilan hydrique (mm/an).....	138
5.9	Gammes des paramètres optimisées du modèle HBV Light aux sous-bassins de l'Oued Boussalem.....	140
5.10	Gammes des paramètres optimisés du modèle HBV Light aux sous-bassins de l'Oued Rhumel.....	141
6.1	Statistiques élémentaires des paramètres de qualité de l'eau de surface du barrage Ain Zada. 2003–2012.....	156
6.2	Poids des différents paramètres (W_i) et les critères de classification de l'eau.....	158
6.3	Les valeurs de l'IQE pour les eaux de surface de Ain Zada.....	158
6.4	Coefficients de corrélation de Pearson pour les paramètres physico-chimiques des eaux du barrage Ain Zada au seuil 0.05 et pour $n=190$. Les valeurs en gras indiquent une corrélation significative entre les variables.....	160
6.5	Liaison Facteurs-variables. Les valeurs en gras, montent la relation significative.....	164
6.6	Caractéristiques des deux fonctions discriminantes.....	166
6.7	Coefficient de corrélation des variables avec les fonctions discriminantes. Les valeurs en gras expriment une bonne corrélation.....	166
6.8	Résultat de la classification selon l'analyse discriminante de l'eau du barrage Ain Zada.....	166
6.9	Analyses chimiques des eaux du barrage de Hammam Grouz (mg.l^{-1}).....	168
6.7	Indices de stabilité des eaux du barrage.....	170
7.1	Teneur min et max des métaux analysés à la station B2 pendant l'année 2007-2008....	206
7.2	Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et P (mm) durant l'année 2007-2008. Station B2.....	207
7.3	Compagne 2007-2008, analyse des métaux en station B3.....	209
7.4	Compagne 2007-2008, analyse des métaux en station B4.....	211
7.5	Compagne 2007-2008, analyse des métaux en station B8 ou cuvette de barrage de Ain Zada.....	213
7.6	Compagne 2007-2008, analyse des métaux en station B9 et comparaison aux normes O.M.S.....	215
7.7	Comparaison des teneurs Pb, Cu et Zn durant le premier semestre 2001 et 2008.	

	Station B9.....	217
7.8	Analyse des métaux Pb, Zn, Cu et Cd à la station R6 ou station de traitement de Athmania.....	218
7.9	Comparaison des teneurs moyennes mensuelles des métaux Pb, Zn et Cu à la station R6 ou station de traitement de Athmania et normes OMS.....	221

Introduction générale

L'eau est un élément indispensable à la vie, mais la production d'eau douce est relativement faible, elle varie d'une région à une autre selon le climat. Ce liquide est un vecteur de vie et d'activité humaine, dont l'utilisation globale (usages domestiques, industriel, et agricole) varie linéairement à l'échelle planétaire, mais il existe des disparités énormes entre les différentes régions du globe en quantité et en qualité. Le globe terrestre ou la terre est la seule planète du système solaire à disposer, grâce à sa position privilégiée, d'eau liquide à sa surface. Avec l'accroissement de la population humaine à l'échelle planétaire l'eau devient de plus en plus rare. L'eau douce, ne constitue que 3 % de la ressource mondiale, le restant étant formé par les mers et les océans. Les trois quarts d'eau douce sont sous forme de glace. Sa répartition à l'échelle du globe est très hétérogène, et souvent très différente de la répartition des populations. La rareté de l'eau, entraîne des situations de pénurie, de désertification, d'exode de populations ; son abondance est la cause des inondations catastrophiques, et rappelle à l'homme l'impossibilité d'en maîtriser ses forces. Sa variation en qualité, sa quantité d'une région à une autre, fait augmenter les dépenses de traitement du mètre cube d'eau. Elle est de plus en plus soumise aux rejets liés aux pollutions d'origine urbaine, industrielle et agricole devenant un problème d'actualité. Quant à la qualité de l'eau distribuée, elle est l'enjeu d'une compétition cette fois économique que se livrent de grands groupes industriels, pour ce que certains nomment l'or bleu. Devant l'accroissement de la demande en eau liée à la multiplication des usages (domestique, industrie, agriculture, loisirs, etc.), l'augmentation des problèmes environnementaux liés aux pollutions d'origine humaine, et les conséquences de choix d'aménagements hydrauliques faits par le passé apparaissant aujourd'hui peu judicieux. Les gestionnaires de cette ressource doivent faire face aux situations de plus en plus alarmantes, où interviennent de multiples acteurs, aux intérêts et objectifs parfois opposés. Avant de mobiliser de nouvelles ressources, il est important de protéger déjà les ressources existantes contre la pollution. Dans ce contexte, on comprend alors aisément la nécessité de mettre au point des outils de gestion et de protection qui permettent de mieux évaluer ces ressources superficielles, et les protéger contre toute pollution. L'exploitation de ces ressources peut bénéficier ainsi d'une meilleure connaissance de la répartition spatiale et temporelle des flux d'eau et des matières et composés qu'elle véhicule à l'échelle du bassin versant. La connaissance de la capacité de l'eau de surface, sa qualité est aujourd'hui un instrument indispensable à la gestion des systèmes d'alimentation et de stockage (notamment pour la prévision de débits, la gestion d'ouvrages de retenue, le

dimensionnement d'ouvrages hydrauliques, etc.). Plusieurs travaux de recherches se sont donc attachés, depuis longtemps, à essayer de comprendre les processus de génération des débits et le fonctionnement du bassin versant, entité hydrologique de production, de concentration des écoulements et l'origine de la pollution. Un moyen pour arriver à comprendre la genèse des débits et pour en établir des simulations en relation avec les pluies et la pollution. La qualité de l'eau, nous oblige à choisir les lieux et les types d'analyses chimiques afin de comprendre l'origine de la pollution et de remonter jusqu'à sa cause. Ainsi, on a essayé de construire des modèles permettant d'obtenir une représentation simplifiée et facilement utilisable de ce lien entre pluie et débit. Cependant, comme d'autres disciplines s'attachant à comprendre et représenter des systèmes naturels, la modélisation pluie-débit et plus généralement l'hydrologie locale sont confrontées à la difficulté d'appréhension et d'adaptation des systèmes étudiés du fait de leur complexité. La croissance démographique accompagnée d'une urbanisation rapide, cause de nombreuse perturbation pour les milieux naturels par les rejets urbains, industriels, l'utilisation non rationnelle des engrais, les pesticides et le manque de sensibilisations de la population envers la protection des ressources hydriques.

Pour atteindre cet objectif, nous avons scindé notre travail en sept chapitres.

Le premier chapitre présente une analyse bibliographique sur les différentes approches de modélisation qui existent actuellement pour représenter le bassin versant en tant qu'entité hydrologique. Nous discutons des problèmes rencontrés dans cette démarche, pour la représentation des processus et des facteurs influençant les écoulements. Nous détaillons davantage la description des modèles hydrologiques globaux, semi-distribués, distribués, physiques, conceptuels ou empiriques. La relation pluie-débit ou la transformation de la pluie en débit est simulée par des enchaînements de réservoirs et le bassin versant y est considéré comme une entité aux caractéristiques homogènes, sans prise en compte explicite de son hétérogénéité spatiale. De multitude modèle hydrologique donne actuellement des résultats satisfaisants, en comparaison à des approches globales, semi-distribuées ou distribuées ou encore, les modèles physiques qui découlent de l'application des lois physiques. Cependant, les paramètres des modèles conceptuels globaux et semi-distribués n'ont pas de signification physique a priori et doivent être calés par une procédure manuelle. Leur exigence en données et leur facilité de mise en œuvre les rendent compatibles avec les exigences des études d'ingénierie et d'hydrologie opérationnelle (dimensionnement d'ouvrage, gestion de la ressource, prévision de crues ou d'étiages...). Comme la plupart des modèles existants, ils ne sont pas encore aptes à pouvoir prévoir avec fiabilité des effets de changements d'occupation des sols ou de climat, mais ils peuvent a posteriori les mettre en évidence.

Pour réaliser des tests sur les modèles, nous avons rassemblé tout d'abord un large échantillon de données des sous-bassins de l'Oued Bousselam et Rhumel. L'objectif est de soumettre les modèles à des conditions climatiques semi-arides et hydrologiques très variées, et de leur demander de reproduire la transformation pluie-débit opérée par des bassins versants aux caractéristiques presque identiques, de même climatologie, géographie et leurs géographie juxtaposée. La structure des modèles étudiés inclut des paramètres qui permettent l'adaptation du modèle aux caractéristiques particulières de chaque bassin. Ces paramètres n'ont généralement pas de signification physique et ne peuvent pas être, par conséquent, mesurés sur le terrain. Ils doivent être déterminés mathématiquement par un processus d'optimisation. Le choix d'une telle méthode repose sur son efficacité, c'est-à-dire sa capacité à fournir des jeux de paramètres permettant au modèle de donner des simulations satisfaisantes. L'information de la présence de certains métaux lourds, surtout ceux toxiques (Cd, Pb) et indésirables (Zn, Cu) dans les barrages est un premier travail pour identifier le lieu de pollution, et une connaissance des conséquences variées de ces métaux que peuvent subir aux agglomérations utilisateurs des eaux de surface.

Le chapitre deux donne un aperçu global sur l'aspect naturel des bassins versants alimentant les barrages en exploitation (Barrage de Ain Zada et Athmania). La subdivision de ces bassins en mailles, contribue à la bonne évaluation des débits journaliers aux sites de prélèvement des échantillons à analyser.

Le chapitre trois donnera une idée sur les différents modèles utilisés en générale et la modélisation hydrologique surtout dans les bassins versants non jaugées en se référant aux bassins jaugés et qui se trouvent dans les mêmes conditions climatiques. Une connaissance large des critères de calage, de validation est une opération nécessaire pour mesure la performance d'un modèle et ses limites d'utilisation.

Nous présentons dans le chapitre quatre les raisons de l'utilité de l'étude comparative par le choix des modèles GR4J et le HBV Light. Une présentation détaillée de la description des deux modèles pour comprendre les étapes d'utilisation des ces codes de calcul et leurs procédures.

Le cinquième chapitre, met en évidence l'importance de la simulation de la relation pluie-débit. La simulation par le modèle HBV Light en approche semi-distribuée a montré une efficacité considérable par rapport au modèle global GR4J dans la région semi-aride. Les modèles globaux ou semi-distribués, dont fait partie le modèle GR4J, HBV Light et d'autres existent aujourd'hui en très grand nombre et nous nous proposons d'évaluer les qualités de la simulation du quotidien des débits par une approche comparative entre ces deux modèles.

L'étude comparative de la simulation par les deux modèles a montré l'influence du nombre de paramètres introduits dans le modèle pour caractériser la relation pluie-débit sur chaque sous-bassin.

Le sixième chapitre de la thèse montre l'évolution et l'état du chimisme de l'eau de la cuvette des deux barrages pendant la période d'échantillonnage, donne l'état de la pollution des eaux de surface de la région.

Enfin, dans le dernier chapitre consacré à l'évolution et la comparaison des teneurs des métaux lourds durant l'année 2001 et 2007-2008. La relation pluie débit-métaux lourds est l'une parmi d'autres relations qui contribue à la connaissance de la pollution en temps de pluie et en temps sec des affluents naturels. La pollution métallique observée au cours des deux campagnes d'analyse, a montré une situation alarmante des eaux en aval des stations de traitement.

Chapitre 1

Recherche bibliographique sur la modélisation hydrologique et la pollution métallique.

1. Introduction

L'importance de l'eau en tant que support et source de vie et de facteur régulateur du développement d'un pays est universellement reconnue. Aussi est-il nécessaire de la quantifier, de la protéger et de la gérer aussi rigoureusement que possible contre toute pollution. Les changements globaux actuels influencent les régimes hydrologiques des bassins versants et la qualité de l'eau qui varie dans le temps. La simulation de la relation de pluie-débit ou la transformation de la pluie en débit est un phénomène très complexe dans les bassins versants. Cette difficulté d'estimation des apports liquides, nous oblige à utiliser des modèles mathématiques devenues très répandues grâce à l'accroissement des capacités de calcul et l'amélioration de l'outil informatique. Beaucoup de chercheurs ont travaillé pour cette problématique par application des modèles globaux conceptuels physiques distribués et semi distribués. Quelques travaux se sont attachés à comparer les approches semi- distribuée et globale comme Baudez, (1997); Oddos, (2002); Ibikunlé et *al.* (2014); Kit et Kouwen, (1992); Boyl et *al.* (2000) et Dakhlaoui, (2014). Selon les articles les auteurs ne distribuent pas forcément de la même manière leurs bassins versants (Ayadi et *al.*, 1998 ; Seibert, 2001). La première partie de ce chapitre est destinée à situer la modélisation hydrologique qui respecte une méthodologie en plusieurs étapes et la pollution métallique des eaux superficielles. De donner la démarche de modélisation pluie-débit dans le contexte de l'hydrologie et des diverses approches développées dans ce domaine et la variation spatio-temporelle de la relation pluie-débit-pollution métallique. A partir des observations de pluviométrie, on peut ainsi parvenir à reproduire la réponse en débit d'un bassin, notamment pour les crues exceptionnelles ou les basses eaux extrêmes. Ces variations de crue contribuent énormément aussi bien dans l'alimentation des ouvrages hydrauliques qui jouent un rôle primordial dans la variation de la pollution anthropique. Si la proposition de nouveaux modèles reste encore à l'heure actuelle assez fréquente dans les revues scientifiques hydrologiques, l'évaluation et la validation réelles de ces outils semblent cependant être beaucoup plus rares (Perrin, 2000), du fait de la difficulté de tels exercices dans l'évaluation rigoureuse des apports. Un moyen d'utilisation des capacités des modèles hydrologiques est une solution pour évaluer les débits à travers les bassins versants par des études comparatives

dans lesquelles les modèles sont appliqués aux mêmes cas d'études. Ces approches peuvent contribuer certainement au développement des modèles existants et faire évoluer d'autres nouveaux plus fiables aux régions considérées.

Partant d'une analyse synthétique des comparaisons de modèles, nous présentons dans un deuxième temps une sélection de modèles réalisée en vue d'appliquer à la région semi-aride dans le Nord Est de l'Algérie.

Enfin, nous exposons la méthodologie de comparaison que nous avons adoptée dans notre étude des bassins versants de l'Oued Boussalem et Oued Rhumel par comparaison du modèle global GR4J et HBV Light en version globale et semi-distribuée. L'évolution quotidienne de la transformation de la relation pluie-débit contribue certainement à comprendre le phénomène de la pollution des bassins versants.

2. Modélisation hydrologique de la relation pluie-débit

La modélisation est un phénomène complexe qui s'appuie notamment sur plusieurs réflexions telles Nascimento et Michel, (1992) sur la modélisation hydrologique et sur l'utilité des modèles pluie- débit qui s'appuient sur des modèles transformés par l'outil informatique en codes de calcul. Certains travaux se basent sur l'utilisation des modèles globaux (Kokkonen et *al.*, 2001 ; Perrin, 2000) alors que d'autres préfèrent les modèles semi-distribués (Seibert, 2012), ou distribués (Ouachani, 2010).

2.1. L'hydrologie est l'objet de la transformation de la pluie en débit

Perrin, (2000) nomme étymologiquement que l'hydrologie est une science qui traite des eaux de surface. La définition change d'une époque ou d'un hydrologue à l'autre, elle est parfois définie comme la science qui étudie les eaux de surface, leurs caractéristiques, leurs propriétés, s'appuyant sur des considérations physiques, météorologiques, géologiques et topographiques. Le sujet d'intérêt fondamental de l'hydrologie est le cycle de l'eau, illustré à la Figure 1.1 (Maidment, 1992 cité par Perrin, 2000) dans sa partie continentale (les chiffres indiquent les flux moyens annuels en notant 100 le volume annuel total des précipitations sur les terres émergées, c'est-à-dire 119.000 km^3 , soit une lame d'eau annuelle d'environ 800 mm sur les $149.400.000 \text{ km}^2$ de terres émergées). Ce phénomène de transfert d'eau naît des variations spatiales et temporelles des flux journaliers d'énergie solaire, des hétérogénéités de la surface du globe et de la différence de mobilité de l'eau, qu'elle soit sous forme de vapeur dans l'atmosphère, liquide à la surface de la terre ou dans le sous-sol, ou sous forme solide dans les neiges et les glaces (Perrin, 2000).

L'hydrologie définie comme une science de l'eau qui traite le mouvement et les propriétés de l'eau sur terre au travers du cycle hydrologique (Eagleson, 1991). Les causes principales de l'écoulement superficiel sont les **précipitations, l'évaporation, l'infiltration, le ruissellement**, les **écoulements dans les nappes et les cours d'eau**, et le transport de substances dissoutes ou en suspension.

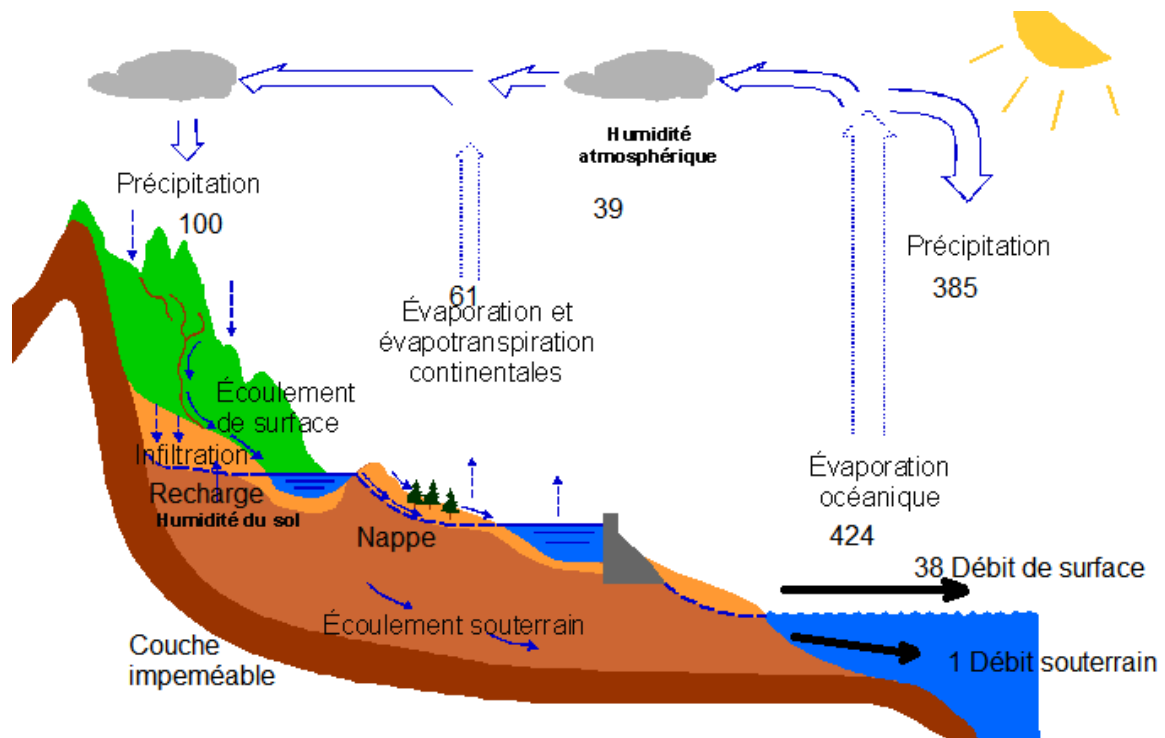


Figure 1.1: Cycle hydrologique, avec les flux moyens annuels en pourcentage du volume annuel total des précipitations (Maidment, 1992)

L'hydrologie est donc une science pluridisciplinaire comprenant **l'hydrologie de surface, la glaciologie, l'hydrogéologie** sans oublier l'étude de l'érosion ou le transport solide (Perrin, 2000). Cette discipline est également plus ou moins directement liée à la météorologie, l'hydraulique, la géographie, la géologie, ou la topographie. Il est difficile de définir exactement l'hydrologie pour comprendre le cycle de l'eau, dans un environnement hétérogène et variable dans le temps. En plus de la recherche fondamentale ou appliquée, l'hydrologie inclut aussi l'ingénierie hydrologique ou l'hydrologie opérationnelle (Perrin, 2000). Dans ce domaine Klemeš, (1986a), met en garde les hydrologues sur la dangereuse tendance que suivait l'hydrologie à devenir seulement une technologie mal appliquée. Cette science présente un lien entre l'homme et son environnement, et en particulier considérée comme outil d'évaluation de la ressource superficielle, pour ses besoins d'alimentation ou dans ses activités de protection contre les inondations ou dans l'exploitation énergétiques (Centrales hydro-électriques). La variabilité de cette ressource dans le temps origine de

plusieurs problèmes de gestion, auxquels l'hydrologie peut contribuer à apporter des solutions (Michel, 1989). Les ingénieurs hydrauliciens et hydrologues, exploitent et développent ces modèles en apportant des solutions rapides aux moyens des codes de calculs puissants pour mobiliser les ressources superficielles pour combler le déficit des eaux souterraines considérés comme eau potable.

2.2. Qu'appelle t'on un modèle ?

La description et la définition varie d'un chercheur à un autre comme celle de Perrin, (2000) qui définit le modèle comme « une représentation simplifiée, relativement abstraite, d'un processus ou d'un système, en vue de le décrire, de l'expliquer ou de le prévoir ». Vu la complexité qui caractérise les processus du cycle de l'eau et l'hétérogénéité des bassins versants, les hydrologues continuent leurs recherches pour élargir leurs connaissances partielles. En effet un modélisateur se heurte à la difficulté d'appréhension, de description ou de compréhension des phénomènes des bassins versants. Les modèles se heurtent à la difficulté de compréhension entre utilisateurs à cause de la description et la variété de des approches existantes. La modélisation hydrologique est basée sur la connaissance des terrains drainant des eaux superficielles passant par des mesures des pluies et des débits. A travers le cycle de l'eau est l'objectif général de l'hydrologie. Nous nous intéresserons plus particulièrement dans ce travail de recherche à la représentation de la transformation de la pluie en débit. La modélisation consiste à trouver la formulation de la réalité la plus satisfaisante directement liés aux objectifs fixés qui est la simulation par des modèles globaux, semi distribués et distribués. En fait, le modèle est la plupart du temps le résultat d'un compromis entre généralité, réalisme et précision (Kauark et Nascimento, 1993). L'idée d'un modèle est conditionnée par la connaissance antérieure des processus ou des systèmes considérés, ou l'imagination du modélisateur et par les hypothèses qui sont formulées (Perrin, 2000). La réalisation des modèles réduits ne peut guère représenter la réalité du système naturel du bassin versant car, il est difficile d'instaurer, les conditions, climatiques, météorologiques, hydrogéologique, hydrométriques et topographiques, en modèle réduit au laboratoire.

2.3. Difficulté de la modélisation de la relation pluie-débit

La transformation de la pluie en débit englobant l'écoulement, pur, hypodermique et de base, elle est assez naturelle puisqu'elle essaie de trouver un lien entre les débits et les phénomènes qui en sont la cause directe, les pluies (le traitement de la neige qui sera abordé dans notre

étude au cours de la simulation de la relation pluie débit par le modèle HBV light en deux versions). Nous nous proposons ici de définir brièvement les difficultés d'étude et les objectifs de la construction des modèles pluie-débit pour l'évaluation du débit dont sa cause principale la pluie. Le bassin versant est défini relativement à un point sur un cours d'eau, comme l'ensemble des terres drainées par le réseau hydrographique situé en amont de ce point (exutoire). La répartition des pluies tombant sur cette surface conduit par le chevelu hydrographique au point considéré de la rivière, ou une partie s'évapore ou s'infiltré vers des couches des nappes. De l'amont vers l'aval du bassin, varie progressivement en parallèle avec les apports. Le bassin est un système ouvert, avec des échanges d'eau et d'énergie avec l'atmosphère, le sous-sol et l'aval du cours d'eau.

La définition de la délimitation du bassin est essentiellement topographique conventionnellement délimité par la ligne des partages des eaux. Cependant, ces limites ne correspondent pas toujours aux contours topographiques et qui doit tenir compte de la structure géologique sous-jacente. Ainsi des terres situées en dehors des limites topographiques peuvent être drainées par des couches géologiques qui alimentent le bassin. La définition du bassin versant n'est donc pas toujours facile et peut être source d'incertitude dans la démarche de modélisation. A titre d'exemple, les formations karstiques induisent souvent de très fortes différences entre les limites topographique et géologique ceci a fait l'objet de plusieurs études hydrogéologiques. En conséquence, il faut souligner que le bassin versant est un système vivant, ou système dynamique ouvert de composition complexe hautement hétérogène et en constante évolution. A ce titre, on pourrait le comparer à un corps humain (Perrin, 2000) par exemple : chaque partie a un lien avec les autres, et les réactions à des sollicitations extérieures sont conditionnées par un grand nombre de paramètres et de variables d'état du système (bien entendu, les interactions, régulations qui existent dans un organisme vivant sont plus fortes que dans un bassin versant).

Pour identifier ce du bassin versant, il faut d'abord comprendre son comportement dynamique, sa nature et les liens spatiaux ou temporels entre ces processus antérieurs (données existantes). Les modèles renforcent la théorie des écoulements superficiels naturels afin de mieux évaluer les capacités de drainage vers les ouvrages de stockage. Ils contribuent à l'évaluation de ces écoulements, notamment au travers des scénarios de simulation. De nombreux chercheurs ayant travaillé dans le domaine de la modélisation dont on peut citer, Michel, (1989) ; Refsgaard et Abbott, (1996) qui répond à ces problématiques, malheureusement ses réponses se heurtent à la maîtrise de la conception des codes de calcul et aux aspects de qualité de l'eau et principalement la pollution anthropique. Nous nous

intéresserons ici à une modélisation pluie-débit qualitative de la relation pluie-débit-pollution métallique. Perrin, (2000), donne quelques problématiques en modélisation et les difficultés de l'évaluation de la relation pluie-débit :

- Simulation des débits, pour le comblement de lacunes dans des séries de données, la reconstitution de débits historiques (les données de pluie étant souvent disponibles sur des périodes beaucoup plus longues que les débits) ou pour permettre des traitements statistiques ;

- Prédétermination des débits de crue ou d'étiage : on désire savoir avec quelle fréquence des débits de crue (supérieurs à un seuil de risque par exemple) ou des faibles débits (en deçà d'un débit observé par exemple) risquent de se produire, et sur quelle durée. Cette connaissance étroite de modélisation hydrologique peut contribuer au dimensionnement d'ouvrages et de réservoirs ou d'aménagements des cours d'eau ;

Prévision des crues et des étiages : il s'agit d'évaluer par avance soit la simulation en temps de quelques heures (Ouachani, 2010) à quelques jours (Perrin, 2000 et Seibert, 1997), du bassin. Les débits de crues susceptibles de présenter des risques (inondation) ou les débits d'étiages pouvant demander de mettre en place une gestion particulière de la ressource (par des barrages-réservoirs et retenues collinaires...). Perrin, (2000) introduit une démarche détaillée d'analyse en continu du bassin versant ;

- Influence d'aménagements sur l'hydrologie : on désire pouvoir prédire les changements de la réponse du bassin suite à des modifications des caractéristiques du bassin d'origine humaine ou à des changements environnementaux.

Ces problématiques font ressortir deux aspects importants, celui de l'évaluation du risque et celui de la gestion de la ressource. Il est assez difficile d'imposer des conditions aux modèles ou des objectifs fixes pour une généralisation continentale. On comprend aisément qu'il y'a une décision de sélection de la période des données par rapport à des méthodes exploitant l'information sur les débits est une opération décisive. Plusieurs travaux de recherches ayant étudié ces problèmes en utilisant des modèles pluie-débit cité par Perrin, (2000) comme ceux de Cameron *et al.* (1999), Uhlenbrook *et al.* (1999) sur la prédétermination des crues, ceux de Xu et Vandewiele, (1995) ; Yang *et al.* (1995) respectivement sur le dimensionnement et la gestion de réservoirs, ou ceux de Da Ros et Borga, (1997) ; Yang et Michel, (2000) sur la prévision des débits. Les travaux de Perrin, (2000) sur un modèle global testé sur 429 bassins versants d'Amérique, France, Canada...etc et les travaux récents de Sebastian *et al.* (2013), Ibikunlé, (2014) sur les modèles globaux et semi-distribués convergent vers la même approche.

La réalité des modèles pluie-débit, tels qu'ils soient ne sont encore capables de prédire les effets de changements environnementaux ou d'origine humaine sur le bassin versant, et c'est le cas des travaux de plusieurs chercheurs (Lavabre *et al.*, 1993 ; Nascimento, 1995); ou Lørup *et al.* (1998) et les travaux de Andréassian, (2002) ; Seibert, (2012) pour l'étude de l'effet de l'évolution du couvert forestier sur le comportement hydrologique des bassins.

2.4. Différentiation et classification des modèles pluie-débit

Beaucoup de classifications ont été attribuées aux modèles hydrologiques selon les climats des régions d'études dans lesquels sont élaborés. Le développement des codes de calculs informatiques a certainement été l'un des facteurs majeurs ayant favorisé l'essor de ce secteur de recherche depuis le début des années 60, avec la création de plusieurs de modèles (Perrin, 2000). Encore aujourd'hui, de nouveaux modèles sont très souvent proposés et continuent à évoluer. Ces variétés d'invention tiennent d'une part de la diversité des approches possibles, qui font appel à des concepts et des points de vue différents sur la manière de représenter la réponse d'un bassin versant à des événements de pluie selon le régime propre des concepteurs de modèles. Malgré l'évolution croissant du développement des modèles il reste toujours un degré d'ignorance sur la meilleure façon de modéliser la relation pluie-débit. Devant la complexité, la diversité des modèles et des mesures observés, il est probable que la solution rigoureuse n'existe pas sans doute en hydrologie du devenir de la transportation de pluie quotidienne en débit.

De nombreuses classifications des modèles ont été proposées et il y a presque autant de classifications que d'hydrologues (Perrin, 2000). La variété et la diversité de classification des modèles existants rend difficile le choix du modèle. Il est difficile de séparer, de classer ou de différencier entre les catégories des modèles nettement distinctes, et ce d'autant plus que la terminologie employée par Perrin, (2000) qui indique que : Clarke, (1973) et Ambrose, (1998) ont proposé quelques clés de différenciation des modèles :

- ✓ **Déterministes ou stochastiques**, suivant la nature des variables, des paramètres et/ou des relations entre eux,
- ✓ **Globaux, semi-distribués ou spatialisés**, suivant que le bassin versant est considéré dans l'espace comme une entité homogène, qu'il est divisé en sous-unités supposées homogènes (éventuellement des sous-bassins) ou qu'il est finement discrétisé en mailles,
- ✓ **Cinématiques** (descriptifs) ou **dynamiques** (explicatifs), suivant que l'évolution temporelle du système est simplement décrite ou mise en relation avec les forces qui en sont la cause,

✓ **Empiriques, conceptuels** ou **théoriques** (fondés sur la physique), suivant les relations utilisées pour modéliser la transformation de la pluie en débit et suivant la représentation du système modélisé.

En plus de cette classification on peut associer à ces éléments le type de fonctionnement du modèle au cours du temps, continu ou par événement (Linsley, 1982), le type et la quantité de données requises (Todini, 1988), le but du modèle (Roche, 1988) ou le pas de discrétisation temporel concerné (heure, jour, mois, année). La dernière catégorie de signes distinctifs est probablement la plus ambiguë, car les limites entre modèles empiriques, conceptuels ou théoriques sont très floues (Perrin, 2000).

La classification donnée par Perrin, (2000) est très détaillée à notre connaissance, mais elle a été choisie pour isoler et mieux situer les modèles auxquels il s'intéresse plus particulièrement dans son étude. Ce même auteur donne trois catégories de modèles, les modèles '**boîte noire**', les modèles '**à réservoirs**' **conceptuels** ou **empiriques** et les modèles fondés sur **la physique**. Dans chaque cas, il donne quelques exemples pour mieux comprendre la nature des modèles désignés et leur classification comme suit :

❖ **Les modèles 'boîte noire'**

La classification de cette catégorie des modèles ou sous-modèles qui établissent un pur lien mathématique entre les variables d'entrée et de sortie du système. Ces modèles sont globaux. Nous en présentons succinctement quelques exemples.

Les modèles **ARMAX** (Auto-Regressive Moving Average with Exogenous inputs), autorégressifs à moyenne mobile, sont parmi les plus simples. Initialement développés par Box et Jenkins, (1976), ils ont suscité beaucoup d'intérêt, principalement du fait de leur solide fondement mathématique, qui s'appuie sur la théorie des modèles linéaires (modèles de régression et de corrélation). Bien qu'ils aient donné des résultats satisfaisants dans un certain nombre de cas (Szöllösi-Nagy, 1976), ces modèles trouvent leurs limites dans le fait que leur linéarité n'est pas adaptée pour représenter la transformation pluie-débit non linéaire. Ils doivent donc être utilisés en combinaison avec des opérateurs de transformation non linéaires (Weeks, 1987).

Les modèles non linéaires comme, **les réseaux de neurones artificiels** sont non linéaires ne rencontrent pas les problèmes des modèles linéaires comme les modèles ARMAX car leurs liens se base sur l'intelligence artificielle. Ces modèles non linéaires ont été utilisés par de très nombreux auteurs depuis le milieu des années 90 dans le contexte de la modélisation pluie-débit (Zealand *et al.*, 1999 ; Coulibaly *et al.*, 2000). Les modèles aux réseaux neurones artificiels imitent, de façon simplifiée, la manière dont les neurones d'un cerveau se

comportent (Perrin, 2000). C'est sur cette base que les chercheurs ont compris que le nombre de paramètres augmente très rapidement lorsque le nombre de nœuds augmente, rendant le système que les chercheurs induisent le terme 'PARAMETRE', qui représente les variables inconnues qui représentent le système considéré en l'occurrence le bassin versant. Les modèles aux réseaux neurones sont sur-paramétrés c'est le cas de Hsu *et al.* (1995) qui ont appliqué ce type de réseaux comprenant de **33 à 64 paramètres**. Par ailleurs, l'utilisation du réseau de neurones suppose que les données soient normées, ce qui pose des problèmes lorsque l'on veut appliquer le modèle sur des données sortant de l'intervalle de variation de celles utilisées pour le calage des paramètres. Perrin, (2000) a regroupé sous l'appellation '**boîte noire**' des composants de modèle utilisés notamment dans la fonction de transfert. C'est le cas par exemple de l'hydrogramme **unitaire (HU)**, qui a été proposé pour la première fois par Sherman, (1932). L'HU tente de représenter l'effet des caractéristiques du bassin sur une entrée unitaire de pluie nette séparé de la pluie brute ou mesurée. Les modèles boîte noir doivent tenir compte des modules comme les modèles neurones qui permettent de convertir la pluie brute en pluie nette (Jakeman et Whitehead, 1996), c'est-à-dire qui contribuent à l'écoulement. La méthode de l'HU s'applique sur la base de la séparation du débit de base de l'écoulement global, dont la détermination est souvent arbitraire (Seibert, 1999b). Les travaux de Newton et Vinyard, (1967) ont été inspirés pour l'utilisation de la fonction de transfert dans le but d'essayer de limiter les problèmes liés à l'utilisation des HU, en évitant un choix arbitraire dans la sélection et le calage d'une fonction de production et d'une technique de séparation du débit de base (Duband *et al.*, 1993). L'utilisation de la fonction de transfert est une méthode de séparation de la pluie mesurée et la pluie nette. La contrainte d'évaluation de l'humidité du sol est une faiblesse des modèles dans l'absence de procédure de suivi de calcul ou Duband *et al.* (1993) ; Seibert, (2000 et 2012) ont remarqué qu'il subsistait des ambiguïtés sur la question du débit de base. Alors que les travaux de Seibert, (1997, 2000 et 2012) évaluent l'humidité du sol par les versions actuelles et antérieures de la version du modèle HBV.

Nous pouvons également citer la méthodologie développée par Pinault *et al.* (1997) qui s'appuie sur des techniques de traitement du signal, qui reposent sur un solide environnement mathématique. Les réseaux de neurones sont des méthodes largement sur-paramétrées et leur utilisation reste délicate mais connaît de constants développements (Perrin, 2000).

❖ **Les modèles 'à réservoirs', conceptuels ou empiriques**

Ces modèles se différencient de ceux du type 'boîte noire' en ce qu'ils décomposent la transformation de la pluie en débit en sous-processus qui seront traités de façon globale

(contrairement aux modèles fondés sur la physique par référence aux lois acceptées de la physique). Ces procédures prennent souvent la forme de réservoirs qui se remplissent et se vident au cours du temps. Ces modèles sont schématiquement constitués de réservoirs interconnectés qui assurent la transformation de la pluie en débit (Seibert, 1999a) et sur cette base que le modèle HBV Light a été élaboré. Les structures des modèles se différencient de ceux de '**boîte noire**' dans leur représentation de la transformation pluie-débit. Ces modèles sont structurés à partir de deux composants majeurs :

- un module de production responsable de la détermination des bilans en eau, c'est-à-dire de la répartition de la **pluie brute en pluie nette** (alimentant le débit), en quantité évaporée et en quantité stockée. Parfois présente dans les modèles, les fonctions d'échanges en eau, permettant de simuler des pertes et/ou des apports vers ou de l'extérieur, font également partie de ce module ;

- un module de routage ou transfert permettant d'assurer la répartition temporelle de la quantité d'eau transitant dans le cours d'eau, cas du modèle GR4J de Perrin, (2000 et 2003).

La production et routage ne sont pas toujours clairement dissociables dans le modèle : un réservoir peut jouer un rôle pour chacune de ces fonctions. Ces dernières dépendent des paramètres dont les valeurs doivent être déterminées sur chaque bassin. Rarement directement mesurables, la plupart des paramètres doivent être optimisés par une procédure de calage numérique comme celle de Monte Carlo. Les premiers modèles à réservoirs ont été proposés au début des années 60 (Perrin, 2000). L'ensemble des chercheurs de CEMAGREF français utilisent des modèles avec peu de paramètres optimisables, alors que le modèle de Stanford (Crawford et Linsley, 1963) comprenait plus de 30 paramètres optimisables, le modèle SSARR (Schermerhorn et Kuehl, 1968) plus de 25 paramètres, celui proposé par Girard, (1970) plus de 20 paramètres, le modèle ISMH, (2005) à 32 paramètres. Devant les problèmes de calage et d'utilisation de tels modèles, ce sont ensuite des modèles moins complexes (moins de paramètres) qui ont été proposés tel que le modèle GR4J et HBV Light élaboré par Seibert, (2005) à 15 paramètres. Nous verrons plus en détail le GR4J et le HBV Light par la suite. Ces modèles sont la plupart du temps globaux, ou dans quelques cas semi-distribués ou distribués. Dans ces deux dernières situations, le modèle est appliqué sur chaque sous-bassin ou maille et une méthode de propagation permet d'assurer le transfert des flux entre sous unités vers l'exutoire (Seibert, 1997). A titre d'exemple, nous pouvons citer le cas du TOPMODEL (Topography-based hydrological MODEL) qui est le modèle autour duquel beaucoup de travaux sont réalisés surtout pour l'estimation des eaux souterraines (Seibert, 1997). TOPMODEL développé à l'Université de Lancaster au Royaume-Uni, ce modèle a été

construit sur le concept d'aires contributives variables à l'écoulement (Beven et Kirkby, 1979). Prenant explicitement en compte la topographie du bassin étudié, il utilise le fait que les sols des zones de plus faible pente (fond de vallée) ont une plus grande propension à atteindre un état de saturation que les zones de forte pente, et donc à générer des écoulements rapides lors d'événements pluvieux.

TOPMODEL est un modèle que l'on peut qualifier de **conceptuel**. La différence entre les deux adjectifs **conceptuel et empirique** à réservoirs fait ici exclusivement référence à la manière dont les modèles ont été développés :

La grande majorité des **modèles à réservoirs** existants sont des **modèles conceptuels** mis au point à partir de concepts sur la manière dont se passe la transformation pluie-débit. Les connaissances basées sur la physique et l'observation du bassin versant que qualifie Beven, (1987) d'approche de 'perceptuelle', soulignant qu'elle reste personnelle et dépendante de la façon dont le modélisateur perçoit la réalité ; beaucoup plus marginaux que les précédents (Perrin, 2000). Les modèles **empiriques**, eux, sont construits seulement à partir des observations hydrométéorologiques (correspondant aux entrées : pluies et débits observés et sorties du modèle : débits calculés). Le modèle est alors construit à partir d'une structure élémentaire, complexifiée progressivement si nécessaire pour une amélioration de l'efficacité de la représentation des débits calculés. Le modélisateur cherche en fait à découvrir quels éléments doivent intervenir dans cette structure et comment ils sont reliés, non pas en fonction de la chaîne de phénomènes dont il a connaissance dans le milieu naturel, mais en fonction du plus ou moins grand succès du modèle à reproduire les débits observés. Vu l'hétérogénéité des bassins versants; les chercheurs ne séparent pas de la même façon la représentation des bassins versants par les modèles à réservoir tel que: Wheeler *et al.* (1993) qui discutent du problème de la représentation de la complexité du bassin versant et des processus de génération des débits dans les modèles à réservoirs. Certains chercheurs comme Amboise, (1998) trouve que les modèles à réservoir doivent tenir compte des trois composantes du débit pur (ruissellement de surface), hypodermique en zone saturée ou non saturé et l'écoulement de base (contribution des nappes^o. C'est le cas du modèle HBV à réservoir appliqué dans beaucoup de travaux de Seibert, (1997, 1999, 2000 et 2012). Certains chercheurs concluent qu'il existe un problème fondamental d'observabilité des systèmes hydrologiques et qu'il est aujourd'hui impossible d'observer la 'vérité' hydrologique à l'échelle du bassin (Perrin, 2000). Certains chercheurs comme Nascimento et Michel, (1992) discutent et donnent des différences entre les approches de modélisation conceptuelle et empirique. Il ressort à travers la classification des modèles à réservoir, conceptuels ou empiriques que les hypothèses

avancées dans la représentation des sous-processus dans les modèles conceptuels sont souvent difficiles à valider avec les données disponibles. Ces modèles à réservoir sont souvent en trop faibles quantités pour justifier la description détaillées des sous-processus. Cette description de Perrin, (2000) de ces modèles conceptuels ou empiriques n'approuve pas les travaux de Seibert, (1997, 1999, 2000 et 20012) ou ce dernier auteur approuve l'efficacité de ces modèles transformés en code de calcul HBV.

❖ Modèles fondés sur la physique

Les modèles fondés sur la physique tentent d'utiliser des explications physiques à ce comportement contrairement aux modèles conceptuels et empiriques qui s'appuient sur le calcul hydrologique final. Ces modèles utilisent le cadre théorique des équations de la physique (équations aux dérivées partielles), avec par exemple les équations de Saint-Venant pour les écoulements en rivière ou celles de Boussinesq ou Richards pour les écoulements dans les sols saturés ou non saturés (Perrin, 2000). Ils tiennent compte de la variabilité spatiale du bassin par une discrétisation fine à base de mailles sur lesquelles sont appliquées les lois concernées, ce qui permet de donner une représentation des flux et stocks au sein du bassin.

Ces modèles devraient simuler simultanément d'autres variables hydrologiques que le débit (niveau des nappes, évaporation, etc.). Théoriquement, ces modèles, par leur approche **distribuée** et **physique**, se mettent en position de pouvoir répondre à des questions d'effet de changement d'occupation du sol et de pouvoir être appliqués sur des **bassins non jaugés** (Perrin, 2000). Les modèles physiques sont extrêmement difficiles, basés sur la spatialisation des bassins versants ayant des atouts potentiels pour représenter la réalité des bassins que d'autres approches citées précédemment. C'est le cas du développement des modèles SHE (Abbott *et al.*, 1986), IHDM (Beven, 1987), SWATC (Morel-Seytoux et Al Hassoun, 1989) ou plus le modèle proposé par Kuchment *et al.* (1996).

Beaucoup d'auteurs ont essayé de développer et d'appliquer ces modèles comme le souligne Perrin, (2000) dont il a cité principalement : (Klemeš, 1986a; Dooge, 1986; Beven, 1989; Grayson *et al.*, 1992) tendent à indiquer que leurs avantages théoriques sur des modèles plus simples sont en pratique loin d'être vérifiés, voire inexistants (Perrin, 2000). Vu la complexité des équations de ces modèles, chaque maille dépend encore d'une grande quantité de paramètres, dont la mesure est, économiquement et techniquement, souvent impossible à l'échelle de discrétisation. Il est difficile d'identifier l'hétérogénéité spatiale à l'échelle de la maille (Wheater *et al.*, 1993). Leurs inconvénients se résument dans les valeurs des paramètres à l'échelle de la maille ne correspondent plus à la réalité physique et hétérogénéité

du terrain. Les modèles perdent leur efficacité théorique surtout dans le cas des bassins non jaugés. Perrin, (2000) discute de l'inconvénient de l'application de ces modèles du fait de l'absence de données suffisantes sachant qu'en générale les données disponibles sont les débits et les pluies au détriment de l'évapotranspiration, ce qui ne reflète pas la réalité des bassins versants. Les paramètres nécessaires aux conditions aux limites dans des zones de nappes profondes ne sont connues qu'exceptionnellement (Bronstert et *al.*, 1998). Cette présentation de Perrin, (2000) des différents types de modèles ont permis de mieux souligner les différences de points de vue dans les démarches de modélisation, et la façon dont se traduit cette différence dans la formalisation du modèle. Pour évaluer l'intérêt de ces approches variées, il faut d'abord définir les qualités recherchées pour ces modèles, ajoute Perrin, (2000) qui cite le travail de Lindström et *al.* (1997) qui présentent les qualités suivantes comme règles de modélisation :

- ✓ Le modèle doit avoir des fondements scientifiques sains,
- ✓ Les besoins en données doivent être en accord avec la disponibilité de celles-ci sur la majorité des bassins,
- ✓ La complexité du modèle doit être justifiée en termes de performances,
- ✓ Le modèle doit être convenablement validé,
- ✓ Le modèle doit être compréhensible par les utilisateurs tels que le domaine didactique.

De plus, le modèle doit apporter des réponses satisfaisantes aux questions des débits à calculés à l'exutoire par leurs qualités de robustesse. Si certaines de ces qualités sont plutôt qualitatives, d'autres en revanche peuvent être mesurées quantitativement et objectivement (Perrin, 2000). Pour évaluer le degré d'efficacité et de satisfaction de ces modèles que peuvent apporter, seule les études comparatives à multi-modèles qui peuvent répondre aux soucis des hydrologues et les utilisateurs des modèles hydrologiques (Miossec, 2004). Si les comparaisons sont rarement le point central de travaux de recherche, elles demeurent cependant des sources de réflexion très intéressantes sur la crédibilité et la validité des différentes approches (Chahinian, 2004 et Miossec, 2004). Dans le paragraphe suivant, nous essayons de présenter une analyse des comparaisons entre modèles pluie-débit selon les travaux existants et actuels.

2.5. Evaluation des modèles par étude comparative

L'étude comparative à multi-modèles est une question centrale dans notre étude. La description précédente des modèles '**boîte noire**' ou les modèles fondés sur la physique sont

des modèles difficiles à appliquer vu leurs sur-paramétrisation et leurs limites de réponse. Sur la base de données existante, le jugement des modèles est basé sur l'analyse de leurs capacités à fournir des réponses adéquates à la simulation de la transformation pluie-débit. Mais des études comparatives ont été réalisées généralement sur des modèles conceptuels sur des bassins de faible taille (Dakhlaoui, 2014 ; Ibikunlé, 2014) ou des bassins virtuels (Oddos, 2002) ont données des satisfactions. Or ce sont bien ces dernières études comparatives qui permettent de juger la valeur d'un modèle surtout pour les bassins non jaugés (Miossec, 2004). L'évaluation individuelle, varie d'un concepteur à l'autre, mais la référence n'est autre que la valeur du critère de qualité, qui est révélatrice de la confiance que l'on peut accorder au modèle : Généralement un modèle satisfaisant à 80 % peut paraître bon, mais il devient peu intéressant s'il en existe un autre satisfaisant à 90 % (Perrin, 2000). Dans ce contexte de validité, certains travaux se sont basés sur des études comparatives ou études multi-modèles (Miossec, 2004) ou sur des modèles testés sur des bassins variés (Oudin et Hervieu, 2005 ; Moussu, 2007), n'ont cependant pas permis de dégager des conclusions très nettes sur les performances relatives des modèles testés. Encore, de nombreuses autres études comparatives ont été menées, testant différents types de modèles (Odoos, 2002 ; Dakhlaoui, 2014 ; Ouachani, 2010), à différents pas de temps, sous des conditions climatiques variées, sur des nombres variables de bassins et sur différents modes de fonctionnement (simulation, prévision, transposition). Pour tenir compte de la liste complète de ces comparaisons, il serait un peu long dans le cadre de la préparation de cette thèse. Un point commun à ces travaux est que leur évaluation porte sur la capacité des modèles à reproduire les débits observés et qui est notre objectif recherché. Les travaux de Weeks et Hebbert, (1980) montrent qu'un modèle boîte noir de type ARMAX donne des résultats aussi satisfaisants que des modèles conceptuels complexes (bassins : Sacramento, Stanford, Monash) sur trois bassins du sud-ouest de l'Australie sous un climat de type méditerranéen. En revanche, Chiew *et al.* (1993) montrent que sur huit bassins australiens aux conditions climatiques variées montre que des modèles basés sur la physique ne réussissent pas à donner de résultats satisfaisants aux pas de temps journalier ou mensuel par rapport à des modèles conceptuels simples ou complexes. De même Perrin, (2000) constate que les travaux de Loague et Freeze, (1985) vont dans une conclusion d'un constat d'échec dans les tests d'un modèle régressif linéaire et d'un modèle d'hydrogramme unitaire en prévision, dans une évaluation par événement sur trois bassins versants expérimentaux aux Etats-Unis. Perrin, (2000) constate que l'étude de Hsu *et al.* (1995), indiquent qu'un réseau de neurones appliqué sur un bassin américain, obtient de meilleurs résultats qu'un modèle ARMAX. Coulibaly *et al.* (2000) abouti à une conclusion

dans un contexte de prévision des débits sur un bassin canadien que: le réseau de neurones donne sur des prévisions de un à sept jours des résultats plus satisfaisants qu'un modèle conceptuel et un modèle ARMAX. Les travaux de Perrin, (2000, et 2003) durant l'amélioration du modèle du centre de recherche Français de Génie rurale du GR4J a montré la fiabilité du modèle globale à travers les 429 grands bassins dans 4 continents. De ces études, il est donc difficile de tirer des conclusions claires quant à la valeur relative des approches que nous avons qualifiées de 'boîte noire'. Ce manque de tendance nette n'explique pas le choix du modèle (Perrin, 2000). Quelques études se sont attachées à comparer des modèles fondés sur la physique avec des modèles 'boîte noire' ou des modèles à réservoirs. Une conclusion de l'étude de Loague et Freeze, (1985) est que l'application des modèles fondés physiquement pose le problème de mesure de la variabilité spatiale des entrées du modèle (pluie) et surtout les caractéristiques du bassin (propriétés des sols par exemple). Les travaux de comparaison de Michaud et Sorooshian, (1994), sur un bassin américain sous climat semi-aride, ont testé le modèle fondé sur la physique, un modèle distribué et l'autre globale, du modèle du SCS couplé à un hydrogramme unitaire. Leurs résultats montrent que lorsque l'on dispose de données permettant de réaliser un calage, le modèle le plus complexe présente un avantage très limité par rapport au modèle simple mais cependant distribué ce qui est le cas contraire de Seibert, (1997) testé dans des bassins suédois. L'approche globale de Perrin, (2000) rejoint celle de de Wilcox *et al.* (1990) qui montrent que la sophistication du module d'infiltration d'un modèle simple, remplacé par un module à base physique, n'apporte qu'une amélioration marginale dans les résultats du modèle (évaluation par événement sur six bassins américains sans calage). Une étude comparative détaillée menée par Refsgaard et Knudsen, (1996) sur trois modèles allant du conceptuel global au fondé physiquement et distribué, sur trois bassins au Zimbabwe, ils concluent que cette étude comparative n'a aucune supériorité dans le cas des bassins non jaugés. Une clarification a été faite par Perrin, (2000), a interprété assez clairement que les modèles fondés sur la physique sont en état de relatif échec. Il confirme le degré de réalisme qu'ils visent et les efforts consentis pour les appliquer (collecte de données par exemple) devraient leur permettre de faire mieux que des modèles beaucoup plus simples, ce qui n'a pu être mis en évidence dans aucune étude comparative. Par ailleurs, si l'avantage d'une approche distribuée par rapport à une approche globale (Dakhlaoui, 2014 ; Ibikunlé, 2014) est de pouvoir fournir une représentation spatialisée du fonctionnement du bassin, Les modèles fondés physiquement sont très complexes, et leur utilisation est très exigeante en capacité de calcul (même si cet aspect devient de moins en moins un facteur limitant). Perrin, (2000) analyse que Yang *et* Michel, (2000) indiquent par

exemple que la simulation de deux ans de données au pas de temps horaire nécessite 72 heures de calcul pour le modèle fondé physiquement MIKE SHE et seulement deux minutes pour le modèle conceptuel distribué TOPMODEL. L'analyse que nous pouvons ressortir est que les études comparatives ont impliqué plusieurs modèles globaux à réservoirs, et donnent des satisfactions parmi lesquels, nous pouvons citer les travaux de Chiew *et al.* (1993), Franchini *et al.* (1996), Zhang et Lindström, (1996), Gan *et al.* (1997), Ye *et al.* (1997) et Perrin et Littlewood, (2000), Oddos, (2002), Ibikunlé, (2014), Kit et Kouwen, (1992), Dakhlaoui, (2014), Kokkonen *et al.* (2001), Baudez, (1997). Vu les études contradictoires des études comparatives il est difficile de tirer un choix satisfaisant quant à l'efficacité ou la supériorité de tel ou tel modèle. De cette lecture des travaux comparatifs restent la plupart du temps conditionnés par leurs objectifs, les connaissances de l'utilisateur des caractéristiques des bassins choisis ou la méthodologie de comparaison (teste, calage, validation...).

Généralement ces études ont été réalisées sur un nombre limité de bassins ou avec des bassins virtuels, ou des bassins de l'environnement du chercheur ou la variété des bassins utilisés. C'est le cas du travail de Perrin, (2000) dont son étude est étalée sur un nombre important de grande taille au nombre de 429 bassins situés dans quatre continents. Si l'ensemble des recherches sont appliquées dans des bassins situés sous des conditions climatiques variées (WMO, 1975 ; Chiew *et al.*, 1993), d'autres en revanche se sont intéressées à des conditions particulières, notamment à dominante méditerranéenne ou semi-aride (Weeks et Hebbert, 1980 ; Gan *et al.*, 1997 ; Ye *et al.*, 1997 ; Bouguerne *et al.*, 2010). Certaines études comparatives ont été appliquées dans des régions propre leurs environnement et suivant les procédures préconisées par le concepteur (WMO, 1975, 1986, 1992 ; Perrin et Littlewood, 2000). Nous pensons donc qu'une étude comparative à multi-modèle doit être appliquée aux régions de même climat avec des altitudes plus ou moins proche à l'altitude moyenne. C'est à cette hypothèse que l'on peut se faire une idée objective de la valeur de leur critère de validation dans des travaux de simulation. Le nombre trop réduit de bassins et de station climatique et la non-homogénéité des cadres comparatifs rendent souvent obscures les raisons de supériorité ou d'échec des modèles. Les travaux de comparaison de Franchini et Pacciani, (1991) complétés par Franchini *et al.* (1996) cité par Perrin, (2000): sur huit modèles conceptuels très différents donnent des résultats très proches dans le cas d'un bassin versant italien. Il apparaît également de ces études comparatives que chaque étude diffère l'une de l'autre. D'autres recherches montrent l'influence du nombre des paramètres optimisés et l'influence de la complexité d'optimisation manuelle ou automatique. Le problème du nombre de paramètres a fait l'objet des travaux de Ye *et al.* (1997) qui montrent qu'un modèle à six

paramètres semble aussi satisfaisant qu'un modèle à **22 paramètres**. Pendant le développement du modèle GR3J par Perrin, (2000), il conclut que le modèle global à **4 paramètres** apparaît plus grossièrement fiable. Gan *et al.* (1997) concluent que les modèles comprenant entre **9 et 21 paramètres**, est un avantage de simulation mais qui reste plus complexe dans sa structure, qui joue un rôle dans les performances du modèle. Par contre Gan *et al.* (1997) n'inclut pas de modèles relativement simples (moins de neuf paramètres) et c'est la même synthèse qu'a mené Perrin, (2000) sur les conclusions de Chiew, *et al.* (1993) qui vont dans le sens inverse de celles de Ye *et al.* (1997) : ils concluent qu'un modèle complexe à **17 paramètres** donne des résultats nettement supérieurs aux modèles plus simples (**trois et sept paramètres**). De toutes ses lectures d'études comparatives inter-modèle, de types conceptuels aucune ne semble favorisée la simulation des apports de la région semi-aride qui est l'objet de notre étude.

2.6. Est-il utile une étude comparative entre les modèles ?

A travers notre lecture de plusieurs travaux de recherche dans le domaine de l'utilisation des modèles hydrologique, il est difficile de savoir si c'est nécessaire d'utiliser une comparaison entre modèles dans la simulation des apports. L'ensemble des travaux comparatifs que nous venons d'analyser présentent des limites, des divergences et des disparités, ne permettant pas de répondre à nos questionnements, ni de tirer des conclusions pour l'utilisation du type du modèle applicable pour une région à climat spécifique. Vu nos connaissances d'un petit nombre de modèles, nous nous proposons donc ici de réaliser un travail comparatif entre deux modèles conceptuels (Chapitre 5) à 4 et 15 paramètres. La comparaison constitue le noyau de méthodologies de modélisation pouvant inclure, dans un sens plus large, des méthodes de calage, de sélection de données etc.

En se restreignant à des modèles conceptuels ou empiriques globaux, les objectifs de la comparaison seront donc centrés sur les aspects principaux suivants (Perrin, 2000):

- évaluation des qualités des modèles,
- rôle de la complexité sur les performances, la robustesse et la fiabilité des modèles,
- rôle de la structure sur les performances des modèles,
- existence de complémentarités entre modèles,
- Efficacité du modèle dans les bassins non jaugés.

Comme nous disposons de données météorologiques et hydrométriques journalières, les tests des modèles choisis seront réalisés au pas de temps journalier. Ce pas de discrétisation temporelle est bien adapté pour étudier le comportement d'un grand nombre de

sous bassins versants qui ont un temps de réponse de l'ordre de ou supérieur à la journée (Perrin, 2000). Nous verrons néanmoins au chapitre 2 que notre échantillon testé comporte des bassins de faible superficie (Sous-bassin B1 et R1 respectivement à l'Oued Boussalem et Rhumel de quelques Km²) et vraisemblablement des bassins à réponse rapide, ayant des temps de concentration caractéristiques faibles (voir Chapitre 2). Le pas de temps journalier correspond alors à un niveau d'agrégation (de globalisation) temporelle ne permettant pas de décrire toute la richesse de la dynamique du bassin, en particulier lors d'événements rapides de crue. La comparaison du quotidien des apports est utile pour comprendre la présence des polluants dans les eaux de surface dans les bassins versants et la relation pluie-débit-métaux lourds (Voir chapitre 7). Les implications de la variété des superficies des bassins sur la performance des modèles sont commentées au chapitre 5.

Notons par ailleurs que les données hydrométriques disponibles dans les bases de données sont majoritairement au pas de temps de la journée, ce qui rend leur collecte plus difficile.

3. Difficulté de choix et de sélection des modèles

3.1. Difficulté de choix des modèles

Parmi de nombreux modèles proposés, des dizaines font partie de la classe des modèles à réservoirs conceptuels ou empiriques comme le modèle HBV Lights et le GR4J, qui nous intéresse particulièrement ici pour la préparation de notre thèse. La sélection des modèles s'est appuyée sur une vaste recherche bibliographique de Perrin, (2000), qui lui a permis d'identifier un grand nombre de modèles trop complexes en termes de nombre de paramètres optimisables tels que les modèles SSARR (Speers, 1995), Stanford (Crawford, et Linsley, 1963), LASCAM (Sivapalan *et al.*, 1996), IRMB (Bultot et Dupriez, 1976), HYSIM (Manley, 1975) ou encore CREAMS (Knisel et Williams, 1995).

Le même auteur décrit que les modèles qui ont plus 18 paramètres dans la version originale, ont souvent été développés dans des contextes très différents, avec des objectifs variés, reposant sur de nombreux concepts. Certains ont été très intensivement utilisés dans le monde entier depuis leur création. C'est par exemple le cas **du modèle HBV** qui, initialement développé pour les climats du nord de l'Europe, a ensuite été appliqué dans plus de 30 pays à travers le monde (Bergström, 1995). On pourrait penser que la variété de ces modèles ne font pas partie dans les mêmes objectifs de développement et ne met pas tous les modèles sur un pied d'égalité. Cependant, l'idée de ce vaste recensement et de séparer ceux les plus performants et ceux pouvant être appliqués dans des zones d'intérêt du chercheur permettant de simuler la transformation pluie-débit.

Certains modèles qualifiés comme modèles ‘boîte noire’ tels que les réseaux de neurones par exemple auraient sans doute conduit à des résultats différents. La prise en compte de l'évapotranspiration permet de réduire l'importance des précipitations antérieures lors de la saison chaude. La recherche de Perrin, (2000) sur la progression géométrique des exposants en fonction de X_4 (quatrième paramètre du modèle GR4J) diminue le nombre de paramètres et donne des résultats relativement satisfaisants pour des bassins de grande taille.

A travers le recensement de différents modèles, il est difficile de décider de choisir celui qui adhère à une région spécifique considéré comme la région de notre étude à climat semi-aride. L'étude du rôle de la complexité est un point important vu le nombre de paramètres qui se diffèrent d'un modèle à l'autre. Nous avons voulu voir dans un premier temps quels enjeux pour un modèle sur-paramétré, cette complexité représente si l'on peut restreindre la plage du nombre de paramètres, est plus avantageux par rapport à un modèle parcimonieux. Dans la lecture de Perrin, (2000) dans une première sélection, qu'un modèle de moins de 18 paramètres, sera moins compliquée, alors que certains dépassent la trentaine de paramètres tel que le modèle IMSH5.10, 2005 et Cequeau. Une difficulté de détermination des paramètres du modèle au moment de la procédure de calage, avec des modèles sur-paramétrés (Gupta et Sorooshian, 1983). Les recherches menées par Kuczera et Mroczkowski, (1998) sur le modèle CATPRO et par Lamb, *et al.*, (1997) sur TOPMODEL ont montré une nette amélioration dans les modèles en question. La sur-paramétrisation ne contribue sans doute aux meilleures satisfactions du modèle alors que de façon assez Perrin, (2000) récapitule que quelques modélisateurs adhèrent au principe de minimalité recommandé par Nash, et Sutcliffe, (1970) et Jakeman, et Whitehead, (1996) et Wheeler, *et al.* (1993). Le même auteur résume les travaux de Mein, et Brown, (1978) dans le cas du modèle SFB modifié à 13 paramètres montrent qu'une réduction drastique du nombre de paramètres ne fait baisser que légèrement les performances du modèle. L'utilisation du modèle MODHYDROLOG par Chiew, et McMahon, (1994) indiquent que seuls 9 des 19 paramètres du modèle ont généralement besoin d'être optimisés pour obtenir des résultats satisfaisants. L'utilisation du modèle HBV par Seibert et Ann-Sofie, (1999) indique que quelques paramètres sur 15 peuvent être sensibles ou optimisables, alors que Zhao et Liu, (1995) remarquent que les sorties du modèle Xinanjiang ne sont généralement sensibles qu'à sept des quinze paramètres optimisables. Dans le cas de la famille de modèles SMAR, Tan et Tan et O'Connor, (1996) montrent que la version à huit paramètres est plus robuste que la version SMARG à neuf paramètres. Selon Abdulla *et al.* (1999) observent que, parmi les quatre paramètres contrôlant le débit de base du modèle ARNO, certains ne semblent pas utiles et

qu'une formulation simplifiée faisant intervenir moins de paramètres pourrait donner des résultats aussi satisfaisants. Enfin, Uhlenbrook *et al.* (1999) concluent aussi que de bonnes simulations ont pu être obtenues avec le modèle HBV avec des jeux de paramètres très différents (même dans le cas des paramètres les plus sensibles), et que l'amélioration de la qualité des simulations était faible lorsque des versions plus complexes étaient testées. Perrin, (2000) est favorable à la fiabilité d'un modèle avec peu de paramètres optimisables pour un enjeu bien réel en modélisation. A travers ces comparaisons de lectures des travaux de recherche il semble que la simulation de la relation pluie-débit pourrait donner des résultats satisfaisants avec plus d'une dizaine de paramètres et c'est le cas des travaux de Seibert, (2000). Cette idée est rejetée par Beven, (1989) indique d'ailleurs que seulement trois à cinq paramètres devraient suffire pour reproduire l'essentiel de l'information contenue dans les séries hydrologiques, cette hypothèse a été approuvée par Perrin, (2000) de l'application du modèle GR4J sur les 429 bassins. Jakeman, et Hornberger, (1993) abondent en ce sens, indiquant que six paramètres semblent suffisants pour modéliser la relation pluie-débit sur la plupart des bassins.

3.2. Sélection de quelques versions de modèles

Notre objectif est de voir si certaines structures sont plus efficaces que d'autres et si cette efficacité est liée au climat de la région d'étude avec de bonnes performances pour lier la relation pluie-débit avec la pollution métallique. Selon nos connaissances limitées des modèles, nous avons limité notre sélection sur des modèles de 4 à 32 paramètres, ce qui nous semble une limite supérieure acceptable d'après la synthèse de la partie précédente. Cette sélection bibliographique fait montrer une différence du nombre de paramètres qui varient d'un modèle à l'autre. Les modèles à réservoirs ont majoritairement été conçus pour avoir un minimum d'exigence en données. Ils se contentent généralement de séries de pluie et d'évapotranspiration potentielle (ETP) en entrée d'autres utilisent le quotidien des pluies, des débits jaugés, des températures et d'évapotranspiration potentielle (ETP) moyen mensuel (Seibert, 1999). Des séries concomitantes de débit sont nécessaires pour le calage et l'évaluation du modèle. C'est le cas également du modèle IHACRES et le HBV Light qui utilisent généralement des données de température au lieu de données d'ETP journaliers. Nous verrons au chapitre 5 les conséquences d'un tel traitement de comparaison entre le modèle **GR4J et HBV Light 2005**.

Le Tableau 1.1 énumère la liste de quelques modèles, avec le nombre de paramètres correspondants. C'est dans le but de souligner de façon claire leurs versions originales, on se

limite sur quelques modèles avec leurs noms et paramètres d'optimisation cité par Perrin, (2000), plus les modèles Cequeau, HBV et ISMH. En générale les versions GR...J ont été cités presque par la majorité des chercheurs Français et surtout les études des stagiaires au niveau du centre de recherche de CEMAGREF et l'ensemble des doctorants des pays Francophones.

Tableau 1.1 : Liste de quelques modèles, avec le code et le nombre de paramètres.

N°	Modèle	Code structure	Nombre de paramètres
1	GR3J (Edijatno et <i>al.</i> , 1999)	GR3J	5
2	GR4J (Nascimento, 1995)	GR4J	4
3	GR3J à 4 paramètres (Edijatno et <i>al.</i> , 1999)	GR4K	4
4	GR5J (Ma et <i>al.</i> , 1990)	GR5J	6
5	IHACRES (Jakeman et <i>al.</i> , 1990)	IHAC	7
6	TOPMODEL (Beven et Kirkby, 1979)	TOPM	7
7	Cequeau (Girard et <i>al.</i> , 1972)	CEQU	9
8	HBV (Berdström et Forsman, 1973)	HBVO	9
9	MODHYDROLOG (Porter et McMahon, 1971)	MODH	9
10	HBV Light (Seibert et <i>al.</i> , 2005)	HBVL	15
11	HBV ISMH (Seibert et <i>al.</i> , 2005)	ISMH	32

D'après les informations que nous avons pu collecter, il semble que la majorité des 11 modèles soient conceptuels. Les premiers articles de présentation des modèles font très souvent référence à des interprétations conceptuelles de l'architecture telle que le modèle GR3J présenté par Edijatno, *et al.* (1999) est l'un des seuls modèles empiriques. Sa structure a été développée à partir d'une architecture très simple, complexifiée progressivement dans le seul but d'améliorer les performances du modèle (Michel, 1983 ; Edijatno, 1991 ; Nascimento, 1995). Le modèle IHACRES, fondé sur l'utilisation de la méthode d'hydrogramme unitaire, est qualifié par ses concepteurs de modèle hybride métrique-conceptuel (Wheater, *et al.*, 1993). Franchini et Pacciani, (1991) et Franchini, *et al.* (1996) réalisent une analyse détaillée sur un grand nombre de modèles sans donner une priorité aux régions semi-arides. Entre quatre et quinze paramètres sont optimisables dans les structures du GR4J et HBV comprennent deux à cinq réservoirs. Le nombre de paramètres agissant sur le routage est généralement supérieur au nombre de paramètres agissant sur le rendement, indiquant l'importance accordée au routage dans les modèles au pas de temps journalier

(Perrin, 2000). La plupart des modèles traitent l'ETP d'une manière différente soit par la pluie brute, soit dans un réservoir d'interception ou encore dans un réservoir d'humidité au dessus d'un seuil, c'est le cas du modèle HBV. Les procédures de routage, responsables de la distribution temporelle des volumes écoulés, dépendent de deux à sept paramètres (Perrin, 2000). L'utilisation d'hydrogrammes unitaires existe également dans plusieurs modèles, ceux-ci adoptant des formulations mathématiques variées. Perrin, (2000) note qu'il existe des ressemblances parfois fortes entre certains modèles. C'est le cas des six structures apparentées à la famille GR (GR3J, GR4J, GR4K, GR5J) qui reposent sur des formulations voisines.

4. Procédure et méthodologie de comparaison

4.1. Choix d'une démarche d'évaluation

La procédure ou la décision de comparaison entre modèles hydrologiques est assez complexe, qui dépend d'abord de la connaissance de l'utilisateur avec un bagage informatique assez remarquable. Il est nécessaire donc de juger le modèle suivant le degré de satisfaction qu'il apporte aux questions qui sous-tendent son développement, ou suivant la fidélité de sa représentation de la réalité. Le choix de l'évaluation du modèle est basé principalement sur sa fidélité de représentations des séries de données et dans l'évaluation des eaux superficielles. Il en existe en effet plusieurs modes d'utilisation, dont les plus communs sont la simulation, la prévision et surtout la transposition (application aux bassins non jaugés). C'est le cas des bassins Algériens moins surveillés par les stations de jaugeage et principalement en temps de crue. Il existe plusieurs critères permettant d'apprécier les performances des modèles, ces derniers étant souvent dépendants des objectifs fixés. Parmi les chercheurs ayant donné des critères selon les données, Klemeš, (1986b) qui a voulu systématiser l'évaluation des modèles en proposant une procédure hiérarchique, comprenant quatre types de tests cités par Perrin, (2000) qui sont les suivants :

1. 'split-sample test' : séparation de la période disponible en deux sous-périodes indépendantes ; calage du modèle sur la première période et test en simulation sur la deuxième ; puis échange des rôles des deux sous-périodes,

2. 'proxy-basin test' : calage du modèle sur un bassin A et application à un bassin B; on échange ensuite le rôle des bassins A et B. Si les résultats sont satisfaisants dans les deux cas, le modèle est applicable en transposition sur un bassin C non-jaugé,

3. 'differential split-sample test' : application du test n°1 mais avec non-stationnarité des conditions (caractéristiques climatiques différentes d'une période à l'autre),

4. ‘proxy-basin differential split-sample test’ : application du test n°2 mais avec non-stationnarité des conditions climatiques.

Cette procédure hiérarchique de Klemeš, (1986b) est très exigeante car elle est assez lourde à mettre en place sur un grand nombre de bassins versants selon Perrin, (2000). Seules deux études, à notre connaissance, appliquées dans leurs totalité dans le cadre de comparaison selon Perrin, (2000): Refsgaard et Knudsen (1996) l’ont utilisé pour tester trois modèles (NAM, MIKE SHE et WATBAL) sur trois bassins au Zimbabwe; Donnelly-Makowecki, et Moore, (1999) s’en sont servi pour tester TOPMODEL et des modèles simples à réservoirs sur deux bassins de Colombie Britannique au Canada. D’après Perrin, (2000), la plupart des études comparatives existantes ont adopté le seul **‘split-sample test’** (avec dans certains cas le test en conditions non stationnaires, c’est-à-dire le test n°3). A travers cette description de testes, il est souhaitable d’appliquer les premiers testes que nous pensons assez robustes pour évaluer les qualités premières requises pour le modèle pour une région semi-aride. Le choix de la procédure de découpage des séries de données (voir chapitre 5) selon la subdivision en sous-bassins nécessite ces testes que nous pensons justifiés pour les sous-bassins non jaugés.

4.2. Stratégie de comparaison entre modèles

Une première étape au moment du choix du modèle, est la maîtrise, la connaissance de l’utilisateur du modèle pour étendre sa comparaison sur d’autres codes de calcul. Un large échantillon de données doit être sélectionné pour chaque bassin en même temps que le découpage en sous-bassins. Nous avons ensuite choisi une procédure de calage, dont une évaluation est présentée au chapitre 5. L’évaluation a été opérée de la façon suivante, sur chaque sous bassin, le modèle a été successivement calée sur chacune des périodes et testées en contrôle sur les périodes donnant de bonnes corrélations entre les entrées observées et les sorties simulés. Par exemple, dans le cas du bassin d’Oued Boussalem à Ain Zada discrétisé en huit mailles et le second de l’Oued Rhumel divisé en cinq sous bassins. Ce choix de maillage tient compte des lieux de prélèvement des échantillons pour analyse chimique surtout celle des métaux lourds durant les périodes 2001 et 2007-2008. Les périodes de test et de contrôle de calage est étendue sur des périodes de 10 à 37 ans à l’état d’essai. Les résultats ont pu ensuite être analysés, cela fait l’objet du chapitre 5.

5. Métaux lourds et leur toxicité

D’un point de vue purement chimique, les éléments de la classification périodique formant des cations en solution sont des métaux. Les métaux essentiels sont des éléments

indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques (Loué, 1993). Certains peuvent devenir toxiques lorsque la concentration dépasse un certain seuil. C'est le cas du cuivre (Cu), du nickel (Ni), du zinc (Zn), du fer (Fe). Par exemple, le zinc (Zn), à la concentration du millimolaire, est un oligo-élément qui intervient dans de nombreuses réactions enzymatiques (déshydrogénases, protéinase, peptidase) et joue un rôle important dans le métabolisme des protéines, des glucides et des lipides (Kabata, et Pendias, 2001). Les métaux toxiques ont un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas du plomb (Pb), du mercure (Hg), du cadmium (Cd). Le problème principal des métaux lourds comme le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure est qu'ils ne peuvent pas être biodégradés, et donc persistent pendant de longues périodes dans des sols. Leur présence dans les sols peut être naturelle ou anthropique. La bioaccumulation des ETM par ces organismes concerne majoritairement les éléments labiles est favorisée pour des pH faibles. La toxicité des métaux comme le Cadmium et le Plomb présents en solution semble accrue pour des pH élevés (Bur, 2008). La présence des métaux lourds dans les effluents des bassins versants est d'origine urbaine, industriel ou encore agricole. Pendant les la période des averses ou les crues, les rejets sont emportés vers les barrages et les retenues collinaires faisant augmenté les concentrations des métaux.

5.1. Origine naturelle des métaux lourds

Les métaux lourds sont présents naturellement dans les roches, ils sont libérés lors de l'altération de celles-ci pour constituer le fond géochimique (Bourrelier et Berthelin, 1998). La concentration naturelle de ces métaux lourds dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation et son âge. Les éléments traces sont ceux dont la concentration moyenne dans la croûte terrestre est inférieure à 0,1%. Ils représentent ensemble 0,6% du total, alors que les 12 éléments majeurs (Si, Al, Fe, Ca, Na, Mg, K, Ti, P, Mn, S et Ba) interviennent pour 99,4% (Baize, 1997).

5.2. Origine anthropique des métaux lourds

Cependant, la source majeure de contamination est d'origine anthropique. Au cours des décennies dernières, l'apport de métaux lourds au sol dans le monde s'est étendu ; à l'heure actuelle on l'estime à 22000 tonnes de cadmium, 939000 t de cuivre, 783000 t de plomb, et 1350000 t de zinc (Singh, *et al.*, 2003). Les principaux types de pollutions anthropiques

responsables de l'augmentation des flux de métaux, sont la pollution atmosphérique (rejets urbains et industriels), la pollution liée aux activités agricoles et la pollution industrielle.

La portée des perturbations provoquées par les activités humaines et leurs impacts sur les eaux superficielles. Les rejets domestique y compris urbaine, agricole et industrielle, avec ou sans traitement en station d'épuration avant rejet dans le milieu naturel. Du fait de ces différentes sources d'effluents polluants, les composés susceptibles de parvenir au milieu naturel sont très variés. Les eaux usées domestiques sont caractérisées par de fortes teneurs en matières organiques, en composés minéraux tels que NH_4^+ et PO_4^{3-} , en détergents et en germes fécaux. En milieu urbain, les eaux pluviales qui ruissellent se chargent de matières minérales en suspension, d'hydrocarbures et de divers débris solides. La pollution d'origine agricole résulte des effluents d'élevage et de l'emploi de pesticides et d'engrais organiques ou minéraux pour la fertilisation des terres. Ces composés peuvent être lessivés lors des précipitations et entraînés vers les milieux aquatiques et halieutiques (Chaguer, 2013).

5.3. Pollution métallique des cours d'eaux

Le développement industriel a contribué à l'augmentation de la présence des métaux lourds toxiques et indésirables dans les effluents des bassins versants et les barrages. Les métaux sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, des mécanismes tel que l'adsorption/désorption, précipitation/dissolution interviennent entre les matières en suspension et les métaux dissous en solution. Des échanges entre les matières en suspension et les sédiments interviennent lors des processus de sédimentation, d'érosion et de resuspension (El Morhit, 2009). Des échanges de métaux se produisent entre les différentes fractions du sédiment et les eaux interstitielles (Figure. 1.2).

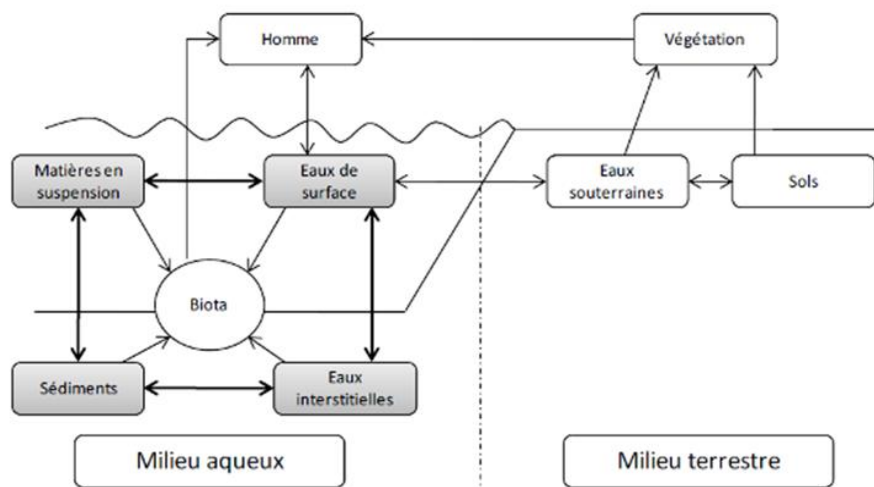


Figure 1.2: Schématisation du cycle hydrologique des métaux traces en milieu aqueux (OMS, 2011) citée par Chaguer, (2013)

5.3.1. Origine naturelle des métaux lourds dans l'eau

Les métaux sont des éléments lourds, concentrés dans le magma granitique. Depuis la formation de la Terre, ils suivent un cycle géochimique qui conduit à une distribution hétérogène de leurs concentrations à la surface du globe (Commission européenne, 2009). L'érosion de l'écorce terrestre est susceptible d'enrichir les cours d'eau en éléments métalliques. Les roches sont altérées et désagrégées par l'action mécanique de l'érosion et par l'attaque des acides formés dans l'atmosphère ou issus de la décomposition de la matière organique. Les métaux fixés dans les roches sous forme d'oxydes ou de silicates sont peu altérables chimiquement. Les oxydes et les silicates métalliques sont libérés de la roche par érosion et transportés sous forme de particules. Les métaux présents dans les roches sous forme de sulfures et de carbonates sont au contraire attaqués chimiquement et très facilement dissous dans l'eau qui transporte en aval les débris rocheux et les divers sels mis en solution. En plaine, lorsque le courant de l'eau devient insuffisant pour assurer le transport des particules rocheuses, celles-ci s'accumulent dans le lit du cours d'eau et sédimentent. Ces particules solides sont plus ou moins riches en éléments métalliques selon la nature géologique du terrain dont elles sont issues. Comparativement aux terrains siliceux, les terrains carbonatés sont pauvres en éléments métalliques. Les métaux sont préférentiellement associés chimiquement aux aluminosilicates. Le dépôt des particules au fond du lit des cours d'eau conduit potentiellement à une accumulation des éléments métalliques dans les sédiments (Commission européenne, 2009).

5.3.2. Origine anthropique des métaux lourds dans l'eau

Du fait de leurs propriétés physiques intéressantes. Les métaux sont largement utilisés par l'homme et principalement dans l'industrie. Cette utilisation modifie très significativement leur répartition et les formes chimiques sous lesquelles ils sont présents dans l'environnement. Certains engrais, fabriqués à partir de minerais riches en phosphates, peuvent aussi avoir de fortes concentrations en cadmium présent en impureté. Les boues des stations d'épuration et les composts (engrais organiques) d'ordures ménagères utilisés pour amender les surfaces agricoles sont également susceptibles d'être contaminés par les métaux. D'autres activités agricoles sont également à l'origine d'une contamination de l'environnement. Le sulfate de cuivre est utilisé pour traiter les arbres fruitiers. Généralement du point de vue industriel, on distingue les métaux d'usage courant et les éléments plus rares dont le rôle est stratégique pour certaines applications. Le Tableau 1.2 illustre les principales utilisations des métaux dans l'industrie.

Tableau 1.2 : Utilisation courante des métaux dans l'industrie (El Morhit, 2009)

Métal	Utilisation
Al	Transport, bâtiment, emballage, construction électrique, autres.....
Cd	Piles, pigments, autres usages industriels
Cr	Aciers inoxydables, chimie de réfractaires, utilisations métalliques diverses
Co	Superaliages, aimants, carbures cimentés, céramiques, chimie (pigments, catalyseurs, agents siccatifs...).
Cu	Constructions électrique, bâtiment, équipement industriel, transport, autres.
Fe	Aciers inoxydable, alliages de nickel, aciers et fontes alliées, revêtements de surface, autres.
Ni	Cellules d'électrolyse, construction électrique, autres.
Hg	Cellules d'électrolyse, construction électrique, autres.
Pb	Batteries, laminés et munitions, chimie, autres.
Zn	Galvanisations, pièces moulés, laiton et autres métaux d'alliages, demi-produits, Chimie et autres.
Sn	Fer blanc, soudure, chimie, étain ouvré et divers.
Mo	Ferromolybdène et alliages, Chimie (catalyseurs).

Parmi les sources anthropiques des métaux lourds, nous pouvons signaler : l'activité minière, l'industrie métallurgique et sidérurgique, les engrais et pesticides appliqués dans la culture des sols, les incinérateurs et cendres d'incinération des déchets, les déchets médicaux, les batteries de villes, les émissions des usines et moteur à explosion, les effluents des eaux usées et boues des stations d'épuration selon Boursali, (2015). La même chercheuse cite les travaux de: (Pumlee et Ziegler, 2003; Gavilàn Garcia et *al.*, 2004, Sukander *et al.*, 2006). La source anthropique principale de métaux lourds pour l'environnement est celle produite par l'activité minière et les industries associées, identifié aussi comme un des premiers impacts environnementaux provoqué par l'homme (Boursali, 2015). Dans le travail de thèse de Boursali, (2015), répertorie les effluents des sources anthropiques issus des travaux (Larocque et Rasmoussen, 1998 ; Leblan et *al.*, 2000) comme suit:

- ✓ Effluent d'extraction minière ;
- ✓ Effluents industriels ;
- ✓ Effluents domestiques et ruissèlement orageux urbains ;
- ✓ Lessivage de métaux provenant de décharges d'ordures ménagères et résidus solides ;
- ✓ Les pesticides ;
- ✓ Activité pétrochimique ;

5.4. Toxicité du Plomb et du Cadmium

La qualité des eaux dans le monde a connu ces dernières années une grande détérioration, à cause des rejets industriels non contrôlés, l'utilisation intensive des engrais chimiques dans

l'agriculture ainsi que l'exploitation désordonnée des ressources en eau. Ces derniers produisent une modification chimique de l'eau et le rendent impropre aux usages souhaités. Plusieurs cas de pollution ont déjà fait l'objet de nombreuses études et publications dans des journaux internationaux (Leroy, et Cornnier, 1994 ; INSERM, 1999 ; Mate, 2000 ; Ledrans et Grossier, 1998 ; Sciama, 2001)

Certaines publications anciennes parlent de « métaux pesants », en raison d'une masse volumique importante : 1 litre de mercure par exemple, pèse 13,6 kg, la densité des métaux toxiques est très variable (Tableau 1.3).

Tableau.1.3 : Caractéristiques chimiques du plomb et cadmium

	Plomb	Cadmium
Masse atomique	270	112
Masse volumique	11,35 g/cm ³	8,6 g/cm ³
Température de fusion	327°	320,9°
Température d'ébullition	1.740°	765°
Symbole chimique	Pb	Cd

Les métaux cités précédemment se trouvent dans les pesticides et les engrais, ils peuvent donc pénétrer dans l'environnement par le sol. On est exposé à un niveau significativement plus élevé de cadmium lorsque des gens fument. Les anions pouvant formés des sels avec les métaux ; les plus courants sont listés ci-après :

- Chlorure (Cl) de sodium ; mercurique, d'aluminium
- sulfate (SO₄)
- Sulfure (S) de plomb, d'arsenic
- Nitrate (NO₃)
- Oxyde (O) de fer, de plomb
- Hydroxyde (OH)

La toxicité des métaux présents dans l'eau, principalement le plomb et le cadmium est dangereuse. Le plomb est responsable d'atteintes neurologiques. En cas d'intoxications massives, l'effet neurotoxique du plomb peut se traduire par une encéphalopathie convulsivante pouvant aller jusqu'au décès. Le Plomb a des effets nocifs et peut avoir plusieurs effets indésirables, tels que :

- ✓ Perturbation de la biosynthèse de l'hémoglobine et anémie
- ✓ Augmentation de la pression artérielle
- ✓ Problèmes aux reins

- ✓ Fausses couches
- ✓ Perturbation du système nerveux
- ✓ Dommages au cerveau
- ✓ Déclin de la fertilité des hommes
- ✓ Capacités d'apprentissage des enfants diminuées
- ✓ Perturbation du comportement des enfants : agressivité, comportement impulsif, hyperactivité

Quand on respire du cadmium, cela peut sérieusement endommager les poumons. Cela peut même entraîner la mort. Le cadmium s'accumule dans les reins, où il endommage les mécanismes de filtration. Les autres problèmes que le cadmium peut provoquer sont:

- Diarrhée, douleurs d'estomac et vomissements importants
- Fracture des os
- Echec de reproduction et même, probablement, infertilité
- Problèmes au système nerveux central
- Problèmes au niveau du système immunitaire
- Désordre psychologique
- Probablement altération de l'ADN ou développement de cancer

Nous sommes intéressés à la présence de 5 métaux : Le Plomb, Zinc, Fer, Cadmium et le Cuivre présent dans les barrages, d'Ain Zada, et Athmania. Ces métaux présents dans les bassins versants de la région de Sétif et Athmania influent sur la qualité des eaux destinées à la consommation. La présence de ses métaux, est issue principalement des rejets de la STEP de Sétif, les rejets urbains et industriels de Tadjnant, Chelghoum Laid vers le barrage de Athmania. Aussi certaines études sur les barrages algériens au niveau des thèses de magistère et doctorat montrent que les bassins versants souffrent des rejets industriels dont certaines études ont montré que les teneurs du plomb dépassent 400 fois la teneur limite, cas du barrage de Hammam Grouz. (Bouguerne, 2001).

