



## HABILITATION A DIRIGER LES RECHERCHES

**Spécialité : Sciences de l'Eau - Hydrogéologie**

**GESTION INTEGREE DES RESSOURCES EN EAU**

par

Sami Lallahem

Soutenue le 21 octobre 2013

devant la commission d'examen :

---

**Directeur Scientifique :**

Isam SHAHROUR, Professeur, Université de Lille1 Sciences et Technologiques

**Rapporteurs :**

Jacques MUDRY, Professeur, Université de Franche-Comté

Azzedine HANI, Professeur, Université Badji Mokhtar Annaba (Algérie.)

Yacoub NAJJAR, Professeur, Université de Mississippi (U.S.A.).

**Examineurs:**

Eric CARLIER, Professeur, Université de Lille1 Sciences et Technologiques

Philippe GOMBERT, Docteur, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques

---

TABLE DES MATIERES

1.	<i>PRESENTATION GENERALE DES TRAVAUX</i> .....	7
1.1.	Généralités .....	7
1.2.	Activités de recherche.....	7
2.	<i>RELATION STRUCTURE-ÉCOULEMENT</i> .....	10
2.1.	Dynamique de la nappe libre de la craie .....	11
2.2.	Hypothèse de relation entre les structures et les circulations souterraines : Application à grande échelle .....	12
2.3.	Structure et configuration de l'aquifère local .....	13
2.4.	Mise au point d'un modèle .....	16
2.5.	Validation du modèle.....	19
2.6.	Conclusion.....	19
3.	<i>METHODOLOGIE D'APPROCHE DES MODALITES DE TRANSFERT HYDRAULIQUE DANS UN SYSTEME AQUIFERE EN MILIEU ARIDE. EXEMPLE DU BASSIN DE TINDOUF, ALGERIE</i> .....	20
4.	<i>L'INTRUSION MARINE : L'ERREUR EST-ELLE HUMAINE ?</i> .....	32
4.1.	Mécanismes de l'intrusion marine .....	33
4.1.1.	Généralités .....	33
4.1.2.	Rôle des facteurs hydrodynamiques et de l'exploitation .....	34
4.2.	Méthodologie.....	36
4.3.	Résultats et discussion .....	37
4.3.1.	Mise en évidence des intrusions marines vers les aquifères étudiés .....	37
4.3.2.	Modélisation de l'intrusion marine .....	46
4.4.	Conclusion.....	52
5.	<i>LE MODELE : UN OUTIL PUISSANT POUR L'ETUDE HYDRODYNAMIQUE DES SYSTEMES AQUIFERES</i>	
	54	
5.1.	Présentation du modèle (MMO8).....	54
5.2.	Application du modèle sur la zone étudiée .....	56
5.3.	Présentation de la méthode des Réseaux Neuronaux.....	57
5.4.	Application de la méthode Neuronale sur la zone étudiée .....	58
5.5.	Création du modèle .....	60
5.6.	Résultats et Discussions .....	62
5.7.	Méthodologie de prévision des débits de source d'eau.....	63
5.8.	Les réseaux alternatifs .....	63
5.9.	Résultats et Discussion .....	64
5.10.	Méthodologie de simulation et de prévision .....	66
5.10.1.	Simulation de la piézométrie .....	66
5.10.2.	Prévision de la piézométrie.....	73
5.11.	Conclusion.....	76

---

<i>6. ANALYSE MULTICRITERES ET CARACTERISATION DU MODELE DE GESTION INTEGREE DES RESSOURCES EN EAU DANS LA REGION D'ANNABA.....</i>	<i>77</i>
6.1. Matériels et méthodes .....	77
6.2. Résultats.....	79
6.2.1. Application des réseaux neuronaux artificiels .....	79
6.2.2. Application de la matrice de corrélation .....	81
6.2.3. Application des analyses multivariées.....	82
6.3. DISCUSSION ET CONCLUSIONS.....	87
<i>7. SIMULATION DE L'APPROVISIONNEMENT ET DE LA DEMANDE EN EAU DANS LA VALLEE DE LA SEYBOUSE.....</i>	<i>89</i>
7.1. Introduction.....	89
7.2. Méthodes et données.....	91
7.2.1. Topologie de réseau .....	92
7.2.2. Approvisionnements et demandes en eau .....	93
7.2.3. Validation des prélèvements dans la nappe de la plaine d'Annaba .....	93
7.2.4. Validation des niveaux piézométriques .....	94
7.2.5. Analyse des scénarii .....	94
7.3. Résultats et Discussion .....	95
7.4. Conclusions .....	96
<i>8. ENCADREMENT DES TRAVAUX DE RECHERCHE.....</i>	<i>97</i>
8.1. Encadrement de mémoires de Master et de thèses de doctorats soutenus ou en cours	97
8.2. Thèses soutenues .....	99
8.3. Encadrement de travaux de recherches divers .....	99
8.4. Activités d'enseignement.....	100
8.5. Rayonnement.....	100
8.6. Publications .....	101
8.6.1. Revues de rang A:.....	101
8.6.2. Revues de rang B: .....	102
8.6.3. Conférences & Symposium internationaux à comité de lecture :.....	102
<i>9. CONCLUSIONS GENERALES.....</i>	<i>104</i>

**LISTE DES TABLEAUX**

Tableau 1 : Répartition des groupes physico-chimiques .....	23
Tableau 2 : Répartition des groupes selon les valeurs de tritium .....	24
Tableau 3 : Catégories d'eau. ....	27
Tableau 4 : Axes d'écoulement souterrain.....	28
Tableau 5 : Bilan des entrées et sorties de la nappe pour les années 1989-1999-2002 et 2005..	51
Tableau 6 : Paramètres de la régression statistique pour la variable sortie (WAB) - Variables socio-économiques. ....	81
Tableau 7 : Analyse de la sensibilité des variables socio-économiques. ....	81
Tableau 8 : Classification des variables socio-économiques - Opinion des experts.....	81
Tableau 9 : Matrice de corrélation des variables de l'étude.....	82
Tableau 10 : Valeurs propres de la matrice de corrélation: active socio-économiques uniquement. ....	84
Tableau 11 : Facteur de corrélation entre variables (saturations) - Variables socio-économiques.	85
Tableau 12 : Les saturations des variables socio-économiques (Varimax normalisé) extraction: composantes principales (les chargements sont > 700 000. ....	86
Tableau 13 : Bilan approximatif pour une année moyenne .....	90

**LISTE DES FIGURES**

Figure 1 : Localisation des régions d'étude.....	7
Figure 2 : Démarche générale des travaux de recherche.....	<b>Erreur ! Signet non défini.</b>
Figure 3 : Carte piézométrique krigée de la nappe de la craie en période de hautes-eaux (Mai 2001).....	12
Figure 4 (a, b, c): Coupes géologiques et leurs localisations .....	15
Figure 5 : Carte piézométrique, sens d'écoulement souterrains et secteurs de mise en place du modèle et de validation .....	17
Figure 6 : Bloc diagramme schématisant les écoulements souterrains dans le secteur de Fruges .	18
Figure 7 : A-B. Situation et esquisse hydrogéologique des aquifères du bassin de Tindouf.....	21
Figure 8A : Coupe hydrogéologique à travers les aquifères hamadien et Viséen supérieur .....	21
Figure 9 : Organigramme de la méthodologie d'étude.....	22
Figure 10 : Relation deutérium/oxygène-18.....	24
Figure 11 : Diagrammes d'équilibre Mg/Na. (a) aquifère Hamadien; (b) aquifère Viséen; (c) aquifère Dévonien; (d) aquifère Cambrien et Ordovicien.....	25
Figure 12 : Diagrammes d'équilibre Ca/Na. (a) aquifère Hamadien; (b) aquifère Viséen; (c) aquifère Dévonien; (d) aquifère Cambrien et Ordovicien.....	25
Figure 13 : Résultats de l'analyse en composantes principales : .....	26
Figure 14 : Principaux axes d'écoulement dans les aquifères de Tindouf. ....	29
Figure 15 : Hydrogéologie et principaux axes d'écoulement dans (A) les aquifères Hamadien et Viséen et (B) les aquifères Dévonien et Cambro-Ordovicien. ....	29

Figure 16 : Schéma hydrodynamique d'un aquifère côtier à nappe libre selon la relation de Ghyben-Herzberg.....	32
Figure 17 : Géométrie des graviers dans le système aquifère d'Annaba (Aoun Sbaiti 2010).....	38
Figure 18 : Représentation des résultats d'analyse des échantillons d'eau dans le diagramme de Piper .....	40
Figure 19 : Diagramme de Stiff de l'eau douce .....	41
Figure 20 : Diagramme de Stiff de l'eau de mer.....	41
Figure 21 : Diagramme de Stiff des eaux de l'aquifère d'Annaba.....	41
Figure 22 : Relation entre : Na- Cl / Ca- Cl / Mg- Cl / NO <sub>3</sub> - Cl / SO <sub>4</sub> - Cl des eaux souterraines et de l'eau de mer.....	42
Figure 23 : Variation des rapports Mg <sup>2+</sup> /Ca <sup>2+</sup> et SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /Cl en fonction des teneurs en chlorures..	43
Figure 24 : localisation géographique des profils .....	44
Figure 25 : Evolution de la minéralisation selon 3 profils orthogonaux à la mer.....	45
Figure 26 : - Simulation du front salé : a) 1989, b) 1999, c) 2002, d) 2005, e) 2035 et répartition des points d'observation de la concentration en Cl. ....	49
Figure 27 : Concentrations en chlorures : calculées vs mesurées.....	50
Figure 28 : Prévisions du front salé pour l'année 2035.....	52
Figure 29 : Diagramme schématique du modèle MMO8.....	55
Figure 30 : Comparaison des hydrogrammes des débits issus de chaque réservoir (1999-2000). 56	
Figure 31 : Evolutions des débits des réservoirs de régulation et d'infiltration sous l'influence de la pluie efficace (Station météorologique de Fiefs).....	57
Figure 32 : Configuration d'un modèle ANN à trois couches.....	58
Figure 33 : Combinaison entre les deux modèles (MMO8 et ANN) .....	59
Figure 34 : Architecture simple d'un ANN avec trois couches .....	61
Figure 35 : Comparaison entre les hydrographes du flux sortant simulé et observé.....	62
Figure 36 : Schématisation d'un FNN de prévision .....	64
Figure 37 : 2400 heures de prévision du débit des sources à t+1, t+2 et t+3.....	65
Figure 38 : A : Localisation et regroupement des piézomètres ; B : Classement des piézomètres par numéro d'ordre .....	67
Figure 39. Architecture simple d'un ANN à trois couches pour la simulation et la prévision de la piézométrie .....	68
Figure 40 : Architecture simple d'un ANN avec trois couches pour la simulation de la piézométrie au niveau du piézomètre 17-4X-26 .....	69
Figure 41 : Comparaison des niveaux simulés et observés de la nappe au piézomètre 17-4X-26 70	
Figure 42. Architecture simple d'un ANN avec trois couches pour la simulation de la piézométrie au niveau des piézomètres 17-4X-26 et 17-3X84 .....	71
Figure 43 : Comparaison entre les hydrographes, simulé et observé, du niveau de la nappe aux piézomètres 17-4X-26 et 17-3X-84.....	72
Figure 44. Architecture simple d'un ANN avec trois couches pour la prévision de la piézométrie au niveau des piézomètres 17-4X-26 et 17-3X84 et de la EFAINR.....	73

---

Figure 45. 30 jours de prévision de la piézométrie au niveau du 17-4X-26 .....	74
Figure 46. 30 jours de prévision de la piézométrie au niveau du 17-3X-84 .....	75
Figure 47. Modèle conceptuel de gestion intégrée des ressources en eau dans les régions semi-arides de la Méditerranée. ....	77
Figure 48 : Esquisse géologique de la plaine de la région d'Annaba .....	78
Figure 49 : Méthodologie et outils de traitement des données .....	79
Figure 50. Un Perceptron Multicouche (MLP) à trois couches pour les variables socio-économiques. ....	80
Figure 51. : <b>(a)</b> résultats des analyses de cluster pour les variables socio-économiques et <b>(b)</b> cluster des communes en fonction des facteurs socio-économiques .....	83
Figure 52. Projection des variables dans le plan I-II et (b) la projection des communes dans le plan I-II. ....	85
Figure 53. Caractérisation du modèle conceptuel de gestion intégrée de la région d'Annaba.....	88
Figure 54. Le bassin de la Seybouse .....	90
Figure 55. Modèle conceptuel de la répartition de l'eau dans le bassin de la basse Seybouse .....	92
Figure 56. Comparaison des valeurs simulées par WEAP et les pompages mesurés .....	93
Figure 57. Comparaison des niveaux simulés par WEAP et des niveaux dans les forages captant l'aquifère graveleux « profond » d'Annaba. ....	94
Figure 58. Projections, à l'échelle du bassin, de la demande annuelle non satisfaite pour quatre différents scénarii socio-économiques et un scénario climatique.....	95
Figure 59: Organigramme de la démarche pour la bonne gestion intégrée des ressources en eau .....	106

---

## 1. PRESENTATION GENERALE DES TRAVAUX

---

### 1.1. Généralités

Ce mémoire présente un ensemble de travaux de recherche, portant sur l'évaluation quantitative et qualitative des ressources en eau et l'influence des contextes naturels et des impacts anthropiques, réalisés au sein des laboratoires de l'Université des Sciences et Techniques de Lille. Ce sont la nappe de la craie du Nord, les systèmes aquifères d'Annaba et le bassin de Tindouf en Algérie (fig. 1) qui font particulièrement l'objet de la recherche, car outre le fait d'être très étendus, ces aquifères représentent parfois près de 100% des ressources en eau potable des habitants des régions concernées.



Figure 1 : Localisation des régions d'étude

### 1.2. Activités de recherche

Le but des mes activités de recherche est de développer des outils d'aide à la décision pour la gestion intégrée des ressources en eau.

La mise en place de ces outils nécessite l'étude de six thématiques :

La **première** traite de la combinaison des informations géologiques (coupes, sismique, étude de terrain) et hydrogéologiques (suivi des débits de sources d'eau, niveaux piézométriques...). Dans les départements du Nord et du Pas-de-Calais, la craie est un aquifère largement exploité qui présente fréquemment des caractéristiques hydrodynamiques d'un milieu fissuré à fortes vitesses de transfert. Le but est de déterminer le rôle de la structure géologique et son influence sur la circulation des eaux souterraines.

Dans le *deuxième thème*, la confrontation des données physico-chimiques et isotopiques (tritium) s'est avérée être un moyen très efficace pour identifier les différents affleurements servant de zones d'alimentation des systèmes aquifères et pour définir les principaux axes d'écoulement des eaux souterraines dans le système complexe du Sahara algérien.

Le *troisième thème* traite de la qualité des eaux d'un aquifère côtier méditerranéen, en l'occurrence la nappe des graviers de la plaine d'Annaba (Algérie). L'utilisation des outils physico-chimiques a permis de classer les eaux en plusieurs familles en fonction de leur contenu en ions majeurs notamment. Elle a également identifié une intrusion marine assez marquée. L'élaboration du modèle hydrodispersif a localisé et délimité le front salé qui avance continuellement, de l'année 1989 à 2005, à l'intérieur des terres, induisant des concentrations de plus en plus élevées en chlorures.

Le bilan hydrique du modèle indique qu'une importante quantité d'eau de mer s'introduit dans la nappe des graviers. Cette intrusion marine, en augmentation continue dans le temps, est étroitement liée à l'augmentation des débits de prélèvement dans la nappe.

Les prévisions pour l'année 2035 dans les mêmes conditions climatiques et d'exploitation qu'en 2005 nous permettent de prédire l'étendue du front salé. Ce dernier avancerait à l'intérieur des terres de 200 à 300 m en bordure est, de 500 m au centre de la plaine et atteindrait 1500 m plus à l'ouest de la plaine.

Dans le *quatrième thème*, on traite de l'utilisation des modèles en hydrogéologie qui est devenue aujourd'hui indispensable pour l'amélioration de la connaissance et la maîtrise des réservoirs aquifères, la planification et la gestion des ressources en eau. Dans ce travail, nous présentons les résultats des simulations et des prévisions des cotes ponctuelles du toit de la nappe au niveau d'un certain nombre de piézomètres de l'aquifère crayeux de la bordure nord du bassin de Paris.

Le *cinquième thème* a trait à la nécessité d'élaborer une gestion intégrée des ressources en eau en région semi-aride, en l'occurrence la région d'Annaba. L'objectif visé est de concilier développement économique, aménagement du territoire et gestion durable des ressources. Cette démarche nécessite bien entendu une approche pluridisciplinaire. Elle impose également de développer de nouveaux outils d'aide à la concertation entre les différents acteurs.

Le *sixième thème* présente enfin un nouvel outil de gestion de la ressource en eau dans un contexte de pénurie. Dans cette recherche, on démontre, encore une fois, que la gestion de l'eau n'implique pas systématiquement la recherche de nouvelles ressources mais doit surtout tenir compte des différents besoins et de leur niveau de satisfaction. L'objectif de cette étude est de développer un outil de Gestion Intégrée des Ressources en Eau (GIRE) quantitatif et spatialement explicite qui peut être utilisé dans des études ultérieures afin d'évaluer et de comparer les différentes *scenarii* de gestion des eaux en tenant compte d'une série d'incertitudes liées à l'évolution des futures demandes en eau.

La démarche générale suivie dans les travaux de recherche est illustrée sur la figure 2 ci-après

Mauvais. Plusieurs voies de communication, lieudits et commerces portent son nom.

---



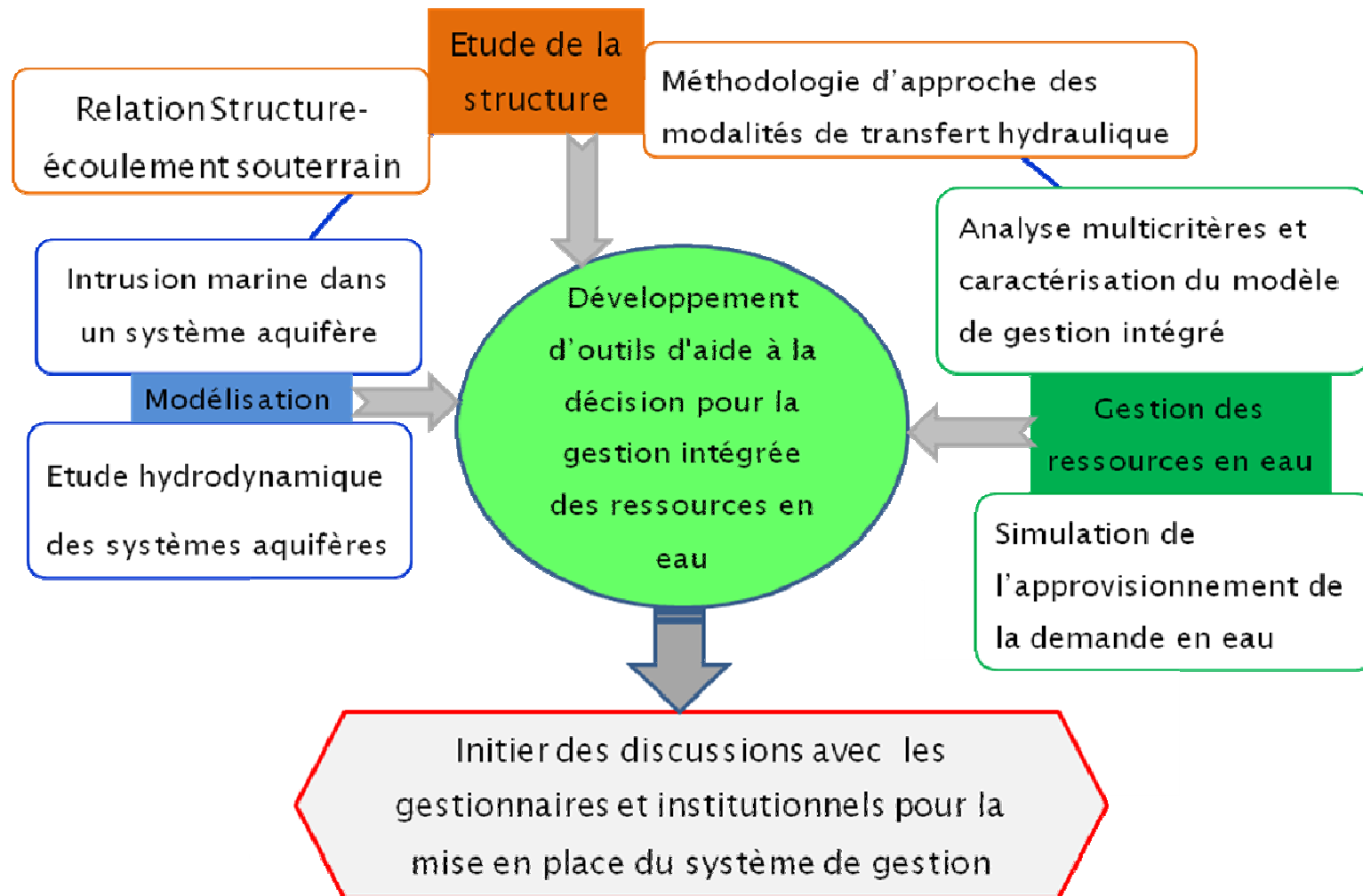


Figure 2 : Démarche générale des travaux de recherche

## 2. RELATION STRUCTURE-ÉCOULEMENT

---

Dans les départements du Nord et du Pas-de-Calais, la craie est un aquifère largement exploité. Cet aquifère combine fréquemment les caractéristiques hydrodynamiques d'un milieu fissuré à fortes vitesses de transfert.

La forte porosité de cette roche (> 45 %), à la fois de matrice et de fissures, lui permet d'emmagasiner une très grande quantité d'eau. Cependant, s'il s'agit d'un bon aquifère, c'est essentiellement en raison de l'importance du réseau fissural, dense, interconnecté et localement associé à un karst, qui permet de contrecarrer la très faible perméabilité en favorisant les transferts avec une conductivité élevée. Dans l'Artois - Picardie, à la bordure septentrionale du Bassin Parisien, ces dépôts sont considérés comme l'aquifère le plus important, tant par son étendue (80 % de la surface du territoire), par la sollicitation (76,5 % d'eau potable) à laquelle il est soumis que par son rôle écologique marquée par une alimentation constante des différents cours d'eau garantissant des débits d'étiage élevés, même en période de sécheresse.

Ce matériau, avec une porosité totale élevée de l'ordre de 40% et une transmissivité moyenne inférieure à  $3.10^{-2} \text{ m}^2.s^{-1}$ , constitue un aquifère complexe et présente la spécificité d'avoir une double porosité : matricielle et fissurale, lui permettant de stocker une quantité importante d'eau. La craie a des coefficients d'emmagasinement de 1,5 à 2% en nappe libre et les transferts assurent près de 56% du débit des cours d'eau. Dans le secteur d'étude, la nappe de la craie est en régime libre. Alimentée directement par infiltration au niveau des affleurements, cette nappe est drainée par le réseau de cours d'eau auxquels elle apporte l'essentiel de leur débit exceptionnellement régulier. La craie matricielle de la zone étudiée est peu poreuse et peu perméable. En conséquence, l'emmagasinement et le transfert gravitaire d'eau ne sont possibles que grâce à l'existence d'un réseau de fractures, suffisamment dense et interconnecté et/ou de joints ouverts et non colmatés qui constituent alors un réseau aquifère exploitable. Cependant, dans une région, où ces conditions ne sont pas réunies, les aquifères ont des variations de productivité très fortes : l'eau ne pouvant pas circuler au sein des blocs limités par les fractures, les compartiments peuvent être quasiment secs, l'eau est plus ou moins rapidement évacuée par les drains que représentent les vides associés aux fractures. A l'échelle du Bassin de Paris, l'ensemble crayeux est considéré comme un milieu poreux équivalent. Toutefois, des fractures les plus importantes peuvent y découper des compartiments ou « casiers hydrologiques » se comportant comme de véritables hydrosystèmes souterrains qui souvent ne correspondent plus aux bassins versants superficiels. Ainsi nous devons examiner le comportement hydrodynamique d'un tel aquifère qui est basé essentiellement sur sa structure et sa configuration.

La surface piézométrique de la nappe de la craie qui s'étend sur les deux tiers de la région, réagit différemment vis-à-vis des variations des débits d'alimentation et d'émergence,

---

selon qu'elle se trouve en régime libre, semi-captif ou captif. Cependant en régime libre, la liaison entre les fluctuations piézométriques et les variations de l'alimentation par la pluie efficace est étroite. L'apparition d'émergences de la nappe de la craie dans les vallées provoque une auto-régulation du niveau piézométrique.

### 2.1. Dynamique de la nappe libre de la craie

La zone d'étude retenue a une superficie d'environ 530 km<sup>2</sup>. Elle est délimitée par les villes de Verchocq, Rollancourt, Fiefs et Saint-Donex avec la Plaine des Flandres au Nord et la vallée de la Canche au Sud.

Dans ce secteur, l'écoulement général, de la nappe de la craie, se fait vers les axes de drainage des vallées principales qui font office de drains. Les cours d'eau sont ainsi alimentés en permanence par la nappe. La carte piézométrique permet de distinguer deux entités principales, séparées par une ligne de partage des eaux, N110-120, passant globalement par Desvres - Fruges - Fiefs (Figure 3). Dans l'entité nord, la nappe coule vers le NE, sous la plaine de Flandres. Dans l'entité S, elle coule vers le SW, vers la Canche et tous ses affluents qui font office de drains dans la majorité des cas alimentant en permanence les cours d'eau qui représentent son niveau de base. Les deux entités déterminées définissent deux grands bassins versants souterrains.

Pour le bassin versant sud, les isopièzes sont globalement parallèles au cours de la Canche. Les gradients hydrauliques observés sont relativement constants, quoique très faibles dans le secteur de Fruges. Cette remarque est tout à fait en accord avec les données de terrain relatives à ce secteur. Globalement, la configuration piézométrique du bassin versant nord semble à cette échelle plus complexe et présente des anomalies essentiellement dans la région de Fruges (haute vallée de la Lys).