6. Conclusion

A travers ce contexte général dans lequel s'inscrivent nos recherches bibliographiques, la relation pluie-débit, est une discipline de l'hydrologie, qui s'intéresse à la compréhension et la représentation de la transformation de la pluie en débit à l'échelle du bassin versant. Une description d'ordre générale de modèles représentés a été développée depuis plusieurs dizaines d'années sont très variés, faisant appel aux différents objectifs. L'analyse du contexte des travaux antérieurs a conduit à identifier trois grandes catégories de modèles, à savoir les modèles '**boîte noire**', les modèles '**à réservoirs**' et ceux fondés sur la **physique**. Nous nous intéressons aux modèles conceptuels ou empiriques '**à réservoirs**' car ils semblent les plus en mesure de faire avancer la compréhension des systèmes réels. Cette dernière est souvent entendue par rapport à un référentiel de connaissance bien établi. Ces modèles seront jugés sur la réalité des bassins versants, c'est-à-dire en fait si le modèle décrit la réalité de la région d'études tout en se référant aux mesures existantes.

Pour les modèles spécialisés ou les modèles physiques, les équations de la physique ne nous semblent pas être le moyen le plus adapté aux bassins versants, du fait notamment de l'incapacité de décrire leurs hétérogénéités. De ce fait, les modèles conceptuels ou empiriques globaux et semi-distribués nous apparaissent comme étant les plus en adéquation avec le niveau actuel de compréhension du fonctionnement hydrologique du bassin, ce qui leur confère une bonne crédibilité dans un contexte d'hydrologie appliquée.

Il existe de multitudes de modèles hydrologiques, dont l'utilisateur est confronté au problème de choix. Cette richesse et la variété de multi-modèle croît dans le temps, se développe d'une façon galopante pour développer un modèle pour un cas spécifique avec une meilleure qualité de simulation. Chaque modèle doit être comparé avec d'autres approches dans le simple but de réaliser celui de performances acceptables soit dans des conditions favorables à son application et ses limites d'utilisation pour lesquels il a été développé. Face à cette production distincte, l'évaluation et la validation de ces codes de calcul qui restent difficiles quant à leurs applications dans différents climats. L'utilisateur est alors confronté à un véritable dilemme pour choisir le modèle qui pourra répondre de la manière la plus fiable aux problèmes qu'il se pose. L'évaluation par études comparatives sont, à cet égard, riches à chaque fois qu'on augmente la gamme des modèles utilisés dans l'estimation des débits à l'exutoire pour refléter la réalité des bassins versants. Les conclusions tirées de cette étude bibliographique font ressortir un problème manquant de clarté, probablement en raison de la limite d'utilisation de ces modèles propres à leur environnement ou à l'hétérogénéité des bassins versants qui

cachent la réalité. Ce manque de conclusions nettes pourrait aussi être de l'ignorance de certains paramètres entrant dans la modélisation.

Nous nous proposons donc dans ce travail de mettre en place une comparaison de modèles à réservoirs conceptuels ou empiriques, impliquant deux bassins à climat semi-aride de l'Est Algérien sur un nombre réduit de données hydrométriques et météorologiques journaliers des bassins. Les objectifs premiers de cette étude sont d'explorer l'influence de la complexité du nombre de paramètres optimisés de ces modèles sur leurs performances, leur robustesse et leur fiabilité. Cela devrait permettre de dégager des issues pour valider avec les modèles choisis, et apporter ainsi des réponses plus satisfaisantes à la modélisation de la transformation pluie-débit dans les régions semi arides de l'Est Algérien. Le choix du modèle répondant à la réalité des débits calculés aux niveaux des exutoires et les stations de prélèvement des échantillons de prélèvement pour analyses des eaux superficielles est une première solution pour la relation pluie-débit-métaux lourds.

Les 13 sous bassins retenues respectivement de l'Oued Boussalem à Ain Zada et Oued Rhumel, dont nous avons limité la complexité à quinze paramètres optimisables, sont dérivés de modèles existants. Les codes de calcul seront jugés uniquement sur leur capacité à reproduire la réalité des débits observés au pas de temps journalier, suivant une procédure de calage-contrôle sur périodes indépendantes. A travers ce contexte de recherche bibliographique, il ressort que la présence des métaux lourds en solution aqueuse dans les barrages est un problème d'actualité et un phénomène préjudiciable envers la consommation, l'irrigation et l'environnement. Vu la toxicité de ces ETM surtout en solution à des concentrations élevées peuvent subir des conséquences néfastes sur la santé de la population desservies par les eaux superficielles même après traitement.

Chapitre 2.

Contexte naturel des bassins versants de l'Oued Boussalem et celui de l'Oued Athmania

1. Introduction

L'Oued Boussalem est l'un des deux principaux affluents de la Soummam ; il draine 54,9 % de la superficie totale du bassin à la mer (Djenba, 2012). Ce talweg prend sa source au djebel Meghris, au Nord de Sétif, coule d'abord du Nord vers le Sud puis il vire brusquement vers le Nord-Ouest. Il s'échappe des Hautes Plaines par les gorges creusées dans les calcaires du Guergour, dans la région de Bougaa. Plus au Nord, il décrit une grande courbure et joint à lui un important affluent, Oued Mahadjar, venant du Sud. Enfin, sa confluence dans la direction Ouest, avec son principal collecteur, Oued Soummam, s'effectue dans la région d'Akbou. Oued Rhumel prend sa source vers 1160 m dans les marges méridionales du Tell, au Nord-Ouest de Belaa (Est de Sétif). Il draine, suivant une orientation Sud-Ouest, Nord-Est, les sous-bassins semi-arides des Hautes Plaines (Tadjenanet, Chelghoum Laid) puis franchit le Rocher de Constantine. Depuis, il s'écoule en direction Nord-Ouest et plus au Nord, aux environs de Sidi Merouane, il conflue avec l'Oued Enndja qui draine la partie occidentale du bassin. Le talweg principal du septième sous bassins de Kebir à Oued Athménia est régularisé par le barrage de Hammam Grouz, l'Oued Kébir par barrage de Beni Haroun (Djenba, 2012).

2. Présentation des bassins versants

2.1. Bassin versant de L'Oued Boussalem à Ain Zada

Le bassin versant de l'Oued Boussalem se situe dans la partie Nord-Est d'Algérie, il appartient au bassin de la Soummam (Figure 2.1) qui est l'un des plus grands bassins hydrographiques en Algérie, avec une superficie de 9125 Km², soit 19 % de la superficie totale du grand bassin Algérois-Hodna-Soummam (AHS), il s'étend sur l'Est de l'Algérois à 100 Km au Sud de la capitale Alger, sa position exacte est définie par l'espace se trouvant entre les méridiens 3°.38 et 5°.38 et les parallèles 35°.45 et 36°.45, il est limité par les chaînes montagneuses du Djurdjura et ses contreforts qui s'étendent jusqu'à la mer au Nord, les contreforts du mont du Hodna au Sud, les chaînes des Babors et le plateau de Sétif à l'Est, le plateau de Bouira à l'Ouest (Mebarkia, 2011). L'oued Boussellam est le principal affluent du Soummam avec une longueur de 150 Km et une surface de 5010 Km², leur bassin est subdivisé en quatre sous bassins (le Boussellam amont (C/ 15 06, S/1785 Km²), le Boussellam moyen (C/ 15 07, S/1234

Km²), El Main (C/ 15 08, S/930 Km²), et le Boussellam aval (C/ 15 09, S/1061 Km²), (Figure 2.1)

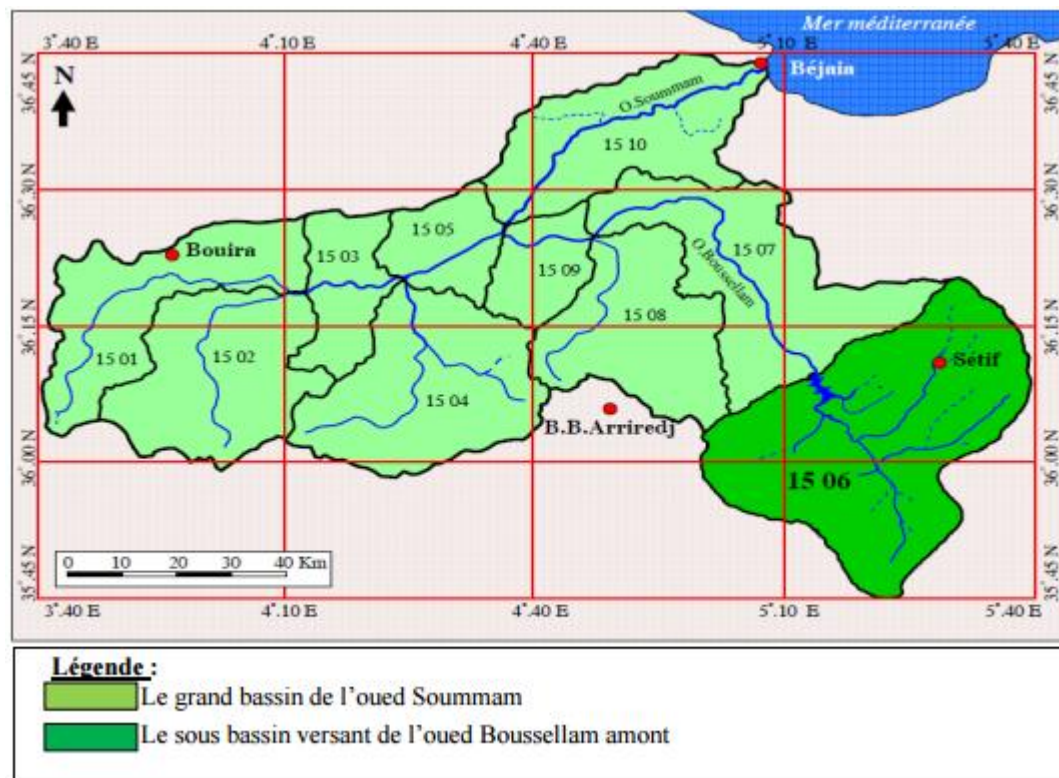


Figure 2.1 : Carte de situation géographique du bassin versant de l'Oued Boussalem (Mebarkia, 2011)

Le sous bassin du Boussellam amont qui fait l'objet de cette étude (Figure 2.1) contient 35 % de la surface du grand Boussellam (1785 Km²) de code (15 06) d'après l'Agence des Bassins Hydrographiques (ABH), et une longueur de 65 Km, il situe entre le grand bassin Constantinois à l'Est, celui de Hodna au Sud, et le sous bassin de Boussellam moyen à l'Ouest, il est limité :

Au Nord par Dj. Medjounes, Dj Aissel, Dj Megriss, et Dj Matrona.

A l'Est par Kef Boudjemline, Dj. Merouane, Dj. Youssef, et Dj. Sekrine.

Au Sud par Dj. Hassane, Dj. Sattor, et Kef Della et Djebel Boutaleb (Mebarkia, 2011)

2.2. Bassin versant de L'Oued Athmania à Hammam Grouz

Le bassin versant de Rhumel est un sous – bassin du Kebir Rhumel qui s'étend d'Est en Ouest du bassin versant de la Seybousse, jusqu'au Hauts Plateaux Sétifiens (36° de latitude Nord, 7° de longitude Est). Il prend sa source vers 1160 m dans les marges méridionales du Tell, au Nord-Ouest de Belaa, il traverse les hautes plaines constantinoises, avec une orientation Sud-Ouest/Nord-Est jusqu'à Constantine où il change brusquement de direction et coule en

oblique vers le Nord-Ouest pour confluer avec Oued Endja aux environs de Sidi Merouane. Il est limité au Nord par le bassin du bas kebir ; au Sud par le bassin versant des Hauts Plateaux Sétifiens; à l'Est par le bassin versant Seybousse, drainé par l'Oued Seybousse et à l'Ouest par le bassin d'Oued Endja (Merabet, 2010).

Il est limité par le sous bassin de l'Oued Kébir-Endja au Nord, le sous bassin de l'Oued Rhumel Seguin à l'Est, le bassin versant Soummam (code : 15) à l'Ouest et le bassin versant des Hauts plateaux constantinois (code : 07) au Sud (Figure 2.2). Sur une superficie de 1130 Km², le bassin est drainé principalement par la haute vallée du Rhumel qui prend sa source dans les marges méridionales de Tell, au NW de Belaa. L'Oued traverse les Hautes Plaines de Tadjenanet et Chelghoum Laïd et recoupe le versant de Dj. Grouz, à travers des gorges calcaires, pour ensuite poursuivre son trajet vers Constantine (Mebarkia, 2011).

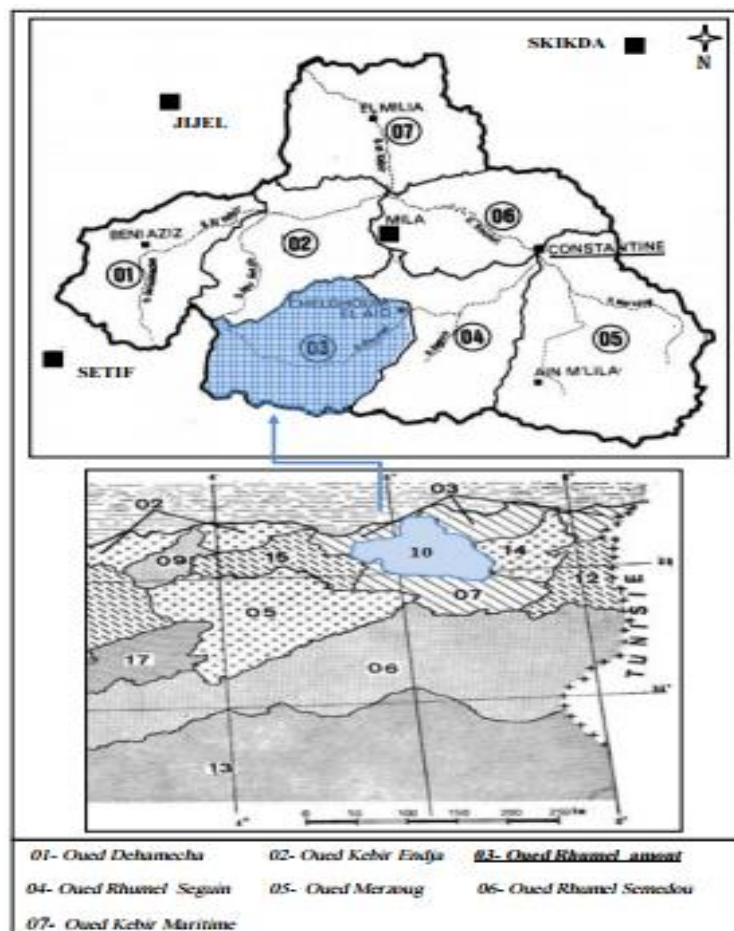


Figure 2.2 : Carte de situation géographique du bassin versant de l'Oued Rhumel (Mebarkia, 2011)

3. Aspect géologique locale

3.1. Cadre géologique du bassin versant de l'Oued Boussalem

Du point de vue géologique régional, le sous bassin versant de Boussellam Amont fait partie à la chaîne tellienne qui constitue l'ossature des reliefs de toute l'Algérie du Nord s'étendant entre la mer méditerranéenne au Nord et les hautes plaines des lacs salés au Sud, cette orogénèse Magrébine elle-même qu'une partie des chaînes qui ceinturent la méditerranée occidentale depuis les Baléares jusqu'à GIBRALTAR et de ce point jusqu'aux Confins Colabro-siciliens.

Cette orogénèse se décompose en plusieurs zones qui s'étendent du Nord au Sud (Mebarkia, 2011). La zone du bassin versant de l'Oued Boussalem appartient aux hautes plaines sétifiennes. Parmi les auteurs qui ont travaillé dans la région on peut citer Savornin, 1920, qui a pu faire de nouvelles datations des formations géologiques de Dj Braou et Dj Youssef. Villa et Leikine (1976) avec leur mise en valeur de la région de Sétif ont précisé la cartographie des hautes plaines Sétifiennes. Cette région est le siège de deux types de formations. Ceux qui sont peu ou pas tectonisées comme ceux du Quaternaire et ceux qui sont tectonisées pour le reste des terrains, qui sont les ensembles structuraux suivants du Nord au Sud et de haut en bas (Figure 2.3), (Mebarkia, 2011)

A : Les formations quaternaires et néogènes peu tectonisées.

B : Nappes de flyschs

C : Les nappes telliennes.

D : Nappe du djebel Sattor et unité Eocènes à nummulites et huîtres

E : L'ensemble allochtone sud Sétifien.

F : L'ensemble parautochtone et autochtone hodnéen. G: Le Trias exotique ou extrusif.

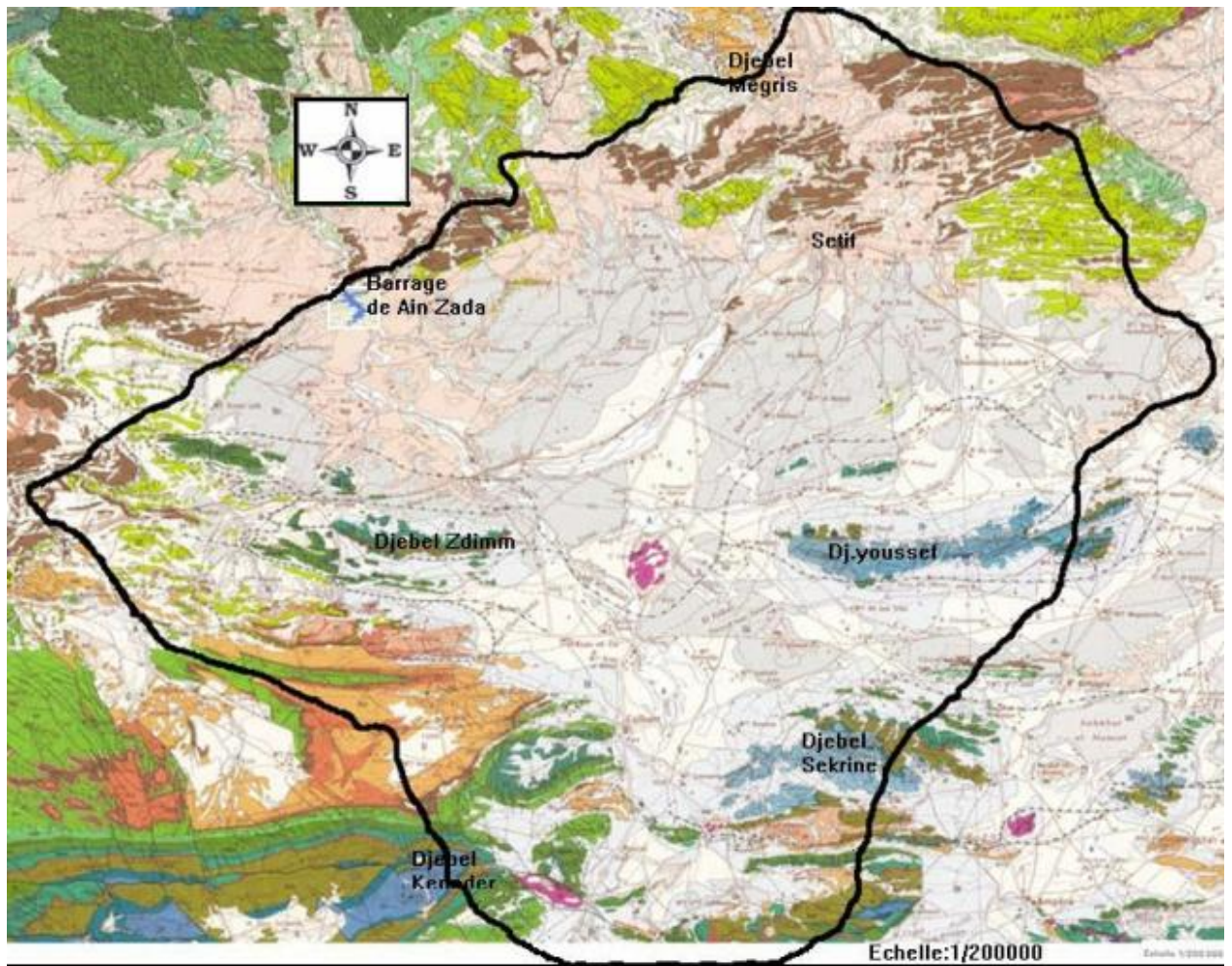


Figure 2.3. Cadre géologique du sous bassin versant Amont de la carte géologique de Sétif au 1/200000 (Villa, 1980 repris par Mebarkia, 2011)



Légende de la figure 2.3.

3.2. Cadre géologique du bassin versant de l'Oued Rhumel

Une connaissance plus ou moins complète de la géologie locale consiste en une analyse litho-stratigraphique et structurale basée sur les renseignements géologiques qui ont été tirés des documents suivants :

- ✓ Les cartes géologiques (Sétif-Constantine, 1/200.000, Vila, 1977) et leurs notices explicatives (Figure 2.4).
- ✓ La monographie de Durozoy, (1960) : étude géologique de la région de Châteaudun du Rhumel.

La position des formations constitutives du bassin, objet de cette étude, est à cheval entre les séries pénitelliennes et les formations néritiques. Du point de vue stratigraphique, les terrains superficiels rencontrés sont d'origine continentale, en majeure partie lacustre formée dans des bassins bien limités, ainsi que des massifs rocheux carbonatés d'âge Crétacé à Eocène.

3.2.1. Analyse litho-stratigraphique

L'analyse litho-stratigraphique sera basée essentiellement sur les terrains affleurant et résumée dans une colonne litho-stratigraphique (Synthétique) avec de bas en haut.

- Les formations Secondaires

- Trias (t)
- Jurassique (J)
- Crétacé
 - Barrémien (n⁴)
 - Aptien (n⁵)
 - Albien et Vraconien (an)

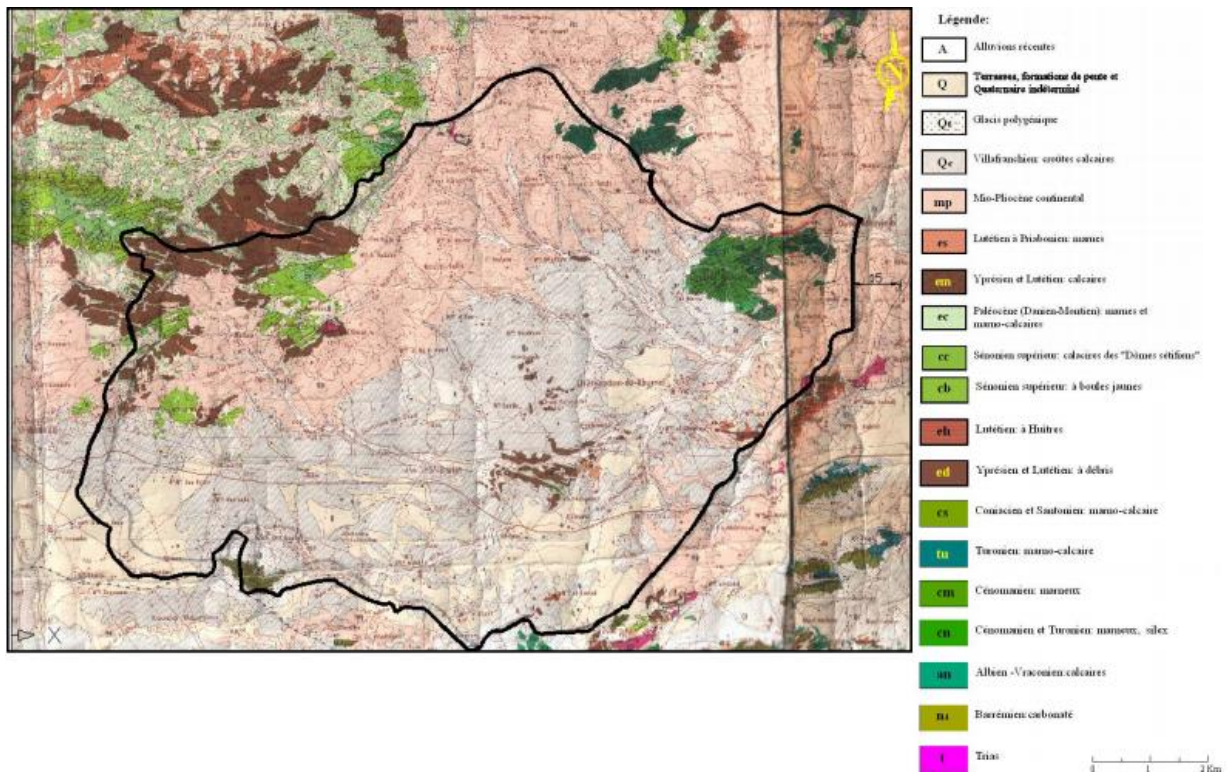


Figure 2.4. Carte géologique du sous bassin versant Rhumel Amont Extraite des cartes géologiques au 1/200000 Sétif-Constantine (Vila, 1977), repris par (Mebarkia, 2011)

- Cénomaniens et Turonien (cn)
- Sénonien (c6, c)

4. Aspect géomorphologique des bassins versants

4.1. Géomorphologie d'Oued Boussalem.

Le bassin de l'Oued Boussalem à Ain Zada, draine un ensemble de région hétérogène des hautes altitudes au Nord à sa tête par un relief accidenté où les écoulements, ont un régime torrentiel, à la région des plaines de (Mezloug et Hammam Yelles) où les écoulements sont lents. Le profil en long irrégulier du Talweg principal (Oued Boussalem) et ses principaux affluents tels que : Oued Fermatou, Khalfoun, Tbinet, Guellal, Ftaiça, Mellah et Tixter. A la sortie de la partie de Mezloug le bassin perd sa torrentialité en abandonnant une partie de sa charge solide.

4.1.1. Les terrasses et la morphologie du bassin de L'Oued Boussalem

Le bassin dans sa totalité morphologique est caractérisé par une évolution qui a commencé au Quaternaire et qui continue jusqu'à l'heure actuelle. L'hétérogénéité morphologique est caractérisée de l'amont vers l'aval par :

- Les terrasses au Nord du bassin formé par un relief couvert de dépôts Quaternaires, en majorité des formations à matériel Eocène intermédiaires, en petite partie par les flyschs à l'amont du bassin et la formation Eocène favorisant une zone semi-aride.
- Au piémont (milieu), la structure du sol est en grande partie couverte des dépôts Quaternaires, on note également la présence d'une très petite partie de couvert allochtone Sud Sétifien, favorisant une bonne perméabilité.
- Au Sud-Ouest le sol est en majorité formé par une couverture de parautochtone et autochtone Hodnées associés à du Trias exotique.
 - Au centre, le sol est formé par du matériel Eocène parautochtone, autochtone et allochtones. On note également la présence des formations Mio-Pliocène au Nord-Ouest.

4.1.2. Caractéristiques morphométriques du réseau hydrographique du bassin de L'Oued Boussalem

4.1.2.1. Profil en long

L'étude du profil en long (Figure 2.5) montre des ruptures de pente que l'on ne peut expliquer que par des seuils rocheux particulièrement résistants à l'érosion hydrique. En tous cas, l'irrégularité du profil et l'accentuation des pentes en amont de la confluence de L'Oued Fermatou, Oued Khalfoun (carte topo de Sétif 1/200 000) et Oued Boussalem témoignent de l'importance de l'érosion, ceci est probablement dû à l'absence du champ d'inondation (Mebarkia, 2011)

La première rupture est observée à l'altitude 986m puis elle devient plus faible, ce qui ralenti l'écoulement et donne l'occasion à l'eau de s'infiltrer.

La deuxième rupture est observée à l'altitude de 973 m, où la pente est plus accentuée faisant accélérer l'écoulement et donnant naissance à un régime défavorisant l'infiltration.

Les principaux affluents du bassin de L'Oued Boussalem sont : Oued Mellah, Tbinet, Guellal, Ftaiza, Tixter , Farnatou et Khalfoun (Bouguerne, 2001)

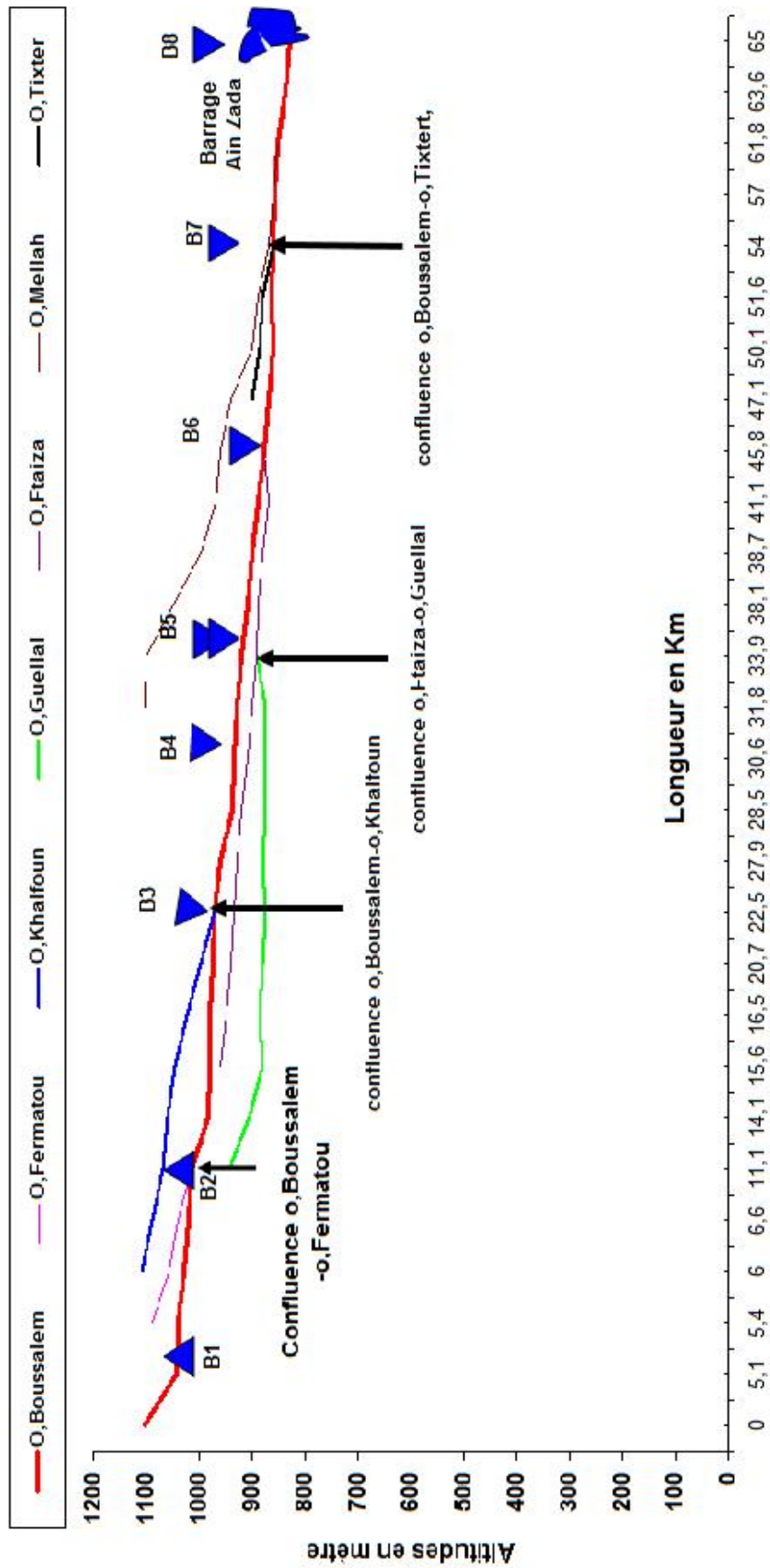


Figure 2.5. Profil en long du réseau hydrographique de l'Oued Boussalem à Ain Zada (Bouguerne, 2001)

On peut dire que le profil de l'Oued Boussalem (Talweg principal) présente des pentes faibles inférieures à 75 m/Km alors qu'au milieu la pente est régulière ou faible. A l'approche du barrage de Ain Zada, la pente tombe à 1,40 m/Km, et le profil n'offre un tracé régulier qu'entre l'altitude 862m et 937m (Bouguerne, 2001).

4.1.2.2. Paramètres morphométriques

Tous les paramètres morphométriques sont récapitulés dans le tableau 2.1, la surface, le périmètre, et la longueur du talweg principal sont calculés à partir de la carte topographique E : 1/200 000 de la région de Sétif.

Tableau 2.1 : Paramètres morphométriques de L'Oued Boussalem (Bouguerne, 2002)

Paramètres	Symbole	Valeur	Unité
Superficie	S	1800	Km ²
Périmètre	P	175	Km
Coefficient de capacité	C	1,115	-----
Altitude maximale	Hmax	1650	m
Altitude minimale	Hmin	850	m
Altitude moyenne	Hmy	1000	m
Dénivelée spécifique	Ds	346,88	m
Temps de concentration	Tc	27,27	h
Densité de drainage	Dd	3,03	Km/Km ²
Longueur du Talweg principal	L	65	Km
Pente moyenne	Pm	2,71	m/Km
Longueur du rectangle équivalent	Le	54,44	Km
Largeur du rectangle équivalent	Le	33,07	Km

Selon Les paramètres morphométriques du bassin de L'Oued Boussalem on constate qu'il draine une superficie de 1800Km² de forme assez ramassée ; caractérisée par un réseau hydrographique fortement drainé (Dd =3,03 km/km²) ou très dense.

Conclusion :

A travers cet aperçu des caractéristiques structuraux et tectoniques ; influençant directement, l'installation des premiers éléments du réseau hydrographique de l'Oued Boussalem qui évoluent ensuite avec l'érosion hydrique surtout au Nord et au centre du

bassin ; pour lequel on a voulu surtout dégager les différents éléments du relief en relation directe avec l'écoulement fluvial. On a pu constater la discontinuité des terrasses tout le long de L'Oued Boussalem, ceci s'explique par le fait que celui-ci traverse trois domaines géomorphologiques différents (Amont, piémont et plaines)

4.2. Géomorphologie de l'Oued Rhumel à Athmania

Le bassin de L'Oued Rhumel à Athmania représente la partie amont de Kebir-Rhumel qui se caractérise par une opposition structurale qui se traduit par un substratum relativement simple au Sud, formé par de vastes étendues sédimentaires d'où émergent des massifs calcaires isolés et un édifice beaucoup plus complexe au Nord constitué par de nombreuses séries hétérogènes empilées au cours des phases tectoniques successives. De l'amont à l'aval du bassin on retrouve, les hautes plaines au Sud et le piémont Sud téllien au Nord.

4.2.1. Le domaine des hautes plaines

La superficie du bassin est dans sa totalité située dans la zone des hautes plaines du Sud, jusqu'au sud de Bellâa et de khallouta. On relève dans cette unité deux éléments dominants qu'il convient d'analyser successivement.

4.2.1.1. Les massifs calcaires du Crétacé

Ces massifs calcaires émergent en horsts dans un ensemble de terrains à dominance marneuse orienté dans une direction du SW– NE (Dj. echébka 1021 m et Dj. tavoudeche à 1145m et donne naissance à un relief compartimenté.

Ils correspondent à des répartitions tectoniques d'un ensemble continu en profondeur " La nappe néritique Constantinoise " ; recouverte par des nappes de charriage télliennes venues du Nord (marnes, marno-calcaires) ; recouvrant elle-même des séries marneuses présahariennes.

Les nombreuses fractures ont permis la montée de Trias diapirique qui a une influence directe sur la qualité chimique des eaux de surface et celle des eaux souterraines.

Les phénomènes karstiques sont très développés dans la partie Sud de ces massifs calcaires. Les formes karstiques se limitent à des champs de dolomie parfois très importants. Par ailleurs, la gélivation certes beaucoup plus active pendant les phases pluviales du Quaternaire, fonctionne jusqu'à l'heure actuelle au niveau de ces massifs calcaires, grâce aux eaux hivernales abondantes et agressives (Quinif, (1976).

4.2.1.2. Les plaines du Plio-Quaternaire

Les formations d'âge Plio-Quaternaire sont encadrées par les massifs calcaires, forment de petits bassins juxtaposés, d'une altitude moyenne de 800-850m correspondants à des fossés d'effondrements ou grabens. Les principales composantes de ces unités se résument comme suit.

- Les cônes de déjection entourant les massifs calcaires. Ce sont des formations Caillouteuses encroûtées et fortement disséquées, leur genèse à dû commencer au Mio-Pliocène.

- Les glacis composés de plusieurs niveaux étagés ou emboîtés et plus ou moins encroûtés ou « dalle calcaire » attribués généralement au Moulouyen (Quaternaire ancien) et ils se raccordent en contre- bas à de long glacis limoneux relativement peu, encroûtés, se rapportent au Quaternaire moyen. Dans cette région outre le phénomène d'érosion éolienne, l'érosion hydrique du ruissellement joue un rôle efficace en matière de dénudation des croûtes de glacis dont les matériaux vont s'accumuler dans les cuvettes de remblaiement. Toutefois, la dalle calcaire, les croûtes calcaires, qui coiffent ces niveaux de glacis favorisent l'infiltration des eaux et donc la circulation souterraine.

- Les zones de remblaiement argilo- limoneux : se sont des régions assimilables au Rhabien (Quaternaire récent). Lors des fortes pluies, les matériaux sont entraînés par le ruissellement au cœur des plaines peu perméables en provoquant des inondations brutales. Ces deux domaines du bassin, massifs calcaires crétacés et plaines du Plio- Quaternaires, constituent un dispositif étroit de l'amont à l'aval.

4.2.2. Le domaine du piémont Sud-télien

La région du piémont Sud- télien se situe au Nord du bassin (Nord Bellaa et Khallouta) et correspond au bassin néogène de Constantine qui se prolonge à l'Ouest par la nappe de Djemila.

Le bassin néogène de Constantine : Cette grande dépression du Mio-Pliocène située en petite partie du Nord du bassin et s'étend à l'extérieur de Ferdjioua à l'Ouest jusqu'à Zighoud youcef à l'Est limité par les hautes plaines au Sud. Ce vaste bassin lacustre comporte quelques reliefs calcaires isolés correspondant à des séries telliennes charriés vers le Sud. Les principaux dépôts accumulés dans cette zone de dépression sont de type, argiles ou affleurent parfois des niveaux conglomératiques rouges et de calcaires lacustres.

4.2.3. Caractéristiques morphométriques du réseau hydrographique du bassin de l'Oued Rhumel à Athmania

Les différents paramètres du bassin (forme, altitude, pente, surface, reliefs etc....), écrivait Baulig, (1959), peuvent rendre des services appréciables, tel que la connaissance du type du régime d'écoulement ; la délimitation des zones de perméabilité... etc.

4.2.3.1. Profil en long :

Le tracé du profil en long (Figure 2.6) relatif au cours principal de L'Oued Rhumel et ses principaux affluents permettent d'apporter des éléments complémentaires à la densité de drainage au vu du rôle déterminant des pentes des talwegs sur le ruissellement superficiel et surtout les vitesses d'écoulement lors des crues et les rejets urbains au niveau de Tadjnant (altitude 859m) ; Chelgoum laid (altitude 758), vers le barrage Hammam Grouz à Athmania (altitude 700). Le profil montre les fortes pentes des affluents prenant naissance dans les massifs montagneux dans le domaine des hautes plaines par l'Oued Rhumel, provoque une accentuation de la vitesse de propagation des crues, avec la confluence des Oueds de Tadjnant, Oued Oufrikh et Méhari à l'altitude 809 m. A l'aval de Tadjnant et à Chalgoum laid le profil prend une pente faible faisant bloquer la remontée régressive de l'érosion en favorisant une sédimentation par un genre de coude de champs d'inondation. La décroissance des premières pentes des affluents des hautes plaines et constatée à l'altitude 741m ; puis elle devient faible ce qui ralentit l'écoulement et donne l'occasion à l'eau de s'infiltrer, ainsi limitant les vitesses et augmentant l'auto-épuration des rejets des eaux usées des villes limitrophes dans le talweg principal (Bouguerne, 2001). D'autres ruptures ont été observées à l'altitude 898 m et 809 m. L'ensemble du réseau hydrographique est dans sa grande partie appartient au domaine des hautes plaines et à un degré moindre au piémont tellien (monts de Bellaa Fedoules et Dj. Khalouta). Le bassin de L'Oued Rhumel a presque les mêmes caractéristiques que ceux de l'Est Algérien. Sa morphologie est majoritairement à pente faible, évite l'érosion des hautes plaines ; c'est le cas des gorges de Guerguour sur l'Oued Boussalem (sous bassin de la Soummam) et les gorges de Guelma sur l'Oued Cherf (bassin de la Seybouse).

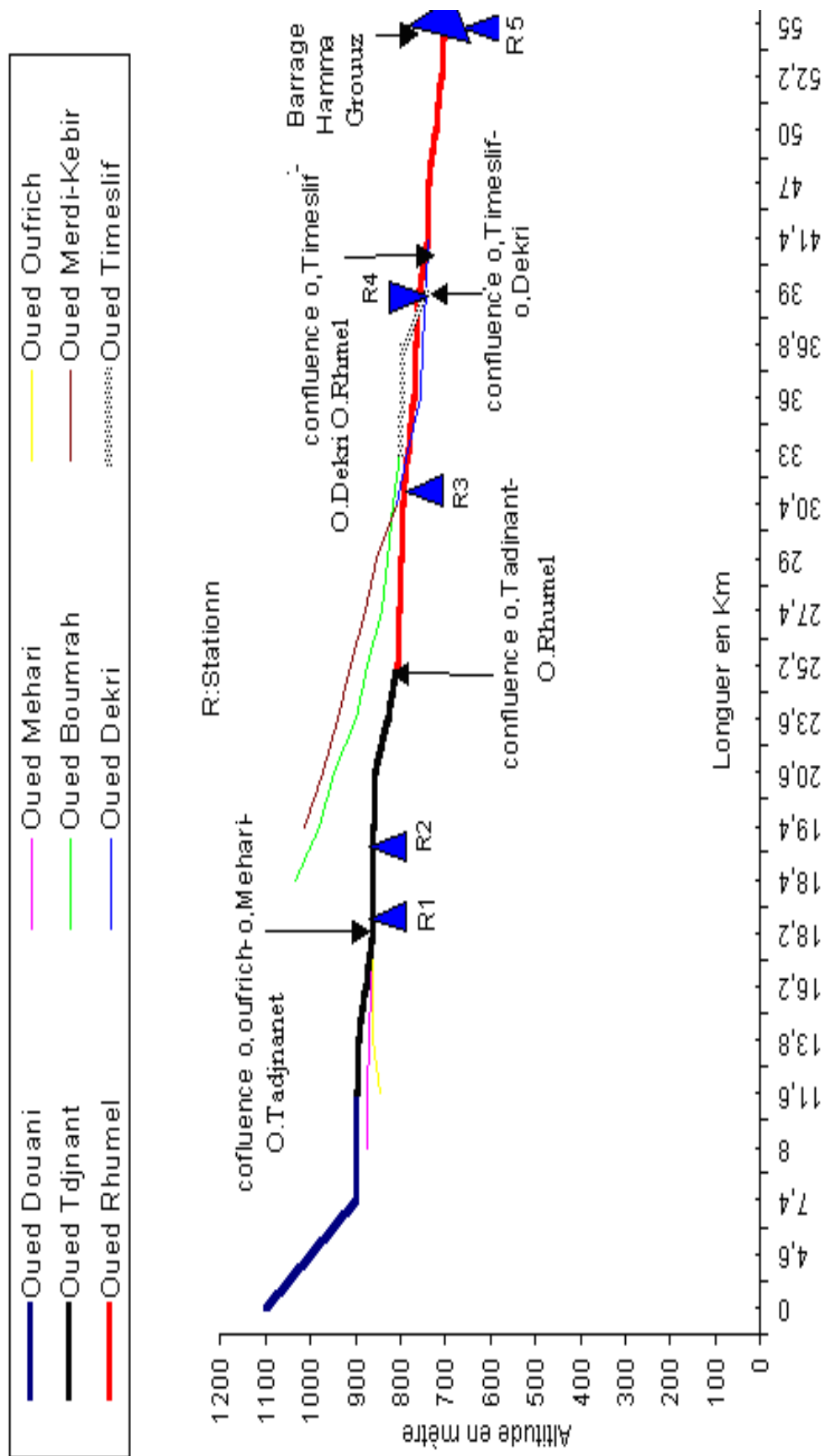


Figure 2.6. Profil en long du réseau hydrographique de L'Oued Rhumel à Athmania (Bouguerne, 2001)

A l'arrivée du barrage Hammam Gouz, l'Oued Rhumel s'encaisse dans le massif calcaire du Crétacé, en décrivant un coude pour lequel plusieurs auteurs, dont Gautier, (1911) et Joleaud (1918), ont eu recours à l'hypothèse de capture pour le phénomène épigénique en question. Cependant, cette hypothèse a été refusée par Mitard, (1933) qui ne trouve aucune preuve décisive au phénomène de capture en question ; l'enfoncement du Rhumel par surimposition sur la surface d'érosion Tertiaire et au soulèvement des calcaires du rocher de Constantine. Par ailleurs le réseau hydrographique s'est trouvé désorganisé par l'effet combiné des ondulations du Pliocène supérieur. Ainsi s'explique l'existence des phénomènes endoréiques dans les hautes plaines au Sud du bassin, et en général au Sud des hautes du sous bassin de Kebir-rhumel selon Dresch, (1950). Le relief du bassin de L'Oued Rhumel à Athmania est le relief le plus pondéré des autres bassins

Tableau 2.2 : Paramètres morphométriques de L'Oued Rhumel à Athmania (Bouguerne, 2001)

Paramètres	Symbole	Valeur	Unité
Superficie	S	1130	Km ²
Coefficient de capacité	C	1,17	Relief modéré
Altitude maximale	Hmax	1276	m
Altitude minimale	Hmin	700	m
Altitude moyenne	hmy	913	m
Dénivelée spécifique	Ds	379.85	m
Densité de drainage	Dd	0,64	Km/Km ²
Longueur du Talweg principal	L	55	Km
Longueur du rectangle équivalent	Le	45.14	Km
Largeur du rectangle équivalent	le	25.03	Km
Temps de concentration	Tc	18.85	h
Périmètre réel	P	156	Km
Périmètre stylisé	Ps	140	Km

Conclusion

A travers l'étude géomorphologique, il apparaît que le bassin versant de Rhumel draine une superficie de 1130 Km² de forme ramassée , caractérisé par un réseau hydrographique non développé ($d_d = 0,64 \text{ km/km}^2$) ou le profil en long montre que l'écoulement est pluvial en amont du bassin (zone de Bellaâ) et une pente très faible à l'aval de Chelghoum Laid jusqu'à la cuvette du barrage de Hammam Grouz, favorisant la sédimentation et l'auto-épuration

naturelle des eaux usées de Tadjnant et Chelghoum laïd. Ceci a été constaté au cours de la période du cycle hydrologique, au moment de la prise des échantillons de l'eau.

5. Aspect hydroclimatologique

Le climat en général et les précipitations en particulier sont de loin les plus importants éléments qui conditionnent les écoulements aussi bien de surface que souterrain. Leur étude est donc plus que nécessaire pour pouvoir d'une part comprendre et analyser le comportement hydrologique des Oueds et d'autre part établir les bilans d'eau des bassins versants.

L'étude des séries hydrométriques menée sur une durée assez longue permet donc d'évaluer la réponse des rivières aux variations du climat. Aussi l'aspect climatologique est d'une importance non négligeable, car elle permet d'analyser des facteurs importants comme la température et les précipitations qui conditionnent le bilan hydrologique et l'alimentation des barrages et même la recharge des aquifères (Mebarkia, 2011).

L'utilisation du quotidien des précipitations, des températures et des débits observés sur une durée de 37 ans à l'échelle des stations météorologiques de Farmatou, Sétif et Ain Zada et les débits observés des stations de Farmatou, Ain Zada et Athmania qu'on dispose sont utilisés pour la simulation des débits des autres mailles non jaugées

5.1. Aperçu général sur le climat de la région

Pour compléter l'étude du complexe physique des bassins versants, une analyse des facteurs climatiques s'avère nécessaire. Cette analyse permet de dégager, non seulement les grands traits du climat qui règne dans la région, mais aussi les facteurs qui régissent, en particulier les précipitations journalières, les températures, l'humidité relative, l'évapotranspiration potentielle et l'évapotranspiration réelle, qui ont une influence directe où indirecte sur le régime d'écoulement. Les données climatiques journalières utilisées dans cette étude sont la pluviométrie des stations (Farmatou, Sétif et Ain Zada), la température (Sétif et Constantine) et le débit observé (Farmatou et Athmania). Elles ont été collectées auprès du service de l'Agence Nationale des ressources hydriques (ANRH). Le climat de la zone d'étude du sous bassin versant de l'Oued Boussellam est de type méditerranéen semi-aride, caractérisé par un hiver relativement tempéré et un été chaud et sec, cette zone est également caractérisée par une saison pluvieuse qui s'étale du mois de Septembre jusqu'au mois d'Avril ou parfois Mai observé en générale sur l'ensemble de l'échantillon observé qui annonce et parfois le moi de Mai qui annonce la fin de la saison humide (Mebarkia, 2011). Cette zone est aussi caractérisée par la variabilité des précipitations, où on remarque qu'une grande partie

des pluies tombe sur cette zone en quelques semaines sous forme d'averses, et puis de grandes sécheresses s'annoncent après ces précipitations. On remarque que les mois les moins pluvieux sont ceux de Juillet et Aout pour toutes les stations avec un minimum de 0 mm enregistré sur plusieurs mois surtout la saison estivale et même le premier semestre de l'année 2001. La valeur de précipitation journalière de la période de la plus pluvieuse au mois de Mars (06/03/1979) et en date du 05/03/1980 observés respectivement à la station de Fariatou et Sétif avec un maximum de 101 mm.

L'étude des séries hydrométriques menée sur une durée assez longue permet donc d'évaluer la réponse des rivières aux variations du climat. Dans cette optique, nous allons examiner l'évolution des précipitations journalières durant 27 ans aux stations pluviométriques de Fariatou, Sétif et Ain Zada dans le bassin versant de l'Oued Boussalem et la station de Sétif et Ain Zada pour le bassin versant de l'Oued Rhumel en comparaison avec les altitudes moyennes du piémont, plaines du bassin de l'Oued Boussalem et de l'amont aux plaines de l'Oued Rhumel.

5.2. Paramètres hydrologiques

5.2.1. Présentations des stations

Les stations que nous avons collectées en pluviométries et débits jaugés journaliers sont récapitulées dans le tableau 2.3.

Tableau 2. 3 : Paramètres hydrologiques de la région d'études

Nom de la station	Code de la station	Site d'implantation	Cordonnées			Période d'observation journalière	Paramètre mesuré
			X (Km)	Y (Km)	Z (m)		
Athmania	100313	Barrage Athmania	793	318	859	1993-2005	Q (m ³ /s)
Fariatou	150610	Sous bassin B1	742	328,6	1030	1968-2005	P (mm) et Q (m ³ /s)
Sétif	150612	Sous bassin B2	740.1	321,85	970	1968-1988	P (mm)
Ain Zada	150701	Sous bassin B8	721,05	320,8	825	1973-1984	P (mm)

5.3. Stations pluviométriques journalières

D'une manière générale et classique, les précipitations déterminent la variabilité ou, mieux, l'irrégularité inter-saisonnière et interannuelle de l'écoulement de surface. Elles représentent la

part essentielle de l'alimentation fluviale. Par ailleurs, le climat et les variations hydroclimatiques (températures, précipitations) représentent l'un des principaux facteurs de contrôle des processus de la géodynamique externe des bassins versants (Gherissi, 2012).

En Algérie, la pluviométrie a été étudiée par plusieurs auteurs, Seltzer, (1946) de 1913 au 1938, Gaussen, 1918-1947, Medinger, (1956) de 1913 au 1953, Chaumont et Paquin, (1971) de 1913 au 1963, Bouanani, (2004). Pendant la guerre d'Algérie, les observations dans la plupart des stations du bassin, ont été arrêtées, d'autres ont subi des modifications après 1962. Ceci se traduit par des résultats entachés d'erreur, et des lacunes d'observations (Gherissi, 2012). La source des données utilisées est A.N.R.H (l'Agence Nationale des Ressources Hydraulique) observées au niveau de la station de Farmatou, Setif et Ain Zada.

5.4. Etude des précipitations journalières

D'une manière générale, les précipitations déterminent la variabilité ou, mieux, l'irrégularité de l'écoulement de surface. Elles représentent la part essentielle de l'alimentation fluviale. Par ailleurs, le climat et les variations hydroclimatiques (températures, précipitations) représentent l'un des principaux facteurs de contrôle des processus de la géodynamique externe des bassins versants.

Le régime journalier est très irrégulier d'une journée à une autre. Sur une période allant de 11, 20 et 37 ans successivement observées en stations de Ain Zada, Sétif et Farmatou (Figure 3.7). On a enregistré des hauteurs de pluie supérieures à la moyenne qui est de 1.16 mm sur un échantillon de 31792 jours. Sur les périodes des stations retenues (Tableau 2.3) la valeur max est de 101mm, la valeur moyenne sur les trois stations est de 1.16 mm alors que la valeur min est nulle. La figure 2.7 représente les trois stations pluviométriques retenues.

La variation des précipitations moyennes journalières s'effectue en dents de scie. On enregistre des augmentations suivies de diminutions continues et progressives d'un jour à un autre avec une baisse importante enregistrée durant les mois d'été (Figure 2.7)

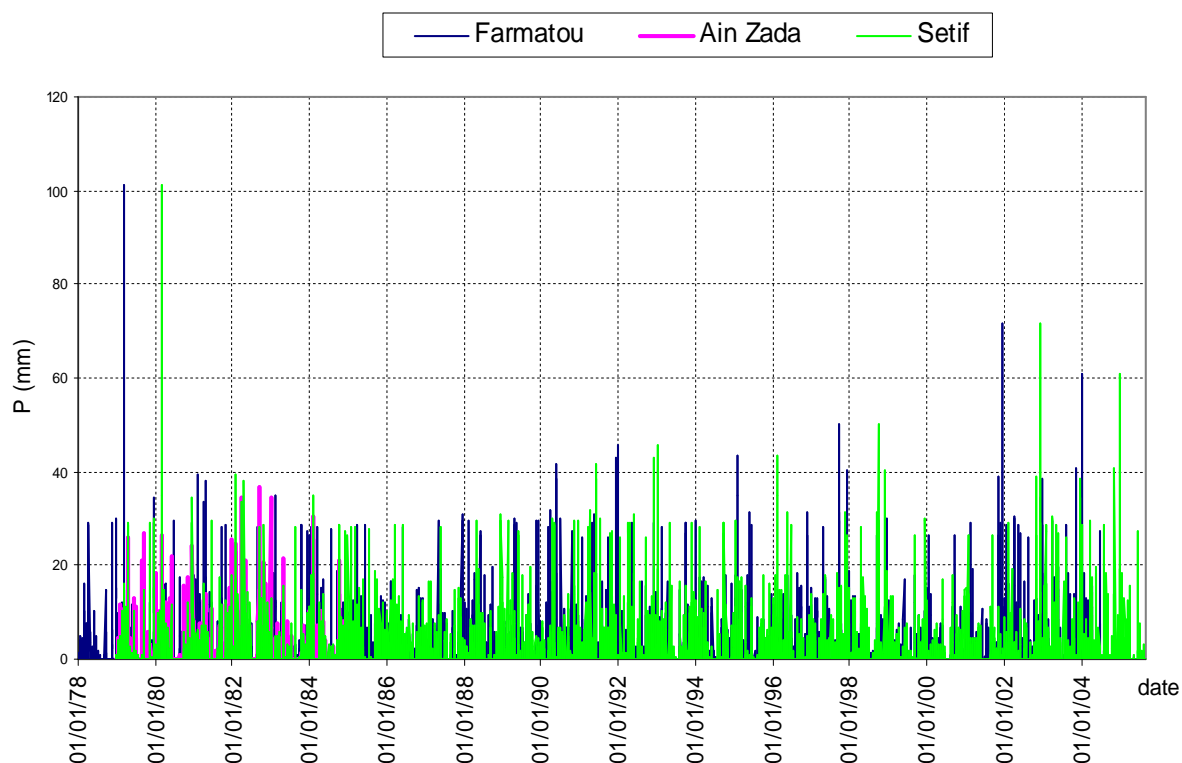


Figure 2.7 : Variation de la précipitation journalière aux stations

- ✓ De Farmatou (Min=0 mm, Moyenne= 1.99 mm et Max= 101 mm) sur la période du 01 /01/1978 au 01/09/2004
- ✓ De Sétif (Min=0 mm, Moyenne= 1.99 mm et Max= 101 mm)
- ✓ De Ain Zada (Min=0 mm, Moyenne= 0.82 mm et Max= 36.8 mm) sur la période du 01/01/1979 au 31/01/05

Les séries pluviométriques obtenues, nous permet de calculer les paramètres statistiques des trois stations et de juger la distribution des précipitations journalières. Les résultats de l'étude statistique sont portés sur le tableau 2.4.

Tableau 2.4: Paramètres de position des précipitations des stations utilisés

Paramètres	Station Farmatou	Station Ain Zada	Station Sétif
Moyenne	3371,512	552,251	3371,512
Ecart type	5879,896	964,940	5666,244
Coefficient de variation	0,573	0,572	0,595

5.5. Températures journalières

L'élément température est utilisé en climatologie pour rendre compte de l'apport d'énergie à la végétation à défaut des observations du rayonnement. Toutefois la température indique les conditions de passage de la chaleur d'une substance à une autre; c'est également un facteur qui affecte la disponibilité de l'énergie. La température est un facteur important qui détermine le climat en interaction avec les autres facteurs météorologiques. Elle permet avec

les précipitations le calcul du déficit d'écoulement et des indices climatiques. Pour la réalisation de cette étude, nous disposons des mesures effectuées sur la station de Sétif pour les périodes 1968-1988 et 1968-2005 et à Constantine pendant la période 1973-2004 c'est-à-dire pour les mêmes périodes de celles des précipitations de la station. Ceci en l'absence de mesure sur les stations d'Ain Zada, Farnatou, Atmania et les autres stations à l'intérieur des bassins versants. L'examen des températures aux stations de Sétif et Constantine a révélé une valeur max de 37 °C, la valeur moyenne sur les deux stations est de 14.9 °C alors que la valeur minimale est de -7 °C. La figure 2.8 représente les deux stations météorologiques retenues.

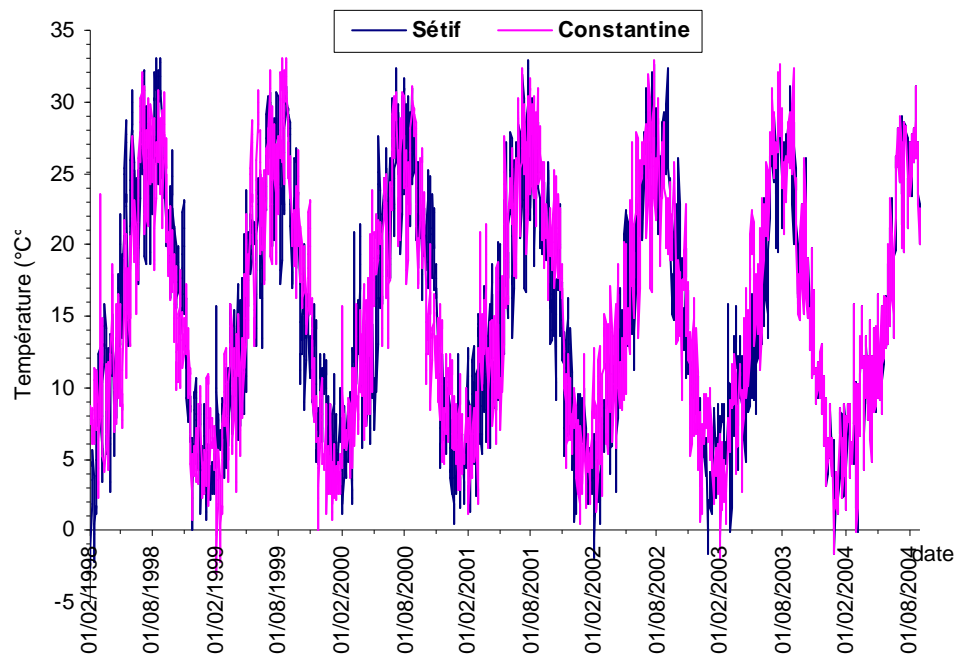


Figure 2.8 : Variation des températures journalières en stations Sétif et Constantine

Nous avons essayé d'interpréter les séries des deux stations par une analyse de comparaison statistique et l'examen des échantillons a donné une très bonne corrélation (Figure 2.9). Cette corrélation a donné un coefficient de détermination $R^2 = 0.99$, et l'équation du modèle est donnée par l'équation 2.1

$$\text{Constantine} = -349.58 + 1.0125 * \text{Sétif} \quad 2.1$$

Avec les paramètres du modèle représenté par le tableau 2.5

Tableau 2.5 : Paramètre du modèle température journalière Constantine- Sétif

Source	Valeur	Erreur standard	t	Pr > t	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)
Constantine	-349,588	7,042	-49,640	< 0,0001	-363,398	-335,778
Sétif	1,013	0,000	3048,041	< 0,0001	1,012	1,013

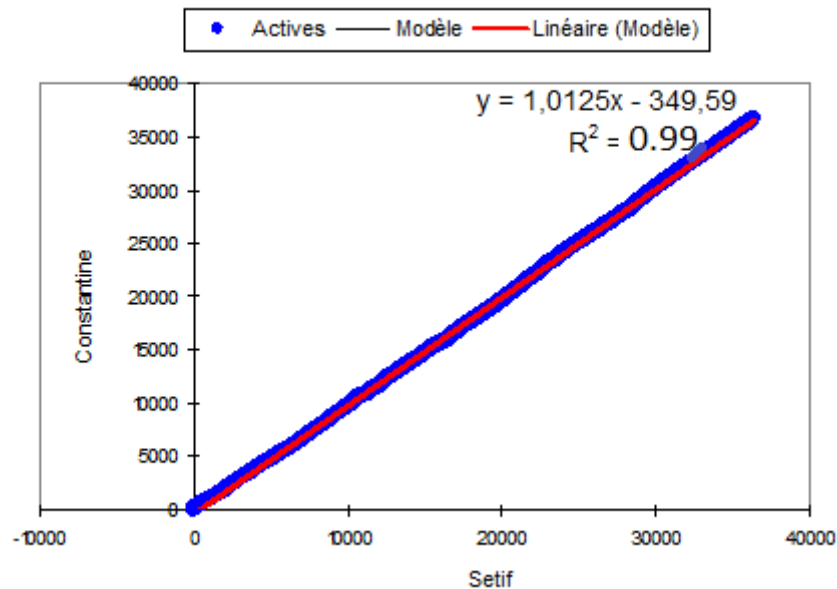


Figure 2.9 : Droite de Régression entre la température mesurée à la station de Constantine et celle de Sétif.

6. Délimitation et subdivision des bassins versants

3.1.1. Régime thermique.

3.1.1.1. Choix, localisation des stations et délimitation des bassins versants.

Les stations de prise des échantillons pour la période d'étude allant du mois de janvier 2001 au mois de mai 2001 (Bouguerne, 2001) et la campagne mensuelle de l'année 2007-2008 ont été choisies selon la confluence des affluents des Oueds, et le lieu des rejets urbains ou industriels. La température de l'eau de surface s'écoulant dans les versants est prise in-situ. Les stations choisies sont au nombre de quinze (15) ; dont neuf (9) au niveau du bassin versant de L'Oued Boussalem à Ain Zada et six (06) à Oued Rhumel (Figures 2.10, 2.11 et tableaux 2.3, 2.4) pendant le premier semestre 2001. Durant l'année 2007-2008, 4 stations ont été retenues (B2, B3, B5 et B9) à Oued Boussalem et seulement deux (R5 et R6) au niveau de L'Oued Rhumel à Athmania. Ces stations ont été choisies pour avoir une meilleure vision sur l'évolution spacio-temporelle du chimisme de l'eau de surface et sur l'origine de la pollution de ces eaux.

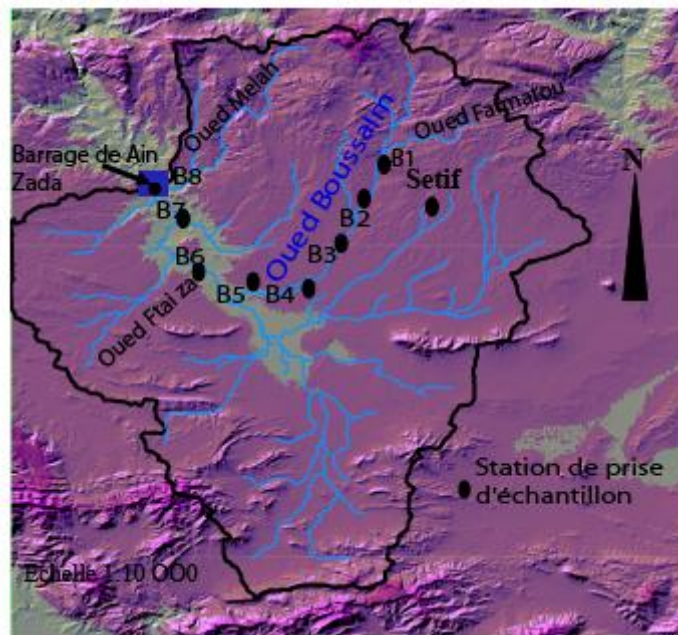


Figure 2.10. Localisation des stations de prise des échantillons et délimitation du bassin versant de L'Oued Boussalem à Ain Zada E 1 : 100 000 (ArcGis)

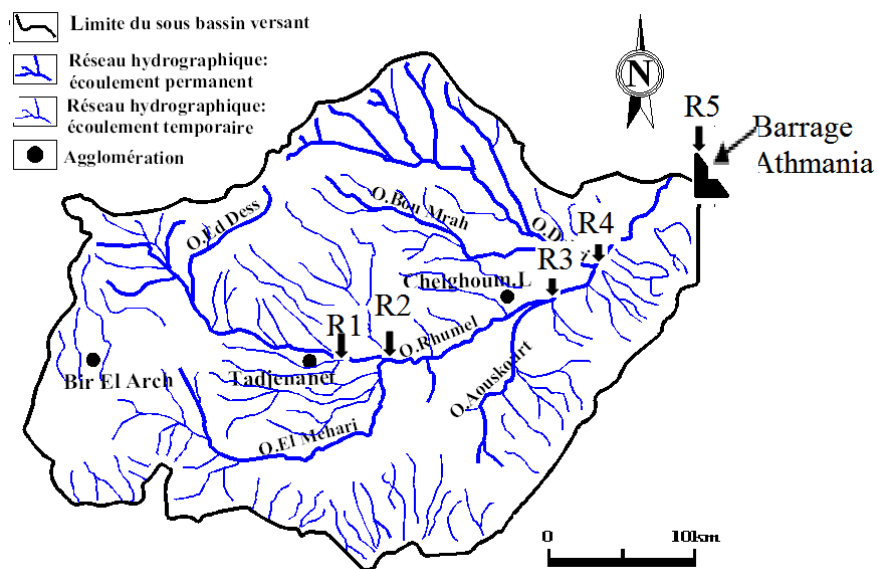


Figure 2.11 : Localisation des stations de prise des échantillons et délimitation du bassin versant de l'Oued Rhumel à Athmania (Mihoubi,...)

Les stations sont localisées sur la carte topographique (E : 1/20000) de Sétif et Constantine ayant comme caractéristiques altitude et lieu récapitulées dans les tableaux 2.6 et 2.7.

Tableau 2.6: Caractéristiques des stations de l'Oued Boussalem (Bouguerne, 2002)

N°	Symbole de la station	Altitude (m)	Lieu de station
1	B1	1042	Intersection route Bougâa- Bedjaia (pont Bougâa)
2	B2	986	Pont Onama (direction Setif → Bourj-Bouariridj)
3	B3	973	Confluence Oued Boussalem, Tbinet, Fermatou, et Khalfoun (Douar El Hachichia)
4	B4	973	Mezloug (Oued Boussalem).
5	B5	890	Oued Boussalem à Hammam Y2lès.
6	B6	878	Confluence Oued Boussalem, Flaiza et Guellal
7	B7	862	Oued Boussalem (route Bourdj-Bouariridj- Sétif).
8	B8	829	Cuvette du Barrage de Ain- Zada
9	B9	968	Station de pompage (direction Bourj-Bouariridj-Sétif)

Tableau 2.7 : Caractéristiques des stations d'Oued Rhumel (Bouguerne, 2002)

N°	Symbole de la station	Altitude (m)	Lieu de station
1	R1	859	Collecte des eaux pluviales et eaux usées à la sortie de Tadjnanet (confluence O. Tadjnanet et O. Rhumel).
2	R2	768	Eau prélevée sur O. Rhumel entre Tadjnanet et Chelghoum laid (rejet de la station de lavage)
3	R3	763	Eau prélevée à l'amont de Chelghoum laid (Sur l'Oued Rhumel)
4	R4	755	Eau prélevée à l'aval de Chelghoum laid (Collecte des eaux usées et eaux pluviales sur l'Oued Rhumel)
5	R5	700	Cuvette du Barrage de Hammam Grouz
6	R6	688	Station de traitement de Athmania.

Le positionnement et le choix du site des stations sont localités, selon notre observation sur site de la confluence des Oueds qui collectent les rejets urbains et industriels (Bouguerne, 2002). La topographie des sites, des stations sont déterminées sur les cartes (E : 1/200000) de Sétif et Constantine ; afin d'aboutir à une meilleure connaissance des échanges chimiques par le procédé d'analyse au laboratoire des paramètres physico- chimiques, les composés

organiques et les traces des métaux lourds dans les deux bassins versants ainsi que les caractéristiques des eaux de consommation dans les stations de traitement de Ain Zada et Athmania pendant le cycle de cinq mois du semestre 1, 2001 et la campagne mensuelle 2007-2008.

6.2. Subdivision des bassins versants

Dans toute étude hydrologique, la topographie et le réseau hydrographique sont des paramètres essentiels pour déterminer la superficie de chaque bassin au niveau de chaque station proposée pour l'analyse des eaux afin de déterminer les débits instantanés (journaliers) pendant la période de campagne d'analyse chimique. Chaque station localisée est considérée comme exutoire du sous bassin amont et la limite des sous bassins est dressée à partir des cartes topographiques de Sétif et Constantine (E:1/200000), en suivant la ligne des partages des eaux (Bouguerne, 2001).

6.2.1. Délimitation du sous bassin de l'Oued Boussalem

Le bassin de l'Oued Boussalem est divisé en huit (08) sous bassins et le second bassin est divisé en cinq (05) sous bassins de l'amont vers l'aval (Figure 2.12 et Figure 2.13).

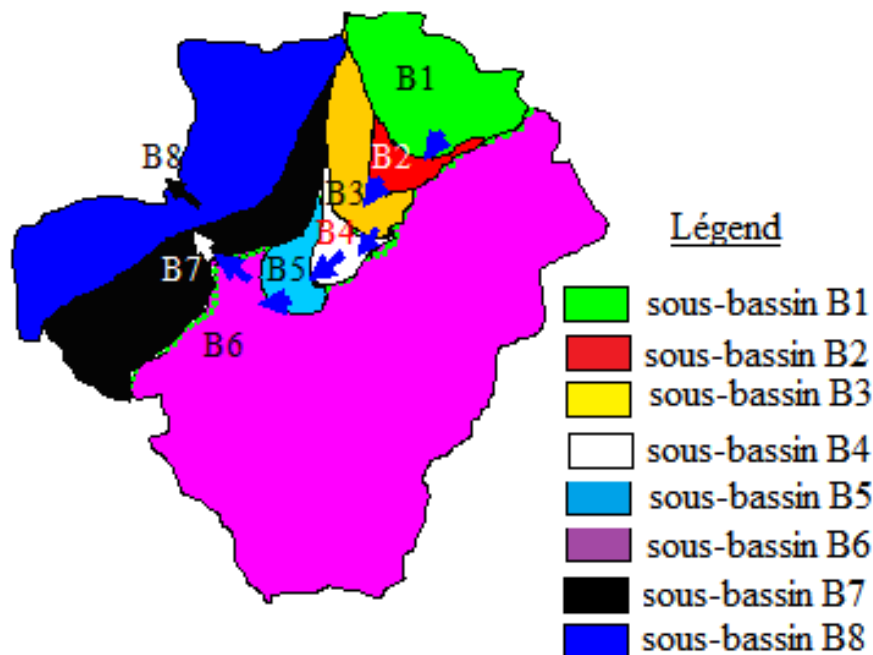


Figure 2.12 : Délimitation des sous bassins de L'Oued Boussalem à Ain Zada E 1 : 10 000 (8 sous bassins)

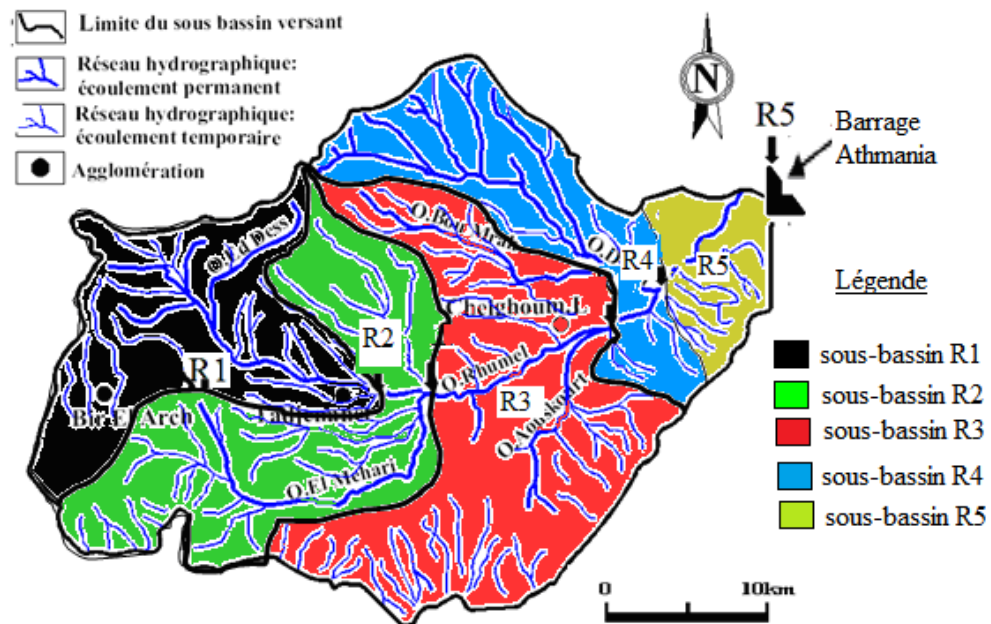


Figure 2.13. Délimitation des sous bassins de L'Oued Rhumel à Athmania (sous-bassins)

En allant de l'amont vers l'aval les superficies sont cumulées (voir tableau 2.8 et 2.9) à l'exception de la station B9 (station de pompage de Sétif) et la station R6 (station de traitement de Athmania).

Tableau 2.8 : Répartition des superficies aux stations sélectionnées sur Oued Boussalem(Bouguerne, 2001)

Symbole de la station	Symbole de la superficie	Valeur (Km ²)	Coordonnées		
			X (Km)	Y (Km)	Z (m)
B1	SB1	103,8	742	330.2	1042
B2	SB2	174,8	742.5	324.5	986
B3	SB3	258,6	739	317	973
B4	SB4	372,6	737.8	316	937
B5	SB5	883	727.2	309.9	890
B6	SB6	1376,2	725	310.5	878
B7	SB7	1436,2	723	308	862
B8	SB8	1800	725.5	321.5	829
B9	Station de pompage de Sétif	-	734	323.4	968

Tableau 2.9 : Répartition des superficies aux stations sélectionnées sur Oued Rhumel (Bouguerne, 2001)

Symbole de la station	Symbole de la superficie	Valeur (Km ²)	Coordonnées		
			X (Km)	Y (Km)	Z (m)
R1	SR1	126	796.3	318.8	859
R2	SR2	604	799.5	317	768
R3	SR3	737	785	305	763
R4	SR4	779,6	789	306	755
R5	SR5	1130	799	301	700
R6	Station de traitement (Athmania)	-	795	302	688

Conclusion

A travers ce chapitre nous ne sommes aperçus que la géologie, la géomorphologie ainsi que l'hydroclimatologie sont des facteurs prépondérants dans le travail de la simulation hydrologique et l'étude de la qualité des eaux de surface. De plus l'étude géologique peut donner des connaissances de la pollution naturelle. Aussi la géologie a une grande importance dans la connaissance des écoulements superficiels comme elle peut être un facteur de pollution naturel ou comme un phénomène d'auto-épuration. La topographie est un moyen nécessaire pour la subdivision et la délimitation des bassins versants. Les principaux cours d'eau de l'Oued Boussalam et les affluents amont de l'Oued Rhumel sont régularisés respectivement par les barrages de Ain Zada et Atmania. La densité de drainage est guidée par la lithologie, la structure et le climat ; ainsi la partie Nord de la région possède un réseau hydrographique plus dense que celui au Sud ceci est dû à la nature marneuse des affleurements et l'abondance des précipitations ; en présence de ces terrains en pente. L'hydroclimatologie contribue dans la décision de la sélection de telle ou telle station que doit prendre l'hydraulicien pour affecter les mailles ou les sous bassins. Cet aspect général naturel est utile pour la simulation par comparaison des modèles globaux et semi-distribués dans le domaine de la modélisation hydrologique de la transformation du quotidien des pluies en débit et la relation pluie-débit-pollution métallique.

Chapitre 3

Critères de calage, validation et description de quelques modèles globaux et semi-distribués

1. Introduction

La modélisation hydrologique a pour objectif de représenter mathématiquement les processus hydrologiques. L'approche multi-modèle est nécessaire pour appréhender les incertitudes liées à la modélisation hydrologique et l'adaptation à la région d'étude. Une approche consiste à analyser des simulations hydrologiques réalisées avec plusieurs modèles, utilisant des différentes stratégies, de modélisation par la communauté scientifique dans le but de dégager les incertitudes des modèles appliqués aux zones semi-arides. Les hydrologues et les concepteurs des modèles se diffèrent l'un de l'autre et la variété de ces modèles rend difficile celui qui adhère à la région considérée. Comme le nombre de modèles augmente vite le nombre de simulations hydrologiques à analyser devient compliqué. Il est certainement qu'il y'a un compromis pour travailler sur un nombre réduit de modèles pour représenter au mieux la dispersion possible mais gérable opérationnellement. Le premier critère est donc de ne considérer que des modèles validés avec de bonnes performances par rapport aux observations historiques, ainsi qu'à la maîtrise de l'utilisateur, ce qui est le cas pour le GR4J et le HBV Light. Mais cette validation n'est pas tout, car elle ne garantit pas le réalisme du modèle sous climat semi-aride. Celui-ci est difficile à vérifier puisque l'observation n'est pas une définition encore connue dans le futur. Une alternative est d'utiliser des jeux de données historiques susceptibles de représenter, au moins partiellement. Ainsi il y a des analogues enregistrés dans les bassins de l'Oued Boussalem et Rhumel à climat considéré comme semi aride. La canicule de 2001-2003 s'en distingue par la brièveté (de quelques mois) et peut certes être utilisée, mais avec des limites importantes. Une autre possibilité serait d'utiliser les conditions historiques d'autres bassins versants, plus arides, avec la limite cette fois que cette approche implique une caractérisation différente des paramètres des modèles

L'évaluation menée sur des périodes allant de 10 à 37 ans à proximité des stations de Farmatou, Sétif, Ain Zada et Athmania ont montré une surestimation de l'évapotranspiration pendant l'été 2001. En conséquence de ces éléments convergents, nous avons donc exclu le modèle GR4J dans certains sous bassins, puisqu'il n'est utilisé que pour les bassins jaugés.

2. La modélisation hydrologique par approche globale et semi-distribuée

2.1. Principes de base de la modélisation pluie-débit

Un modèle n'est qu'une représentation imparfaite d'une réalité perçue par le modélisateur. C'est un compromis entre généralité, réalisme et précision (Bessiere, 2008). Les modèles pluie-débit sont des outils couramment utilisés aujourd'hui pour des études hydrologiques dans l'ingénierie et dans la recherche. Bessiere, (2008) indique que les modèles hydrologiques sont utilisés pour différents objectifs :

- étendre ou combler les séries chronologiques de débits,
- reconstituer des chroniques de débits à partir de chroniques des pluies,
- évaluer la réponse d'un bassin versant à la variabilité climatique ou à la variabilité de la végétation,
- simuler l'impact d'aménagements anthropiques sur l'hydrologie du bassin versant (par exemple la construction d'un barrage), gérer la qualité des eaux,
- gérer des ressources en eau en période d'étiage,
- faire de la prévision de crue,

Les modèles globaux et semi-distribués, considèrent le bassin comme une unité à part entière par rapport aux pluies, aux évapotranspirations et aux débits simulés à l'exutoire

Les **variables d'entrée** du modèle sont ici des séries historiques de mesures des précipitations (P), les températures (T), les débits observés (Q_{Obs}) et l'évapotranspiration potentielle (ETP). Les **variables de sortie** sont les débits simulés (Q_{Sim}). Le pas de temps des données à utiliser en entrée dépend de la structure du modèle, et les débits simulés. Les modèles globaux sont appliqués aux bassins jaugés sans aucune division en sous-bassins (Figure 3.1.a), alors que les modèles semi-distribués subdivisent le même bassin en mailles (a, b, c, d, e), comme le montre la Figure 3.1.b avec des stations de jaugeages inférieures ou égales au nombre de maille.

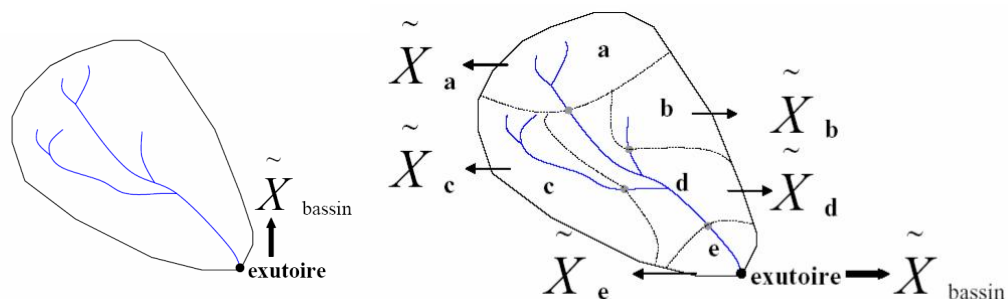


Figure : 3.1. a) Schéma d'un modèle global b) Schéma d'un modèle semi-distribué

Dans le procédé **semi-distribution** les variables d'entrée ne sont plus les pluies et les débits du bassin, mais celles de sous-bassins (a, b, c, d, e) qui permettent de simuler indépendamment les débits aux différents exutoires, selon le schéma de la Figure 3.2. La

somme de ces débits est propagée jusqu'à l'exutoire du bassin entier par différentes méthodes d'agrégation. Le jeu de paramètres X bassin est optimisé pour caler la série simulée sur la série de débits mesurés (Abadie, 2006). Ce procédé s'oriente vers la mise en œuvre d'un modèle semi-distribué, dont les variables de sortie sont les débits simulés à l'exutoire du bassin versant (Q).

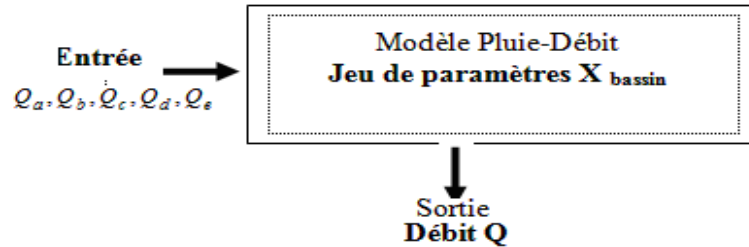


Figure 3.2 Principe de fonctionnement des modèles semi-distribués pluie-débit.

Avec l'optimisation des paramètres X propre à chaque sous-bassin, le débit total Q à l'exutoire est le cumule des débits Q_a, Q_b, Q_c, Q_d, Q_e des mailles **a**, **b**, **c**, **d** et **e**.

2.2 Etape de calage

Les modèles comprennent des éléments, appelés paramètres qui sont des caractéristiques du site de prévision : que ces paramètres aient une signification physique plus ou moins précise, ils permettent d'ajuster le modèle aux différentes configurations d'écoulement. Certains paramètres peuvent être déterminés par ou reliés à des observations, plus ou moins directes. D'autres ne peuvent pas l'être, car ils représentent des grandeurs non mesurables ponctuellement ou tout simplement car leur signification physique n'est pas assez précise ou n'existe pas. Il faut alors caler les paramètres du modèle en le confrontant à des données antérieures. Le calage est une phase « **d'apprentissage** » par le modèle dans le but de l'ajuster aux spécificités du site de prévision, c'est-à-dire de déterminer les valeurs de ses paramètres qui lui permettent d'obtenir les meilleures performances au sens d'un critère donné. Certains paramètres sont souvent impossibles à mesurer ou à évaluer. Cette identification incomplète oblige à estimer les paramètres manquant par **calage** : il s'agit de rechercher quelles valeurs permettent de simuler au mieux, au vu d'un critère choisi, une série de données de référence sans modifier les paramètres déjà bien calés (Cosandey et Robinson, 2000). Pour les modèles pluie-débit, les paramètres sont ajustés de manière à ce que la simulation des débits corresponde le plus étroitement possible avec la série de débits mesurés sur la période de calage. L'étape de **calage**, encore appelée **calibration**, joue plusieurs rôles (Cosandey et Robinson.M, 2000) :

- Un premier, explicite, l'estimation de paramètres non connus.

- Un second, implicite, de compensation sur ces paramètres de toutes les erreurs liées au modèle ou aux données.

Le processus du **calage manuel** peut être une tâche très pénible et très longue, dépendant du nombre de paramètre libre du modèle et de leur degré d'interaction (Madsen et al., 2002).

C'est pourquoi on leur préfère des **procédures automatiques de calage** plus objectives, telle que la méthode de Monte Carlo appliquée dans le cas du modèle HBV Light (Seibert, 1999a).

L'interprétation du choix de la **période de référence** est cruciale selon Abadie, (2006) pour la qualité du calage : plus la période est contrastée, plus la gamme de fonctionnement est représentative, et plus sont nombreuses les combinaisons de processus et facteurs qu'elle permet d'activer dans le modèle (Cosandey et Robinson, 2000). La procédure de calage utilisée est manuelle dans notre cas des bassins de Boussalem et Rhumel est la même pour toutes les approches, détaillées dans le Chapitre 4.

Le calage d'un modèle est l'opération qui consiste à trouver, à partir d'un échantillon d'événements de référence, les valeurs d'un ou de plusieurs jeux de paramètres du modèle qui minimisent l'erreur de modélisation. Concrètement, les simulations du modèle sont comparées aux observations afin d'évaluer la capacité du modèle à représenter la réalité (Bessiere, 2008).

La première phase de toute étude hydrologique est de mener à bien la phase de calage. Celle-ci a pour but de définir le modèle à construire et de le faire coïncider au maximum avec un événement réel pris comme référence. Les paramètres du modèle seront ainsi dit adaptés au modèle et au phénomène réel. Cette phase doit être effectuée avec la plus grande attention car elle constitue la base du travail (Berterreche, 2000).

2.3. Méthodes d'optimisation des paramètres du modèle

Lorsque l'on souhaite implanter un modèle hydrologique à grande échelle, il devient primordial de s'attarder sur la façon dont le calage sera effectué (Filion, 2011). Nous référons par ailleurs le lecteur à la synthèse exhaustive des méthodes d'optimisation proposée par Turcotte (2010), dont nous présentons ici les principaux éléments. Les techniques de calage sont généralement divisées en deux grandes catégories : le calage manuel et le calage automatique (Duan, 2003). Le calage manuel est en quelque sorte une méthode par essais d'erreurs. Le modélisateur utilise ses connaissances du modèle, des critères de performances mathématiques et des outils visuels tels que la comparaison d'hydrogrammes pour effectuer le calage (Duan, 2003). Cependant, le temps nécessaire à l'obtention d'un calage satisfaisant par cette technique et le fait que le modélisateur doit bien connaître la physique du modèle et sa

structure interne font en sorte que la recherche s'est surtout orientée vers les méthodes de calage automatique (Boyle et al., 2000a).

2.3.1. Bassins non jaugés

La modélisation d'un bassin versant par un modèle conceptuel utilisant des paramètres n'ayant pas été calés sur un bassin contrevient en quelque sorte à la définition même d'un modèle conceptuel (Filion, 2011). Néanmoins, cela permet d'obtenir un minimum d'information (Bergström, 2006). Il faut cependant garder à l'esprit que les techniques de régionalisation sont souvent utilisées pour reconstituer les débits a posteriori tandis que dans le présent contexte, le principal objectif reste une prévision opérationnelle en temps réel (Filion, 2011).

Selon Bergström, (2006), il existe trois façons de déterminer les paramètres d'un modèle :

La première consiste à utiliser les paramètres obtenus sur un autre bassin versant ;

La deuxième vise à établir des relations entre les paramètres et les caractéristiques du bassin ;

Et la troisième méthode se base sur un modèle purement physique ne nécessitant pas de calage. Merz et al. (2006) affirment que la régionalisation peut être fonction de la position géographique ou des caractéristiques du bassin versant. Arheimer, (2005), conclut et affirme aussi que l'utilisation des caractéristiques physiographiques en vue d'évaluer les paramètres d'un modèle (**cas le modèle HBV**) n'est pas concluante.

D'autres auteurs supposent quant à eux que les paramètres du modèle sont en fait dépendants des caractéristiques physiques du bassin (Young, 2006). De plus, comme les modèles globaux considèrent en quelque sorte la moyenne de ces caractéristiques sur un vaste territoire (Beldring et al., 2003), on peut supposer que cette moyenne ne varie pas nécessairement de façon brusque dans l'espace. Merz et Blöschl, (2004) ; Young, (2006) évoquent les problèmes pouvant survenir lorsque l'on tente de simuler en utilisant directement un jeu de paramètres calé non pas sur le bassin à l'étude mais sur un bassin voisin. Ces études concluent toutes que les performances sont meilleures lorsque l'on se base sur les paramètres issus du grugeage, à moins d'être en mesure d'utiliser des paramètres résultant d'une moyenne entre ceux du bassin immédiatement à l'amont et ceux du bassin à l'aval (Filion, 2011).

3. Fonction objective, critères de validation

3.1. Choix de la fonction objective

La première étape consiste à définir une fonction objective. Lors du calage local, le choix de la fonction objectif s'est arrêté sur le critère de Nash-Sutcliffe (Nash et Sutcliffe, 1970) (éq. 3.2)

Il est toutefois important de mentionner que ce critère possède aussi certains défauts. De ce fait, plusieurs alternatives sont proposées. Mentionnons simplement Gupta et al., (2009) et Westerberg et al., (2010) pour ne citer que deux exemples.

3.1.1. Critères, principe de calage et validation

Le critère de qualité le plus utilisé est celui de **Nash-Sutcliffe** (Nash et Sutcliffe, 1970). Au cours de la période de validation, Q_{obs} est calculé à partir du jeu de données de validation et non à partir de celui de calage (Abadie, 2006). Plusieurs critères élaborés et utilisés par un grand nombre de chercheurs qui mesurent le degré d'adéquation entre la variable simulée par le modèle (ici le débit) et la variable mesurée. Les critères en moindres carrés se basent sur une fonction suggérée par la régression linéaire (Nash et Sutcliffe, 1970), somme des erreurs quadratiques du modèle, définie par l'éq. 3.1

$$R^2 = \sum_{i=1}^N (Q_{Obsi} - Q_{Cali})^2 \quad 3.1$$

Où $Q_{obs,i}$ et $Q_{calc,i}$ sont respectivement les débits observé et simulé au pas de temps i , et n le nombre total de pas de temps de la période d'étude. R^2 est analogue à la variance résiduelle d'une régression linéaire. Il est cependant difficile en utilisant R^2 , de pouvoir comparer les performances du modèle d'une période à l'autre ou d'un bassin à l'autre, la valeur de cette fonction étant généralement d'autant plus élevée que le niveau des débits est fort (les erreurs absolues étant en moyenne plus élevées (Abadie, 2006).

En hydrologie et pour l'utilisation de modèle nécessitant des paramètres calés sur une situation, avec une méthodologie selon les données pendant la période de calage-validation. Dans notre cas cela va consister à utiliser la totalité de la chronique de pluie-débit disponible. La première moitié de cette chronique sera utilisée pour caler le modèle, c'est avec ces données que les fonctions calculant l'adéquation entre les données observées et les simulations. La seconde partie de la chronique servira de comparaison à la simulation, permettant ainsi de voir si les paramètres obtenus lors de la phase de calage sont pertinents. La qualité du calage sur la période de référence est généralement évaluée en prenant comme **critère** la valeur d'une **fonction objective**. Pour un jeu de paramètres fixés, elle fournit une mesure globale de l'écart entre les séries des valeurs mesurées et simulées. Le calage revient à rechercher les valeurs des paramètres correspondant au minimum (ou maximum selon la formulation) de la fonction objective.

L'application des routines de calage automatique est basée sur une mesure objective de comparaison, encore appelée critère d'ajustement (Perrin et al., 2001). Le critère le plus communément utilisé est celui de **Nash-Sutcliffe** (Nash et Sutcliffe, 1970), calculé avec la formule suivante :

$$NS = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_i^{Obs} - Q_i^{Sim})^2}{\sum_{i=1}^N (Q_i^N - \overline{Q^{Obs}})^2} \right] \quad 3.2$$

Q_i^{Obs} Débit journalier observé au jour i

Q_i^{Sim} Débit journalier simulé au jour i

$\overline{Q_i^{Obs}}$ Débit moyen observé au cours de la période de simulation

N Nombre de pas de temps de simulation

NS varie entre $(-\infty$ et $1)$. Si NS est égal à 1, la simulation correspond parfaitement aux données mesurées. Ce critère accorde plus d'importance aux erreurs sur les forts débits au moment du calage sur Q . En pratique, il convient de garder cette propriété à l'esprit lors de l'interprétation des performances des modèles, ou encore de transformer les variables sur lesquelles on calcule le critère. Par exemple, on accordera la même importance à toutes les classes de débits en calculant le critère sur les logarithmes des débits faibles.

La validation dépend des valeurs des débits calculés et débits observés (Tableau 3.1)

Tableau 3.1: Variables des critères d'ajustement

Variables	Informations
Q	Forts débits
\sqrt{Q}	Débits moyens
$\text{Log}(Q)$	Faibles débits

Il existe un grand nombre de critères d'évaluation pour juger des performances d'un modèle. Selon Green et Stephenson, (1986) ou Weglarczyk, (1998), il n'y a pas de critère idéal ou unique qui permette cette évaluation. Le choix d'un critère particulier parmi la grande diversité des formulations existantes résulte en général du choix subjectif des utilisateurs du modèle. Les deux principaux types de critères sont les critères qualitatifs et les critères quantitatifs (Bessiere, 2008). Les critères qualitatifs sont principalement basés sur l'interprétation visuelle des hydrogrammes. Ce type d'évaluation est fréquemment utilisé pour comparer les performances du modèle (Seibert, 2000 ; Perrin et al., 2000) ; en particulier pour

comparer deux simulations l'une par rapport à l'autre. Cependant, la comparaison graphique est très subjective et elle n'est pas pratique lorsqu'il s'agit de comparer un grand nombre de simulations d'un même modèle ou de modèles différents. Les critères quantitatifs sont généralement adimensionnels pour permettre de comparer différents modèles ou simulations sur plusieurs bassins versants ayant des caractéristiques différentes (Bessiere, 2008)

Les critères utilisés dans toute modélisation sont les suivants :

Le coefficient de Nash de base sur l'utilisation des débits et la formule les portes au carré. Un calage à partir de cet indice va donc avoir tendance à donner un débit en moyenne plus important que le débit observé. Des modifications (Krause et al., 2005) sont possibles dans le but de modifier ou réduire ces biais. L'utilisation des logarithmes des débits permet de réduire l'influence des débits de crue et ainsi d'augmenter de façon relative l'importance des périodes d'étiages. Le critère de Nash NSE sur le logarithme (éq. 3.3) et la racine carrée des débits présenté par l'éq. 3.4.

Le critère **Nash-LogQ** est équivalent au critère de Nash-Sutcliffe, mais il utilise des valeurs logarithmiques transformées à la place des débits. Ce critère estime la qualité des simulations sur les périodes de faibles débits. La formule est la suivante (Moussu, 2011) :

$$NSE \log Q = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^N (\log(Q_i^{Obs}) - \log(Q_i^{Sim}))^2}{\sum_{i=1}^N (\log(Q_i^{Obs}) - \log(\bar{Q}^{Obs}))^2} \right] \quad 3.3$$

Q_i^{Obs} Débit journalier observé au jour i

\bar{Q}^{Obs} Débit moyen observé au cours de la période de simulation

Q_i^{Sim} Débit journalier simulé au jour i

N Nombre de pas de temps de simulation

Le critère "**Root Mean Square Error**" (**RMSE**) fournit une information similaire à celle du critère de Nash-Sutcliffe pour les débits moyens, mais exprimé en m³/s. La formule est la suivante :

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Q_i^{Obs} - Q_i^{Sim})^2} \quad 3.4$$

L'erreur moyenne fournit une information sur la balance de l'eau du modèle, bilan entre les apports et les pertes souterraines du système. La formule est la suivante :

$$EM = \frac{1}{N} \sum_{i=\&}^N (Q_i^{Obs} - Q_i^{Sim}) \quad 3.5$$

Rappelons que les coefficients de Nash sont compris entre $(-\infty$ et $1)$. La valeur 1 est une corrélation parfaite, une valeur au dessus de 0 montre une relation entre la simulation et la réalité, et une valeur inférieure à 0 montre qu'il n'y a aucun lien entre les deux.

3.1.2. Etape de validation

3.1.2.1. Critères hydrométriques

La première catégorie de facteurs pouvant limiter le choix des bassins est constituée des critères de nature hydrométrique. Le débit à l'exutoire doit notamment avoir été mesuré de façon presque continue sur de longues durées. Un facteur limitatif du point de vue hydrométrique peut être lié à l'emplacement géographique du bassin (Filion, 2011).

3.1.2.2. Critères météorologiques

Les données utilisables de façon opérationnelle doivent provenir de stations transmettant les mesures en temps réel à un pas de temps inférieur ou égal à 3h (Filion, 2011).

La validation d'un modèle consiste à en évaluer les performances sur un jeu de données non utilisés dans la phase de calage. Une première approche consiste à choisir aléatoirement une partie des données pour le calage du modèle et une seconde partie pour la validation. Le jeu de paramètres obtenu après calage est réutilisé pour la validation.

La procédure de validation représente la réalité des résultats, en vérifiant si le modèle calé simule correctement des séries de données de référence, non utilisées lors du calage. **La performance du modèle est jugée sur une période différente de celle ayant servi à ajuster ses paramètres.** Comme le recommandent Klemeš, (1986b) et Abadie, (2006), cette validation (ou contrôle) devrait comporter les étapes itératives suivantes :

- calage sur une période et sur un bassin de référence, si possible pour plusieurs variables d'intérêt.
- validation sur d'autres périodes pour le même bassin, sans modifier le jeu de paramètres estimés ou calés.

La qualité du modèle se mesure autant à la valeur du critère d'ajustement qu'à la différence de résultats entre la valeur prise par la fonction objective sur la période de calage et celle prise sur une période de contrôle différent. D'une manière générale, l'objectif des modélisateurs est de chercher à améliorer les valeurs des critères d'ajustement, traduisant les performances de leurs simulations.

4. Description de quelques modèles globaux et semi-distribués

4.1. Classification des modèles pluie- débit

Le nombre de modèles hydrologiques évolue en grand nombre dans le temps et les classifications se heurtent à la difficulté du choix, car ils peuvent être en fonction de plusieurs caractéristiques, comme celles données au Tableau 3.2.

Tableau 3.2 : Exemple de caractéristiques des modèles pluie-débit (adapté de Andréassian, 2002)

Caractéristique	Type de modèle
Pas d'espace	Modèle global
	Modèle semi-distribué
	Modèle distribué
Pas de temps de fonctionnement	Pas de temps horaire
	Pas de temps journalier
	Pas de temps mensuel
	Pas de temps annuel
	Pas de temps pluriannuel
Fondement théorique et approche de développement	Modèle conceptuel
	Modèle empirique (à réservoir)
	Modèle théorique fondé sur la physique

Cette catégorie de modèles distinctifs est probablement la plus fondamentale, même si les limites entre modèles empiriques, conceptuels ou théoriques demeurent très floues. Dans ce qui suit, nous présenterons les caractéristiques essentielles des modèles globaux et semi-distribués.

4.2. Choix des modèles pour la région d'études par évaluation comparative à multi-modèle

L'objectif de cette évaluation est de qualifier la capacité des modèles hydrologiques à représenter la relation pluie-débit en conditions actuelles, et donc le niveau de confiance que l'on peut leur accorder à leur "compréhension" du fonctionnement hydrologique des bassins étudiés. Un fonctionnement satisfaisant en conditions actuelles est souhaitable, car il est peu probable qu'un modèle en échec en conditions actuelles donne des résultats fiables en conditions futures. Une évaluation des performances sur des données observées est donc une étape indispensable et préalable à l'utilisation des projections, et permet une première quantification des incertitudes associées aux simulations hydrologiques. Cependant, un fonctionnement satisfaisant en climat présent n'est clairement pas une condition suffisante pour s'assurer d'un bon fonctionnement en conditions futures : un très bon modèle en

conditions actuelles peut se révéler incapable de donner des résultats fiables dans des conditions futures très différentes des conditions actuelles. Il faut donc en plus s'assurer que le modèle a une bonne sensibilité à des variations de conditions climatiques et qu'il est capable de s'adapter à des conditions très différentes (fonctionnement en extrapolation par rapport aux conditions actuelles).

Notre travail de recherche s'inscrit dans le domaine de la simulation par les modèles globaux et semi distribués. Par conséquent, nous nous sommes focalisés sur ce type de modélisation, sachant que ces modèles sont simples, peu nécessitent en données et relativement efficaces pour prévoir les débits, mais présentent également des contraintes et limites.

Le pas de temps d'étude a été imposé par le caractère de données journalières des observations dans la plupart des bases de données. Nous avons donc choisi d'utiliser, dans la mesure où il offre la plus grande richesse d'informations sur le comportement du bassin versant. Dans notre cas, il faut rappeler que les estimations d'ETP sont extrêmement inexistantes dans notre région d'études. Ainsi, il est difficile, de réaliser une représentation distribuée de l'ETP calculé par le modèle HBV Light.

4.3. Incertitudes liées aux modèles pluie- débit conceptuels, globaux et semi-distribué

4.3.1. Incertitudes

A partir des observations de pluie et débits journaliers comme entrée, les paramètres du modèle sont ajustés afin d'obtenir une simulation de débit la plus proche possible de la chronique des débits observés.

Beaucoup d'incertitudes existant en modélisation pluie- débit, cela dépend de la structure du modèle utilisé, qui n'est qu'une représentation grossière de la réalité. Rappelons ici, que la pluie qui tombe effectivement sur le bassin versant n'étant pas celle qui est estimée à partir de quelques pluviomètres. Les incertitudes liées aux entrées du modèle peuvent conduire à des incertitudes sur les débits simulés mais aussi sur le jeu de paramètres du modèle.

Plusieurs sources d'incertitude règnent dans la modélisation hydrologique tel que :

- Incertitude sur les données, les observations de débit et de pluie ;
- Incertitude sur la spécification du modèle ;
- Incertitude sur l'ETP ;
- Incertitude sur les données météorologiques

Les problèmes liés aux incertitudes seront discutés plus en détail dans cette thèse, en particulier l'impact d'erreurs dans les chroniques des données d'entrée sur la performance et l'estimation des paramètres d'un modèle pluie-débit (Chapitre 5).

4.3.2. Choix de l'échantillon utilisé des bassins versants

Pour confirmer l'efficacité d'un modèle d'une région considérée, il est préférable de travailler sur un grand nombre de bassins versants, pour s'assurer de la réponse du bassin. Par exemple Perrin, (2000), compare 38 modèles pluie-débit sur 429 bassins versants, a montré que parmi les structures de modèles testées, il existe au moins un bassin parmi les 429 pour lequel une structure donnée est la plus performante. Ceci tend à indiquer que, s'il avait choisi un petit nombre de bassins, les conclusions de la comparaison auraient été beaucoup plus dépendantes de ce choix (Abadie, 2006). La bonne performance d'un modèle, se résume dans la disponibilité d'un large échantillon de données fiables sans lacunes.

Pour obtenir des résultats satisfaisants, une application à multi-modèle est appréciable, vu le nombre disponible de modèles globaux et semi-distribués, qu'on ne peut appliquer en même temps. Cette hypothèse est très pertinente car elle peut conduire à une multiplication des résultats larges et difficile à interpréter. De plus, le processus d'évapotranspiration au sein de ces modèles est traité différemment, et la comparaison des résultats obtenus sur 13 sous bassins de la zone d'étude peut donner des idées d'amélioration sur cette partie des modèles. Le choix de la méthode de comparaison entre le modèle GR4J et HBV Light est une approche que nous avons choisie afin de présenter des résultats complets et de tirer des conclusions d'ordre général. Cette approche présente aussi des limites pour les 13 sous bassins de notre région d'études. Cependant, ces représentations peuvent masquer certains résultats obtenus pour certains types des sous bassins non jaugés. A cet effet, nous nous sommes parfois focalisés sur deux modèles en particulier, pour limiter le volume des résultats présentés. Notre choix a été basé sur deux codes de calcul (voir chapitre 4) : le modèle GR4J (Perrin, 2000 et Perrin et al., 2003) et des versions modifiées du modèle HBV (Bergström et Forman, 1973 ; Bergström, 1995) et Seibert, (1997, 1999a et 2007). Les versions de ces modèles ne donnent probablement pas les mêmes performances pour la région d'étude de Oued Boussalem et Rhumel.

Ces modèles sont peu exigeants en données puisqu'ils n'utilisent que des données communes comme les débits observés, des pluies mais de manière différente en températures et ETP en

entrée. Ils présentent l'avantage d'avoir des formulations de leur fonction de production relativement différentes, tout en restant simples dans leur paramétrage, c'est le cas du GR4J.

4.4. Méthode de synthèse des résultats et interprétations

Comme le souligne Klemeš, (1982), un modèle peut fonctionner correctement pour de fausses raisons. L'évaluation des débits contient beaucoup plus d'information que la simple comparaison des débits simulés et observés. La seule solution intégrant la totalité de la superficie du bassin est le débit à l'exutoire du bassin. Même si l'affirmation de Klemeš, (1982) est irréfutable, compte tenu de la très grande complexité qui caractérise les processus de la transformation pluie-débit à l'échelle du bassin versant, la représentation simplifiée des modèles pluie-débit peut apporter des indications sur le fonctionnement du système.

5. Description et choix des modèles globaux et semi-distribués pour la région d'étude

Il est difficile de choisir un modèle pour une région à climat semi-aride, vu le grand nombre de modèles globaux et semi-distribués proposés, peu d'études ayant travaillées sur ce climat. Dans nos recherches, le but est de rendre les modèles les plus efficaces possible, c'est-à-dire d'améliorer le plus possible les simulations de débit. Notre approche nous semble justifiée par cette démarche. La simulation du quotidien des débits, et comme toute démarche de simulation, elle a des contraintes et des limites qu'il faut accepter.

A cet égard, nous avons voulu recensé un nombre de modèles globaux, et semi- distribués de voir nos capacités d'utilisation celui ou ceux peuvent adhérer à notre région d'études selon les données météorologiques et hydrométriques disponibles présentés (Chapitre 2). Dans le but de réaliser un travail de simulation multi-modèle, on a recensé quelques modèles globaux et semi-distribués récapitulés dans le tableau 3.3.

Tableau 3.3 : Quelques modèles hydrologiques globaux et semi distribués (Ducharne et al., 2009)

Modèle	Spatialisation	Bilans d'eau	Partenaire	Références
EROS	Semi-distribué	Conceptuels $\Delta t = 1 \text{ j}$	BRGM	Thiéry et Moutzopoulos, 1995 Thiéry, 2004
GARDENIA	Global	Conceptuels $\Delta t = 1 \text{ j}$	BRGM	Thiéry, 2003
GR4J	Global	Conceptuels $\Delta t = 1 \text{ j}$	Sisyphe	Perrin et al., 2003
HBV Light	Semi-distribué	Conceptuels $\Delta t = 1 \text{ j}$		Seibert, 2005

Les modèles GR4J et GARDENIA sont des modèles globaux, qui décrivent la relation entre le débit en une station et les conditions météorologiques sur l'ensemble du bassin amont de cette station. Ils ne sont donc pas distribués, et simulent le débit en plusieurs stations. Ils y'a autant de modèles, caractérisés par des jeux de paramètres différents (Ducharne et al, 2009). En général, ces modèles globaux sont conceptuels, c'est-à-dire que leurs paramètres ne correspondent pas à des paramètres physiques mesurables et doivent donc être calés, même si leurs équations peuvent être inspirées par des lois physiques.

Les autres modèles décrivent au contraire les hétérogénéités au sein des bassins versants modélisés en subdivisant l'espace en différentes unités de calcul, dont les paramètres sont fixés une fois pour toute, soit à partir d'informations physiques (topographie, pédologie, géologie, occupation des sols, etc.) soit par calage manuel ou automatique. Selon la résolution des unités de calculs, on distingue (Perrin, 2003):

- les modèles semi-distribués, dont la résolution est moins fine, et qui reposent souvent sur une discrétisation de l'espace en sous-bassins (modèles EROS et HBV Light).

Même si le modèle EROS est une application semi-distribuée des équations du modèle conceptuel global GARDENIA. Dans la pratique, la limite est plus floue entre approches conceptuelles et à bases physiques, car la plupart des modèles à bases physiques incluent des représentations conceptuelles pour certains processus comme le HBV (Abadie, 2006). Finalement, une différence essentielle entre modèles conceptuels et modèles « à bases physique » est probablement la qualité de l'optimisation réalisée entre débits simulés et observés. En effet, les modèles conceptuels optimisent l'ensemble de leurs paramètres, alors que les modèles à bases physiques n'en calent qu'une partie, et de manière plus difficile à optimiser partout pour les modèles finement distribués que pour les modèles semi-distribués (Ducharne, 2009). Pour approuver le choix multi-modèle, nous avons voulu décrire

brièvement certains modèles de transformations de la pluie en débit des écoulements superficiels par une description générale des modèles conceptuels suivants

5.1. Le modèle EROS

Le modèle EROS (pour Ensemble de Rivières Organisées en sous-bassins ; Thiéry et Moutzopoulos, 1995) est un modèle hydrologique semi-distribué qui simule le cycle de l'eau, depuis les précipitations sur un bassin versant jusqu'au débit à l'exutoire. Ce modèle est spatialisé comme une « grappe » de modèles globaux, la contribution de chaque sous-bassin élémentaire étant simulée par un modèle global GARDENIA (Thiéry, 2003 et 2004). La spatialisation se rapporte à la fois aux données hydroclimatiques et aux paramètres des sous bassins. Le débit d'un sous bassin résulte du bilan hydroclimatique, Pluie, Évapotranspiration sur le bassin auquel se rajoutent les débits provenant des sous bassins amont. Il peut y avoir des influences anthropiques : prélèvements, importations dans le cours d'eau ou dans le bassin. On considère qu'en dehors des éventuelles importations ou exportations vers l'extérieur, la totalité des débits amont est transférée vers l'aval.

L'intérêt d'un modèle spatialisé est multiple : d'une part il est possible de représenter des bassins très hétérogènes, par exemple de très grands bassins dans des contextes géomorphologiques variés ou soumis à des précipitations très hétérogènes à cause de l'altitude ou de la distance à la mer. D'autre part cette approche de modélisation permet de calculer l'influence d'aménagements du bassin, par exemple un changement important d'occupation des sols ou la création de barrages réservoirs.

L'intérêt est également une plus grande robustesse due aux contraintes résultant des relations amont aval. Les paramètres du modèle sont en effet calibrés pour permettre la simulation optimale de tous les bassins simultanément (Ducharne et al., 2009).

Le modèle EROS peut fonctionner à des pas de temps journalier, mais également à des pas de temps fins, par exemple horaire ou même de quelques minutes, quand il est nécessaire de simuler des crues résultant de précipitations violentes.

5.2. Le modèle GARDENIA

Le modèle GARDÉNIA (pour Modèle Global à Réservoirs pour la simulation de Débits et de Niveaux Aquifères ; Thiéry, 2003) est un modèle hydrométéorologique global qui simule le cycle de l'eau, depuis les précipitations sur un bassin versant jusqu'au débit à l'exutoire ou au niveau aquifère en un point. Ce modèle est global, car il considère des "entrées" moyennes (une "lame d'eau" sur le bassin et une évapotranspiration potentielle) et un point de calcul

unique qui est le débit à l'exutoire et/ou le niveau piézométrique en un point de la nappe sous-jacente. Le cycle de l'eau est représenté par une succession de réservoirs (Figure 3.3).

Un premier réservoir, représentant la zone racinaire, permet de calculer, en fonction de son état de saturation, l'évapotranspiration réelle à partir de la pluie et de l'évapotranspiration potentielle et donc l'éventuel excédent de pluie. Un deuxième réservoir non linéaire, représentant la zone non saturée, permet de décomposer l'excédent de pluie en deux composantes : une composante rapide identifiée au ruissellement, et une composante lente identifiée à l'infiltration. Il est responsable du routing de l'infiltration en recharge de l'aquifère sous jacent. Un troisième réservoir linéaire à vidange exponentielle représente le tarissement de la composante souterraine du débit d'un cours d'eau et son niveau représente le niveau piézométrique en un point représentatif de la nappe. L'hypothèse est que, au moins localement, les variations de niveaux piézométriques sont homothétiques. Le modèle GARDÉNIA intègre également un module de fonte de la neige faisant les apports d'énergie au contact de l'atmosphère ainsi que les calories apportées dans l'eau de pluie et par le contact avec le sol. Des effets anthropiques comme des prélèvements ou des injections peuvent enfin être pris en compte explicitement, de manière analogique par le modèle.

Le modèle GARDÉNIA peut fonctionner à des pas de temps journalier, mais également à des pas de temps fins, par exemple horaire ou même de quelques minutes, quand il est nécessaire de simuler des crues résultant de précipitations cycloniques par exemple.

L'originalité du modèle GARDÉNIA est, outre la prise en compte de pompages, la possibilité de simuler les niveaux aquifères et surtout de pouvoir simuler simultanément, avec le même jeu de paramètres le débit à l'exutoire du bassin et un niveau piézométrique représentatif de bassin (Ducharne et al, 2009). Cette fonctionnalité renforce fortement la robustesse du modèle puisque les paramètres gérant les écoulements souterrains peuvent être calibrés explicitement sur les variations piézométriques ce qui limite les incertitudes liées à une mauvaise identification des deux composantes de l'écoulement résultant d'un non unicité de la calibration.

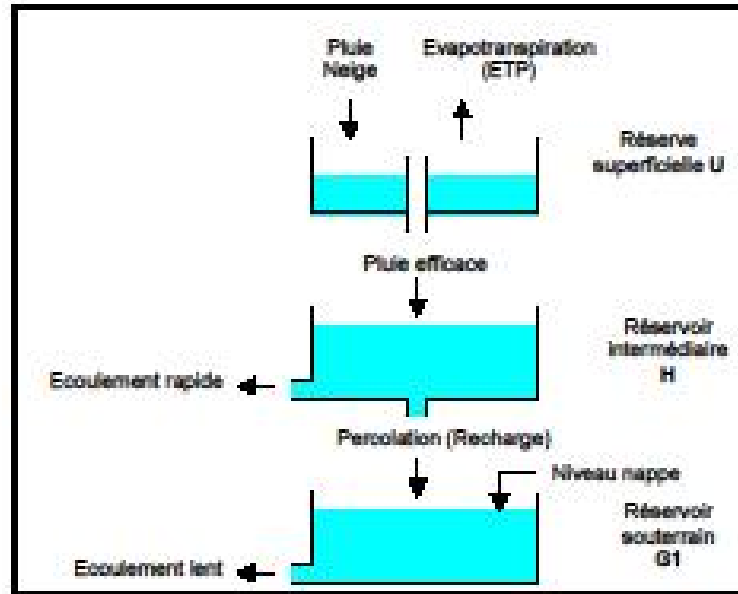


Figure 3.3 Schéma simplifié du modèle GARDÉNIA (Ducharne et al, 2009).

Le modèle GARDÉNIA permet de prendre en compte une fonction d'exportation, ou même une importation, de débit souterrain vers les bassins voisins, ou vers la mer. Cette fonction d'échange de débit souterrain a été améliorée pour dépendre de l'état du stock en eau souterraine dans le bassin pour permettre des résultats satisfaisants y compris avec des scénarios de changement climatique correspondant à des diminutions marquées de l'alimentation des bassins.

5.3. Le modèle GR4J

Le modèle GR4J (Perrin, 2000 ; Perrin al., 2003) est un modèle conceptuel global fonctionnant au pas de temps journalier. Le nombre de paramètres est limité à quatre, ce qui en fait un modèle parcimonieux. Ce modèle a été développé sur la base d'un grand nombre de bassins versants, incluant des bassins versants à climats contrastés, ce qui en fait un bon candidat pour évaluer l'impact du changement climatique. En revanche, comme tous les modèles conceptuels, le jeu de paramètres est susceptible de dépendre de la période de calage (longueur et caractéristiques climatiques). Les simulations sont donc soumises, entre autres, aux incertitudes liées au calage des paramètres. La figure 3.4 indique le schéma conceptuel de la structure schématique du modèle. Classiquement pour ce type de modèles, on peut distinguer la fonction de production, qui permet de calculer la pluie efficace à partir des données journalières de pluie et d'évapotranspiration potentielle grâce à un premier réservoir ; et la fonction de transfert qui permet de transformer la pluie efficace en débit. Cette fonction de transfert est composée de deux branches qui se vidangent de manière différente : l'une

permet de représenter les écoulements rapides (branche directe), et l'autre est à vidange lente car transitant via un réservoir linéaire.

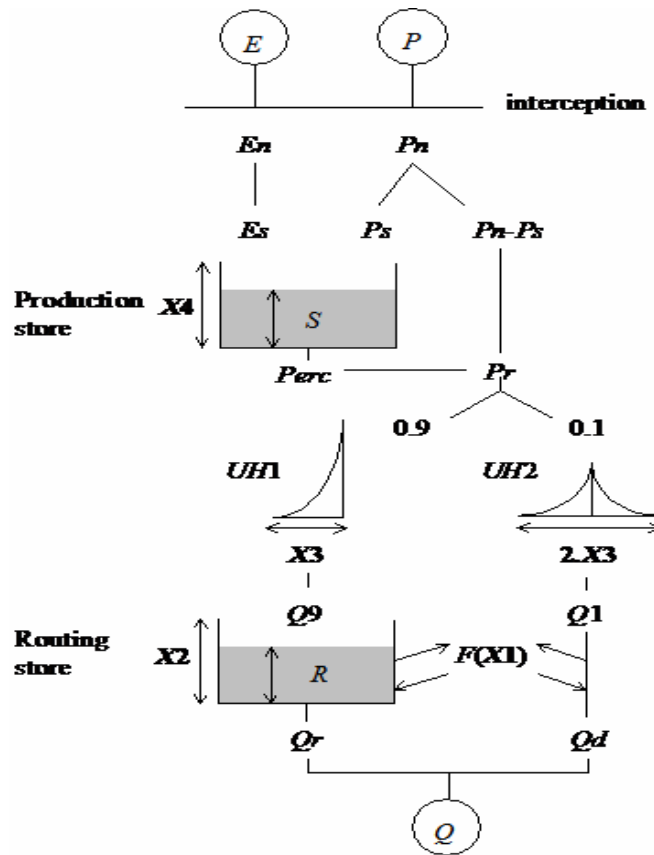


Figure 3.4. Structure schématique du modèle GR4J.

Le modèle GR4J a été calé sur plus de 400 bassins versants du monde (Perrin, 2000). Notons cependant que pour l'ensemble des bassins, la période de données hydrométriques disponible ne couvre en général pas la période d'observation climatique. La fonction objective utilisée est le critère de Nash et Sutcliffe appliqué sur les racines carrées des débits, cette transformation permettant un calage équilibré entre périodes de crues et d'étiage (Oudin et al., 2006). Le critère de Nash-Sutcliffe original est utilisé ensuite pour évaluer le modèle, ceci afin de fournir des éléments de comparaison avec les résultats des autres modèles hydrologiques. Les résultats en calage sont assez satisfaisants dans l'ensemble puisque plus de la moitié des 214 bassins versants en France sont modélisés avec des critères de Nash supérieurs à 0.80 (Perrin, 2000 ; Perrin et al., 2003).

Afin de s'assurer de la robustesse du modèle, une procédure de calage-contrôle (Klemeš, 1986b) doit être menée sur l'ensemble des stations. Selon Abadie, (2006) cette méthode consiste à séparer la chronique en sous-périodes et d'évaluer le modèle sur ces différentes sous-périodes : le modèle est calé sur une période puis évalué avec ce jeu de paramètres sur les autres sous-périodes (appelées périodes de validation ou de contrôle).

3.4. Le modèle HBV Light

Le modèle Suédois HBV développé par SMHI (Swedish Meteorological and Hydrological Institute) qui est devenu un outil largement utilisé dans le monde de prédiction du débit pour les bassins versants non jaugés ce qui est le cas contraire du modèle global GR4J. Le modèle hydrologique universel HBV (Lindström et al., 1997) est un modèle conceptuel global ou semi distribué à l'échelle du bassin versant et qui est capable de calculer le débit pour divers sous bassins. Ce modèle est connu pour sa robustesse, malgré sa simplicité relative. Pour simplifier d'avantage le modèle, certaines composantes peuvent être rendues inactives.

Ce modèle simule le débit quotidien en utilisant comme entrées la température et la précipitation journalières, ainsi que les estimations mensuelles de l'évapotranspiration potentielle. Pour les fonctions de production neige et sol, les calculs sont réalisés pour chaque zone, ainsi le modèle est semi-distribué (Figure 3.5), alors que les paramètres de la fonction de transfert sont globaux par sous-bassin. Il prend en compte les caractéristiques topographiques comme la superficie et l'altitude pour la discrétisation spatiale du domaine d'étude en zones homogènes. Le modèle HBV consiste en une fonction de production pour l'écoulement vertical (Figure 3.6) où la fonte de la neige est calculée par la méthode selon la température limite. La recharge de la nappe et l'évapotranspiration réelle sont des fonctions du stockage en eau actuel dans le réservoir sol et où la formation de l'écoulement de surface se fait à travers trois réservoirs dont le premier est non-linéaire.

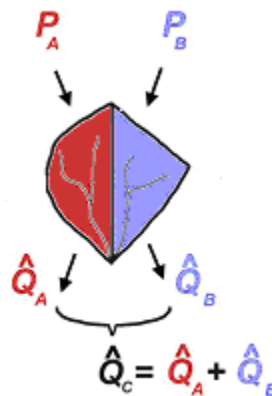


Figure 3.5 : Modèle semi distribué (Abadie, 2006)

Le modèle HBV et ses variantes ont été appliqués dans un grand nombre de pays (Graham, 2000). Bergström, (1992) mentionne que des applications à plus de 200 bassins dans 30 pays, y compris des bassins nivaux et glaciaires des Alpes, de l'Himalaya, de Nouvelle-Zélande, du Groenland et d'Amérique du Nord, des bassins arctiques en Scandinavie et en Alaska du nord, et des bassins à environnements de basse latitude tant humides que semi-arides comme au

Panama. Le modèle HBV en version modifié HBVx a été également appliqué à des bassins de la Tunisie (Ouachani et al., 2010).

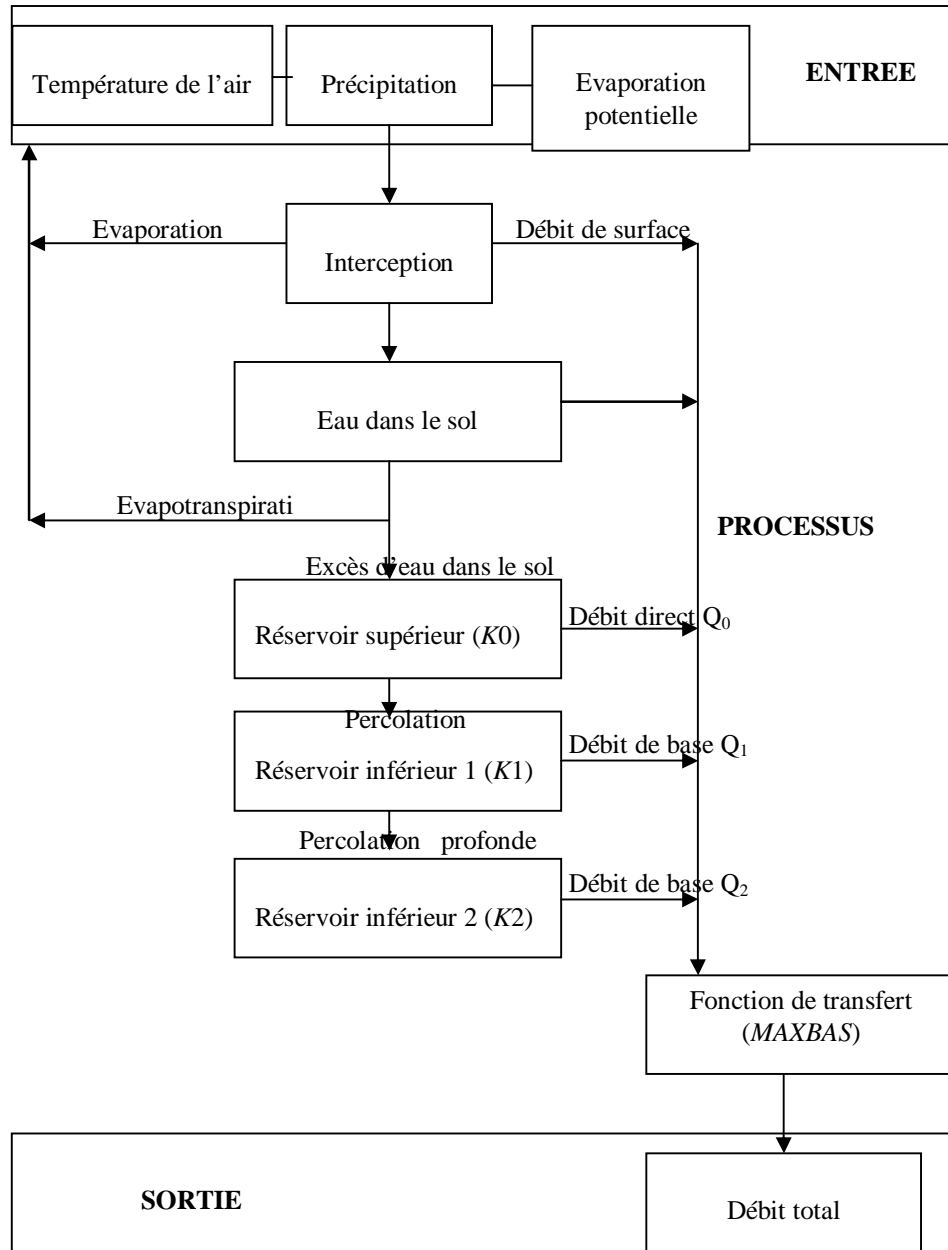


Figure 3.6 : Schéma simplifié du modèle HBV (Abadie, 2006)

Vu la diversité des modèles et leurs limites d'utilisation, la difficulté d'application, l'indisponibilité de données, sous ses problèmes techniques, la décision doit être prise d'une manière rigoureuse pour le choix du modèle d'application dans la modélisation de la relation pluie-débit.

A travers cette sélection de quatre modèles, nous avons retenu le modèle GR4J et HBV Light pour l'estimation des débits au niveau du bassin versant de l'Oued Boussalem (8 sous-bassins) et Rhumel (5 sous-bassins).

Conclusion

L'amélioration des techniques de prévision des débits sur les bassins versants non jaugés est l'un des défis majeurs auquel les hydrologues doivent faire face, compte tenu de l'importance de l'information hydro-climatique, surtout pour les pays en voie de développement tel est le cas pour notre pays, qui ne parviennent pas à mettre en place des dispositifs de mesure et de collectes de données à travers tous leurs bassins versants; donc le recours à des modèles comme HBV est devenu plus que nécessaire sous réserve bien sûr leur adaptabilité.

Nous nous concentrons sur le modèle GR4J et HBV Light, par la suite une évaluation de la capacité des deux modèles hydrologiques qui doit reproduire les débits observés en temps présent. Les modalités d'application des modèles GR4J et HBV Light sont différentes. Les deux modèles sont constitués d'un minimum de 5 années consécutives et sont sélectionnées sur des critères de disponibilité des données de débits observés. Nous avons retenu le modèle GR4J et HBV Light pour les raisons suivantes : premièrement, le but étant d'obtenir un modèle applicable rapidement à des bassins non jaugés, il était indispensable d'implanter un modèle très simple : notre choix s'est donc arrêté sur des modèles conceptuels globaux et semi-distribués.

A travers cette exploration de ces codes de calculs, nous avons choisi deux modèles globaux le GR4J et le HBV Light.

L'application de ces deux modèles est issue de notre connaissance, la maîtrise de ces codes et leur adaptation selon les données hydrométriques, météorologiques que nous disposons pour la simulation des apports journaliers des deux bassins de l'Oued Boussalem et Rhumel.

Le GR4J prend l'écoulement sous forme de deux réservoirs, alors que le HB Light, tient compte des trois réservoirs de routage contribuant aux trois composantes de l'écoulement.

Au terme de ce travail nous pouvons dire que le modèle HBV :

- Est un modèle conceptuel de simulation de débit
- Permet de subdiviser le bassin versant en sous bassins selon la topographie et l'occupation du sol.
- Difficile à comprendre, à lire et appliquer
- A fournis de très bons résultats dans la plupart des applications.
- Est devenu un outil standard pour les études de ruissellement dans le monde
- Nécessite une modeste quantité de données en entrée.

La qualité du modèle HBV est intéressant pour la simulation sur les bassins versants non jaugés, il est important que le modèle soit robuste. Le HBV possède donc plus de difficultés à

performer très bien sur un bassin, mais fournit plus souvent des résultats acceptables. Toutes ces raisons nous confortent dans le choix des modèles GR4J et HBV Light. Le chapitre prochain sera consacré à la description des structures et le fonctionnement des deux modèles en question.

A cet effet nous avons fait appel à l'utilisation de deux modèles conceptuels globaux, GR4J et HBV Light en version globale et semi-distribuée, qui seront détaillées dans le chapitre 4. Les résultats de la simulation du quotidien des 13 sous bassins (chapitre 5) seront interprétés en comparaison avec des résultats issus des deux approches globales et semi-distribuées.

Le modèle doit parfaitement reproduire les données d'observation. Il est impossible d'avoir un ajustement parfait entre les simulations du modèle et les observations. Il est bon de rappeler que le modèle n'est qu'une simplification de la réalité, il représente au mieux les dynamiques simplifiées des processus physiques (Bessiere, 2008) et indépendamment de l'incertitude associée aux observations et à la structure du modèle.

Chapitre 4

Présentation des modèles GR4J et HBV Light

Dans le chapitre précédant nous avons donné essentiellement une idée générale sur l'utilisation des modèles globaux et semi-distribués. Selon notre capacité de maîtrise, nous avons choisie deux pour une éventuelle détermination de la chronologie des apports liquides surtout des sous-bassins non jaugés. Dans ce chapitre, nous avons voulu décrire les étapes d'utilisation de ces codes de calcul avec les détails nécessaires en entrées et sorties. La description détaillée des modèles GR4J et HBV Light version 2.0 donneras certainement les limites d'application et les différences de modélisation hydrologique de ces modèles.

1. Modèle GR4J

1.1. Introduction

Le modèle GR4J (modèle du Génie Rural à 4 paramètres Journaliers) est un modèle pluie-débit global développé par Perrin, (2000), initié initialement au centre de recherche Cemagref (France) au début des années 1980. Ce modèle a pour objectif de mettre au point un modèle de simulation pluie-débit robuste et fiable en vue d'utilisations pour des applications de gestion de la ressource en eau et d'ingénierie (dimensionnement d'ouvrage, prévision des crues et des étiages, gestion de réservoirs, détection d'impact...). Ce code de calcul a connu plusieurs versions, proposées successivement par Edijatno et Michel, (1989), Edijatno, (1991), Nascimento, (1995), Edijatno et *al.*, (1999), Perrin, (2000 et 2002) et Perrin, et *al.*, (2003) qui ont permis d'améliorer progressivement les performances du modèle. C'est la version de Perrin et *al.*, (2003) qui est présentée ici. Bien que GR4J soit un modèle empirique, sa structure d'appareille à des modèles conceptuels à réservoirs, avec une procédure de suivi de l'état d'humidité du bassin qui permet de tenir compte des conditions antérieures et d'en assurer un fonctionnement en continu. Sa structure associe un réservoir de production et un réservoir de routage, des hydrogrammes unitaires ainsi qu'une fonction d'ouverture sur l'extérieur non atmosphérique permettant de simuler le gros du comportement hydrologique du bassin. Le modèle GR4J a certaines fonctions communes avec le modèle GR2M (par exemple la fonction de production liée au réservoir sol). Son module de routage est cependant plus sophistiqué qu'au pas de temps mensuel. Remarquons que le modèle GR3H (Fourmigué, et Lavabre, 2005) utilisé au pas de temps horaire correspond à la version à trois paramètres proposés par Edijatno, (1991). Le modèle GR3H est très similaire à la version du modèle décrite dans la section suivante, mais n'intègre ni fonction d'échange, ni fonction de percolation, les autres

fonctions étant pratiquement identique.

1.2. Paramètres du modèle GR4J

Le modèle est réputé pour sa parcimonie en paramètres (**quatre à optimiser**) :

- ✓ **La capacité du réservoir de production, X1 (mm)** : ce réservoir contrôle la production des pluies efficaces à partir des entrées de précipitations.

- ✓ **Le coefficient d'échanges souterrains, X2 (mm)** : il peut être soit positif dans le cas d'apports souterrains, soit négatif s'il a des pertes d'eau, soit égal à zéro s'il n'y a pas d'échange.

- ✓ **La capacité à un jour du réservoir de routage, X3 (mm)** : ce réservoir contrôle les phases de récession.

- ✓ **Le temps de base de l'hydrogramme unitaire UH1, X4 (jours)** : deux hydrogrammes unitaires (HU1 et HU2, Figure 4.1) sont utilisés dans le modèle. Ils répartissent dans le temps les précipitations efficaces, et simulent le délai passé entre les pluies et les pics des crues. Les deux hydrogrammes unitaires dépendent du même paramètre de temps X4 exprimé en jour.

1.3. Présentation détaillée du modèle GR4J

1.3.1. Description

Le modèle GR4J (modèle du Génie Rural à 4 paramètres Journalier) est un modèle hydrologique global à réservoirs (voir Figure 18). Nous donnons dans ce qui suit une brève description mathématique du modèle, des informations plus détaillées étant fournies par Perrin et al. (2003). On désigne par P (mm) la pluie moyenne de bassin et par E (mm) l'évapotranspiration potentielle (ETP). Les étapes successives suivantes permettent de calculer le débit.

La première opération est la neutralisation de la pluie P par l'évapotranspiration potentielle E pour déterminer une pluie nette Pn et une évapotranspiration nette, calculée par :

$$\text{Si } P \geq E, \text{ alors } P_n = P - E \text{ et } E_n = 0$$

$$\text{Si } P < E, \text{ alors } P_n = 0 \text{ et } E_n = E - P$$

1.3.2. Fonction de rendement

Dans le cas où P_n est différente de zéro, une partie P_s de P_n alimente le réservoir de production et est calculée par :

$$P_s = \frac{X_1 \left(1 - \left(\frac{S}{X_1} \right)^2 \right) \tanh \left(\frac{P_n}{X_1} \right)}{1 + \frac{S}{X_1} \cdot \tanh \left(\frac{P_n}{X_1} \right)} \quad 4.1$$

Après actualisation du niveau du réservoir, une percolation P_{perc} issue du réservoir de production est alors calculée et alimentera ensuite l'écoulement.

1.3.3. Hydrogramme unitaire

La pluie efficace totale est ensuite routée par un hydrogramme unitaire HU2 dépendant du temps de base X_4 , puis séparée en deux composantes, de proportions volumétriques fixes

1.3.4. Fonction d'échange avec l'extérieur non atmosphérique

Un échange souterrain en eau est calculé par :

$$F = X_2 \left(\frac{R}{X_3} \right)^{3.5} \quad 4.2$$

où R est le niveau dans le réservoir de routage en début de pas de temps, X_3 la capacité à un jour du réservoir, X_2 le coefficient d'échange en eau qui peut être positif dans le cas d'apports, négatif dans le cas de pertes vers des nappes profondes ou nul.

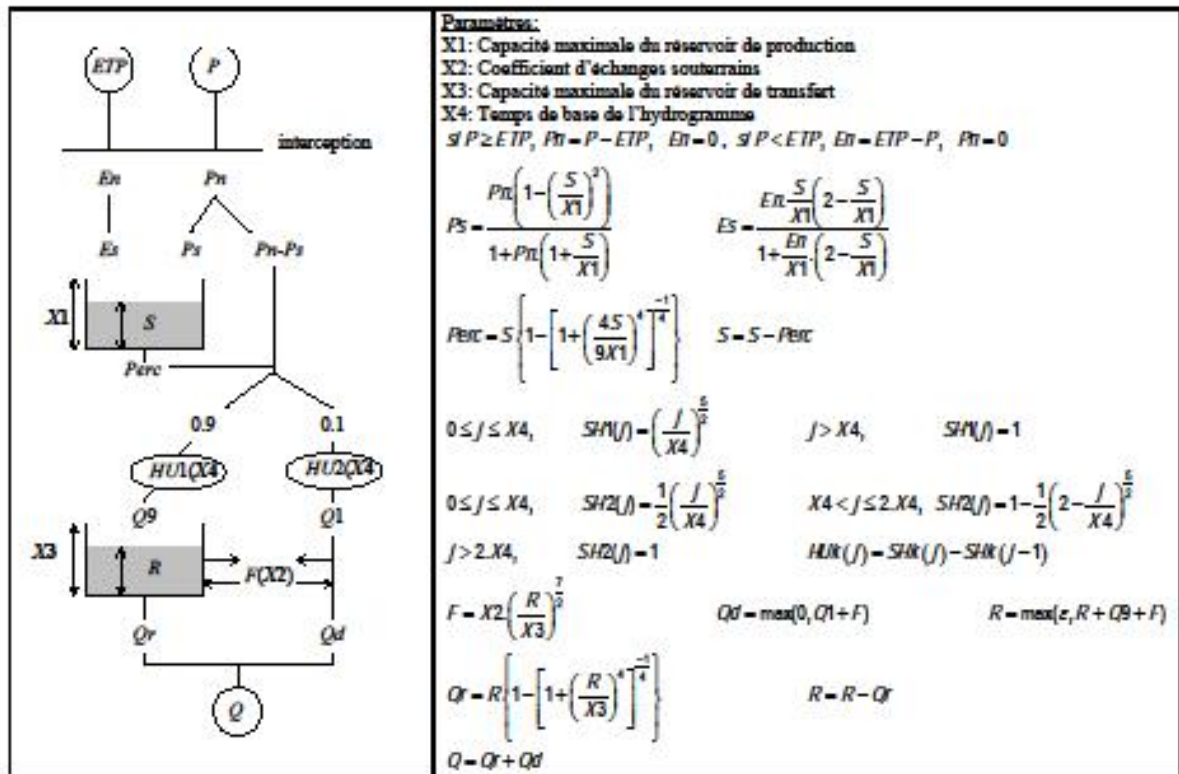


Figure 4.1. Schéma du modèle GR4J et principales équations du modèle.

1.3.5. Réservoir de routage

Le niveau dans le réservoir de routage est modifié en ajoutant la sortie Q_r de l'hydrogramme unitaire F , puis sa vidange est calculée de la façon suivante :

$$Q_r = R \left\{ 1 - \left[1 + \left(\frac{R}{X_3}\right)^4 \right]^{-1} \right\} \quad 4.3$$

Les modèles présentés dans le chapitre précédemment peuvent être utilisés pour un certain nombre d'application d'ingénierie ou de gestion de l'eau. A titre d'exemples, on peut citer :

- La reconstitution ou l'extension de séries de débit : après calage, le modèle est appliqué en simulation sur une période sur laquelle on dispose de données pluviométriques observées
- La prédétermination : les séries de débit observé étant souvent courte, il peut être intéressant de les étendre à l'aide d'un modèle pluie-débit. On peut pour cela soit utiliser des séries de pluie observée si elles sont suffisamment longues, soit utiliser un générateur stochastique de pluie qui permettra d'obtenir des séries probables de pluie sur le bassin (un tel générateur demandant un calage préalable sur des séries de pluie observée), ce qui n'a pas été appliqué dans notre étude.
- La prévision à court terme (quelques heures à quelques jours) elle est particulièrement utile pour les événements de crues. Les travaux de Tangara, (2005) ont par exemple permis de

mettre au point un modèle continu (GR3P) dérivant du modèle GR4J et spécifiquement adapté à l'exercice de prévision à court terme ; voir également les travaux réalisés en mode événementiel avec Le modèle GR3H (Fourmigué et Lavabre, 2005) ;

- La prévision à moyen ou long terme (de quelques semaines à quelques mois) :

Elle est intéressante pour les problématiques d'étiage et de gestion de la ressource. Dans ce cas, se pose le problème de l'incertitude sur les pluies futures.

- Grâce au modèle, on peut dans une étude de dimensionnement, simuler en continu des apports au réservoir et ainsi optimiser son dimensionnement pour des objectifs particuliers Le modèle a été testé sur plusieurs pays et a montré de bons résultats en comparaison avec d'autres modèles pluie-débit comme le mentionne Perrin et al., 2003. Le GR4J peut facilement être appliqué sur des bassins différents, dès lors que l'on dispose des données nécessaires en entrées. Toutes les quantités d'eau (entrée, sortie, variables internes) sont exprimées en mm.j^{-1} (mm/jour), en divisant les volumes d'eau par la superficie du bassin versant quand il le faut. Plusieurs aspects importants du modèle sont à retenir :

- ✓ Le GR4J requiert en entrée les précipitations et évapotranspiration potentiel à chaque pas de temps (jour dans notre cas), et calcule en sortie un débit à l'exutoire du bassin versant.

- ✓ Tous les paramètres sont déterminés par calage arbitraire c'est-à-dire par une procédure manuelle. Il n'existe pas de formule pour calculer les valeurs des paramètres à partir de variables mesurées à l'échelle du bassin (taille du bassin, longueur de tronçon).

Les modèles du Génie Rural du fait de leur construction, n peuvent être que parcimonieux (peu de paramètres à caler). Par suite, ils ont des besoins en données limités, dans un domaine où les modèles tendent à devenir de plus en plus complexes pour intégrer des processus supposés exister à l'échelle ponctuelle. Cette simplicité, si elle n'est pas un objectif en soit, s'est imposée au cours de leur développement parce que de nombreuses hypothèses de fonctionnement, empruntées à l'arsenal des modèles conceptuels, étaient rejetées par des données observées lorsque de nombreux bassins étaient pris en compte et que le test en calage-contrôle était appliqué avec rigueur. Le modèle GR4J a été testé sur des bassins et des contextes climatiques très variés, en France mais aussi dans d'autres pays (Etats-Unis, Australie, Brésil, Allemagne, Angleterre, Côte d'Ivoire, etc.). Le modèle GR4J a été testé sur des grands bassins versants allant de moins de 10 km^2 à plus de 100 000 km^2 (Perrin, 2000). Ils sont également utilisés pour une large gamme d'applications opérationnelles telles que la prédétermination des crues, la prévision des crues ou des étiages, la détection d'impact, la gestion ou le dimensionnement d'ouvrages, pour lesquelles le Cemagref développe des méthodologies spécifiques de mise en œuvre. Pour de simples objectifs de simulation, Comme tous les modèles hydrologiques

actuels, ces modèles restent perfectibles, malgré les efforts déjà consentis pour les rendre aussi performants que possible. Les recherches continuent donc pour les faire progresser et améliorer ainsi la compréhension du fonctionnement hydrologique du bassin versant. Le modèle GR4J est simple dans son utilisation sauf que, il est difficile d'avoir des entrées comme l'ETP journalières ce dernier calculé par le code HBV Light que nous allons décrire par la suite.

1.3.6. Impacte des données d'ETP sur la fiabilité du modèle GR4J

Les chercheurs Français ont essayé d'identifier les causes du faible impact du mode de calcul de l'ETP sur les performances des modèles pluie-débit. Une des hypothèses pouvant être avancées pour expliquer cette insensibilité est le fait que les modèles pluie-débit ont une capacité d'adaptabilité : ils peuvent compenser, au travers de leurs paramètres des modifications de l'ETP (Andréassian et al., 2004). Les études menées au Cemagref semblent en effet indiquer que le paramètre représentant les échanges souterrains du modèle GR4J s'ajuste suivant l'entrée d'ETP (Andréassian, 2002 ; Mouelhi, 2003). Ces chercheurs ont limité leurs investigations au modèle GR4J sur douze bassins versants, afin d'analyser en détail les impacts de chaque type d'erreur.

En modélisation hydrologique, la connaissance de l'impact des erreurs sur les données est cruciale mais fréquemment négligé (Paturel, et al., 1995). Pour la modélisation pluie-débit en particulier, les erreurs sur les entrées du modèle peuvent affecter les performances du modèle, les valeurs des paramètres calés et les incertitudes existant sur les paramètres du modèle. Le premier type d'impact a été traité par plusieurs auteurs (Ibbitt, 1972 ; Paturel et al., 1995) mais la disparité des résultats obtenus est assez surprenante.

Une des premières études sur la sensibilité des modèles pluie-débit aux erreurs d'entrées d'ETP a été effectuée par Parmele, (1972). Une étude nous semble proche à notre approche qui a été réalisée à partir de cinq bassins versants situés dans la province de Victoria en Australie et à l'aide du modèle conceptuel à pas de temps journalier HYDROLOG ou les données d'ETP ont été calculées à partir de la simulation au moyen du modèle HBV. Ces auteurs ont montré que l'introduction d'un biais de 10% sur les ETP journalières provoque des erreurs comprises entre 6 et 10% sur les débits moyens annuels simulés. Andréassian et al., (2004) ont étudié l'impact d'une meilleure connaissance de l'ETP sur les paramètres et les performances des modèles GR4J et TOPMODEL. Pour cela, ils ont proposé une formule d'ETP régionalisée afin d'améliorer les estimations spatiales de l'ETP sur 62 bassins versants du Massif central. Ces chercheurs ont montré que l'efficacité des modèles était très peu

influencée par le choix de la formulation de l'ETP. Cette insensibilité est expliquée par le recalage des paramètres du modèle qui permet de compenser les biais d'ETP. Pour clarifier les résultats trouvés dans la littérature, Andréassian et al., (2002) propose de classer les études de sensibilité en deux catégories : « statiques » et « dynamiques ».

➤ **Les études de sensibilité statiques**

La sensibilité du modèle est analysée en comparant les débits simulés avec des entrées « erronées » aux débits simulés avec des entrées « parfaites ».

➤ **Les études de sensibilité**

Lorsque le modèle est utilisé avec des entrées « erronées », le modèle pluie-débit est ré-optimisé avant de simuler les débits qui devront être comparés aux débits de référence. La plupart des études décrites précédemment suivent une analyse statique comme le décrivent (Nandakumar et Mein, 1997 ; Parmele, 1972). L'étude menée par Paturel et al., (1995) utilise une approche mixte. Les analyses statiques considèrent les paramètres des modèles comme absolus, ayant une justification physique, et donc une justification indépendamment de possibles erreurs sur les données d'entrées. Les analyses dynamiques, telle celle menée par Andréassian et al., (2004), traduisent quant à elles une reconnaissance des limites des modèles pluie-débit, et de la dépendance qui existe entre paramètres estimés et données climatiques disponibles. Nous avons donc choisi pour notre étude une approche dynamique, car celle-ci permet de tenir compte de l'adaptabilité des modèles pluie-débit aux données d'entrée utilisées pour le calage.

1.3.7. Méthodologie des entrées du GR4J

1.3.7.1. Erreurs dans les chroniques de pluie

L'évaluation de l'impact d'erreurs introduites dans les séries d'ETP sur les performances et l'estimation des paramètres du modèle GR4J influent sur les débits simulés. Les données d'ETP en entrée sont perturbées par introduction d'erreurs systématiques et aléatoires. Pour accélérer le phénomène d'erreurs des entrées d'ETP, nous avons utilisé les ETP journalières calculé par le HBV au moment de la simulation par approche globale (voir Chapitre 5).

1.3.7.2. Méthodologie d'évaluation de l'incertitude liée à l'estimation des paramètres

Il existe un grand nombre de méthodes pour évaluer l'incertitude liée à l'estimation des paramètres d'un modèle lors de la phase de calage (pour une revue de ces méthodes, voir les ouvrages de Duan et al., (2002) et de Zin, (2002). La méthodologie utilisée ici a été développée par Zhao et al., (1997) pour évaluer l'incertitude d'un modèle événementiel, et adaptée aux modèles continus par Perrin et al., (2004). Cette méthodologie suit une procédure

de rééchantillonnage pour caler les paramètres du modèle selon une étude Française. Elle se déroule en quatre phases :

1. Tirage aléatoire de 100 échantillons de 365 jours (pas forcément consécutifs) sur la période totale d'enregistrement (Figure 4.2) ;
2. Calage du modèle sur chaque groupe de 365 jours, fournissant au total un échantillon de n vecteurs de paramètres ;
3. Calcul de la moyenne et de l'écart type de chaque quantifiée par la variabilité des paramètres obtenus à l'issue des 100 calages ;
4. Evaluation de la performance du modèle en validation sur l'ensemble de la période.

La Figure 4.2 schématise la méthodologie utilisée pour évaluer l'impact d'erreurs sur l'estimation des paramètres de GR4J.

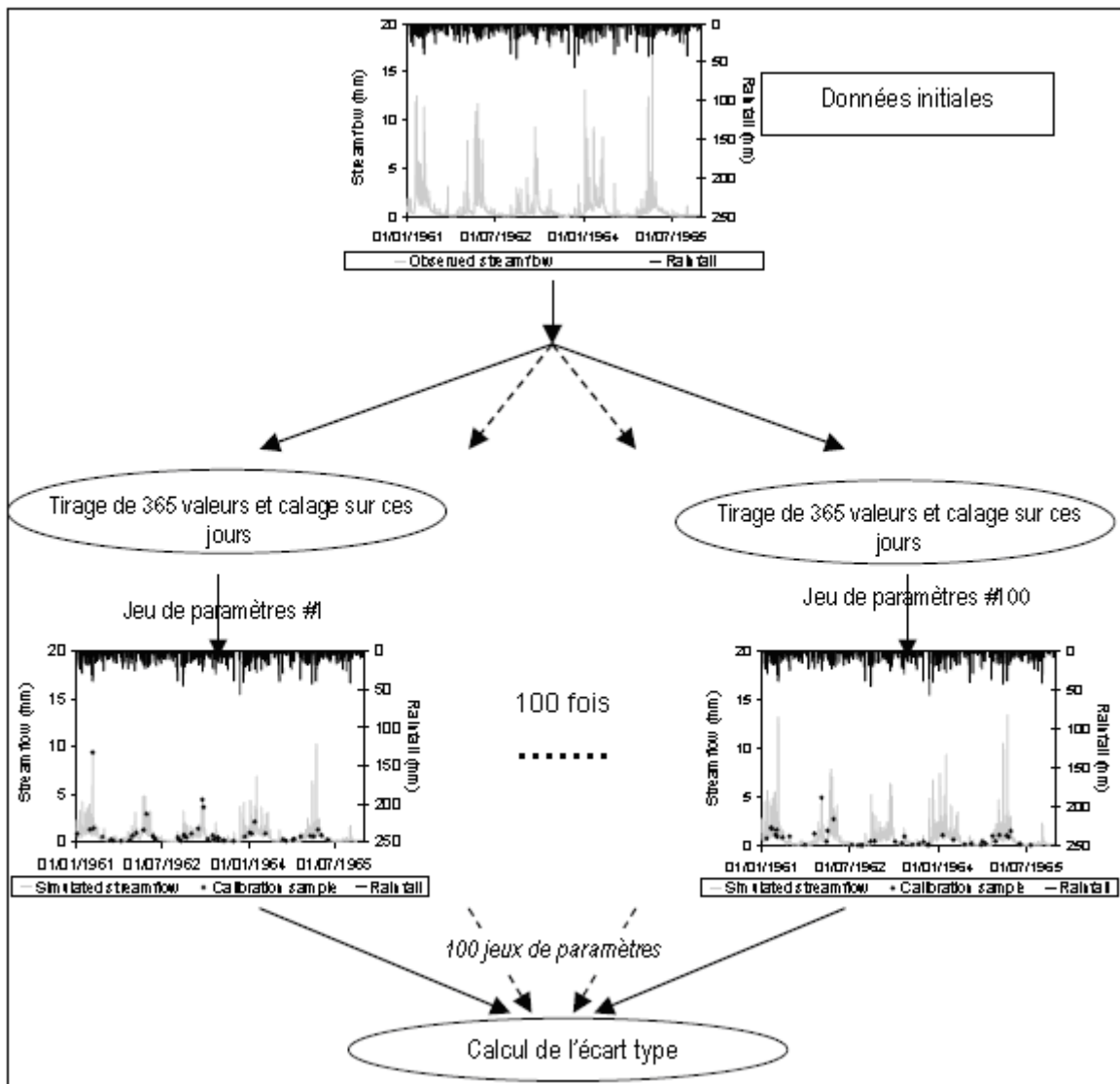


Figure 4.2 : Méthodologie adoptée (Perrin et al., 2004).

En effet, les paramètres du modèle GR4J réagissent fortement lorsque l'ETP est sur- ou sous-estimée :

- Le GR4J utilise son paramètre d'échange (X2) pour s'adapter à l'entrée d'ETP qui lui est présentée. X2 prend des valeurs nettement moindres pour les cas de sous-estimation de l'ETP, ce qui correspond à un apport d'eau au bassin.

- De façon assez surprenante, l'un des deux paramètres de transfert (X3, la capacité du réservoir de transfert) est affecté par une sur- ou une sous-estimation de l'ETP. Il est possible d'expliquer ce phénomène, par un « report » de la fonction d'échange sur le réservoir de transfert, dans la mesure où les échanges sont une fonction de X3 et du niveau d'eau dans le réservoir de transfert, c'est-à-dire de X3 indirectement. En cas de surestimation de l'ETP, GR4J réduit la capacité du réservoir de transfert, afin de faciliter l'accession à un niveau de remplissage élevé, qui se traduit par des échanges (des apports) plus importants.

- Enfin, le temps de réaction du bassin X4 et la capacité du réservoir de production X1 restent très stables et ne sont pas affectés par les perturbations sur l'ETP.

Le modèle GR4J utilise donc les paramètres X2 et X3 pour « corriger » une sur- ou sous-estimation de la demande évaporatoire. Ces résultats tendent à confirmer l'idée de Andréassian et al., (2004) selon laquelle les modèles pluie-débit ont des capacités d'adaptabilité face à des modifications des entrées.

Nous avons vu dans ce chapitre que suivant le type d'erreur, le modèle GR4J se comporte différemment :

1. Pour des données d'ETP non fiables, ceci influe sur les résultats (débits calculés ou simulés);
2. En effet, les valeurs des paramètres ne varient que très peu si les entrées (pluies, débit observés) présentent des erreurs et le recalage manuel devient très compliqué sans aboutir aux résultats avec des critères médiocres.

Le modèle GR4J est sensible aux erreurs d'ETP, et nous lui préférons celle d'adaptabilité (Andréassian et al., 2004). Il semble que ce soit l'une des causes de la robustesse du modèle GR4J, qualité qui a été recherchée au cours de sa mise au point (Perrin, 2000). Le paramètre d'échanges souterrains joue un rôle primordial dans ce réajustement, ce qui confirme les doutes émis à ce sujet par Mouelhi, (2003). Cependant, cette adaptabilité a ses limites puisque les performances du modèle commencent à se dégrader à partir de 20% de biais sur l'ETP.

Notons que c'est ce cas sur lequel nous nous sommes penchés dans le chapitre 5, et la façon de procéder aux entrées de l'ETP journalière. Ce deuxième point suggère que le modèle a, de par sa structure, les capacités d'absorber de fortes fluctuations journalières et mensuelles de

l'ETP. Le but de ce chapitre était de déterminer si la méthode de test qui fait intervenir à un recalage par optimisation des paramètres soit plus efficace. La question soulevée reste en sa structure sensible à l'ETP, aux lacunes de la pluie et du débit observé, ce qui doit être vérifié dans le chapitre 5 au niveau des sous-bassins jaugés.

2. Modèle HBV Light

2.1. Introduction

Au cours des 20 dernières années, le modèle HBV (Bergström, 1976) élaboré par le SMHI (Institut Suédois de Météorologie et d'Hydrologie) est largement utilisé pour les simulations dans les eaux de ruissellement (Bergström, 1992). En outre, le modèle a été appliqué, parfois en versions modifiées, dans environ 30 pays. Le modèle hydrologique universel HBV (Lindström et al., 1997) est un modèle conceptuel global à l'échelle du bassin versant qui est capable de calculer le débit pour divers forçages et mécanismes. Ce modèle est connu pour sa robustesse, malgré sa simplicité relative modifié en HBVx (Ouachani et al., 2010). Ce modèle simule le débit journalier en utilisant comme entrées les températures, les précipitations et les débits journaliers, ainsi que les estimations mensuelles de l'évapotranspiration potentielle. Il prend en compte les caractéristiques topographiques comme la superficie et l'altitude pour la discrétisation spatiale du domaine d'étude en zones homogènes pour la version semi-distribuée. Le modèle HBV consiste en une fonction de production pour l'écoulement vertical (Figure 4.3) où la fonte de la neige est calculée par la méthode des degrés-jours, où la recharge de la nappe et l'évapotranspiration réelle sont des fonctions du stockage en eau actuel dans le réservoir sol et où la formation de l'écoulement de surface se fait à travers trois réservoirs dont le premier est non-linéaire (Seibert, 1997). Pour les fonctions de production neige et sol, les calculs sont réalisés pour chaque zone. Ainsi le modèle est semi-distribué alors que les paramètres de la fonction de transfert sont globaux par sous-bassin.

Là-dérrière nouvelle version du modèle HBV, était de fournir un outil facile à utiliser. Les équations de base sont conformes à la SMHI version HBV (Bergström, 1992) avec seulement deux légères modifications. Dans la version originale, que des entiers des valeurs autorisées pour le paramètre de routage MAXBAS. Il est possible d'utiliser une correction de la moyenne à long terme de l'évaporation potentielle des valeurs proposées par Lindström et al., (1997) et Bergström, (1992). La version du HBV Light offre deux options qui n'existent pas dans l'ancienne version. Le premier est la possibilité d'inclure des niveaux des eaux souterraines observées en l'analyse et la seconde est la possibilité d'utiliser une routine de réponse différente avec un paramètre retard. Le but est de donner une description sur la façon

d'utiliser le logiciel HBV. Le modèle HBV a été initialement développé par la section du bilan hydrique de l'Organisation de l'Institut Suédoise de Météorologie et d'hydrologie (SMHI).

Ce modèle est disponible en tant que communauté modèles en plusieurs versions qui varient dans leurs caractéristiques selon la complexité et l'utilité. La principale structure et les représentations de processus présenté ici, sont basées sur la version modifiée du modèle HBV, développé à l'Institut de Génie Hydraulique, Université de Stuttgart (Allemagne). Le HBV peut être utilisé comme entièrement modèle global ou semi-distribué en divisant le bassin versant en sous-bassins., aussi cette version est utilisée à des fins pédagogiques. Dans un modèle global, on suppose que la zone d'étude (bassin versant) est d'une seule unité (zone) et les paramètres ne changent pas dans l'espace du bassin versant. Le modèle HBV se compose de quatre principaux modules :

- (1) la fonte des neiges et le module de l'accumulation de neige ;
- (2) la précipitation efficace, et le module de l'humidité du sol ;
- (3) module de l'évapotranspiration ;
- (4) module de la réponse des eaux de ruissellement.

La fiabilité des modèles hydrologique est fortement tributaire de la procédure d'étalonnage, qui est normalement la recherche d'un ensemble de paramètre optimale. D'une autre part, la plupart des modèles ; les paramètres ne peuvent pas être estimés facilement (Jakeman et Hornberger, 1993), depuis le paramètre de différents ensemble de propagation tout au long de l'espace peuvent fournir des paramètres qui s'adaptent presque d'une manière acceptable (Duan et al., 2002 ; Freer et al., 1996), ce phénomène a été observé au moment de la simulation de la chronologie des débits calculés des sous-bassins de dénivelés faibles de l'Oued Boussalem et Rhumel . L'incertitude des paramètres, à savoir le problème pour trouver un ensemble unique de paramètre, augmente avec le nombre de paramètre du modèle et diminue avec des informations croissantes sur le système. Les informations qui sont normalement disponibles pour la calibration et la validation, à savoir, les séries chronologiques des variables d'entrée et de sortie, ne permet pas souvent le bon choix du paramètre (Sorooshian et Gupta, 1983). Les erreurs dans les deux structures du modèle et les le données mesurées ainsi que le choix plus ou moins arbitraire de la fonction objective s'étend sur l'ensemble des paramètres (Beven et Binley, 1992). Sefe et Boughton, (1982), par exemple, ont testé les fonctions objectives dix fois et Jan Siebert, (1997) conclu que les valeurs des paramètres varient selon le type de la fonction objective utilisée pour l'optimisation. Kuczera et Williams, (1992) ont démontré que le paramètre d'incertitude augmente lorsque des erreurs dans les précipitations utilisées et mesurées sont prises en considération dans la période de

calibrage. Il peut être conclu que l'incertitude des paramètres peut provenir de nombreux aspects de la modélisation.

Le modèle HBV (Bergström, 1976) a été appliqué dans de nombreuses études, par exemple, pour calculer les prévisions hydrologiques, et pour le calcul des crues de projet ou pour les études de changement de climat (Bergström, 1992). Le problème de l'incertitude des paramètres dans le modèle, n'a pas encore été complètement examiné.

Une procédure de Monte Carlo a été utilisée dans le modèle HBV Light pour déterminer l'incertitude dans les valeurs des paramètres en utilisant les résultats d'un grand nombre de modèle fonctionnant avec une manière aléatoire et d'étudier pour chaque paramètre comment arriver aux bonnes simulations du ruissellement mesuré. Souvent, les degrés d'incertitude dans les valeurs des paramètres calibrés sont étudiés par des tests de la sensibilité des sorties du modèle aux variations d'un paramètre, tout en gardant tous les autres paramètres constants. La procédure utilisée dans cette étude a l'avantage de toute interaction entre les paramètres qui sont implicitement pris en compte depuis divers jeux de paramètres qui sont utilisés. L'incertitude des paramètres du modèle HBV a été étudiée par Harlin et Kung, (1992) en utilisant une autre procédure de Monte Carlo décrite par Hornberger et al., (1986). Ils ont généré 1000 paramètres pour définir le choix des valeurs de paramètre afin d'être uniformément en distributions avec des valeurs minimales et maximales provenant de huit calibrages du modèle en utilisant des méthodes d'étalonnage et de différentes périodes de simulation. Ils ont divisé respectivement l'ensemble des paramètres dans celles qui ont donné des simulations acceptables et inacceptables. En comparant les distributions des séries acceptables et inacceptables, ils ont identifié les paramètres à laquelle la sortie du modèle a été sensible en enquêtant sur la taille de chance et d'obtenir des simulations acceptables avec une certaine valeur pour un paramètre. Si la question est posée dans le sens inverse : Quelle est la taille de l'intervalle pour un certain paramètre sur lequel il est possible d'obtenir une bonne simulation par rapport aux eaux de ruissellement mesurées ?

L'incertitude des paramètres est bien sûr importante pour les états internes et des flux simulés par le modèle, mais on pourrait dire que ce n'est pas un problème pour les pluies et les débits de simulations. Si les jeux de différents paramètres ne contribuent pas aux bons ajustements on peut prendre la valeur la plus justificatif. Cet argument implique l'hypothèse que la simulation de ruissellement à l'aide de jeux de paramètres tout aussi bonne est similaire. Cela ne doit pas être toujours vrai pour la période de calibrage et il peut être complètement faux lors de la simulation du ruissellement pendant les périodes de conditions météorologiques différentes. Par conséquent, entre autres sources, telles comme aléatoire naturelles, des erreurs de données

et l'incertitude de la structure du modèle, le paramètre d'incertitude peut être une source importante de l'incertitude de modélisation (Beck, 1987 ; Melching et al., 1990).

Habituellement, le modèle HBV est calibré en cherchant un paramètre optimal qui représente le bassin versant. Il n'est jamais possible de trouver un jeu de paramètres unique. Par conséquent, il peut être de nombreux ensembles de paramètres qui donnent de bons résultats similaires lors d'une période de calibration, mais leurs prédictions peuvent différer lors de la simulation du ruissellement d'un sous-bassin à l'autre. Dans cette étude, une procédure de Monte Carlo a été utilisée, mais sans aucune réponse n'a été abouti dans notre étude afin d'évaluer l'incertitude de l'estimation des paramètres. Une mesure difficile et floue du modèle a été justifiée par la combinaison de différentes fonctions objectives. Seuls quelques paramètres ont été bien définis, alors que pour la plupart de résultats des bons paramètres pourraient être obtenus sur de grands intervalles.

Comprendre le processus hydrologiques (à savoir l'évapotranspiration, infiltration, la fonte des neiges, écoulement retardé, etc.) est fondamental pour les ingénieurs, et les scientifiques des ressources et de l'environnement. La nécessité d'améliorer les techniques existantes dans des programmes d'hydrologie a été mise en évidence dans divers rapports nationaux et internationaux, en particulier dans deux domaines :

- Les chercheurs ont souligné le rôle critique des observations et des modèles de simulation pour la transformation hydrologique, de l'ingénierie et dans l'enseignement universitaire. Avec la disponibilité croissante de données hydrologiques sur une large gamme d'échantillons (par exemple, à partir de plateformes de télédétection), l'enseignement de l'hydrologie peut bénéficier de manière significative l'utilisation de modèles de simulation pour aider à comprendre le comportement complexe et la variabilité importante évidemment dans les observations hydrologiques.

- Dans la présente étude, un modèle conceptuel basé sur les concepts du modèle HBV est présenté aussi à des fins d'hydrologie sur les étapes d'utilisation du modèle didactique et qui nécessite une amélioration de la version selon le climat de la région d'étude comme la région semi-aride. Le modèle HBV est choisi principalement en raison de son approche conceptuelle dans lequel les processus hydrologiques sont simplifiés. Pour la meilleure compréhension de l'utilisation du modèle HBV Light, les étapes ci-après décrivent d'une manière très détaillée les étapes d'utilisation du modèle.

2.2. Description de l'architecture du modèle HBV Light et ses paramètres

Avant l'application de ce modèle, nous pensons qu'une description détaillée des étapes d'application, l'injection des données et l'accès aux sorties est une nécessité pour le lecteur.

NB : Les équations de la modélisation présentées ici sont propres au modèle HBV Light Version 2.0

Le modèle simule le débit journalier moyen du quotidien de la pluie, la température et l'évaporation potentiel moyen mensuel comme entrées. Les précipitations sont simulées pour être soit de la neige ou de pluie en fonction de la température t (°C) au-dessus ou en dessous de la température critique de la fonte de neige TT [°C]. Toutes les précipitations simulées à la neige, lorsque la température est inférieure à TT , est multiplié par un facteur de correction des chutes de neige, $SFCF$ [-].

Routine de neige

La fonte des neiges est calculée avec la méthode des degrés-jours (Équation 4.4).

$$\begin{aligned} \text{eau de fonte} = \text{meltwater} &= CFMAX(T(t) - TT) && 4.4 \\ \text{en (mm.j}^{-1}\text{)} &&& \end{aligned}$$

Le paramètre $CFMAX$ varie normalement entre (1,5 et 4) $\text{mm } ^\circ\text{C}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (en Suède), avec des valeurs plus basses pour les zones boisées. Comme approximation les valeurs 2 et 3,5 peuvent être utilisées respectivement pour $CFMAX$ dans le paysage boisé et ouvert.

L'eau de fonte de neige et les précipitations sont retenues dans le manteau neigeux jusqu'à ce qu'il dépasse une certaine fraction, CWH [-], de l'équivalent en eau de la neige. L'eau liquide dans le manteau neigeux regèle en fonction de l'équation 4.5.

$$\text{congélation de la fonte} = CFR.CFMAX(TT - T(t)) \quad 4.5$$

$CFMAX$ Facteur du degré-jour ($\text{mm } ^\circ\text{C}^{-1} \text{ j}^{-1}$), TT et $T(t)$ en (°C).

C_{FR}	Coefficient de recongélation
TT	Température critique de fonte de la neige (°C)
$T(t)$	la température de départ (°C)

Les précipitations (P) et la fonte des neiges sont divisées par le remplissage en eau de la boîte du sol et de la recharge des eaux souterraines en fonction de la relation entre la teneur en eau dans le réservoir du sol (SM [mm]) et sa plus grande valeur (FC [mm]) (équation 4.6).

$$\frac{\text{recharge}}{P(t)} = \left(\frac{SM(t)}{FC} \right)^{BETA} \quad 4.6$$

FC : humidité maximale de stockage du sol (mm)

SM : Humidité du sol (mm)

Recharge en eau souterraine (mm)

NOTE : FC est un paramètre du modèle et non pas nécessairement à mesurer

BETA : paramètre qui détermine la contribution relative à les eaux de ruissèlement de la pluie ou la fonte des neiges (-)

L'évaporation réelle de la boîte sol est égale à l'évaporation potentielle si **SM/FC** est au-dessus **LP** [-] tout en linéarisant, alors que la réduction est utilisée lorsque **SM/FC** est inférieur à **LP** (équation 4.7).

$$E_{act} = E_{pot} \cdot \min\left(\frac{SM(t)}{FC \cdot LP}, 1\right) \quad 4.7$$

LP : valeur d'humidité du sol au-dessus du quel E_{act} atteint E_{pot} (mm)

E_{pot} : Evapotranspiration (mm)

La recharge en eau souterraine est ajoutée à la zone des eaux souterraines supérieure (**SUZ** [mm]). **PERC** [mm j^{-1}] défini la percolation maximale prise à partir de la partie supérieure de la boîte en bas des eaux souterraines (**SLZ** [mm]). Les eaux de ruissèlement des réservoirs des eaux souterraines sont calculées comme la somme de deux ou trois sorties d'équations linéaire selon que **SUZ** est supérieure à une valeur seuil, **UZL** [mm] (Figure 4.3.b). Le débit de base (groundwater GW) (avec ou sans débit de ruissèlement) est calculé par l'équation 4.8,

$$Q_{GW}(t) = K_2 \cdot SLZ + K_1 \cdot SUZ + K_0 \cdot \max(SUZ - UZI, 0) \quad 4.8$$

SUZ : recharge des eaux souterraines supérieures (mm)

PERC : Percolation maximale ($\text{mm} \cdot \text{j}^{-1}$), j : jour

Ce ruissèlement est enfin transformé par une fonction de pondération triangulaire définie par le paramètre **MAXBAS** (équation 4.9) pour donner le ruissèlement simulé $Q_{Sim}(t)$ [mm d^{-1}].

$$\left\{ \begin{array}{l} Q_{Sim}(t) = \sum_i^{MAXBAS} C_i Q_{GW}(t-i-1) \\ \text{ou} \\ C(i) = \int_{i-1}^i \frac{2}{MAXBAS} \left| u - \frac{MAXBAS}{2} \right| \frac{4}{MAXBAS^2} du \end{array} \right. \quad 4.9$$

Si on utilise les différentes zones d'altitude différentes, les précipitations et les températures changent avec l'altitude, celles-ci sont calculées en utilisant les deux paramètres **PCALT** [% / 100 m et] et **TCALT** [$^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$] (Équation 4.10 et 4.11) (Figure 4.3.a).

$$P(h) = P_o \left(1 + \frac{PCALT(h-h_o)}{10000} \right) \quad 4.10$$

$$T(h) = T_o - \frac{TCALT(h-h_o)}{100} \quad 4.11$$

P_o et T_o se sont des précipitations mesurées (mm)

P_{calt} : Précipitations calculées (mm) selon l'altitude $h(m)$

T_{calt} : Températures calculées ($^{\circ}\text{C}$) selon l'altitude $h(m)$

Dans notre cas la soubroutine zone qui n'a pas été abordé.

Température

Les données de température sont nécessaires dans les bassins versants avec ceux de la neige, elles sont calculées comme moyenne pondérée des stations dans et autour du bassin versant. Lorsque de différentes zones d'élévation sont utilisées, la température sera corrigée pour l'élévation au-dessus du niveau de la mer avec habituellement -0.6 °C par 100 m (paramètre TCALT) ce qui n'est pas le cas dans notre étude.

Evaporation potentiel

Des estimations de l'évaporation potentielle peuvent être fournies par des calculs utilisant, par exemple, la formule de Penman ou des mesures par évaporimètres. Normalement, les valeurs moyennes mensuelles sont supposées être suffisantes. L'évaporation moyenne à long terme peut être corrigée en utilisant les écarts de la température par rapport à sa moyenne à long terme.