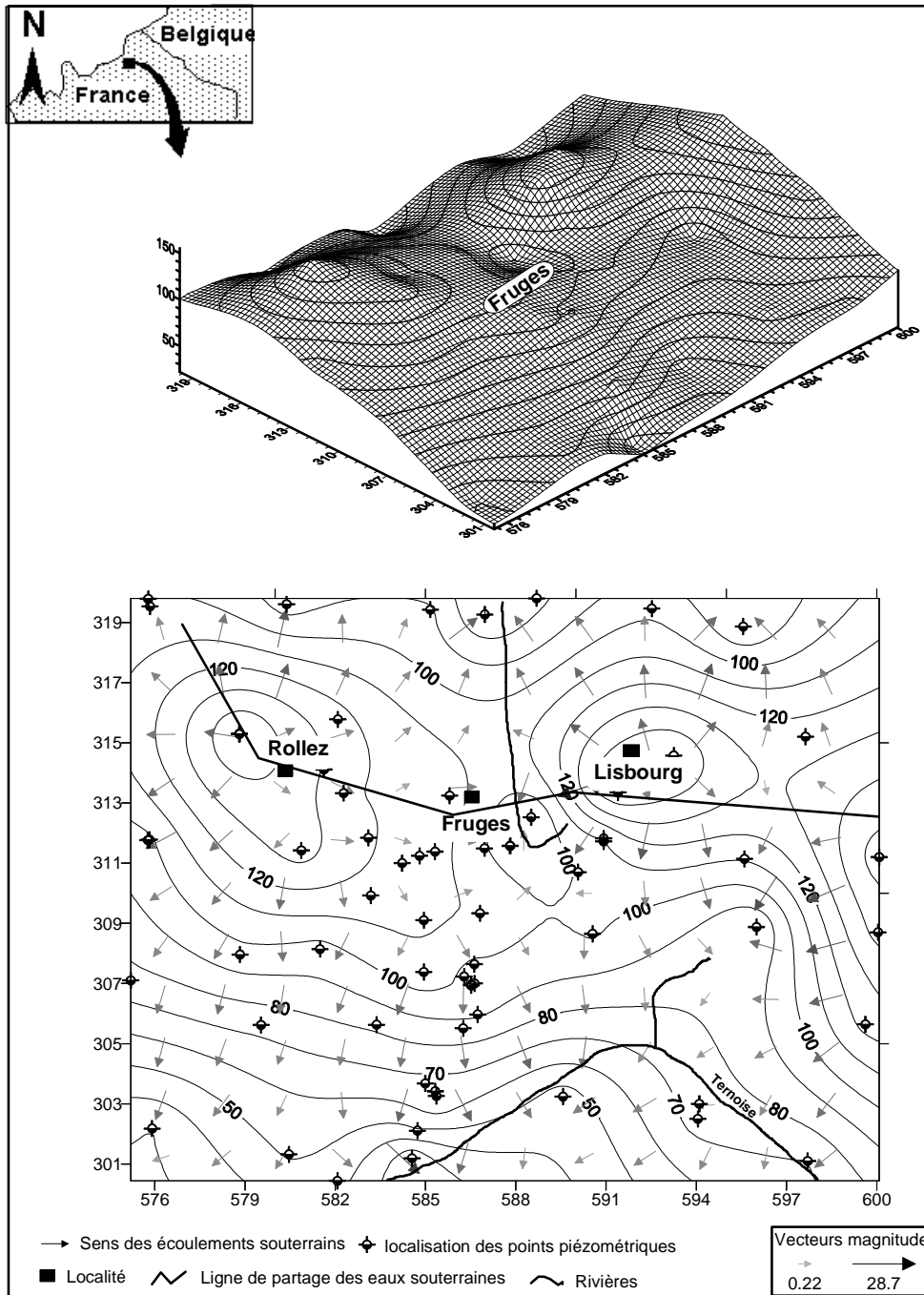


Figure 3 : Carte piézométrique krigée de la nappe de la craie en période de hautes-eaux

## 2.2. Hypothèse de relation entre les structures et les circulations souterraines : Application à grande échelle

Les sous-bassins versants du secteur de Fruges (Nord Pas de Calais) présentent des perturbations hydrogéologiques de même type. Indépendamment de la structure géologique, les cours d'eau jouent un rôle déterminant sur le sens des écoulements. Les lignes isopiézométriques sont caractérisées par une allure perturbée en raison du drainage généralisé de la nappe par les cours d'eau. Dans tout le secteur d'étude, la nappe du Turonien s'écoule en

régime libre. La craie cénomanienne perméable se trouve en situation d'artésianisme dans les vallées.

### 2.3. Structure et configuration de l'aquifère local

L'examen des coupes de forage et des diagraphies électriques associées ont permis de dégager, par comparaison, avec les datations micropaléontologiques la bonne corrélation entre la lithographie, les électro séquences et la stratigraphie. On note :

- une réduction des épaisseurs des niveaux du Cénomaniens et Turonien moyen d'Ouest en Est allant de pair avec une chute des valeurs de résistivité électrique traduisant un enrichissement en argile,
- un accroissement des épaisseurs d'Ouest en Est des niveaux du Turonien inférieur et du Turonien supérieur,
- dans la région de Fruges (Haute Traxenne), une division de l'aquifère en raison de l'enrichissement en argile des marnes du Turonien inférieur et du Turonien supérieur.

Cependant, deux aquifères superposés ont été mis en évidence avec des niveaux piézométriques distincts, de quelques centimètres à plus de 50 cm, dans la craie marneuse du Cénomaniens supérieur (nappe captive, artésienne dans les dépressions) et dans le Turonien moyen et supérieur.

Dans ce type de milieu, dès qu'une hétérogénéité de la conductivité hydraulique s'interpose dans les comportements piézométriques et les modalités de l'écoulement, ceux-ci s'en trouvent modifiés. Les variations de faciès du Crétacé supérieur sont l'une des causes importantes des changements de comportement hydrodynamique.

Afin de mieux prendre en compte la réalité du réseau de failles qui affectent la zone étudiée, nous avons été conduits à des méthodes indirectes en plus de l'examen d'une série d'affleurements, marqués par l'abondance des formations crayeuses mais pouvant comporter des formations du Paléozoïque à l'Eocène. Elles sont basées sur l'interprétation de données des forages (pétroliers ou hydrogéologiques) disponibles et sur l'interprétation de deux portions de profils sismiques.

L'interprétation des coupes lithologiques des forages nous a permis de réaliser une dizaine de coupes géologiques respectivement parallèles et perpendiculaires aux grands traits tectoniques régionaux. Nous en présentons seulement trois d'entre elles illustrée sur la Figure 4 de direction SW-NE.

Ces interprétations soulignent que :

- les failles de direction N110-120, au rejet pluri-décamétrique, correspondent à un trait tectonique majeur qui affecte la craie du Nord Pas-de-Calais comme cela est indiqué dans de nombreux travaux antérieurs. C'est à cette famille que sont rattachées les failles de direction N150-170 ayant un fort pendage et faible rejet.
- les failles de direction N060°, à faible pendage et avec un rejet pluri-décamétrique, sont assez difficilement distinguées de celles N030, plus redressées et au rejet plus réduit.

Cependant, il faut remarquer que la Faille de Verchocq N110-120 dans le secteur de Fruges est recoupée par des failles plus locales N60-70. Le décalage vers le Nord du compartiment occidental de ces failles est quasi systématique excepté dans sa portion occidentale où la direction subirait une réorientation selon une direction plus équatoriale sinon N70. Sur la base de nos observations, il est plus probable que l'extrémité occidentale de la faille identifiée dans la vallée de la Traxenne, comportant plusieurs surfaces subparallèles, corresponde à celle présentant une géométrie assez analogue dans le secteur de Gournay plus septentrionale. Son prolongement probable vers l'W correspondrait à la vallée de l'Aa, dans la région de la ville de Verchocq : cette faille aux surfaces multiples sera appelée la Faille de Fruges. L'extrémité occidentale de la Faille de Verchocq serait alors l'extrémité d'une faille moins importante : cette dernière sera désignée, pour éviter les confusions, la Faille de Bellevue, dessinée plus au sud et de même allure que celle de Fruges subparallèle à la vallée de la Traxenne

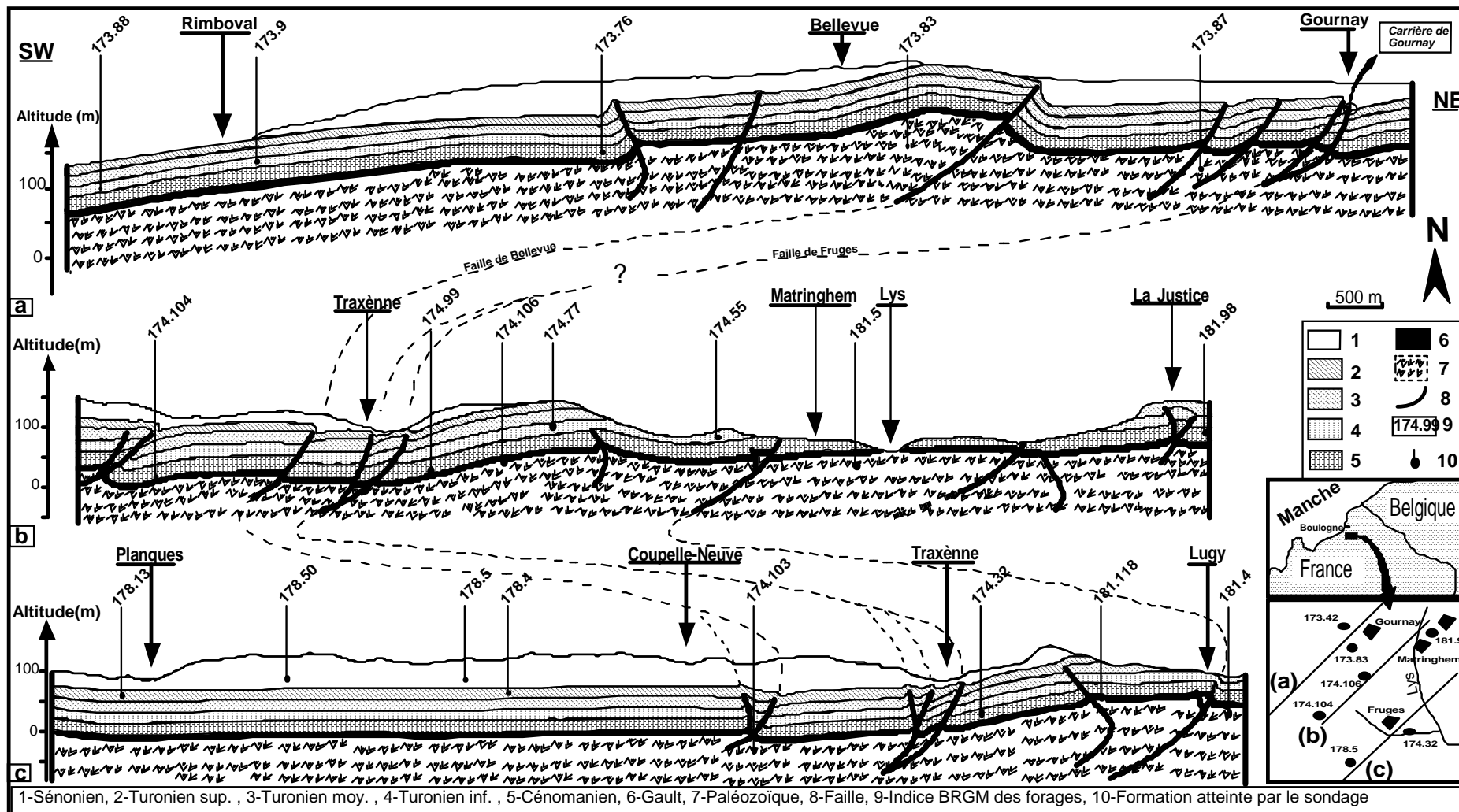


Figure 4 (a, b, c): Coupes géologiques et leurs localisations

#### 2.4. Mise au point d'un modèle

A partir de l'analyse des données du secteur qui présente des perturbations hydrogéologiques importantes, nous élaborerons un modèle conceptuel localisé, à l'ouest de Fruges et nous l'appliquerons aux données d'une autre partie, à l'est, du même secteur afin de pouvoir le valider.

A l'ouest de Fruges, dans la vallée de la Traxenne, l'enrichissement en argiles et marnes du Turonien inférieur et moyen se marque par la division de l'aquifère crayeux en deux sous-aquifères, celui du Turonien supérieur d'une part et celui du Cénomaniens supérieur d'autre part. L'aquifère cénomaniens apparemment très perméable constitue la base du réservoir drainé. Du point de vue structural, nous pouvons distinguer plusieurs sous-ensembles : les compartiments Est et Ouest d'une faille N030-040 étant découpés par des failles N110-120 (Figure 5).

Dans le bassin versant de la Traxenne, à Coupelle-Vieille, nous avons repéré les points d'émergence de chacun des deux aquifères dans un petit talweg recueillant les eaux de ruissellement pendant les périodes pluvieuses : un piézomètre artésien (Pc), alimenté par le sous-aquifère cénomaniens, d'une profondeur de 116 m et d'une altitude de 119 m. Ce piézomètre est rebouché par du gravier sur une profondeur de 110 m. Une source d'eau dite « sources de la Traxenne (St) » est alimentée par le sous-aquifère turonien, sur le versant sud du même talweg, à l'altitude de 108 m dans le même bassin versant. Pendant les périodes pluvieuses, 1,30 m d'artésianisme peut être remarqué contrairement à la variation du débit de St qui reste faible, en toute saison. On peut en déduire que cette source est alimentée par le débordement de la nappe dont le débit souterrain reste important (probablement de l'ordre de 40 à 50 l.s<sup>-1</sup>) de façon à atteindre pour l'ensemble des débits souterrains et superficiels, un coefficient de régularité voisin de 0,5 (= débit minimum / débit maximum).

La carte établie (Figure 3) montre que, dans la zone de ces deux points d'émergence, le comportement hydrodynamique est perturbé de façon remarquable. La superposition de cartes, structurales et des écoulements (Figure 3), souligne un contrôle direct par la géométrie de l'aquifère :

- 1) le compartiment situé entre les failles de Fruges et Bellevue, N110-120, décalées par des failles N30-40 dont la faille de Coupelle, présente un déficit relatif en eau ;
- 2) les écoulements y sont divergents de la partie centrale vers les bordures étanches où ils deviennent parallèles à ces dernières. Les deux points Pc et St sont situés respectivement



dans les compartiments Ouest et Est de la Faille de Coupelle, Sud et Nord de la Faille de Bellevue, le Pc étant proche de l'intersection entre deux failles.