La moyenne à long terme de l'évaporation potentielle, $E_{pot,M}$ pour un certain jour de l'année peut être corrigée à leur valeur au jour t , $E_{pot}(t)$, en utilisant les écarts de la température, $T(t)$, de sa moyenne à long terme T_M et C_{ET} [° C⁻¹] est un facteur de correction (éq. 4. 12).

$$E_{pot}(t) = (1 + C_{ET}(T(t) - T_M)) \cdot E_{pot,M} \quad 4.12$$

$E_{pot}(t)$	évaporation potentiel corrigé au jour j
C_{ET}	Facteur de correction (° C ⁻¹)
$T(t)$	température au jour t (°C)
T_M	température moyenne à long terme pour ce jour de l'année (°C)
$E_{pot,M}$	évaporation moyenne à long terme pour ce jour de l'année (mm.j ⁻¹)

Les figures 4.3.a et 4.3.b résument l'ensemble des données des 15 paramètres optimisables du modèle HBV Light qui contribuent aux trois composantes de l'écoulement total (pur Q_1 , hypodermique Q_2 et de base Q_3).

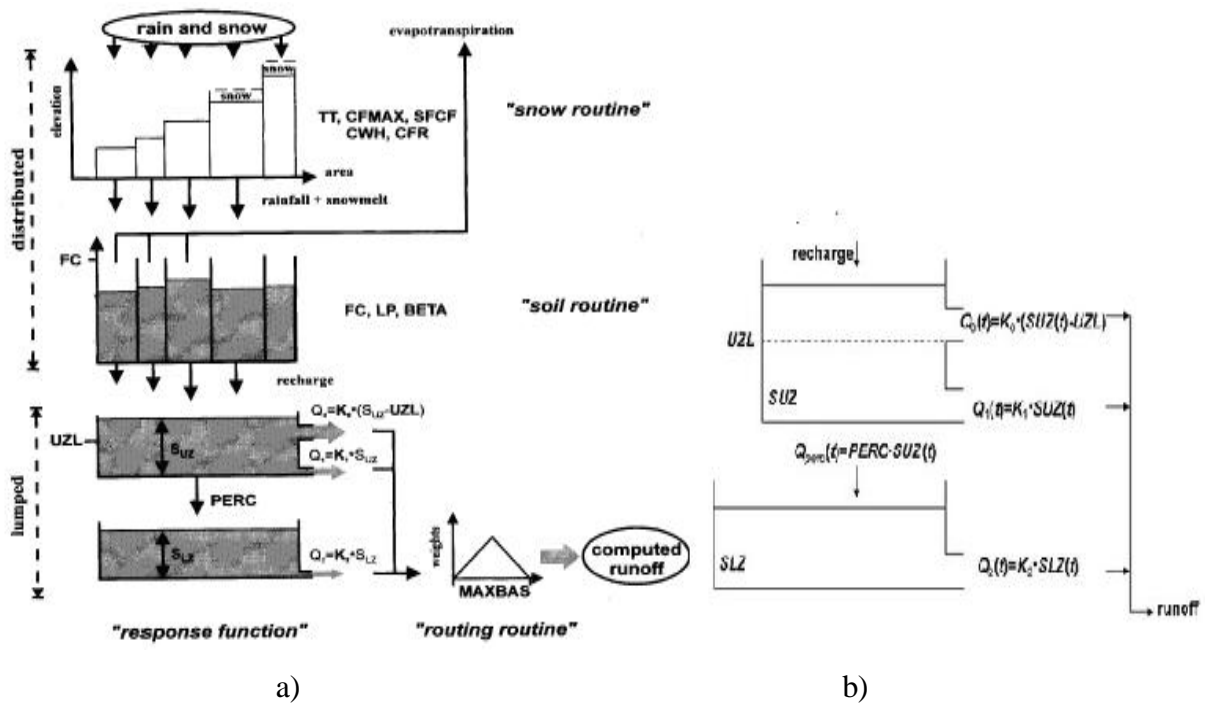


Figure : 4.3 a) Paramètres de simulation, b) fonction de réponse (Seibert, 2000, Seibert et al., 2000) du modèle HBV Light.

T_M : température moyenne à long terme ($^{\circ}C$)

Recharge : entrée de la routine du sol ($mm\ jour^{-1}$)

SUZ : stockage dans la zone supérieure (mm)

SLZ : stockage dans la zone inférieure (mm)

UZL : paramètre de seuil (mm)

PERC : max. percolation de zone inférieure ($mm\ jour^{-1}$)

K_i : coefficient de récession (jour dans la zone du sous sol j^{-1})

Q_i : composante de ruissèlement ($mm\ .jour^{-1}$)

K_i : Coefficient de récession (j^{-1})

FC : Capacité de stockage maximale d'humidité du sol

N.B

SUZ n'a pas de limite supérieure

Q_2 ne peut jamais dépasser $PERC/ ZSL$ et ne peut jamais dépasser $PERC/K_2$

Les 3 coefficients (K_0 , K_1 et K_2) des 3 composantes du débit simulé, Q_0 : débit de ruissèlement pur, Q_1 : débit hypodermique et Q_2 : débit de base qui font partie de l'optimisation manuel au cours du calage du modèle (voir Figure 4.3)

MAXBAS : temps de base de l'hydrogramme unitaire

FC : est la plus grande teneur en eau dans le réservoir supérieur

L'ensemble des paramètres de simulation sont donnés arbitrairement au début de traitement après avoir enregistré les données journalières des précipitations, des températures, des débits mesurés et les 12 valeurs moyennes de l'ETP mensuelle (figure 4.4) ;

Figure 4.4 : Exemple du menu des paramètres de calage du HBV Light

La figure 4.3 illustre le processus général de la version simplifiée du modèle d'utilisation du modèle HBV. Le modèle peut fonctionner à un pas de temps journalier ou mensuel ; les données d'entrée requises comprennent des séries chronologiques de précipitations et des observations de température à chaque pas de temps journalier, et des estimations à long terme de la moyenne mensuelles de température et l'évapotranspiration potentielle. Le modèle inclut aussi un module qui traite les précipitations d'entrée soit de la pluie ou la neige, sur la base d'entrée de température à chaque pas de temps. Les précipitations et la fonte des neiges (si elle existe) sont ensuite traitées dans le module d'humidité du sol où la pluviométrie efficace qui contribue à l'écoulement de surface évalué. La partie restante de la pluie contribue au stockage de l'humidité du sol qui lui-même peut être évaporé tant qu'il y est contenu assez d'eau dans le sous-sol. Le résultat principal du modèle est le ruissellement à l'exutoire du bassin versant, qui a trois composantes (en millimètre par jour mm.j^{-1}) : les eaux de ruissellement pur $Q_0 (\text{mm.j}^{-1})$, hypodermique $Q_1 (\text{mm.j}^{-1})$ (contribution de l'écoulement près de la surface) et le débit de base $Q_2 (\text{mm.j}^{-1})$ (contribution de l'écoulement des eaux souterraines). Le modèle a un certain nombre de paramètres qui doivent être calibré en fonction des observations disponibles. Dans la suite, le détail de chaque module est brièvement décrit dans l'organigramme représenté par la figure 4.5.

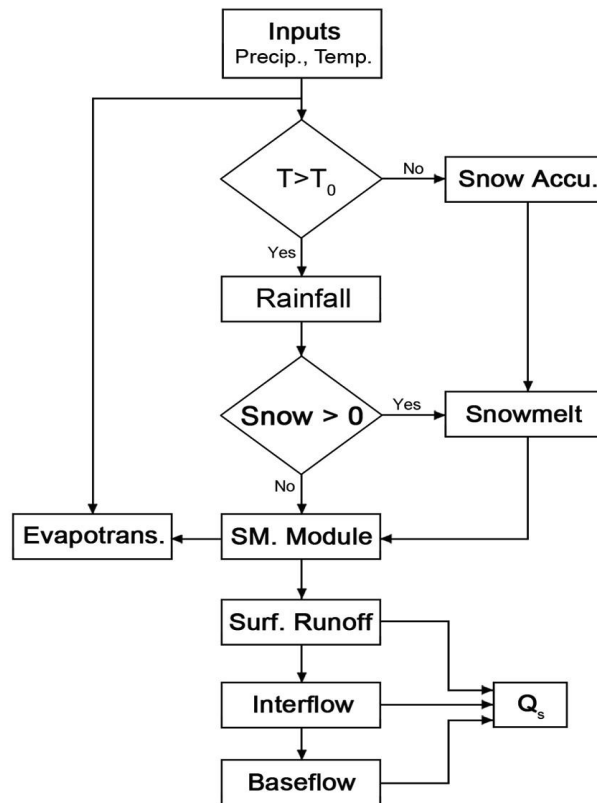


Figure 4.5 : Organigramme des procédés généraux de la version du modèle HBV Light (Manuel ISMH, 2005)

2.2.1. Fonte des neiges et l'accumulation de neige

La fonte des neiges et l'accumulation sont supposées être directement proportionnelles à la température. Le premier des paramètres du modèle est le seuil de, la température TT (Figure 4.4) ; pour des températures supérieures à la neige fondue et si TT est au dessous de celle-ci la neige s'accumule. Réglage de la température initiale TT à zéro degrés Celsius est une hypothèse de départ raisonnable. Si un événement de précipitation P (mm) se produit lorsque la température est inférieure à TT puis la précipitation s'accumule sous forme de neige, sinon la précipitation d'entrée est supposée comme précipitation. Tant que la température $t(t)$ reste au-dessous du seuil de la température TT , la précipitation d'entrée ne contribue pas au ruissellement. Cependant, dès que la température dépasse le seuil, c'est le début de la fonte des neiges qui contribue à l'écoulement (Figure 4.5).

2.2.2. La précipitation efficace et l'humidité du sol

Les précipitations tombant sur un bassin versant sont généralement divisées en deux volets :

Le premier contribue à l'infiltration dans la zone des sols,

Et le deuxième volet contribue au ruissellement de surface.

La deuxième composante, généralement connu sous le nom des précipitations efficaces, estimé par le HBV qui contribue à la teneur de l'humidité du sol au moment des précipitations. La capacité (FC) est le paramètre qui décrit le stockage maximal d'humidité du sol dans la zone sous-sol. En général, la production devient plus concentrée en humidité du sol au moment de la précipitation, et par la suite la contribution des précipitations au ruissellement. Lorsque l'humidité contenue dans sol se rapproche de la capacité au champ d'infiltration, elle réduit la contribution des précipitations au ruissellement, c'est l'augmentation de la production. L'équation 4.13 donne les précipitations efficaces en fonction de la teneur en humidité du sol.

$$P_{eff} = \left(\frac{SM}{FC} \right)^\beta (P + S_m) \quad 4.13$$

Où P_{eff} : est la précipitation efficace [mm], SM est l'humidité réel du sol [mm], FC est la capacité de stockage maximale dans le sol [mm], P est la hauteur des précipitations quotidiennes [mm], et β [-] un paramètre du modèle (coefficient de forme).

Pour un déficit d'humidité du sol donnée (mesuré par le rapport de (SM/CF), Sm est le paramètre, connu sous le nom de coefficient de forme, (P + Sm) contrôle la quantité de l'eau qui contribue au ruissellement. La Figure 4.6 montre la relation entre l'humidité du sol (SM), sur la capacité du terrain, le coefficient de forme β [-] et le coefficient de ruissellement qui est défini comme le rapport des précipitations effectifs à la profondeur d'eau totale disponible.

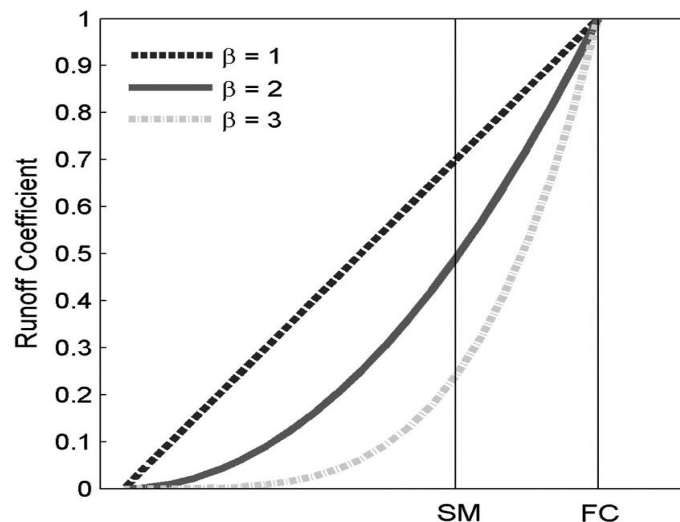


Figure 4.6. Coefficient de ruissellement en fonction de l'humidité du sol et la capacité maximale de stockage (ISMH, 2005).

La figure 4.6 montre que l'humidité SM augmente avec le coefficient de forme β [-] et admet une valeur constante quelque soit la valeur β [-] pour une valeur de la capacité maximale de stockage (voir le sous paragraphe 2.2.2.1).

2.2.2.1. Relation entre l'humidité du sol et la capacité du champ des eaux de ruissèlement.

Le graphique (Figure 4.6) montre que pour un montant particulier de l'humidité du sol est plus élevé si le coefficient de ruissèlement est faible. En outre comme l'humidité du sol (SM) se rapproche de la capacité du champ (FC), quant le coefficient de ruissèlement β [-] augmente. Tant que la capacité sur le terrain et le coefficient de forme FC sont utilisés comme paramètres d'étalonnage (Figure 4.6). Il est à noter que le coefficient de ruissèlement et l'humidité du sol ne sont pas constants et qu'ils changent de façon dynamique au cours des pas de temps de simulation. Pour commencer les calculs une valeur initiale pour l'humidité du sol est nécessaire. La pluie efficace est calculée par l'utilisation de l'équation (4.13) et la valeur initiale de l'humidité du sol (SM).

Par exemple, si le coefficient de ruissèlement est estimé à 0,7, les 70% des précipitations contribuent aux eaux de ruissèlement et le reste (30 pour cent) s'infiltré dans le sous-sol. La valeur initiale de l'humidité du sol est ensuite mise à jour qui est fondée sur l'infiltration et la l'évapotranspiration. Pour le prochain pas de temps, la nouvelle valeur de l'humidité du sol est utilisée et les calculs sont répétés en utilisant les nouvelles précipitations.

2.2.3. L'évapotranspiration

Pour calculer l'évapotranspiration réelle au niveau des bassins versants, l'utilisateur du modèle doit fournir à l'entrée et à long terme l'évapotranspiration potentielle mensuel. Ensuite, pour chaque jour dans la période de simulation, l'ajustement de l'évapotranspiration potentielle est calculé en réduisant la valeur potentielle basée sur la différence entre la température moyenne dans la journée et à long terme de la température moyenne mensuelle (Eq. 4.14)

$$PEa = (1 + C(T - T_m)).PE_m \quad 4.14$$

Ou PEa : est l'ajustement de l'évapotranspiration potentielle [mm], T est la température quotidienne moyenne, T_m est la température moyenne mensuelle à long terme, PE_M est l'évapotranspiration potentielle moyenne mensuelle à long terme, C'est un paramètre du modèle. Le paramètre C du modèle est utilisé pour améliorer la performance du modèle lorsque la température quotidienne moyenne s'écarte considérablement de son long terme. L'humidité du sol et l'évapotranspiration réelle calculés sont couplés grâce à l'utilisation du

point de flétrissement permanent du sol (PWP). L'équation 4.15 montre la relation entre l'humidité du sol et l'évapotranspiration réelle.

$$E_a = PE_a \left(\frac{SM}{PWP} \right) \quad \text{si } SM < PWP \quad 4.15$$

$$E_a = PE_a \quad \text{si } SM > PWP$$

où E_a : est l'évapotranspiration réelle [mm], PWP est le point de flétrissement permanent du sol [mm]. L'équation 4.10 indique que lorsque l'humidité du sol SM est au-dessus, l'évapotranspiration réelle qui se produit au même rythme que l'évapotranspiration potentielle. Le PWP est une limite pour l'évapotranspiration de l'humidité du sol, ce qui signifie que lorsque l'humidité du sol est inférieure à PWP, l'évapotranspiration réelle est inférieure à l'évapotranspiration ajustée.

En d'autres termes, l'équation 4.15 réduit le montant de l'évapotranspiration due à l'absence de disponibilité de l'humidité du sol en dessous de PWP. La figure 4.7 illustre la relation entre le rendement réel l'évapotranspiration et PWP décrit dans l'équation 4.15.

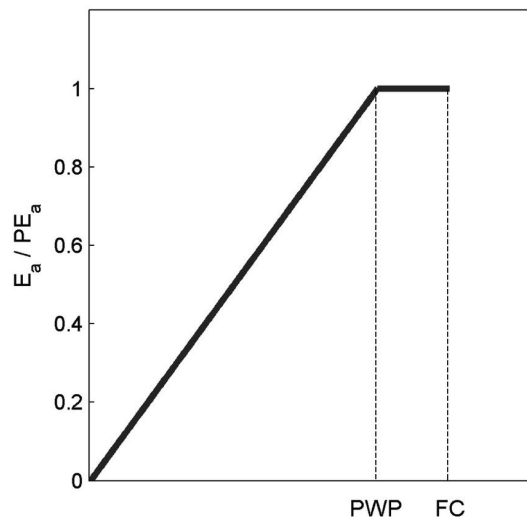


Figure 4.7. Relation entre l'évapotranspiration réelle et PWP

Le graphique 4.7 indique que lorsque le PWP est proche de la capacité au champ, l'évapotranspiration réelle qui sera plus élevée, et vice-versa. Sur la base des observations, les paramètres du modèle FC ; PWP peuvent être tous deux estimés par l'étalonnage du modèle.

2.2.4. Réponse des eaux de ruissellement

Ce module évalue le ruissellement à l'exutoire du bassin se reposant sur le concept de réservoir. Le système se compose de deux réservoirs conceptuels, l'un au dessus de l'autre, comme représentés schématiquement sur la Figure 4.3. Le premier réservoir est introduit dans

le modèle de l'écoulement près de la surface, tandis que le second réservoir est utilisé pour simuler le débit de base (contribution en eau souterraine).

2.2.5. Menu du modèle HBV Light

Les étapes suivantes décrivent d'une manière intégrale la saisie et la sauvegarde des entrées du quotidien des précipitations P (mm), températures T (°C), des débits Q observés (mm. j⁻¹) et les valeurs de l'évapotranspiration mensuelle moyenne ETP (mm. mois⁻¹).

2.2.5.1. Nom du bassin : Catchment name\data

ptq.dat (données journalières des précipitations, températures et débits mesurés)

evap.dat (Evapotranspiration moyen mensuel)

par.dat (15 paramètres du modèle) (voir figure 4.8)

clarea.dat (surface du bassin)

Optional: t_mean.dat, ptcalt.dat, gw.dat and gwinfo.dat, ce fichier est optionnel

..\catchmentname\results (fichier des résultats)

Le programme peut être démarré à partir de l'Explorateur (HBV *. exe). Cependant, il peut être plus confortable de créer un raccourci du HBV.

Data files (input). (Entrées)

Tous les fichiers suivants doivent être situés dans le même répertoire... \ data

PTQ-file

Le **PTQ-file** (ptq.dat) contient des séries chronologiques des précipitations quotidiennes [mm /jour], des températures [° C] et des débits [mm / jour]. Le nom du fichier d'entrée est toujours ptq.dat et le format est le suivant :

- a) en tête de deux lignes, la première contient un nom pour le bassin versant (pas de virgule dans cette ligne), la deuxième ligne n'est pas utilisée par le programme.
 - b) Date (**AAMMJJ** ou **AAAAMMJJ**), les précipitations, la température, le débit observé
- décharge d'une ligne par jour (séparé par des virgules)

Par exemple :

SOUS BASSIN DE L'OUED BOUSSALEM B5

Date, P, T, Q
950101,0.4, 2.6, 0.1
950102, 0,1.7, 0.08
950103,2.4, 3.8, 0.2
950104, 5, 7,1.5

Le fichier de l'évaporation

Le fichier de l'évaporation contient des valeurs de l'évaporation potentielle (mm/jour). Le fichier peut contenir ...

- a) 12 valeurs, c'est à dire à long terme des valeurs moyennes mensuelles, et les valeurs quotidiennes seront linéaires interpolées.
- b) les valeurs 365, à savoir à long terme des valeurs moyennes quotidiennes
- c) autant de valeurs que des pas de temps dans les PTQ fichier, c'est à dire une valeur pour chaque jour

Le nom de ce fichier est **evap.dat** et il a le format suivant : une ligne (en tête) suivie par des valeurs (une valeur par ligne).

Exemple :

Pot. evap

0.1

0.5

2

2.6

....

Le fichier température moyenne

Ce fichier est facultatif. Si elle existe, la moyenne à long terme de l'évaporation potentielle pour un certain jour de l'année seront corrigées à leur valeur au jour t en utilisant les écarts de la température moyenne à long terme et un facteur de correction, CET. Si le fichier n'existe pas, le paramètre C_{ET} n'est pas utilisé.

Le fichier peut contenir ...

- a) 12 valeurs, c'est à dire à long terme des valeurs moyennes mensuelles, et les valeurs quotidiennes seront linéaires interpolées.
- b) Les valeurs 365, à savoir à long terme des valeurs moyennes quotidiennes Le nom de ce fichier est **t_mean.dat** et il a le format suivant : une ligne (en tête) suivie par des valeurs (une valeur par ligne)

Exemple :

Température moyenne

-7.5

-1

4.2

PTCALT file (précipitations calculées)

Ce fichier est facultatif.

Si elle existe, des séries temporelles de température et/ou les précipitations sont dégradés utilisé à la place des valeurs constantes TCALT et / ou PCALT.

Le nom de ce fichier est **PTCALT.dat** et il a la forme suivante :

Deux lignes (en-tête) suivie par les valeurs (date et un ou deux valeurs par ligne)
Exemple :

Catchmentname (Nom du bassin versant)

Date, PCALT, TCALT

960130, 10, 0.5

960131, 15, 0.6

.....

Si les séries chronologiques sont utilisées pour les deux PCALT et TCALT, les valeurs de PCALT doivent être dans la deuxième colonne et ceux pour TCALT dans la troisième colonne.

Si pour une seule des deux séries de temps est utilisé, le fichier ne doit contenir que deux colonnes (header = date, TCALT ou date, PCALT)

2.2.5.2. Fichiers des résultats

Si les résultats d'une exécution du modèle sont stockés (voir menu de changement HBV.ini), puis les résultats peuvent être trouvés dans le répertoire c: jmodels\\HBV\ résultats\ dans deux fichiers: **resuxxx.dat** (séries chronologiques des différentes variables) et **sumxxx.txt** (résumé), où xxx est le «modèle-Run-n ». Les fichiers d'une exécution du modèle précédent sont lus par le programme. Si le modèle-Run-n est changé pour le nombre de cette course précédente en utilisant le menu les résultats de **xxx nombre**. Après avoir changé les nombres, les résultats peuvent être affichés. Les deux fichiers sont au format ASCII qui rend possible de les exporter vers un programme comme, par **exemple, EXCEL ou Graphe**

Si la végétation est différente et / ou des zones d'altitude sont utilisés, les séries chronologiques des simulations peuvent être conservés (voir menu de changement **HBV.ini**).

Pour le calibrage du modèle, les valeurs des différentes fonctions objectives sont calculées par le programme et enregistrés dans le résumé de fichier **summary-file** (tableau 4.1).

Tableau 4.1. Fonctions objectives ou types de testes (manuel HBV Light 2005).

Fonction objective	Définition	Qualité du rapport « Parfait »
Efficacité (Reff)	$1 - \frac{\sum (Q_{obs} - Q_{Sim})^2}{\sum (Q_{Obs} - \overline{Q_{Obs}})^2}$	1
L'efficacité en utilisant les erreurs pondérées	$1 - \frac{\sum w(Q_{obs})(Q_{Obs} - Q_{Sim})^2}{\sum w(Q_{Obs}) - (Q_{Obs} - \overline{Q_{Obs}})^2}$	1
Efficacité à l'aide Ln(Q), Log (reff)	$1 - \frac{\sum (\ln Q_{Obs} - \ln Q_{Sim})^2}{\sum (\ln Q_{Obs} - \ln \overline{Q_{Obs}})^2}$	1
Coefficient de détermination r ²	$\frac{\sum (Q_{Obs} - \overline{Q_{Obs}})(Q_{Obs} - Q_{Sim})^2}{\sum (Q_{Obs} - \overline{Q_{Obs}})^2 \sum (Q_{Sim} - \overline{Q_{Sim}})^2}$	1
Ecart moyenne annuelle entre les débits simulés et observés	$\frac{\sum (Q_{Obs} - Q_{Sim})}{\text{Nombre de jour}} .365$	0

2.2.5.3. Eléments et modalités du menu du modèle HBV

Le tableau 4.2 illustre les modalités d'utilisation du HBV Light (Manuel HBV Light 2005)

Tableau 4.2. Menu du HBV

Menu principal	Sous Menu	Sujet
HBV	En bref	Information sur le programme
	Changement HBV.in (*)	Modifier les paramètres
	Quitter	Quitter le programme
Travail	Run	Démarrer une course de modèles
	Parameters (*)	Changement des valeurs paramètres
	Catchment (*)	Changement du bassin
Résultats	of number xxx	Modifier le nombre de regarder les résultats d'une exécution du modèle précédent (les runs précédents ne sont disponibles que si ces passages ont été enregistrés, voir le VHB INI) ...
	Graph (*)	La production graphique de la simulation
	Résumé	Résumé de la simulation (équilibre de l'eau et les valeurs de la fonction objectif,
	GW : niveaux d'eau souterraine (*)	Niveaux des eaux souterraines mesurées et niveaux d'eau simulées dans les deux zones des eaux souterraines (SUZ+ZSL) (Note : disponible uniquement s'il y'a un fichier de données avec les eaux souterraines)
EXTRA	Monte Carlo runs (*)	Modèle de fonction multiples paramètres aléatoires (calage automatique)
	Exécution lot (*)	Modèle fonctionnant avec de multiples paramètres lus à partir d'un fichier
	Optimisation de GAP (*)	Optimisation à l'aide d'un algorithme génétique (et d'une optimisation ultérieur local)

(*) Plus d'information sont données ci-dessus

HBV.ini

Il y'a la possibilité de choisir ...

a) ...si on souhaite enregistrer les résultats des simulations

Avantage : on peut retrouver plus tard, les simulations antérieures pour une nouvelle exécution,

Inconvénient : cette option augmente le temps nécessaire pour une simulation). En outre, nous pouvons décider de sauvegarder les simulations distribuées, à savoir, l'état et le flux pour les différentes d'altitude des zones de végétation-.

b) ...le nombre maximal de pas de temps (jours) du fichier PTQ. Le nombre max de données est fixé à 30000 jours (à moins que le PC ait peu de mémoire) (OBS : S'il y'a un grand nombre de données les valeurs sont lues à partir des fichiers d'entrée, comme on peut redémarrer le programme après avoir changé le fichier PTQ.

c)...la valeur par défaut pour le nombre de pas de temps reportés sur un graphique (365 jours est une valeur convenable)

d)...le chemin du répertoire de travail, c'est à dire un répertoire où nous avons un sous-répertoire « Données » avec tous les fichiers de données d'entrée, et un sous-répertoire « résultats » où tous les résultats seront sauvegardés. Si on change le chemin, la nouvelle entrée de données des fichiers seront lus immédiatement. Notez que la plupart des «ini'-paramètres ainsi que la période de simulation sont enregistrés individuellement pour chaque bassin (Répertoire de travail).

e) ...si on souhaite utiliser la version standard ou d'une structure de modèle alternatif (Par exemple, une fonction de réponse alternative avec un retard, une version à trois cases, une version d'une case, plus ou moins « semi-distribué », les calculs des routines).

f) ...L'avantage du modèle HBV Light et que le teste s'élargie sur cinq fonctions objectives ou critères de calage et validation (voir Tableau 4.1) en plus du critère saisonnier. L'utilisateur peut valider ou rejeter selon ses critères décrits précédemment.

2.2.5.4. Paramètres de sorties (RESULTATS)

Le réglage de tous les paramètres, dès le début et à la fin de la période de simulation et le début de l'exécution des up'- période. L'exécution-up' période est nécessaire pour obtenir les valeurs initiales appropriées des différentes variables d'état pour le début de la période de simulation, les simulations au cours de l'exécution-up'- période ne sont ni stockées, ni utilisées à d'autres analyses. On peut charger ou enregistrer nos valeurs des paramètres si nous

voulons revenir à l'ancienne valeur ou de garder un jeu de paramètres pour une utilisation ultérieure.

Bassin (Catchment)

Résultats en Graph

Il suffit d'appuyer sur l'icône **LOT** et les résultats seront affichés pour la période visée par les termes «de ... à » (Voir Tableau 4. 3). Si le « min / max ..." est cochée, les axes sont réduits de la même manière pour la période de simulation, sinon, les axes sont ajustées pour correspondre à la période du tracé. Le nombre de jours sont présentés sur l'axe des abscisses comme le montre la Figure 4.8 qui est un exemple de données **PTQ** et les résultats de la simulation en l'occurrence les débits simulés des nappes.

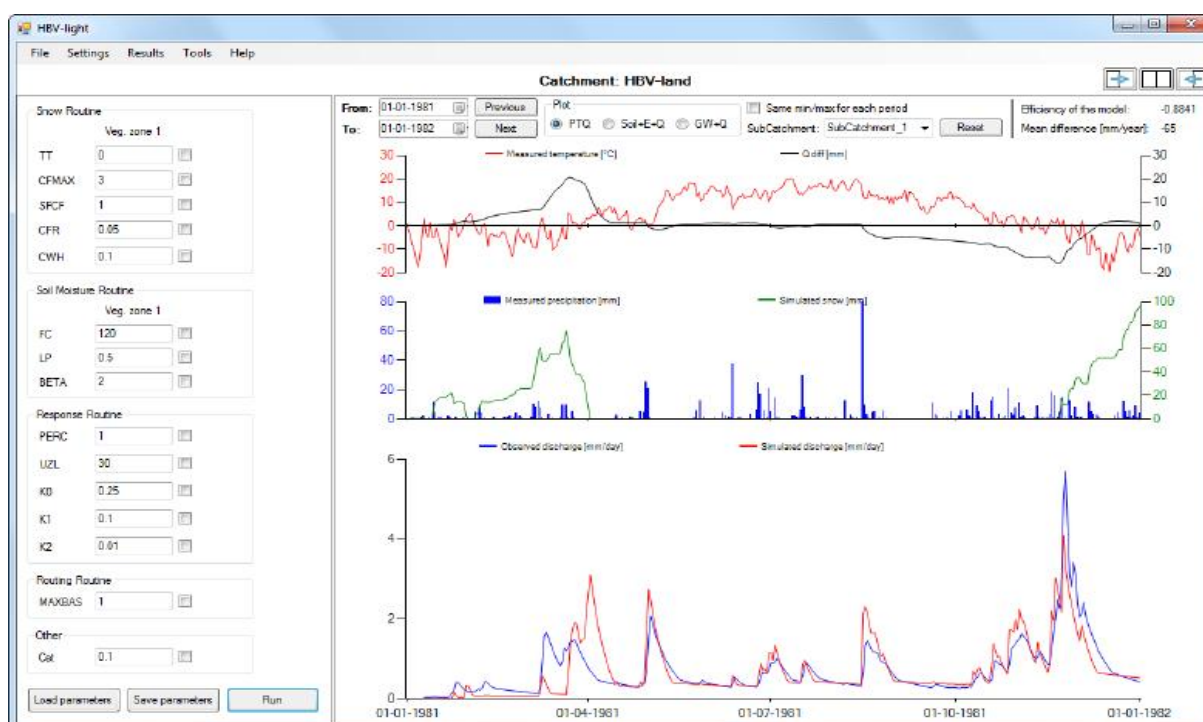


Figure 4.8 Exemple des résultats graphique de la simulation par HBV sur une période 01/01/1981 au 01/01/1982

Le tableau 4.3 indique la simulation moyenne observée par superposition des débits simulés ainsi que les températures et les précipitations. Comme on peut voir sur le graphique le niveau des eaux souterraines, l'évaporation ainsi que d'autres écoulements contribuant à l'écoulement global au niveau de l'exutoire.

Tableau 4.3. Liste des Graphes-options (Cette opération est optionnelle)

Option Plot	Graphique	Plotted variable (s)
PTQ	Haut	Différence accumulée entre la sortie simulées et observées (en noir) et la température mesurée (en rouge)
	Milieu	Précipitations mesurées (bleu) et la neige simulée (en équivalent d'eau, en vert)
	Bas	Débit enregistrées (bleu) et simulées (en rouge)
Soil+E+Q	Haut	Évapotranspiration potentiel (bleu) et actuel (rouge)
	Milieu	Montant de l'eau dans la zone du sol, SM (en rouge)
	Bas	Débit enregistrées (bleu) et simulé (en rouge)
GW+Q	Haut	Montant de l'eau souterraine dans la zone supérieure, SUZ (en bleu)
	Milieu	Montant de l'eau dans la zone inférieure des eaux souterraines, ZSL (noir)
	Bas	Débit enregistrées (bleu) et simulé (rouge)

Le modèle du HBV peut être utilisé ...

- Afin d'étendre les eaux de ruissellement des séries de données (ou de combler les lacunes);
- Pour la qualité des données de contrôle ;
- Pour les études de bilan hydrique ;
- Pour la prévision du ruissellement (alerte contre les inondations et le fonctionnement du réservoir) ;
- Pour calculer les inondations de conception pour la sécurité des barrages ;
- Pour étudier les effets des changements au sein du bassin versant ;
- Pour simuler les débits à la sortie des bassins versants non jaugés ;
- Pour simuler les effets du changement climatique

Conclusion.

Au cours de la description détaillé des deux modèles qui sont utilisés dans le monde entier avec beaucoup de transformation selon la vision de l'utilisateur et selon les objectifs du modeleur ou le second et moins connu en Algérie.

Le modèle H.B.V tient compte de :

- La prévention hydrologique

- L'étude des inondations
- L'applications environnementales et changement du climat.

Le modèle global GR4J est utilisé pour les bassins versants jaugés de superficie considérable, alors que le code HBV Light peut être utilisé soit d'une manière globale ou semi-distribué qui est une solution pour les petits bassins non jaugés. Le HBV est utilisé en Europe, en Amérique du Nord, en Amérique latine, en Asie et en Afrique. Le modèle GR4J par sa parcimonie a connu plusieurs versions par le centre de recherche Français CEMAGREF depuis sa création pendant les années 80. Vu la complexité du modèle HBV Light et sa structure sur-paramétré, son application est basée sur la connaissance large de l'utilisateur ; car c'est un modèle difficile à maîtriser vu sa pertinence que se soit en données ou en sorties. Ce code de calcul peut résoudre beaucoup de problème tel que le dimensionnement des ouvrages annexes des barrages. L'utilisateur doit avoir des connaissances vastes dans le domaine informatique tel que, le langage FORTRAN et les tableurs comme EXCEL au moment de traitement des données du tableur vers le fichier de données et réciproquement au moment de l'importation des résultats (OUTPUT). Le modèle HBV light peut résoudre certains problèmes dans le domaine de dimensionnement des ouvrages annexes des barrages comme l'évacuateur de crue ou la vidange de fond ainsi les problèmes du changement climatique. Malgré notre connaissance et la maîtrise de ces deux modèles mais il reste toujours des ambiguïtés dans le domaine de la modélisation hydrologiques. La simulation par les modèles conceptuels semi-distribués reste un outil de résolution des apports des bassins non jaugés.

Nous avons voulu comparer les deux modèles de simulation des débits aux niveaux des 13 sous bassins respectivement à l'Oued Boussalem et Rhumel afin de déterminer celui qui adhère à notre région qui sera plus détaillé dans le chapitre 5. En plus des débits simulés pourrons certainement nous éclaircir la relation entre l'écoulement et les teneurs des métaux au niveau des principaux talwegs des deux bassins versants.

Chapitre 5.

Simulation à l'aide des modèles GR4J et HBV

1. Introduction

Les changements climatiques actuels influencent les régimes hydrologiques des bassins versants. Des programmes de recherche sont développés pour adapter les systèmes de gestion de l'eau à cette évolution. Cette démarche vise à mettre à la disposition des gestionnaires de l'eau des barrages de Ain Zada et Athmania comme un outil très simple de simulation hydrologique. A partir des observations de pluviométrie, on peut ainsi parvenir à reproduire la réponse en débit d'un bassin, notamment pour les crues exceptionnelles ou les basses eaux extrêmes.

Une approche de comparaison entre le modèle conceptuel GR4J et HBV Light a été retenue pour appréhender les incertitudes liées à la modélisation hydrologique. Cette incertitude est nécessairement totale, et ceci resterait vrai si l'on augmentait le nombre de modèles hydrologiques considérés. Comme le nombre de modèles augmente vite le nombre de simulations hydrologiques à analyser (puisque ces modèles devaient simuler 13 scénarios climatiques désagrégés, afin de rendre également compte des incertitudes liées aux scénarios climatiques). Un compromis est nécessaire pour travailler sur un nombre de modèles suffisant pour représenter au mieux la dispersion possible mais gérable opérationnellement. Un autre point très important est de ne pas surestimer les incertitudes en tenant compte des modèles qui ne représentent pas le fonctionnement hydrologique régional semi-aride de manière réaliste. Le premier critère est donc de ne considérer que des modèles validés avec de bonnes performances par rapport aux observations historiques (de débits jaugés). Un tel exercice est cependant difficile car de telles données n'existent pas forcément. Ainsi il n'y a pas d'analogues enregistrés dans les bassins de l'Oued Boussalem et Rhumel du climat plus chaud et plus sec attendu sur le long-terme comme les données de 2001 et 2003.

Une autre possibilité serait d'utiliser les conditions historiques d'autres bassins versants, plus arides, avec la limite cette fois que cette approche implique une caractérisation différente des paramètres des modèles (que ce soit par calage ou à partir de données a priori) et que l'on valide/invalidé donc une version différente de celle utilisée dans l'étude d'impact. Vu ces difficultés, nous n'avons pas abordé cette question de manière systématique dans cette étude. Ce comportement fait écho à une évaluation menée sur 37

ans à proximité de Farmatou, qui a montré une surestimation de l'évapotranspiration du modèle HBV pendant l'été 2001 et 2003.

La modélisation pluie-débit vise à reproduire la réponse en débit d'un bassin versant aux observations de pluviométrie à un pas de temps journalier. Les approches semi-distribuées sont courantes en modélisation hydrologique, où le bassin est considéré comme un ensemble de sous-bassins. Le débit à l'exutoire est alors calculé par une agrégation des sorties de différentes sous-unités, augmentant la complexité du modèle. Des alternatives à ces méthodes ont été proposées au cours de ce travail, en partant d'une approche globale appliquée sur le bassin de Oued Boussalem et Rhumel. Le modèle GR4J considère les précipitations des sous-bassins comme une moyenne, et la simulation des débits par HBV Light a montré des performances intéressantes avec l'ajout d'un module neige pour prendre en compte l'influence nivale sur le régime hydrologique des deux bassins. Toujours en mode global, l'entrée des données pluviométriques a ensuite été limitée au deux bassins B1 et B8. Les résultats sur les débits simulés à l'exutoire s'avèrent étonnants pour un bassin d'une telle taille (Boussalem 1800 km² et Rhumel 1300 km²). Un raffinement du modèle HBV Light a été finalement orienté vers la semi-distribution. Les meilleures performances de la simulation en modèle semi-distribué sont légèrement améliorées aux exutoires B1, B2 et B4.

1.1. Objectifs

L'accroissement des moyens de calcul mis à la disposition des hydrologues a permis un développement important de la modélisation hydrologique durant ces vingt dernières années. Celle-ci a des objectifs variés allant de la prévision de crue à la génération de chroniques de données en passant, entre autres, par la simulation du fonctionnement de systèmes d'eau ou la prédétermination de valeurs atteintes par quelques variables communément mesurées. Concernant le domaine particulier de la relation pluie-débit, de très nombreux modèles ont vu le jour durant ces dernières années. Cependant le bilan réel de leur exploitation n'est que rarement effectué et leur utilisation par une autre personne que leur concepteur s'avère généralement très délicate, parfois même impossible. Comparé au foisonnement des modèles, le maigre bilan tiré en matière d'utilisation "opérationnelle" de ces modèles vient donc renforcer le contexte général de scepticisme à l'égard de l'évolution actuelle et des performances de la modélisation hydrologique. (Klemeš, 1986b, Kundzewic, 1986, Beven, 1987).

Avant de se lancer dans tout nouveau développement, il nous a donc paru important d'arriver à une meilleure utilisation des modèles actuellement disponibles. Il faut pour cela leur assigner des objectifs qui soient réellement en rapport avec ce que ces algorithmes sont en mesure de réaliser. Cette démarche est certainement moins ambitieuse mais plus réaliste qu'un concept élaboré dans un cas particulier. L'objectif qui était le nôtre était de fournir aux gestionnaires de projets et aux aménageurs de véritables outils, c'est à dire l'utilisation de ces logiciels par des non spécialistes tant en Hydrologie qu'en Informatique. A cette fin, ils doivent répondre à plusieurs conditions :

- Être de mise en œuvre rapide et pouvoir fonctionner sur micro-ordinateur
- Se montrer d'une utilisation particulièrement conviviale.
- Pouvoir utiliser des données de réseaux,
- Apporter des réponses utiles et adaptées aux problèmes traités (par exemple des évaluations d'apports à des pas de temps décennaires ou mensuels).

Parmi les différents modèles globaux conceptuels et semi-distribués qui étaient à notre disposition, nous en avons retenu deux (les modèles GR4J et HBV Light) sur lesquels faire porter nos efforts de manière à satisfaire les contraintes énoncées plus haut. Cela a entraîné un important travail informatique indispensable à leur utilisation et leur adaptation sur micro-ordinateur.

Les approches de modélisation globale et semi-distribuée sont courantes en hydrologie, en particulier sur de grands bassins versants comme celui de l'Oued Boussalem (1800 km² à la station de jaugeage de Farnatou avec une superficie de 103.8 Km²) et celui de Rhumel (1300 km² à la station de jaugeage de Athmania). Ces approches divisent le bassin en plusieurs unités homogènes, appelées "*sous-bassins*" pour les modèles semi-distribués. La transformation de la pluie en débit est effectuée à l'échelle de ces unités, et une agrégation finale permet de calculer un débit à l'exutoire du bassin. Nous avons subdivisé le bassin de l'Oued Boussalem en huit sous bassins et celui de Rhumel en cinq sous bassins (voir chapitre 2). Les critères de Nash-Sutcliffe (voir Chapitre 3) sont dans une gamme moyenne d'environ 83 à 95%.

Ces méthodologies sont intéressantes mais introduisent un important degré de complexité dans les processus de modélisation. Deux genres de problèmes ressortent quand un modèle global ou semi-distribué est appliqué :

- ✓ **Les données ne sont en général pas valables à l'échelle du sous-bassin** (dans le cas du bassin de Boussalem, une station de jaugeage de Farnatou) qui peut être utilisée pour valider les calculs des débits des 8 sous-bassins.

✓ **La méthode d'agrégation introduit des paramètres supplémentaires augmente les incertitudes.** L'agrégation des hydrogrammes n'est pas simple et requiert des efforts supplémentaires de modélisation, ayant des effets importants sur le résultat final.

Le but de cette étude est de proposer des **alternatives de comparaison entre approches globales et semi-distribuées pour la simulation pluie-débit sur les deux bassins.** Ce travail de recherche contribue aux objectifs suivants :

✓ Les modèles pluie-débit sont des outils essentiels pour les acteurs de l'eau. Simplifier leurs utilisations sur de grands bassins pourraient faciliter leur diffusion dans les diverses applications hydrologiques (prévision de crue, impact du changement climatique, dimensionnement d'ouvrage d'art, ...).

✓ Les modèles globaux et semi-distribués requièrent d'énormes bases de données, ce qui n'est pas toujours possible à obtenir. Des approches simplifiées **diminuent les processus et accélèrent les étapes de calage du modèle.**

L'objectif principal est de présenter **un modèle hydrologique simple pour simuler les débits à la station de jaugeage de Farmatou, et Athmania.** Finalement, une comparaison entre tous les résultats des deux modèles permettra de fournir des conclusions et perspectives quant à l'application d'approches simples en modélisation hydrologique sur les grands bassins versants.

2. Données hydrologiques et météorologiques.

2.1. Les débits

Les données utilisées dans cette étude ont été fournies par l'A.N.R.H (Agence nationale des ressources hydriques). Les débits journaliers relevés entre 1979 et 2009 concernent 2 stations de jaugeage réparties sur Oued Boussalem et une station à Athmania au pied du barrage. La sélection des données a été réalisée sur la base des critères suivants :

➤ Il était nécessaire de choisir les stations représentant le mieux les **affluents majeurs**, pour ensuite comparer l'approche globale avec l'approche semi-distribué.

➤ **à Farmatou, les données hydrométriques et météorologiques sont disponibles entre 1979 à 2009.** Cette période a ensuite été choisie comme la **période de simulation**, car l'objectif clé été détalé la simulation aux sous bassins non équipés par les stations hydrométriques car on été obligé d'étendre les résultats à partir des paramètres optimisés à Farmatou vers les sous bassins B1, B2, B3, B4, B5, B6, B7 et B8 en rapportant chacun sa propre précipitation.

➤ **à Athmania les données pluviométriques** ne sont pas disponibles.

2.2. Les précipitations, températures et évapotranspirations potentielles

Les données de précipitations et de températures sont des valeurs journalières, relevées pour chacun des 13 sous-bassins de façon complète entre 1972 et 2009. Dans l'approche globale de modélisation, les valeurs de précipitation et l'évapotranspiration potentielle ont été agrégées à chaque pas de temps et sur chacune des 3 stations, pour ne fournir qu'une seule valeur par jour en entrée du modèle pluie-débit. Pour une simulation des apports journaliers du bassin à Farmatou, Ain Zada et Athmania, toutes les pluies et ETP mensuelles des 13 sous-bassins HBV auront la même importance dans le calcul des précipitations et des évaporations journalières sur l'ensemble du bassin.

Un premier calcul de l'évapotranspiration potentielle sur chacun des 13 sous bassins a été effectué, sur lequel ont été développées. L'analyse des séries temporelles de cette ETP testé sur le modèle GR4J sur les valeurs de l'ETP journaliers issu de la simulation par le HBV, qui s'est avéré non acceptable pour l'utilisation du modèle globale GR4J.

3. Modèles GR4J et HBV Light version 2

Les deux modèles considérés comme modèles conceptuels globaux et semi-distribués très utilisés dans le monde entier. Ils sont appliqués, dans des conditions de bassins versants très variées, et qui ont montré une grande capacité d'adaptation. Il existe plusieurs versions et à différents paramètres permettant leur application à des conditions hydrologiques particulières. Classiquement, entre le sol recevant la pluie et l'exutoire du bassin, on définit une fonction de production et une fonction de transfert. La fonction de production tient compte de l'état d'humidité du sol par le biais du taux de remplissage d'un réservoir alimentant l'évapotranspiration et fournit la fraction de l'eau précipitée devant participer à l'écoulement. La fonction de transfert comprend un écoulement rapide et un écoulement lent à décroissance exponentielle.

3.1. La fonction de production

La fonction de production effectue un prélèvement sur la lame précipitée qui permet de respecter le caractère conservatif du système. Son élément principal est l'évapotranspiration, mais elle peut prendre en compte des éléments différents du type fuites hors du bassin ou biais systématiques dans les évaluations des lames précipitées. Cette fonction de production est, en fait, représentée par un réservoir et soumis à un contrôle amont (fonction de partage de la pluie) et à une sortie aval modulée sur l'ETP et qui génère une ETR, qui n'a sans doute de réelle que le nom. (Perrin, 2000).

3.2. La fonction de transfert

Elle est constituée comme un ensemble de deux réservoirs à la fois en série et en parallèle grâce à la double sortie du réservoir.

Le réservoir intervient à deux niveaux :

- laminage des débits permettant de rendre continue la réponse à une alimentation discontinue
- répartition entre débit à décroissance rapide et débit à décroissance lente. Le transfert rapide se fait directement, alors que le transfert lent est régularisé par le biais d'un tarissement exponentiel.

Néanmoins, les nombreux paramètres définis à l'origine ne sont pas tous indépendants les uns des autres ce qui ne favorise pas leur optimisation à l'aide d'une procédure automatique. C'est pourquoi, actuellement, les meilleurs résultats sont obtenus par un calage "manuel" de la fonction de production et une optimisation des paramètres de transfert.

3.3. La détermination des paramètres

Dans le cas particulier du modèle GR4J, la détermination des valeurs des 4 paramètres s'effectue arbitrairement et de même manière pour les 15 paramètres du code de calcul HBV à l'aide d'une procédure d'optimisation non linéaire minimisant un critère d'écart entre débits observés et calculés. Le processus permet à la fois :

- De déterminer la longueur du pas de recherche,
- De déterminer la direction de ce pas,
- De tenir compte des contraintes imposées concernant les valeurs des paramètres.

3.4. Le module des entrées

Ce premier module a pour objectif de lire et de stocker en mémoire les données et les paramètres définissant un état de fonctionnement du modèle. Le GR4J comprend un fichier unique de données, d'évaporation, de fichier pluie et de débit (ou un fichier "pluie-débit" unique d'un type standard DATA.DAT ou fichier de données : précipitations, débits et évapotranspiration), et un fichier paramètres. Ce dernier contient les paramètres du modèle (production, transfert). Les formats des fichiers d'évaporation, de pluie et de débit sont imposés. Par contre il a été développé une procédure permettant la création à l'écran du fichier des paramètres. Cette procédure peut être employée en phase de calage pour modifier les paramètres. L'utilisation de ces modèles est particulièrement commode et

conviviale puisque l'opérateur est alors débarrassé de toute manipulation de fichiers. Les entrées du modèle HBV sont définies par le fichier **PTQ (pluie, température, et débits)**; le fichier **Evap (évapotranspiration)** et le fichier **PARAMPLO** (fichier des paramètres d'optimisation).

3.5. Le Module calcul

Les différentes fonctions de ce module n'ont aucune interface directe avec l'utilisateur. Trois types de fonctionnement ont été distingués (calage "manuel" "optimisation", "simulation") qui ont conduit à deux types de programme pour chaque modèle : une version calage "manuel" et simulation d'une part, et une version optimisation d'autre part. Plusieurs points sont néanmoins communs aux deux modèles :

- ✓ Calcul des débits au pas de temps journalier. C'est le "cœur" du modèle, appelé à chaque pas de temps est spécifique à chaque algorithme,
- ✓ Calcul des lames décadaires, mensuelles et annuelles à partir d'un vecteur journalier,
- ✓ Calcul d'auto-corrélation sur un vecteur et de corrélation entre deux vecteurs.

Les techniques d'optimisation disponibles sont actuellement au nombre de deux (Rosenrock, 1960 ; Nelder et Mead, 1965 ; Servat et Dezetter, 1988). Le choix de la fonction critère et du test d'arrêt de la procédure ne dépend que de l'utilisateur.

3.6. Le Module des sorties

Les résultats, qui sortent sur écran ou sur imprimante (au choix de l'utilisateur), apparaissent sous la forme de tableaux de lames écoulées décadaires, journaliers et annuelles, calculées et observées. Ces tableaux donnent également aux mêmes pas de temps les valeurs des lames précipitées et d'un certain nombre de paramètres d'écoulement propres à chaque modèle. L'impression des tableaux journaliers de pluie et de débits observés et calculés est optionnelle. Un environnement graphique a été développé qui permet le tracé des séries chronologiques de débits observés et calculés à des pas de temps journaliers. Ces graphiques sont un élément d'appréciation supplémentaire important lors de la phase de calage.

4. Présentation des bassins versants

Nous présentons ici brièvement les essais réalisés sur les deux bassins versants : Le premier est celui de Boussalem et le second est Rhumel. Ces bassins versants présentent une superficie totale de 3100 km² et une pente moyenne de 4%. En générale le sol est

argileux et recouvert d'un manteau de colluvion sablo-argileux. Le climat est méditerranéen semi aride avec une pluie interannuelle de l'ordre de 470 mm. La période étudiée s'étend de 1979 à 2009 pour le bassin versant de l'Oued Boussalem. Rappelons ici que les deux bassins sont divisés respectivement en 8 et 5 sous bassins. Cette subdivision tient compte des lieux (stations) de prélèvement des échantillons pour analyse des eaux des barrages de Ain Zada, et Athmania au cours de l'année 2001 et 2007-2008, dans le but de dégager l'origine du pollueur et les types de rejets qui seront traités au niveau du chapitre 7. L'approche globale consiste à envisager le bassin versant de façon globale c'est-à-dire que l'on considère qu'il est suffisamment bien décrit par des valeurs moyennes et qu'on ne désire pas prendre explicitement en compte la variabilité spatiale des variables d'entrée du modèle. Dans notre cas, cela se traduit de cette manière : même si l'on dispose de plusieurs mesures de pluie au même instant (pour le même jour en fait) sur notre bassin versant, on ne fournit au modèle qu'une valeur moyenne de pluie calculée à partir de l'ensemble de ces mesures. Ainsi, la totalité de l'information est prise en compte mais elle n'est exploitée que de façon globale. On applique donc le modèle une seule fois à la totalité du bassin versant et on obtient une unique chronique de débits pour ce même bassin (Perrin et *al.*, 2003 et Oddos, 2002).

Cette méthode peut sembler insuffisante lorsque le bassin versant présente une certaine hétérogénéité spatiale (au sein du bassin versant, selon la zone considérée, ce ne sont pas les mêmes mécanismes qui prédominent dans la formation des débits). Il peut alors sembler préférable de découper le bassin versant en différentes mailles et d'appliquer à chacune de ces nouvelles unités. L'étude de Baudez, (1997) et Perrin et *al.*, (2000) concluent qu'il n'existait pas de différence significative entre les approches globales et semi-distribuées, ni de lien entre les différents résultats observés pour chaque bassin selon l'approche choisie et des éléments comme la pédologie, la géologie, le couvert végétal, la densité de drainage et la topographie.

5. Présentation des résultats de comparaison de la simulation par les deux modèles globaux (APPROCHE GLOBALE)

5.1. Simulation des débits journaliers du sous bassin B1 par le code GR4J et HBV Light (sous-bassin amont de l'Oued Boussalem B1)

Le sous bassin B1 est équipé par la station de jaugeage de Farnatou ; les résultats de validation (1994-1996) obtenu par le GR4J seront représentés par la figure 5.1.

L'utilisation de la station pluviométrique de Farmatou et météorologique (températures) de Sétif pour les entrées du modèle sont appliquées au sous bassin B1 dont nous estimons que c'est un choix adéquat à ce dernier. La méthode des polygones de Thiessen a été utilisée pour les bassins non équipés pour le reste des stations pluviométriques.

Les résultats obtenus par la validation de l'approche globale par utilisation du modèle GR4J au niveau du sous-bassin B1 est présenté par la figure 5.1.

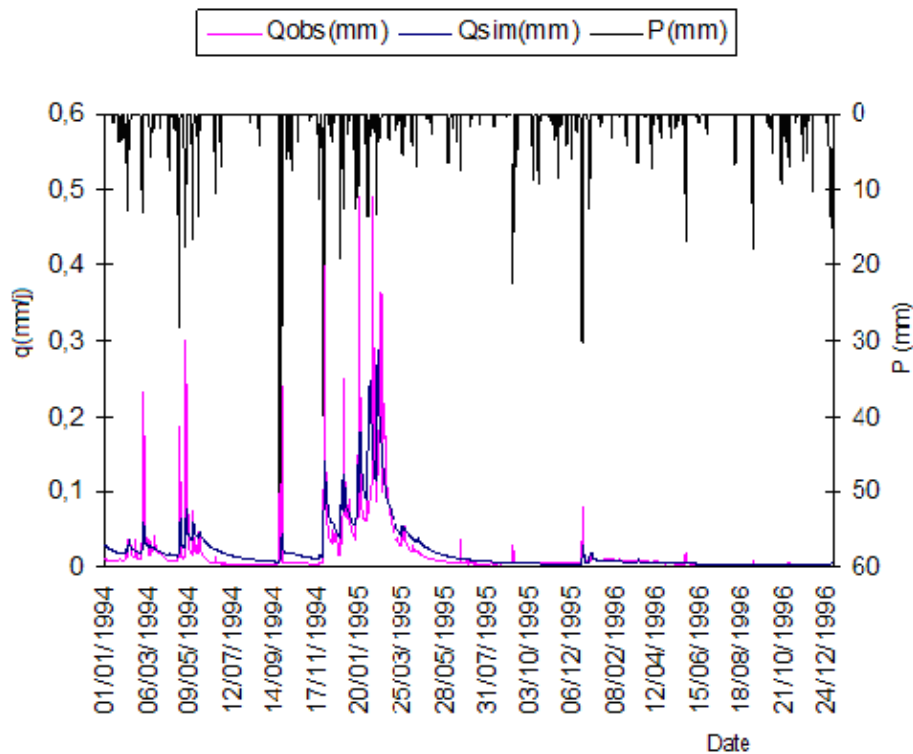


Figure 5.1 : Simulation chronologique des débits du sous bassin B1 par le modèle GR4J (Période de validation 1994-1996)

La période de test et calibration est appliqué au début sur la période 1979-2009. On a procédé à la validation du modèle GR4J pour le sous bassin de Farmatou pour la période de trois années hydrologiques (1994 -1996). Après plus de 332 de tentations d'optimisation de calage sur la période 1979-2009 ($X1= 795\text{mm}$, $X2= -0.2 \text{ mm}$, $X3= 17\text{mm}$, $X4= 2.2 \text{ jours}$) avec un coefficient de détermination qui atteint l'indice de Nash $NS = 0.62$. Il est à noter que la valeur négative de $X2$ reflète une recharge de la nappe souterraine (Oddos, 2002).

La simulation du quotidien du même sous bassin B1 par le HBV a donné une nette amélioration sur la période de validation (2003-2009) différente et plus longue qu'à la période de validation par le GR4J (figure 5.1) pendant la période (1994-1996) toujours en B1. La figure 5.2 montre clairement l'influence de la fonte des neiges sur la simulation

ainsi le nombre de paramètres optimisables est une opération importante pour les modèles hydrologiques qui est le cas du HBV Light avec ses 15 paramètres. La figure 5.2 témoigne la superposition des courbes de la chronique des hydrogrammes unitaires simulés et observés par le modèle HBV Light. La courbe des températures (courbe verte : période sèche); explique bien les valeurs nulles des débits jaugés et calculés et qui est presque le même cas pour tous les sous-bassins.

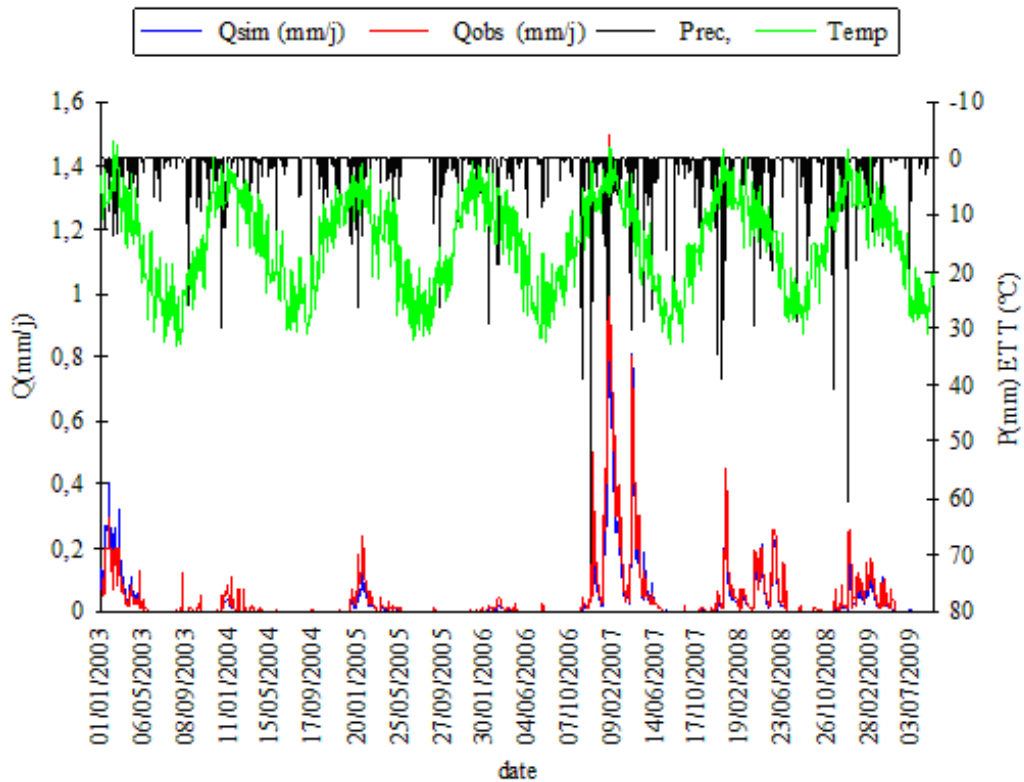


Figure.5.2 : Simulation de la chronique des débits du sous bassin B1 par HBV (Station de jaugeage de Farnatou)

Les résultats obtenus par comparaison des deux modèles (Tableau 5.1), montre l'efficacité du code de calcul HBV par rapport à GR4J avec une nette amélioration de la corrélation de Nash et Sutcliffe entre les apports simulés et observés (Nash NS=0.913).

Tableau 5.1 : Comparaison des résultats des debits simulés au sous-bassin B1 par GR4j et HBV Light

Paramètres	GR4J	HBV
	Période de validation 1994-1996	Période de validation 2003-2009
Précipitation moyenne journalière (mm/j)	1.2	1.21
Nach NS	0.62	0.913
Qsim moyen journalier (mm/j)	0.021	0.032
Qob moyen journalier (mm/j)	0.019	0.029
Efficacité du modèle	0.82	0.91

5..2. Simulation des débits journaliers du sous bassin B8 par le code GR4J et HBV Light. (Barrage Ain Zada)

Les résultats de la simulation par les deux modèles ont donné : Les résultats sont présentés par les figures 5.3 et 5.4. La simulation par le modèle globale GR4J est moins satisfaisante avec des paramètres : ($X_1= 221$ mm, $X_2= 0.999$ mm, $X_3= 7.15$ mm et $X_4= 4.5$ jours). La période de validation de 1996 à 2001 représentée par la figure 5.3 a pour coefficient Nash $NS= 0.55$.

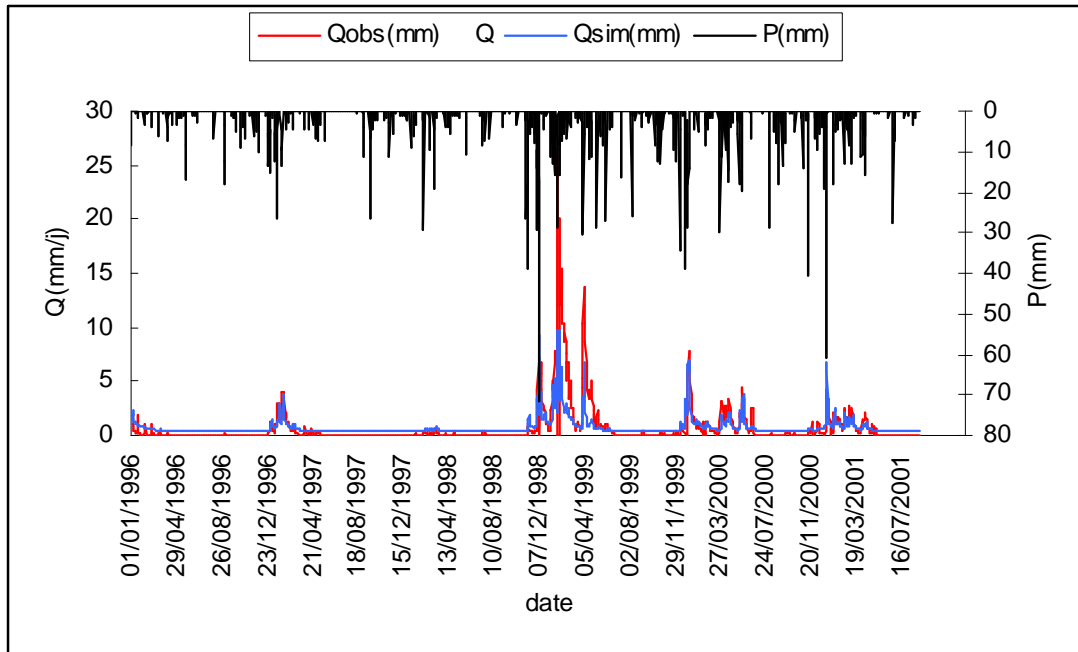


Figure 5.3 : Simulation de la chronologie des débits du bassin B8 (Barrage Ain Zada) par GR4J avec période de validation 1996-2001

La validation de la simulation des débits par le modèle HBV (approche globale) est avérée plus intéressante puisque le critère de Nash NS est de 0.73 (figure 5.4) pour une période de validation différente à celle du modèle HBV Light.

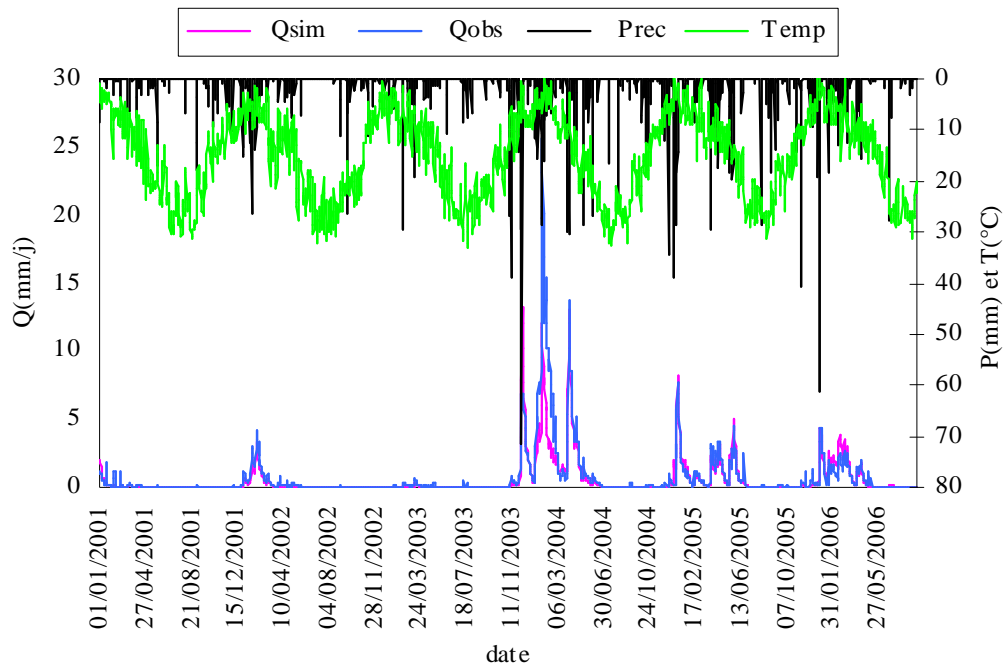


Figure 5.4 : Simulation de la chronologie des débits du bassin de Boussalem B8 par HBV, période de validation (2001-2006)

La comparaison des résultats modèles montre bien l'efficacité du code de calcul HBV Light version 2 récapitulé dans le tableau 5.2. Cette différence de simulation apparaît clairement dans la corrélation entre les débits moyens journaliers et simulés ; même pour l'efficacité des modèles avec une différence de 0.23 (Bouguerne, 2010).

Tableau 5.2 : Comparaison des débits issus de la simulation par les modèles GR4J et HBV Light du bassin B8 de l'Oued Boussalem

Paramètres	GR4J	HBV
	Période de validation 1996-2001	Période de validation 2001-2006
Précipitation moyenne journalière (mm/j)	1.1	1.22
Nach NS	0.55	0.73
Qsim moyen journalier (mm/j)	0.85	0.58
Qob moyen journalier (mm/j)	1.09	0.73
Efficacité du modèle	0.50	0.73

Les meilleurs résultats sont obtenus par le modèle HBV Light soit un coefficient de Nash de 0.73 (tableau 5.2), qui est la même observation remarquable en sous-bassin B1 à Fariatou ou l'efficacité du modèle reste toujours supérieure aux résultats du modèle GR4J.

5.3. Remarque

Vu la complexité d'optimisation des paramètres du GR4J, la comparaison n'a été effectuée que pour les bassins B1 et B8 à la station de jaugeages de Farmatou (B1) étendu au grand bassin B8 par comparaison du taux de superficie. A partir de la comparaison des résultats obtenus au niveau des bassins B1 et B8, il s'avère que la version de la simulation par HBV Light est à retenir. Pour confirmation, nous avons voulu étendre cette hypothèse vers l'approche de simulation semi-distribuée. Cette comparaison des modèles, montre la robustesse du modèle HBV sur les deux bassins B1 et le bassin global B8 sont les bassins versants de l'Oued Boussalem. Notre étude de comparaison en approche globale montre bien l'efficacité du modèle à plusieurs paramètres et principalement le module neige. A cet effet nous suggérons que cette hypothèse doit être élargie sur un grand nombre de bassins mais avec des données disponibles et dans chaque sous-bassin. Pour améliorer les résultats des débits calculés aux différents exutoires des 13 sous-bassins, nous proposons une étude comparative entre une **approche globale et semi-distribuée**, afin d'améliorer les apports aux stations de prise des échantillons, pour l'analyse des eaux de surface et leur qualité au niveau des bassins de l'Oued Boussalem et Athmania (voir chapitre 6 et 7). La comparaison globale inter-modèle (GR4J et HBV Light), a montrée une nette différence, ou le HBV a contribué au report des apports très significatifs des bassins jaugés. A cet effet la version HBV Light est retenue pour son application en approche globale et semi-distribuée sur l'ensemble des sous bassins restants.

6. Présentation des résultats de comparaison de la simulation par HBV Light en utilisant les deux approches : *APPROCHE GLOBALE ET SEMI-DISTRIBUEE*

L'approche semi-distribuée s'avère bien capable d'améliorer les résultats de certains modèles conceptuels. Cependant l'approche globale demeure satisfaisante pour de nombreux études (Perrin, 2000 ; Oddos, 2002 ; Ibikunlé, 2014). Les écarts de performance peuvent être en partie reliés au coefficient de corrélation des pluies des sous-bassins. Selon Krysanova et *al.*, (1999), les auteurs tentent de répondre aux deux problèmes suivants : vérifier si le modèle HBV est performant sur des bassins versants de très grande surface en comparant, les résultats des différentes versions du modèle et la quantité de données nécessaire aux approches globales et semi-distribuées. Le HBV a été appliqué à 44 sous bassins versants, obtient un meilleur critère de Nash (Oddos, 2002). Le HBV appliqué au même bassin versant (environ 96000 km²) mais en version globale (Oddos, 2002). Les hydrogrammes calculés diffèrent notamment lors des périodes

caractérisées par de faibles débits, ce qui a été observé au moment de la simulation des débits calculés à l'Oued Rhuemel. Les auteurs concluent que « les versions distribuées du modèle nécessitent plus de données mais fournissent de meilleurs résultats » et indiquent qu'une explication pourrait être une meilleure représentation spatiale des sols, de la topographie, de la teneur en eau et des pluies, sans pour autant hiérarchiser ces informations (Oddos, 2002). En se basant sur cette étude, nous avons voulu étendre notre comparaison entre l'approche globale et semi-distribuée pour le même modèle qui est le HBV.

6.1. Bassin B8 (à Ain Zada) de l'Oued Boussalem

L'utilisation du modèle HBV en approche globale, couvre l'ensemble du bassin, divisé en 8 sous-bassins (Chapitre 2) selon les sites de prélèvement des échantillons pour analyse au laboratoire au niveau de l'Oued principal de Boussalem. La transformation de la pluie en débit au niveau des sous-bassins est effectuée avec le modèle semi-distribué HBV, développé à l'Institut Hydrologique et Météorologique Suédois (SMHI).

Les résultats obtenus, par le modèle HBV sont très performants devant la simulation globale GR4J ; ceci s'oppose aux travaux de Oddos, (2002) et Ibikunlé et al, (2014) et vont dans le même sens du travail de Dhklaoui, (2014). Ces performances sont très satisfaisantes, et présentent une amélioration d'amont en aval. Les résultats se résument en ces termes :

* Au regard de la station de jaugeage de Farmatou étalée à Ain Zada par pourcentage des surfaces, sur l'Oued Boussalem, les résultats par approche globale (figure 5.2) de la simulation sont acceptables. La comparaison visuelle montre une bonne concordance entre la simulation et les débits observés. Toutefois des écarts significatifs apparaissent, par exemple au niveau des pics de crue en de quelques années sont surestimés d'environ 10 à 15% (voir Figure 5.5).

* A la station de jaugeage de Farmatou, il y a une tendance claire à la surestimation des crues. Cela est probablement dû à l'approche simpliste de routage pour l'Oued Boussalem. Un élément qui pourrait probablement être amélioré est la procédure de routage des crues entre les stations de jaugeage de Farmatou et Athmania.

* L'analyse des simulations sur les affluents révèle quelques problèmes systématiques, spécialement concernant la simulation des débits faibles pendant les basses eaux (années de sécheresse). Pour le bassin de l'Oued Boussalem (Station de Farmatou), le critère de

Nash-Sutcliffe indique une meilleure performance. Certaines erreurs dans la simulation des apports des affluents semblent se compenser entre elles.

* Pour la station de Athmania, la tendance de surestimation [des piques] commençant à la fin des années 1980 est plus évidente (Période de test). Les 3 crues correspondantes, analysées dans cette période sont surestimées de plus de 10%. Une question ouverte est de trouver la raison de cette tendance à surestimer les débits à partir de la fin des années 2003 en bassin de l'Oued Boussalem par rapport au bassin de l'Oued Rhumel. Pour mieux représenter les débits mesurés, nous avons comparé les résultats issus des deux approches globales et semi-distribuées sur les deux bassins globaux de l'Oued Boussalem et Rhumel.

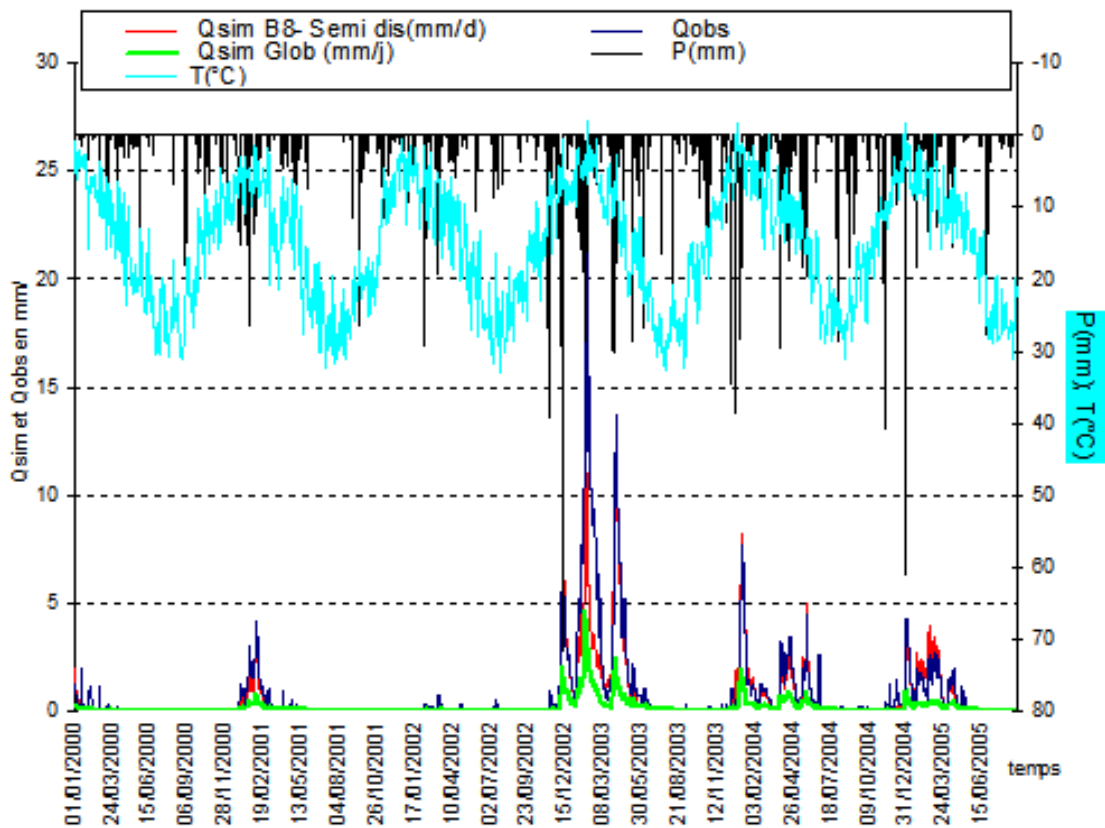


Figure 5.5. Résultats de la simulation globale et semi-distribuée au sous bassin **B8** à Athmania (Période de validation 2000-2005)

Les résultats de la simulation de l'approche globale et semi-distribuée au niveau du sous-bassin B8 sont présentés par la Figure 5.5 et le Tableau 5.3. Sur la figure indiquée, il est très visuel par simple comparaison des courbes de débits simulés par approche globale entre les périodes 01/01/2000 au 12/12/2005 que les débits jaugés sont loin des valeurs des débits simulés ce qui est le cas contraire des débits simulés par approches semi-distribuée. Les meilleurs résultats de l'approche semi-distribuée tel que le coefficient de détermination $R^2= 0.9521$, l'efficacité du modèle 0.9465, la corrélation pendant la période sèche $\ln(Q)=$

0.686, l'efficacité saisonnière de 0.9480 et l'efficacité (pics)= 0.0292 (valeur médiocre). En dehors des valeurs des pics, l'ensemble des tests de validation par l'approche globale sont des valeurs inacceptables au cours de la simulation globale (Tableau 5.3). La première étape est de constater ce que deviennent les résultats des modèles en passant de l'approche globale à l'approche semi-distribuée ou les résultats de la semi-distribuée est meilleur que l'approche globale, ceci approuve le travail de Oddos.A, (2002) pendant sa comparaison de quatre modèles HB, GR4J, TOPMOD et IHACRES en version semi-distribué et globale pour un large échantillon de 4500 bassins versants. On cite également des résultats similaires favorables à la semi-distribué tels que : Kite et Kouwen, (1992) sur un bassin canadien de 7129 km² et Boyle et al., (2001), pour un bassin versant de 1227 km² et Dakhlaoui, (2014) pour la comparaison des modèles HBV, GR4J et IHACRES dans un bassin Tunisiens. Ces auteurs concluent que l'approche semi-distribuée est supérieure à l'approche globale ce qui appui notre travail de comparaison de la version semi-distribuée au niveau des bassins en question. Certains travaux sont favorables aux approches globales dont on cite : Kokkonen et al., (2001) pour son travail sur un petit bassin versant Finlandais de 0.18 km² en utilisant le modèle IHACRES, alors que Baudez, (1997) ne trouve pas de différence entre un modèle global et semi-distribué.

Les premiers résultats de la comparaison des approches semi-distribuée et globale présentés au Tableau 5.3 semblent indiquer que pour reproduire les débits d'un bassin versant, dans le cas du bassin B8 sont plus robustes. Les valeurs du coefficient de détermination R² obtenues en approche semi-distribué de 0.9521 et 0.781 en approche globale, ces valeurs témoignent l'efficacité de l'approche semi-distribuée. Sur les mêmes périodes de validation 2000/2005, le coefficient de détermination des pics, efficacité du modèle du modèle semi-distribué (0.9465) sont très supérieurs à l'approche globale ainsi l'efficacité au niveau des pics ayant une valeur négative de -0.4524 pour le modèle global et 0.0292 pour le semi-distribué, un problème d'efficacité au niveau des crues des années 2002, 2003, 2004 et 2005 en bassin B8.

Tableau 5.3 : Résultats de la simulation par HBV Light (approche globale et semi-distribuée) au bassin versant B8 à Ain Zada

Désignation	Caractéristiques de la simulation globale	Caractéristiques de la simulation semi-distribuée
Période d'essai de simulation	01/01/1978 Au 05/09/2009	01/01/1978 Au 05/09/2009
Période de validation	01/01/2000 Au 05/09/2005	01/01/2000 Au 05/09/2005
Somme moyenne annuelle des débits simulés (mm/an)	207	287
Somme moyenne annuelle des débits observés (mm/an)	348	298
Somme des précipitations moyennes annuelles (mm)	446	446
Contribution Q_2	0.01	0.234
Contribution Q_1	0.727	0.732
Coefficient de détermination R^2	0.781	0.9521
Efficacité du modèle	0.7244	0.9465
Efficacité $\ln(Q)$	0.2766	0.6860
Différence de la moyenne annuelle entre les Q_{Obs} et Q_{Sim} (mm/an)	78	-4
Efficacité saisonnière	0.7351	0.9480
Efficacité (pics)	-0.4524	0.0292

Ces valeurs témoignent l'efficacité de l'approche semi-distribuée. Sur les mêmes périodes de validation 2000/2005 le coefficient de détermination de l'efficacité de la saison, du modèle semi-distribué (0.9480) est très supérieurs à l'approche globale ainsi l'efficacité au niveau des pics ayant une valeur de 0.0292 pour le modèle global et une valeur négative de -0.4529 pour l'approche globale. L'approche semi distribuée représente bien les pics de crues des hydrogrammes unitaires simulés et même l'efficacité saisonnière (voir Figure 5.5). Au niveau du bassin B8, la contribution Q_2 des nappes ou écoulement de base (0.234) est moins importante au niveau du bassin de l'Oued Boussalem à Ain Zada ; ce qui laisse supposer que des sources sont presque inexistantes en bassin B8. La contribution Q_1 ou écoulement hypodermique est très importante (Voir tableau 5.3), en approche semi-distribuée (0.732) et en approche globale (0.727) à l'exutoire de la cuvette du barrage. Ce qui ne peut être expliqué que par la dénivelé faible, proche du barrage de Ain Zada, qui est différent des sous-bassins amont comme B1, B2, B3 et B4 ou la contribution des nappes (Q_2) est très abondante.

6.2. Bassin R5 de l'Oued Rhumel (Bassin versant du Barrage Athmania)

Pour la station de jaugeage de Atmania, la tendance de surestimation [des pics] des débits simulés par l'approche semi-distribuée est plus cohérente par rapport à l'approche globale surtout au niveau des pics commençant à la fin des années 2001 est plus évidente. Les 3 crues correspondantes aux années 2003 sont abondantes. Une question ouverte est de trouver la raison de cette tendance à surestimer les débits à partir de la fin des années 2003. Les résultats de l'approche semi-distribuée en comparaison avec l'approche globale est représentée par la figure 5.6.

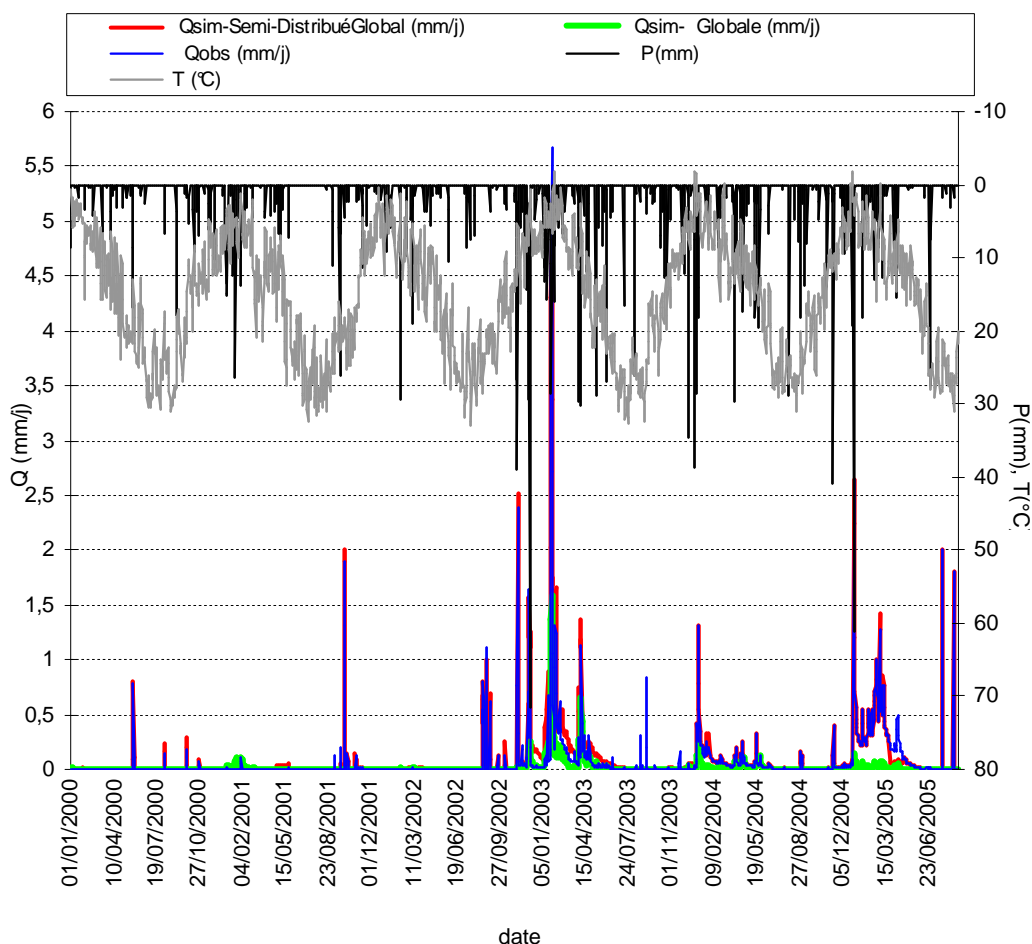


Figure 5.6 : Comparaison de la simulation globale et semi distribuée du bassin R5 par HBV

Les paramètres de simulation en date du 01/01/1979 au 01/09/2005 sont présentés dans le Tableau 5.4. La simulation des débits au niveau du barrage de Athmania est une simulation acceptable avec une corrélation de 94.68 %, par contre l'efficacité du modèle envers les pics est médiocre de -9 %, ceci est du principalement aux mauvaises mesures des P (mm) ou des débits observés pendant les années 2001, 2002, 2003, 2004 et 2005. L'ensemble des paramètres de calage sont présentés par le Tableau 5.9 ou le paramètre constant est le

paramètre de la température critique de la fonte des neiges (**TT**), ce qui est s'inverse aux travaux de Seibert, (2000) pour les bassins des pays nordiques tel que la Suède. On remarque que la simulation au niveau du bassin R5, que la corrélation, l'efficacité du modèle, la corrélation des débits en temps sec $\ln(Q)$ et l'efficacité saisonnière l'emporte devant la corrélation des pics à cause de sa valeur médiocre (Tableau 5.4)

Le reste de la simulation est représenté par les figures 5.9 et 5.10.