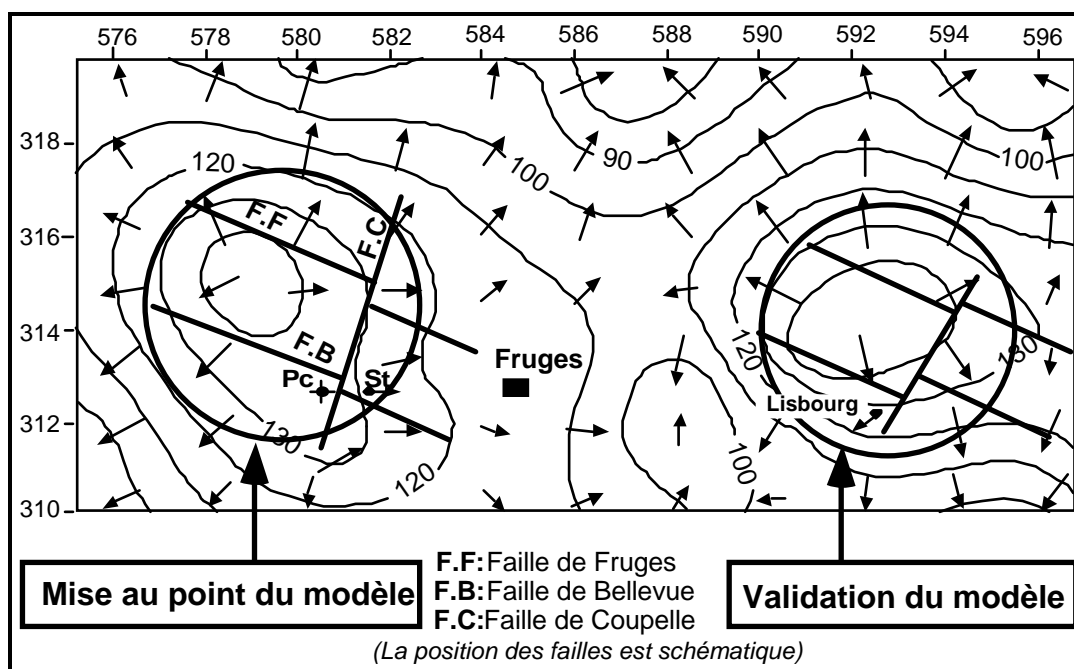


Figure 5 : Carte piézométrique, sens d'écoulement souterrains et secteurs de mise en place du modèle et de validation

Dans le secteur de mise au point du modèle, les failles N110–120 ne laissant pas passer l'eau qui s'écoule parallèlement à leur direction, ont un rôle de barrière étanche, en raison de leur colmatage par de l'argile. Ceci est d'ailleurs visible au niveau du remplissage de la faille observé dans la carrière de Gournay au nord des deux zones de la mise au point et de validation du modèle. Les failles N30–40 jouent, *a contrario*, le rôle de drains liés à l'abondance d'éléments bréchiques dans leur remplissage. Ceci est visible dans une carrière souterraine située au nord du secteur étudié. Dans ce dernier, la configuration des failles N110–120, et N30–40 qui les recoupent, conduit à la mise en place de casiers hydrogéologiques selon un quadrillage qui se traduit par une conduction rapide des eaux souterraines comme des traçages l'ont démontré dans le Boulonnais plus au Nord. Nous avons schématisé les processus des écoulements souterrains dans la région de Fruges sur le bloc diagramme de la figure (6).

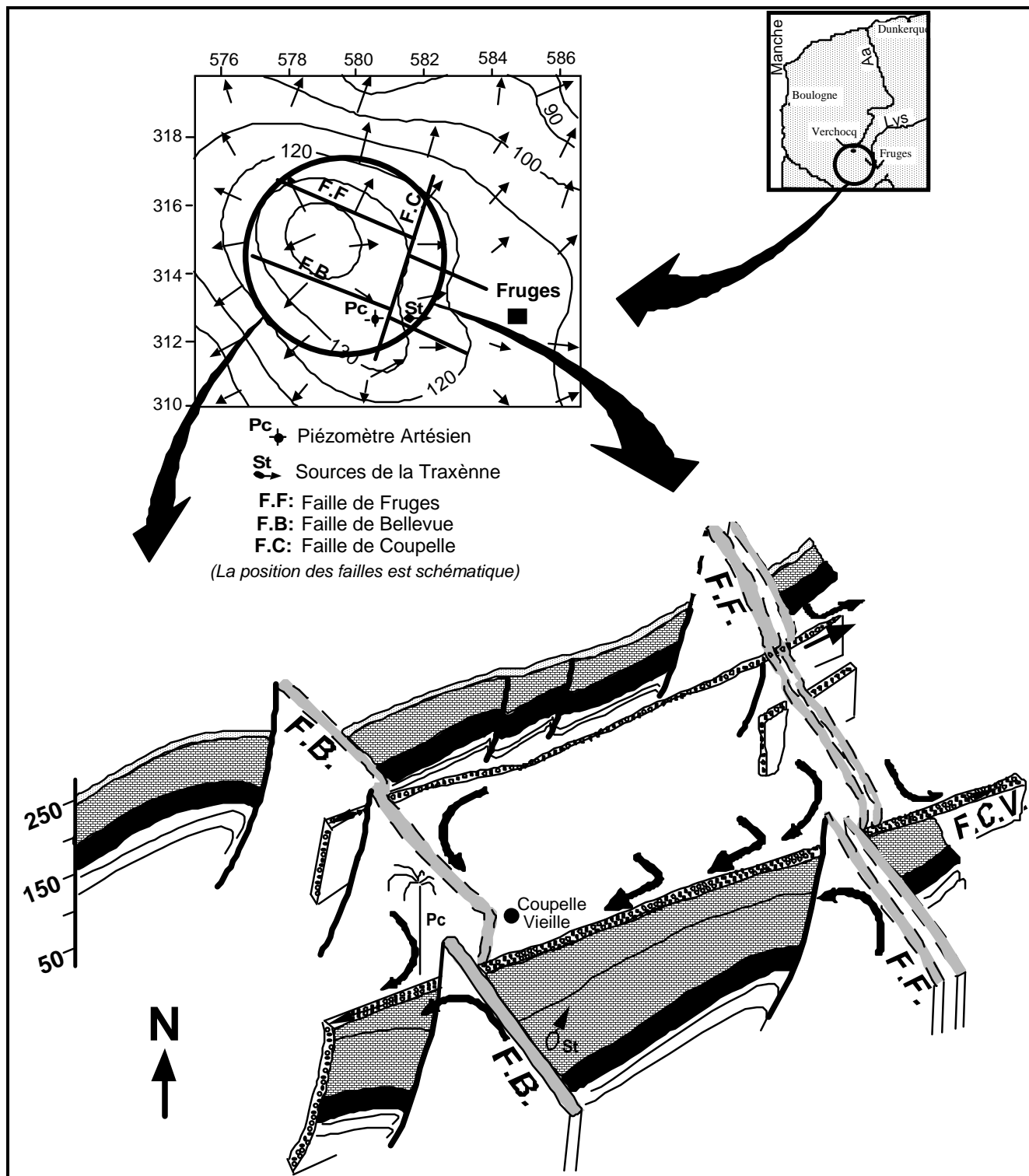


Figure 6 : Bloc diagramme schématisant les écoulements souterrains dans le secteur de Fruges

Sur le bloc diagramme ci-dessus, on peut observer les conditions imposées aux circulations des eaux souterraines dans ce secteur : un débit et une pression importante au niveau du piézomètre artésien Pc, essentiellement pendant les périodes pluvieuses. Contrairement à la source St qui se trouve dans le même bassin versant, où on enregistre un débit faible durant toute l'année voire un tarissement pendant les périodes d'étiages. D'après la

figure 6, on remarque que la géométrie interne de l'aquifère a joué un rôle important dans la réponse des niveaux d'eau des deux points (Pc et St). Pc se situe dans un compartiment de « stockage » d'eau et St se situe dans un compartiment déficitaire d'eau.

### 2.5. Validation du modèle

Dans le second secteur, celui de Lisbourg, un réseau de failles de directions respectives N110–120 et N30–40 affecte la série crayeuse mais leurs rejets (entre 5 et 10 m) restent faibles. Nous retrouvons donc sensiblement le dispositif-type décrit ci-dessus : les perturbations de la dynamique d'écoulement sont, en effet, analogues. Les failles N110–120 sont globalement étanches, l'eau étant drainée par les failles N30–50 transverses à relais longitudinaux (comme cela est le cas plus à l'ouest de ce secteur de validation, à proximité d'une faille N50 avec la présence d'une source à débit important qui alimente la Lys).

En conséquence, nous pouvons considérer que le modèle est validé, puisque ce secteur comporte les éléments majeurs, murs étanches et drains pouvant expliquer les anomalies importantes.

### 2.6. Conclusion

Dans un des sous bassin de la zone étudiée, il existe deux points d'émergence de chacun des deux aquifères dans un talweg recueillant les eaux de ruissellement: un piézomètre artésien (Pc) situé sur le versant au nord du talweg, alimenté par le sous-aquifère cénomanien et une source d'eau (St) à l'aval du bassin versant. Cette dernière est alimentée par le sous-aquifère turonien. Le comportement hydraulique des deux points d'émergence nous a permis de mettre en place un modèle conceptuel pour mieux comprendre l'influence de la géométrie interne de l'aquifère sur la circulation des eaux souterraines. Nous avons validé le modèle sur un secteur « comparable » situé à l'est de la zone d'étude.

La mise en place du modèle a permis d'identifier le rôle des failles découpant l'aquifère de la zone d'étude. Des failles N110–120 qui jouent le rôle de barrière étanche, en raison de l'accumulation d'argile, et des failles N30–40 qui les recoupent et qui jouent le rôle de drain hydraulique. Ce maillage a conduit à la mise en place de casiers hydrogéologiques.

### **3. METHODOLOGIE D'APPROCHE DES MODALITÉS DE TRANSFERT HYDRAULIQUE DANS UN SYSTÈME AQUIFÈRE EN MILIEU ARIDE. EXEMPLE DU BASSIN DE TINDOUF, ALGERIE**

---

La pénurie d'eau est devenue un problème crucial vécu par toutes les sociétés et en particulier par celles des pays en voie de développement. En effet, l'accroissement des populations et le développement des agglomérations, des unités industrielles et des terres cultivées ont eu pour corollaire une dégradation de la qualité des eaux souterraines et une baisse très significative des réserves qui représentent parfois les seules ressources d'eau pour l'alimentation des populations. De plus dans ces régions, toute tentative de gestion des ressources en eau est confrontée au manque de données et/ou à la concentration des informations autour des champs de captage, ce qui rend l'extrapolation difficile. Pour remédier à ce genre de lacune, plusieurs auteurs ont adopté des approches multidisciplinaires basées sur la connaissance de l'environnement des eaux souterraines. Ces approches supposent la prise en compte de plusieurs variables simultanément : variables chimiques, isotopiques et physiques (niveaux de la nappe, relations hydrauliques...). Pour maximiser l'information à partir d'un nombre généralement réduit de données, il est fait appel à l'Analyse en Composantes Principales (ACP).

Dans cette recherche, la confrontation des données physico-chimiques et de tritium s'est avérée un moyen très efficace pour identifier les différents affleurements servant de zones d'infiltration du système aquifère et pour définir les principaux axes d'écoulement des eaux souterraines. La méthode est appliquée aux aquifères de Tindouf, situés au sud-ouest de l'Algérie.

Le synclinal paléozoïque de Tindouf se trouve entre l'Anti-Atlas au Nord et la dorsale Réguibat au Sud. Vers l'Est, il est délimité, respectivement du Nord au Sud, par le Tafilalt et la Chaîne de l'Ougarta. Vers l'Ouest, il passe au pays Mecheurs, puis au Sahara occidental où il disparaît sous le Crétacé qui affleure à moins de 100 km de Tindouf.

Les principaux aquifères identifiables dans le bassin de Tindouf sont :

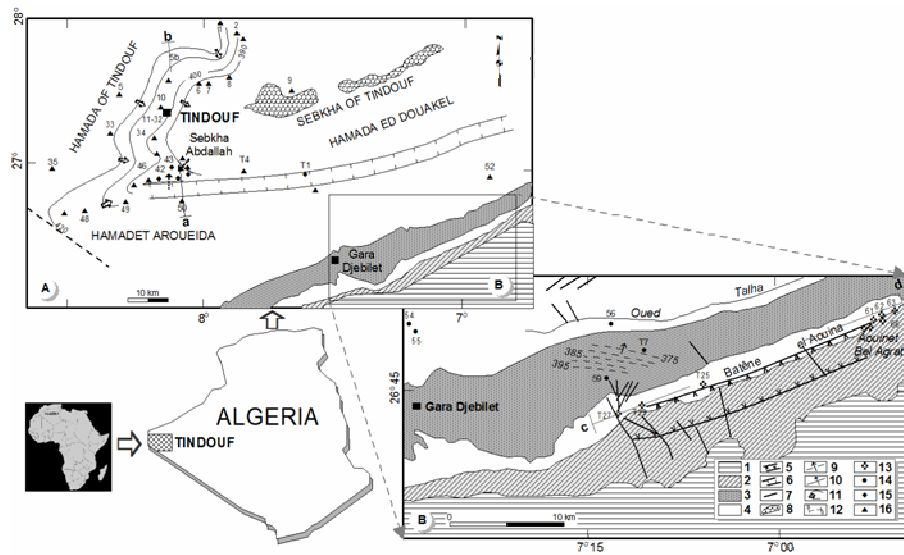


Figure 7 : A-B. Situation et esquisse hydrogéologique des aquifères du bassin de Tindouf

- Les formations hamadiennes (figure 7A et fig. 7B).
- La nappe des calcaires du Viséen supérieur (figure 7A et figure 8A).
- La nappe des grès du Dévonien inférieur (figure 7B).
- La nappe des grès du Cambro-Ordovicien : (figure 7B et figure 8B).