Tableau 5.4 : Résultats de la simulation globale et semi-distribuée par HBV Light du bassin de l'Oued Rhumel R5

Désignation	Caractéristiques de la simulation globale	Caractéristiques de la simulation Semi distribuée
Période d'essai de simulation	01/01/1979 au 01/09/2005	01/01/1979 au 01/09/2005
Période de validation	01/01/2000 au 31/08/2005	01/01/2001 au 31/08/2005
Somme moyenne annuelle des débits simulés (mm/an)	134	119
Somme moyenne annuelle des débits observés (mm/an)	181	179
Somme des précipitations moyennes annuelles (mm)	447	464
Coefficient de détermination R^2	0.5585	0.9468
Efficacité du modèle	0.5431	0.9414
Efficacité $\ln(Q)$	-0.6195	0.5537
Différence de la moyenne annuelle entre les Q_{Obs} et Q_{Sim} (mm/an)	42	55
Efficacité saisonnière	0.553	0.9436
Efficacité (Pics)	-0.2	-0.09

Le teste du HBV sur les deux sous bassins B8 et R5 qui sont des bassins juxtaposés (deux bassins jaugés), a montré une bonne corrélation entre les apports simulés et observés, ce qui met notre étude en parallèle avec le travail de Alireza et Javadianzadeh, (2016).

6.3. Sous-bassin B2

Les résultants de l'approche semi-distribuée en comparaison avec l'approche globale est représentée par la figure 5.7.

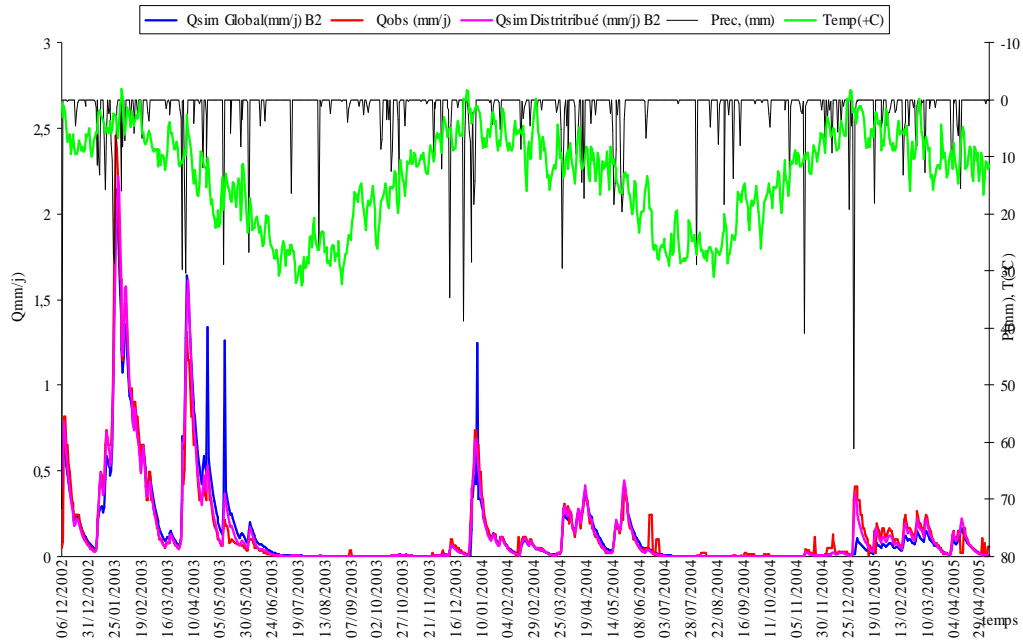


Figure 5.7 : Comparaison entre la simulation par modèle global et semi- distribuée de HBV Light au sous bassin B2 (Période de validation 2002-2005)

Les résultats de la simulation au sous-bassin B2 sont récapitulés dans le tableau 5.5 et montre bien la différence entre la simulation globale et semi distribuée. Une observation doit être signalé en sous-bassin B2 est la contribution importante de l'écoulement de base Q_2 (0.99). L'approche globale en sous-bassin B2 est identique à celle du semi-distribué (Voit Tableau 5.5) avec une différence du critère de Nash de plus de 1 .28 % en approche semi-distribué.

Tableau 5.5 : Simulation globale et semi-distribuée du sous bassin B2

Désignation	Caractéristiques de la simulation globale	Caractéristiques de la simulation semi-distribuée
Période d'essai de simulation	01/01/1983 au 01/01/2009	01/01/1983 au 01/01/2009
Période de validation	01/01/2003 au 08/05/2009	01/01/2003 au 08/05/2009
Somme moyenne annuelle des débits simulés (mm/an)	25	25
Somme moyenne annuelle des débits observés (mm/an)	34	33
Somme des précipitations moyennes annuelles (mm)	462	442
Contribution Q_2	0.999	0.999
Contribution Q_1	0.001	0
Coefficient de détermination R^2	0.9242	0.9360
Efficacité du modèle	0.9335	0.9112
Efficacité $\ln(Q)$	0.4837	0.6615
Différence de la moyenne annuelle entre les Q_{Obs} et Q_{Sim} (mm/an)	4	2
Efficacité saisonnière	0.0353	0.912

6.4. Sous bassin B4

La même comparaison a été observée au niveau du sous bassin B4 par rapport au sous bassin B2, dont les résultats sont représentés par la Figure 5.8 et le tableau 5.6.

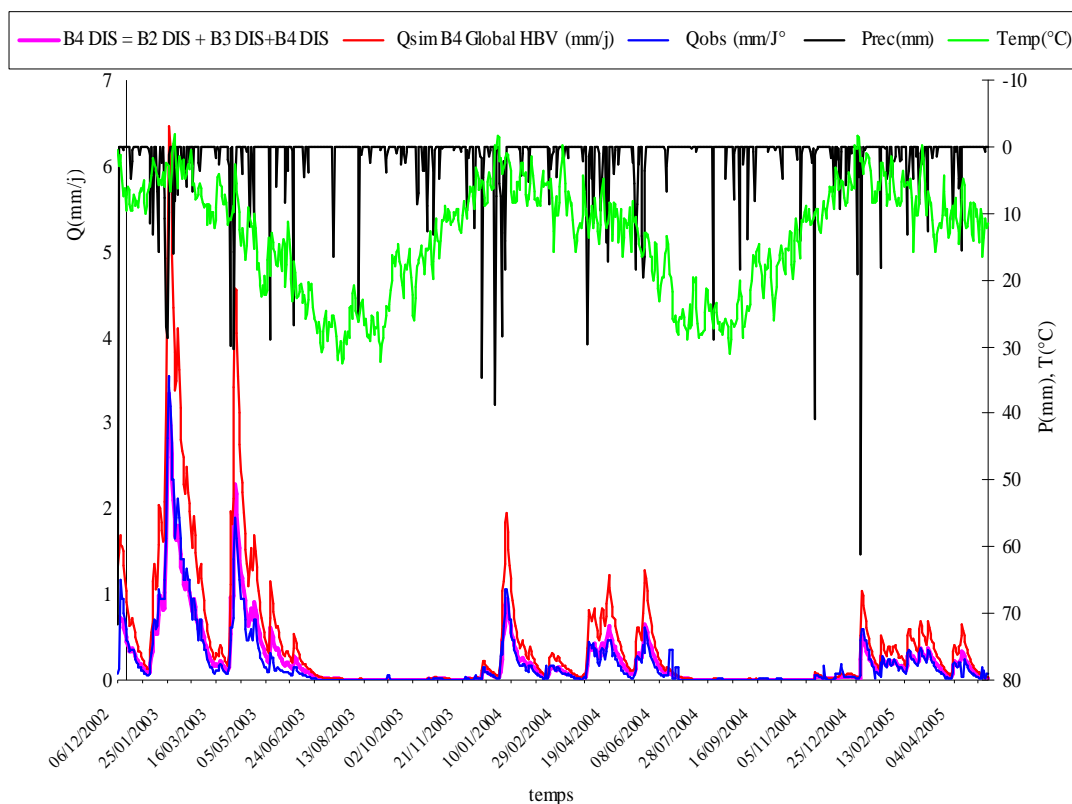


Figure 5.8 : Comparaison de la simulation globale et semi distribuée au sous bassin B4 par HBV Light

Les paramètres des deux simulations sont présentés au Tableau 5.6

Tableau 5.6 : Simulation globale et semi distribuée au sous bassin B4 (HBV Light)

Désignation	Caractéristiques de la simulation globale	Caractéristiques de la simulation semi-distribuée
Période d'essai de simulation	01/01/1979 au 01/09/2005	01/01/1979 au 01/09/2005
Période de validation	01/01/2002 au 01/09/2005	01/01/1999 au 01/09/2005
Somme moyenne annuelle des débits simulés (mm/an)	42	45
Somme moyenne annuelle des débits observés (mm/an)	49	49
Somme des précipitations moyennes annuelles (mm)	464	449
Coefficient de détermination R ²	0.9549	0.982
Efficacité du modèle	0.9213	0.9465
Efficacité ln(Q)	0.198	0.5976
Différence de la moyenne annuelle entre les Q _{Obs} et Q _{Sim} (mm/an)	-4	5
Efficacité saisonnière	0.03	0.9245

A travers les résultats obtenus en bassins B8 et R5, l'approche semi-distribuée est étendue à l'ensemble des sous bassins **B3, B5, B6 et B7** ainsi aux sous bassins **R1, R2, R3 et R4**.

6.5. Présentation des résultats de simulations des sous-bassins B3, B5, B6 et B7 à Oued Boussalem, sous-bassins non jaugés (APPROCHE SEMI-DISTRIBUEE)

A travers les résultats obtenus en ses quatre sous bassins, les meilleurs résultats sont obtenus pour les sous bassins B3 et B5 avec des corrélations successives de 0.9179 et 0.9468 (Figure 5.9 et Tableau 5.7), et aussi identique pour le cas de l'efficacité du modèle, ainsi qu'à l'efficacité saisonnière. Au cours de la simulation par le modèle HBV, il apparait presque sur l'ensemble des sous bassins, que les pics des quatre sous-bassins sont observés dans les mêmes dates, ceci est à cause des données pluviométriques indispensables au niveau du grand bassin versant de l'Oued Boussalem.

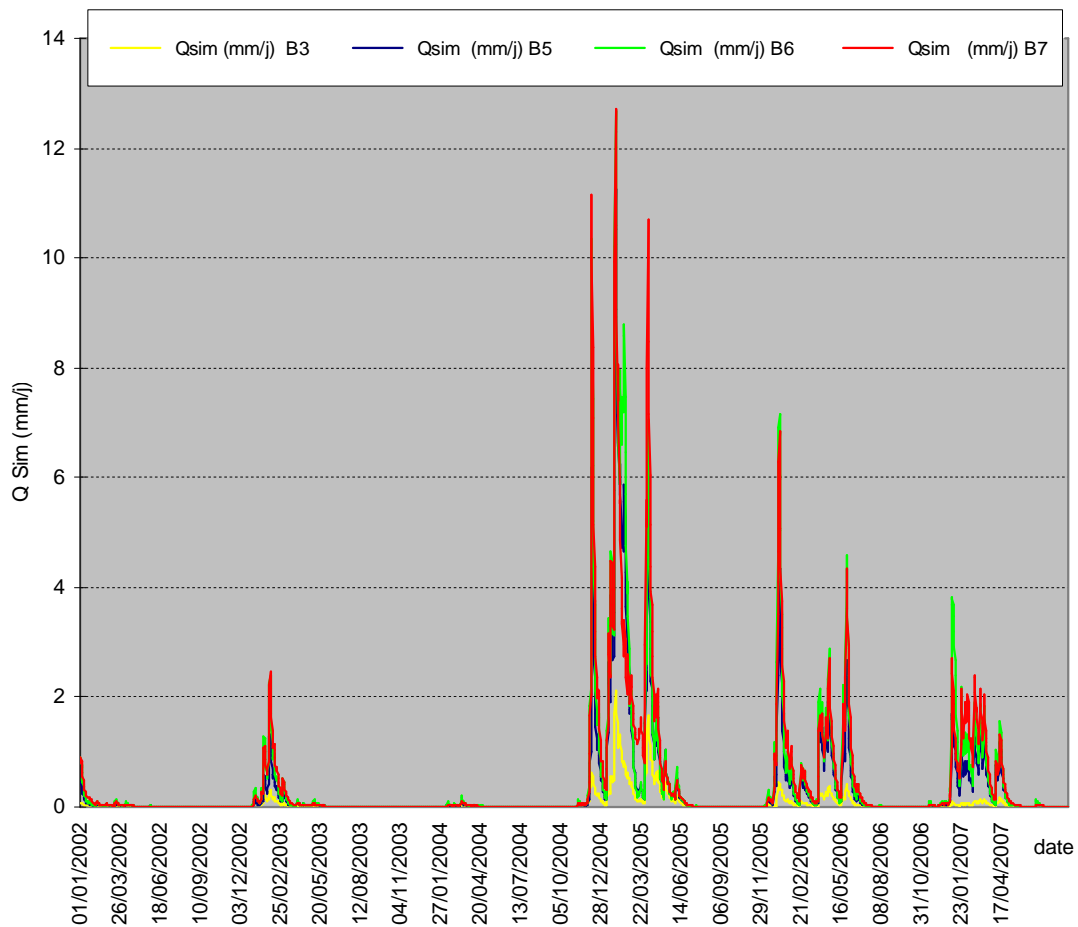


Figure 5.9 : Résultats de la simulation par approche semi-distribuée des sous-bassins **B3**, **B5**, **B6** et **B7** à Oued Boussalem

Les résultats de la simulation par approche semi-distribuée des sous bassins B3, B5, B6 et B7 sont englobés dans le tableau 5.7.

Tableau 5.7 : Résultats de la simulation semi-distribuée par HBV Light aux bassins B3, B5, B6 et B7 sur la période de calage 2002-2007. Bilan hydrique (mm/an)

Paramètres	Bassin B3	Bassin B5	Bassin B6	Bassin B7
Somme Qsim (mm/an)	25	119	154	161
Somme Qobs (mm/an)	34	176	266	278
Somme Précip (mm/an)	464	464	446	446
Coefficient de détermination R ²	0.9179	0.9468	0.8735	0.8397
Efficacité du modèle	0.9169	0.9414	0.8384	0.7948
Efficacité (Utilisant ln(Q))	0.4728	0.5537	0.2649	-0.1557
Différence de la moyenne annuelle				
entre les Q _{Obs} et Q _{Sim} (mm/an)	9	57	112	119
Efficacité saisonnière	0.9199	0.9436	0.8447	0.8028
Efficacité (pics)	0.0351	-0.0979	-0.1545	-0.3151

L'ensemble des paramètres du modèle pendant l'opération de calage, et l'optimisation manuelle des paramètres du modèle HBV, des sous-bassins de l'Oued Boussalem sont récapitulés dans le Tableau 5.9.

6.6. Présentation des résultats de la simulation par approche semi-distribuée des sous-bassins R1, R2, R3 et R4 à Oued Rhumel (APPROCHE SEMI-DISTRIBUEE) par HBV Light

La simulation apparaît satisfaisant pourvu que les pics des trois sous bassins R3, R5, R6 et R7 de l'Oued Rhumel sont presque aux mêmes dates ce qui est le même cas du bassin de l'Oued Boussalem. Les paramètres se diffèrent d'un sous bassins à l'autre (Figure 5.10)

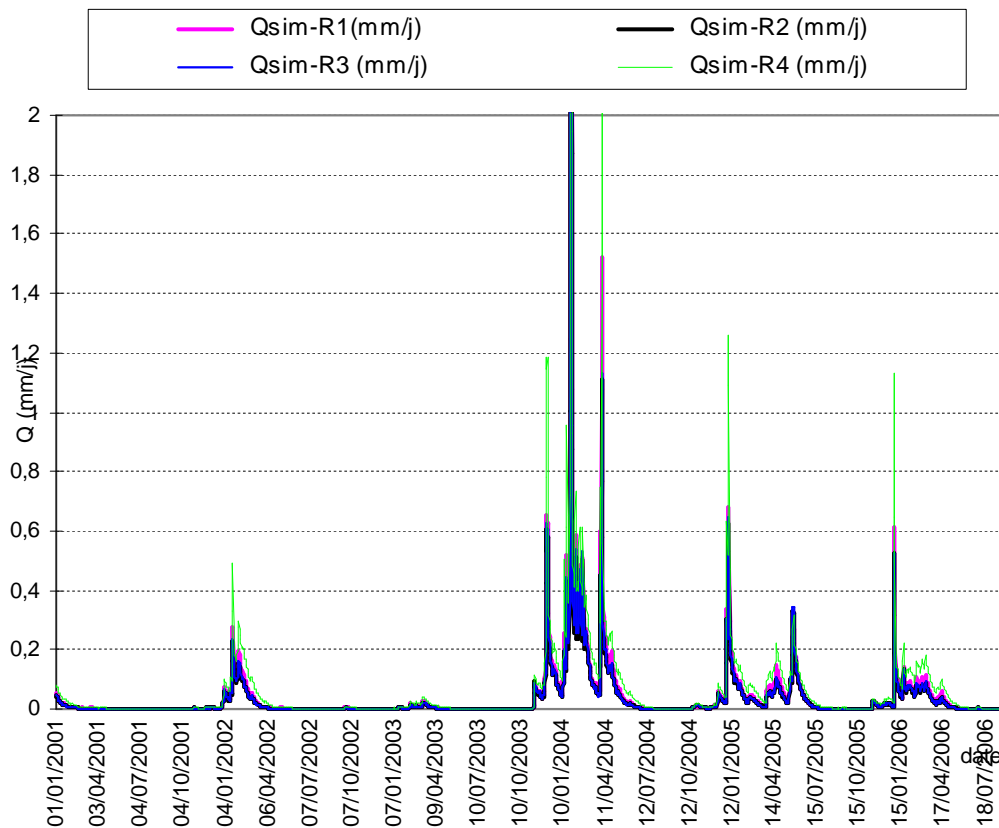


Figure 5.10 : Simulation des débits des sous bassins **R1, R2, R3 et R4** par approche semi-distribuée, Modèle HBV Light

Sur la période de simulation environ 60 % des sous bassins, la corrélation diminue avec l'augmentation des superficies des sous bassins versants (Tableau 5.8). La contribution de l'écoulement de base est plus importante que l'écoulement hypodermique. Les valeurs saisonnières sont mieux corrélées que ceux des périodes de sécheresses. La somme des débits observés annuels est très proche à la somme des débits simulés dont la différence d'une dizaine de mm/an. La meilleure simulation a été obtenue au sous-bassin R1

($R^2=0.6218$) ou l'ensemble des débits calculés des sous-bassins R1, R2, R3 et R4 sont englobés dans le Tableau 5.8.

Tableau 5.8 : Résultats de la simulation semi-distribuée par HBV Light aux bassins R1, R2, R3 et R4 sur la période de validation 2001-2006. Bilan hydrique (mm/an)

Paramètres	Bassin R1	Bassin R2	Bassin R 3	Bassin R4
Somme Qsim (mm/an)	12	13	15	24
Somme Qobs (mm/an)	18	22	23	34
Somme Précipitation (mm)	447	447	447	447
Contribution de Q_2	0.739	0.777	0.785	0.785
Contribution of Q_1	0.068	0.044	0.043	0.044
Coefficient de détermination R^2	0.6218	0.6067	0.6055	0.5980
Efficacité du modèle	0.6153	0.5999	0.5995	0.5949
Efficacité (en utilisant $\ln(Q)$)	0.1821	0.1408	0.1237	0.1221
Différence de la moyenne annuelle entre les Q_{Obs} et Q_{Sim} (mm/an)	2	2	4	5
Efficacité (saison)	0.6244	0.6097	0.6093	0.6048

7. Résultats et interprétations

7.1. Commentaires sur les résultats

Les modèles globaux appliqués sur le bassin à Oued Boussalem montrent des performances inférieures à celles du modèle semi-distribué HBV Light. Ces résultats sont intéressants car l'application des modèles semi-distribués est habituellement limitée aux sous-bassins amont. Dans les performances de notre modèle sur les 2 autres stations de jaugeage, les résultats peuvent être séparés entre les stations de Farmatou et Athmania sur les affluents de l'Oued Boussalem et Rhumel. L'application du modèle conceptuel HBV Light semi-distribué a fournit des résultats très acceptables, avec des critères de Nash-Sutcliffe respectivement compris entre (62.18 et 98.2) % (voir tableaux 5.6 et 5.8).

Les résultats sont du même ordre de grandeur que précédemment, mais seul le critère de Nash-Sutcliffe sur les bassins est significativement amélioré par l'une des deux versions de prise en compte de la neige (le module neige HBV).

Le fait marquant est la **dégradation de ces critères d'aval en amont sur Oued Boussalem**, particulièrement dans la version de GR4J (ni module neige, ni correction d'ETP) dans notre étude. Dans tous les cas, cela est directement lié à l'influence des altitudes de plus de 1500 m sur le régime hydrologique au niveau du sous-bassin B1. Pour la prendre en compte, une simple modification de l'évapotranspiration potentielle est satisfaisante.

Cet exemple montre qu'il est possible et même valable d'appliquer des modèles semi-distribués pluie-débit sur de très grands bassins à climat semi-aride. Le calage et le

contrôle du modèle sont très compliqués (15 paramètres pour caler le modèle HBV Light version 2) et de telles approches fournissent des résultats intéressants, mais qui vont dans le sens inverse des travaux de Ibikunlé et *al*, (2014) pour sa comparaison des résultats du modèle globale GR4J et le modèle semi-distribué GéoSFM sur le bassin versant de l'Ouémé à savè (Benin). Par contre notre travail approuve le travail de recherche de Dakhlaoui, (2014) et qui justifie l'efficacité du modèle HBV, en comparaison avec les deux modèles GR4J et IHACRES. Ainsi le travail de Plantier, (2003), favorable à l'approche semi-distribuée des pluies, au cours de sa recherche sur un échantillon de 3206 bassins versants Français dit "chimères".

La simulation des apports aux niveaux des 8 sous-bassins de l'Oued Boussalem donne lieu à de bons ajustements surtout au niveau du sous-bassin B4 que nous considérons comme des valeurs de référence avec une efficacité du modèle HBV de 0,9549 (Tableau 5.9) et un critère de Nash de 0.982 (Tableau 5.6).

La validation multi-échelles, c'est-à-dire la simulation de ruissellement à l'aide d'un ensemble de paramètres optimisés dans un ajustement significativement est plus pauvre pour le bassin versant de l'Oued Rhumel et sur les 5 sous-bassins avec des critères de Nash allant de 0.598 à 0.9468 (Reff (Efficacité du modèle) qui varie de 0.5949 à 0.9414) (Voir Tableau 5.4 et 5.8).

L'étalonnage simultané a fourni un ensemble de paramètres « régionaux ». Les ajustements utilisant ce jeu de paramètres n'étaient pas aussi bons que ceux obtenus par étalonnage individuel, mais un meilleur calage (Reff en moyenne 0,83 à 0,95), respectivement indiqués aux figures (Figures 5.5; 5.7; 5.8 et 5.9). Les valeurs individuelles de cet ensemble de paramètres régionaux étaient approximativement une valeur moyenne des ensembles optimisés individuellement pour la plupart des paramètres. L'ensemble des résultats de l'approche semi-distribuée du modèle HBV Light des sous-bassins de l'Oued Boussalem et Rhumel durant l'opération de calage manuel des paramètres du modèle et de la validation sont récapitulés dans les Tableaux 5.9 et 5.10.

Tableau 5.9 : Gammes des paramètres optimisées du modèle HBV Light aux sous-bassins de l'Oued Boussalem

<i>Paramètres du modèle semi-distribué HBV Light appliqué au bassin versant de l'Oued Boussalem de 1800Km²</i>			Sous-bassins versant de l'Oued Boussalem								
	Paramètre	Description	Unité	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8
Routine de neige	TT	Température critique de fonte de la neige	°C	1.25	1.7	1.5	0.1	-1.55	-1.55	-1.55	-1.59
	CFMAX	Facteur du degré-jour	mm °C ⁻¹ j ⁻¹	25	65	84	5.2	1	1.88	0.1	0.1
	SFCF	Facteur de correction des chutes de neige	-	0.4	0.41	0.35	0.21	4	7	2.78	4.8
	CFR	Coefficient de réchauffement	-	0.01	0	0	0	0	0	0	0
	CWH	La capacité de rétention d'eau		0.001	1	0.5	0.01	0.001	10 ⁻⁴	10 ⁻⁴	10 ⁻⁴
Routine sol	FC	Seuil de saturation du sol	mm	500	575	575	511	409	349	316	279
	LP	Seuil à partir duquel l'évapotranspiration est potentielle	mm	0.42	0.44	0.43	0.47	0.91	1	1	1
	BETA	Paramètre puissance du modèle de teneur en eau du sol	-	2.66	2.9	2.9	2.7	5	4.3	4.87	3.9
Routine de réponse	CET	Facteur de correction pour l'évaporation potentielle	C ⁻¹	0.01	10 ⁻⁴	10 ⁻⁴	10 ⁻⁴	0.03	0.1	0.11	0.13
	K0	Coefficient de récession (réservoir supérieur)	j ⁻¹	0.1014	0.4	0.8	0.11	0.051	0.066	0.067	0.042
	K1	Coefficient de récession (réservoir supérieur)	j ⁻¹	0.001	0.031	0.03	10 ⁻³	0.099	0.099	0.095	0.099
	K2	Coefficient de récession (réservoir inférieur)	j ⁻¹	0.14	0.11	0.11	0.1	0.11	0.028	0.02	0.0247
	UZL	Paramètre de seuil du débit Qo à la sortie	mm	0.01	2	2	0.01	0.1	0.1	0.1	1.22
	PERC	Ecoulement maximal du réservoir supérieur au réservoir inférieur (percolation)	mm j ⁻¹	0.3	6.5	6.5	3.4	0.001	0.01	0.01	0.001
Reff	MAXBAS	Temps de base de l'hydrogramme unitaire	j	1.8	1.9	1.8	2.2	2	2.28	2.42	2.44
		Efficacité de la simulation		0.9414	0.9335	0.9169	0.9549	0.9414	0.8384	0.7948	0.9465

Tableau 5.10 : Gammes des paramètres optimisés du modèle HBV Light aux sous-bassins de l'Oued Rhumel

	Paramètres du modèle semi-distribué HBV Light appliqué au bassin versant de l'Oued Rhumel de 1300Km			Sous-bassins versant de l'Oued Rhumel				
	Paramètre	Description	Unité	R1	R2	R3	R4	R5
Routine de neige	TT	Température critique de fonte de la neige	°C	1.31	1.31	1.3	1.3	1.3
	CFMAX	Facteur du degré-jour	mm °C ⁻¹ j ⁻¹	0.02	12	0	0.1	0.3
	SFCF	Facteur de correction des chutes de neige	-	10 ⁻⁴	0.13	0	10 ⁻⁵	10 ⁻⁴
	CFR	Coefficient de réchauffement	-	0	0	0	0	0
	CWH	La capacité de rétention d'eau		0	0	0	0	0
Routine sol	FC	Seuil de saturation du sol	mm	568	400	805	570	570
	LP	Seuil à partir duquel l'évapotranspiration est potentielle	mm	0.31	0.39	0.2	0.3	0.3
	BETA	Paramètre puissance du modèle de teneur en eau du sol	-	2.64	2.87	2.78	2.81	2.81
	CET	Facteur de correction pour l'évaporation potentielle	C ⁻¹	0.027	0.02	0.24	0.03	0.03
Routine de réponse	K0	Coefficient de récession (réservoir supérieur)	j ⁻¹	0.999	.0.999	0.999	0.999	0.999
	K1	Coefficient de récession (réservoir supérieur)	j ⁻¹	0.999	0.09	0.0993	0.99	0.99
	K2	Coefficient de récession (réservoir inférieur)	j ⁻¹	0.27	0.2	0.24	0.22	0.22
	UZL	Paramètre de seuil du débit Qo à la sortie	mm	0.03	0.049	0.05	0.02	0.02
	PERC	Ecoulement maximal du réservoir supérieur au réservoir inférieur (percolation)	mm j ⁻¹	2.26	0.071	0.67	2	2
	MAXBAS	Temps de base de l'hydrogramme unitaire	j	2.2	1.6	2.1	2.1	2.81
Reff	Efficacité de la simulation			0.6153	0.5999	0.5995	0.5949	0.6153

7.2. Interprétations et recommandations

Plusieurs simulations ont été réalisées et plusieurs essais de calibration ont été effectués pendant le calcul de la chronologie des débits calculés. Cette procédure est un travail de longue haleine et demande beaucoup de patience. Beaucoup de paramètres (seuils, délais) contrôlent l'écoulement de l'eau, et plusieurs combinaisons de facteurs doivent être essayées.

La première simulation a été effectuée au pas de temps journalier afin de simuler les grandes tendances saisonnières des processus en jeu. Ensuite une tentative de calibration au pas de temps journaliers a été mise en place. Les graphiques ci-après présentent les premiers résultats obtenus.

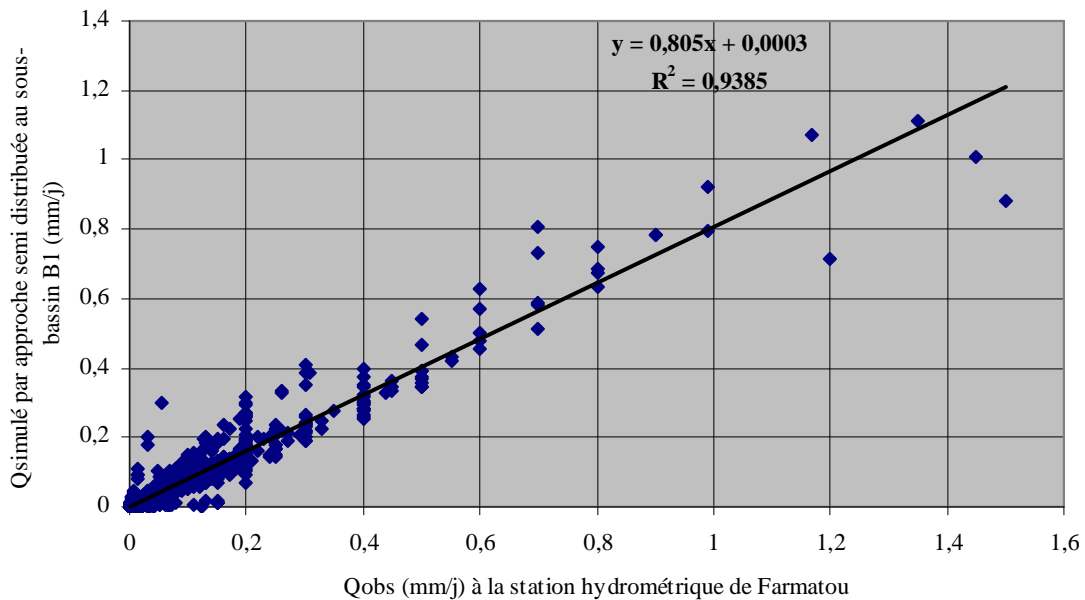


Figure 5.11 : Comparaison entre les débits simulés et observés au pas de temps journalier (régression linéaire) du sous-bassin **B1 à FARMATOU**

Les résultats au pas de temps journaliers apparaissent satisfaisants, la simulation des débits est fidèle à la réalité. Les coefficients permettant de juger la qualité de la corrélation sont acceptables, le coefficient de corrélation sur l'ensemble des années modélisées avec un critère de Nash de 0.913 (Tableau 5.1) qui s'élève légèrement à 0.9385 (voir Figure 5.11) pour un pas de temps journalier est supposé très acceptable pour le sous-bassin jaugé B1. Au niveau du bassin de l'Oued Rhumel le critère de Nash au moment de la validation en bassin R5 jaugé (station hydrométrique de Athmanaia) était de 0.9468 (voir Tableau 5.4) qui dégringole à un coefficient de détermination $R^2=0.9202$ (voir Figure 5.12) mais qui reste très acceptable.

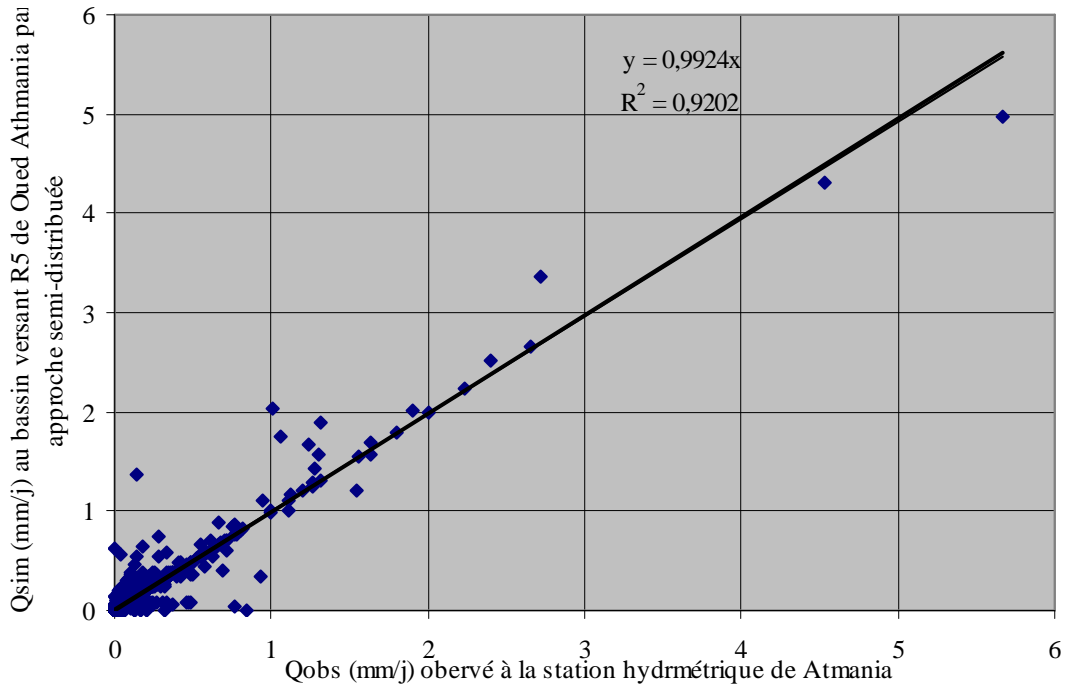


Figure 5.12 : Comparaison entre les débits simulés et observés au pas de temps journalier (régression linéaire) du sous-bassin **R5** à **ATHMANIA**

Le coefficient de corrélation et l'indice de Nash mesurent les relations existantes entre les deux séries de données mesurées et calculées. Après l'ajustement des paramètres du modèle, la simulation donne un coefficient moyen de corrélation sur l'ensemble des années modélisées de 0.80 (le maximum étant de 0.98). Le coefficient de la droite de régression correspond à l'indice de Nash au delà de 0.92 pour les sous-bassins B1 et R5 (bassins jaugés), donc on considère que le modèle reproduit correctement les débits sur le bassin. On voit que cet indice atteint 0.8397 (sous-bassin B7), gage de la qualité de la corrélation des débits simulés à l'Oued Boussalem et 0.5980 (sous-bassin R4) au bassin versant de Rhumel.

Malgré cette apparente de bonne corrélation, le fichier de sortie faisant part de l'importance des différents processus au niveau journalier, certains sous bassins montrent une contribution trop forte des écoulements souterrains au détriment du ruissellement de surface. Cette observation est très apparente au niveau des sous-bassins amont de l'Oued Boussalem. .

Il est donc nécessaire de continuer les efforts de calibration et tester d'autres combinaisons de facteurs (Voir tableaux 5.9 et 5.10). Une fois que les valeurs de ruissellement seront acceptables, il faudra de nouveau tester différentes combinaisons des paramètres de la

nappe. Il est possible d'améliorer également le comportement du bassin pendant les périodes hivernales pour tenter de prendre en compte les effets de fonte de neige et les retards induits sur l'hydrogramme.

Cependant les premiers résultats obtenus restent encourageants et laissent présager de bons résultats à l'avenir. HBV Light apparaît donc comme un outil intéressant pour modéliser les mécanismes et les processus mis en œuvre sur un bassin versant. La comparaison des deux modèles hydrologiques montre que le modèle HBV entraîne un assèchement beaucoup plus prononcé que le modèle GR4J, dans les deux bassins versants, ce qui est associé au fait que ce modèle est le seul à simuler une augmentation de l'évapotranspiration.

A travers cette étude de comparaison entre modèles numériques d'optimisation, il s'avère que la région semi-aride nécessite l'application des modèles à plusieurs paramètres de calage comme HBV.

Les valeurs des paramètres optimisés doivent être considérées comme étant sujettes à de grands paramètres incertains, c'est-à-dire que les valeurs doivent être étendues sur de larges bassins pour fournir de bonnes simulations (Seibert, 1999a).

Les variations des valeurs des paramètres avec les variations des caractéristiques du bassin ne peuvent, donc être interprétées que comme des valeurs de paramètres pour certains paramètres du modèle HBV, propres à notre région semi-aride. Pour ces paramètres, la variation entre les bassins versants, peut être causée principalement par le hasard. Des exemples de tels paramètres sont le coefficient de recongélation (CFR) ou le coefficient de correction pour l'évaporation (C_{ET}) (voir tableau 5.9 et 5.10). La sensibilité aux paramètres et sa relation avec les caractéristiques de la fixation doivent être étudiées plus en détail. Le paramètre SFCF (facteur de correction pour les chutes de neige) peut être interprété comme une représentation des pertes de la neige (Seibert, 1999b). Une diminution des valeurs optimisées avec des altitudes décroissantes est donc raisonnable (Seibert, 2000). La forte diminution, de l'efficacité du modèle, surtout pour le bassin versant de Rhumel, ne peut s'expliquer que par les pertes de neige croissantes vers les altitudes faibles, surtout pour les sous-bassins B7, B8, R1, R2, R3, R4 et R5 (Voir Tableaux 5.9 et 5.10). La faible valeur et presque constante du paramètre SFCF pour le bassin versant de Rhumel allant de (0 à 10^{-5}), montre bien que c'est un paramètre insensible avec le TT.

Le stockage maximal dans le caisson de sol (FC) diminue avec la diminution des altitudes à la fois des bassins de l'Oued Boussalem et Rhumel versants, cette hypothèse approuve le travail de Uhlenbrook, et *al.*, (1999). Certain paramètre optimisé, varie dans le sens inverse

du cumule des superficies des sous bassins comme par exemple, ceux de l'humidité du sol, le paramètre BETA dans la routine du sol détermine la portion de pluie et de fonte de neige qui contribue au stockage de l'eau souterraine, c'est-à-dire la diminution de recharge avec des valeurs croissantes de BETA. Les valeurs BETA peuvent être interprétées comme un indicateur de la relation entre l'humidité du sol du bassin versant et l'extension des aires contributives. BETA peut également être interprétée comme une représentation de la perméabilité des sols. Pour les deux raisons, on pourrait s'attendre à ce que ce soit plus important dans les petits sous-bassins que dans les superficies importantes ce qui a été observé dans les deux bassins versants de Bousalem et Rhumel (voir Tableau 5.9 et 5.10). Ce qui laisse supposer que les sols du bassin de l'Oued Rhumel, soient plus perméables dans les zones à basse altitude pour une région spécifique à climat semi-aride, ce qui oppose, la recherche de Stahr, (1979). D'autre part, les pentes plus raides et l'absence d'aquifères étendus peuvent expliquer les plus grandes valeurs de BETA dans les petits bassins versants.

Les coefficients de récession (K0, K1 et K3) diminuent avec l'augmentation de la taille du bassin, en raison d'un hydrogramme plus humide et plus uniforme dans un plus grand bassin, (Seibert et *al.*, 2000) à l'exception de K0, où la valeur était beaucoup plus grande dans les sous-bassins B2 et B4 de Boussalem alors que les 3 coefficients de récession restent constants pour les sous bassins de l'Oued Rhumel.

Alors que des valeurs plus élevées pour les coefficients de récession, par exemple, étaient attendues des considérations d'échelle dans les deux bassins les plus petits, on pouvait s'attendre à des différences géologiques avec un aquifère poreux étendu dans la vallée principale du bassin de Setif et Boumazloug, aquifères rocheux dans ces petits bassins.

On s'attendait à ce que le paramètre de routage MAXBAS augmente avec l'augmentation de la taille du bassin à cause de la longueur croissante du talweg. Cependant, les différences dans la taille du bassin de captage étaient proches les un des autres qui étaient raisonnables, c'est-à-dire que l'eau pénétrant dans les cours d'eau contribue au ruissellement à la sortie en une seule étape.

Ce résultat indique que les valeurs des paramètres ne tiennent pas compte de la taille du bassin versant. Les variations des valeurs des paramètres ont probablement été causées principalement par les variations des autres caractéristiques du bassin versant, même si celles-ci étaient faibles. Les paramètres les plus sensibles du modèle HBV Light en calibrage et validation sont au nombre de 10 (TT ; CFMAX ; SFCF ; FC, LP ; BETA ; K2 ;

UZL ; PERC et MAXBAS) au bassin de l'Oued Boussalem, alors qu'à Oued Rhmel y'a que 6 paramètres sensibles (CFMAX ; SFCF ; BETA ; PERC et MAXBAS).

Conclusion

La prévision de ruissellement pour les bassins versants non jaugés est une tâche importante en hydrologie. Une possibilité est d'utiliser un modèle hydrologique avec des valeurs de mêmes paramètres optimisées dans un bassin jaugé à climat semi-aride et de même altitude moyenne afin d'étendre ces résultats sans optimisation. Une alternative simple est l'utilisation directe des séries d'observations de ruissellement à partir d'un bassin situé à proximité, en fonction de la taille du bassin versant. Comparativement à cette alternative, l'utilisation de l'approche semi-distribué pour prédire le ruissellement dans deux autres sous bassins non jaugés sans changer les paramètres mais pour les sous bassins semblables. La raison principale de ces résultats est supposée être les différences de température et de précipitation, qui ne sont considérées que dans l'approche de la modélisation.

La simulation par le modèle HBV est très sensible à l'optimisation de ses 15 paramètres qui peuvent altérer sensiblement le calage du modèle :

1. les erreurs dues à la structure du modèle, qui proviennent du peu de connaissance que nous avons, des processus en jeu dans la transformation des pluies en débit à l'échelle du bassin versant,
2. les erreurs sur les données, qui peuvent provenir autant des outils de mesure que de l'interprétation spatiale de mesures ponctuelles,
3. les erreurs dues aux procédures de calage (recherche d'optimum, valeurs initiales...).

Deux explications nous semblent donc envisageables :

- La première consiste à mettre en cause les modèles pluie-débit utilisés. Nous avons utilisé cependant deux modèles pluie-débit, ayant chacun une prise en compte particulière de l'ETP journalières en mode globale, pour le calcul du débit à l'exutoire ;
- La deuxième consiste à remettre en cause de l'ETP à l'échelle du bassin versant est critiquable.

Il nous paraît difficile de trancher, puisqu'il existe de fortes interactions entre le modèle pluie-débit et son entrée, et que nous avons autant d'incertitudes sur la validité de l'utilisation des données de précipitations, températures et débits mesurés par les modèles pluie-débit que sur la validité des modèles d'ETP à l'échelle du bassin versant. Cette

question est pourtant centrale qui n'a pas contribué au bon rendement des deux modèles. Les cours d'eau de l'Oued Boussalem et l'Oued Rhumel ont montré des débits élevés au mois de mars et des débits faibles en mois de Mai sur l'ensemble des périodes par la hauteur faible de précipitation nette, et l'augmentation des températures journalières, ainsi que la perméabilité importante. Pour simuler les débits au niveau des bassins versants, il est indispensable de disposer d'une banque de données adéquate sur de longues durées, afin de mieux estimer les débits à l'horizon. Parmi l'ensemble des paramètres optimisés, il apparaît globalement dans les deux bassins, que les paramètres les plus sensibles dans les deux bassins, en valeurs identifiées sont : TT, CFMAX, CWH, PERC et MAXBAS. Pour fournir de bons ajustements il est préférable de simuler avec des périodes de 5 à 10 ans en zone semi-aride afin de faciliter le temps que doit mettre le chercheur pour optimiser les paramètres du calage du modèle HBV et du GR4J. Ceci contribuera à la connaissance des écoulements superficiels dans les bassins ne disposant pas de station hydrométrique. La meilleure transmission de la simulation vers les bassins non jaugés, tient compte de la fiabilité des bassins jaugés.

Aussi la simulation par les modèles numériques aidera certainement les gestionnaires des barrages pour un dimensionnement des ouvrages annexes tel que : L'évacuateur de crue. Les mauvaises simulations sont liées aux données P, T, Q. La qualité de ces données représente un élément majeur du processus de modélisation. Leur qualité peut influencer sensiblement les valeurs calées des paramètres, et donc les sorties du modèle. Elle dépend généralement de plusieurs facteurs d'ordre météorologique ou méthodologique. Au niveau des mesures, des erreurs d'estimation dans les variables utilisées en entrée du modèle ou en sortie (pour le calage) sont toujours présentes. Ainsi, l'estimation des débits est sujette à de nombreuses incertitudes, parmi lesquelles on trouve des erreurs de précision des instruments de mesure, des problèmes de précision ou de robustesse dans la mesure des débits extrêmes (débits d'étiage, débits de crue), etc...

L'estimation de la pluie est elle aussi difficile avec les problèmes de captation des pluviomètres par exemple. L'estimation de l'ETP, variable non mesurée, mais calculée par un modèle, est également source d'erreurs. Dans notre échantillon, ces problèmes sur les données sont évidemment présents. Nous avons pu observer par exemple des débits constants en étiage sur de longues périodes, des débits évoluant parfaitement linéairement

entre deux dates semblant indiquer un comblement de lacune par exemple en débits journaliers, alors que des pluies existent dans la banque de données météorologiques.

Les résultats doivent être interprétés avec d'autres bassins de même climat puisque seulement deux bassins ont été utilisés dans cette étude. Bien que les bassins étudiés soient juxtaposés et donc non indépendants, la dépendance directe était mineure car la portion de la zone de captage imbriquée n'était pas importante dans tous les cas. Les résultats indiquent que les valeurs des paramètres peuvent ne pas dépendre fortement des variations spatiales comprises entre 103.8 et 1800 km².

Les résultats sont très différents dans une étude des bassins à climat humide (Uhlenbrook, et *al.*, 1999), où une autre méthode d'étalonnage, pour une structure de modèle légèrement différente et des séries de différentes données ont été utilisées.

Dans cette étude, les deux bassins versants ont été divisés en sous-bassins dans lesquels le modèle a été exécuté en parallèle pour les simulations. Le bassin versant est souvent subdivisé pour différentes raisons, par exemple pour diviser le bassin vers les zones au-dessus et au-dessous d'un lac (Bergström, 1992), dans d'autres applications du modèle HBV ou d'autres modèles qui n'est pas notre cas. Cette étude indique qu'une telle subdivision, introduit probablement l'effet des sous-bassins dans les valeurs des paramètres.

La méthode de subdivision en sous-bassins proposé dans cette étude s'est révélée être un outil approprié pour ce calibrage simultané est nécessaire pour des études de prélèvement des échantillons pour une analyse de pollution des eaux de surface. Les études futures sont nécessaires pour montrer si cet ensemble de paramètres est le plus efficace pour la simulation du ruissellement d'un bassin non jaugé dans la région. Une étude de comparaison, pour une régionalisation des valeurs des paramètres entre des régions différentes est nécessaire, afin de représenter une moyenne régionale.

Chapitre 6

Qualité des eaux de surface des barrages Ain Zada et Hammam Grouze.

1. Introduction

La qualité de l'eau de surface est affectée par l'activité anthropique et les processus naturels. Les processus naturels qui influent sur la qualité de l'eau comprennent le taux des précipitations, les processus d'altération et le transport des sédiments, tandis que les activités anthropiques comprennent le développement urbain, l'expansion industrielle et les pratiques agricoles. Par conséquent, une gestion efficace à long terme de l'eau du barrage nécessite une compréhension fondamentale des caractéristiques chimiques et biologiques. Cependant, en raison de variations temporelles de la qualité de l'eau (qui sont souvent difficiles à interpréter), un programme de surveillance, fournissant une estimation fiable et représentative de la qualité des eaux de surface, est nécessaire (Shrestha et Kazama, 2007). Plusieurs études (Etchanchu et Probst, 2006; et Guillaud et Bouriel, 2007; Boudoukha et Boulaarak, 2013) ont signalé les effets des effluents agricoles, industriels et urbains sur la qualité des eaux de surface.

Le barrage Ain Zada construit à travers Oued Bousselem, est situé géographiquement à la Latitude 36 ° 10' 28" N et à la longitude 5 ° 08 '57 "E. Ce barrage est parmi les ouvrages qui fournissent de l'eau potable et industrielle à différents centres urbains et industriels dans la région. La qualité de l'eau de ce barrage connaît une dégradation en raison de différentes sources de pollution, en plus des processus naturels d'érosion et de lessivage des divers éléments qui peuvent provoquer une détérioration de la qualité de l'eau.

Le bassin versant de l'Oued Rhumel à Athmania qui draine une grande partie du bassin versant méridional du tell Sétifien, fait partie de la zone amont du bassin versant du Kébir-Rhumel. Ce sous bassin est contrôlé par le barrage de Hammam Grouz se trouvant à la limite Sud du village de l'Oued Athmania. La majeure partie de la superficie du bassin versant (**80%**), est occupée par des argiles très peu sableuses de perméabilité faible à moyenne, le reste (**20%**) est occupé par des formations de bonne perméabilité représentées par les calcaires et des calcaires lacustres. L'Oued Rhumel reçoit quelques affluents importants, entre autres, l'Oued El Mehri sur la rive droite et l'Oued Boumrah et l'Oued Dekri sur la rive gauche. Le cours d'eau principal, l'Oued Rhumel ne coule qu'à la faveur des précipitations et

draine une bonne partie des eaux usées de la région. Les précipitations moyennes annuelles enregistrées à la station du barrage, atteignent 372 mm. L'infiltration et le ruissellement totalisent respectivement 6 et 24 mm (Khedidja, 2001).

Le but de ce chapitre est de donner un aperçu général de la qualité de l'eau de surface stockée dans ces barrages et la détermination de la qualité de l'eau de surface de la région, vraisemblablement affectée par l'activité urbaine, agricole, et industrielle.

L'une des principales missions de l'Agence nationale des ressources en eau (ANRH) est d'assurer la conservation qualitative et quantitative de la ressource en eau. Ce travail présente les détails des fluctuations de la composition chimique de l'eau de Ain Zada sous l'effet d'une sécheresse prolongée entre 2003 et 2012 (au cours de 10 ans) et tente d'expliquer pourquoi les variations temporelles sont survenues dans les concentrations des principaux composants dissous et les facteurs expliquant la structure de la base de données et l'influence de sources possibles (naturelles et anthropiques) sur les paramètres de qualité de l'eau du barrage. Pour cette raison, le présent travail a été réalisé principalement pour les eaux du barrage où le problème de la pollution commence à se développer.

Pour ce qui est du cas du Grouze, depuis une dizaine d'années, de nombreuses données hydrochimiques (suivis prolongés et analyses ponctuelles), ont été acquises sur les eaux de surface du bassin versant de l'Oued Rhumel et du barrage de Hammam Grouz. Bouguerne, (2001); Khedija, (2001); Bouguerne et al., (2010). Ces résultats ont largement aidé à la compréhension du fonctionnement hydrochimique de ce système hydrologique.

2. Paramètres chimique de surveillance

Tout au long de la période de surveillance, de nombreuses données hydrochimiques ont été acquis sur les eaux de surface du bassin versant Boussellem (Bouguerne, 2001; Boudoukha et al., 2014) et le barrage Ain Zada. (Mebarkia, 2012). Dans ce contexte, ces auteurs ont mené une série d'échantillons afin de contrôler la qualité des rejets dans le milieu récepteur, et d'étudier la variation temporelle des paramètres chimiques de ces eaux en vue de comprendre les mécanismes de la pollution. Un total de 190 échantillons d'eau, ont été recueillis entre Janvier 2003 et Décembre 2012. Les données physico-chimiques et biologiques analysés sont le pH, la température de l'eau (T_w), le Résidu sec (RS), la Turbidité (TU), le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^+), le potassium (K^+), les chlorures (Cl), les sulfates (SO_4^{2-}), les bicarbonates (HCO_3^-) les nitrates (NO_3^-), les orthophosphates (PO_4^{3-}), l'oxygène

dissous (OD), la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène après 5 jours (DBO₅), la matière organique (MO), et les éléments solides en suspension (MES). L'ANRH de Constantine a procédé à l'analyse de tous les paramètres de qualité des eaux selon les méthodes classiques, comme suggéré par l'American Public Health Association (APHA, 2005). La précision de l'analyse chimique a été vérifiée par le calcul des erreurs des ions d'équilibre où les erreurs étaient généralement moins de 5%. Tous les calculs statistiques ont été effectués en utilisant l'Excel 2010 (Microsoft Office ®) et STATISTICA 6 (StatSoft, Inc. ®).

Pour caractériser la pollution organique des eaux du barrage Grouze par les nutriments, il a été procédé à une série de prélèvements dans le but de contrôler la qualité des rejets dans le milieu récepteur, d'étudier la variation temporelle des nutriments de ces eaux et de comprendre les mécanismes de pollution. La fréquence d'échantillonnage adoptée durant la dernière période d'observation (février 2009 à juin 2010) était d'un prélèvement par mois. Cette stratégie a permis de prélever 16 échantillons

3. Moyens et material

Deux techniques ont été utilisées pour aborder la qualité des eaux du barrage Ain Zada, l'indice de qualité (IQE) et l'analyse statistique.

3.1. Indice de la qualité des eaux (IQE)

Indice de la qualité de l'eau de la National Sanitation Foundation (NSF-IQE) est utilisé pour déterminer le niveau de qualité de l'eau, sur la base de 9 paramètres tels que : DBO₅, DCO, nitrate, phosphate total, changement de température (de 1 mile en amont), la turbidité, le résidu sec, le pH et les coliformes fécaux. Cette technique est développée par Brown et al., (1970). Les travaux les plus complets dans ce domaine sont ceux de Pacini et al., (2013) et Landwehr et Deininger, (1976).

L'Indice de la qualité des eaux (IQE) est un moyen de résumer les données sur la qualité de l'eau dans un langage simple pour être utilisé plus facilement par l'utilisateur (Akkaraboyina et Raju, 2012 ; Effendi et al., 2015). Il existe plusieurs indices de qualité de l'eau qui ont été développés pour présenter la qualité de l'eau aux Etats-Unis, le Canada, l'Indonésie, l'Algérie et la Malaisie. Cependant, la plupart de ces indices sont basés sur l'IQE développé par la National Sanitation Foundation des Etats-Unis (NSF) et cette dernière a développé un indice,

appelé l'indice de qualité de l'eau NSF (NSF-IQE), afin de fournir une méthode standardisée pour comparer la qualité relative des divers plans d'eau (Said et *al.*, 2004). Plusieurs chercheurs utilisent l'indice de qualité de l'eau dans l'évaluation de la qualité de l'eau de la rivière (Bai et *al.*, 2009) qui pourrait être pris en compte dans la gestion des ressources en eau (Najah et *al.*, 2009).

3.2. Analyse statistique

L'application de différentes techniques statistiques multivariées peut faciliter l'interprétation des matrices de données complexes, et peut aider à simplifier et à organiser de grands ensembles de données pour fournir un aperçu significatif (Laaksoharju et *al.*, 1999). Dans notre cas, une matrice de 190 valeurs (19 variables x 10 ans) ne peut être analysée que par des méthodes statistiques, les autres méthodes telles que les différents schémas ne peuvent donner que des résultats partiels.

Les principales techniques statistiques utilisées sont, la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH), l'analyse factorielle (AF) et l'analyse discriminante (AD). Avant de commencer les analyses statistiques, les données doivent être testées (O'Shea et Jankowski, 2006) pour voir si elles sont appropriées pour une utilisation brute ou elles nécessitent un traitement. L'analyse factorielle (AF) fait une exception à cette règle, car elle est basée uniquement sur l'analyse de la matrice corrélation/covariance (Meglin, 1991).

Lors de l'exécution des tests statistiques pour l'homogénéité de la variance, il suffit de montrer que le résultat du test est statistiquement significatif ($p \leq 0,05$), cela signifie que les données ne montrent pas l'homogénéité de la variance. Ceci est possible en utilisant F_{max} de Hartley (Hartley, 1950). Le test t de Student est également utilisé pour comparer deux ensembles de données quantitatives lorsque les données de chaque ensemble de l'échantillon sont liées d'une manière particulière, comme les données hydrochimiques.

D'autres paramètres statistiques utilisés sont la moyenne, écart-type (EC), coefficient de variation (Cv), aplatissement ou de Kurtosis (Kurt), dissymétrie ou de Skewness (Skew) et l'analyse de variance (ANOVA) (Loether et McTavish, 1988). Lorsque l'échantillon suit une distribution normale à 95%, la valeur de kurtosis est comprise entre -2 et 2 et la valeur de l'asymétrie est comprise entre -2 et +2 (Groeneveld et Meeden, 1984). L'analyse de variance (ANOVA) est une technique statistique pour tester les différences significatives entre les moyennes en comparant les écarts.

✓ Pour la CAH, il existe deux types d'analyses : R et Q-modes. Dans le regroupement, les variables ou les individus sont regroupés de telle sorte que les paramètres similaires se retrouvent dans la même classe (Danielsson et *al.*, 1999). Belkhiri et *al.*, (2010) suggèrent d'utiliser la procédure de regroupement de Ward, car elle donne une plus grande la meilleure classification que la plupart des autres méthodes. Par conséquent, la procédure de classification de Ward est utilisée dans cette étude. CAH a été utilisé par divers chercheurs pour détecter le nombre de groupes de points d'échantillonnage sur la base des similitudes / homogénéité au sein de la population testée. En Turquie, la CAH a regroupé les points d'échantillonnage en trois groupes, 1, 2 et 3 qui correspondent à des régions polluées faible, modéré et élevé, respectivement. De même, Hellar-Kihampa et *al.*, (2013) ont appliqué la CAH sur des données de qualité de l'eau de surface pour évaluer la variation spatiale dans le bassin versant de Pangani, en Tanzanie et les 12 stations d'échantillonnage étudiées ont été regroupées en deux groupes selon les espèces ioniques et les nutriments.

✓ La méthode de l'analyse factorielle (AF) a également été appliquée au traitement des données hydrochimiques. Bien que l'AF soit une méthode exploratoire et descriptive, le but du traitement est d'identifier les principaux facteurs qui contrôlent la chimie de l'eau souterraine (Dagnelie, 2006). Cette méthode statistique multivariée a été largement utilisé pour étudier les phénomènes de l'environnement (Parmar et Bhardwaj, 2014 ; Mustapha et *al.*, 2014 ; Belkhiri et *al.*, 2010 ; Tiri et *al.*, 2016). Ces outils statistiques multivariés ont été utilisés avec succès pour étudier les processus hydrochimiques et ce travail traite de la puissance des techniques multivariées pour caractériser les variations hydrochimiques dans la région.

AF fournis plus de perspicacité dans la structure sous-jacente d'une matrice de données, l'utilisation de ces techniques pourraient nécessiter d'autres analyses pour identifier les groupes distincts (Belkhiri et Mouni, 2012). Le but principal d'AF est de réduire la contribution des variables moins importantes pour simplifier davantage la structure même des données. AF a été réalisée sur les ensembles de données normalisées, pour comparer le modèle de composition entre les échantillons d'eau analysés et d'identifier les facteurs qui les affectent. L'AF a été utilisée par les chercheurs pour réduire le nombre de variables qui sont nécessaires pour décrire la variation observée dans les ensembles de données (Mustapha et *al.*, 2014). AF permet donc de détecter des similitudes entre des échantillons et/ou les variables (Wang et *al.*, 2012 ; Mendiguchia et *al.*, 2007).

✓ L'analyse discriminante (AD) est une technique statistique multivariée qui discrimine les variables entre deux ou plusieurs groupes. AD est une technique puissante qui identifie les processus qui contrôlent la chimie de l'eau de surface (Shrestha et Kazama, 2007), et aide à regrouper des échantillons partageant des propriétés communes (Mustapha et *al.*, 2014). Diverses recherches menées dans le monde ont utilisé l'AD pour révéler les variables les plus importantes qui influent sur la variation au delà de la qualité de l'eau de surface. Mustapha et *al.*, (2013) ont étudié la variation de la qualité de l'eau dans la Rivière de Jakara au Nigeria.

L'application de ces techniques statistiques telles que la CAH, AF et AD, a considérablement augmenté au cours des dernières années pour analyser les données environnementales et l'élaboration des informations significatives (Shihab et Abdul Baqi, 2010; Batayneh et Zumlot, 2012, Singh et *al.*, 2004). Ces outils sont des moyens efficaces de manipulation, l'interprétation et la représentation des données concernant les polluants des eaux souterraines et la géochimie. Ils sont fréquemment utilisés pour caractériser la qualité des eaux de surface. Ces outils sont également utilisés pour résoudre les facteurs hydrologiques tels que aquifères frontières, l'écoulement souterrain, et les paramètres hydrochimiques (Belkhiri et *al.*, 2011), pour identifier les facteurs qui contrôlent la chimie des eaux de surface ou souterraine (Batayneh et Zumlot, 2012), pour séparer des anomalies telles que l'impact anthropique ou de fond (Güler et al., 2002) et de formuler des modèles géochimiques sur la base des données disponibles (Belkhiri et *al.*, 2010).

3.3. Méthode des tendances

Pour le barrage de Ain Zada, une série chronologique appelée encore série temporelle, est constituée d'un ensemble d'observations d'une grandeur effectuée au cours du temps à intervalles réguliers. Ces séries sont caractérisées par une certaine structure qu'il s'agit de mettre en évidence et d'étudier de façon positive. Ces séries sont univariées ou multivariées, linéaires ou non linéaires, traitées par de nombreux modèles numériques (David et *al.*, 1983). Le modèle de Mayer (Mayer, 1748) repris en programmation par Falguerolles, (2009) qui consiste à ajuster le nuage de points $(t; Y_t)$ par une droite passant par deux points calculés. La série est divisée en 2 sous-ensembles de même effectif. Pour chacun des 2 sous-ensembles, on calcule la moyenne des "t" et la moyenne des "Yt". On obtient ainsi 2 points $(t_1 ; Y_1)$, $(t_2 ; Y_2)$ appelés points moyens par lesquels passe la droite de tendance. On peut calculer les

points médians au lieu des points moyens ce qui permet de limiter l'influence des valeurs aberrantes.

Le modèle de Régnier (Régnier, 1965) basé sur les équations des moindres carrés, cas de la tendance linéaire, permet d'ajuster une série chronologique (Y_t), avec la fonction $C_t=at+b$. On détermine la droite (de tendance) des moindres carrés ($y=at+b$) du nuage de points ($t;Y_t$) qui minimise la distance $\sum (Y_t-(at+b))^2$. Cette méthode permet d'avoir un meilleur ajustement de la droite de tendance, mais la présence d'une valeur aberrante dans la série, limite son efficacité.

Pour la plupart des cas, la pente de la droite diffère de zéro. Si cette pente est positive, elle traduit une augmentation du paramètre en question, on parle alors d'une tendance positive, dans le cas contraire, on parle d'une tendance négative.

L'utilisation de cette technique permet de compenser les effets de "bruit de fond" produit par les variations à court terme et de distinguer les effets de ruissellement, les changements saisonniers et de mettre ainsi en évidence les effets possibles de la pollution d'origine anthropique à long terme. Cette méthode permet également de détecter les ruptures dans les séries chronologiques. Dans le cas où l'on a plusieurs changements qui se présentent dans la série, il est nécessaire d'adopter des techniques qui permettent d'analyser séparément les différentes sous séries du signal original (Etchanchu et Probst, 2006).

4. Résultats et discussion

4.1. Cas du barrage Ain Zada

4.1.1. Analyse des statistiques élémentaires

Le Tableau 6.1 donne le détail des différents paramètres statistiques élémentaires tel que la moyenne, l'écart-type, l'aplatissement, la dissymétrie, l'analyse de la variance, le coefficient de variation, le test de Student et celui de Hartley pour tous les paramètres de la qualité de l'eau. L'examen de l'écart-type et du coefficient de variation montrent que : CE, Tw, pH, OD et HCO_3 sont affectés d'une variation faible (<20%) autour de la moyenne. Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} montrent une variation autour de la moyenne qui varie entre 20 et 30%. Le reste des paramètres, comme K^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , DCO, DBO_5 , MES et la MO sont affectés d'une forte variation autour de la moyenne (> 50%). Ces variations concernent principalement les paramètres de pollution résultant des effluents et le lessivage des terres lors de pluies torrentielles qui sont variables dans le temps et dans l'espace. D'autre part, toutes les variables

ont des valeurs de kurtosis et d'asymétrie qui varient entre -2 et +2 sauf Ca et Mg qui permet de dire que les données sont cohérentes et suivent une distribution normale, comme l'indiqué également le tests de Student. L'examen de la variance mensuelle (S_m^2) et la variance annuelle (S_y^2) montre que $S_y^2 > S_m^2$ dans 63% des cas. Cela montre que la variation annuelle est plus importante que la variation mensuelle. Des études antérieures sur l'impact du changement climatique sur la chimie des eaux de surface de ce barrage (Boudoukha et al., 2014) ont montré que la variabilité annuelle chimique est en liaison étroite avec la variabilité annuelle des précipitations. L'alimentation du barrage est en grande partie assurée par les pluies de lixiviation des eaux usées et l'épandage agricole. Cette variabilité annuelle par mois est confirmée par le test de Hartley Fmax au seuil de signification de 5%.

Tableau 6.1 : Statistiques élémentaires des paramètres de qualité de l'eau de surface du barrage Ain Zada. 2003–2012

Paramètres	Min.	Moy.	Max.	EC	Cv (%)	S_m^2	S_y^2	Kurt	Skew	T	F
V	19.7	87.5	125	26.2	30	37.9	594.9	-0.17	-0.71	0.44	15.70
Tw	4	16.7	29	6.4	03	32.1	0.95	1.36	0.09	0.17	33.80
pH	7.2	8.3	8.8	0.3	03	0.02	0.01	1.40	-0.47	0.08	2.00
RS	448	614	832	90.1	14	762.9	12201	-0.99	-0.02	0.29	15.99
Ca ²⁺	36	71.4	174	17.5	25	22.1	40.9	10.51	1.76	0.04	1.85
Mg ²⁺	11	29.9	73	8.5	28	4.6	53.7	2.25	1.36	0.14	11.67
Na ⁺	44	94.9	166	23.1	24	21.1	264.8	-0.37	0.27	0.21	12.55
K ⁺	1	6.6	13.5	4.7	63	0.6	6.27	-1.07	0.14	0.22	10.45
Cl ⁻	60	144.4	235	33.4	23	42.4	523.1	-0.20	0.05	0.17	12.34
SO ₄ ²⁻	54	159.3	258	33.9	22	70.3	243.7	0.63	0.01	0.08	3.47
HCO ₃ ⁻	79.3	168.1	238	31.8	19	266.3	182.2	-0.28	-0.16	0.10	1.46
NO ₃ ⁻	1	4.8	17	3.7	78	0.6	2.6	1.37	1.16	0.01	4.33
OD	5	9.1	14.1	1.75	19	21.5	75.7	0.46	0.01	0.64	29.11
DCO	8	46.8	99	19.5	54	6.7	96.6	0.16	0.42	0.11	14.42
DBO ₅	1	3.1	8.5	1.7	6	7.4	0.2	1.54	0.95	0.11	37.00
MO	18	95	188	49	52	7.5	1.1	0.80	0.42	0.11	6.80
MES	10	55.8	120	26.7	58	127.4	882.6	-0.92	0.12	0.03	6.93
PO ₄ ³⁻	0.03	0.18	0.35	0.09	47	37.8	0.01	-0.77	0.17	0.35	0.37
TU	0.9	3.16	8.8	2.04	64	32.03	4.17	1.63	1.47	0.15	7.68

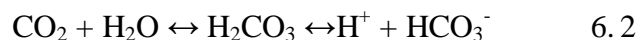
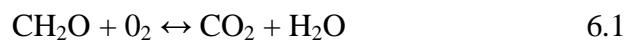
Légende : (Min) minimum, (Max) maximum, (EC) écart-type, (Cv) coefficient de variation, (S_m^2) variance inter mensuelle, (S_y^2) variance interannuelle, (Kurt) kurtosis, (Skew) skewness, (T) t-test de Student à 5% et (F) test de Hartley's à 5% à. Concentrations en mg/l, T_w en °C, V en Mm³ et TU en NTU.

4.1.2. Chimie générale

L'examen des analyses chimiques (Tableau 6.1) montre que le pH varie entre 7,2 et 8,8, avec une valeur moyenne de $8,3 \pm 0,3$ indiquant une eau légèrement basique, ce qui caractérise une

eau où la vie se développe de manière optimale (Tsytarin, 1988). Les eaux de surface de Ain Zada ont un $\text{pH} \geq 8$ dans 86% des cas, donc fortement alcaline due à l'évaporation intense du barrage du lac (MSDEWP, 2013) et aux effluents industriels et agricoles (Dinkaa et al., 2015). RS a une valeur moyenne de $614 \pm 90,1$ mg / l. Selon Freeze et Cherry, (1979), l'eau Ain Zada est une eau fraîche (RS <1000 mg / l). Alcalinité a une valeur moyenne de $168,1 \pm 31,8$ mg / l. L'ion Na^+ a une valeur moyenne de $94,9 \pm 23,1$ mg / l. K^+ a une valeur moyenne de $6,6 \pm 4,7$ mg / l. Ces faibles concentrations sont dues au fait que les minéraux potassiques ont une faible migration (Kempe, 1982), sont résistants à la décomposition par les intempéries (Pradhan et Pirasteh, 2011) et proviennent en grande partie des engrais (Guerraiche et al., 2016). Le Ca a une valeur moyenne de $71,4 \pm 17,5$ mg / l. L'ion Mg a une valeur moyenne de $29,9 \pm 8,5$ mg / l. Cl a une valeur moyenne de $144,4 \pm 33,4$ mg / l. SO_4 a une valeur moyenne de $159,3 \pm 33,9$ mg / l. Par conséquent, les faciès de ces eaux est $\text{Cl} > \text{SO}_4 > \text{HCO}_3$ pour anions et $\text{Na} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{K}$ pour cations dans 87% des cas. Ceci est en liaison avec le phénomène d'évaporation et des eaux usées (Guerraiche et al., 2016). NO_3 a une valeur moyenne de $4,8 \pm 3,6$ mg / l. La faible concentration de nitrates dans les eaux de surface est due à la réduction des bactéries (Martin, 1979).

La DCO a une valeur moyenne de $46,8 \pm 19,5$ mg / l. La DBO5 a une valeur moyenne de $3,1 \pm 1,7$ mg / l. La MO a une valeur moyenne de $9,5 \pm 3,1$ mg / l. MES a une valeur moyenne de $55,8 \pm 26,7$ mg / l. Ces concentrations ont montré que le poids du matériau stocké au niveau du barrage est considérable (Armah et al., 2010). L'augmentation de cette charge polluante au fil du temps est marquée par une pente positive pour la DCO (0,02), DBO5 (0,01), MO (0,02) et MES (0,01) et les pentes négatives pour le OD (-0,007) et le pH (-0,0005) reflétant une oxydation de la matière organique selon les réactions 6.1 et 6.2 (Kempe, 1982).



4.1.3. Qualité de l'eau

L'indice de qualité de l'eau (IQE) a été abordé à l'aide de sept paramètres sans les coliformes fécaux et le changement de température. Cette qualité a été déterminée pour la période 2003-2012, durant laquelle ces paramètres ont été mesurés. IDE a été calculé online à l'aide du lien suivant : [Http://www.water-research.net/watrqualindex/index.htm](http://www.water-research.net/watrqualindex/index.htm). Les gammes de IQE ont été définies selon Brown et al., (1970) (Tableau 6.2). Sur cette base, l'IQE de l'eau de surface de Ain Zada a été déterminé pour chaque année. Tableau 6.3, les valeurs de IQE varient entre

69 et 81 ce qui permet de classer ces eaux dans la catégorie “bonne”. Cette caractéristique est due à la faible intensité de l'activité dans la région (Valeriani et *al.*, 2015 ; Boudoukha et *al.*, 2014).

4.1.4. Analyse statistique

4.1.4.1. Coefficients de corrélation de Pearson

La matrice des coefficients de corrélation de Pearson pour les eaux de surface de Ain Zada est donnée dans le Tableau 4. Les résultats montrent que le pH montre une corrélation positive significative (de 0,55 à 0,60) avec les éléments carbonatés (HCO_3 , Ca et Mg). Ceci est en liaison avec l'équilibre calco-carbonique où le pH influe sur la dissolution de ces roches. Les

Tableau 6.2 : Poids des différents paramètres (W_i) et les critères de classification de l'eau

Paramètres	Poids	IQE	Critère
OD	0.17	90-100	Excellent
Coliformes	0.16	70-90	Bon
pH	0.11	50-70	Moyen
DBO5	0.11	25-50	Mauvais
Variation de T	0.10	0-25	Très mauvais
Phosphates	0.10		
Nitrates	0.10		
Turbidité	0.08		
RS	0.07		

Table 6.3 : Les valeurs de l'IQE pour les eaux de surface de Ain Zada

Année	IQE	Classification
2003	73	Bonne
2004	69	Moyenne
2005	73	Bonne
2006	77	Bonne
2007	78	Bonne
2008	80	Bonne
2009	79	Bonne
2010	81	Bonne
2011	81	Bonne
2012	79	Bonne

Les valeurs du pH montrent également une corrélation significative négative (-0,46 à -0,58) avec des éléments anthropiques (K, Cl, SO₄, PO₄ et NO₃) et de pollution (DCO, DBO₅ et MO). Ceci est en liaison avec les effluents industriels, agricoles et le rejet des eaux usées domestiques. Salinité représentée par le RS, montre une corrélation positive (0,58 à 0,74) avec tous les éléments sauf K et NO₃. La corrélation positive indique que la salinité de l'eau est contrôlée par Ca, Mg, Na, Cl, SO₄ et HCO₃. Ceci est lié à la dissolution des minéraux, l'échange de base, l'évaporation, et l'activité anthropique (Mahtab et *al.*, 2015). La corrélation négative entre RS et V indique un phénomène de dilution de la salinité l'eau suite à la variation du volume d'eau du barrage (Boudoukha et *al.*, 2014). Cette analyse montre également une corrélation positive (0,61 à 0,79) entre SO₄, Ca, Mg, Na, K et Cl. Ceci est attribué à l'effet de l'action anthropique des eaux usées (Armah et *al.*, 2010). NO₃ montre une corrélation positive (0,57 au 0,60) avec SO₄ et K indiquant que les pratiques agricoles et l'activité humaine est importante. Cette analyse montre également une corrélation positive (0,49 à 0,72) avec des paramètres de pollution (DCO, DBO₅, MO, TU et MES). La relation positive entre ces paramètres indique l'oxydation de la matière organique par les microorganismes dans l'eau (Armah et *al.*, 2010). L'eau du barrage est polluée par les déchets solides provenant des rejets domestiques, les eaux de ruissellement, le développement urbain, (Mustapha et *al.*, 2014). De nombreux chercheurs ont rapporté globalement que la relation non-linéaire entre OD et les composés organiques dans l'eau est due à des conditions anaérobies dans la rivière et à la forte concentration de la matière organique dissoute (Wu et *al.*, 2009 ; Mustapha et *al.*, 2014.). Le volume d'eau du barrage, à son tour, a une corrélation négative (-0,52 à -0,72) avec tous les paramètres. Ceci indique des phénomènes de dilution et de concentration avec le temps selon les périodes.

4.1.4.2. Classification ascendante hiérarchique (CAH)

Dans cette analyse, R-mode a est utilisé avec 16 variables hydrochimiques (RS, pH, MES, Tw, V, Ca, Mg, Na, K, Cl, SO₄, HCO₃, NO₃, DCO, DBO₅ et MO). Pour réaliser cette classification statistique, toutes les variables ont été log-transformées, normalisées et standardisés comme il a été décrit par Güler et *al.*, (2002). Le contrôle visuel est le seul critère pour sélectionner les groupes dans le dendrogramme Figure. 6.1. La ligne de phénone (Sneath et Sokal, 1973) a été choisie à une distance de 900. A cette distance, 4 groupes d'eau peuvent être distingués où RS et V semblent être un facteur distinctif majeur entre les variables. Le groupe 1 (G1) comprend RS et V qui contrôlent d'une manière significative tous les éléments

chimiques. Le groupe 2 (G2) est constitué par Na, Cl et SO₄ qui proviennent pour ce cas, principalement des eaux usées et un accessoirement à partir de la dissolution des minéraux salifères. Le groupe 3 (G3) regroupe le pH, Ca, Mg, HCO₃, K et NO₃. Ce groupe est influencé par les pratiques agricoles et la dissolution des éléments carbonatés. Le groupe 4 (G4) comprend Tw, MO, DCO, DBO₅ et MES ce qui montre une influence par l'activité industrielle, les rejets des eaux usées et les processus naturels.

D'autre part le mode Q met en évidence l'interaction entre les échantillons étudiés. Figure 6.2. Cette analyse regroupe tous les échantillons (160) pour les 10 ans, en 4 groupes statistiquement distincts. Le résultat a été synthétisé selon les années dans les deux groupes (groupe 1 (G1) et groupe 2 (G2)) en fonction de RS et V. G1 est caractérisé par des valeurs élevées de V et de faibles valeurs de RS par contre G2 est caractérisé par de faibles valeurs de V et des valeurs élevées de RS.

Tableau 6.4 : Coefficients de corrélation de Pearson pour les paramètres physico-chimiques des eaux du barrage Ain Zada au seuil 0.05 et pour n=190. Les valeurs en gras indiquent une corrélation significative entre les variables

	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃	PO ₄	RS	V	Tw	DCO	DBO ₅	MO	OD	MES	pH	TU	
Ca	1.00																			
Mg	0.67	1.00																		
Na	0.53	0.06	1.00																	
K	0.18	0.11	0.54	1.00																
Cl	0.19	0.26	0.78	0.73	1.00															
SO ₄	0.70	0.78	0.61	0.79	0.62	1.00														
HCO ₃	0.70	0.71	0.16	0.02	0.06	0.13	1.00													
NO ₃	0.05	0.10	-0.01	0.57	0.17	0.60	0.04	1.00												
PO ₄	0.04	0.14	-0.02	0.58	0.18	0.55	0.03	0.65	1.00											
RS	0.62	0.74	0.64	0.17	0.70	0.65	0.58	0.25	0.01	1.00										
V	-0.72	-0.69	-0.63	-0.52	-0.64	-0.63	-0.59	-0.64	-0.56	-0.62	1.00									
Tw	-0.02	0.08	0.02	0.14	0.06	0.14	0.19	0.07	0.07	0.10	-0.49	1.00								
DCO	0.09	-0.01	0.16	0.02	0.24	0.12	0.02	0.10	0.01	0.22	-0.62	0.07	1.00							
DBO ₅	0.09	-0.01	0.10	0.03	0.07	0.07	0.05	0.03	0.02	0.04	-0.60	0.13	0.54	1.00						
MO	0.13	-0.04	0.11	0.14	0.19	0.19	0.01	0.08	0.07	0.15	-0.55	0.02	0.72	0.57	1.00					
OD	0.08	0.11	0.12	0.13	0.17	0.08	0.05	-0.63	0.02	0.04	0.60	0.13	-0.54	-0.55	0.90	1.00				
MES	0.12	0.09	0.14	0.34	-0.05	0.11	0.01	0.18	0.14	0.14	-0.49	0.01	0.52	0.49	0.56	-0.59	1.00			
pH	-0.66	-0.60	-0.50	-0.44	-0.54	-0.49	0.55	-0.46	-0.47	0.01	-0.16	-0.06	-0.55	-0.50	-0.58	-0.42	0.14	1.00		
TU	0.31	0.19	0.24	0.24	-0.15	0.21	0.11	0.28	0.27	0.24	-0.59	0.01	0.55	0.51	0.57	0.20	0.56	0.12	1.00	

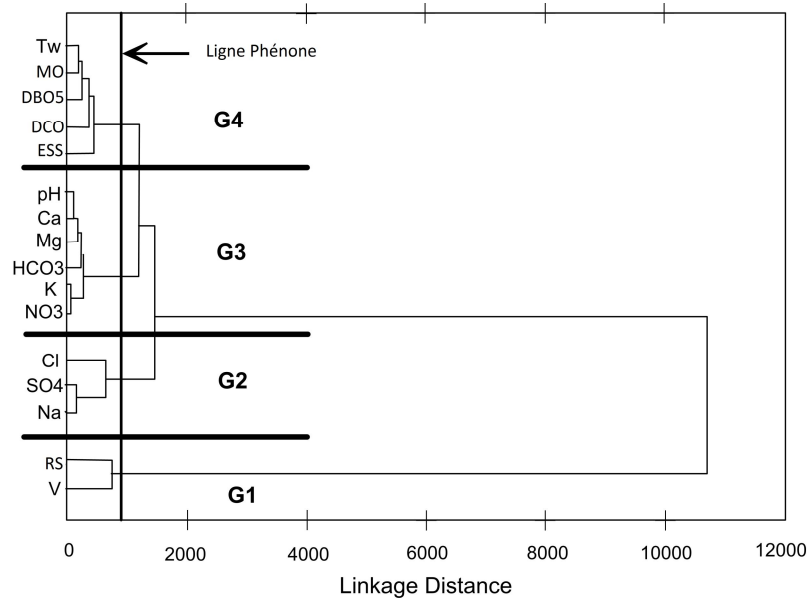


Figure 6.1 : Dendrogramme des variables mesurées dans les eaux du barrage Ain Zada

G1 regroupe les échantillons pris pendant les années : 2005, 2006, 2007, 2008, 2009 et 2010. Cette période est caractérisée par une sécheresse où les précipitations < 300 mm ce qui a entraîné la diminution du volume (V) de l'eau dans le barrage qui a été accompagné par une augmentation de la salinité par concentration. G2 regroupe les échantillons des années 2003, 2004, 2011 et 2012 qui coïncident avec le début et la fin de la période d'étude. Elle est caractérisée par des précipitations relativement élevée (précipitations > 300 mm), ce qui a entraîné l'augmentation des valeurs du volume (V) d'eau dans le barrage. Ceci s'est accompagné par une diminution de la salinité (RS). Figure 6.3 et 6.4. Toutefois, les précipitations permettent le refroidissement de l'eau entraînant une diminution des valeurs moyennes de Tw (17,3 à 15,5 ° C) et l'oxygénation de l'eau du barrage qui a entraîné une légère augmentation des valeurs OD (08.03 à 09.25 mg / l).

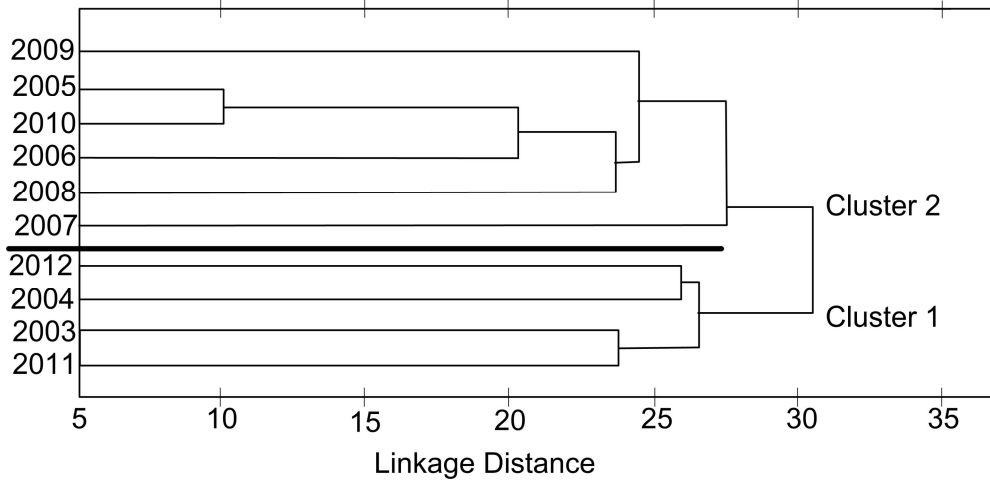


Figure 6.2. Classification des échantillons d'eau selon le mode Q pris dans les eaux du barrage Ain Zada

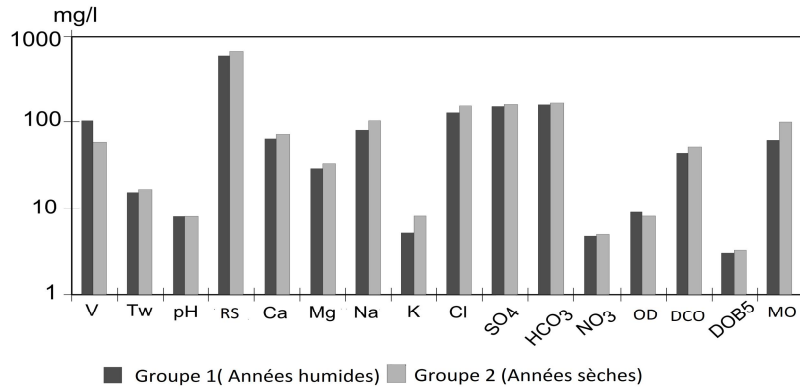


Figure 6.3 : Classification des années de prise d'échantillons d'eau à l'aide de la CAH

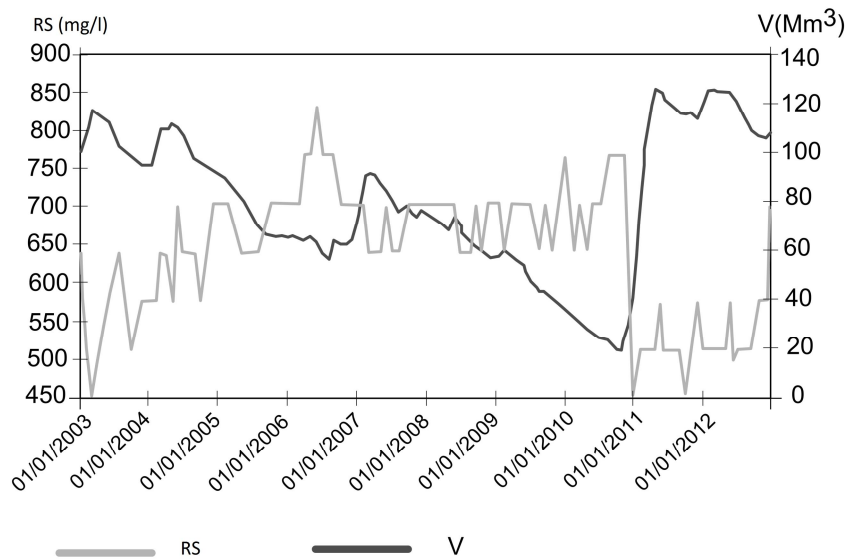


Figure 6.4: Variation du résidu sec selon le volume d'eau du barrage Ain Zada

4.1.4.3. Analyse factorielle (AF)

Une analyse factorielle a été réalisée pour l'ensemble des 160 échantillons et pour les 16 variables. Le Tableau 6.5 présente les valeurs propres des facteurs et la variance totale exprimée. L'analyse génère 10 facteurs et seulement 2 ont été retenus étant donné que leur valeur propre > 1 . Ces deux facteurs expliquent 65,1% de la variance totale. Les résultats de l'AF sont plus intéressants lorsque le nombre de facteurs est faible (Kraiem et *al.*, 2014).

Les variables Ca, Mg, Na, Cl, SO₄, HCO₃, RS, pH et V sont marqués par le facteur 1 (F1) et expliquent 58,68% de la variance. F1 a une forte à modérée corrélation positive avec Ca, Mg, Na, Cl, SO₄, HCO₃ et RS qui est de l'ordre de 0,62, 0,56, 0,70, 0,71, 0,68, 0,63 et 0,84, respectivement. Les fortes valeurs positives indiquent une forte corrélation linéaire entre le facteur et les paramètres. Ainsi, F1 peut être qualifié comme facteur de salinisation. Ceci indique une première opposition entre les paramètres de la minéralisation et V par dilution. La deuxième opposition est entre le pH et les éléments carbonatés qui nécessitent un environnement acide pour permettre leur dissolution. F1 est le facteur de la contamination naturelle produite surtout lors des pluies abondantes au cours des années humides qui provoquent une dilution du CO₂ qui permet la formation d'acide carbonique responsable de la dissolution des formations carbonatées.

Le facteur 2 (F2) explique 11,24% de la variance totale et montre une liaison positive forte à modérée avec K (0,67), NO₃ (0,68) et une liaison modérée négative avec DCO (-0,57), DBO₅ (-0,61) MO (-0,74) et MES (-0,52). Par conséquent, F2 montre une opposition entre les engrais chimiques et la pollution organique liée aux eaux usées domestiques. Ce facteur pourrait être lié au ruissellement de surface qui peut provoquer l'érosion des sols et la dissolution des particules inorganiques dans l'eau.

Donc la pollution des eaux de surface du barrage Ain Zada est générée par les déchets domestiques, par le déversement de polluants organiques biodégradables, par les éléments nutritifs et par les rejets d'effluents industriels.

L'analyse factorielle des individus selon F1-F2, montre la présence de quatre groupes d'échantillons d'eau. Ceux ayant une forte concentration de nutriments qui s'opposent aux échantillons renfermant une forte concentration de matière organique. Ceux qui sont très minéralisés qui s'opposent à ceux faibles salifères (Figure 6. 5). Cette répartition est similaire à celle obtenue à l'aide de la CAH.

Tableau 6.5 : Liaison Facteurs-variables. Les valeurs en gras, montent la relation significative

Variables	F1	F2
Ca	0.62	-0.15
Mg	0.56	-0.15
Na	0.70	0.18
K	0.35	0.67
Cl	0.71	0.49
SO ₄	0.68	-0.13
HCO ₃	0.63	0.28
NO ₃	0.02	0.68
RS	0.84	0.13
V	-0.81	0.21
Tw	0.16	-0.18
COD	0.29	-0.57
BOD	0.12	-0.61
OM	0.28	-0.74
SLS	0.32	-0.52
pH	-0.62	0.17
Valeurs propres	2.98	1.79
Variance totale (%)	58.68	11.24
Cumule (%)	58.68	69.92

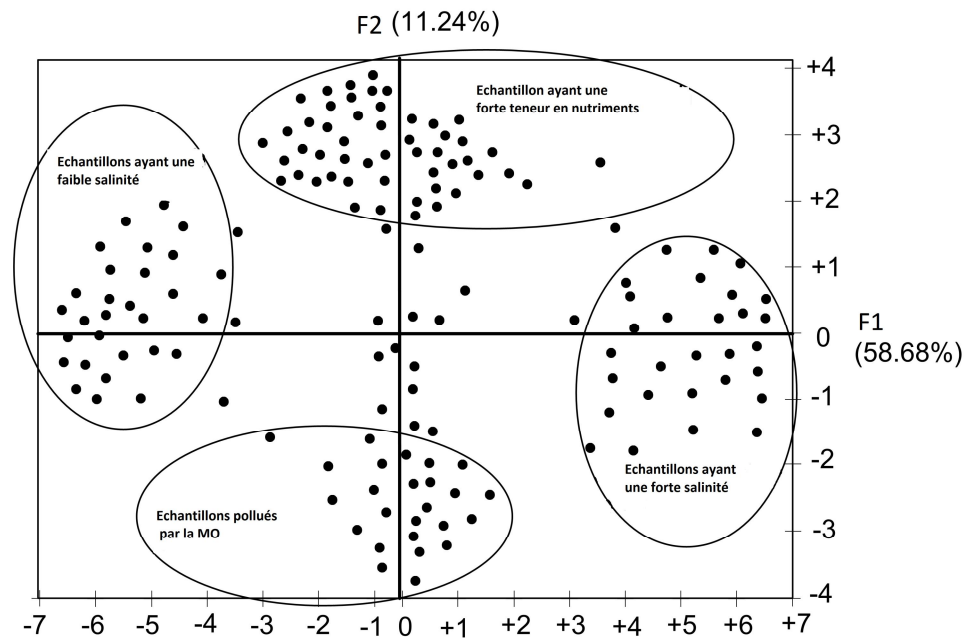


Figure 6.5 : Répartition des individus selon le plan factoriel F1-F2

4.1.4.4. Analyse discriminante (AD)

La variation de la composition chimique a été également étudiée à l'aide de la AD. L'utilisation des 16 paramètres permet de trouver une ou plusieurs fonctions discriminantes (généralement linéaires). Afin de mieux évaluer la qualité de l'eau du barrage Ain Zada, les données ont été regroupées en deux grandes classes, années sèches et années humides obtenue par CAH. L'application de cette technique à l'aide du logiciel STATISTICA, a permis constater que ces données obéissent à deux fonctions discriminatoires (FD) Tableau 6.6. On s'aperçoit que 90% de la variance totale est expliquée par les deux FD. La première DSF explique 74,5% de la variance totale, et la seconde explique 15,5%. La contribution relative de chaque paramètre sur les deux fonctions est donnée dans le Tableau 6.8. La contribution relative de chaque paramètre est donnée dans l'équation 3 et 4. Un total de 11 paramètres parmi, 16 ont été déterminées par les deux fonctions.

$$DFs1 = 0.54Ca + 0.73Na + 0.85Cl + 0.72SO_4 + 0.58HCO_3 + 0.90RS - 0.88V \quad 6.3$$

$$DFs2 = -0.55NO_3 - 0.87COD - 0.71BOD - 0.91OM + 0.75SLS \quad 6.4$$

La première fonction est en liaison avec la plupart des paramètres chimiques (RS, V, Cl, Na, SO₄, HCO₃ et Ca). La deuxième fonction est liée aux paramètres de pollution telle que MO, DCO, MES, DBO₅ et NO₃. La contribution relative des paramètres de qualité de l'eau peut être donnée selon l'ordre suivant :

- Fonction 1: RS > V > Cl > Na > SO₄ > HCO₃ > Ca
- Fonction 2: MO > DCO > MES > DBO₅ > NO₃

La matrice de classification a montré que 90% des cas sont correctement classés dans leurs groupes respectifs, comme l'indique le Tableau 6.8. Donc cette technique (AD) a donné les meilleurs résultats pour l'analyse temporelle selon les deux périodes. Cette analyse a permis de caractériser l'eau du barrage à l'aide de 11 paramètres au lieu de 16. Il s'agit de RS, V, Ca, Cl, Na, SO₄, HCO₃, NO₃, MO, DCO, DBO₅ et SLS). La répartition des échantillons d'eau selon les deux fonctions a été représentée dans la Figure 6.1 qui montre bien les deux périodes, sèche et humide.

Tableau 6.6 : Caractéristiques des deux fonctions discriminantes

Fonction	Valeur propre	Variance %	Variance cumulée %
1	4.16	74.5	74.5
2	3.55	15.5	90.0

Tableau 6.7 : Coefficient de corrélation des variables avec les fonctions discriminantes. Les valeurs en gras expriment une bonne corrélation

Paramètres	Fonction 1	Fonction 2
Ca	0.54	-0.09
Mg	0.33	0.11
Na	0.73	-0.19
K	0.07	-0.18
Cl	0.85	0.47
SO ₄	0.72	-0.07
HCO ₃	0.58	0.06
NO ₃	0.24	-0.55
RS	0.90	-0.17
V	-0.88	0.27
Tw	0.12	0.30
DOC	0.38	-0.87
DBO	0.27	-0.71
OM	0.11	-0.91
SLS	0.14	0.72
pH	0.30	0.10

Tableau 6.8 : Résultat de la classification selon l'analyse discriminante de l'eau du barrage Ain Zada

Période	% de classification	Classification des variables dans les groupes	
		1	2
Année humide	90	16	0
Année sèche	90	0	16

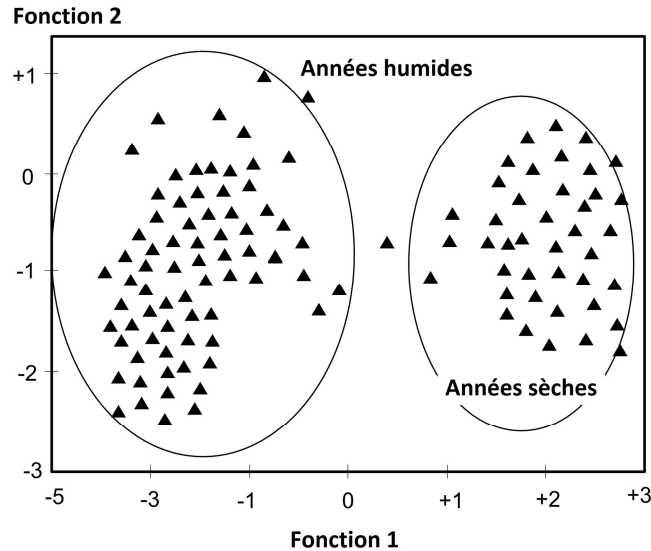


Figure 6.6 : Répartition des échantillons d'eau selon les deux fonctions discriminantes

4.2. Cas du barrage Grouze

4.2.1. Caractérisation des eaux du barrage

L'examen du tableau 6.9, montre que les concentrations des différents éléments, sont inférieures aux normes de l'OMS (WHO, 2011) et à ceux de l'Algérie (JO n° 51/00). Le diagramme de Piper appliqué à ces eaux (Fig. 6.7) montre que les échantillons ont un faciès sulfaté-chloruré-calcique à magnésien. Ceci est à mettre en liaison avec les formations carbonatées du Mésozoïque et les formations salifères du Mio-Plio-Quaternaire. Il ressort donc que les eaux du barrage acquièrent leur composition chimique par interaction avec les roches carbonatées et les sédiments terrigènes salifères. Ce mécanisme a été étudié à l'aide de l'indice de saturation (IS) de quelques minéraux évaporitiques (halite, anhydrite, gypse), carbonatés (aragonite, calcite, dolomite), l'O₂ et le CO₂, dissous. Cette simulation a été établie à l'aide du programme Phreeqc (Parkhurst et *al.*, 1980). Le IS peut être défini comme étant :

$$IS = \log (IAP/K)$$

Où IAP est l'activité de l'ion et K la constante d'équilibre. L'équilibre est atteint lorsque IS = 0. Si IS > 0, l'eau est sursaturée (la précipitation des minéraux est nécessaire pour atteindre l'équilibre) et si IS < 0, l'eau est sous-saturée (la dissolution des minéraux est nécessaire pour atteindre l'équilibre). Les valeurs de l'IS des échantillons d'eau ont été reportées dans le tableau 6.10. Ces indices montrent que, outre l'halite, tous les minéraux sont soit proche de l'équilibre (IS ≈ 0) cas de l'anhydrite et du gypse, soit sursaturés (IS > 0), cas des minéraux carbonatés traduisant un temps de contact avec la roche assez long pour permettre leur

dissolution. Ces indices positifs des minéraux carbonatés indiquent que l'eau a subi des changements importants suite à un dégazage de CO₂ (IS<0). D'après Djidi *et al.*, (2008), ce dégazage se produit généralement lors de la recharge des aquifères karstiques ou suite à l'élévation de la température de l'eau, générant la précipitation de la calcite. La deuxième hypothèse est la plus plausible dans le cas des eaux du barrage de Hammam Grouz. Pour le cas de l'halite (IS<0) ceci suggère que cette phase minérale évaporitique est en phase de dissolution.

Tableau 6.9 : Analyses chimiques des eaux du barrage de Hammam Grouz (mg.l⁻¹)

Date	Mesure	pH	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	N/P	DCO	DBO ₅	O ₂ -dis
22/02/2009	1	8,1	920	3,8	0,29	0,4	0,2	22.5	38	2,9	8,7
25/03/2009	2	8.0	930	2,7	0,57	0,9	0,4	10.4	42	5.0	10.0
18/04/2009	3	8.0	980	4,9	0,09	0,5	0,3	18.3	48	3,9	9,6
03/05/2009	4	8,1	910	4,9	0,45	1.0	0,4	15.9	54	2,9	8,2
13/06/2009	5	7,9	900	1,5	0,20	0,2	0,2	9.5	63	2,1	10.0
19/07/2009	6	8.0	930	7,2	0,10	0,2	0,2	37.5	64	3,7	8,8
08/08/2009	7	8,1	910	5,2	0,25	0,15	0,3	18.7	65	5,4	13.0
01/10/2009	8	7,9	960	2,1	0,20	0,18	0,1	24.8	60	4,5	7,6
05/11/2009	9	8.0	980	5,3	0,10	0,25	0,05	113	50	9,8	9,6
06/12/2009	10	7,8	900	5,2	0,50	0,2	0,3	19.7	54	7,3	5,4
05/01/2010	11	7,8	1000	4.0	0,30	0,6	0,2	24.5	55	7,5	7,2
08/02/2010	12	7,7	1030	5.0	0,20	0,4	0,3	18.7	65	6,9	8,4
07/03/2010	13	7,7	1080	9,8	0,20	0,5	0,2	52.5	67	7,1	8.0
05/04/2010	14	7,6	1030	12.0	0,10	0,25	0,2	61.8	52	6,5	8,4
03/05/2010	15	7,7	1080	12,5	0,20	0,2	0,2	64.5	70	6,5	6,3
14/06/2010	16	7,5	1120	12,1	0,2	0,2	0,2	62.5	75	7,1	5,3

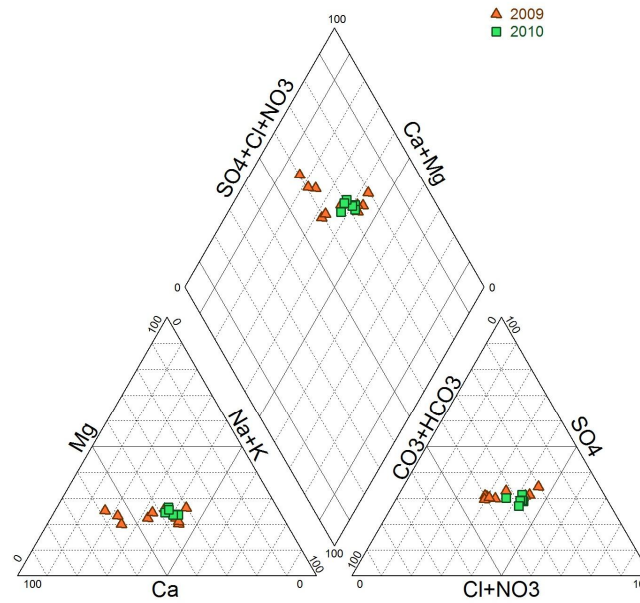


Figure 6.7 : Diagramme de Piper appliqué aux eaux du barrage Hammam Grouze

4.2.2. Origine des principaux éléments majeurs

L'origine des principaux éléments majeurs qui contribuent à la caractérisation du faciès de l'eau et à son évolution hydrochimique, peut être abordée à l'aide de certains diagrammes binaires.

Le rapport molaire $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$, renseigne sur l'origine de ces éléments qui peuvent provenir de la dissolution de la calcite et de la dolomite. Figure 6.8. Si ce rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+} \leq 1$, on a une dissolution de la dolomite par contre un rapport plus élevé témoigne de la dissolution de la calcite (Maya et Loucks, 1995). Quand il est supérieur à 2, il indique la dissolution des minéraux silicatés (Katz et al, 1998). Il ressort donc que l'origine du calcium de ces eaux provient pour la majorité des cas de la dissolution de la calcite et accessoirement de la dolomite et des minéraux silicatés.

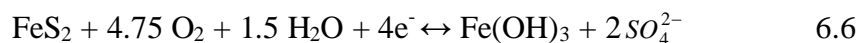
Tableau 6.10 : Indices de stabilité des eaux du barrage

Point d'eau	Halite	Anhydrite	Gypse	Calcite	Aragonite	Dolomite	CO ₂ (gaz)
1	-4.16	0.71	0.93	2.35	2.21	4.18	-0.04
2	-4.36	0.60	0.89	2.33	2.18	4.20	-0.01
3	-4.46	0.70	0.91	2.35	2.21	4.27	-0.03
4	-4.09	0.62	0.84	2.30	2.16	4.22	-0.01
5	-4.04	0.62	0.83	2.26	2.12	4.21	-0.02
6	-4.03	0.56	0.76	2.05	1.91	3.85	-0.13
7	-3.82	0.52	0.73	1.81	1.67	3.48	-0.31
8	-3.80	0.58	0.79	2.00	1.86	3.66	-0.24
9	-3.77	0.60	0.81	2.07	1.92	3.84	-0.16
10	-3.83	0.56	0.77	2.05	1.90	3.79	-0.19
11	-3.84	0.57	0.78	2.04	1.90	3.83	-0.17
12	-3.79	0.54	0.75	2.06	1.92	3.87	-0.16
13	-3.78	0.59	0.80	2.12	1.97	3.98	-0.13
14	-3.83	0.58	0.79	2.12	1.97	4.02	-0.13
15	-3.82	0.58	0.80	2.18	2.04	4.10	-0.09
16	-3.85	0.60	0.81	2.18	2.04	4.13	-0.04

L'origine de ces éléments majeurs a été également abordée à l'aide du diagramme $Ca^{2+}+Mg^{2+}$ et $SO_4^{2-}+HCO_3^-$. Si les points analytiques s'alignent autour de la droite de pente 1, les réactions dominantes sont dues à la dissolution de la calcite, la dolomite et le gypse. L'échange de base a tendance à déplacer les points vers la droite en raison de l'excès de $SO_4^{2-}+HCO_3^-$ ou vers la gauche en raison de l'excès de $Ca^{2+}+Mg^{2+}$ (Cerling et al., 1989 ; Fisher et Mulican, 1997). Ce processus se fait selon la réaction 6.5.



L'examen de la figure 6.9 montre que les points se situent en dessous de la droite d'équilibre ce qui traduit un échange de base dû à un excès de $SO_4^{2-}+HCO_3^-$ dans les sédiments du Mio-Plio-Quaternaire. La présence de sulfates en grandes quantités dans les eaux du barrage (142 à 164 mg/l) pourrait également être attribuée à la dissolution de l'anhydrite ou de la pyrite selon la formule 6.6 proposée par Appelo et Postma, (1993).



Il est connu que le chlore est une espèce chimique très mobile, interagissant faiblement avec l'encaissant, et qui fait partie des éléments dits conservatifs, fréquemment employés comme

traceurs pour les études de cycle hydrologique. L'acquisition des teneurs en Cl^- et Na^+ peut résulter de la dissolution de l'halite ou à partir d'un mélange avec de l'eau de mer. Cette deuxième hypothèse se trouve écartée du fait de l'éloignement de la mer Méditerranée (plus de 100 km).

Les points analytiques des échantillons d'eau du barrage, reportés dans un diagramme Na^+/Cl^- , montrent une bonne distribution ($R=0.76$) autour d'une droite de pente égale à celle de l'halite (Figure 6.10). En d'autres termes, le ratio molaire Na/Cl moyen de ces échantillons est similaire à celui de l'halite (Na/Cl halite = 1.00). Cette approche tend donc à indiquer que la présence de Na et Cl est due à la dissolution des formations salifères.

La salinité de l'eau semble évoluer de deux manières. Figure 6.11. Les éléments carbonatés en excès dans l'eau ($\text{IS}>0$) influencent la salinité d'une manière assez rapide contrairement aux évaporites proches de l'état d'équilibre ($\text{IS}\neq 0$) qui l'influencent d'une manière plus faible.

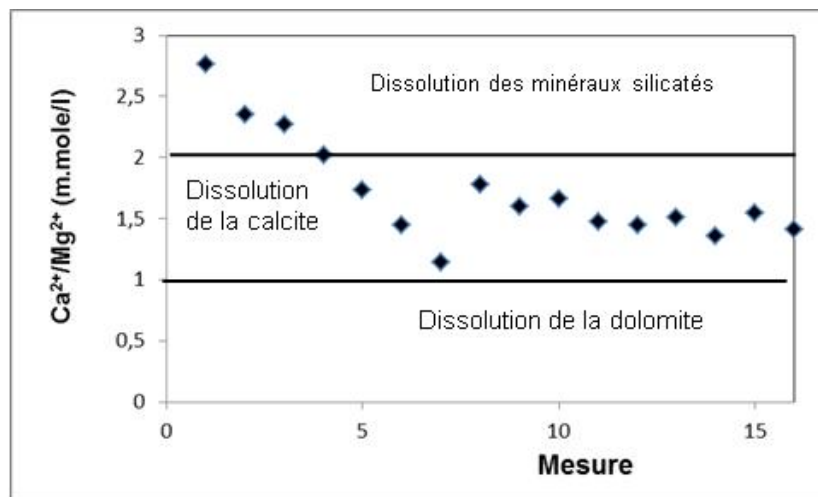


Figure 6.8 : Origine de calcium et du magnésium

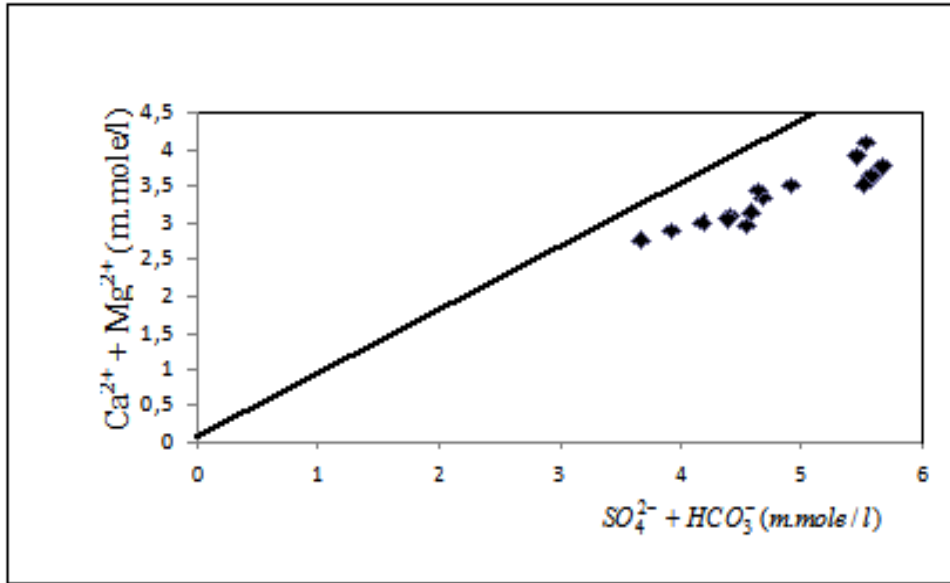


Figure 6.9. Origine du calcium, magnésium et des sulfates

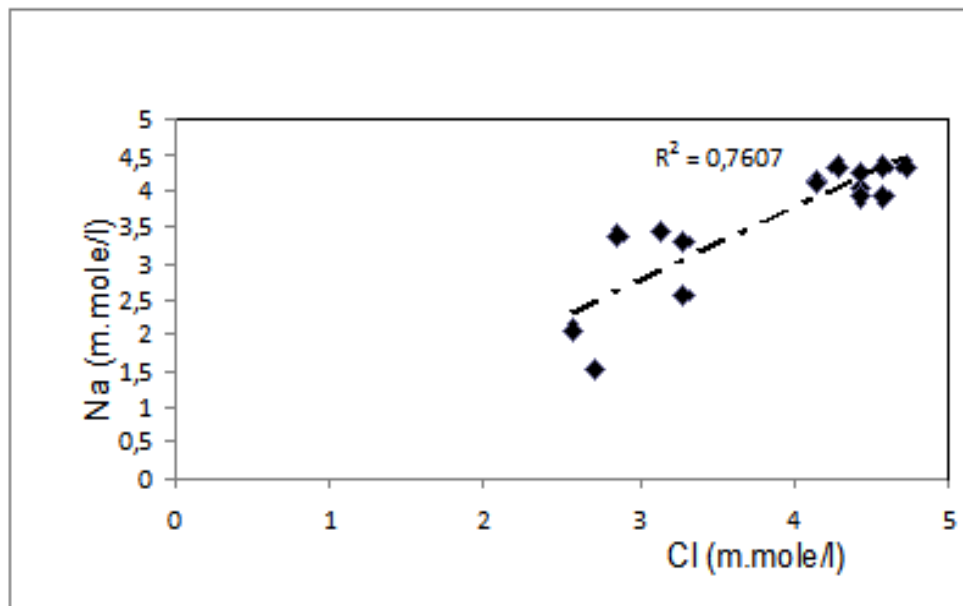


Figure 6.10 : Dissolution de l'halite

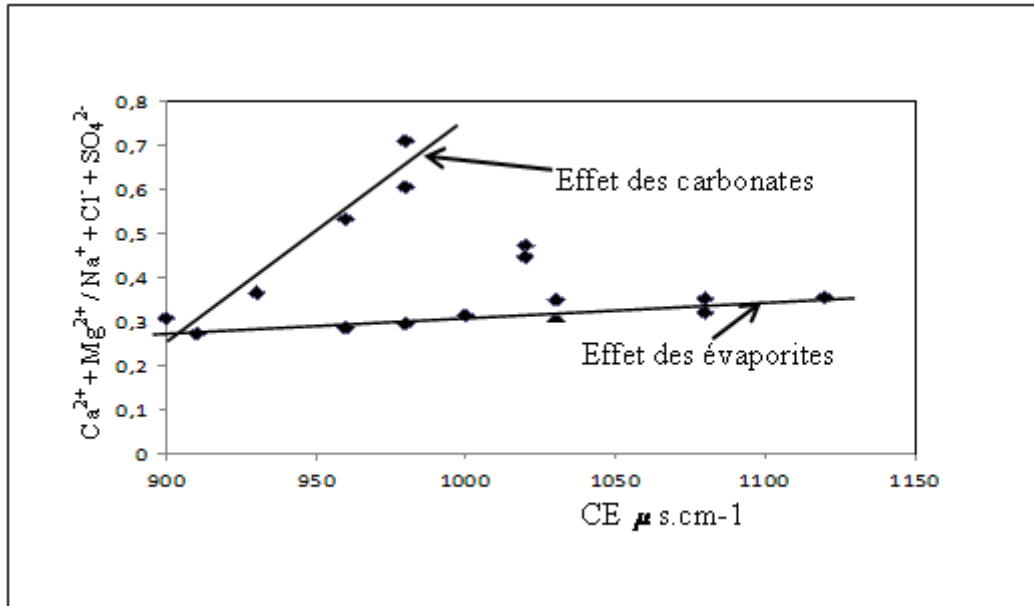


Figure 6.11 : Variation de la salinité selon les éléments chimiques

4.2.3. Pollution anthropique

Selon l'enquête menée sur terrain, le barrage de Hammam Grouze est destiné uniquement à l'alimentation en eau potable de la ville de Constantine avec un débit de 500 l/s et constitue donc une ressource importante d'eau de boisson pour cette agglomération. Il est donc impératif pour cette région, d'évaluer l'effet de la pollution anthropique sur la qualité physico-chimique des eaux de ce barrage. Cette caractérisation sera faite à l'aide de l'examen de la tendance des paramètres de la pollution (Fig. 6.12). Ces tendances de la qualité de l'eau peuvent être détectées en se basant sur les variations de la moyenne des concentrations sur une longue période. De nombreuses études sur la qualité des eaux de surface, ont été menées dans l'Est algérien (Bouguerne, 2001 ; Belhadj, 2007 ; Kemoukh, 2008 ; Gaagai, 2009), mais aucun auteur n'a utilisé la technique des tendances.

L'application de cette méthode montre que la tendance générale du pH est à la baisse avec 7% alors que la CE a enregistré une augmentation de 18 %.

La DCO et la DBO₅ présentent une augmentation de 48 et 150 % respectivement, alors que la plus forte augmentation a été enregistrée pour les nitrates avec 442 %. Par contre les nitrites et l'ammonium, ont enregistré une baisse plus faible allant de 44 % pour NO₂⁻ à 62 % pour NH₄⁺. Cette forte baisse des nutriments s'est accompagnée par une baisse de l'oxygène dissous de 32 %. Les orthophosphates ont également diminué de 92 %.

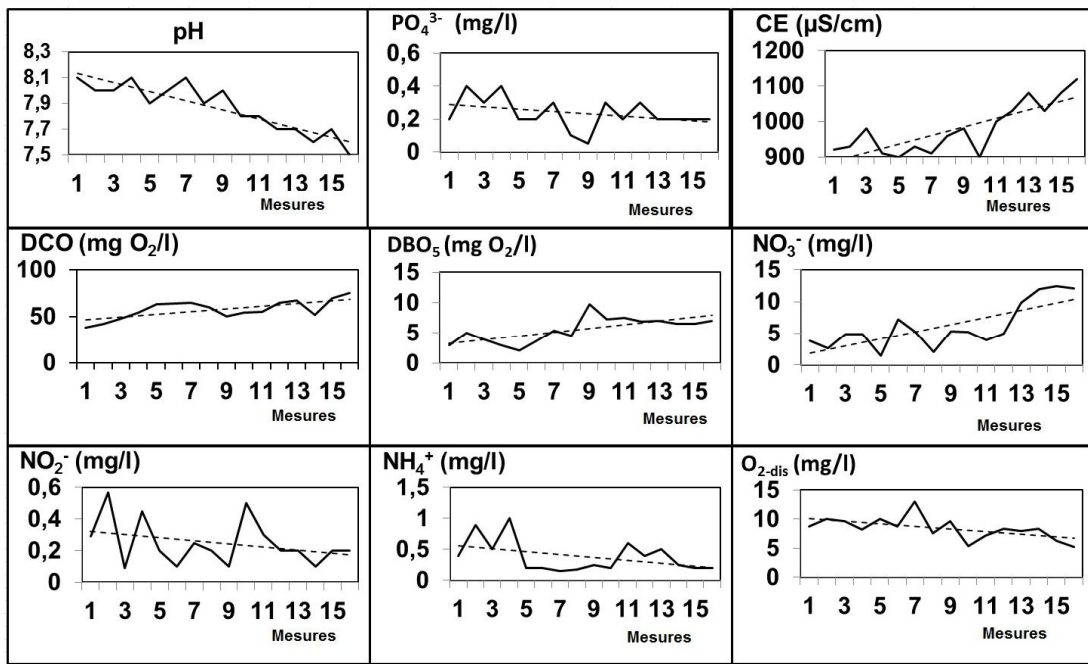
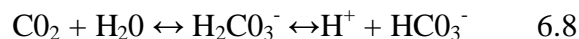
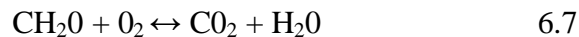


Figure 6.12 : Variation des paramètres de la pollution des eaux du barrage de Hammam Grouze

4.2.3.1. La matière organique

L'absence de mesures de la matière organique ne permet pas de faire une analyse de la variation de ce paramètre. Néanmoins, les fluctuations de la DCO et de la DBO₅ peuvent être utilisées pour estimer l'évolution de la matière organique totale contenue dans l'eau (Etchanchu et Probst, 2006).

Les valeurs de la DCO (38 à 75 mg/l O₂) montrent que la charge en matière oxydable stockée au niveau du barrage est considérable. L'augmentation de la DBO₅ (2.1 à 9.8 mg/l O₂) peut être expliquée par l'instauration de conditions de dégradation de la matière organique par les microorganismes. Cette dégradation s'est accompagnée par une diminution de l'oxygène dissous de 32 %. Ceci est en accord avec la baisse du pH qui pourrait être liée à l'oxydation de la matière organique selon la réaction 6.7 ou à l'augmentation de la pression du CO₂ qui conduit à une diminution du pH selon la formule 6.8 (Kempe, 1982).



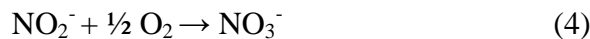
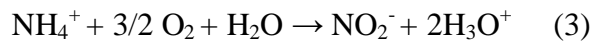
4.2.3.2. L'azote

La pollution par l'azote (NO_3^- , NO_2^- et NH_4^+) dépend de l'approvisionnement des terres agricoles en nutriments (épandage, rejets d'élevages et engrais) et du rejet des eaux usées. Dans le bassin versant de l'Oued Rhumel, les engrais les plus couramment employés sont le

nitrate d'ammonium, l'urée de phosphore et de potassium, les superphosphates, le chlorure de potassium et dans une moindre mesure, le sulfate d'ammonium, de sodium, le nitrate de calcium et le sulfate de potassium. Cette catégorie d'azote est la plus importante en masse et la plus difficile à évaluer. L'absence de recensements fiables, ne permet pas une analyse exhaustive de ce phénomène. Néanmoins, cette pollution sera mise en évidence par les tendances générales et par la détermination des relations possibles entre ces éléments et l'oxygène dissous (Debieche, 2002 ; El Achheb, 2002 ; Fisccher et *al.*, 2000 ; Grenz et *al.*, 1992). La forte augmentation (442 %) de NO_3^- enregistrée dans les eaux du barrage, est à mettre en relation avec : **(i)** la présence d'un fort pourcentage (80%) de terrains agricoles dans le bassin versant et de terres irriguées près du barrage, **(ii)** l'utilisation des fertilisants sur ces sols agricoles, **(iii)** le déversement les eaux usées sans aucun traitement préalable, aussi bien dans la nature que dans le cours d'eau principal.

La relation nitrate-nitrite et nitrate-ammonium, montre une évolution inverse des nitrates par rapport aux deux autres formes de l'azote (Fig. 6.13).

L'ammonium et les nitrites représentent la forme réduite de l'azote, par contre les nitrates représentent la forme oxydée de ce dernier. Cette transformation est favorisée par la présence de l'oxygène qui favorise une nitrification de l'ammonium. Cette transformation se fait par voie aérobie selon les réactions 6.9 et 6.10 (Martin, 1979).



Ce passage est marqué par la forte diminution des formes ammonium et nitrite dans les eaux du barrage, indiquant un changement de forme. Ces réactions sont accompagnées par une diminution de l'oxygène dans le milieu aquatique qui pourrait aboutir à son asphyxie (Fig. 6.14).

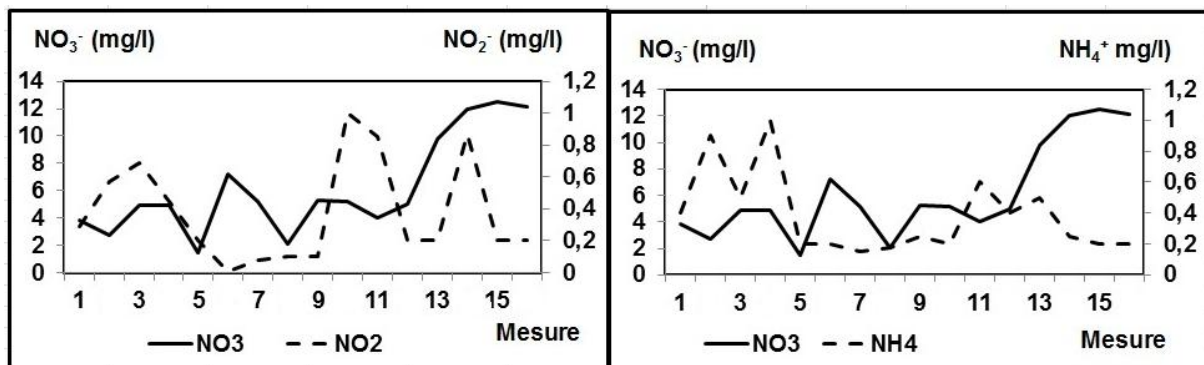


Figure 6.13 : Relation nitrate-nitrite et nitrate-ammonium

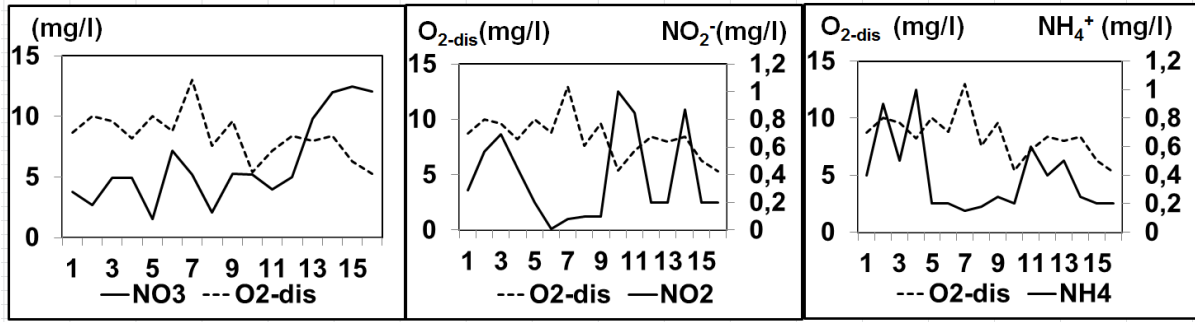


Figure 6.14 : Relation azote-oxygène

Conclusion

Dans cette étude, les méthodes statistiques ont été utilisées pour évaluer les variations temporelles de la qualité de l'Ain Zada barrage d'eau de surface. Les différents faciès hydrochimiques de l'eau du barrage sont très probablement en liaison avec la géologie, le déversement des eaux usées urbaines et industrielles et l'érosion du sol. Les statistiques élémentaires montrent une faible (<30%) variation des paramètres physico-chimiques et une forte variation (> 50%) des paramètres biologiques. Ces variations concernent principalement les grands paramètres de pollution résultant des effluents et le lessivage des terres en raison de pluies torrentielles mal réparties dans le temps et dans l'espace. Les différents paramètres indiquent que les données sont homogènes. Une variation annuelle est plus importante que la variation mensuelle en relation avec le changement climatique. Les faciès de ces eaux est Cl-Na en particulier en relation avec l'action anthropique. L'IQE classe cette eau de surface dans la catégorie moyenne à bonne. Le coefficient de corrélation de Pearson montre une corrélation positive significative entre le pH et les éléments, une corrélation positive significative avec RS et tous les autres paramètres. Ceci indique que ces éléments sont la composante principale de la salinité. Une corrélation négative significative entre V et l'ensemble des paramètres indiquant des phénomènes de dilution et de concentration en fonction du temps. La technique de CAH a regroupé les échantillons en 4 groupes, où RS et V semblent être l'un des principaux facteurs de distinction entre les variables et les années.

L'AF a permis de montrer que les paramètres responsables de la variation de la qualité de l'eau étaient principalement liés aux paramètres physico-chimiques et biologiques. L'analyse a montré que seulement 2 facteurs importants représentent 69,92% de la variance totale. Le premier facteur appelé comme facteur de salinisation, explique 58,68% de la variance totale.

Le deuxième facteur qui peut être défini comme facteur de pollution organique, explique 11,24% de la variance totale. Cette analyse a révélé que la qualité de l'eau du barrage a été principalement contrôlée par les eaux usées domestiques, les rejets industriels et l'activité agricole.

L'AD a montré que seulement 11 paramètres peuvent représenter la qualité de l'eau du barrage Ain Zada.

Dans le but de déterminer l'influence des rejets urbains, agricoles et industriels sur les eaux du barrage de Hammam Grouz, la composition chimique de ces eaux a été déterminée. L'évolution temporelle de quelques paramètres physico-chimiques a été suivie pendant près de deux ans. Les résultats obtenus montrent que la plupart des éléments et paramètres qui sont en liaison avec les engrais et les effluents, ont augmenté dans l'eau du barrage pendant cette période : CE (18 %), DCO (48 %), DBO₅ (150 %), NO₃⁻ (442 %). Cette dégradation de la qualité de l'eau est due à la décomposition de la matière organique qui est accompagnée par une baisse du pH de 7 %. L'augmentation des nitrates est due à l'apport par les engrais et à la nitrification de l'ammonium qui a été accompagnée par une baisse de l'oxygène dissous de 32 % suite à la nitrification de l'ammonium. La baisse de la teneur des phosphates de 92 % est due à sa faible mobilité et aux différents processus biogéochimiques qui peuvent se produire dans les eaux des rivières comme la précipitation sous forme d'apatite et la consommation par les plantes aquatiques du barrage. Les eaux du barrage de Hammam Grouz semblent devenir de plus en plus polluées comme la plupart des eaux de surface (des barrages) de l'Est de l'Algérie. Un suivi attentif des paramètres caractéristiques d'une eutrophisation des eaux de la retenue (azote, phosphore) doit être mis en place afin d'alerter les autorités sanitaires de la présence saisonnière de cyanobactéries.

Chapitre 7.

Relation pluie-débit-pollution métallique

1. Introduction

La qualité des eaux de surface a connu ces dernières années, dans le monde, une grande détérioration en raison du développement urbain et industriel. Les rejets des agglomérations ainsi que ceux des usines sont souvent déversés directement dans les cours d'eau. Ce phénomène est surtout observé dans les pays les moins développés, là où le coût du traitement préalable des rejets est excessif. Plusieurs études dans le monde (Ouddane, , 1992; Tiwary *et al.*, 1994; Bennasser *et al.*, 1997; Teixeira *et al.*, 1999; Jingsheng *et al.*, 2000; Walling *et al.*, 2003; Bressy, 2010; Khadhar *et al.*, 2013; Tanouayi *et al.*, 2015; Gromaire, 2012; Chaguer, 2013; Bressy, 2010) et en Algérie (Bouguerne, 2001; Djabri, 1996; Debieche, 2002; Belhadj *et al.*, 2001) sont rapportés sur les effets des rejets industriels et urbains sur l'évolution de la qualité des eaux de surface surtout dans le domaine de la pollution métallique.

Dans les hautes plaines Sétifiennes comme dans la plupart du pays, plusieurs cas similaires sont observés, où une grande partie des eaux usées et industrielles est directement déversée dans les Oueds tel que celui de Boussellem qui alimente le barrage de Ain Zada. Ce dernier alimente à son tour les trois grandes villes de la région (Sétif, Bordj Bouariridj et El Eulma) en eau potable. Plusieurs mètres cubes sont déversés dans l'Oued qui provoque une détérioration de la qualité chimique et organoleptique de l'eau distribuée à la population. Le second barrage de Athmania reçoit des rejets multiples au niveau de la cuvette. Pour mieux comprendre, le chimisme des eaux des Oueds et principalement le long du cours d'eau principal des deux bassins versants (Oued Boussalem et Rhumel) nous avons pensé aux relations liant les débits pluviaux, les rejets industrielles, urbains et les éléments chimiques. Les éléments analysés dépendent de la composition des terrasses traversées ainsi que leurs collectes avec les eaux usées et industrielles des villes aux alentours des principaux talwegs. Généralement le chimisme des eaux de surface, est régi essentiellement par l'équilibre des cations Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , les anions Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , NO_2^- et principalement certaines traces des métaux toxiques et indésirables à la consommation au

niveau des stations de traitement de Ain Zada et Athmania. Nous nous sommes intéressés aux :

- Analyses physico-chimiques : tel que la conductivité, la température de l'eau, le PH, les nitrates et les nitrites.
- Analyse de critère de pollution organique : le carbone organique total (C.O.T).
- Les éléments majeurs : le sodium, le potassium, le calcium, le magnésium, les chlorures, les bicarbonates, les sulfates et le résidu sec.
- Élément toxique comme le plomb et le cadmium.
- Les éléments considérés comme indésirables : le cuivre et le zinc.

2. Matériels et méthodes

Au cours du premier semestre 2001, les prélèvements d'eau sont réalisés selon un pas de 10 jours le long de l'Oued Bousselem et en aval de la station de traitement du barrage alors quant l'an 2007-2008, la prise des échantillons est mensuelle. L'analyse des métaux, plomb, zinc, Cadmium, Fer et cuivre est nécessaire, vu leurs pouvoirs toxiques et indésirables. La température et le pH ont été mesurés in situ à l'aide d'un thermomètre type Termo-Test 700/7001 et d'un pH mètre portatif type PHM201 de la gamme Meterlab. Les analyses chimiques ont été effectuées au laboratoire d'agronomie de l'université de Batna en 2001 et au laboratoire du département des sciences de la terre de Constantine en 2007-2008. Selon les éléments, ce dosage a été effectué soit à l'aide d'une absorption atomique à flamme soit à l'aide d'un spectrophotomètre Photolab Spectral soit par titrage potentiométrique. (Rodier, 1996).

3. Origine de la pollution

La ville de Sétif est parmi les grandes villes du pays du point de vue population d'environ 1.5 millions d'habitants. De ce faite elle déverse près de 1400 m³/h d'eau usée dont une partie passe directement dans l'Oued Bousselem et une autre partie à la station d'épuration. Cette pollution est certainement à l'origine d'une pollution liée aux nutriments par contre la zone industrielle se trouvant au Sud de la ville est la principale source micro polluante avec l'usine des batteries, celle des câbles électriques, stockage des hydrocarbures, ...

L'analyse des eaux de surface est une méthode de prospection qui permet de détecter l'origine de la pollution au niveau des barrages. En effet, la composition chimique des eaux des bassins versants dépend en grande partie du type de roche encaissante, du temps de séjour des évolutions hydrodynamiques des écoulements superficiels, de la profondeur de la circulation et de la zone climatique.

En plus les activités de l'homme dans le domaine de l'urbanisation, de l'industrialisation et surtout les différentes activités agricoles ont une influence anthropogénique considérable sur la qualité des eaux souterraines et des eaux de surface.

Durant notre investigation hydrochimique, 249 échantillons en l'an 2001 et 72 en l'an 2008 des bassins versants de l'Oued Boussalem et Athmania aux barrages en question. Les prélèvements ont été effectués au niveau des stations B1, B2, B3, B4, B5, B6, B7, et B8 plus un prélèvement B9 au niveau de la station de traitement de Ain Zada, B10, B11 en amont et en aval de la STEP de Sétif (Figure 7.1). Au niveau du second Bassin les échantillons sont prélevés au niveau des stations R1, R2, R3, R4, et R5 plus R6 des eaux traitées à Athmania Figure 7.14).

3.1. Fiabilité des résultats

Au cours de l'étude par analyse hydrologique et hydrochimique en l'an 2001 (Bouguerne, 2001), il apparait clairement que l'origine de la pollution est bien connue, ce qui a réduit le nombre d'échantillon en 2008. Au total plus de 342 échantillons prélevés durant la période du premier semestre 2001 et en 2008.

Le contrôle de la validité des résultats d'analyses chimiques des échantillons est justifié ou refusé par balance ionique.

L'examen de la balance ionique, montre que près de 21.77 % des analyses devraient théoriquement être déclarés « non recevables ». Pour la suite et pour cette étude de la relation Pluie-Débit-Métaux lourds, nous n'utiliserons que les résultats d'analyses équilibrés à plus au moins de 9% d'erreur.

En plus de l'analyse des éléments majeurs, nous nous sommes intéressés principalement aux métaux, Plomb, Cadmium, Cuivre, le Zinc et le Fer considérés comme toxiques et indésirables.

4. Variation temporelle de la relation pluie-Débit-Métaux lourds à Oued Boussalem durant le premier semestre 2001

L'étude de la variation des métaux, le long des talwegs principaux avec les débits simulés par le code de calcul HBV Light est une solution de savoir si les métaux présents dans ces eaux superficielles sont d'origine anthropique ou naturelle. A cet effet le tracé de l'évolution dans le temps, de chaque métal avec le débit simulé à la même date de prise d'échantillon est une solution pour savoir le lieu, l'origine et le pollueur.

Les échantillons de prélèvement sur Oued Boussalem sont au nombre de 9 en plus des deux stations B10 et B11, en amont et en aval de la STEP de Sétif (la Figure 7.1)

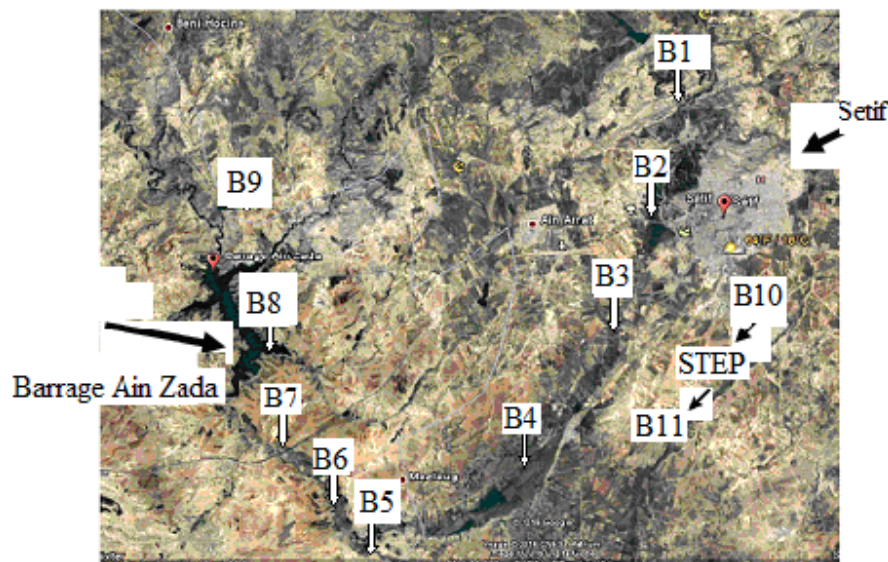


Figure 7.1 : Situation des stations de prélèvement des échantillons à Oued Boussalem

4.1. Station B1 (14 échantillons)

- **Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)**

Le plomb évolue linéairement jusqu'au 10 mars pour atteindre la valeur de 2,22 mg/l, puis présente trois pics pour atteindre la valeur maximale de 4,11 mg/l, le 10 Mai ou les sulfates atteignent le minimum favorisant la formation des sulfures de plomb. Le plomb évolue en sens inverse vis-à-vis des paramètres : débit- pH- température et représente 11% en concentration moyenne. Ce métal toxique varie de (0 à 4.11) mg/l et atteint la concentration max pendant les basses eaux (Bouguerne, 2001), ce qui explique son évolution inversement au débit simulé par le HBV Linght (Figure 7.2).

Le cuivre varie presque de la manière que le débit en temps de pluie pour atteindre un minimum de 0 mg/l en même temps que le débit. L'élément en question évolue aussi inversement aux éléments : sodium- calcium- température- pH- potassium pour évoluer avec les chlorures et les sulfates, ce qui signifie que la région du sous-bassin B1 est le lieu de formation des sels de cuivre (sulfates et dérivées organiques). Le cuivre se trouve à 11% à la station B1. Ce métal indésirable de teneur (0 à 1.64) mg/l, varie proportionnellement de la même manière que le zinc (Bouguerne, 2001), (Figure 7.2).

Le Zinc évolue de la même manière que le cuivre et en sens contraire de l'évolution des éléments : température-pH-sodium-débit-calcium-matière organique-bicarbonates-chlorures- potassium et évolue avec le cuivre et les sulfates. L'augmentation de sa teneur en 30 mars ayant un Max (1,4mg/l) (Figure 7.2) où les éléments chlorures-plomb atteignent leurs minimums, ceci explique son contrôle, par les hydroxydes et sa présence dans les eaux agressives où riches en chlorures et les sulfates.

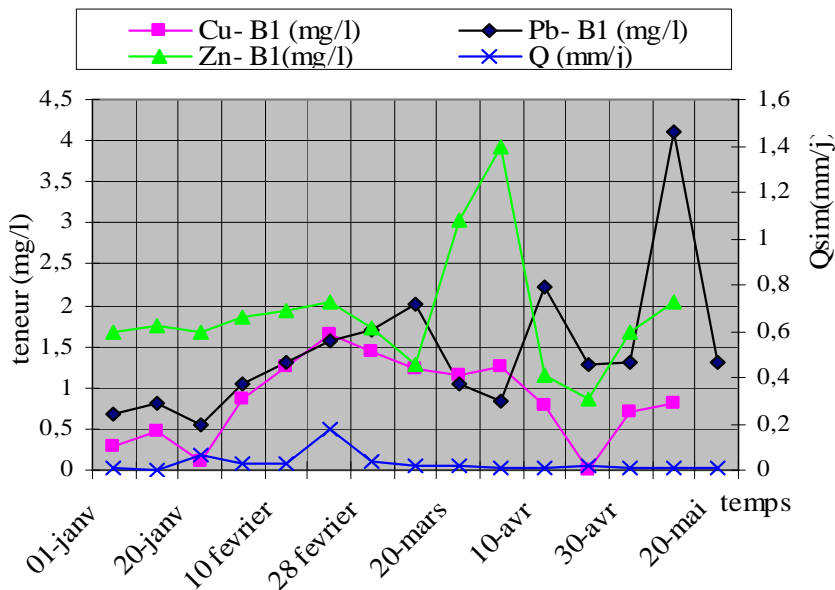


Figure 7.2 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. **Station B1**

4.2 Station B2 (16 échantillons)

- **Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)**

La courbe de plomb est une courbe brisée présentant plusieurs pics dont le Max (4,19 mg/l), observé en même temps que la concentration Max des chlorures et son évolution est

inverse au débit (Figure 7.3) pour les 3 premiers mois, ainsi au zinc et au cuivre. Pendant les mois d'Avril et Mai, aucune relation ne lie le plomb et le débit ceci est dû à la liaison du plomb avec les rejets où il s'oppose à la matière organique, les bicarbonates et les chlorures. Son évolution avec les sulfates regroupe 13% en concentration moyenne.

La courbe de Cuivre évolue d'une manière opposée au : débit- plomb-bicarbonates (Figure 7.3), mais elle évolue avec le magnésium, les sulfates et les chlorures faisant apparaître les sels de cuivre. Le cuivre atteint sa teneur maximale (2 mg/l) le 10 Mai à débit nul, ce qui nous laisse supposer que son origine est industrielle due aux rejets au niveau de la partie Ouest de Sétif et représente 12% en concentration moyenne à la station B2.

La courbe de zinc décroît rapidement du 01 janvier au 10 mars, puis elle est représentée par une courbe brisée qui s'inverse au débit (Figure 7.3), à la température, aux chlorures, au magnésium, au calcium, et suit l'évolution de : plomb- cuivre- bicarbonates et des sulfates pour occuper un taux de 14% le plus fort à Oued Boussalem ; ce qui laisse supposer que les grands rejets chargés de zinc se déversent au niveau de Sétif et exactement à la station B2 (Bouguerne, 2001).

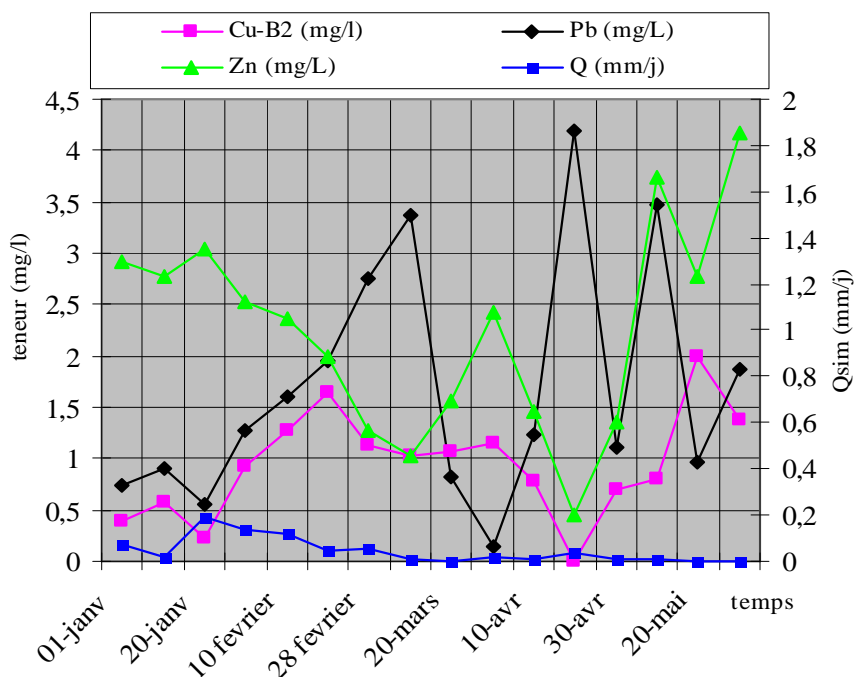


Figure 7.3 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. **Station B2**

4.3 Station B3 (16 échantillons)

- **Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)**

Le plomb s'oppose à l'évolution du débit, et ceci est observé en date du 10 Mai, où le plomb admet un pic (4,11 mg/l) où le débit est presque nul (Figure 7.4). Son augmentation en concentration est due certainement au rejet de la station d'épuration et de la zone industrielle de Sétif où les rejets se collectent par le biais de l'Oued Tbinet, pour se déverser à Oued Boussalem à la station B3 et entre la station B3 et B4.

Le plomb se manifeste par sa grande concentration dans le cas des échantillons où les eaux sont très peu minéralisées et pauvres en calcium. La teneur du plomb est contrôlée par son pouvoir associatif aux sédiments appuyée par des eaux riches en calcium sachant que le plomb se trouve à 1/6 de sa concentration sous forme dissoute. La présence du plomb à B3 en grande quantité sous forme dissoute nécessairement d'origine industrielle puisque la précipitation ne donne qu'un plomb significatif (5 µ g/l). La station B3 est le lieu de formation des sels de sulfure très peu soluble, peut cependant se transformer en hydroxyde ou en carbonate après avoir été oxydé en sulfure. Le plomb représente à la station B3 un taux très important et le plus élevé en concentration moyenne de 13% à Oued Boussalem.

Le Cuivre évolue inversement au débit (Figure 7.4), et admet un Max (3,37 mg/l) à débit nul en date du 28 Février, et évolue avec le pH pour les périodes pluvieuses et avec la température au temps sec, comme il s'oppose à l'évolution de la matière organique (dérivés organiques) ou on a constaté le 20 avril son minimum avec $[C.O.T]_{Max} = 27,7 \text{ mg/l}$, $[Cu^{2+}]_{Min} = 0$. Le cuivre s'oppose aux sulfates pour former les sels de cuivre et perturbe l'auto-épuration pour engendrer une concentration moyenne la plus forte à Oued Boussalem de 16% ; dont son originalité principale sont les rejets des eaux épurées, et ceux de la zone industrielle de Sétif décrite à l'élément plomb précédemment.

Le zinc évolue inversement aux éléments : débit- pH-bicarbonates-calcium (Figure 7.4) car il est contrôlé par les hydroxydes. Le zinc s'oppose au plomb quand les eaux sont riches en chlorures et les sulfates. Il atteint la concentration Max (1,6 mg/l) le 30 mars au moment où la teneur nulle du plomb, le calcium atteint une concentration très faible. Sa diminution est expliquée par l'augmentation du calcium et dans le cas contraire dû à la diminution progressive du pH et l'augmentation des teneurs des chlorures et les sulfates pour se

transformer en sulfure (sulfure de zinc) qui contient également du calcium. Sa concentration moyenne représente un taux de 10 % à la station B3 (Bouguerne, 2001).

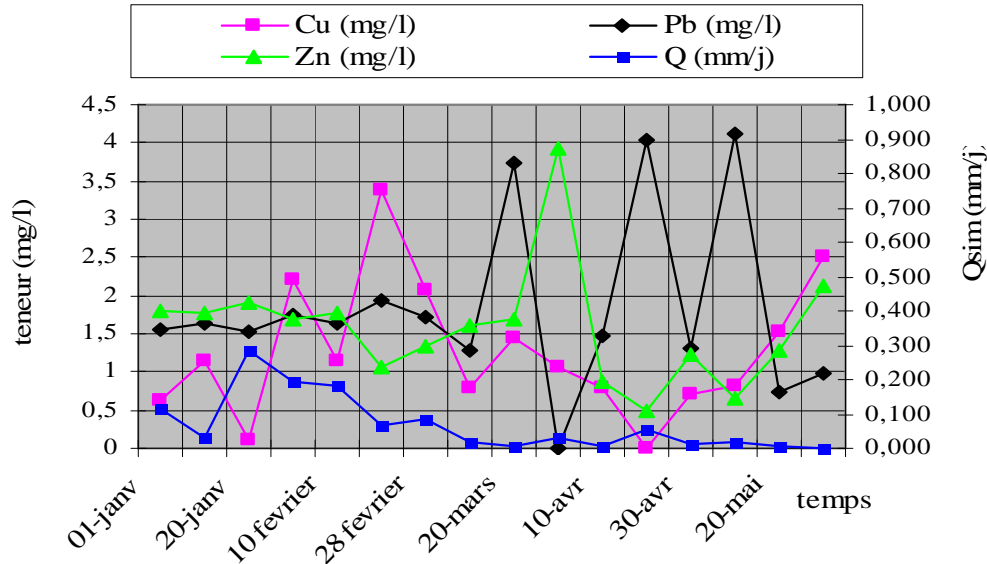


Figure 7.4 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. **Station B3**

4.4 Station B4 (16 échantillons)

- **Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)**

En B4 la courbe de plomb varie avec la même procédure que celle étudiée précédemment à la station B3, mais elle présente des concentrations plus importantes en cette dernière station, surtout au cours des dates du 01 Janvier, 10 et 20 mars, 18 et 30 Mai où les concentrations à la station B4 étaient respectivement (2.32; 2.22; 4.78; 0.97 et 1.87) mg/l, alors qu'à la station B3, les teneurs sont moins importantes (Figure 7.5) ayant respectivement (1,58 ; 1,48; 4,05; 0,75 et 0,97) mg/l. Cette augmentation est due à l'implication des petites usines privées tel que celle de carrelage à Mezloug, située juste en amont de B4, et une partie des eaux industrielles déversées par la zone industrielle de Sétif. Cette augmentation de plomb a influé sur l'irrigation des terres limitrophes, dont les agriculteurs se plaignent de l'agressivité des eaux de l'Oued Boussalem contre leurs cultures qui était dans le temps une eau potable. En cette station, l'eau est agressive du moment où le pH indique le milieu acide faible autour de pH = 6,1. La station B4 est la source de pollution métallique des eaux à cause du rejet de la STEP et la zone industrielle à Oued

Tbinet qui rejoint l'Oued Boussalem entre les stations B3 et B4. La teneur du plomb à la station B4 est la plus forte à Oued Boussalem occupant un taux moyen élevé de 14%.

Le cuivre à la station B4 est moins présent qu'à la station B3 et admet le Max (1,64 mg/l) (Figure 7.5) le 20 Avril, alors qu'à la station B3 était de (3,37 mg/l), ceci est du principalement à l'augmentation des sulfates à la station B4. Le cuivre occupe 11% de sa concentration moyenne à la station B4.

Le zinc évolue avec le débit jusqu'au 30 Mars puis inversement au plomb, sulfates, chlorures, cuivre, magnésium, calcium, potassium, et évolue avec le pH pour les faibles débits (Figure 7.5) et admet un minimum (0,2 mg/l) quand les éléments : matière organique et conductivité atteignent leurs valeurs extrêmes. En date du 30 Mai, le zinc atteint le Max (1,85 mg/l), au moment où les eaux sont pauvres en sulfates et les chlorures à débit presque nul. Le taux de présence du zinc en cette station est le même que celui de la station précédente d'ordre de 10% (Bouguerne, 2001).

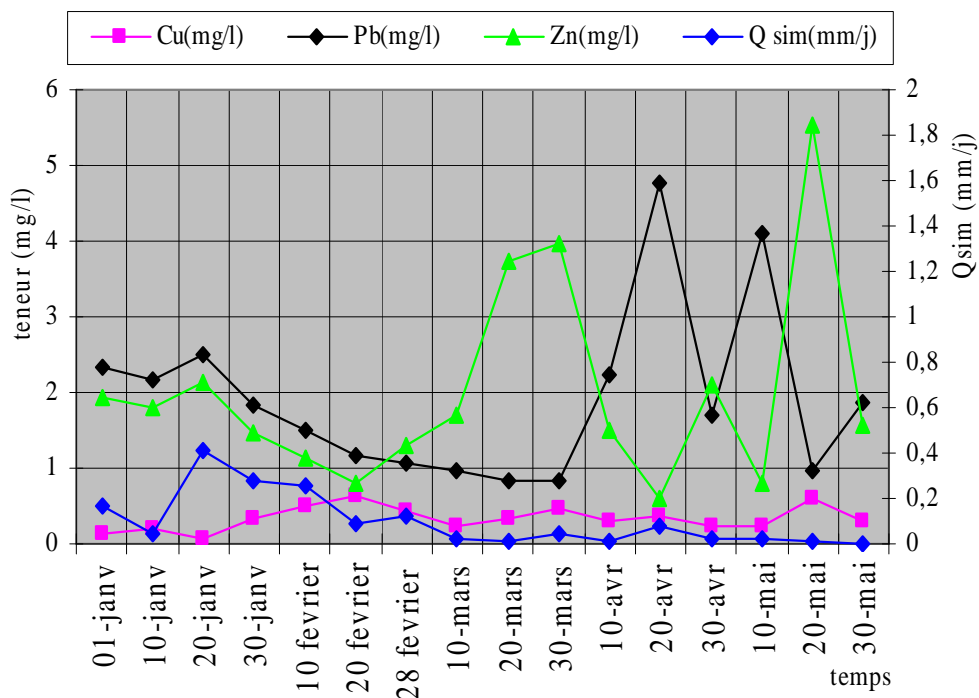


Figure 7.5 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. **Station B4**

4.5 Station B5 (9 échantillons)

- **Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)**

Le Plomb évolue inversement au débit (Figure 7.6), et varie avec : température-potassium et le calcium pour les faibles débits appuyé par le milieu alcalin ($\text{pH} > 7$) et s'annule à débit nul, engendrant ainsi la concentration la plus faible de 7 % à B5 par rapport aux restes des stations. Sa diminution en teneur est causée par le profil plat du lit naturel de l'Oued Boussalem à Hammam Yélès, permettant au plomb de s'associer aux sédiments sous forme de carbonate de phosphates et surtout sous forme de sulfure, ceci est même justifier peut-être par l'eau hydrothermale de Hammam Yélès, située en amont de la station B5.

Le zinc évolue inversement aux éléments : débit-température-cuivre-magnésium-sulfates-chlorures et regroupe un taux de 12% à la station B5(Figure7.6).

Le cuivre évolue de la même manière que l'évolution de la courbe des chlorures, et sa courbe est pratiquement parallèle avec celle des sulfates, ceci est justifié en date du 20 Mars où les deux éléments arrivent à leur Max respectivement $[\text{Cu}^{2+}]_{\text{Max}} = 1,25 \text{ mg/l}$ (Figure 7.6) et $[\text{SO}_4^{2-}]_{\text{Max}} = 300,95 \text{ mg/l}$, ce qui nous laisse supposer que les deux éléments sont de même origine. Le cuivre est présent à la station B5 à un taux moyen de 11% similaire à celui de la station B4 (Bouguerne, 2001).

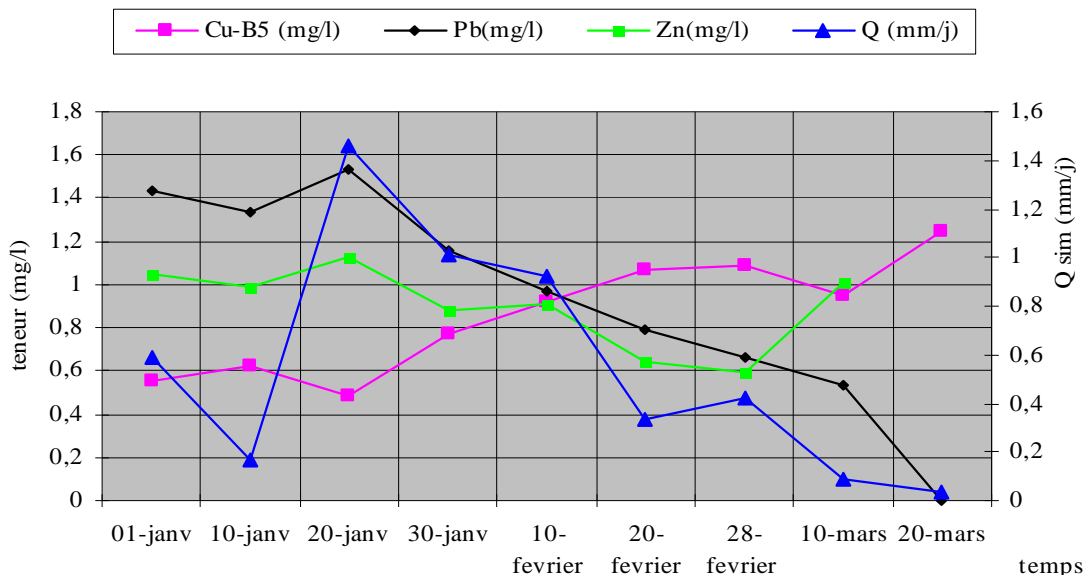


Figure 7.6 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. **Station B5**

Le cuivre évolue inversement aux débits faibles et réciproquement pendant les hautes eaux.

4.6 Station B6 (14 échantillons)

- **Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)**

Les éléments débit simulé-plomb, varient inversement, ceci est remarqué quand la teneur du plomb s'annule, le débit arrive à son Max (2.281mm/j) (Figure 7.7) en 30 Mars montrant ainsi la dissolution du plomb qui varie inversement aux éléments : pH- température- potassium- calcium- sulfate et zinc pour des débits faibles, et croit avec les chlorures. Le plomb a une concentration moyenne de 10% à la station B6.

Le zinc évolue avec les débits importants (hautes eaux) et inversement aux débits faibles (basses eaux) (Figure 7.7), ce qui explique que son origine est issue des rejets industriels, comme il évolue inversement au pH et au calcium aux bicarbonates, aux sulfates et au plomb. La région B6 est donc riche en chlorures et en sulfates de zinc qui engendre un taux le plus faible à l'Oued Boussalem de 9%.

Le cuivre évolue inversement aux éléments : Débit – Zinc – Potassium – pH – Calcium -Matière organique-Sulfate, pour former les sulfates de cuivre, et évolue avec le sodium dans le cas où les débits seraient considérables ou nuls (Figure 7.7), faisant apparaître sa concentration moyenne d'un taux de 10% (Bouguerne, 2001).

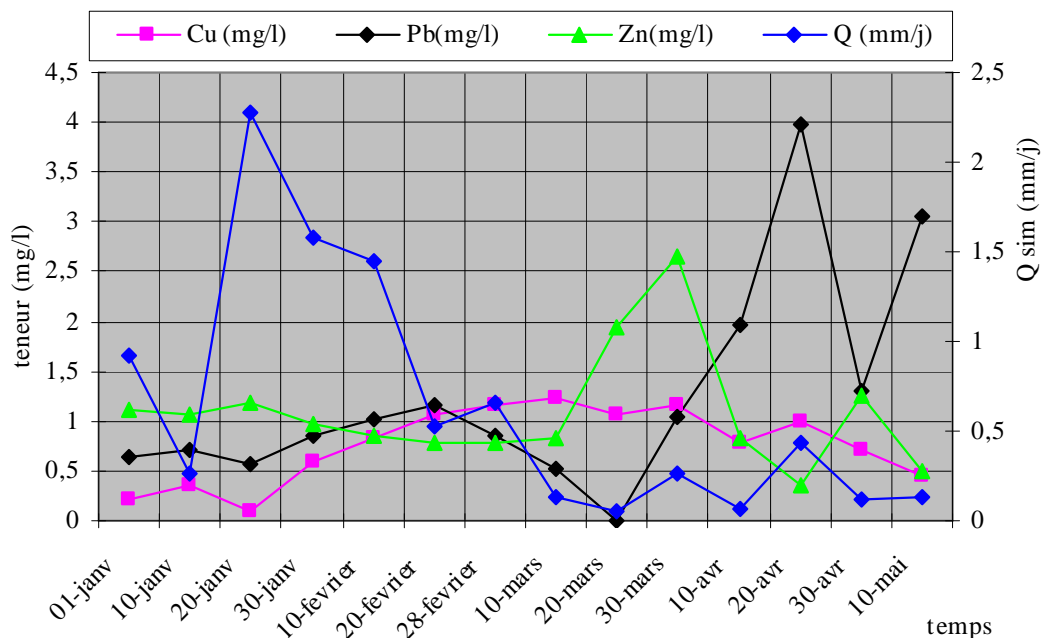


Figure 7.7 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. **Station B6**

4. 7. Station B7 (14 échantillons)

- **Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)**

La courbe de plomb évolue avec la température montrant son pouvoir et son importance dans l'augmentation de la solubilité du plomb. A la date du 20 Avril, la température est de 12,9°C, la concentration du plomb est maximale (4,56 mg/l) (Figure 7.8). D'une manière générale le plomb varie inversement aux éléments : débit-zinc-cuivre et ceci est bien observé à la date du 30 Mars, ou la concentration nulle du plomb, alors que les teneurs (zinc-cuivre) atteignent les valeurs maximales. Nous pouvons dire que le plomb est d'origine industrielle, puisque sa teneur évolue rapidement pour des pH<7 (milieu acide), ou les débits sont faibles. Cet élément toxique engendre 12 % en sa teneur moyenne à la station B7.

Pendant les mois humides, la teneur du zinc reste totalement constants autours de 0,7 mg/l, puis évolue inversement aux débits faibles (Figure 7.8) pour atteindre sa valeur Max (1.32 mg/l) en même temps que les chlorures et le cuivre, ce qui justifie son évolution en fonction de l'importance des rejets qui ont une grande influence pendant les périodes à temps sec. Le zinc croit inversement aux éléments : bicarbonate-sulfate-pH quant le débit décroît avec le plomb. La diminution de la teneur du zinc est du à son contrôle par les hydroxydes et son augmentation est favorisée par les eaux agressives riches en chlorures et en sulfates faisant apparaître un taux moyen en zinc de 12 %.

Le cuivre varie inversement aux éléments : débit-pH-sulfates-matière organique-bicarbonate-potassium (Figure 7.8), comme il évolue avec les éléments : température-sodium-chlorure-plomb-zinc-calcium et admet un Max (1,16 mg/l) le 30 Mars en même temps que les chlorures et le zinc au moment ou la concentration nulle du plomb dû à son contrôle par l'augmentation de la teneur du calcium. Le cuivre occupe un taux de 8% à B7 le plus faible à Oued Boussalem (Bouguerne, 2001).

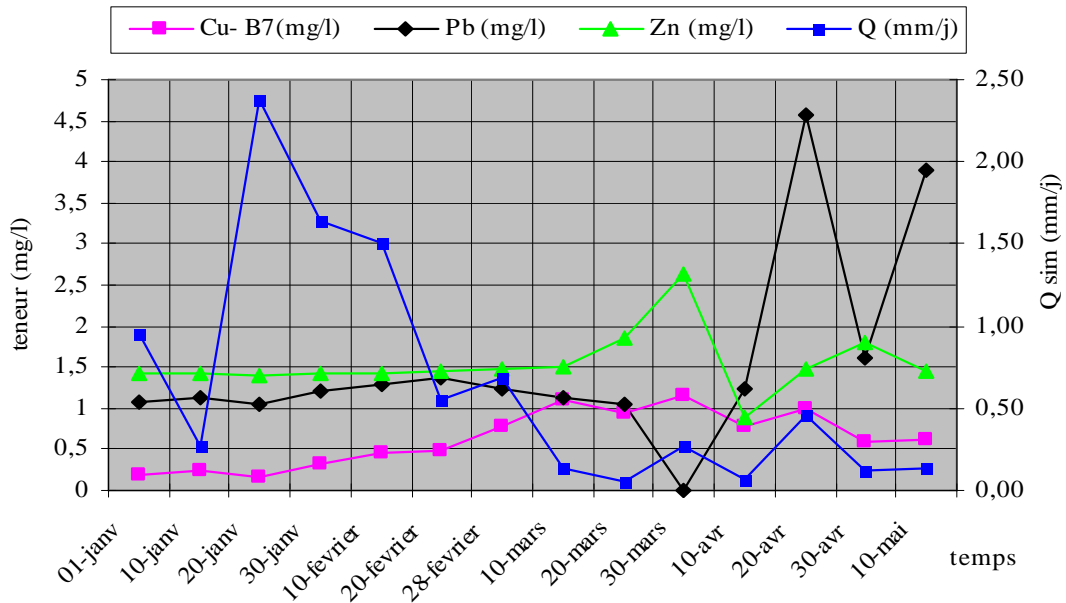


Figure 7.8 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim durant le premier semestre 2001. **Station B7**

4.8. Station B8 ou cuvette du barrage de AIN ZADA (16 échantillons)

• Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)

Le plomb (concentrations faibles) évolue inversement aux débits (Figure 7.9) et admet deux pics (quand le débit tend vers des valeurs faibles), avec une valeur max le 20 Avril de concentration Max (4.26 mg/l), au moment où la teneur du cuivre s'annule avec la décroissance des éléments : débit -potassium- sulfate- zinc. Le plomb est moins présent à la station B8 qu'à la station B7 due à sa liaison aux sédiments et la pauvreté des eaux du barrage en calcium. Le plomb occupe à la station B8 un taux de 11% inférieur à celui de la station B7.

La courbe du zinc évolue en deux phases différentes :

-A la première phase le zinc évolue inversement au : débit- température- pH, et varie avec le plomb pour la période de janvier, février, et le début de mars (Figure 7.9).

-En deuxième phase le zinc évolue inversement au : plomb-chlorure-pH pour se transformer en grande quantité en chlorure de zinc. Il atteint la valeur Max (1,94 mg/l), le 20 Mai quand la concentration des chlorures s'annule avec le débit ceci est dû aux rejets à partir de l'Oued Tixter déversant directement dans la cuvette du barrage. Le zinc présente une concentration moyenne de 11% au barrage.

Le cuivre évolue inversement au débit faible et réciproquement (Figure 7.9), ceci est constaté à la date du 20 janvier ou le débit journalier simulé atteint son Max (2.983 mm/j). La concentration maximale est de 1.44 mg/l en date du 20 Mai quant le débit est nul. L'évolution du cuivre est pratiquement identique à celle du zinc. Le cuivre admet un taux moyen au barrage de 10%, similaire à celui de la station B6 (Bouguerne, 2001).

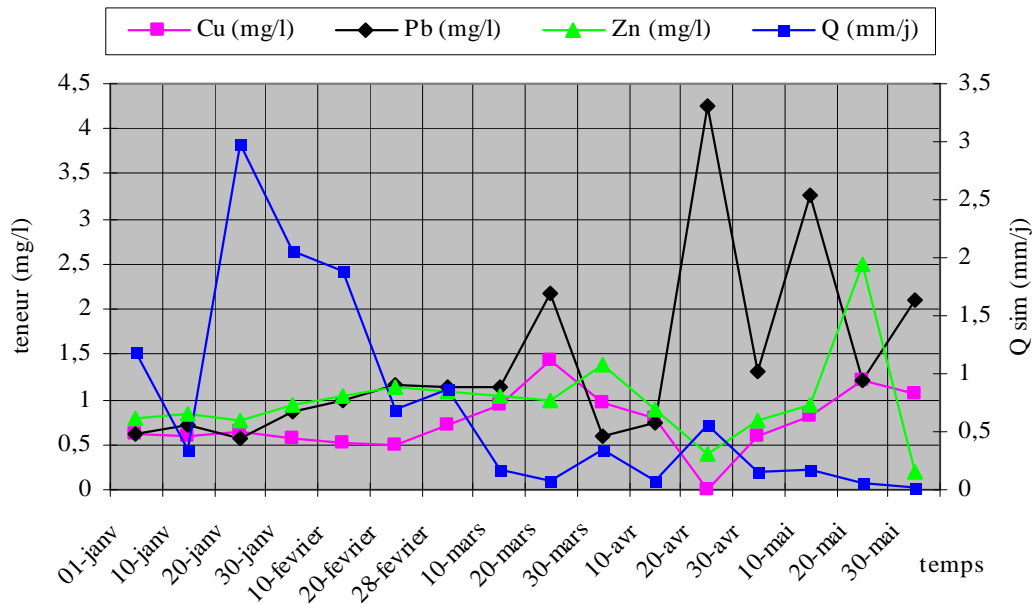


Figure 7.9 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim à la station B8 durant le premier semestre 2001. **Station B8**

4.9. Station B9 ou station de traitement de Ain Zada (16 échantillons)

Les villes de Sétif, El-Eulma et autres sont alimentées à partir de la station de pompage située sur la route nationale N°5. Elle est équipée par deux pompes horizontales refoulant vers les deux villes en question pour un débit global de 640 l/s ou la bêche de la station reçoit les eaux traitées du barrage au niveau de la station de traitement de Ain Zada. Après le suivi du chimisme des eaux superficielles le long de l'Oued Boussalem dès Fermatou jusqu'au barrage. Nous avons songé de vérifier la potabilité et le rendement de la station de traitement des eaux destinées à l'alimentation en eau potable, pour se rendre compte des conséquences que peut subir la santé publique, quant les teneurs dépassent leurs teneurs admissibles.

La teneur du plomb varie inversement au pH, et devient sous forme de trace (concentration très faible), quand le pH atteint les valeurs Max (pH= 8.9). Sur les 16

échantillons, la concentration du plomb dépasse la norme (10^{-2} mg/l) (Figure 7.10), et surtout en date du 30 avril, on a enregistré la teneur maximale (4,56 mg/l). Cette augmentation en teneur est due à la forte teneur en matière organique et la pauvreté de l'eau en calcium en cette même date. L'augmentation de la température favorise la solubilité du plomb en milieu alcalin. Les conséquences de l'apparition du métal toxique plomb au-dessus de sa norme et surtout quand il est accompagné par les fortes concentrations des chlorures et du cuivre peut subir aux consommateurs des villes citées précédemment des intoxications plus sévères surtout chez les enfants (foie, reins, abaissement du taux d'oxygène dû à l'accumulation des organochlorés, déficiences intellectuelles, stagnation de la courbe de croissance, anémie et les fausses couches). Le plomb englobe un taux élevé de 9% à la station de pompage B9.

En général la courbe d'évolution du zinc s'oppose à ceux du pH et de la température de l'eau avec un débit constant de 640 l/s (Figure 7.10), ou la teneur reste au-dessous de la norme due à son contrôle par les hydroxydes aux eaux pauvres en calcium à un pH important. Le taux moyen de cuivre à la station B9 est de 11% identique à celui des stations B1, B4 et B5.

Le cuivre évolue inversement au : pH-température dont 5 concentrations dépassant la norme de 1 mg/l ou on a constaté qu'en date du 20 Mai une concentration Max de 2 mg/l. Comme le cuivre est un élément indésirable et toxique peut subir des maladies identiques à celles provoqué par le plomb. Sa diminution en 20 Janvier et 30 Mai (Figure 7.10) est du à son contrôle par la concentration élevé des sulfates. Le cuivre occupe un taux de 11 % à la station B9 identique aux stations B1, B4 et B5 (Bouguerne, 2001).

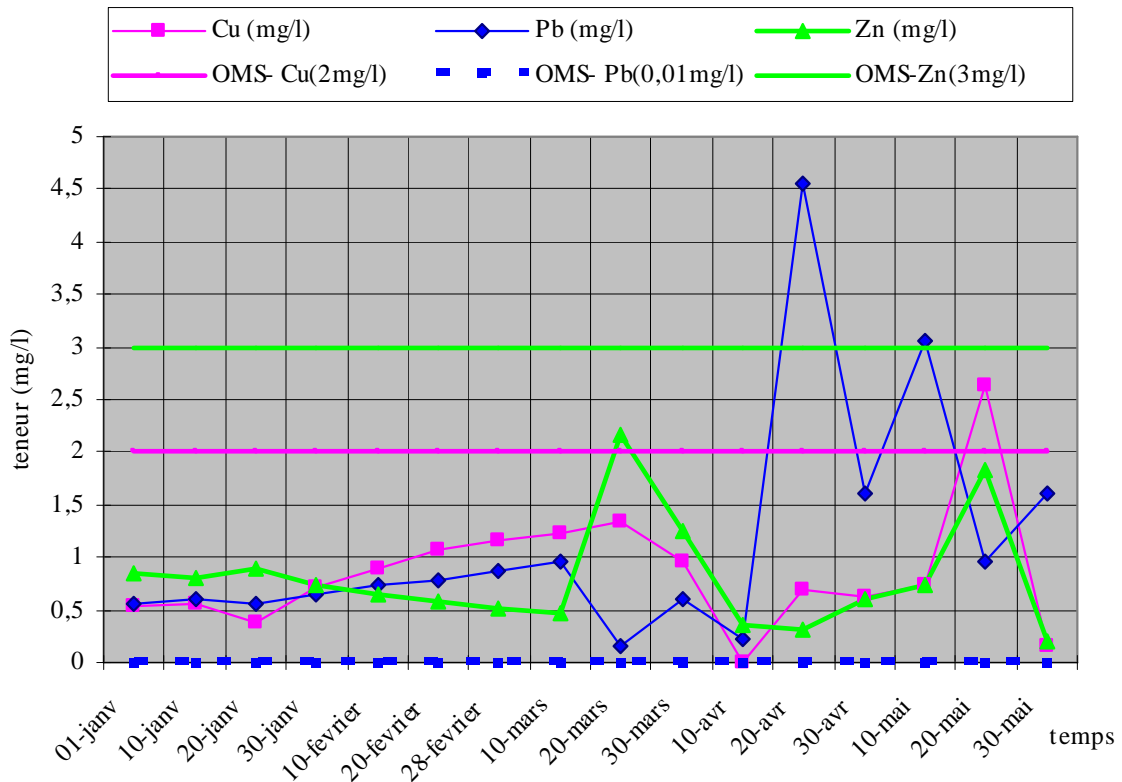


Figure 7.10 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim à la station de traitement de Ain Zada durant le premier semestre 2001. **Station B9**

4.10. Station B10, eau usée à l'entrée de la STEP de Sétif (16 échantillons)

- **Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)**

Le plomb évolue avec les débits importants (charriage des sédiments riches en plomb) et inversement aux débits faibles (Figure 7.11) ainsi au pH et à la température, comme il s'oppose au calcium pour évoluer avec la matière organique en perturbant l'épuration à boue activée en éliminant les microorganismes digesteurs de la boue au niveau du bassin d'aération. Le plomb est plus présent à la station B10 et $[pb_{max}]_{B10} = 5.41$ mg/l par rapport à la station B11 $[pb_{max}]_{B11} = 4.92$ mg/l pendant la même date du 20 avril, influant directement sur l'augmentation de la teneur du plomb à la station B4 qui atteint $[pb_{max}]_{B3} = 4.78$ mg/l pour la même date cité ci-avant.

Le zinc évolue inversement au débit (Figure 7.11) et au pH en évoluant avec les fortes concentrations du calcium, et s'oppose aux chlorures et aux sulfates. Le zinc est plus

concentré à la station B10 qu'à B11, ceci est dû à son contrôle par le milieu alcalin bicarbonaté et carbonaté puisque le $pH > 8$.

Cet élément évolue inversement aux éléments : débit-pH-Sulfate-matière organique (Figure 7.11). Cet élément perturbe par son augmentation l'épuration par boue activée, pour se transformer en sels de cuivre (sulfates et dérivées organiques), (Bouguerne, 2001).