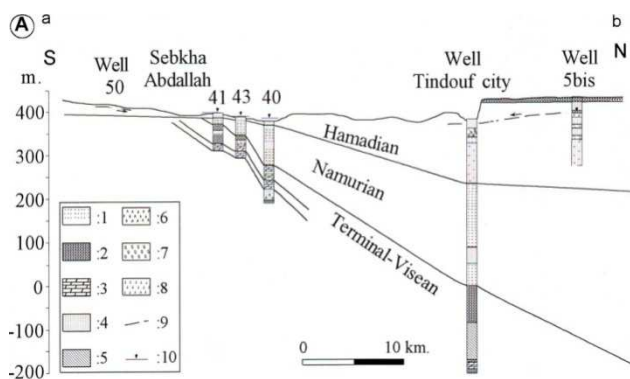


Figure 8A : Coupe hydrogéologique à travers les aquifères hamadien et Viséen supérieur

(d'après IDROTECNO, 1979, modifiée). 1 : Argile ; 2 : Calcaire ; 3 : Dolomie ; 4 : Grès ; 5 : Gypse ; 6 : Anhydre ; 7 : Conglomérat ; 8 : Marne ; 9 : Niveau statique Hamadien ; 10 : Niveau statique Viséen.

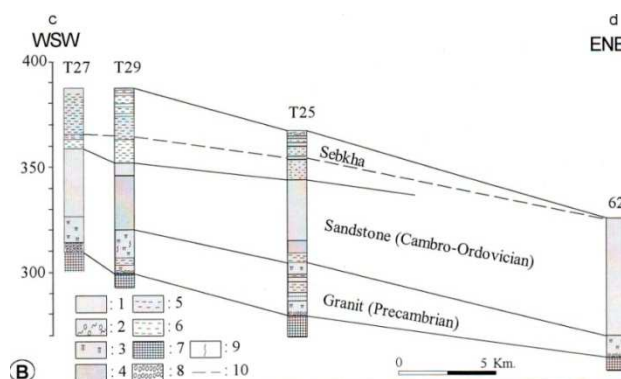


Figure 8B : Coupe hydrogéologique dans la nappe du Cambro-Ordovicien

(d'après IDROTECNECO, 1979, modifiée). 1 : Terrain de couverture ; 2 : Gros grossier ; 3 : Grès fin ; 4 : Quartzite ; 5 : Argile ; 6 : Argile gréseuse ; 7 : Conglomérat ; 8 : Granite ; 9 : Fracture ; 10 : Niveau statique.

La méthodologie proposée comporte les trois étapes suivantes (figure 9) :

1. La collecte et le dépouillement des données hydrochimiques et isotopiques. Cette étape permettra de définir les différentes familles d'eau chimiques et isotopiques.

2. La définition des différentes catégories d'eau à partir de la confrontation des familles d'eau hydrochimiques et isotopiques (teneurs en tritium).

3. L'intégration de ces catégories d'eau dans le contexte géologique du bassin de Tindouf. Cela permet de définir les axes principaux d'écoulement en tenant compte des relevés piézométriques disponibles.

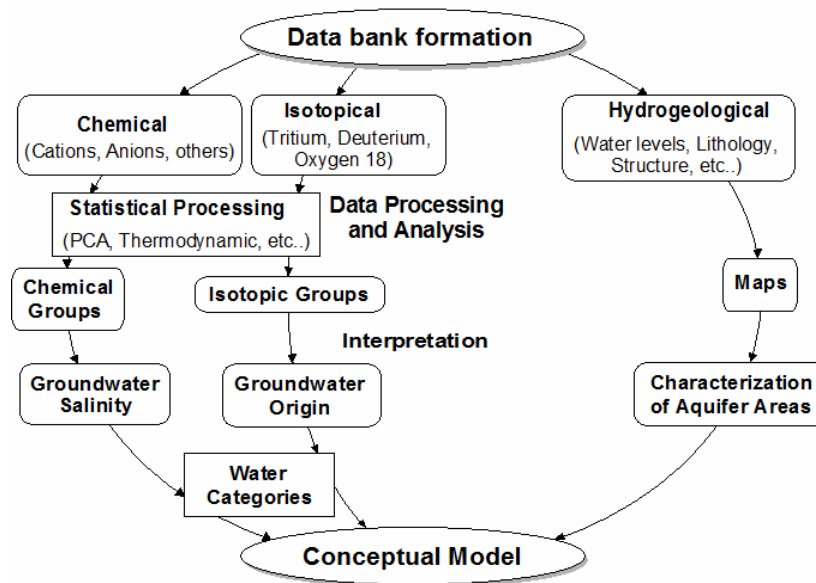


Figure 9 : Organigramme de la méthodologie d'étude

A partir des mesures physico-chimiques et isotopiques réalisées en 1975 et en 1999 il est possible de dresser les tableaux 1 et 2 suivants :

Groupe hydrochimique	Points d'observation	Aquifère	Résidu sec (mg/l)
I	1, 34, 47, 49	H	< 1600
	54, 54 b, 55, 58, 59	D	
	61, 62, T25, T27, T29	CO	
II	58b, 56	D	1600 - 2130
	63	CO	
III	29	H	2300 - 2370
	43b, 43	V	
IV	6, 7, 20, 9, 48, 8, 46, 3, 50	H	2600 - 5460 (ou > 2590)
	T7	D	
	66	CO	
	42	V	

Tableau 1 : Répartition des groupes physico-chimiques

*H : hamadien ; D : Dévonien ; CO : Cambro-Ordovicien ; V : Viséen*

- **Aquifère hamadien** : Les valeurs du résidu sec oscillent entre 896 mg/l et 5460 mg/l. Les teneurs en tritium permettent de déduire que les eaux les plus vieilles représentent l'évolution normale de la nappe alors que les eaux les plus jeunes sont dues à des situations locales comme le lessivage des évaporites ou l'influence de l'évaporation.

- **Aquifère du Viséen** : Cet aquifère est caractérisé par un résidu sec qui passe de 2348 mg/l (Puits 43) à 14006 mg/l au T1 en raison du lessivage d'évaporites. Le graphique  $\delta^{18}\text{O} - \delta^2\text{H}$  de la figure 10 montre que les points 43b et 42 sont disposés le long de la ligne d'évaporation alors que le forage T1 est situé sur la droite moyenne des précipitations. Les valeurs du tritium sont très faibles voire nulles. L'âge des eaux oscille entre 6700 et 8600 ans.

- **Aquifère du Dévonien** : La droite  $\delta^{18}\text{O} - \delta^2\text{H}$  (Figure 10) montre assez parfaitement l'effet de l'évaporation sur les eaux de cet aquifère. Le résidu sec varie de 1264 mg/l à 2592 mg/l. Le tritium met en évidence également l'existence d'eaux ayant des valeurs de l'ordre de 20 UT correspondant à un âge actuel et des eaux plus vieilles avec des valeurs nulles et dont l'âge serait de 28000 ans.

- **Aquifère du Cambro-Ordovicien** : Le résidu sec oscille de 694 mg/l à 4000 mg/l. Tous les points sont disposés le long de la ligne d'évaporation. Les teneurs en tritium montrent un manque d'apport en eaux actuelles alors que le radiocarbone indique des âges variables entre 660 ans au forage T27 et 11000 ans au forage T25.

L'analyse des teneurs en tritium observées dans 35 échantillons appartenant aux quatre nappes permet de définir 3 catégories d'eau (Tableau 2) :

Groupes tritium	Points d'eau	Aquifère	Gamme de variation en U.T.
<b>A</b>	7,9,20,29,47,50,52, 58, T7, 54, 54b, 55, 56 T1,T4, 43, 43b,42 62,62b,63,66,T25,T27,T29, 60,61	H D V CO	0 – 8,3
<b>B</b>	1, 3, 6, 8, 46	H	8,3 – 16,6
<b>C</b>	49, 48, 34 58b, 59	H D	> 16,6

Tableau 2 : Répartition des groupes selon les valeurs de tritium

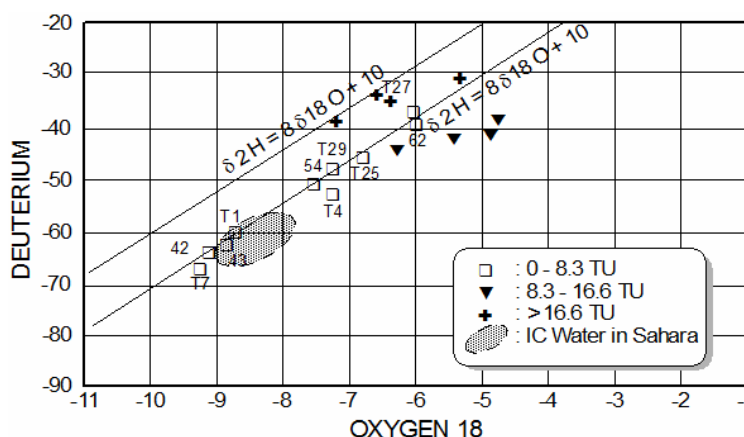


Figure 10 : Relation deutérium/oxygène-18.

A partir des équilibres thermodynamiques (Wateqb, 1987), il est possible de définir une évolution chimique dans le réservoir du bassin de Tindouf (figures 11 et 12). Dans la nappe hamadienne, les eaux montrent une variation des points les moins évolués



chimiquement (points 34, 47, 48 et 49) vers points les plus évolués (points 50 et 52). La première famille correspond aux eaux les plus récentes avec des valeurs en tritium de 50,7 UT (point 34), 30,1 UT (49) et 35,7 UT (point 48). Alors que pour le deuxième groupe, les teneurs sont très faibles.

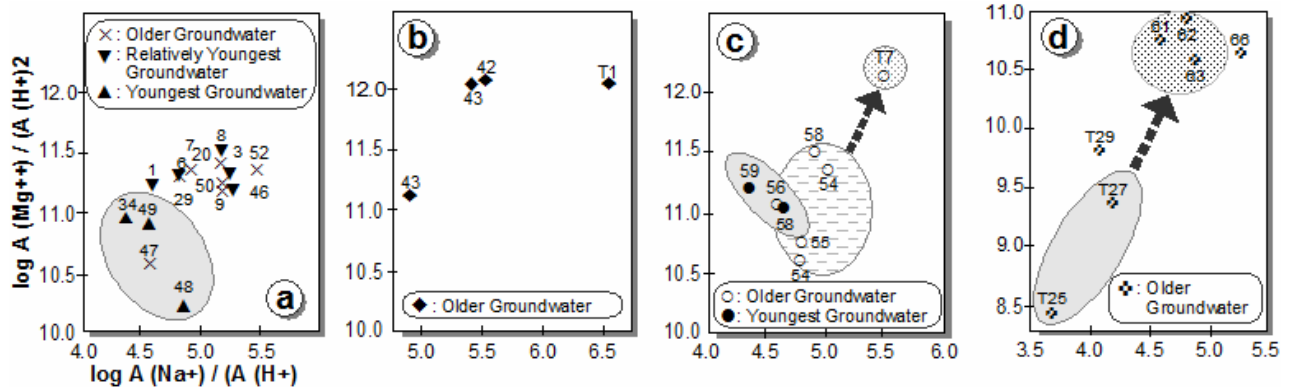


Figure 11 : Diagrammes d'équilibre Mg/Na. (a) aquifère Hamadien; (b) aquifère Viséen; (c) aquifère Dévonien; (d) aquifère Cambrien et Ordovicien.

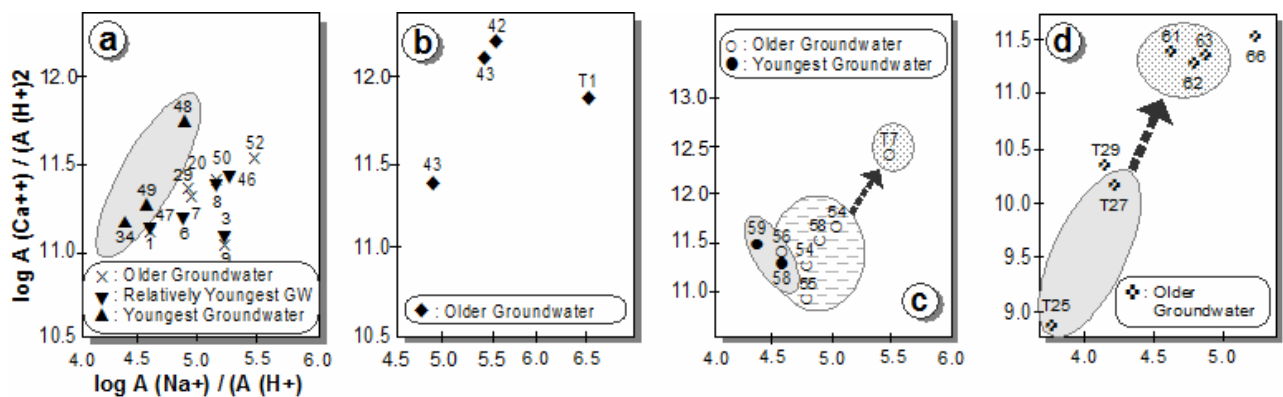


Figure 12 : Diagrammes d'équilibre Ca/Na. (a) aquifère Hamadien; (b) aquifère Viséen; (c) aquifère Dévonien; (d) aquifère Cambrien et Ordovicien.

Les eaux de la nappe des calcaires du Viséen confinées montrent une maturation chimique plus évoluée et affichent un âge de l'ordre de 8600 ans, confortant l'idée que la nappe viséenne ne reçoit aucun apport récent.

Les eaux du Dévonien se divisent en deux groupes ; le premier représenté par les points 58 et 59, très peu évolués dont l'âge est actuel (point 58) et  $340 \pm 100$  ans pour le point 59. Les eaux du forage T7 montrent une maturation chimique très évoluée et affichent un âge nettement plus ancien (de l'ordre de 28000 ans).

La répartition des eaux du Cambro-Ordovicien sur le diagramme Ca/Na montre une évolution des points les moins mûrs chimiquement (T25, T27 et T29) vers les plus évolués (61,

62, 63 et 66) avec une évolution selon la direction du flux de l'Ouest vers l'Est. L'âge des trois premiers points varie de 660 ans (T27) à 11000 ans (T25) alors que pour le second groupe, l'âge serait de l'ordre de 7100 ans (62).

L'analyse en composantes principales effectuée sur les données physico-chimiques et isotopiques montre que l'axe I (37,1% de la variance totale) est apte à discriminer les points d'eau minéralisés des points les moins chargés (figures 11 A et B). L'axe II (18,6% de l'inertie totale) oppose les eaux très récentes aux eaux les plus vieilles. Dans le plan factoriel I-II, les points d'eau se répartissent selon l'axe de la minéralisation en quatre groupes (tableau 3):

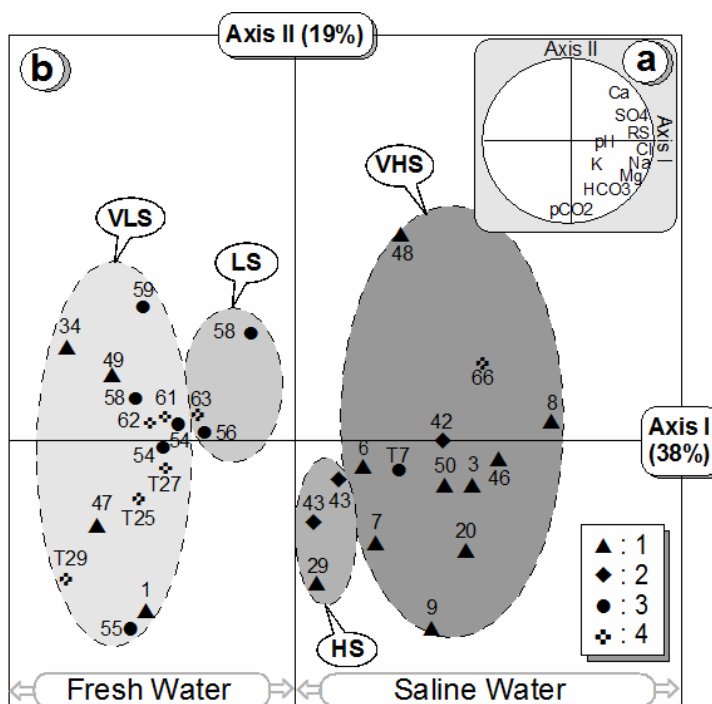


Figure 13 : Résultats de l'analyse en composantes principales :

A) Cercle des variables (plan I-II) ; B) Diagramme des individus (plan I-II).

Le tableau 3 donne les principales catégories d'eau identifiées à partir de la combinaison des résultats de l'analyse des données physico-chimiques et isotopiques :

Catégories d'eau	Groupes Chimie / Tritium	Points d'observation	Aquifère
C1	(I + II) A	47 58, 54, 54b, 56, 55 61, 62, T25, T27, T29, 63.	H D CO
C2	(I + II) B	1	H
C3	(I + II) C	34, 49 58b, 59.	H D
C4	(III + IV) A	7, 9, 20, 29, 50 43, 43b, 42 T7 66.	H V D CO
C5	(III + IV) B	3, 6, 8, 46.	H
C6	(III + IV) C	48.	H

Tableau 3 : Catégories d'eau.

- 1) C<sub>1</sub> et C<sub>4</sub> représentent les eaux anciennes
- 2) C<sub>2</sub> et C<sub>5</sub> indiquent des eaux relativement récentes
- 3) C<sub>3</sub> et C<sub>6</sub> correspondent aux eaux récentes

L'intégration de ces familles d'eau dans le contexte géologique du bassin de Tindouf permet de tirer les constatations suivantes :

- L'aquifère hamadien est marqué par toutes les familles d'eau possibles (de C<sub>1</sub> à C<sub>6</sub>), ce qui montre que le contenu physico-chimique de l'eau n'est pas lié à la circulation dans l'aquifère. En effet, la nappe étant libre, nous pouvons observer l'influence de l'évaporation et de l'alimentation locale (crue des oueds).

- Les échantillons prélevés dans l'aquifère confiné des calcaires du Viséen appartiennent à une seule catégorie (C<sub>4</sub>), correspondant à une eau vieille de forte à très forte minéralisation.

- Les eaux du Dévonien mettent en évidence 3 catégories d'eau ; C<sub>1</sub>, C<sub>3</sub> et C<sub>4</sub>. On passe en effet d'eaux vieilles dont l'âge se situe autour de 28000 ans de faible à forte minéralisation à des eaux récentes faiblement minéralisées.

- Les échantillons prélevés dans l'aquifère des grès du Cambro-Ordovicien sont de deux types ; le premier (C<sub>1</sub>) correspond à des eaux vieilles avec une faible minéralisation et le second (C<sub>4</sub>) indique une eau vieille fortement minéralisée. L'âge des eaux est également variable, on passe d'un minimum de 660 ans (T27) à près de 11000 ans (T25).

Le tableau 4 et les figures 14 et 15 définissent les six principaux axes d'écoulement souterrain qui peuvent être déterminés par l'évolution d'une ou de plusieurs catégories d'eau :

Axes d'écoulement	Catégories d'eau	Ouvrages d'observation
<b>F1</b>	C <sub>2</sub> , C <sub>4</sub> , C <sub>5</sub>	1, 3, 6, 8, 9, 7
<b>F2</b>	C <sub>3</sub> , C <sub>4</sub>	34, 29, 20
<b>F3</b>	C <sub>1</sub> , C <sub>3</sub> , C <sub>4</sub> , C <sub>5</sub> , C <sub>6</sub>	47, 48, 49, 42, 43, 43 bis, 46, 50
<b>F4</b>	C <sub>1</sub>	54, 54 bis, 55
<b>F5</b>	C <sub>1</sub> , C <sub>3</sub> , C <sub>4</sub>	56, 58, 58 bis, 59, T7
<b>F6</b>	C <sub>1</sub> , C <sub>4</sub>	T25, T27, T29, 61, 62, 63

Tableau 4 : Axes d'écoulement souterrain.

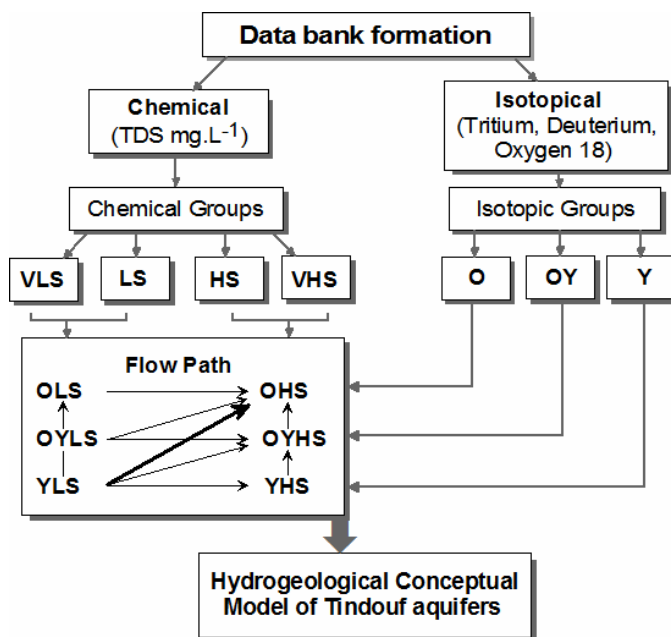


Figure 14 : Principaux axes d'écoulement dans les aquifères de Tindouf.

*OLS: Eau vieille de faible salinité; OYLS: Eau vieille à jeune de faible salinité; YLS: Eau jeune de faible salinité; OHS: Eau vieille de forte salinité; OYHS: Eau vieille à jeune de forte salinité; YHS: Eau jeune de forte salinité.*

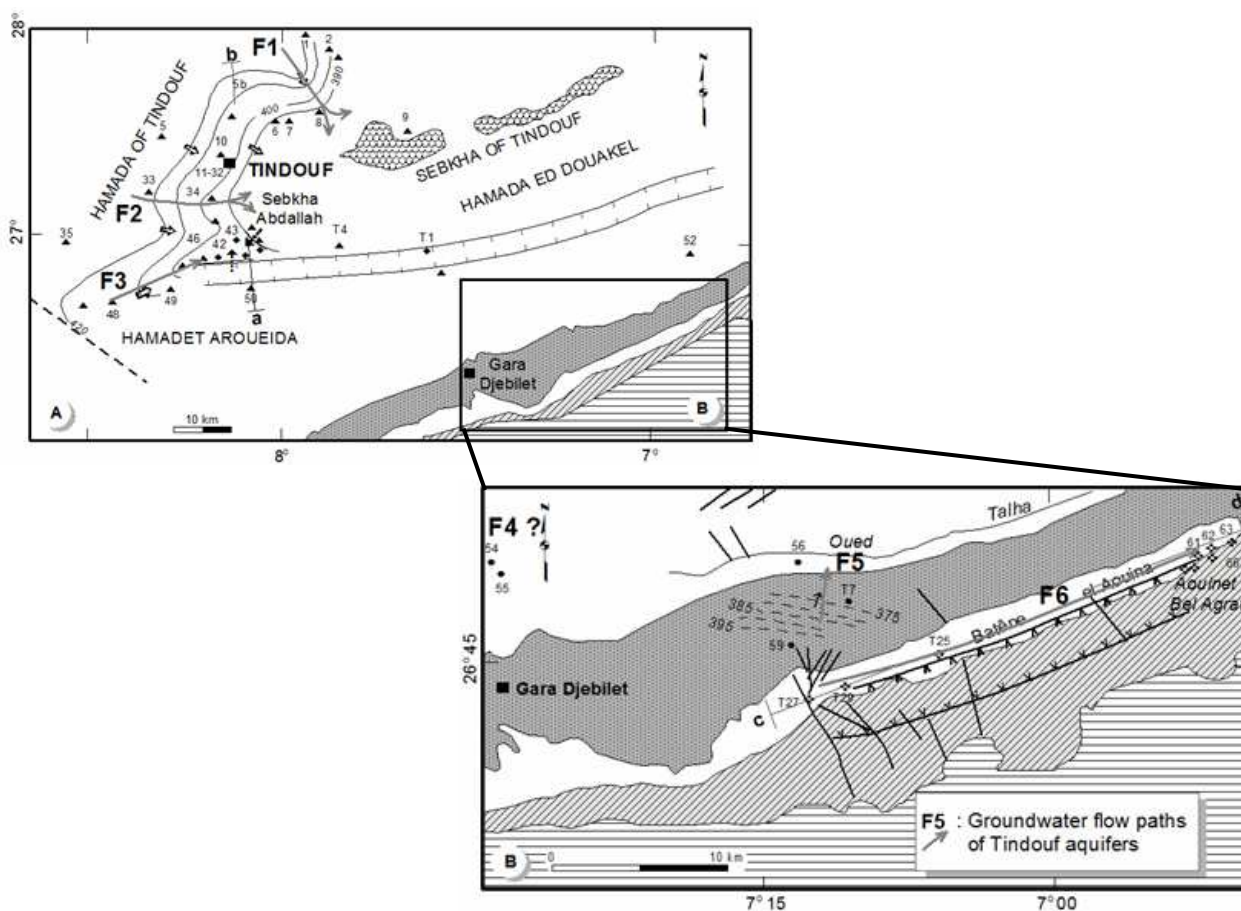


Figure 15 : Hydrogéologie et principaux axes d'écoulement dans (A) les aquifères Hamadien et Viséen et (B) les aquifères Dévonien et Cambro-Ordovicien.

- L'axe **F1** est caractérisé par 3 catégories d'eau ; C<sub>2</sub>, C<sub>4</sub> et C<sub>5</sub>. Les eaux des catégories C<sub>2</sub> (puits 1) et C<sub>5</sub> (puits 3, 6 et 8) définissent la zone de transition entre la hamada de Tindouf qui alimente la nappe hamadienne et la sebkha de Tindouf qui constitue son exutoire principal. Les puits 7 et 9 de la catégorie C<sub>4</sub> montrent une forte minéralisation corrélée à de faibles valeurs en tritium. Par conséquent, nous pouvons considérer que ces eaux constituent l'évolution normale de la nappe.

- L'axe **F2** comporte deux catégories d'eau ; la catégorie C<sub>3</sub>, représentée par le puits 34, marquée par une alimentation locale à partir des eaux de surface et la catégorie C<sub>4</sub>, avec les puits 20 et 29, correspondant plutôt à une évolution normale de la nappe. F2 prend naissance dans la Hamada et se perd vraisemblablement dans la Sebkha ou dans le centre du bassin.

- L'axe **F3**, déterminé par les catégories C<sub>1</sub>, C<sub>3</sub>, C<sub>4</sub>, C<sub>5</sub> et C<sub>6</sub>, met en évidence une continuité hydraulique entre les formations hamadiennes et les couches sous-jacentes des calcaires du Viséen. D'une manière générale, l'écoulement se fait de la hamada de Tindouf vers la Sebkha Abdallah.

- L'axe **F4**, comportant une seule catégorie d'eau (C<sub>1</sub>), est marqué par une eau peu chargée affichant un âge de l'ordre de 340 ans. L'écoulement dans ce secteur de la nappe des grès du dévonien reste encore mal connu.