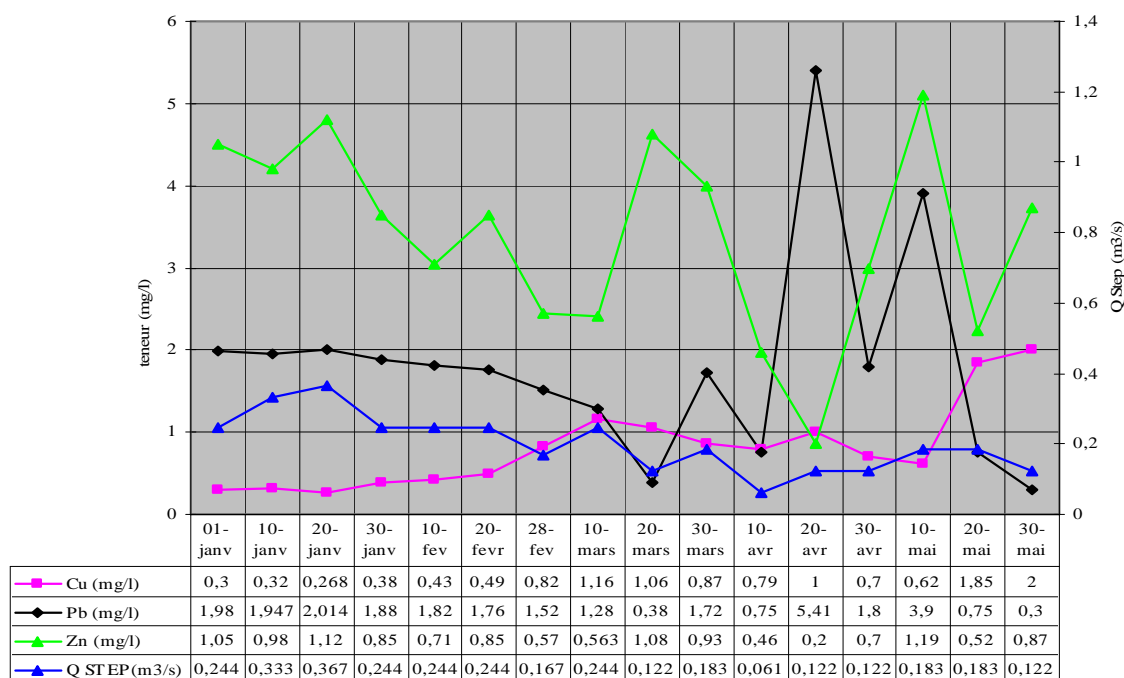


Figure 7.11 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn des eaux usées brutes à l'amont de la STEP de Sétif durant le premier semestre 2001. **Station B10**

4.11. Station B11, eau épurée à la sortie de la STEP de Sétif (16 échantillons)

- **Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)**

Après l'épuration des eaux usées de Sétif, y compris certains rejets de la zone industrielle (Source responsable de la station) par boue activée, la prise des échantillons à B11 se situe juste après les deux décanteurs secondaires où le débit Max épuré à l'heure de notre visite (9h 30) le 20 janvier était de 1320 m³/h. L'objectif d'analyse des eaux épurées est de vérifier l'influence des métaux analysés à l'Oued Boussalem, et exactement à partir de la station B3 (Amont de Mezloug) et en B4, car les eaux épurées sont déversées à l'Oued Boussalem entre B3 et B4 par le chemin de l'Oued Tbinet.

La courbe d'évolution du plomb à B10 et B11 sont similaires, mais de moins importance à la station à B11 à cause du pouvoir d'épuration aux niveaux des décanteurs

primaires, bassin d'aération et décanteurs secondaires (sédimentation avec les boues). La valeur max de la concentration est de 4.92 mg/l (Figure 7.12) pendant la compagne du 20 avril 2001. Cet élément atteint son max en parallèle avec B4 en date du 20/04/2001. Le phénomène de variation du zinc est identique à celui du plomb (Figure 7.12). La courbe de variation du cuivre à la station B11, évolue inversement à la courbe de débit (Figure 7.12) en station B10. L'augmentation de la concentration du cuivre à la sortie de la station d'épuration est due au milieu favorable des eaux enrichies en sels de cuivre (sulfates et dérivées organiques), montrant bien son rôle de perturbateur de l'épuration par boue activée. Cette augmentation en concentration de cuivre a des conséquences néfastes en influant directement sur les eaux de l'Oued Boussalem à partir de la station B3 par Oued Tbinet, ceci est bien observée en date 28 Février où la concentration Max est de 3.37 mg/l en station B3, alors qu'à la station B11 était de 2.22 mg/l (20 Février) pour la même date, ce qui justifie son origine du charriage des déchets solides par les crues aux alentours des sous-bassins B2 et B3 et les rejets de la zone industrielle de Sétif par Oued Tbinet.

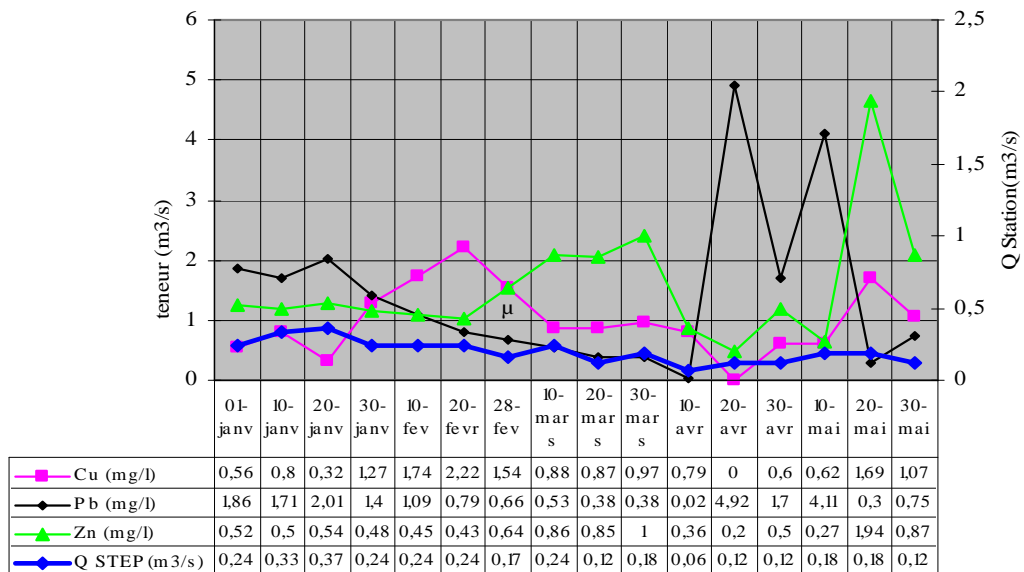


Figure 7.12 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn des eaux usées brutes à l'amont de la STEP de Sétif durant le premier semestre 2001. **Station B11**

D'une manière générale en cette station le cuivre évolue dans le sens contraire du débit des eaux épurées, et c'est le cas du zinc et du plomb pendant les basses eaux.

5. Variation spatiale des teneurs moyennes mensuelles des métaux, Pb, Cu et Zn à Oued Boussalem durant le semestre 2001

L'objectif d'étude de la variation moyenne spatiale du chimisme des eaux usées de la ville de Sétif collectées à la station d'épuration, est plus que nécessaire car elle influe directement sur la qualité des eaux de surface de l'Oued Boussalem surtout en temps sec. Les eaux épurées connectées à Oued Boussalem juste en aval de la station B3 par l'intermédiaire de l'Oued Tbinet (affluent secondaire)

Le plomb évolue avec les débits importants (charriage des sédiments riches en plomb) et inversement aux débits (Figure 7.13) faibles ainsi au pH et à la température, comme il s'oppose au calcium pour évoluer avec la matière organique en perturbant l'épuration à boue activée en éliminant les microorganismes digesteurs de la boue au niveau du bassin d'aération. Le plomb est plus présent à la station B10 et $[Pb_{\max}]_{B10} = 4.41$ mg/l par rapport à la station B11

$[Pb_{\max}]_{B11} = 4.19$ mg/l pendant la même date du 20 avril, influant directement sur l'augmentation de la teneur du plomb à la station B3 qui atteint $[Pb_{\max}]_{B3} = 4.05$ mg/l pour la même date cité ci-avant. La figure 7.13, montre bien la station responsable de la pollution métallique à l'Oued Boussalem. Le plomb varie linéairement de B1 à B11, pour atteindre un max de 2.09 mg/l avec un débit moyen simulé de 0.204 mm/j. La station B3 est la source de pollution en zinc avec une concentration moyenne mensuelle de 1.67 mg/l avec un débit qui tend vers la valeur nulle (0.07 mm/j). La station B3, reste donc toujours la source de pollution pour l'élément cuivre, avec une teneur moyenne mensuelle de 1.23 mg/l.

Le zinc évolue inversement au débit et au pH en évoluant avec les fortes concentrations du calcium est s'oppose aux chlorures et aux sulfates. Le zinc est plus concentré à la station B10 qu'à B11 (Figure 7.12 et 7.13), ceci est dû à son contrôle par le milieu alcalin bicarbonaté et carbonaté puisque le $pH > 8$.

Cet élément évolue inversement aux éléments : débit (Figure 7.13) - pH- Sulfate- matière organique. Cet élément toxique perturbe par son augmentation l'épuration par boue activée pour se transformer en sels de cuivre (sulfates et dérivées organiques).

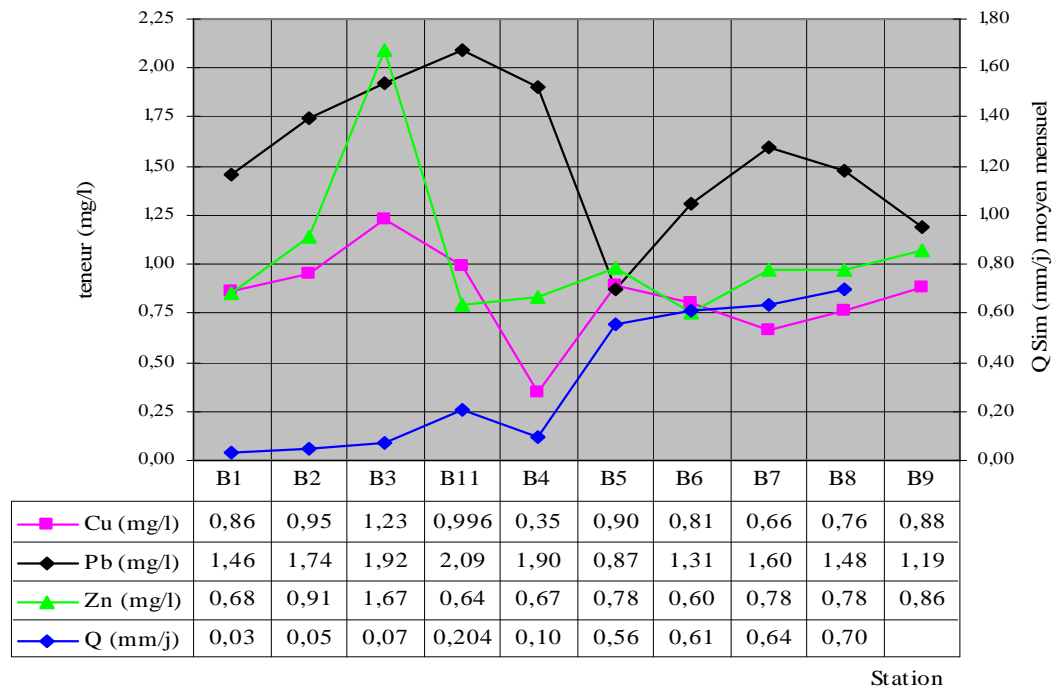


Figure 7.13 : Variation spatiale mensuelles des concentrations des métaux lourds et du débit moyen dans l'espace à Oued Boussalem (Premier semestre 2001). Station de traitement de Ain Zada. **Station B8**

Selon le profil variations spatiales des concentrations le long de l'Oued Boussalem, l'origine de la pollution en concentration moyenne en plomb à l'aval de la STEP (station B11, Figure 7.13) avec une concentration moyenne mensuelle de 2.09 mg/l, faisant apparaitre une concentration moyenne max en B4 de 1.90 mg/l. Par contre, l'origine de la pollution en Cu et Zn se situe en station B3 (Figure 7.13). Nous pouvons conclure que les sous-bassins d'exutoire B2 et B3, sont des espaces de collecte des déchets solides riches en Cu et Zn pendant les hautes eaux (Figures 7.3 et 7.4)

6. Variation temporelle dans le temps de la relation pluie-Débit-Métaux lourds à Oued Rhumel durant le premier semestre 2001

Les stations de prélèvement à Oued Rhumel sont au nombre de 6 comme l'indique la Figure 7.14. Les lieux de prises des échantillons (R1, R2, R3, R4, R5) sont choisis sur la base des rejets des villes de Tadjnant, Chelghoum Laid et Bir El Arch ainsi que les eaux traitées au niveau de la station R6 de Atmania situé en aval du barrage de Hammam Grouz.

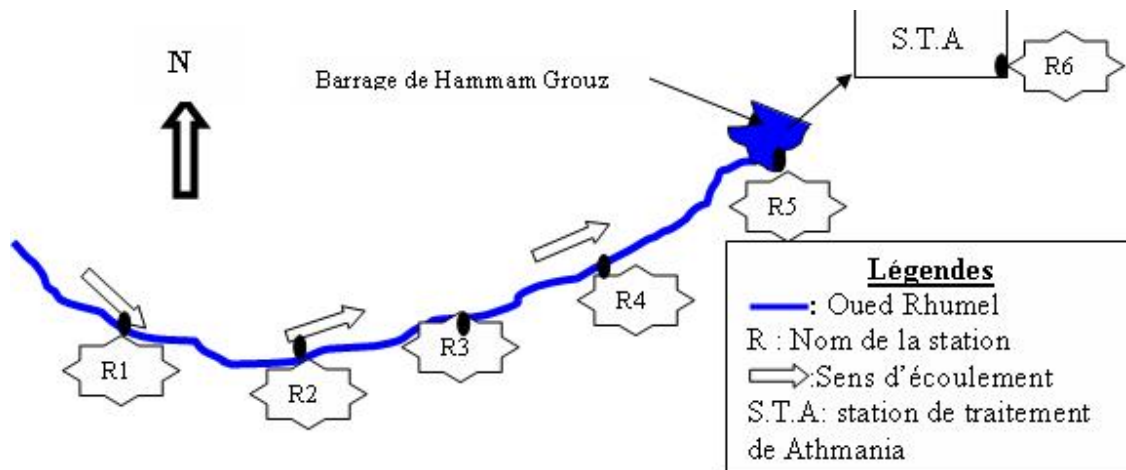


Figure 7.14 : Situation des stations de prélèvement des échantillons sur Oued Rhumel à Athmania

6.1. Station R1 (16 échantillons)

- **Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)**

Les teneurs du plomb varient avec les débits et le pH mais inversement aux températures. Il admet un Max (2,14 mg/l) en date du 10 avril avec un débit Max de 2.10^{-4} mm/j pour la même date, ce qui fait suite à un transport massif des eaux pluviales des rejets industrielles de Tadjnant. Le plomb occupe 15% de sa teneur moyenne en cette station R1.

Les concentrations du Zinc évoluent en sens inverse des débits (Figure 7.15), du pH, et évolue dans le même sens que la courbe des températures et admet un Max (1,936 mg/l) en date du 30 mai en évoluant avec le magnésium, d'où la même originalité du Zinc et du magnésium. Le Zinc représente 19% de la concentration moyenne par rapport aux autres stations.

Le Cuivre varie avec le pH, la température et inversement au débit (Figure 7.15), la teneur maximale est de 1,38 mg/l, et ceci quand la température est maximale. L'élément Cuivre englobe 15% de sa concentration moyenne (Bouguerne, 2001).

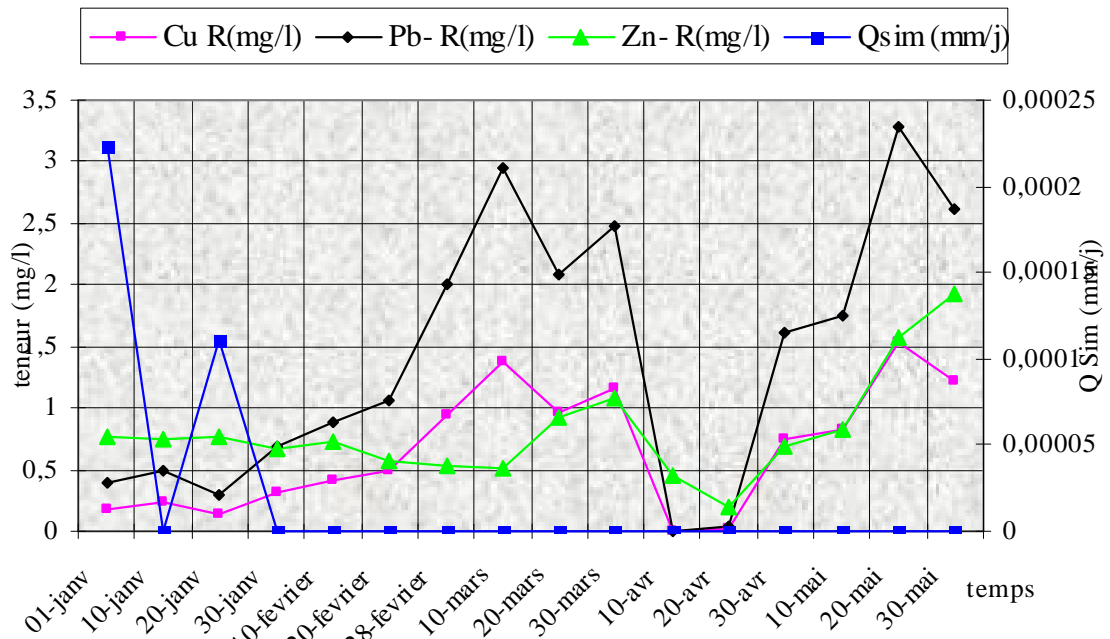


Figure 7.15 : Evolution temporelle métaux Pb, Cu, Zn et **Qsim** à la station R1 durant le premier semestre 2001. **Station R1**

6.2. Station R2 (16 échantillons)

• Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)

L'évolution du plomb est similaire à celle du sodium, potassium, calcium et le magnésium, son origine est issue à partir des rejets industriels (Figure 7.16). La courbe de plomb montre que la teneur est importante quand le débit est maximal ou nul ayant une teneur moyenne de 20 % à la station.

Le zinc suit une évolution de débit (Figure 7.16) et admet un Max (1.43 mg/l) le 20 mai avec la matière organique et le cuivre, ce qui nous pousse à dire que ces deux cations sont de même origine. La concentration moyenne du zinc a un taux de 14 %.

Le cuivre suit la même variation que celle du zinc et occupe un taux de concentration moyenne de 16% (Bouguerne, 2001).

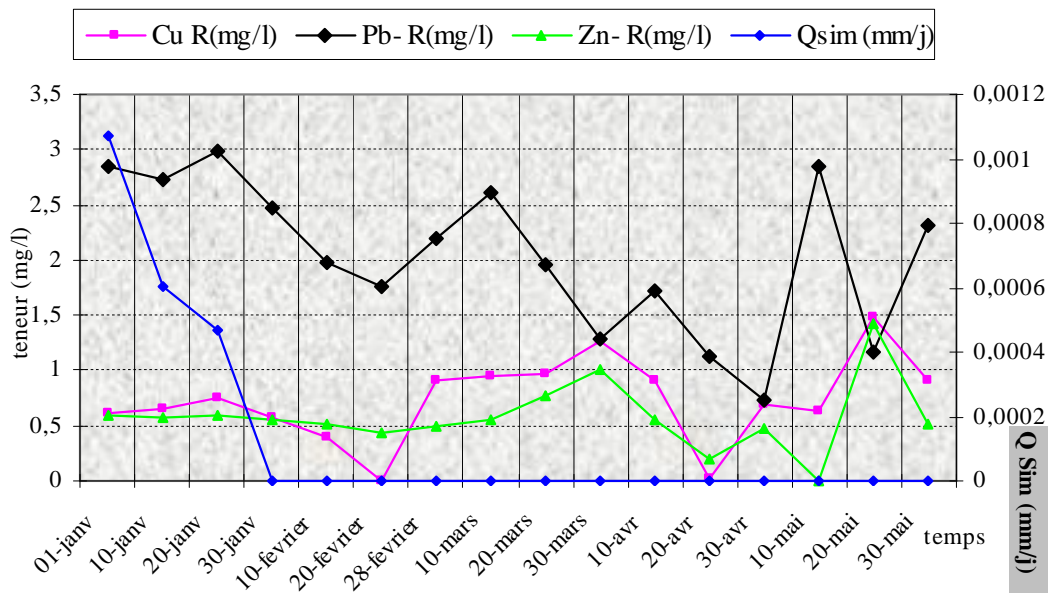


Figure 7.16 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et Qsim à la station R2 durant le premier semestre 2001. **Station R2**

6.3. Station R3 (9échantillons)

- **Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)**

Le teneur du plomb croit inversement au débit (Figure 7.17), au pH et à la température et présente une courbe brisée. Vu l'évolution inverse des chlorures, qui se substituent avec l'ion plomb. Cet élément toxique a une concentration moyenne de 20%, qui est la plus prépondérante à l'Oued Rhumel issu des rejets industriels de Chelghoum Laid.

La courbe de Zinc est similaire à celle du plomb et s'inverse avec les débits nuls (Figure 7.17) et à la concentration maximale du plomb, ceci est à cause de l'augmentation des teneurs des chlorures (phénomène de substitution). Le Zinc représente la plus faible concentration à la station R3

Dans la majorité des échantillons analysés en cette station, le cuivre s'inverse avec la courbe de débit (Figure 7.17), une seule valeur nulle est observée le 20 février, ceci est dû à l'évolution des sulfates, car ces derniers admettent un Max quand la teneur du cuivre est nulle ou faible. Le cuivre à la station R3 est moins observé par rapport aux concentrations moyennes du reste des stations de l'Oued Rhumel (Bouguerne, 2001).

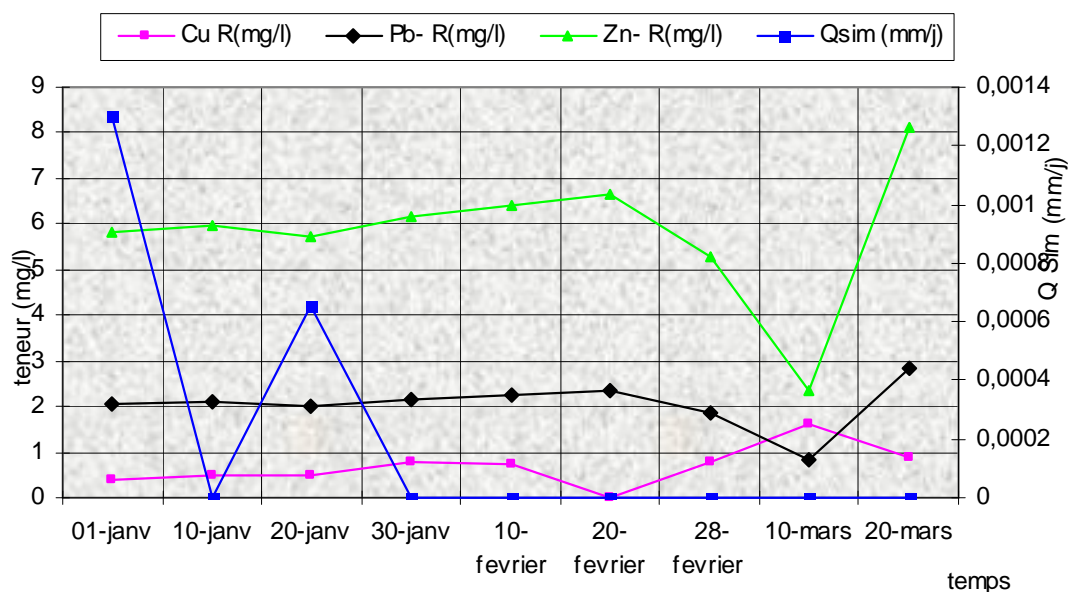


Figure 7.17 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et **Qsim** durant le premier semestre 2001. **Station R3**

6.4. Station R4 (11 échantillons)

- **Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)**

La relation plomb- débit varie inversement pour les apports faibles (Figure 7.18), et les teneurs augmentent pour les débits importants. L'augmentation des bicarbonates et la diminution des cations calcium faisant apparaître la formation d'hydroxyde de plomb. Le plomb occupe 16% de la concentration moyenne.

Le Zinc évolue inversement vis-à-vis du débit (Figure 7.18), des chlorures, des bicarbonates, du calcium et du pH et varie avec les sulfates, le magnésium, provoquons ainsi la dissolution de la roche sous forme de sulfure de Zinc occupant ainsi 14% de leur concentration moyenne.

Le Cuivre évolue inversement aux débits (Figure 7.18), au pH, aux bicarbonates et aux sulfates, provoquant la formation des sels de sulfate de cuivre. Le cuivre atteint la valeur nulle quand le débit est maximal engendrant 19% de sa concentration moyenne (Bouguerne, 2001).

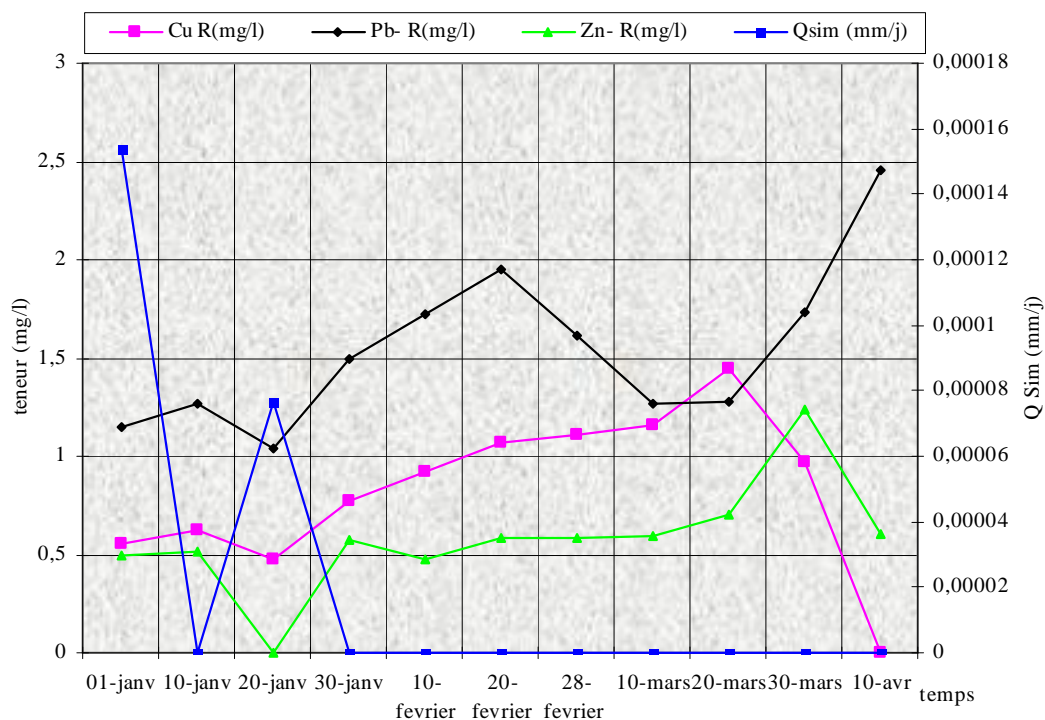


Figure 7.18 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et **Qsim** durant le premier semestre 2001. **Station R 4**

6.5 Station R5 (16 échantillons)

• Relation Débit-Métaux (Pb, Cu et Zn)

Le plomb évolue d'une manière inverse vis à vis des éléments débit (Figure 7.19), pH, température et la matière organique faisant augmenter le plomb par le processus de substitution avec la matière humique. Le plomb apparaît au barrage à la concentration moyenne de 15%.

Les teneurs en zinc s'opposent à l'évolution du débit (Figure 7.19), du pH, des bicarbonates, des chlorures et des sulfates favorisant la formation des sulfures et des hydroxydes sous forme de sulfure. Au barrage le zinc englobe 17% de sa concentration moyenne.

Le Cuivre évolue inversement à la courbe de débit (Figure 7.19), et ceci est plus clair quand leurs valeurs minimales (valeurs nulles), qui s'opposent au débit Max 0.37 mm/j. La courbe du cuivre varie presque inversement par rapport aux sulfates et à la matière

organique de provenance des sels de cuivre (sulfates et dérivés organiques); la concentration moyenne calculée est de 12% (Bouguerne, 2001).

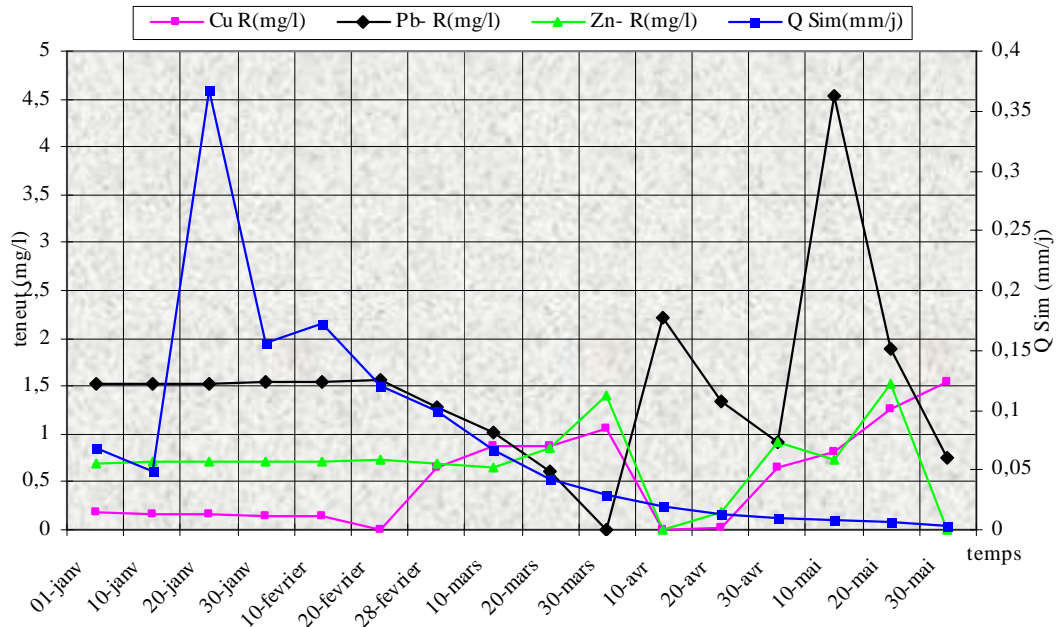


Figure 7.19 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn et **Qsim** durant le premier semestre 2001. **Station R5**

6.6. Station R6 ou station de traitement de Athmania (16 échantillons)

Après traitement des eaux superficielles du barrage de Hammam Grouz, nous avons pensé à vérifier la potabilité des eaux de consommation par la comparaison des teneurs des éléments analysés et les normes de l'O.M.S.

La concentration du plomb est largement supérieure à la norme et évolue inversement dans la plupart du temps avec le pH et la température. Cette augmentation est due nécessairement aux rejets des carburants au niveau de la station de lavage située à la station R2, aux rejets de Chelghoum Laid et la corrosion de la tuyauterie attaquée par les sels de chlorure. Comme le plomb est un métal toxique et sur 14 échantillons environs 87,5% d'échantillon dépasse la norme (Figure 7.20). Les consommateurs au niveau de l'Ouest de Constantine alimentée par la station de traitement de Athmania peuvent subir des intoxications chroniques plus sévères et principalement chez les enfants, faisant diminuer la durée de vie des globules rouges par altération de la membrane. Ces intoxications, apparaît par les symptômes des douleurs abdominales ; constipation ; déficiences intellectuelles ;

stagnation de la courbe de croissance, anémie, les fausses couches et le plomb se fixe à 90% sur les squelettes. Nous avons constaté que le plomb atteint la concentration maximale le 10 Mai de 4,11 mg/l, alors que l'O.M. S recommande une norme limite de 10^{-2} mg/l. La teneur moyenne est de 14% à la station de traitement et l'origine principale du plomb se situe à la station R2 et R3 de 20 % due aux rejets en amont et aux alentours de Chelgoum Laid.

En général le Zinc évolue d'une manière inverse à la température sur la période des analyses aucune concentration n'a dépassé la valeur admissible (Figure 7.20) évitant ainsi la saveur désagréable qui ne peut être sentie par le consommateur à Constantine. Le Zinc occupe un taux Max de 24% de sa concentration moyenne par rapport aux autres stations, et ceci est dû principalement à l'attaque des conduites en fer galvanisées par les eaux agressives ou riches en chlorures et les sulfates.

La teneur en cuivre varie tantôt avec le pH- température tantôt inversement à ces trois éléments, car il se transforme en sels de cuivre (sulfates, drivés organiques). Nous avons recensé 9 échantillons de concentration supérieure à la valeur admissible (Figure 7.20) dont l'originalité principale est la corrosion de la tuyauterie, en conséquence cet élément devient toxique, et donne des goûts désagréables. Le Zinc fait son apparition à un taux maximal de 23%, de la concentration moyenne la plus forte en comparaison avec les stations localisées sur Oued Rhumel (Bouguerne, 2001).

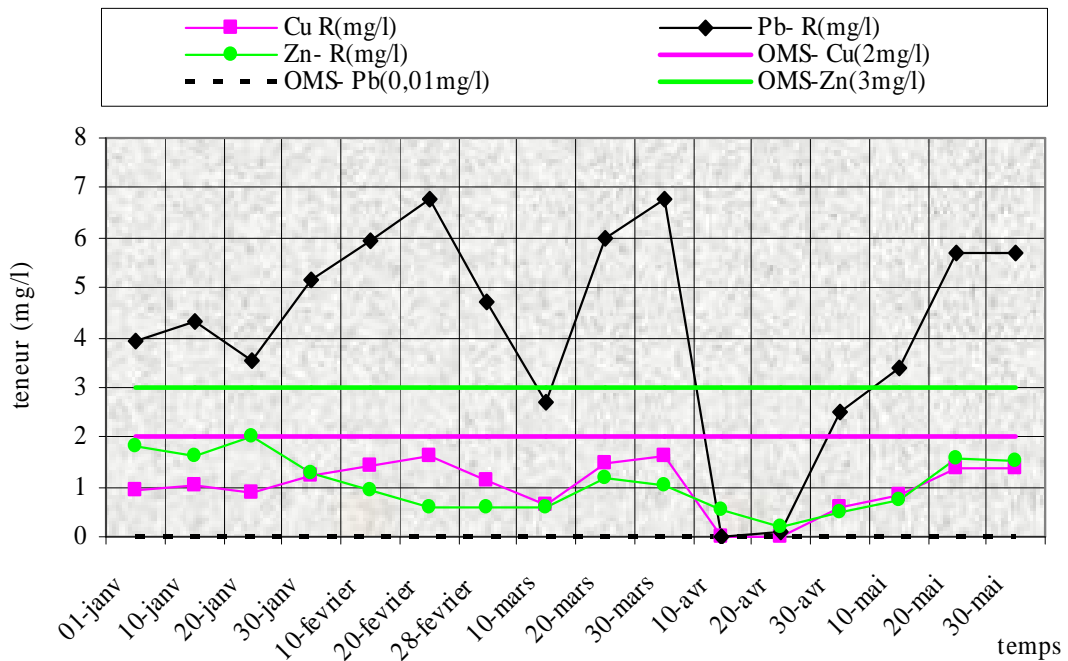


Figure 7.20 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu et Zn à la station de traitement de Ain Zada durant le premier semestre 2001. **Station R6**

7. Variation temporelle mensuelle de la relation pluie-Débit-Métaux lourds à Oued Boussalem durant l'année 2007-2008

Le suivi de la qualité des eaux de surface le long des talwegs principaux pendant l'année 2001 dans les deux bassins versants, contribue à la connaissance des lieux de la pollution métallique. Ce suivi de la variation des concentrations des métaux lourds, provoque une pollution anthropique aux niveaux des stations B3, B4 à Boussalem et à la station R5 juste avant la cuvette du barrage de Athmania. Pour une connaissance profonde du lieu des rejets, il a été décidé de suivre une analyse des mêmes métaux en 2001 en plus des métaux Fer et Cadmium aux niveaux des stations B2, B4, B5 et B9 de l'Oued Boussalem et R5 et R6 au niveau de l'Oued Rhumel durant la campagne mensuelle 2007-2008.

7.1. Station B2 (10 échantillons)

- **Relation Débit-Métaux (Pb, Cu, Zn et Cd)**

Les métaux, plomb, Cadmium, cuivre et le fer évoluent dans l'ensemble d'une manière inverse au débit moyen simulé journalier et au zinc. Ces métaux toxiques (Pb et Cd) sont issus principalement des rejets urbains de la zone Nord Ouest de Sétif. En outre le cuivre

prend la même évolution que celle du débit simulé soient en hautes eaux ou basses eaux et qui a une relation un peu différente par rapport à la campagne de l'année 2001 (Figure 7.21).

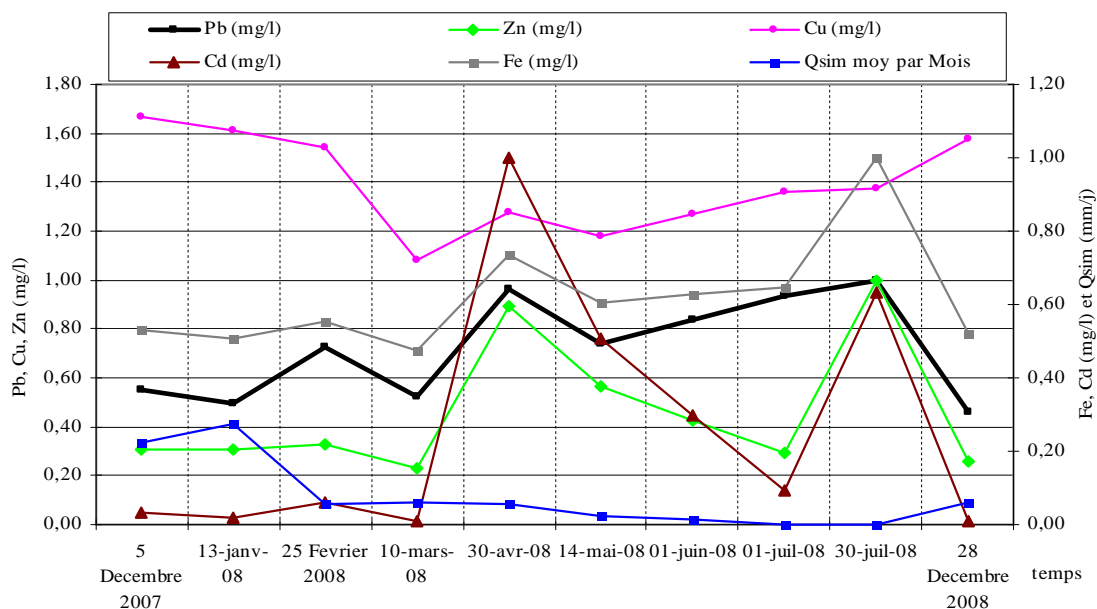


Figure 7.21 : Evolution des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et **Qsim** durant l'année 2007-2008. **Station B2**

Les valeurs max et min des teneurs des éléments analysés sont représentés dans le Tableau 7.1.

Tableau. 7.1 : Teneur min et max des métaux analysés à la station B2 pendant l'année 2007-2008

	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Cd (mg/l)	Fe (mg/l)
Concentration minimale (mg/l)	0,049	0,099	1,08	0,001	0,201
Concentration moyenne (mg/l)	0,077	0,197	1,394	0,026	0,264
Concentration maximale (mg/l)	0,107	0,428	1,67	0,098	0,425

En générale ces métaux se trouvent très concentrés au moment de la période des faibles apports simulés (période sèche)

• **Relation Pluie -métaux (Pb, Cu, Zn et Cd)**

Le même phénomène est observé si on compare les variations du quotidien des précipitations avec les analyses des métaux lourds. Cette relation approuve encore une autre fois l'origine anthropiques de ces métaux (Figure. 7. 20).

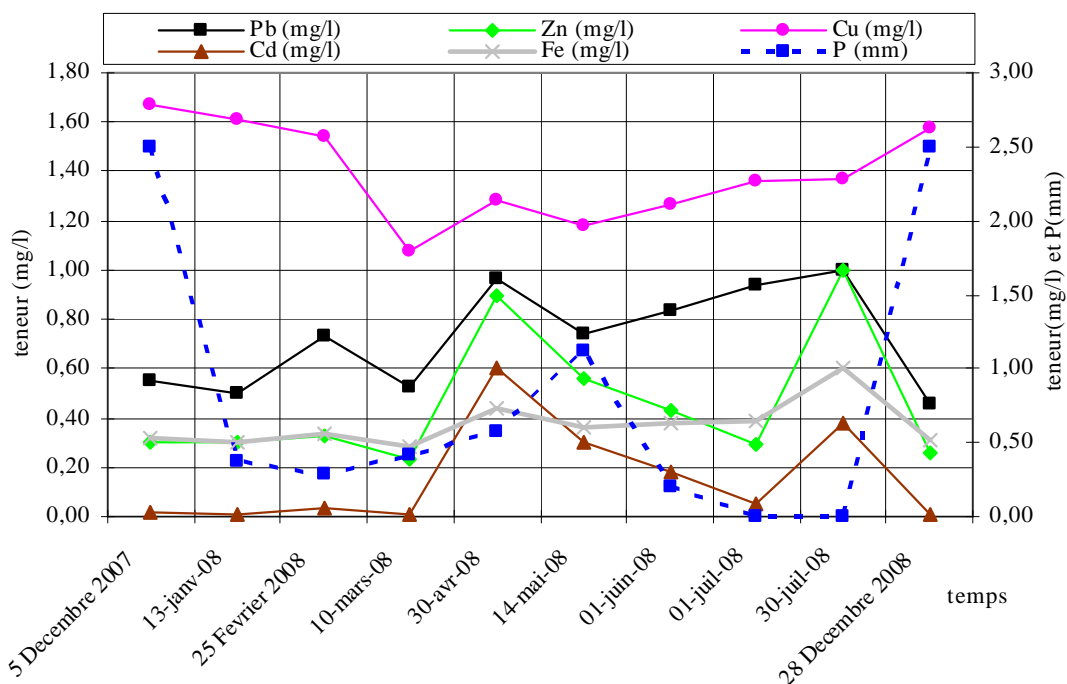


Figure 7.22 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et **P (mm)** durant l'année 2007-2008. **Station B2**

Une observation très difficile à expliquer durant le mois de décembre 2007 et 2008, où le cuivre atteint une concentration maximale (1,67 mg/l) en même temps que l'averse journalière maximale (2,50 mm), au moment où la pluie journalière est maximale (2,50 mm) (Tableau. 7.2)

Tableau. 7. 2 : Compagne 2007-2008, analyse des métaux en station B2

date	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Cd (mg/l)	Fe (mg/l)	P (mm)
5 Décembre 2007	0,55	0,30	1,67	0,03	0,53	2,50
13 Janvier 2008	0,50	0,30	1,61	0,02	0,51	0,37
25 Février 2008	0,73	0,33	1,54	0,06	0,55	0,29
10 mars 2008	0,52	0,23	1,08	0,01	0,47	0,42
30 Avril 2008	0,96	0,89	1,28	1,00	0,74	0,57
14 Mai 2008	0,74	0,56	1,18	0,51	0,60	1,11
01 Juin 2008	0,84	0,43	1,27	0,30	0,63	0,20
01 Juillet 2008	0,93	0,29	1,36	0,09	0,65	0,00
30 Juillet 2008	1,00	1,00	1,37	0,63	1,00	0,00

En générale les concentrations des métaux toxiques sont très élevées pendant les basses eaux, ce qui explique encore une fois leurs origines industriels (déchets industriels solides). Cette relation apparait clairement en date du 30 juillet 2008 pour les métaux Plomb, Fer et Zinc (valeurs en gras) au moment d'une précipitation nulle (valeurs en gras).

7.2. Station B3 (10 échantillons)

• Relation Q_{sim} -métaux (Pb, Cu, Zn, Fer et Cd)

En générale sur la majorité des échantillons analysés, la variation des concentrations des métaux : plomb, Cadmium, zinc et le fer évoluent dans le sens inverses du débit moyen journalier à l'exception du cuivre. Cette relation débit-Pb-Cd-Zn-Fer est très apparente pendant la période de basses eaux et y compris le Cu pour cette période (Figure. 7.20). Cette augmentation en teneur est principalement influencée par le rejet de la STEP de Setif par Oued Tbinet en amont et en aval de la station B3.

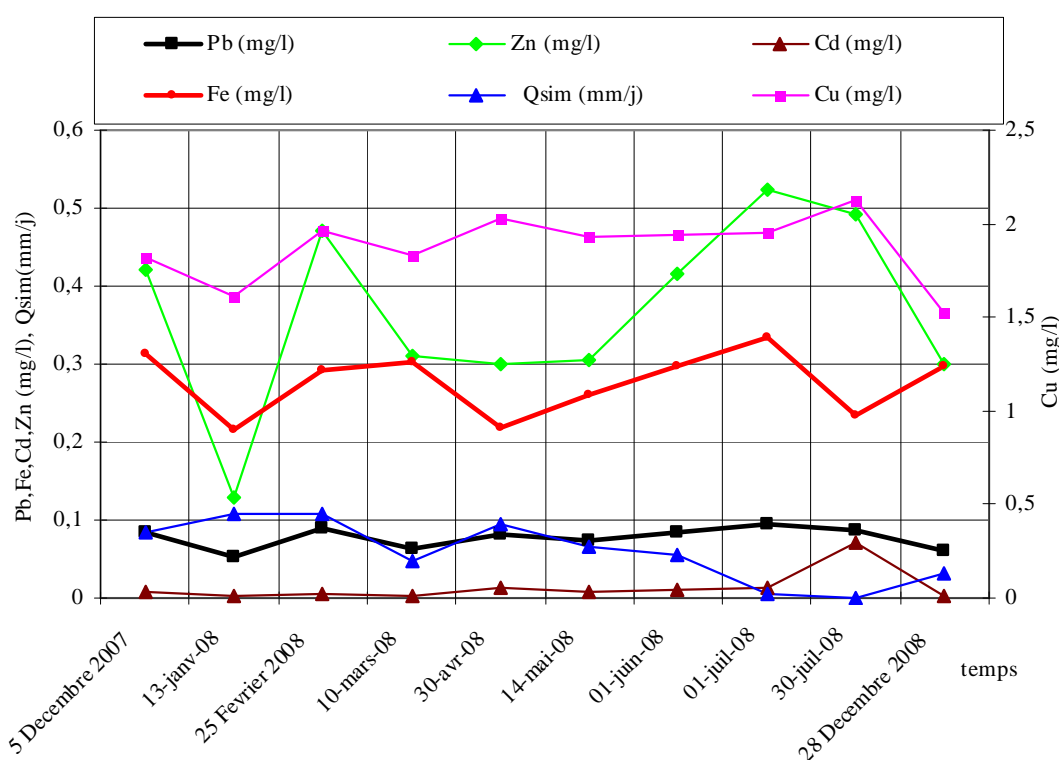


Figure 7.23 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et Q_{sim} (mm/j) durant l'année 2007-2008. **Station B3**

• Relation Pluie-Métaux (Pb, Cu, Zn, Fer et Cd)

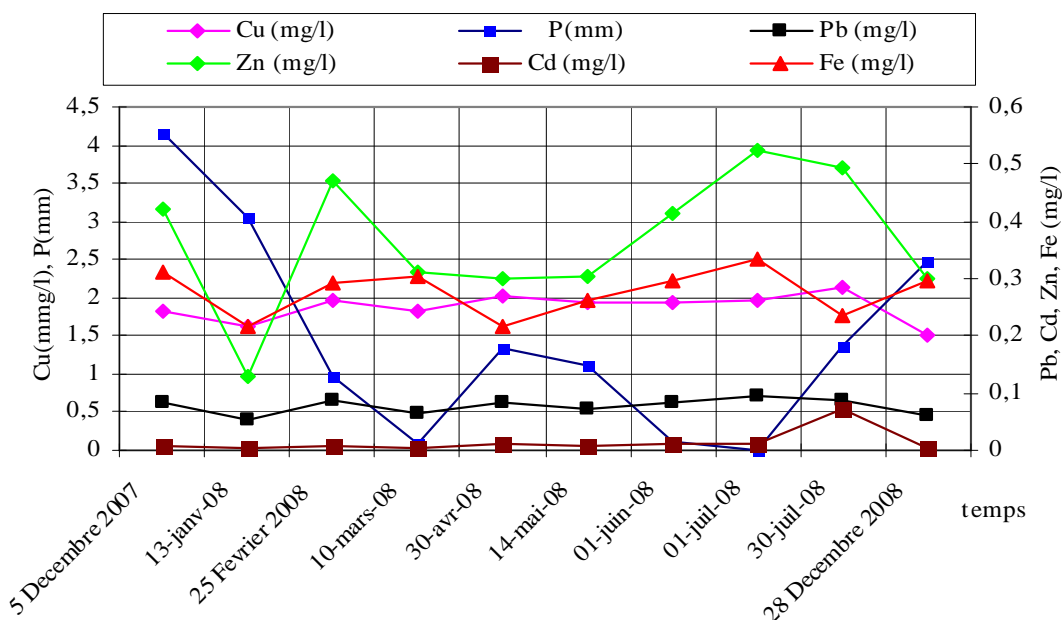
Les valeurs max de l'ensemble des métaux sont apparues pendant le mois de juillet 2008 au moment où le débit est à sa valeur minimale ou nul : valeurs en gras (Tableau. 7. 3)

Tableau. 7. 3 : Compagne 2007-2008, analyse des métaux en station B3

Date	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Cd (mg/l)	Fe (mg/l)	Qsim (mm/j)	P (mm)
5 Décembre 2007	0,083	0,42	1,82	0,008	0,313	0,08	4,16
13 Janvier 2008	0,053	0,13	1,61	0,002	0,216	0,11	3,04
25 Février 2008	0,089	0,47	1,96	0,006	0,293	0,11	0,96
10 mars 2008	0,064	0,31	1,83	0,002	0,303	0,05	0,08
30 Avril 2008	0,082	0,301	2,03	0,013	0,218	0,09	1,34
14 Mai 2008	0,073	0,305	1,93	0,007	0,260	0,07	1,10
01 Juin 2008	0,084	0,415	1,94	0,010	0,297	0,06	0,12
01Juillet 2008	0,096	0,525	1,95	0,013	0,335	0,01	0,00
30 Juillet 2008	0,086	0,492	2,12	0,071	0,235	0,00	1,38
28 Décembre 2008	0,061	0,299	1,52	0,002	0,297	0,03	4,16

En générale les concentrations faibles de l'ensemble des métaux analysés ont été observé pendant le mois de janvier à l'exception du Fe, ceci explique bien le phénomène de dilution pendant les hautes eaux avec un débit max journalier simulé par le code HBV Light de 0.11 mm/j. Ces variations de concentrations approuvent bien l'origine de la pollution anthropique surtout en station B3.

D'une manière générale la relation pluie journalière P (mm)-métaux est identique à celle du débit-métaux, ce qui explique une autre fois le phénomène de dilution pendant la période des hautes eaux et réciproquement durant les périodes à temps sec (Figure. 7.21).


 Figure 7.24 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et P (mm) durant l'année 2007-2008. Station B3

Les concentrations aux alentours des valeurs min sont observées en mois de décembre 2007 quant la pluie journalière est max, $P_{max} = 4.16$ mm (Tableau. 7.3), ceci explique bien l'origine de la pollution anthropique en période de basses eaux (précipitation nulle), mois de juillet. En ce mois, les métaux Pb, Zn, Cu et Cd atteignent des concentrations max, au moment ou le débit simulé s'annule en même temps que la pluie (valeurs en gras)

7.3. Station B4 (10 échantillons)

• Relation Qsim-Métaux (Pb, Cu, Zn, Fer et Cd)

La station B4 est la station la plus exposée aux rejets de Mazloug qui collecte le rejet de la STEP de Sétif via de l'Oued Tbinet juste en amont de cette station. Les concentrations des métaux en cette dernière sont les plus élevés sur l'ensemble des échantillons prélevés (Tableau. 7.4). En plus du débit d'Oued Boussalem, le débit des eaux épurées influe sur la qualité des eaux de surface, même après traitement. La relation Pluie-Débit est une relation inverse, nettement avec l'ensemble des métaux surtout le plomb, le cuivre et le zinc. Le fer évolue d'une manière inverse à la relation pluie-débit en période de basses eaux alors que le cadmium n'a aucune relation ni avec les apports ni avec les précipitations.

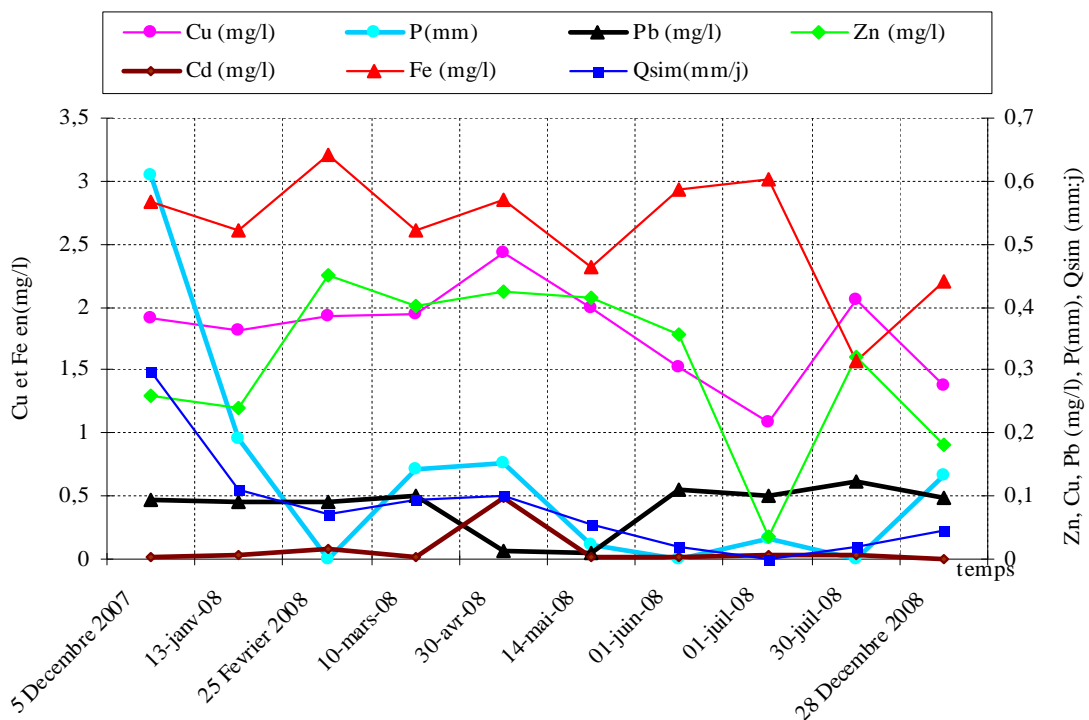


Figure 7.25 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et P (mm) durant l'année 2007-2008. Station B4

Tableau. 7. 4 : Compagne 2007-2008, analyse des métaux en station B4

Date	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Cd (mg/l)	Fe (mg/l)	Qsim (mm/j)	P (mm)
5 Décembre 2007	0,093	0,26	1,92	0,004	0,567	0,298	3,04
13 Janvier 2008	0,09	0,24	1,82	0,005	0,521	0,1088	0,96
25 Février 2008	0,091	0,451	1,93	0,016	0,643	0,07	0
10 mars 2008	0,099	0,402	1,95	0,002	0,521	0,0938	0,71
30 Avril 2008	0,012	0,423	2,43	0,098	0,571	0,1	0,76
14 Mai 2008	0,011	0,415	1,991	0,003	0,462	0,055	0,12
01 Juin 2008	0,110	0,357	1,52	0,004	0,587	0,021	0
01 Juillet 2008	0,099	0,0344	1,088	0,006	0,604	0,0002	0,16
30 Juillet 2008	0,123	0,321	2,05	0,005	0,315	0,021	0
28 Décembre 2008	0,098	0,18	1,38	0,001	0,44	0,045	0,66

A la station B4, le cuivre, Plomb et le Fer se trouvent aux valeurs max pour la relation pluie-débit moyennement faible ou nulle (valeur en gras). Le Cu et le Cd, se concentrent à des valeurs élevées en même temps, pendant le mois d'Avril (valeur en gras), quant le débit simulé de faible valeur de 0.1 mm/j (valeur en gras).

7.4. Station B8 ou cuvette du barrage de Ain Zada (10 échantillons)

- **Relation Qsim-métaux (Pb, Cu, Zn et Cd)**

Arrivé à la cuvette du barrage B8, les eaux subissent une sédimentation de certaines matières solides et en suspensions et charriage. Physiquement les polluants doivent automatiquement réduire leur présence dans l'eau. A partir du suivi sur une période de 10 mois ; les métaux Pb et le Cu évoluent dans le sens inverse du débit simulé sur la longueur de la compagne 2007-2008, ce qui est pareil pour le Zn pendant les mois de basses eaux. Le fer apparait presque en forme constante et le cadmium en forme significatif. Le fer évolue avec la relation pluie-débit d'une manière constante et s'inverse au débit en temps sec, ce qui laisse supposer que sa présence à la cuvette du barrage est issue du transport des déchets solides en cette période. (Figure. 7.22) avec une concentration max de 0.53 mg/l en mois de décembre (Tableau. 7.5)

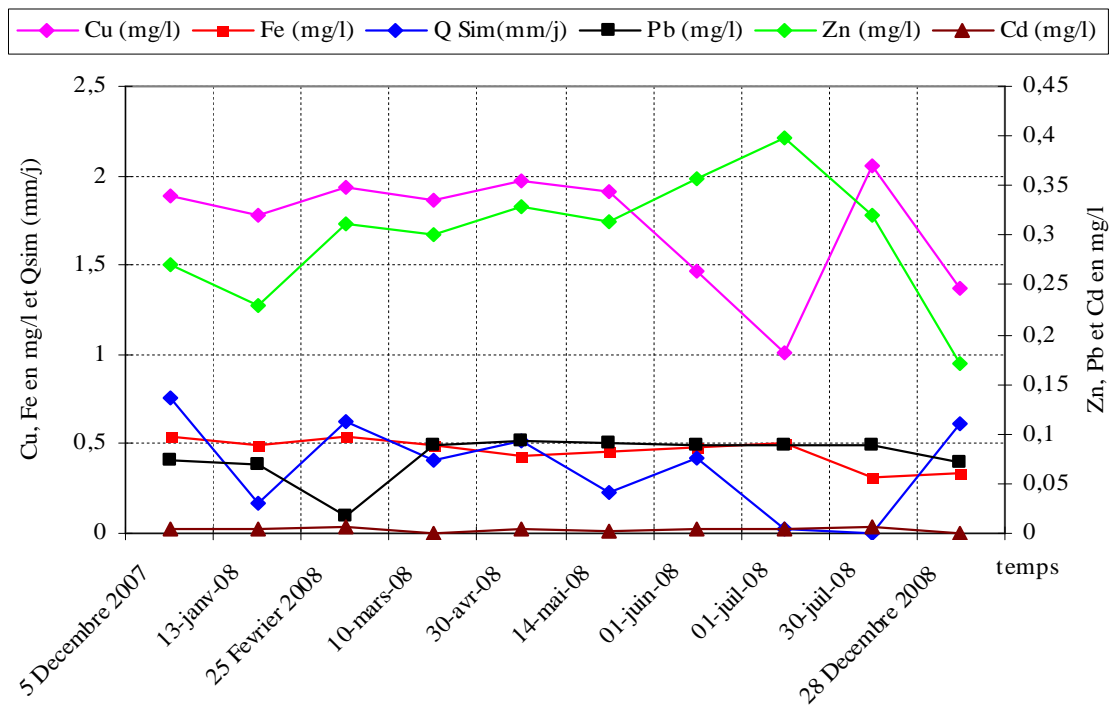


Figure 7.26 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et Q_{sim} (mm/j) durant l'année 2007-2008. **Station B8**

Les apports simulés aux niveaux de la cuvette du barrage n'ont pas d'influence sur la présence des métaux dans cette station à cause du phénomène de sédimentation ou le phénomène d'autoépuration.

• **Relation Pluie-Métaux (Pb, Cu, Zn, Fer et Cd)**

La précipitation n'a aucune influence sur la présence des métaux à l'exception du Zn qui apparait en forte concentration quand P (mm) est nulle ceci apparait clairement pendant le mois de juillet ou P est nulle. La concentration en zinc est maximal et le cuivre évolue en parallèle avec la pluie en temps sec et s'inverse en temps de pluie. Ceci est bien claire quant la précipitation s'annule en mois de Juillet pour favoriser une concentration de 0.339 mg/l en Zinc (Figure. 7.23 et Tableau 7.4)

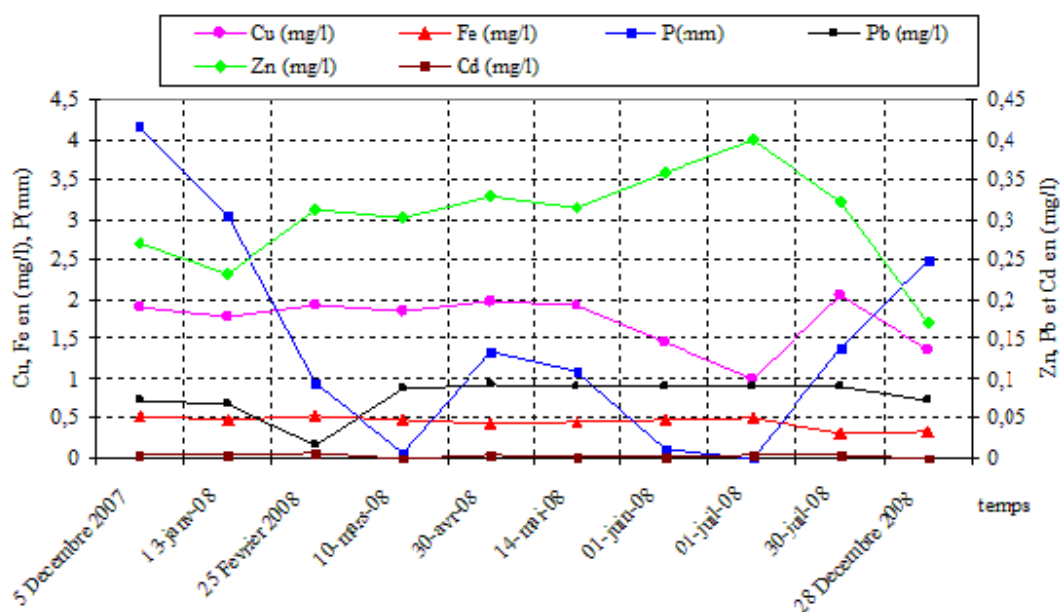


Figure 7.27 : Evolution temporelle des métaux Pb, Cu, Zn, Fe, Cd et **P (mm)** durant l'année 2007-2008. **Station B8 ou cuvette du barrage in Zada**

Tableau. 7. 5 : Compagne 2007-2008, analyse des métaux en station B8 ou cuvette de barrage de Ain Zada

Date	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Cd (mg/l)	Fe (mg/l)	Qsim (mm/j)	P (mm)
5 Décembre 2007	0,073	0,27	1,89	0,004	0,537	0,755	4,16
13 janvier 2008	0,069	0,23	1,78	0,004	0,492	0,165	3,04
25 Février 2008	0,018	0,31	1,93	0,007	0,538	0,621	0,96
10 mars 2008	0,088	0,30	1,86	0,001	0,497	0,406	0,08
30-avril 2008	0,093	0,32	1,97	0,004	0,427	0,515	1,34
14 mai 2008	0,090	0,31	1,91	0,002	0,462	0,234	1,1
01 juin 2008	0,089	0,35	1,46	0,003	0,482	0,425	0,12
01 juillet 2008	0,089	0,39	1,00	0,004	0,503	0,024	0
30 juillet 2008	0,089	0,32	2,05	0,006	0,315	0,002	1,38
28 Décembre 2008	0,072	0,17	1,37	0	0,336	0,612	2,48

Les concentrations les plus élevées des métaux fer, cuivre et Cadmium sont observées au moment où la précipitation est de 0.96 mm et à débit max (0.621 mm/j) ; (Tableau. 7.5), alors que la valeur du plomb est minimale le jour du 25/02/2008 (un jour neigeux) à débit max (valeur en gras). Les éléments Cu, Cd et Fe se trouvent à leurs valeurs max à la même date du 25/02/2008, nous pouvons dire que ces métaux sont d'origine d'un même rejet avec

une précipitation faible (0.96 mm). Le Zinc se trouve à sa concentration max (0.39 mg/l) quant la précipitation et le débit sont nul ou proche de zéro (valeurs en gras).

7.5. Station B9 ou station de traitement de Ain Zada (10 échantillons)

Comme le barrage de Ain Zada est conçu dans le but d'alimenter la ville de Sétif, Bouguaa et El Eulma ainsi que certaines villes limitrophes, il est nécessaire de vérifier les concentrations des métaux après traitement. L'évolution des métaux Pb, Cu Zn évoluent dans le même sens et inversement aux périodes de hautes eaux (Figure. 7.28) ce qui est le cas contraire du Cadmium. Sur l'ensemble des échantillons analysés ces trois métaux toxiques et indésirables dépassent leurs limites admissibles. Les teneurs du Plomb, Cuivre et du Cadmium sont très supérieures aux concentrations admissibles car ils sont dans les proportions successivement de 7.9 fois (Pb), 1.34 fois (Cu) et 28 fois (Cd) par rapport à la norme de l'O.MS, alors que la présence du Zinc est significative dans les eaux traitées à Ain Zada (Tableau. 7.4)

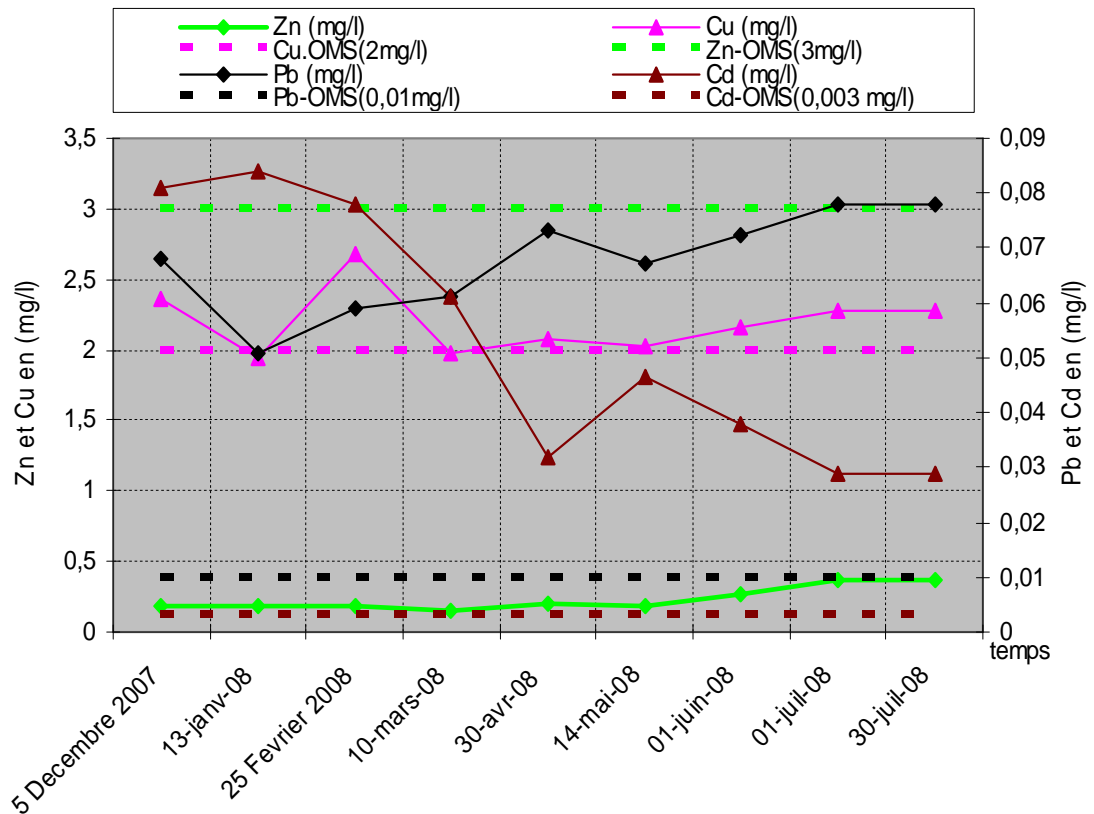


Figure 7.28 : Variation temporelle des concentrations des métaux Pb, Cu et Zn, Cd durant l'année 2007-2008 et normes O.M.S. **Station B9 ou station de traitement de Ain Zada**

Les valeurs max analysées diffèrent selon le type du métal et la saison. Pour ces teneurs hors limites de potabilité (Tableau 7. 6), il est nécessaire de déclarer la dangerosité de la présence de ses métaux dans les eaux de consommation qui ont un impacte directe sur la santé du consommateur.

Tableau 7. 6 : Compagne 2007-2008, analyse des métaux en station B9 et comparaison aux normes O.M.S

Période de prélèvement	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Cd (mg/l)	Cu-OMS (mg/l)	Pb-OMS (mg/l)	Zn-OMS (mg/l)	Cd-OMS (mg/l)
5 Décembre 2007	0,068	0,18	2,36	0,081				
13 Janvier 2008	0,051	0,19	1,94	0,084				
25 Février 2008	0,059	0,183	2,68	0,078				
10 Mars 2008	0,061	0,158	1,98	0,061				
30 Avril 2008	0,073	0,197	2,08	0,032	2	0.01	3	0,003
14 Mai 2008	0,067	0,177	2,03	0,046				
01 Juin 2008	0,072	0,275	2,15	0,037				
01 Juillet 2008	0,078	0,373	2,28	0,029				
30 Juillet 2008	0,079	0,372	2,29	0,027				

Les métaux toxiques en l'occurrence le plomb et le cadmium, ont des teneurs supérieures à la norme pour l'ensemble des échantillons analysés en l'an 2007-2008 mais à un taux plus inférieur à ceux de l'année 2001. A la station de traitement de Ain Zada, le Cu et le Cd (valeurs gras) se manifestent par leurs teneurs max pendant la période des hautes eaux, c'est le cas contraire des métaux Pb et Zn (Valeurs gras).

7.6. Comparaison des variations des teneurs spatiales moyennes mensuelles des métaux, Pb, Cu et Zn à Oued Boussalem, durant le premier semestre 2001 et 2007-2008

Le tracé du profil des concentrations des métaux Pb, Cu et Zn aux stations B2, B3, B4 et B9 pendant le premier semestre 2001 et 2007-2008 donneras une information globale sur la pollution métallique. Selon la Figure 7.29, le rejet en amont de la station B4 reste le lieu de pollution principale. Ce tracé montre d'une manière générale que la concentration de ces métaux indésirables a diminué pendant l'année 2008 de 89 % en cuivre, 69 % en plomb de B2 à B4 et augmente de 85 % en B8 et une diminution considérable en B9 de 90 % (station de traitement de Ain Zada). Les stations B3 et B4 restent toujours les principales stations de source de pollution.

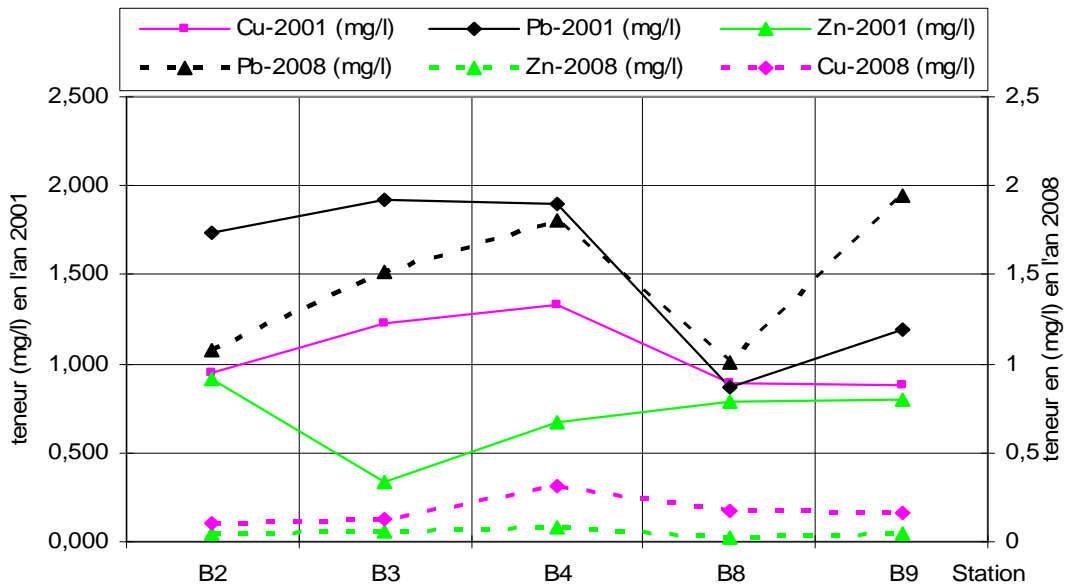


Figure 7.29 : Profil de variation spatiale des teneurs moyennes du Pb, Zn et Cu en comparaison des deux campagnes semestrielles (2001 et 2007-2008) à l'Oued Boussalem

7.7. Comparaison des analyses 2001 et 2007-2008 des métaux à la station de traitement de Ain Zada, avec les normes de l'O.M.S. Station B9

La comparaison des analyses des métaux Pb et Zn durant le premier semestre en l'an 2001 et 2007-2008 a montré une diminution des teneurs du Pb et Zn en l'an 2008 ce qui est le cas contraire du métal Cu. Sur l'ensemble des analyses le métal toxique Pb et indésirable Cu reste toujours au dessus de la norme O.M.S mais de moins importance en l'an 2001 sur l'ensemble des analyses (Tableau. 7.7)

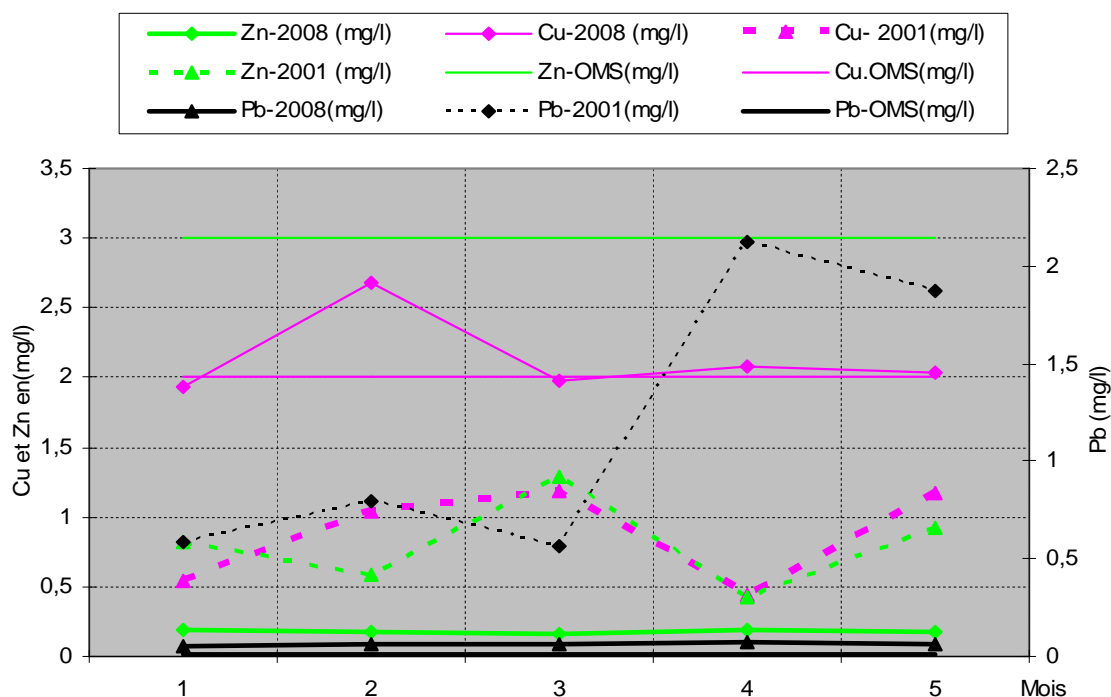


Figure 7.30 : Comparaison de la variation temporelle des concentrations des métaux Pb, Cu et Zn durant l'année 2001 et 2007-2008. **Station B9 ou station de traitement de Ain Zada**

Le plomb évolue de la même manière dans les deux périodes de prélèvement (2001 et 2008), ce qui est différent pour le cas du Zinc et le cuivre.

Tableau. 7. 7 : Comparaison des teneurs Pb, Cu et Zn durant le premier semestre 2001 et 2008. **Station B9**

Mois	Compagne 2007-2008			Compagne 2001		
	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)
Janvier	0,051	0,19	1,94	0,545	0,581	0,816
Février	0,059	0,183	2,68	1,038	0,790	0,583
Mars	0,061	0,158	1,98	1,185	0,568	1,287
Avril	0,073	0,197	2,08	0,440	2,128	0,423
Mai	0,067	0,177	2,03	1,177	1,870	0,917

L'augmentation de la concentration du cuivre en 2008 par rapport à 2001 est une situation alarmante ce qui est qui le cas contraire du zinc et du plomb qui restent toujours au-delà des valeurs admissibles (valeurs en gras). Une observation doit être signalé est que le plomb admet des pics en mois d'Avril en 2008 et mars 2001 (valeurs en gras, Tableau 7.7) en station B9 ou station de traitement de Ain Zada.

8. Variation temporelle de la relation Pluie-Débit-Métaux lourds à Oued Rhumel durant L'année 2007-2008

Pendant la campagne 2007-2008, les échantillons sont pris au niveau de la cuvette du barrage et Athmania (station R5) et la seconde station R6 ou station de traitement de la ville en question.

8.1. Station R5 ou cuvette du barrage (10 échantillons)

• Relation P(mm)-Qsim(mm/j) -Métaux (Pb, Cu, Zn, Fer et Cd en mg/l)

Les apports au niveau de l'Oued Rhumel sont de moins importance par rapport à l'Oued Boussalem et la capacité de chaque barrage fait fois de la simulation par le modèle HBV Light, ce qui approuve encore une fois peut être la pollution intensive au niveau du barrage Hammam Grouz. L'étude de la présence des métaux dans la cuvette a été comparée avec les concentrations des quatre métaux et la relation pluie-débit. Avec une petite comparaison de la qualité des eaux de ce barrage à celui de Ain Zada, le barrage de Ahmania est plus pollué par rapport à celui de Ain Zada (Tableau 7.3 et 7.6).

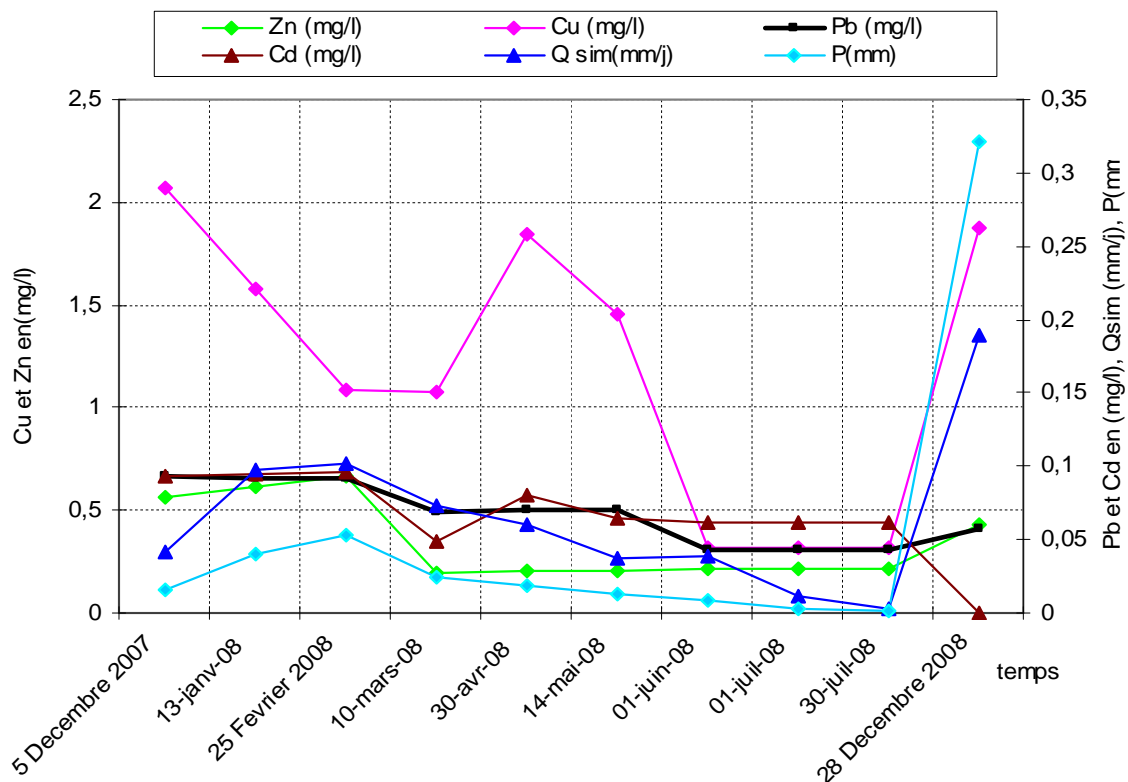


Figure 7.31 : Variation temporelle des concentrations des métaux Pb, Cu, Zn, Cd et Q_{Sim} (mm/j) durant l'année 2007-2008. **Station R5 ou cuvette du barrage Athmania**

Le zinc suit presque le même profil que celui du plomb et le cadmium qui s'annule au moment du débit simulé max avec une averse maximale pendant la fin du mois de décembre. Le cuivre évolue avec la relation pluie-débit à la fin du mois de décembre (Figure 7.31) et s'inverse pendant les basses eaux ce qui rend difficile à connaître son origine et le type de rejet.

8.2. Station R6 ou station de traitement de Athmania (10 échantillons)

La présence des métaux toxiques (Pb et Cd) est très apparente par rapport aux normes ou la teneur du plomb atteint 9.8 fois la norme le 5 décembre 2007 (Figure 7. 32.a), alors que le cadmium arrive à une concentration exorbitante le 25 février 2008 (Tableau 7.8, Figure 7.32.b). Ces deux métaux dépassent la norme O.M.S sur les dix échantillons analysés (Tableau 7.8). Ce phénomène est identique aux eaux de la station de traitement de Ain Zada (Figure 7.28).

Tableau 7.8 : Analyse des métaux Pb, Zn, Cu et Cd à la station R6 ou station de traitement de Athmania

Date de Prélèvement	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Cd (mg/l)	OMS- Cu (mg/l)	OMS- Pb (mg/l)	Cd-OMS (mg/l)	OMS-Zn (mg/l)
5 Décembre 2007	0,098	0,69	2,09	0,099				
13 Janvier 2008	0,092	0,393	1,436	0,11				
25 Février 2008	0,084	0,096	0,783	0,133				
10 Mars 2008	0,078	0,253	1,78	0,088				
30 Avril 2008	0,087	0,277	1,84	0,063				
14 Mai 2008	0,082	0,265	1,81	0,075	2	0,01	0,003	3
01 Juin 2008	0,069	0,282	0,911	0,052				
01 Juillet 2008	0,056	0,299	0,012	0,029				
30 Juillet 2008	0,056	0,299	0,012	0,029				
28 Décembre 2007	0,061	0,56	1,92	0,012				

Les valeurs max des métaux (Pb, Zn et Cu) (valeurs en gras) sont observés durant la même date du 5 Décembre 2007 au niveau de la station de traitement de Athmania (Tableau 7.8) avec des concentrations considérables par rapport aux normes, mais à des concentrations plus élevées.

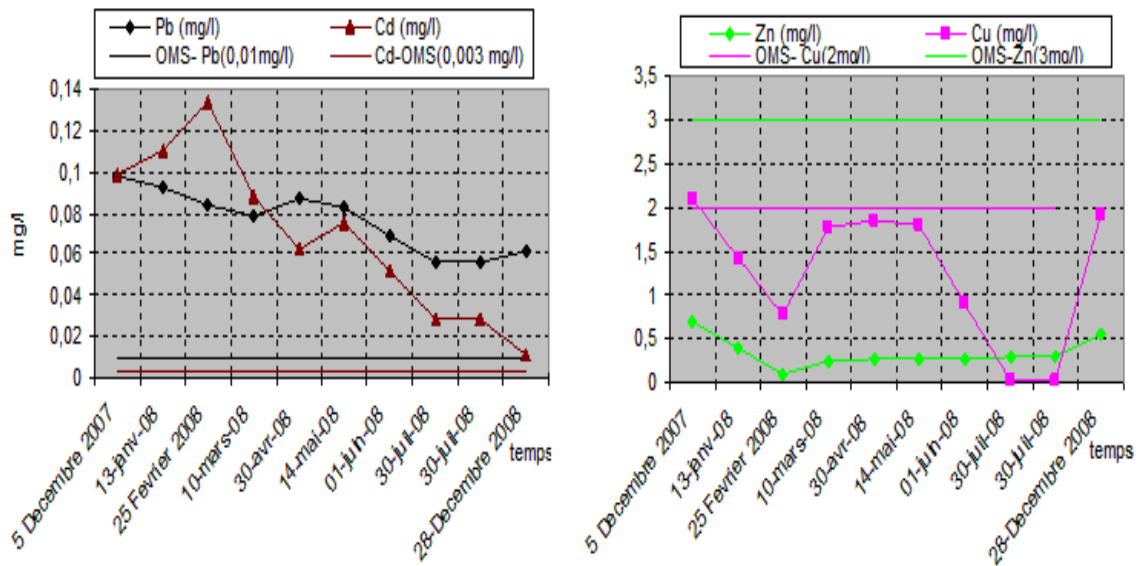


Figure 7.32 : Variation temporelle des concentrations des métaux Pb, Cu et Zn, Cd durant l'année 2007-2008. **Station R6 ou station de traitement de Athmania**

Les deux métaux indésirables Zn et Cu sont au dessous de leurs limites admissibles sans aucune influence sur la santé des agglomérations, ce qui est le cas contraire des métaux toxiques Pb et Cd présent en station de traitement de Athmania en concentration très supérieur à la norme sur l'ensemble de la campagne 2007-2008. Ces teneurs auront certainement des conséquences néfastes sur la santé des agglomérations d'une partie de la ville de Constantine.

8.3. Comparaison des analyses de la campagne semestrielle 2001 et 2007-2008 à la station de traitement de Athmania avec les normes de l'O.MS. Station R6

La comparaison de la présence des métaux Pb, Cu et Zn au cours du premier semestre 2001 et 2008 a montré une baisse des concentrations en 2008, ceci est influencée par la sédimentation au niveau de la cuvette du barrage ou sinon à cause de l'efficacité de la station de traitement. Néanmoins la concentration du métal toxique reste en dehors de sa limite fixée par l'O.MS (Figure 7.29).