- L'axe **F5**, représenté par 3 familles d'eau ; C<sub>1</sub>, C<sub>3</sub> et C<sub>4</sub>, est marqué par un écoulement du sud vers le nord avec un apport d'eau récente à travers les nombreuses failles qui affectent les grès du Dévonien et mis en évidence par les échantillons 58 bis et 59. Le forage T7 (catégorie C<sub>4</sub>) montre une eau très évoluée et affiche un âge plus ancien (de l'ordre 28000 ans).

- L'axe **F6**, déterminé par deux catégories d'eau ; C<sub>1</sub> et C<sub>4</sub>, permet de vérifier la continuité hydraulique de la nappe des grès du Cambro-Ordovicien. La catégorie C<sub>1</sub>, représentée par les points T25, T27, T29, 61 et 62, montre une évolution dans le sens du flux, ouest-est, avec cependant une alimentation locale de la nappe à travers les fractures au voisinage des forages T27 et T29. L'échantillon 66 (C<sub>4</sub>) montre une eau très évoluée avec une forte minéralisation et correspondant à l'exutoire de la nappe.

**En conclusion**, le dépouillement et l'analyse des données acquises sur les aquifères du bassin de Tindouf ont permis d'identifier des groupes de caractéristiques chimiques et isotopiques permettant de confirmer les axes d'écoulement souterrain.

Les conclusions de cette étude sont en accord avec le schéma hydrogéologique conceptuel généralement accepté pour cet aquifère. Cependant, dans cette étude, de nouveaux résultats ont été obtenus grâce à l'utilisation des méthodes statistiques et à l'analyse des données piézométriques, en ce qui concerne :

- la description d'un système d'écoulement complexe par le regroupement de différentes variables qualitatives et quantitatives ;

- la définition et la caractérisation des principaux axes d'écoulements souterrains. Ces axes d'écoulement sont définis par des familles d'eaux identifiées par la minéralisation, l'origine et l'âge des eaux souterraines.

Ces résultats sont conformes à l'évolution chimique obtenue grâce aux calculs thermodynamiques et au schéma conceptuel admis pour ce système aquifère.

#### 4. L'INTRUSION MARINE : L'ERREUR EST-ELLE HUMAINE ?

Les problèmes posés par l'exploitation des aquifères en zone littorale sont généralement délicats, car ils associent la notion de quantité à celle de qualité (Ledoux, 1986). Ils sont d'autant plus complexes que les zones côtières constituent souvent des secteurs où l'on observe une demande en eau très importante. Cela est dû à l'intensité des activités agricoles favorisées par un type de climat généralement humide et modéré et au fait que ces régions côtières sont fortement peuplées avec une activité économique assez développée.

Par ailleurs, il est reconnu que dans un aquifère côtier en contact avec la mer et naturellement en équilibre, les eaux souterraines en provenance de l'infiltration des précipitations constituent une nappe s'écoulant vers la mer et qui surmonte une masse d'eau salée en affectant la forme d'un biseau pénétrant à l'intérieur des terres (Figure 16). Tout prélèvement intense d'eau douce au niveau d'un captage va modifier cet état d'équilibre en provoquant une diminution du débit des eaux souterraines et un abaissement de la surface piézométrique. Cela se traduit par une avancée, vers les terres, du biseau d'eau salée qui peut atteindre dans certains endroits, le fond des puits et entraîner un changement du sens d'écoulement.

Il en ressort que les secteurs côtiers (partie nord) de la région étudiée, où l'on constate des pompages intensifs destinés à l'alimentation des populations et de l'industrie, constituent des zones où les nappes sont vulnérables à la contamination par le sel et où les aquifères sont en contact direct avec la Méditerranée.

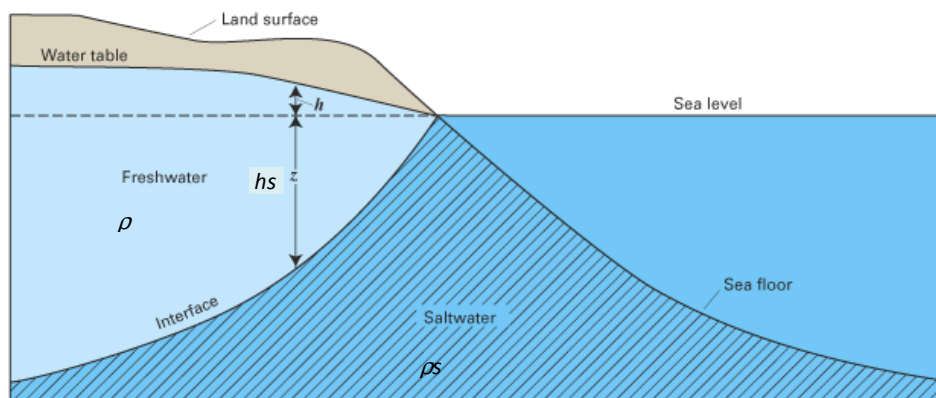


Figure 16 : Schéma hydrodynamique d'un aquifère côtier à nappe libre selon la relation de Ghyben-Herzberg.



Le but recherché par ces études est d'identifier les mécanismes d'intrusion marine, de caractériser la pollution saline et de mettre en évidence les facteurs déterminants et les moyens de lutte contre la contamination des nappes par les eaux marines.

Freeze et Cherry (1979) définissent l'intrusion comme la migration des eaux salées dans les eaux douces de l'aquifère, sous l'influence de l'évolution des ressources en eau de la nappe. Le mouvement se fait naturellement, soit à l'intérieur des terres – on parle ainsi de mouvement descendant des sources de surface et des eaux d'irrigation vers l'aquifère et de mouvement ascendant des formations inférieures vers l'aquifère –, soit dans les zones côtières, où les eaux de l'aquifère sont connectées hydrauliquement avec l'eau de mer. Dans ce dernier cas, les deux systèmes ne se mélangent pas, puisque les eaux salées se déplacent au-dessous des eaux douces, par suite de la différence de densité entre les deux types d'eau.

Plusieurs auteurs (Bear *et al.*, 2001 ; Calvache and Pulido-Bosh, 1991 ; Rivera *et al.*, 1990) ont essayé, par des méthodes analytiques et numériques de modélisation, de décrire le phénomène, de prévoir la position de l'interface entre eau douce et eau marine, et de prévoir les changements des niveaux piézométriques et de la salinité. La caractérisation du phénomène d'intrusion nécessite une approche multidisciplinaire. La démarche consiste à établir la structure géologique et à déterminer les propriétés hydrologiques et géochimiques, à travers un nombre suffisant de mesures et d'analyses pour caractériser les sources et les origines de la salinisation, la localisation de l'interface et les fonctions qui engendrent son évolution spatio-temporelle (Banton, et Bangoy, 1987). La nappe captive côtière étudiée dans ce travail se situe dans le bassin de la Seybouse au Nord-Est Algérien (Figure 7). Les problèmes de cet aquifère résultent du déséquilibre entre la recharge et l'intense exploitation, l'importance des activités agricoles et la présence de minéraux solubles dans son réservoir.

#### **4.1. Mécanismes de l'intrusion marine**

##### **4.1.1. Généralités**

La transition entre l'eau douce et l'eau salée s'effectue relativement brusquement sur une épaisseur ne dépassant pas quelques mètres. Les deux liquides miscibles se trouvent ainsi séparés par une zone qui est souvent assimilée à une interface abrupte limitant un biseau d'eau salée dont la pente est inclinée vers le continent (Figure 16).

L'existence et l'évolution spatio-temporelle de la zone de transition dépendent des facteurs hydrodynamiques et géométriques suivants (Bonnet *et al.*, 1974 ; Ledoux, 1986) :

- ✓ les fluctuations naturelles à la fois du niveau de la nappe (variations saisonnières) et du niveau marin (marées) qui provoquent un mélange des eaux douces et marines par déplacement de l'interface ;
- ✓ la différence de densité entre les deux liquides qui tend à maintenir le sel en profondeur ;
- ✓ la diffusion moléculaire du sel dans l'eau douce qui tend à diminuer les contrastes de concentration ( $2 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$  pour les chlorures). Elle correspond à la dispersion physico-chimique (Schoeller, 1962 ; Castany et Margat, 1977) ;
- ✓ la dispersion (mécanique ou cinématique) due à l'écoulement le long de l'interface ; elle se traduit par la formation d'une zone de mélange de l'eau douce et de l'eau salée marine. Elle s'exprime quantitativement par les coefficients de dispersion intrinsèque (longitudinal et transversal) ;
- ✓ la porosité et la perméabilité de l'aquifère côtier ;
- ✓ la géométrie de l'aquifère ;
- ✓ le débit de la nappe, lui-même fonction des facteurs précédents. L'envahissement progressif de l'aquifère par des venues d'eau marine dépend du débit d'écoulement de la nappe qui tend à entraîner un nettoyage permanent du système aquifère côtier.

#### 4.1.2. Rôle des facteurs hydrodynamiques et de l'exploitation

On doit à Ghyben-Herzberg (1901) l'explication du phénomène d'invasion marine des aquifères côtiers exprimée par la relation entre la charge d'eau douce ( $h$ ) au-dessus du niveau moyen de la mer et la profondeur ( $h_s$ ) de l'interface eau douce-eau salée sous le niveau de la mer (Figure 16).

L'équation de Ghyben-Herzberg s'écrit sous la forme suivante :

$$h_s = h \frac{\rho}{\rho_s - \rho}$$

où  $\rho$  est la masse volumique de l'eau douce ;

$\rho_s$  est la masse volumique de l'eau salée.

$h_s$  est la profondeur du biseau sous le niveau marin et  $h$  est la hauteur piézométrique mesurée à partir du niveau marin

Pour ces valeurs de densité, la profondeur de l'interface sous le niveau de la mer s'écrit sous la forme :

$$h_s \approx 40.h$$

Cette expression montre qu'en fonction de la différence de densité des deux liquides, la position et la profondeur de l'interface est déterminée par la hauteur d'eau douce au-dessus du niveau moyen de la mer (hauteur piézométrique de la nappe).

Cependant, cette formule doit être utilisée avec précaution car elle suppose des conditions hydrostatiques et un régime permanent très rarement réunis dans la nature.

Il existe d'autres formulations pour étudier les phénomènes d'intrusion marine. On peut citer par exemple celle de Todd (1980) qui dérive de la loi de Darcy et s'écrit sous la forme :

$$Q = 0,5 \left( \frac{\rho_s - \rho}{\rho} \right) K \frac{b}{L}$$

où  $Q$  est le débit d'eau douce s'écoulant vers la mer ( $m^3/s$ ) ;

$K$  est la perméabilité de l'aquifère côtier ( $m/s$ ) ;

$b$  est l'épaisseur saturée de la nappe libre (m) ;

$L$  est la longueur de l'intrusion marine dans l'aquifère côtier (m).

En d'autres termes, cette équation montre que la longueur de la pénétration du biseau salé vers les terres dépend fortement de la perméabilité des terrains aquifères en contact direct avec la mer et de la puissance de la zone saturée en eau. Elle est par contre inversement proportionnelle au débit de l'écoulement souterrain vers la mer.

Il en ressort que la longueur de l'invasion marine vers l'aquifère côtier est importante dans le cas où le débit de la nappe est faible et quand la perméabilité du secteur littoral est élevée.

Par contre, dans le cas d'un aquifère peu perméable avec un débit d'écoulement souterrain élevé c'est-à-dire avec des gradients hydrauliques importants ou une grande épaisseur saturée, la pénétration des eaux salées vers le continent est faible voire peu significative.

Les équations précédentes ont montré que la longueur de l'intrusion marine dépend du débit d'écoulement souterrain. En effet, toute exploitation intensive en zone littorale au-dessus des réserves souterraines, diminue le débit de la nappe vers la mer qui constitue son exutoire et provoque un déplacement de la zone de transition eau douce-eau marine vers l'intérieur des terres.

D'une manière générale, le débit d'exploitation d'un aquifère côtier doit être compatible avec le taux d'alimentation de la nappe.

Une remontée de la zone de transition peut apparaître même si la nappe n'est pas régionalement surexploitée. Ils s'agit d'une remontée locale de l'interface entre les deux liquides sous les puits de sorte que l'eau salée atteint les crépines des ouvrages : phénomène connu sous le nom « d'upconing » (Bear *et al.*, 1968). Il en découle une pollution importante des eaux pompées par les sels marins.

#### **4.2. Méthodologie**

La mise en évidence de l'intrusion marine nécessite une approche multidisciplinaire. Plusieurs auteurs (Demirel, 2004 ; El Achheb *et al.*, 2003 ; Gemail *et al.*, 2004 ; Grassi and Cortecci, 2004 ; Kafri and Arad, 1979 ; Lebbe *et al.*, 1989 ; Paine, 2003 ; Pulido - Le Bœuf, 2004 ; Spechler, 1994 ; Trabelsi *et al.*, 2005 ; Wilson *et al.*, 2006), par des méthodes analytiques, géophysiques et de modélisation, ont étudié le phénomène pour localiser la position de l'interface entre eau douce et eau marine. D'autres études (Allen and Suchy, 2001 ; Farber *et al.* 2004 ; Grassi and Cortecci, 2004 ; Hudak, 2000 ; Martos *et al.*, 2001 ; Olobaniyi and Owoyemi ; Pulido-Le Boeuf *et al.* 2003 ; Vengosh and Rosenthal, 1994) ont défini les processus et les réactions chimiques qui caractérisent la minéralisation et qui seraient ainsi responsables de l'enrichissement ou de l'appauvrissement des eaux souterraines en éléments chimiques.