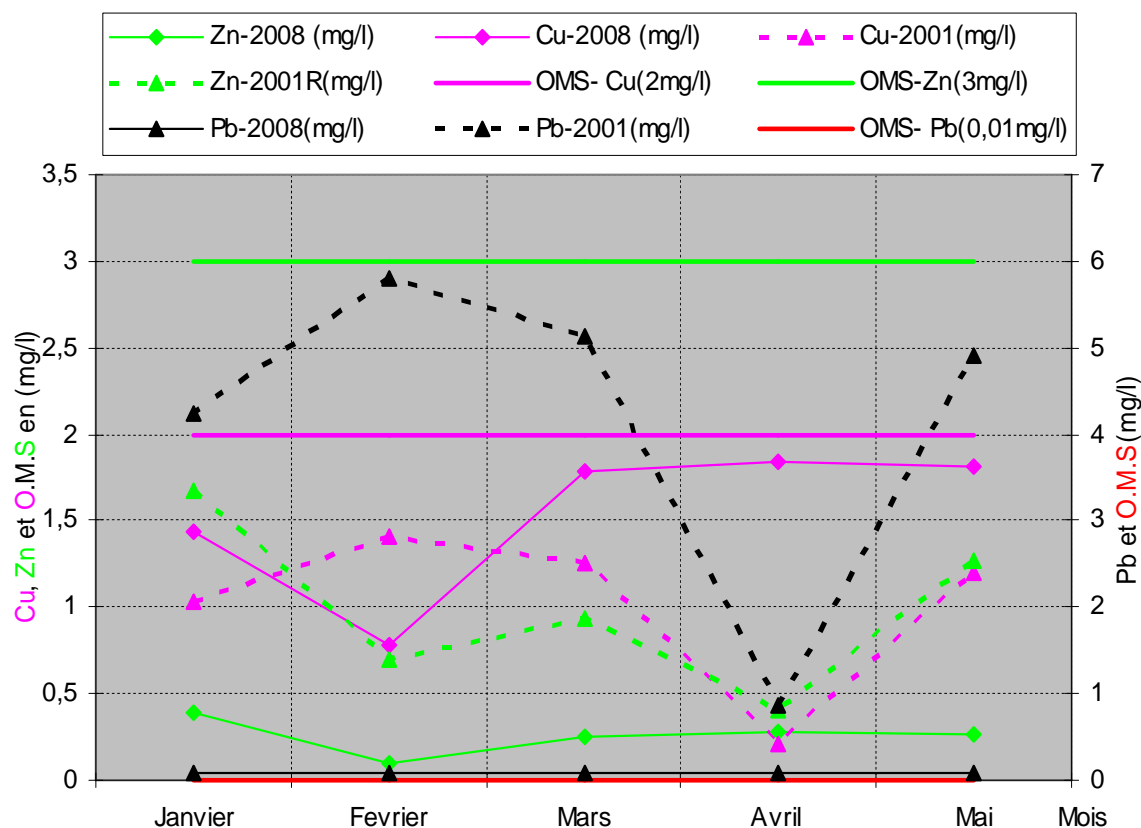


Figure 7.33 : Comparaison de la variation temporelle des concentrations des métaux Pb, Cu et Zn durant les campagnes mensuelles, 2001 et 2007-2008 à la **Station R6 ou station de traitement de Athmania et norme O.MS**

Les valeurs analysées (Tableau 7.9), montrent bien la différence entre les deux campagnes et principalement les teneurs du plomb or normes.

Tableau 7.9 : Comparaison des teneurs moyennes mensuelles des métaux Pb, Zn et Cu à la station R6 ou station de traitement de Athmania et normes OMS

Mois	Pb	Zn	Cu	Cu	Pb	Zn	OMS	OMS	OMS
	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	Cu (mg/l)	Pb (mg/l)	Zn (/ml)
	Compagne 2008			Compagne 2001					
Janvier	0,092	0,393	1,43	1,02	4,228	1,67	2	0,01	3
Février	0,084	0,096	0,78	1,41	5,802	0,70			
Mars	0,078	0,253	1,78	1,25	5,143	0,93			
Avril	0,087	0,277	1,84	0,21	0,864	0,40			
Mai	0,082	0,265	1,81	1,19	4,908	1,27			

En premier semestre 2008 le plomb est très présent dans les eaux traitées à Athmania ; sa présence est de 5.80 fois la norme en mois de mars 2001 et 9.2 fois en mois de Janvier 2008 (Tableau 7.7). Les deux métaux Zinc et Cuivre sont dans leurs normes de potabilités des eaux traitées pendant les deux campagnes de prélèvement. Le barrage de Athmania est très pollué en métaux lourds par rapport au réservoir de Ain Zada (Tableau 7.5 et 7.7) principalement en métal toxique spécialement le plomb.

Conclusion

Par comparaison de la présence des métaux lourds Pb, Cu, Zn entre les deux campagnes 2001 et 2007-2008, il ressort que : Une importante diminution des concentrations de ces métaux en l'an 2007-2008 mais qui restent au-dessus des limites de potabilité de l'OMS. Le cadmium ou le métal le plus toxique est plus présent dans le barrage de Athmania par rapport au barrage de Ain Zada.

L'impacte de la relation pluie-débit-métaux lourds, contribue énormément pour comprendre la qualité des eaux de surfaces des deux bassins. Pendant la campagne 2001 et 2007-2008, l'analyse de ces eaux a montré que chaque station diffère l'une de l'autre du moment que les concentrations des éléments chimiques, apparaissent en grande partie à partir de la station B3 pour les éléments Cu^{2+} , Pb^{2+} , et Cu^{2+} . Cette variation est due nécessairement aux rejets urbains de Sétif rejoignant les eaux pluviales à partir de cette dernière station.

Au niveau des stations de traitement, on note des concentrations en dehors des normes soient en 2001 ou en 2008 essentiellement des éléments suivants :

Le Cu et le Pb, nécessite un traitement spécifique et demande la vigilance du personnel responsable des analyses au niveau du laboratoire de Ain Zada pour éviter toute influence sur la santé publique.

La relation Pluie-Débit-Métaux lourds, a montré en générale que les teneurs des métaux évoluent inversement surtout pendant la période des basses eaux. Le suivi de la qualité des eaux de surface de l'Oued Rhumel à Athmania a montré une évolution croissante surtout pour certains éléments tels que : Le plomb, le cuivre et le zinc.

A la station R3 les eaux sont chargées en sulfates de plomb, à l'arrivée de la station R4, l'eau s'enrichie en chlorure de sodium NaCl. Au niveau du barrage de Hammam-Grouz on

a observé la chute massive des concentrations montrant ainsi le pouvoir épurateur naturel du barrage (Décanteur-étang) à l'exception du zinc, le plomb et le Cadmium. Après traitement (station R6), nous avons enregistré une concentration considérable du zinc, du cuivre et surtout du plomb, restant au-dessus de leurs limites admissibles par rapport aux normes de l'O.M.S.

La cause principale faisant augmenter la teneur du plomb dans les eaux traitées est due au rejet direct de la station de lavage à Oued Rhumel située au point R2 appuyé par l'augmentation de la matière organique en cette dernière station, ainsi le rejet de Chalghoum Laid à la station R3.

Le cuivre fait une apparition importante dans les eaux de consommation (eau traitée à R6) ; dépassant sa norme par l'apport de la corrosion de tuyauterie au niveau de la station de traitement.

Malgré la collecte des eaux usées de ces villes à la station d'épuration de Athmania, reste inefficace du fait qu'une partie déverse au barrage de Hamm Grouz faisant augmenter la pollution des eaux du barrage.

Les gestionnaires de la station de traitement d'Athmania et Ain Zada doivent veiller et contrôler les eaux à traiter d'une manière vigilante surtout les métaux, la désinfection et la matière organique afin de protéger le consommateur contre toutes éventuelles maladies hydriques citées précédemment.

Les principaux talwegs des deux bassins versants drainent une charge polluante de plusieurs agglomérations urbaines, industrielles et agricoles. Les stations B3, B4 et R4 dans le Sud de Sétif et l'Ouest de Athmania, est un exemple représentatif du transfert des métaux lourds résultant de l'activité industrielle et urbaine. Il fournit une indication sur le devenir et la répartition des métaux lourds dans ses bassins versant. Les concentrations Pb, Cu et du Cd sont très élevées dans la fraction dissoute dans les stations de traitement de Ain Zada et Athmania. Les concentrations varient respectivement en Plomb dans les deux bassins entre 0 et 4.53 mg, le cuivre entre 0 et 1.64 mg, et le zinc entre 0 et 8.12. La variation spatiale des teneurs en métaux lourds confirme l'effet des eaux usées rejetées dans l'Oued Boussalem et Rhumel. L'examen de la liaison des différents éléments (Pb, Cu, Zn et Cd) dans les eaux des deux Oueds avec la pluie et le débit montre une augmentation des teneurs au niveau de la confluence de l'Oued Boussalem et Tbinet et la confluence de l'Oued Rhumel avec

l'Oued Bou Mrah, ce qui signifie que les apports liquides de ces affluents contrôlent la variation des concentrations de ses éléments au moment des crues.

Le bassin versant de l'Oued Boussalem fortement drainé alors que le second bassin caractérisé par un réseau hydrographique non développé constitue l'exutoire naturel des eaux de ruissellement mais, aussi des effluents domestiques et industriels et des rejets du drainage agricole, qui peuvent contenir plusieurs types de polluants métalliques et organiques et qui sont parfois insuffisamment épurés. En conséquence, les eaux de ses Oueds des sous-bassins de la Soummam et Kébir-Rhumel sont exposées à ses rejets le plus souvent de qualité métallique médiocre et sujette à des variations importantes et brutales. Le transfert des polluants dans les eaux superficielles dépend essentiellement de la vitesse d'écoulement des eaux. Ces polluants peuvent exister dans l'eau sous différents états, dissous, en suspension ou être absorbés par des particules. Sous tous ces états, les polluants peuvent parcourir de grandes distances dans l'eau pour atteindre l'exutoire final. Les deux bassins versants représentent le milieu récepteur des différents rejets d'origines urbaines et industrielles. La variation des concentrations des métaux dans l'espace s'explique par la fractions dissoute ou peut être la matière en suspension et les sédiments. C'est dans ce contexte qu'a été réalisée l'étude de la variation de la pollution métallique avec la variation de la relation pluie-débit dans l'espace et dans le temps faisant varier les concentrations en temps de pluie et en temps sec en phase dissoute, dans les deux bassins versants. Le transport des métaux dans les cours d'eau est en général beaucoup plus important que celui de la phase dissoute (Martin et, Walling et Fang 2003). Tout cela est particulièrement vrai dans des eaux naturelles à pH neutre ou alcalin (Shafer *et al.*1999). En résumé, l'objectif de ce travail est d'établir la variation spatiale et temporelle des concentrations des métaux lourds (Pb, Cu, Zn, Fe et Cd) dans les eaux de surface alimentant respectivement les barrages faisant suite aux stations de traitements de Ain Zada et Athmania.

L'étude de la relation pluie-débit-métaux lourds et la charge polluante hydraulique de plusieurs agglomérations urbaines, industrielles de Sétif et Chelghoum Laid dans le Nord-Est de l'Algérie, est donc un exemple représentatif des phénomènes de transfert des métaux en solution dans les bassins versants. La variation spatio-temporelle des métaux le long des Oueds fournit une indication sur le devenir et la répartition des métaux dans les bassins versants et leurs impacts sur la santé publique. Les analyses des métaux lourds dans la

fraction dissoute montrent l'influence des rejets industriels et urbains sur la qualité des eaux de surface ainsi que l'existence de points de rejets ponctuels non contrôlés. Les concentrations des métaux toxiques et indésirables en Pb, Cu, Zn et du Cd sont très élevées en particulier pendant les basses eaux influent directement sur la qualité des eaux traitées destinées à la consommation des villes de Sétif, Bordj Bouariridj, Bougaa et Constantine. Les métaux lourds apportés par les affluents des deux bassins versants sont liés en premier lieu à la capacité d'évacuation des rejets industriels, urbains des villes limitrophes des barrages de Ain Zada et Athmania.

Conclusion générale

Au cours de l'élaboration de ce travail, il semble que le modèle HBV Light version 2 est plus adéquat et représente une réalité acceptable de la région semi-aride devant le modèle global du Génie Rural (GR4J) dans le domaine de la modélisation hydrologique. Pour arriver à cette conclusion, nous avons mis au point un cadre de comparaison d'évaluation pour tester les deux modèles pluie-débit sur un vaste échantillon de bassins des Oueds Boussalem et Rhumel. Par ailleurs, nous avons sélectionné un ensemble de critères permettant d'évaluer plusieurs aspects de la qualité de simulation des modèles lors de la phase de contrôle. Ces mesures de performances peuvent permettre à l'utilisateur de quantifier la crédibilité du modèle lors des différentes applications qu'il conduira à partir de celui-ci lors de la transformation pluie-débit. Une première conclusion de ces tests est que ces modèles apparaissent tous grossièrement équivalents lorsqu'ils sont comparés à une approche de modélisation par la procédure conceptuelle. Les résultats de la comparaison des débits simulés par les deux modèles, ont montré que l'accroissement du nombre de paramètres améliore logiquement la phase de calage et permet aux modèles d'obtenir de bons résultats. Des structures complexes avec 15 paramètres optimisés pour le HBV, obtiennent en revanche en phase de contrôle des résultats aussi satisfaisants que des structures plus simples à quatre paramètres pour le modèle GR4J. Le manque de robustesse des modèles les plus simples provient principalement des paramètres neige et humidité, et surtout de la température. Ces trois éléments suggèrent que des progrès peuvent être faits dans la formulation des structures des modèles, conduisant à des structures plus performantes. Celle-ci permettrait de les appliquer sur des groupes de bassins présentant des similarités de comportement et de caractéristiques hydrologiques. Le travail à une échelle régionale aurait peut-être permis d'établir une typologie plus fiable, à l'image des approches de régionalisation où il est souvent plus facile d'identifier des homogénéités hydrologiques sur une échelle réduite. D'autres paramètres relatifs aux parties, sol et sous-sol du bassin par exemple, jouent un rôle essentiel dans la transformation pluie-débit, mais restent actuellement plus difficiles d'accès. Cependant le modèle HBV donne comme même une solution de ce problème par rapport au modèle GR4J appliqué dans la région semi-aride. Nous pensons que l'utilisation des modèles hydrologiques développés actuellement reste relativement éloignée du comportement réel du bassin versant à climat semi-aride et qu'ils ne peuvent de ce fait supporter qu'un faible degré de complexité. Malgré que le HBV a montré des performances satisfaisantes en comparaison avec le modèle GR4J, mais il échappe aux périodes sèches, ce que nous avons constaté au

cours de la simulation au niveau de certains sous-bassins de l'Oued Rhumel avec une validation qui ne dépassent pas les 60% de la réalité des apports simulés. La pertinence de calage du modèle HBV est peut-être due essentiellement aux données des débits observées et à la pluie qui sont sous-estimées surtout en périodes de basses eaux. Il est très difficile de dire si le choix de ce modèle que nous avons adopté dans ce travail est réellement judicieux ou seulement dans la mesure où il compense d'autres maladroites de la région semi-aride. La complexité du modèle, tant dans sa formulation que dans le nombre de paramètres utilisés, reste cependant un garde-fou efficace à la multiplication de ces maladroites. Les modèles pluie-débit présentés dans cette thèse sont basés sur des concepts différents et qui ont montré des disparités au niveau des bassins jaugés comme celui du sous-bassin B1 (103.8 km² à la station de jaugeage de Farmatou). Les résultats obtenus par approche globale du GR4J, ne reflètent pas les mesures des bassins jaugés de la région semi-aride, ceci est dû principalement aux incertitudes des entrées d'ETP journaliers non fiables. Les performances sont inférieures aux résultats du modèle semi-distribué de HBV light version 2, mais la différence est faible en période sèche. Les raffinements vers la semi-distribution est une nette performance dans cette région semi-aride de l'Est Algérien. L'avantage présenté par l'approche globale réside dans le coût de mise en œuvre et au temps de calcul amoindris, en particulier à l'étape de calage par rapport à l'approche semi-distribué.

Les simulations des débits journaliers sur le bassin de Boussalem et Rhumel (station de Farmatou et Athmania) montrent des performances acceptables pour le modèle semi-distribué. La version initiale du HBV Light version 2 avec 15 paramètres libres, réagit assez bien surtout sous l'influence nivale sur le régime hydrologique des 13 sous bassins (8 au bassin de Oued Boussalem et 5 à Oued Athmania), spécialement dans la partie supérieure de Oued Boussalem (sous bassins B1, B2, B3 et B4). Les critères de qualité et la précision sur les pics de crue sont significativement meilleurs avec la combinaison d'un module neige (97% de NashQ (HBV) contre 51% sans le module (GR4J). Les ETP journalières (issus de la simulation par HBV) affectés au GR4J au moment de la simulation, influent sur la qualité des résultats d'un taux de validation qui varie de (50 à 60) %. Ce type d'outil purement dédié à GR4J reste donc encore à développer pour une région semi-aride. Cette validation passe par l'identification des affinités entre les données pluviométriques de chaque sous bassin et les débits notamment à la station de Farmatou. Avec des données quotidiennes fiables des précipitations, températures, débits observés et l'ETP, la simulation aboutira à de bons résultats avec un temps plus réduit au moment de l'optimisation des paramètres de calage. En

outre, les processus du calage se retrouvent encore accélérés par l'utilisation de données moins nombreuses sur une période de 5 années.

Les performances du modèle sont satisfaisantes avec un temps de calcul lent et un critère de Nash de 96%, mais elles n'améliorent que faiblement la qualité du calage d'un modèle globale sur la même période de simulation (Nash(Q) de 55%). Le problème concerne la validité des données, qui doit être concordante sur les valeurs simulées.

Avec le même découpage, la comparaison de la simulation du modèle globale GR4J avec le modèle semi-distribué du HBV, a permis d'atteindre un critère de Nash-Sutcliffe, gagnant en moyenne 30 % de performance par rapport au modèle globale dans les deux bassins. La simulation par le modèle semi-distribué est complexe, et les différentes possibilités testées ont montré que l'amélioration des performances reste faible des sous bassins de faibles dénivelées comme les mailles B5, B6, B7, R1, R2, R3, R4 et R5. Il est probable qu'avec une subdivision du bassin de l'Oued Boussalem et Rhumel avec un maximum de sous-unités, les résultats soient encore meilleurs, mais le coût de mise en œuvre des modèles semi-distribués augmente avec leur nombre de sous-bassins. Les bases de données devront alors être suffisamment complètes surtout pour les débits observés. L'application des modèles semi-distribués sur un grand bassin est donc conseillée pour la simulation de débits, si possible sur plusieurs stations de jaugeage avant de s'orienter vers la semi-distribution. Cela pourra fournir de précieuses informations quant au découpage du bassin et quant à la prise en compte de diverses influences par les éléments du modèles semi-distribué. Pour simuler les débits au niveau des bassins versants, il est indispensable de disposer d'une banque de données adéquate sur de longues durées afin de mieux estimer les débits à l'horizon. Pour fournir de bons ajustements il est préférable de simuler avec des périodes de 5 à 10 ans afin de faciliter le temps que doit mettre le chercheur pour optimiser les paramètres du calage du modèle HBV. Cette fourchette minimale de la période de simulation contribue à la connaissance des écoulements superficiels dans les bassins ne disposant pas de station hydrométrique. Les deux modèles hydrologiques utilisés convenablement pour simuler les débits des bassins versants de l'Oued Boussalem à Ain Zada et l'Oued Rhumel à Athmania, peut être étendu sur l'ensemble de la région Est. Une base de données encore plus complète sera nécessaire à la définition d'un maximum de sous-bassins pour la semi-distribution.

Pour quantifier la pollution, des méthodes statistiques ont été utilisées pour évaluer les variations temporelles de la qualité de l'eau de surface des deux bassins versant contrôlés par les barrages Ain Zada et Hammam Grouze. Les différents faciès hydrochimiques de l'eau du barrage sont très probablement en liaison avec la géologie, le déversement des eaux usées

urbaines et industrielles et l'érosion du sol. Les différents paramètres indiquent que les données sont homogènes. Une variation annuelle est plus importante que la variation mensuelle en relation avec le changement climatique. Les faciès de ces eaux est Cl-Na en particulier en relation avec l'action anthropique. L'IQE classe cette eau de surface dans la catégorie moyenne à bonne. Le coefficient de corrélation de Pearson montre que les éléments chimiques sont la composante principale de la salinité. Une corrélation négative significative entre V et l'ensemble des paramètres indiquant des phénomènes de dilution et de concentration en fonction du temps. La technique de CAH a regroupé les échantillons en 4 groupes, où RS et V semblent être l'un des principaux facteurs de distinction entre les variables et les années.

L'AF a permis de montrer que les paramètres responsables de la variation de la qualité de l'eau étaient principalement liés aux paramètres physico-chimiques et biologiques. L'analyse a montré que seulement 2 facteurs importants représentent 69,92% de la variance totale. Le premier facteur appelé comme facteur de salinisation, explique 58,68% de la variance totale. Le deuxième facteur qui peut être défini comme facteur de pollution organique, explique 11,24% de la variance totale. Cette analyse a révélé que la qualité de l'eau du barrage a été principalement contrôlée par les eaux usées domestiques, les rejets industriels et l'activité agricole. L'AD a montré que seulement 11 paramètres peuvent représenter la qualité de l'eau du barrage Ain Zada.

Dans le but de déterminer l'influence des rejets urbains, agricoles et industriels sur les eaux du barrage de Hammam Grouz, l'évolution temporelle de quelques paramètres physico-chimiques a été suivie pendant près de deux ans. Les résultats obtenus montrent que la plupart des éléments et paramètres qui sont en liaison avec les engrais et les effluents, ont augmenté dans l'eau du barrage pendant cette période. Cette dégradation de la qualité de l'eau est due à la décomposition de la matière organique qui est accompagnée par une baisse du pH. L'augmentation des nitrates est due à l'apport des engrais et à la nitrification de l'ammonium qui a été accompagnée par une baisse de l'oxygène dissous suite à la nitrification de l'ammonium. La baisse de la teneur des phosphates est due à sa faible mobilité et aux différents processus biogéochimiques qui peuvent se produire dans les eaux des affluents comme la précipitation sous forme d'apatite et la consommation par les plantes aquatiques du barrage. Les eaux du barrage de Hammam Grouz semblent devenir de plus en plus polluées comme la plupart des eaux de surface (des barrages) de l'Est de l'Algérie. Un suivi attentif des paramètres caractéristiques d'une eutrophisation des eaux de la retenue (azote, phosphore)

doit être mis en en place afin d'alerter les autorités sanitaires de la présence saisonnière de cyanobactéries.

Nous estimons que l'étude de la pollution métallique au niveau des barrages de Ain Zada, et Atmania par la relation pluie-débit-métaux lourds est une voix qui permet d'aboutir à l'origine de la pollution. Certainement l'accroissement de la population urbaine ainsi que le développement industriel, contribue à la dégradation des eaux de surface et l'environnement par les rejets principalement observés en stations B3, B4 et R4. Au cours de notre étude, les analyses de la campagne (2001 et 2007-2008) des eaux des barrages de Ain Zada et Athmania, destinés à l'alimentation en eau potable des villes limitrophes indiquent des teneurs hors normes. Lors de cette étude, nous nous sommes rendu compte que les rejets sont très étendus, et principalement les rejets de la STEP de Sétif à l'exutoire B3, le rejet de Chelghoum Laid au point R4 qui participent à l'augmentation des teneurs d'une manière abondante des métaux lourds surtout l'élément toxique (plomb). Ces effluents fond modifier d'une manière considérable la qualité des eaux de surface des barrages réservoirs. Malgré l'alignement de ses ouvrages de stockage aux stations d'épuration de Sétif et Athmania, beaucoup reste à faire, non seulement pour améliorer leurs équipements, mais aussi pour assurer le contrôle des affluents surtout dans le cas des rejets industriels au niveau de B4 et R4.

Références

- Abadie, B. (2006). Simulation des crues du Rhin par des modèles hydrologiques mettant en œuvre différentes stratégies d'agrégation. Master 2ème année, Sciences de la Terre spécialité Hydrologie, Hydrogéologie et Sols. Université Paris Sud, Orsay, France. 124 p.
- Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E. et Rasmussen, J. (1986). An introduction to the European Hydrological System- Système Hydrologique Européen 'SHE'. *Journal of Hydrology*, 87, 45-77.
- Abdulla, F.A., Lettenmaier, D.P. et Liang, X. (1999). Estimation of the ARNO model baseflow parameters using daily streamflow data. *Journal of Hydrology*, 222, 37-54.
- Akkaraboyina M.K., Raju B.S.N., (2012). Assessment of water quality index of River Godavari at Rajahmundry. *Universal Journal of Environmental Research and Technolog*, 2(3), 161-167.
- Alireza B. D et Mohamad M. Javadianzadeh.M.M. (2016). Towards an Efficient Rainfall–Runoff Model through Partitioning Scheme, *Water*, 63(8), 2-17, doi:10.3390/w8020063
- Ambroise, B. (1999). La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant - Processus, Facteurs, Modèles. *H*G*A* (Ed.), *Bucarest*, 200 p.
- Andréassian, V. (2002). Impact de l'évolution du couvert forestier sur le comportement hydrologique des bassins versants. *Thèse de Doctorat*, Université Pierre et Marie Curie, Paris, 781 pp.
- Andréassian, V., Parent, E. et Michel, C. (2003). A distribution-free test to detect gradual changes in watershed behavior. *Water Resources Research*, vol 39, n°9, 1252, doi:10.1029/2003WR002081.
- Andréassian.V., Perrin.C et Michel.C. (2004). Impact of imperfect potential evapotranspiration knowledge on the efficiency and parameters of watershed models. *Journal of Hydrology*, 286: 19-35.
- Appelo, C.A.J., and D. Postma. (1993). *Geochemistry, groundwater and pollution*. A.A. Balkema, Rotterdam, the Netherlands.
- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) and WEF (Water Environment Federation), (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 2st Ed, Washington.
- Arheimer, B. (2005). Evaluation of water quantity and quality modelling in ungauged European basins. *Predictions in Ungauged Basins: Promises and Progress*, *IARS Publication*, 303,99-107.
- Arthur.M. (2007). Modélisation hydrologique distribuée sur le Gardon d'Anduze ; étude comparative de différents modèles pluie-débit, extrapolation de la normale à l'extrême et tests d'hypothèses sur les processus hydrologiques. *Thèse de Doctorat*, Université Montpellier II, 215p.
- Armah F.A., Obiri S., Yawson D.O., Onumah E.E., Yengoh G.T., Afrifa E.K.A., Odoi J.O. (2010). Anthropogenic sources and environmentally relevant concentrations of heavy metals in surface water of a mining district in Ghana: a multivariate statistical approach. *Journal of Environmental Science and Health*, 45(13) ,1804–1813.
- Asif M., Waqas M., Muhammad W.M., Farooq A. (2011). Application of Multivariate Statistical Techniques for the Characterization of Ground Water Quality of Lahore, Gujranwala and Sialkot (Pakistan). *Pakistan Journal of Analytical & Environmental Chemistry*, 12(1-2), 102-112.
- Ayadi, L., Callebaut, I., Saguez, C., Villa, T., Mornon, J.P., et Banroques, J. (1998). Functional and structural characterization of the prp3 binding domain of the yeast prp4 splicing factor. *Journal of Molecular Biology*, 284(3-4), 673-683.

- Bai, R.V., Bouwmeester R., Mohan, S. (2009). Water quality index and importance of water quality parameters. *Air, Soil, and Water Research*, 2, 51–59.
- Batayneh, A., Zumlot, T. (2012). Multivariate statistical approach to geochemical methods in water quality factor identification; application to the shallow aquifer system of the Yarmouk Basin of north Jordan. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, 4(7), 756-768.
- Baize, D. (1997). Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Editions, Paris, 408 p.
- Baudez, J.C. (1997). Déterminants hydrologiques régionaux pour la gestion et la prévision des ressources en eau. *Mémoire d'ingénieur, ENGEES/Cemagref*, 88 p.
- Baulig, H. (1959). Morphométrie. *Annales de Géographie, Bulletin de la Société de Géographie*, vol. 68, n° 369, 285-408.
- Beck, M. B. (1987) Water quality modeling: a review of the analysis of uncertainty, *Water Resources Research*, Vol. 23(8), pp. 1393- 1442.
- Beldring, S., Engeland, K., Roald, L., Saelthun, N. et Vokso, A. (2003). Estimation of parameters in a distributed precipitation-runoff model for Norway. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(3):304~316.
- Belhadj, M.Z. (2007). Etude de la pollution des eaux de surface du barrage de Zit El Anba. Région Est de Skikda. NE algérien. *Mémoire de Magister, Dép. Hydraul. Univ. Batna*, 225 p.
- Belhadj, M.Z., Boudoukha, A et Mezedjri, L. (2011). Qualité Des Eaux De Surface et Leur Impact Sur L'environnement Dans la Wilaya de Skikda (Nord-est de l'Algérie). (Contamination Naturelle Par le Mercure). *European Journal of Scientific Research*, 56 (2), 204-211.
- Belkhir, L., Boudoukha, A., Mouni, L., Baouz, T. (2010). Application of multivariate statistical methods and inverse geochemical modeling for characterization of groundwater, A case study, Ain Azel plain (Algeria), *Geoerma*. 159, 390-398.
- Belkhir, L., Boudoukha, A et Mouni, L. (2011). A multivariate Statistical Analysis of Groundwater Chemistry Data. *International Journal of Environmental Research*. 5(2), 537-544.
- Belkhir, L., Mouni, L. (2012). Hydrochemical analysis and evaluation of groundwater quality in El Eulma area, Algeria. *Applied Water Science*, 2, 127–133.
- Bennasser L., Fekhaoui M., Benoit-Guyoud J. L. and Merlin G. (1997). Influence of tide on water quality of lower Sebou polluted by Gharb plain wastes (Morocco), *Wat. Res*, 31, 4, 867-867.
- Bergström, S., et Forsman, A. (1973). Development of a conceptual deterministic rainfallrunoff model. *Nordic Hydrology*, 4, 147-170.
- Bergström.S. (1976). Development and Application of a conceptual Runoff Model Scandinavian Catchment. Swedish Meteorological and Hydrological Institute.RHO Report no.7. *Nordic Hydrol*.4
- Bergström, S. (1992). The HBV model its structure and applications. SMHI Reports RH no. 4, Norrköping, Sweden.
- Bergström, S. (1995). The HBV model. In: Computer Models of Watershed Hydrology, Chapter 13, V. P. Singh (Ed.), *Water Resources Publications*, 443-476.
- Bergström, S. (2006). Experience from applications of the hbv hydrological model from the perspective of prediction in ungauged basins. Large sample basin experiments for hydrological model parametrization: Results of the model parameter experiment - MOPEX, *IARS Publication*, 307, 97-107.
- Berterreche, R.C, L. (2008). Etude de la génération de crues rapides par la confrontation de deux logiciels, Rapport de stage, *ENSSEIH*, 18p.

- Bessiere, H. (2008). Assimilation de données vibrationnelle pour la modélisation hydrologique distribuée des crues à cinétique rapide. *Thèse de doctorat*, Institut National Polytechnique de Toulouse, 207p
- Beven, K.J. et Kirkby, M.J. (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24(1), 43-69.
- Beven, K. (1987). Towards a new paradigm in hydrology. *Water for the future:Hydrology inPerspective, Proceedings of the Rome Symposium, April 1987, IAHS Publication n° 164*, 393-403.
- Beven, K. (1989). Changing ideas in hydrology-The case of physically-based models. *Journal of Hydrology*, 105, 157-172.
- Beven, K., et Binley, A. (1992). The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes*, 6(3), 279-298.
- Beven, K.J. (1993). Prophecy, reality and uncertainty in distributed hydrological modelling. *Advances in Water Resources*, 16, 41-51.
- Bishop, K., Seibert, J., Köhler, S. et Laudon, H. (2004). Resolving the Double Paradox of rapidly mobilized old water with highly variable responses in runoff chemistry, *Hydrological processes*, n°18, 185-189.
- Bouanani, A. (2004). Hydrologie, Transport solide et modélisation. Etude de quelques sous bassins de la Tafna (NW-Algérien). *Thèse de Doctorat d'état*, Univ. Tlemcen, 250 p.
- Boudoukha, A., and Boulaarak, M., (2013). Water pollution Grouz dam by nutriments (Eastern Algeria). *Bulletin Natural Geological Service*, 24, 139–149.
- Boudoukha, A., Bouguerne, A., Mebarkia, A. (2014). Impact of climate change and human activity on water quality of the dam Ain Zada. Algeria. *International Journal of Global Change*, 2(3), 74-75.
- Bouguerne, A., (2001). Comparative study by hydrological and hydrochemical analysis of surface waters watersheds of oued Bousselem and Oued Rhumel, *Magister Dissertation*. University of Batna. Algeria.
- Bouguerne, A., Boudoukha, A., Tiri A. (2010). Evaluation of surface water quality in watershed with HBV code and pollution risk by heavy metals: case of two regions is the eastern Algerian. *Journal International Network Environmental Management Conflicts, Santa Catarina, Brazil*, 1(1), 120-127.
- Boursali, S. (2015). Evaluation de la contamination métallique dans trois organes (foie, gonades et muscle) du Rouget de roche *Mullus surmeletus* (L.1758) par quatre métaux lourds (Zn, Cu, Cd, Pb) pêché dans la baie d'Oran. *Thèse de doctorat, Université d'Oran*, 202pp.
- Bourrelie, P.H. et Berthelin J. (1998). Contamination des sols par les éléments en traces - Les risques et leur gestion. Académie des Sciences-Techniques et documentation, Paris, 440p.
- Box, G.E.P. et Jenkins, G.M. (1976). Time series analysis-Forecasting and control. *Holden Day (Ed.)*, Oakland, California, 575 p.
- Boyle, D.P., Gupta H.V., et Sorooshia.S. (2000). Toward improved stream flow forecasts: value of semi distributed modelling. *Water Resources Bulletin*, 37(11), 2749-2759.
- Boyle, D., Gupta, R. et Sorooshian, S. (2000a). Toward improved calibration of hydrologic models: Combining the strengths of manual and automatic methods. *Water Resources Research*, 36(12):3663-3674.
- Bressy.A. (2010). Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines effet de différents modes de gestion des eaux pluviales. *Thèse de doctorat*, Univ.Paris Est, 332p.

- Bronstert, A., Glüsing, B. et Plate, E. (1998). Physically based hydrological modelling on the hillslope and micro-catchment scale: examples of capabilities and limitations. *IAHS Publication*, n° 248, 207-215.
- Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A. and Tozer R. (1970). A Water Quality Index. Do we dare? *Water and Sewage Works*.
- Bultot, F. et Dupriez, G.L. (1976). Conceptual hydrological model for an average-sized catchment area. I. Concepts and relationships. *Journal of Hydrology*, 29, 251-272.
- Bur, T. (2008). Impact anthropique sur les éléments traces métalliques dans les sols agricoles de midi-pyrénées. Implications en termes de limites et de charges critiques. *Thèse de Doctorat*, INPT, Université de Toulouse, 373p.
- Cameron, D.S., Beven, K.J., Tawn, J., Blazkova, S. et Naden, P. (1999). Flood frequency estimation by continuous simulation for a gauged upland catchment (with uncertainty). *Journal of Hydrology*, 219, 169-187.
- Cerling, T.E., Pederson, B.L., Damm, K.L.V. (1989). Sodium-calcium ion exchange in the weathering of shales: Implications for global weathering budgets, *Geology*, 17, 552-554.
- Chaguer, M. (2013). Analyse et Spéciation des Métaux dans un Oued en zone Minière Cas de l'Oued Essouk. *Thèse de Doctorat*, Université Constantine I, 130p.
- Chahinian, N. (2004). Paramétrisation multi-critère et multi-échelle d'un modèle hydrologique spatialisé de crue en milieu agricole. *Thèse de doctorat*, Université Montpellier II, 258p.
- Chiew, F.H.S., Stewardson, M.J. et McMahon, T.A. (1993). Comparison of six rainfall-runoff modelling approaches. *Journal of Hydrology*, 147, 1-36.
- Chiew, F. et McMahon, T. (1994). Application of the daily rainfall-runoff model MODHYDROLOG to 28 Australian catchments. *Journal of Hydrology*, 153, 383-416.
- Cerling, T.E., Pederson, B.L., Damm, K.L.V., (1989). Sodium-calcium ion exchange in the weathering of shales: implications for global weathering budgets, *Geology*, 17, 552-554.
- Chaumont, M. et Paquin, C. (1971). Carte pluviométrique de l'Algérie, éch. 1/50 000. Soc. Hist. Nat. Afrique du Nord, Alger. 4 feuilles. 1 notice.
- Clarke, R.T. (1973). A review of some mathematical models used in hydrology, with observations on their calibration and use. *Journal of Hydrology*, 19, 1-20.
- Commission européenne, (2009). Document de référence sur les meilleures techniques disponibles Gestion des résidus et stériles des activités minières, 632p.
- Coulibaly, P., Anctil, F. et Bobbée, B. (2000). Daily reservoir inflow forecasting using artificial neural networks with stopped training approach. *Journal of Hydrology*, 230, 244-257.
- Cosandey, C et Robinson, M. (2000). Hydrologie continentale, Paris, 368p.
- Crawford, N.H. et Linsley, R.K. (1963). A conceptual model of the hydrologic cycle. *IAHS Publication* n° 63, 573-587.
- Dagnelie, P. (2006). Theoretical and Applied Statistics, Tome 2, Inferences and a two dimensional, *Edis, Boeck & Larcier*, Bruxelles-Univ.
- Dakhlaoui, H. (2014). Vers une Procédure de Calage Automatique plus Efficace du Modèle HBV, *Thèse de doctorat, école nationale d'ingénieurs de Tunis*, 231p.
- Danielsson, A., Cato I., Carman R. et Rahm L., (1999). Spatial clustering of metals in the sediments of the skagerrak/kattegat, *Applied Geochemistry*, 14, 689-706.
- Da Ros, D. et Borga, M., (1997). Adaptive use of a conceptual model for real time forecasting. *Nordic Hydrology*, 28(3), 169-188.

- David, M., Bonnieux, F. et Rainelli, P. (1983). Introduction au traitement des séries chronologiques. *Economie rurale*, n°157, pp 49-56.
- Dinkaa, M.O., Loiskandl, W., Julius, M., Ndambuki, J.M. (2015). Hydrochemical characterization of various surface water and groundwater resources available in Matahara areas, Fantalle Woreda of Oromiya region. *Journal of Hydrology, Regional Studies* 3(2015) 444-456
- Djabri, L., (1996). Mécanismes de la pollution et vulnérabilité des eaux de la seybouse. Origines géologiques, industrielles, agricoles et urbaines. *Thèse de Doctorat d'État*. Université de Annaba, 280p.
- Djenba, S. (2012). Influence des paramètres : géologique, géomorphologique et hydrogéologique sur le comportement mécanique des sols de la wilaya de Sétif. (Algérie), *Thèse de doctorat*, université de Biskra, 201p.
- Debieche, T.H. (2002). Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle. Application à la basse plaine de la Seybouse-Nord-Est Algérien. *Thèse de doctorat*, l'Université de Franche-Comté, 234p.
- Dinkaa, M.O., Loiskandl, W., Julius, M., Ndambuki, J.M. (2015). Hydrochemical characterization of various surface water and groundwater resources available in Matahara areas, Fantalle Woreda of Oromiya region, *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 3, 444-456.
- Djidi, K., M. Bakalowicz et Benali, A. (2008). Mixed, classical and hydrothermal karstification in a carbonate aquifer Hydrogeological consequence. The case of the Saida aquifer system, Algeria. *C. R, Geoscience*, 340, 462-473.
- Donnelly-Makowecki, L.M. et Moore, R.D. (1999). Hierarchical testing of three rainfall-runoff models in small forested catchments. *Journal of Hydrology*, 219(3/4), 136-152.
- Dooge, J.C.I. (1986). Looking for hydrological laws. *Water Resources Research*, 22(9), 46S-58S.
- Dresch, J. (1950). Bulletin de l'Association de géographes français, Vol, 27, n° 210, 90-95
- Duan, Q.Y., Gupta, H., Sorooshian, S., Rousseau, A. and Turcotte, R. (2002). Calibration of Watershed Models. *American Geophysical Union*, Washington, DC, 346 pp.
- Duan, Q. (2003). Global optimization for watershed model calibration. Duan, Q., Gupta, H. v., Sorooshian, S., Rousseau, A.N. et Turcotte, R. Calibration of Watershed Models, *Water Science and Applications Series*, Vol 6, 89-104.
- Duband, D., Obled, C. et Rodriguez, J.Y. (1993). Unit hydrograph revisited: an alternate iterative approach to UH and effective precipitation identification. *Journal of Hydrology*, 150, 115-149.
- Ducharne, A., Gascoin, S., Habets, F., Ledoux, E., Martin, E., Oudin, L., Thiéry, D., Viennot P. (2009). Description des modèles hydrologiques, Projet RExHySS, 1-13.
- Durand, Y., Brun, E., Mérindol, L., Guyomarc'h, G., Lesaffre, B et Martin, E. (1993). A meteorological estimation of relevant parameters for snow models. *Ann. Glaciol*, 18, 65-71.
- Durozoy, G. (1952). La géologie et les problèmes de l'eau en Algérie, Données sur l'hydrogéologie Algérienne, Hydrogéologie des massifs calcaires de Constantine. Etude préliminaire, *XIX^{ème} Congrès géologique international*, Alger, pp. 96-111.
- Eagleson, P.S. (1991). Preface. In: Opportunities in the Hydrologic Sciences, N. R. Council (Ed.), *National Academy Press*, Washington, 348 p.
- Edijatno, C et Michel, C. (1989). Un modèle pluie-débit à trois paramètres. *La Houille Blanche*, n°2, 113-121.

- Edijatno, C. (1991). Mise au point d'un modèle élémentaire pluie-débit au pas de temps journalier. *Thèse de Doctorat*, Cemagref Antony, Université Louis Pasteur/ENGEES, Strasbourg, 242 pp.
- Edijatno, C., Nascimento, N.O., Yang, X., Makhlof, Z. et Michel, C. (1999). GR3J: a daily watershed model with three free parameters. *Hydrological Sciences Journal*, 44(2), 263-277.
- Effendi, H., Romanto, W., Wardiatno, Y. (2015). Water quality status of Ciambulawung River, Banten Province, based on pollution index and NSF-WQI. *Procedia Environmental Sciences*, 24, 228-237.
- El Morhit, M. (2009). Hydrochimie, éléments traces métalliques et incidences ecotoxicologiques sur des différentes composantes d'un écosystème estuarien, *Thèse de Doctorat*, Université Mohammed V-Agdal, Faculté des sciences, Rabat, 260p.
- Etchanchu, D. and Probst, J.L. (2006). Evolution of the chemical composition of the Garonne river water during the period 1971-1984, *Journal of Hydrologique Science*, 33 (3), 243-256.
- El Achheb, A. (2002). Essai de bilan des flux azotés percolant vers les eaux souterraines sous climat semi-aride (cas des périmètres irrigués des Doukkala, Maroc). *Revue française de Géotechnique*, 101, 105-111.
- Falguerolles, A. (2009). La méthode d'ajustement de Mayer et ses liens avec les méthodes de classification, *Mathematics and Social Sciences*, (47), n° 187, 3, p. 43-58.
- Filion, T.C.F. (2011). Développement d'une procédure de mise en place d'un modèle hydrologique global sur des bassins jaugés et non jaugés : application du modèle MOHYSE au Québec, *Mémoire de maîtrise en science de l'eau*, Université du Québec, 136p.
- Fisher, R.S., Mulican, W.F., (1997). Hydrochemical evolution of sodium-sulfate and sodium-chloride groundwater beneath the northern Chihuahuan desert, Trans-Pecos, Texas, USA. *Hydrogeology Journal*, 10 (4), 455-474.
- Fischer, J. C., Boughriet, A., Ouddane, B., Bodineau, L. (2000). Comportement des polluants métalliques et de la matière organique en Manche. *Revue Océans*, 23 (1), pp. 89-111.
- Franchini, M. et Pacciani, M. (1991). Comparative analysis of several conceptual rainfall-runoff models. *Journal of Hydrology*, 122, 161-219.
- Franchini, M. (1996). Use of a genetic algorithm combined with a local search method for the automatic calibration of conceptual rainfall-runoff models. *Hydrological Sciences Journal*, 41(1), 21-39.
- Franchini, M., Wendling, J., Obléd, C. et Todini, E. (1996). Physical interpretation and sensitivity analysis of the TOPMODEL. *Journal of Hydrology*, 175, 293-338.
- Fourmigué, P., et Lavabre, J. (2005). Préviation de crues avec le modèle conceptuel pluie-débit GR3H. Adaptabilité aux incertitudes sur la pluie, *Revue des sciences de l'eau*, 18/1, pp.87-102.
- Freer, J., Beven, K. et Ambroise, B. (1996). Bayesian estimation of uncertainty in runoff prediction and the value of data: An application of the glue approach. *Water Resources Research*, 32(7), 1.3.2.1, 2161-2174.
- Freeze, R.A., Cherry, J.A. (1979). Groundwater. Prentice Hall, Inc., *Englewood Cliffs, New Jersey, U.S.A.*
- Gaagai, I. (2009). Etude hydrologique et hydrochimique du bassin versant du barrage de Babar sur Oued El Arab, Région de Khenchela. *Mémoire de Magister*, Dép. Hydrau. Univ. Batna. 186 p.
- Gautier, E.F. (1911). Profils en long de cours d'eau en Algérie-Tunisie, *Annales de Géographie*, No. 112, 351-366.

- Gan, T.Y., Dlamini, E.M. et Biftu, G.F. (1997). Effects of model complexity and structure, data quality and objective function on hydrologic modeling. *Journal of Hydrology*, 192, 81- 103.
- Gascoin, S., Ducharne, A., Ribstein P, Carli, M. et Habets, F. (2009). Adaptation of a catchment-based land surface model to the hydrogeological setting of the Somme River basin (France). *Journal of Hydrology*, 368(1-4), 105-116.
- Girard, G. (1970). Essai pour un modèle hydropluviométrique conceptuel et son utilisation au Québec. *Cahiers ORSTOM, Série Hydrologique*, VII (2).
- Gavilàn Garcia, I., Gavilàn Garcia, A et Castro Diaz, J. (2004). Organometales. In : A.Fernandez Bremauntz, M. Yarto Ramirez et J. Castro Diaz (Eds.). Las substancias toxicas persistentes. Instituto Nacional de Ecologia, Mexico, 1-64.
- Gomez, E. (2002). Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine. *Thèse de doctorat*, Ecole des Mines de Paris.
- Graham, L. P. (2000) Large-scale hydrologic modelling in the Baltic basin. PhD Thesis, Dept of Civil and Environ. Engng, Division of Hydraulic Engineering, The Royal Inst. of Technology, Sweden.
- Grayson, R.B., Moore, I.D. et McMahon, T.A. (1992). Physically-based modelling. 2. Is the concept realistic. *Water Resources Research*, 26(10), 2659-2666.
- Gherissi, R. (2012). Hydrologie et modélisation pluie-débit : cas du bassin versant de l'Oued Lakhdar (ex : Chouly) Tafna-NW Algérien. *Mémoire de magistère*, Université de Tlemcen, 156p.
- Grenz, C., Alliot, Z., Baudinet, D., Hellis, L., Masse, H. (1992). Influence des opérations de dévasage sur les flux de nutriments à l'interface eau sédiment (bassin de Thau, France). *Revue vie milieu*; 42 (2), 157-164.
- Green, I. R. A., and D. Stephenson. (1986). Criteria for comparison of single event models. *Hydrological Sciences Journal*, 31, 395-411.
- Groeneveld, R.A. et Meeden, G. (1984). Measuring skewness and kurtosis. *The Statistician*, 33, 391-399.
- Gromaire, M-C. (2012). Contribution à l'étude des sources et flux de contaminants dans les eaux pluviales urbaines. Mémoire d'habilitation, Université Paris Est, 106p.
- Guerraiche, Z., Boudoukha, A. et Benkadja, R. (2016). Variation of the chemical composition of Grouz dam waters. Eastern Algeria. *Desalination and Water Treatment*, 57(11), 4878-4887.
- Guillaud, J.F., Bouriel L. (2007). Concentration-flow and time evolution of the nitrate I 25 rivers in Brittany (France). *Journal of water science*, 20(2), 213-226.
- Güler, C., Thyne G., McCray, J., Turner A. (2002). Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrology Journal*, 10 (2002), 455-474.
- Gupta, V.K. et Sorooshian, S. (1983). Uniqueness and observability of conceptual rainfallrunoff model parameters: the percolation process examined. *Water Resources Research*, 19(1), 269-276.
- Gupta, H., Kling, H., Yilmaz, K. et Martinez, G. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377(1-2):80-91.
- Habets, F., Boone. A., Champeaux.J.L., Etchevers, P., Franchistéguy, L., Leblois, E., Ledoux. E, P., Le Moigne, E., Martin, S., Morel, J., Noilhan, P., Quintana Segui, F., Rousset-Regimbeau, P.Viennot. (2008).The SAFRAN-ISBA-MODCOU hydrometeorological model applied over France, *Journal of Geophysical Research* (D: Atmospheres), 113, D06113, 18.

- Harlin, J. et Kung, C.S. (1992). Parameter uncertainty and simulation of design floods in Sweden, *Journal of Hydrology*, Vol. 137, 209-230.
- Hartley H.O., (1950). The Use of Range in Analysis of Variance. *Biometrika*, 37, 271–280.
- Hellar-Kihampa, H., Wael K., Lugwisha, E., Grieken, R. (2013). Water quality assessment in the Pangani River basin, Tanzania: natural and anthropogenic influences on the concentrations of nutrients and inorganic ions. *International Journal of River Basin Management*, 11(1), 55-75
- Hornberger, G. M., Cosby, B. J., and Galloway, J. N. (1986) Modelling the effect of acid deposition: Uncertainty and spatial variability in estimation of long-term sulphate dynamics in a region, *Water Resources Research*, Vol. 22(8), pp. 1293- 1302.
- Hsu, K.L., Gupta, H.V et Sorooshian, S. (1995). Artificial neural network modelling of the rainfall- runoff processes. *Water Resources Research*, 31(10), 2517-2530.
- Ibikunlé, A.A., Afouda, A. et Lanhoussi, F, (2014). Etude comparative d'un modèle d'un modèle conceptuel global (GR4J) et d'un modèle semi-distribué GEOSFM sur le bassin versant de l'Oueme à save (Benin, Afrique de l'Ouest). *Revue scientifique et technique*, LJEE, n°24 et 25.
- Ibbitt, R. P. (1972). Effects of random data errors on the parameter values for a conceptual model. *Water Resources Research*, Vol 8, No 1, 70-78.
- INSERM. (1999). Le plomb dans l'environnement, Paris, 494p.
- Jakeman, A.J. et Hornberger, G.M. (1993). How much complexity is warranted in a rainfallrunoff model? *Water Resources Research*, 29(8), 2637-2649.
- Jakeman, A.J; Whitehead, P. (1996). Unit hydrograph methods and applications. *Hydrological Processes*, 10(6), 771-893.
- Jingsheng, C., Xuemin, G. et Dawei, H. (2000). Nitrogen contamination in the Yangtze river system, *China, Journal Hazard Mater*, 73(2), 107-113.
- Joleaud, L. (1918). Le rocher de Constantine, *Annales de Géographie*, Vol 27, n° 148, 340-356.
- Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire. (JO n° 51/00), Arrêté du 26 juillet 2000.
- Kabata, A. et Pendias, H. (2001). Trace elements in soil and plants. *CRC Press, Boca Raton*, 3rd Edition, USA, 331p.
- Katz, B.G., Coplen, T.B., Bullen, T.D., Davis, J.H. (1998). Use of chemical and isotopic tracers to characterize the interaction between groundwater and surface water in mantled Karst, *Groundwater*, 35 (6), 1014-1028.
- Kauark-Leite, L.A. et Nascimento, N.O. (1993). Développement, utilisation et incertitudes des modèles conceptuels en hydrologie. *Séminaire Eaux-Environnement*, n° 3, Modélisation du comportement des polluants dans les hydrosystèmes, Paris, 191-219.
- Khadhar, S., Mlayah, A., Chekirben, A., Charef, A., Methammam, A., Shabou, N. et Zayanani, K. (2013). Vecteur de la pollution métallique du bassin versant de l'Oued El Bey vers le Golfe de Tunis. *Hydrological Sciences Journal*, 58 (8), 1803-1318.
- Kemoukh, S. (2008). Dégradation de la qualité des eaux du barrage de Zerdazas suite à une pollution naturelle. W de Skikda. Est algérien. *Mémoire de Magister*, Dép. Hydraul. Univ. Batna. 215 p.
- Khedidja, A. (2001). Etude de la vulnérabilité de l'aquifère des calcaires lacustres de la région de Bir El Arch, W. de Séti, *Mémoire de Magister*, Dép. Sc. Ter. Nat Univ. Tébessa, Algérie, 210 p.
- Kempe, S. (1982). Long-term records of the C07 pressure fluctuations in fresh water. *Mediterranean Geology Palaontology Institut*, 52, 291-332.

- Kite, G.W. et Kouwen, N. (1992). Watershed modeling using land classifications. *Water Resources Research*, 28(12), 3193-3200.
- Klemeš, V. (1982). Empirical and Causal Models in Hydrology. In: Studies in Geophysics: Scientific Basis of Water-Resource Management, *National Academy Press, Washington*, 95-104.
- Klemeš, V. (1986a). Dilettantism in hydrology: transition or destiny? *Water Resources Research*, 22(9), 1775-1885.
- Klemeš, V. (1986b). Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrological Sciences Journal*, 31(1), 13-24.
- Knisel, W.G et Williams, J.R. (1995). Hydrology components of CREAMS and GLEAMS models. In: Computer Models of Watershed Hydrology, Chapter 28, V. P. Singh (Ed.), *Water Resources Publications*, 1069-1111.
- Krause, P, Boyle, D.P et Bäs, F. (2005). Comparison of Different Criteria for Hydrological Model Assessment. *Advances in Geosciences*, 5, vol 5, 89-97.
- Korkmaz, S., Ledoux, E., Önder, H. (2009). Application of the coupled model to the Somme river basin, *Journal of Hydrology*, 366, 21-34.
- Kokkonen, T., Koivusalo, H. and Karvonen, T., (2001). A semi-distributed approach to rainfall runoff modelling- a case study in a snow affected catchment. *Environmental Modelling & Software*, 16, 481-493.
- Kraiem, Z., Zouari, K., Chkir, N., Agoune, A. (2014). Geochemical characteristics of arid shallow aquifers in Chott Djerid, south-western Tunisia. *Journal of Hydro-environment Research*, 8, 460-473.
- Krysanova, V., Bronstert, A. et Müller-Wohlfeil, D.-I. (1999). Modelling river discharge for large drainage basins: from lumped to distributed approach. *Hydrological Sciences-Journal des Sciences Hydrologiques*, 44(2), 313-331.
- Kuchment, L.S., Demidov, V.N., Naden, P.S., Cooper, D.M. et Broadhurst, P. (1996). Rainfall-runoff modelling of the Ouse basin, North Yorkshire: an application of a physically based distributed model. *Journal of Hydrology*, 191, 323-342.
- Kuczera, G. and Williams, B.J. (1992) Effect of rainfall errors on accuracy of design flood estimates, *Water Resources Research*, Vol. 28(4), pp. 1145-1153.
- Kuczera, G. et Parent, E. (1998). Monte Carlo assessment of parameter uncertainty in conceptual catchment models: The Metropolis algorithm. *Journal of Hydrology*, 211, 69-85.
- Kundzewicz, Z. (1986). The Hydrologic of tomorrow. *Hydro. Science Journal*, 31(2), 223-235.
- Laaksoharju, M., Skarman, C., and Skarman, E. (1999). Multivariate mixing and mass balance (M3) calculations, a new tool for decoding hydrogeochemical information. *Applied Geochemistry*, 14, 861-871.
- Lamb, R., Beven, K. et Myrabbø, S. (1997). Discharge and water table predictions using a generalized TOPMODEL formulation. *Hydrological Processes*, 11(9), 1145-1167.
- Landwehr, J.M., Deininger, R.A. (1976). A comparison of several water quality indexes. *Journal Water Pollution Control Federation*, 48(5), 954-958.
- Larocque, A.C.L et Rasmussen, P.E. (1998). An overview of trace metals in the environment, from mobilization to remediation. *Environmental Geology*, 33(2-3), 59-91.
- Lavabre, J., Sempere Torres, D. et Cernesson, F. (1993). Changes in the hydrological response of a small Mediterranean basin a year after a wildfire. *Journal of Hydrology*, 142, 273-299.

- Leblanc, M., Morales, J.A., Borrego, J. et Elbaz-Poulicher, F. (2000). 4,500 Years-old mining pollution in the Southwestern Spain, Long-term implication for modern mining pollution, *Economic Geology*, 95(3), 655-662
- Ledrans, M. et Grossier, P. (1998). Contamination des eaux de consommation par l'arsenic. Approche du risque sanitaire en France. *Réseau National de Santé Publique*.
- Ledoux, E. (1980). Modélisation intégrée des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique, *Thèse ENSMP-UPMC*.
- Ledoux, E., Girard, G., Villeneuve, J.P. (1984). Proposition d'un modèle couplé pour la simulation conjointe des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. *La Houille Blanche*, 101-110.
- Ledoux, E., Girard, G. et Marsily, G. (1989). Spatially distributed modeling: conceptual approach, coupling surface water and groundwater. In: *Unsaturated flow in hydrologic modeling, Theory and practice*, Kluwer Academic Publishers, 435-454.
- Le Moigne, P., (2002). Description de l'analyse des champs de surface sur la France par le système Safran. *Note de centre GMME*, Météo-France.
- Leroy, P. et Cordonnier, J. (1994). *Journal européen d'hydrologie*, Tome 25, Fascicule ,1.
- Lindström, G et Rodhe, A. (1992). Transit times of water in soil lysimeters from modelling of oxygen-18. *Water, air and soil pollution*, 65, 83-100.
- Lindström, G., Johansson, B., Persson, M., Gardelin, M. et Bergström, S. (1997). Development and test of the distributed HBV-96 hydrological model. *Journal of Hydrology*, 201, 272-288.
- Linsley, R.K. (1982). Rainfall-runoff models - An overview. In: *Rainfall-runoff relationship*, V.P. Singh (Ed.), *Water Resources Publications*, 3-22.
- Loague, K.M. et Freeze, R.A. (1985). A comparison of rainfall-runoff modeling techniques on small upland catchments. *Water Resources Research*, 21(2), 229-248.
- Loether H.L., McTavish D.G., (1988). *Descriptive and inferential statistics: An introduction*. 3rd ed. Boston : Allyn & Bacon.
- Lørup, J.K., Refsgaard, J.C. et Mazvimavi, D. (1998). Assessing the effects of land use change on catchment runoff by combined use of statistical tests and hydrological modelling: Case studies from Zimbabwe. *Journal of Hydrology*, 205, 147-163.
- Loué, A. (1993). *Oligo-éléments en agriculture*. Ed. Nathan (ed), 45-177
- Martin, G. (1979). *The nitrogen problem in the waters*. Technical and Documentation Lavoisier ed. Paris.
- Mahtab, M., Molla, A., Saha N., Mohiuddin, S., Salam, A. and Rakib-uz-Zaman M. (2015). Surface and groundwater quality assessment based on multivariate statistical techniques in the vicinity of Mohanpur, Bangladesh. *International Journal of Environmental Health Engineering*, 4(1), 1-9.
- Madsen, H., G. Wilson, G. et Ammentorp, H.C. (2002). Comparison of different automated strategies for calibration of rainfall-runoff models. *Journal of Hydrology*, 261(1-4): 48-59.
- Maidment, D.R., (1992), McGraw.H., 1992. *Hydrology*. In: *Applied Hydrology*, New-York, 1412 p.
- Manley, R.E. (1975). A hydrological model with physically realistic parameters. *IAHS Publication*, n° 115, 154-161.
- Mate, (2000). *Principaux rejets industriels en France. Bilan de l'année 1998 février 2000*. France.
- Maya, A.L. et Loucks, M.D. (1995) Solute and isotopic geochemistry and groundwater flow in the Central Wasatch Range, Utah. *Journal of Hydrology*, 172, 31-59.

- Mayer, J.T. (1748). Abhandlung über die Umwälzung des Mondes um seine Axen und die scheinbare Bewegung der Mondflecken. *Kosmographische Nachrichten und Sammlungen auf das Jahr, 1, 1750*, 52-183.
- Mebarkia, A.E.H. (2011). Etudes des caracteristiques physico-chimiques des eaux de surface, cas du barrage de Ain Zada Wilaya de Bordj Bou-Arredj». (Nord-Est Algérie). *Mémoire de magister*, Université Badji Mokhtar-Annaba, 209pp.
- Mebarkia, A.E.H. (2012). Studies of physico-chemical characteristics of surface waters. Case of the dam Ain Zada. North-eastern Algeria. Magister Dissertation. University of Annaba. Algeria.
- Medinger, G. (1956). Hauteurs de pluies en Algérie, moyenne 1913-1953 (recueil statistique). S. E. S., Alger, 23p.
- Meglin, R.R. (1991). Examining large databases: a chemometric approach using principle components analysis. *Journal of Chemometrics*, 5, 163-179.
- Mein, R.G. et Brown, B.M. (1978). Sensitivity of optimized parameters in watershed models. *Water Resources Research*, 14(2), 299-303.
- Melching, C. S., Yen, B. C., and Wenzel, Jr., H. G. (1990) A reliability estimation in modelling watershed runoff with uncertainties, *Water Resources Research*, Vol. 26(10), pp. 2275-2286.
- Mendiguchia, C., Moreno.C., Garcia-Vargas.M. (2007). Evaluation of natural and anthropogenic influences on the Guadalquivir River (Spain) by dissolved heavy metals and nutrients. *Chemosphere*, 69, 1509-1517.
- Merabet.S., (2010). Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux brutes et distribuées du barrage réservoir de Beni Haroun. *Mémoire de magister*, Univ de Constantine, 42pp.
- Merz, R et Blöschl, G. (2004). Regionalisation of catchment model parameters. *Journal of Hydrology*, 287(1-4), 95-123.
- Merz, R., Blöschl, G. et Parajka, J. (2006). Regionalization methods in rainfall runoff modelling using large catchment samples. Large sample basin experiments for hydrological model parametrization: Results of the model parameter experiment-MOPEX, *IAHS Publication*, 307, 117-125.
- Michel, C. (1983). Que peut-on faire en hydrologie avec un modèle conceptuel à un seul paramètre ? *La Houille Blanche*, 1, 39-44.
- Michel, C. (1989). Hydrologie appliquée aux petits bassins versants ruraux, Cemagref, Antony.
- Michaud, J. et Sorooshian, S. (1994). Comparison of simple versus complex distributed runoff models on a mid-sized semiarid watershed. *Water Resources Research*, 30(3), 593-605.
- Mihoubi, N. (). Fonctionnement et gestion hydrogéologique et hydrologique des ressources en eau du bassin de Hammam Grouz. *Mémoire de Magistère*, Univ. Constantine, 244p.
- Miossec, M.P., (2004). Apport des multi-modèles pour la modélisation des bassins versants non jaugés. Mémoire de DEA HHGG, Université Pierre et Marie Curie (Paris VI), ENGREF, ENSMP, Université Paris-Sud, 49 p.
- Mitard, A.E. (1933). A propos du rocher de Constantine. In: *Revue de géographie alpine*, tome 21, n°1, 1933. pp. 221-230.
- MSDEWP (Ministry of Sustainable Development, Environment, Wildlife and Parks), (2013). Criteria for water surface quality. 3rd Edition, Quebec, Directorate for monitoring the environment.

- Mouelhi, S., (2003). Vers une chaîne cohérente de modèles pluie-débit conceptuels globaux aux pas de temps pluriannuel, annuel, mensuel et journalier. *Thèse de Doctorat*, ENGREF, Cemagref Antony, France, 323 pp.
- Moussu, F. (2007). Modélisation couplée pluie/débit : Développement et application aux bassins non jaugés. *Master 2 Sciences de l'Univers*, Environnement, Ecologie Parcours Hydrologie-Hydrogéologie, Université Pierre et Marie Curie, École des Mines de Paris & École Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts, 52p.
- Moussu, François. (2011). Prise En Compte Du Fonctionnement Hydrodynamique Dans La Modélisation Pluie Débit Des Systèmes Karstiques. Hydrologie, Université Pierre et Marie Curie-Paris VI. <http://hal.archives-ouvertes.fr/tel-00735153>.
- Morel-Seytoux, H.J. et Al Hassoun, S. (1989). The unsaturated component of SWATC: a multiprocess watershed model for runoff generation and routing. In: Unsaturated flow in hydrologic modeling-Theory and practice, H. J. Morel-Seytoux (Ed.), *Kluwer Academic Publ.*, 413-433.
- Mustapha, A., Aris A.Z., Ramli M.F., Juahir H. et Kura, N.U. (2013). Riverwater quality assessment using environmentric techniques: case study of Jakara River Basin. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(8), 5630–5644.
- Mustapha, A., Aris AZ., Yusoff FM., Zakaria MP., Ramli MF., Abdullah AM., Kura, NU. et Narany, T.S. (2014). Statistical Approach in Determining the Spatial Changes of Surface Water Quality at the Upper Course of Kano River, Nigeria. *Water Quality, Exposure and Health*, 6(3), 127-142
- Najah, A., Eishafie A., Karim O.A. and Jaffar O., (2009). Prediction of Johor River water quality parameters using artificial neural networks. *European Journal of Scientific Research*, 28 (3), 422-35.
- Nandakumar, N. et Mein, R.G. (1997). Uncertainty in rainfall-runoff model simulations and the implications for predicting the hydrologic effects of land-use change. *Journal of Hydrology*, 192, 211-232.
- Nash, J.E et Sutcliffe, J.V. (1970). River flow forecasting through conceptual models. Part I -A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 27(3), 282-290.
- Nascimento, N.O. et Michel, C. (1992). Some epistemological aspects of the development and use of hydrologic conceptual models. Proceedings of the 4th Junior Scientist Course "Assessment of Modelling Uncertainties and Measurement Error in Hydrology, St-Etienne (France), 245-264.
- Nascimento, N.O. (1995). Appréciation à l'aide d'un modèle empirique des effets d'action anthropiques sur la relation pluie-débit à l'échelle du bassin versant. *Thèse de Doctorat*, CERGRENE/ENPC, Paris, 550 pp.
- Nelder, J.A et Mead. R. (1965). A simplex method for function minimization, *Computer Journal*, 7, 308-313.
- Newton, D.W. et Vinyard, J.W. (1967). Computer-determined Unit Hydrograph from flows. *J.Hydraul. Div. ASCE*, 93(HY5), 219-235.
- Noilhan J., Planton, S. (1989). A simple parameterization of land surface processes for meteorological models. *Mon. Weather Rev.*, 117, 536-549.
- Noilhan, J., Mahfouf J.F. (1996). The Isba land surface parameterization scheme. *Global Planet, Change*, 13, 145-159.
- Oddos, A. (2002). Intérêt d'une approche semi distribuée par rapport à une approche globale en modélisation pluie-débit. *Mémoire du Diplôme d'Ingénieur de l'ENGEES et du DEA*, Mécanique et ingénierie option Sciences de l'eau, Université Louis Pasteur Strasbourg, 99 p.

- O'Shea, B. et Jankowski J. (2006). Detecting subtle hydrochemical anomalies with multivariate statistics: an example from 'homogeneous' groundwaters in the Great Artesian Basin, Australia. *Hydrology Process.* 20, 4317-4333.
- OSM, (2011). <http://www.osmre.gov>, treatment Techniques and Costs.
- Ouachani, R., Bargaoui, Z. et Taha, O. (2010). Intégration d'un filtre de Kalman dans le modèle hydrologique HBV pour la prévision des débits. *Journal des Sciences Hydrologiques*, 52(2), 318-337.
- Ouddane, B. (1992). Evaluation statistique de la répartition des métaux en traces Cd, Pb, Cu, Zn et Mn dans la Seine et son estuaire, *Oceanologica Acta*, Vol. 15, n°4, 347-354.
- Oudin, L. (2004). Recherche d'un modèle d'évapotranspiration potentielle pertinent comme entrée d'un modèle pluie-débit global. *Thèse de Doctorat*, ENGREF (Paris) / Cemagref (Antony), 495pp.
- Oudin, L., Hervieu.F. (2005). Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall-runoff model? Part 2-Towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall-runoff modelling. *Journal of Hydrology*, 303(1-4): 290-306.
- Oudin, L., Andréassian, V., Mathevet, T., Perrin, C., and. Michel, C. (2006), Dynamic averaging of rainfall-runoff model simulations from complementary model parameterizations, *Water Resour. Res.*, 42, W07410, doi:10.1029/2005WR004636.
- Pacini, N., Donabaum, K., De Villeneuve, P.H., Konecny, R., Pineschi, G., Pochon, Y., Salerno, F., Schwaiger, K., Tartari, G., Wolfram, G. and Zieritz, I. (2013). Water-quality management in a vulnerable large river: the Nile in Egypt Water-quality management in a vulnerable large river: the Nile in Egypt. *International Journal of River Basin Management*, 11(2), 205-219.
- Parmar, K.S. and Bhardwaj R. (2014). Water quality management using statistical analysis and time-series prediction model, *Applied Water Science*, 4 (2014), 425-434.
- Parmele, L.H. (1972). Errors in output of hydrologic models due to errors in input potential evapotranspiration. *Water Resources Research*, 3(2), 348-359.
- Parkhurst, D.L., Thorstenson.D.C. and Plummer.L.N. (1980). PHREEQE-A computer program for geochemical calculations, U.S. Geol. Survey, *Water Resources Investigations*, Report 80-96.
- Paturel, J.E., Servat, E. et Vassiliadis, A. (1995). Sensitivity of conceptual rainfall-runoff algorithms to errors in input data-case of the GR2M model. *Journal of Hydrology*, 168, 11-125.
- Pradhan, B. and Pirasteh, S. (2011). Hydro-chemical analysis of the ground water of the basaltic catchments: upper Bhatsai region, Maharashtra. *Open Hydrology Journal*, 2011 (5), 51-57.
- Perrin, C. (2000). Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative. Thèse de Doctorat, Institut national polytechnique de Grenoble, 287p.
- Perrin, C. et Littlewood, I.G. (2000). A comparative assessment of two rainfall-runoff modelling approaches: GR4J and IHACRES, *Proceedings of the Liblice Conference (22-24 September 1998)*, V. Elias and I.G. Littlewood (Eds.), IHP-V, *Technical Documents in Hydrology n° 37*, UNESCO, Paris, 191-201.
- Perrin, C., Michel.C et Andréassian.V. (2001). Does a large number of parameters enhance model performance? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments. *Journal of Hydrology*, **242**(3-4), 275-301.
- Perrin.C., (2002). Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative. *La houille blanche*, N°6/7, 84-91.

- Perrin.C., Michel.C., Andréassian.V. (2003). Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology*, 279 (1-4), pp. 275-289.
- Perrin, C. (2004). A data resampling approach for the assessment of parameter uncertainty in continuous watershed models. *Water Resources Research*, 40(11), doi:10.1029/2004WR003291.
- Plantier, M. (2003). Prise en compte de caractéristiques physiques du bassin versant pour la comparaison des approches globale et semi-distribuée en modélisation pluie-débit, *Mémoire du Diplôme d'Ingénieur* de l'ENGEES et du DEA Mécanique et ingénierie option Sciences de l'eau, Université Louis Pasteur Strasbourg, 100 pp.
- Pinault, J.L., Pauwels, H., Fritsche, V. et Cann, C. (1997). Mechanisms affecting streamflow and stream water quality: a new spectral analysis of time-series approach. IHP-V, *Technical Documents in Hydrology*, n° 14, UNESCO, Paris, 77-84.
- Pumlee, G.S. et Ziegler, T.L. (2003). The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials, In : B.S. Lollar (Ed.). *Environmental Geochemistry. Treatise Geochemistry, Elsevier-Pergamon*, Oxford, 264-310.
- Quinif, Y. (1976). Contribution à l'étude morphologique des karsts algériens de type haut-Alpin, *Rev. Géol. Phys.Géol. dyn.*, XVIII-1, 5-18.
- Quintana-Seguí, P., Le Moigne, P., Durand, Y., Martin, E., Habets, F., Baillon M., Franchisteguy, L., Morel S. and Noilhan, J. (2008). The SAFRAN atmospheric analysis: Description and validation. *J. Applied Meteorol. and Climatology*, 47, 92-107.
- Refsgaard, J.C. et Abbott, M.B. (1996). The role of distributed hydrological modelling in water resources management-Chapter 1. In: Distributed Hydrological modelling, *Kluwer Academic Publishers, Netherlands*, 1-16.
- Refsgaard, J.C. et Knudsen, J. (1996). Operational validation and intercomparison of different types of hydrological models. *Water Resources Research*, 32(7), 2189-2202.
- Régnier. S. (1965). Sur quelques aspects mathématiques de problèmes de classification automatique, I.C.C. Bulletin 4, 175-191, et *Mathématiques et Sciences humaines* 82, 1983, 13-29.
- Roche, P.A. (1988). Les modèles. In : Gestion des Eaux : Automatisation, Information et Télégestion, F. Valiron (Ed.), *Presses de l'Ecole nationale des Ponts et Chaussées*, III, 138-166.
- Rodier, J. (1996). L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8e édition Dunod, Paris, France.
- Rosenrock, H.H., (1960). An Automatic Method for Finding the Greatest or Least Value of a Function. *Computer Journal*, 3, 175.
- Said, A., Stevens D.K., Sehlke G. (2004). Environmental assessment an innovative index for evaluating water quality in streams. *Environmental Management*, 34 (3), 406-14.
- Sanchez Lopez, J.F., Gil García, M.D., Martinez Vidal, J.L., Aguilera, P.A. and Garrido Frenich, A. (2004). Assessment of metal contamination in Doñana National park (Spain) using Crayfish (*Procambarus clarkii*). *Environmental Monitoring and Assessment*, 93, 17-29.
- Savornin, J., (1920). Etude géologique de la région du Hodna et du plateau Sétifien. Bull. n° 7, Serv. Carte Géol. Algérie, 2ème série
- Sebastian, W., Seibert.J, Stefan Uhlenbrook, S; (2013). Distributed conceptual modelling in a Swedish lowland catchment: a multi-criteria model assessment. *Hydrology Research*, 44 (2), 318-333.
- Sefe, F.T. et Boughton, W.C. (1982). Variation of model parameter values and sensitivity with type of objective function. *Journal of Hydrology*, 21(2), 117-132.

- Seibert, J. (1997). Estimation of Parameter Uncertainty in the HBV Model, *Nordic Hydrology*, 28 (4/5), 247-262.
- Seibert, J. (1999a). Regionalisation of parameters for a conceptual rainfall-runoff model, *Agricultural and Forest Meteorology*, 98-99, 279-293.
- Seibert, J. (1999b). Conceptual runoff models - fiction or representation of reality? Acta Univ. Ups., Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology. *Uppsala*, 436-52.
- Seibert, J. and Ann-Sofie, M. (1999). Reducing systematic errors in rainfall measurements using a new type of gauge, *Agricultural and Forest Meteorology*, 98-99, 341-348.
- Seibert, J. (2000). Multi-criteria calibration of a conceptual runoff model using a genetic algorithm, *Hydrology and Earth System Science*, 4(2), 215-224.
- Seibert, J., Uhlenbrook, S., Leibundgut, C., and Halldin, S. (2000). Multiscal and Validation of a Conceptual Rainfall-Runoff Model, Pergamon, *Phys. Chem. Earth (B)*, Vol. 25, No. 1, Elsevier Science Ltd, 59-64.
- Seibert, J. (2001). Comment on "On the calibration and verification of two-dimensional, distributed, Hortonian, continuous watershed models" by Sharika U. S. Senarath et al. *water resources research*, Vol. 37, n° 12, 3393-3395.
- Seibert, J., Brian, L. and McGlynn. (2007). A new triangular multiple flow direction algorithm for computing upslope areas from gridded digital elevation models, *Water Resources Research*, Vol. 43, W04501, doi:10.1029/2006WR005128.
- Seibert, J. and Vis, M.J.P. (2012). Teaching hydrological modeling with a user-friendly catchment-runoff-model software package. *Hydrologie and Earth System Sciences*. 16, 3315-3325.
- Seltzer, P. (1946). Le climat de l'Algérie. Alger, Algérie, Institut de météorologie et physique du globe, 219 p.
- Servat, E et Dezetter, A. (1988). SIMPLE et ROSEN : Deux méthodes d'optimisation non linéaire. Théorie et pratique, OVNIH, n°1, ORSTON, Montpellier, 1-40.
- Sciama, Y. (2001). La Recherche, Numéro spécial sur le risque alimentaire, N° 339, France.
- Shafer, M., Overdier, J.T., Phillips, H., Webb, D., Sullivan. Et Armstron, D.E. (1999). Trace metal levels and partitioning in Wisconsin Rivers. *Water, Air, and Soil Pollution*, 110, 273-311.
- Sheela A.M., Letha J., Joseph S., Chacko M., Sanal kumar SP., Thomas J., (2012). Water quality assessment of a tropical coastal lake system using multivariate cluster, principal component and factor analysis. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 17, 143-159.
- Schermerhorn, V.P. et Kuehl, D.W. (1968). Operational forecasting with the SSARR model. *IAHS Publication n° 80*, 317-328.
- Shihab, A.S., Abdul Baqi, Y.T. (2010). Multivariate analysis of ground water quality of Makhmor plain/north Iraq, *Damascus University Journal*, 26(1), 19-26.
- Shrestha, S. et Kazama, F. (2007). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of the Fuji River Basin, Japan. *Environmental Modelling & Software-Journal*, 22(4), 464-475.
- Sherman, L.K. (1932). Streamflow from rainfall by the unit hydrograph method. *Eng. News-Record*, 108, 501-505.
- Singh, O.V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R., and Jain, R.K. (2003). Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol*, 61, 405-412.

- Singh, K.P., Malik, A., Mohan, D. and Sinha, S. (2004). Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India): a case study. *Water Research*, 38(18), 3980-3992.
- Sivapalan, M., Ruprecht, J.K. et Viney, N.R. (1996). Water and salt balance modelling to predict the effects of land-use changes in forested catchments.1. Small catchment water balance model. *Hydrological Processes*, 10(3), 393-411.
- Sneath, P.H.A. et Sokal R.R. (1973). Numerical Taxonomy e the Principles and Practice of Numerical Classification, *Ed. Freeman, W.H, San Francisco*.
- Sorooshian, S. et Gupta, V.K. (1983). Automatic calibration of conceptual rainfall-runoff models: The question of parameter observability and uniqueness. *Water Resources Research*, 19, 251-259.
- Speers, D.D. (1995). SSARR Model. In: *Computer Models of Watershed Hydrology, Chapter 11, V. P. Singh (Ed.), Water Resources Publications, 367-394*.
- Stahr, K. (1979). The importance of periglaziadler top layers For soil formation and site characteristics in the Southern Black Forest, *Freiburg Natural History*, n° 9, 273pp.
- Sukander, S., Yasuda, K., Tanaka, M. et Aoyama, I. (2006). Metals leachability from medical was incinerator fly ash: A case study on partucle size comparison, *Environmental pollution*, 144(3), 726-735.
- Szölloosi-Nagy, A. (1976). An adaptative identification and prediction algorithm for the realtime forecasting of hydrological time series. *Hydrological Sciences Bulletin*, XXI (1), 163-176.
- Tangara, M. (2005). Nouvelle méthode de prévision de crue utilisant un modèle pluie-débit global. *Thèse de Doctorat, Cemagref Antony, EPHE, Paris, 374 pp*.
- Tan, B.Q. et O'Connor, K.M. (1996). Application of an empirical infiltration equation in the SMAR conceptual model. *Journal of Hydrology*, 185, 275-295.
- Tanouayi, G., Gnandi.K., Ahoudi.H. et Ouro-Sama.K., (20015). La contamination métallique des eaux de surface et des eaux souterraines de la zone minière d'exploitation des phosphates de Hahotoe-Kpogame (Sud-Togo) : cas du cadmium, plomb, cuivre et nickel. *Larhyss Journal*, n°21, 25-40p.
- Teixeira, E.C., Sanchez, J.C.D., Migliavacca, D., Binotto, R.B. and Fachel, J.M.G. (1999). Environmental assesment, Study of metals in fluvial sediments in sites impacted by coal processing and steel industry activities., *Fuel*, 79, 1539-1546.
- Thiéry, D. (1990). Analysis of long duration piezometric records from Burkina-Faso to determine aquifer recharge, *Rev. IAH-International contributions to hydrogeology*, vol.8, 313-323.
- Thiéry, D. et Moutzopoulos, C. (1995). Un modèle hydrologique spatialisé pour la simulation de très grands bassins : le modèle EROS formé de grappes de modèles globaux élémentaires. VIIIèmes journées hydrologiques de l'ORSTOM "Régionalisation en hydrologie, application au développement. In Le Barbé et E. Servat (Ed.) *ORSTOM Editions*, 285-295.
- Thiéry, D., (2003). Logiciel GARDÉNIA version 6.0. Guide d'utilisation. *Rapport BRGM n°RP52832*.<http://www.brgm.fr/publication/pubDetailRapportSP.jsp?id=RSP-BRGM/RP-52832-FR>.
- Thiéry, D. (2004). Simulation d'une grappe de basins versants du Doubs et de la Loue avec le modèle ÉROS-Prise en compte d'exportations et d'importations. *Note technique NT EAU*,23.
- Tiri, A., Lahbari, N. and Boudoukha, A., (2016). Hydrochemical characterization of surface water in the Timgad watershed, East Algeria. *Desalination and Water Treatment*,_57(2), 562-571.

- Tiwary, S.N. et Kandpal, P. (1994). Effect of configuration interaction and relativity on oscillator strengths for sodium-like systems, *Springer*, Vol 16(4), 339-358.
- Todini, E. (1988). Rainfall-runoff modelling-Past, present and future. *Journal of Hydrology*, 100, 341-352.
- Tsytsarin, Y.V. (1988). Introduction to Water Chemistry. Publ. House of Moscow Univ.
- Turcotte, R. (2010). Éléments du calage et de l'implantation d'un modèle hydrologique dans une perspective d'utilisation opérationnelle en prévision hydrologique. *Thèse de doctorat*, INRS-Eau, Terre et Environnement.
- Uhlenbrook, S., Seibert, J., Leibundgut, C. et Rodhe, A. (1999). Prediction uncertainty of conceptual rainfall-runoff models caused by problems in identifying model parameters and structure. *Hydrological Sciences Journal*, 44(5), 779-797.
- Valeriani, F., Zinna, L., Vitali, M., Spica, V.R., Carmela Protano, C., (2015). River water quality assessment: comparison between old and new indices in a real scenario from Italy. *International Journal of River Basin Management*, 13(3), 325-331
- Varol M., (2013). Dissolved heavy metal concentrations of the Kralkizi, Dicle and Batman dam reservoirs in the Tigris River Basin, Turkey. *Chemosphere*, 93(6), 954-62.
- Vila, J.M. et Leikine M. (1976). Sur l'allochtonie des Bibans orientaux (Algérie). 4eme réunion, ann. Sc. Terre, Paris, S.G.F, 393 p.
- Vila, J.M. (1977). Carte de l'Algérie au 1/200 000, feuille de Sétif (N-Q ; 3-4). Publ. comm. Serv. Carte Géol., Algérie /SONATRACH, not. Expl. Détaillée, 48p.
- Villa, J.M. (1980). La chaîne alpine d'Algérie orientale et des confins Algéro-Tunisiers, *thèse*, Université P.M. Curie-Paris.
- Walling, D.E. et Fang, D. (2003). Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and Planetary Change*, 39(1-2): 111-126.
- Wang, Y.S., Lou, Z.P., Sun, C.C., Wu, M.L., Han, S.H. (2006). Multivariate statistical analysis of water quality and phytoplankton characteristics in Daya Bay, China, from 1999 to 2002, *Oceanologia*, 48(2), 193-213.
- Wang, X., Cai, Q., Ye L., Qu X. (2012). Evaluation of spatial and temporal variation in stream water quality by multivariate statistical techniques, a case study of the Xiangxi River Basin, China, *Quaternary International - Journal*, 282, 137-144.
- Weglarczyk, S. (1998). The interdependence and applicability of some statistical quality measures for hydrological models. *Journal of hydrology*, 206, 98-103.
- Weeks, W.D. et Hebbert, R.H.B. (1980). A comparison of rainfall-runoff models. *Nordic Hydrology*, 11, 7-24.
- Weeks, W.D. et Boughton, W.C. (1987). Tests of ARMA model forms for rainfall-runoff modelling. *Journal of Hydrology*, 91, 29-47.
- Westerberg, L., Guerrero, J., Younger, P., Beven, K., Seibert, J., Halldin, S., Freer, J. et Xu, C. (2010). Calibration of hydrological models using flowduration curves. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 7, 9467-9522
- Wheater, H.S., Jakeman, A.J. et Beven, K.J. (1993). Progress and directions in rainfall-runoff modelling - Chapter 5. In: Modelling Change in Environmental Systems, A. J. Jakeman, M.B. Beck et M. J. McAleer (Ed.), *John Wiley & Sons Ltd*, 101-132.
- Wilcox, B.P., Rawls, W.J., Brakensiek, D.L. et Wight, J.R. (1990). Predicting runoff from rangeland catchments: a comparison of two models. *Water Resources Research*, 26(10), 2401-2410.

- Wu B., Zhao D., Zhang Y., Zhang X., Cheng S., (2009). Multivariate statistical studies of organic pollutants in Nanjing reach of Yangtze River. *Journal of Hazardous Materials*, 169(1), 1093-1098.
- WMO. (1975). Intercomparison of conceptual models used in operational hydrological forecasting. *Operational Hydrology Report n° 7, WMO n° 429, World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.*
- WMO, (1986). Intercomparison of models of snowmelt runoff. *Operational Hydrology Report n° 23, WMO n° 646, World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.*
- WMO, (1992). Simulated real-time intercomparison of hydrological models. *Operational Hydrology Report n° 38, World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.*
- Xu, C.Y. et Vandewiele, G.L. (1995). Parsimonious monthly rainfall-runoff models for humid.
- Yang, X., Parent, E., Michel, C. et Roche, P.A. (1995). Comparison of real-time reservoiroperation techniques. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 121(5), 345-351.
- Yang, X. et Michel, C. (2000). Flood forecasting with a watershed model: a new method of parameter updating. *Hydrological Sciences Journal*, 45(4), 537-546.
- Ye, W., Bates, B.C., Viney, N.R., Sivapalan, M. and Jakeman, A.J. (1997). Performance of conceptual rainfall-runoff models in low-yielding ephemeral catchments. *Water Resources Research*, 33(1), 153-166.
- Young, A. (2006). Stream flow simulation within UK ungauged catchments using a daily rainfall-runoff model. *Journal of Hydrology*, 320(1-2), Sp. Iss. SI, 155-172.
- Zarei H., Bilondi M.P., (2013). Factor analysis of chemical composition in the Karoon River basin, southwest of Iran. *Applied Water Science*, 3,753-761.
- Zealand, C.M., Burn, D.H et Simonovic, S.P. (1999). Short term streamflow forecasting using artificial neural networks. *Journal of Hydrology*, 214, 32-48.
- Zhang, X. et Lindström, G. (1996). A comparative study of a Swedish and a Chinese hydrological model. *Water Resources Bulletin*, 32(5), 985-994.
- Zhao, B., Tung, T.-K., Yeh, K.-C. and Yang, J.C. (1997). Storm resampling for uncertainty analysis of a multiplestorm unit hydrograph. *Journal of Hydrology*, 194(1-4), 366-384.
- Zhao, R.J. et Liu, X.R. (1995). The Xinanjiang model. In: *Computer models of Watershed Hydrology, Chapter 7, V. P. Singh (Ed.), Water Resources Publications*, 215-232.
- Zin, I. (2002). Incertitudes et ambiguïté dans la modélisation hydrologique. *Ph.D Thesis, INPG, Grenoble, France*, 200 pp.
- Manuels
- Seibert, J., 2005. HBV light version 2 User's manual, Stockholm University – available at, p75-84
- Manual IHMS. (2005). Integrated Hydrooogical Modelling System. Version 5.10, p1-104.