La démarche adoptée consiste à :

- étudier les facteurs hydrodynamiques qui peuvent jouer un rôle influent,
- déterminer les propriétés géochimiques à travers des mesures et des analyses pour caractériser les sources et les origines de la salinisation et les facteurs qui engendrent son évolution spatio-temporelle,
- élaborer des diagrammes croisés des concentrations des éléments majeurs avec l'ion Cl<sup>-</sup> qui constitue un bon traceur de la salinité,
- enfin, élaborer un modèle numérique de transport de polluant.

### **4.3. Résultats et discussion**

#### **4.3.1. Mise en évidence des intrusions marines vers les aquifères étudiés**

##### **- Les facteurs hydrodynamiques**

Les secteurs côtiers où les aquifères sont en contact avec la mer (Nord de la plaine d'Annaba), sont les plus vulnérables aux intrusions marines qui sont favorisées par les critères suivants (Chen et al., 1997) :

- ✓ la perméabilité : dans la nappe des graviers les valeurs de perméabilité les plus élevées sont situées le long de la Seybouse ;
- ✓ l'épaisseur des graviers et galets : elle passe en effet de quelques mètres en bordure ouest du système, à près de 25 m au nord selon l'axe de la fosse de Ben-Ahmed, orientée sud-nord, puis elle diminue à moins de 10 m sur l'élévation de Daroussa. Entre la butte de Boukhadra et El-Khous, un autre niveau à éléments grossiers, de près de 8 m d'épaisseur, a été localisé à une profondeur de 35 à 40 m (Djabri *et al.*, 2000) ;
- ✓ les caractéristiques géométriques et le pendage des graviers montrent que l'aquifère déboucherait en mer à plusieurs kilomètres de la côte (Figure 17);

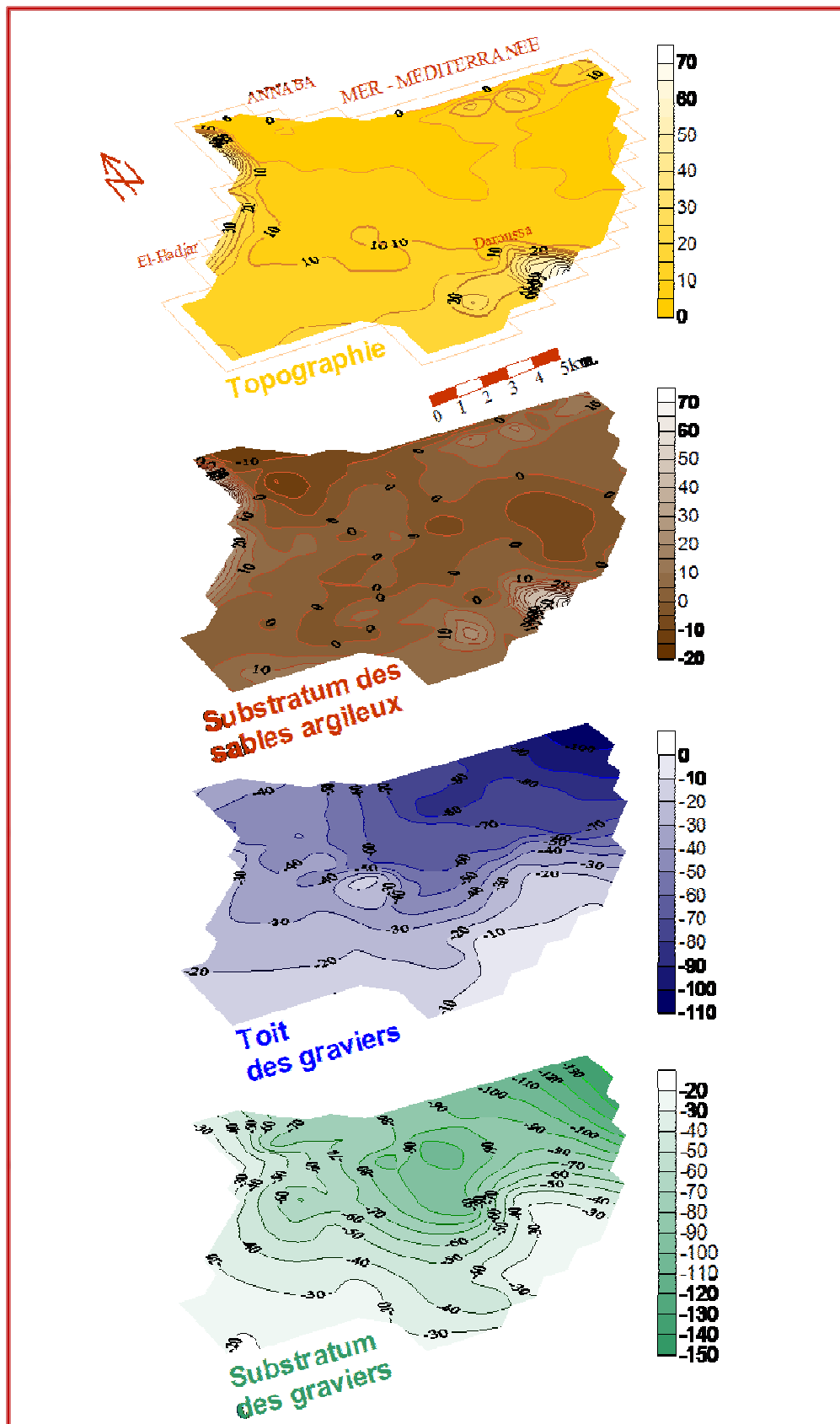


Figure 17 : Géométrie des graviers dans le système aquifère d'Annaba (Aoun Sbaiti 2010).

- ✓ gradients hydrauliques faibles ;
- ✓ pompages intensifs dans les champs de captage des Salines et d'Allélick provoquant un abaissement important des niveaux piézométriques jusqu'à -8 m sous la nappe.
- ✓ baisse des niveaux piézométriques : l'extension permanente de l'isopièze de cote 0 provoquée par les pompages traduit une généralisation de l'intrusion de l'eau marine dans l'eau douce par l'intermédiaire d'une zone de transition. Citons particulièrement les dépressions des Salines et d'Allélick dont les cotes peuvent atteindre -10 m et où l'écoulement des eaux souterraines est dirigé de la mer vers les champs de forage.

Le suivi des chroniques piézométriques permettent de mettre en évidence une baisse généralisée des niveaux et de tirer les conclusions suivantes :

- ✓ la présence de quelques dépressions avec des cotes inférieures au niveau de la mer et la baisse du niveau général de la nappe entraînent principalement une élévation de l'interface eau douce-eau salée qui peut atteindre rapidement le fond des forages profonds.
- ✓ l'extension permanente de la courbe de cote zéro provoquée par les pompages traduit une généralisation de l'intrusion de l'eau marine dans les eaux douces par l'intermédiaire d'une zone de transition,
- ✓ la baisse significative des niveaux piézométriques surtout en période de basses eaux et les faibles fluctuations saisonnières de la nappe entraînent une réduction des débits d'eau douce et une pénétration des eaux marines sous les masses d'eau douce de la nappe.

### **Etude des analyses chimiques**

L'étude hydrochimique de l'intrusion marine semble être simple. Cependant, ce phénomène d'intrusion des eaux marines est accompagné par d'autres processus qui modifient les caractéristiques du mélange d'eau. Ce changement est dû à l'absence d'équilibre entre l'aquifère et le mélange d'eau. En effet, les carbonates et les argiles participent à la dissolution et la précipitation de quelques minéraux et à l'échange cationique qui agit en opposition aux changements provoqués par l'intrusion marine. Avec la réduction des sulfates, ces processus sont les facteurs modifiant l'hydrochimie des eaux salinisées par l'intrusion des eaux de mer (Petelas and Diamantis, 1999).

### -Diagramme de Piper

En observant le diagramme (Figure 18) on remarque côté anions que les échantillons sont dans leur globalité riches en chlorures. Nous remarquons que cinq échantillons constituent le domaine mixte, c'est-à-dire qu'aucun anion ne domine.

En regardant la répartition des cations, on note une domination du sodium accompagné du potassium. Notons qu'un nombre appréciable d'échantillons indique une richesse des eaux en calcium et magnésium. La combinaison des deux triangles montre que les eaux de la zone d'étude sont principalement chlorurées sodiques et secondairement calciques à magnésiennes.

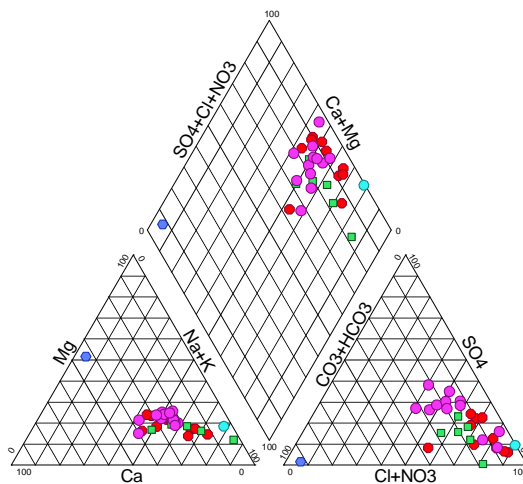


Figure 18 : Représentation des résultats d'analyse des échantillons d'eau dans le diagramme de Piper

### - Diagrammes de Stiff

La représentation de Stiff consiste à construire, pour chaque échantillon, un diagramme sous forme de polygone dont la forme reflète la caractérisation des éléments chimiques considérés (Figure 19). La distinction entre les échantillons se base sur la géométrie du polygone qui donne une idée des espèces dominantes et de leur parenté chimique.

Les trois axes du diagramme de Stiff sont respectivement, de haut en bas, Na-Cl, Ca-HCO<sub>3</sub>, Mg-SO<sub>4</sub> (Figure 20). Les diagrammes de Stiff obtenus ont permis de diviser les eaux de la nappe en trois groupes chimiques homogènes : groupe I, II et III.



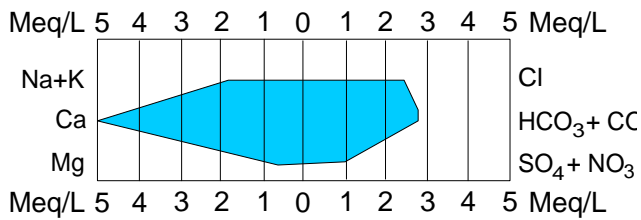


Figure 19 : Diagramme de Stiff de l'eau douce

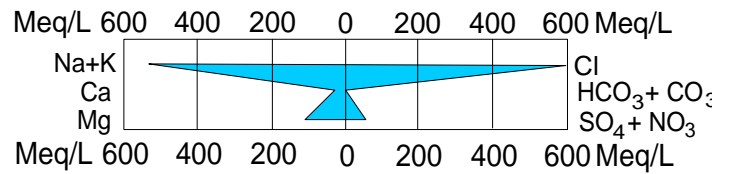


Figure 20 : Diagramme de Stiff de l'eau de mer

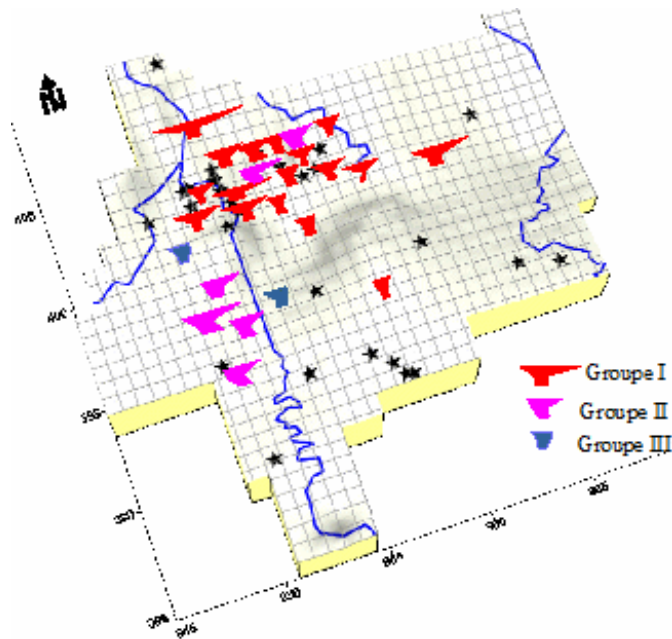


Figure 21 : Diagramme de Stiff des eaux de l'aquifère d'Annaba  
(Nappe des graviers)

- Le groupe I, représentant près de 70% de l'effectif total, regroupe les eaux du secteur côtier, au niveau des Salines et Sidi Salem et dans les régions d'El Hadjar et de Ben M'hidi. La forme du diagramme de Stiff de ce groupe se rapproche de celle de l'eau de mer (Figure 21)
- Le groupe II, regroupant près de 19% du total, caractérise les échantillons du secteur sud de la plaine
- Le groupe III, avec 11% de l'effectif, est formé par les eaux les moins minéralisées.

La répartition spatiale des différents groupes du diagramme de Stiff permet d'appréhender l'origine de la salinisation des eaux de la nappe.

### Les diagrammes croisés des concentrations

Le deuxième moyen d'interprétation utilisé dans cette étude est constitué par les diagrammes croisés des concentrations des éléments majeurs avec l'ion chlorure. Ce dernier,

comme élément conservatif, ne participe pas aux interactions eau-roche et caractérise l'origine de la salinité des eaux constituant un traceur de mélange (Tellam, 1995).

Les diagrammes croisés montrent la relation entre les chlorures et les éléments majeurs ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  et  $\text{SO}_4^{2-}$ ) des points d'eau prélevés dans les différentes zones de la région d'étude. La disposition des points, de mesure, par rapport à la ligne de mélange eau douce-eau salée peut être de grande utilité pour identifier d'autres phénomènes qui sont annexés au processus de mélange.

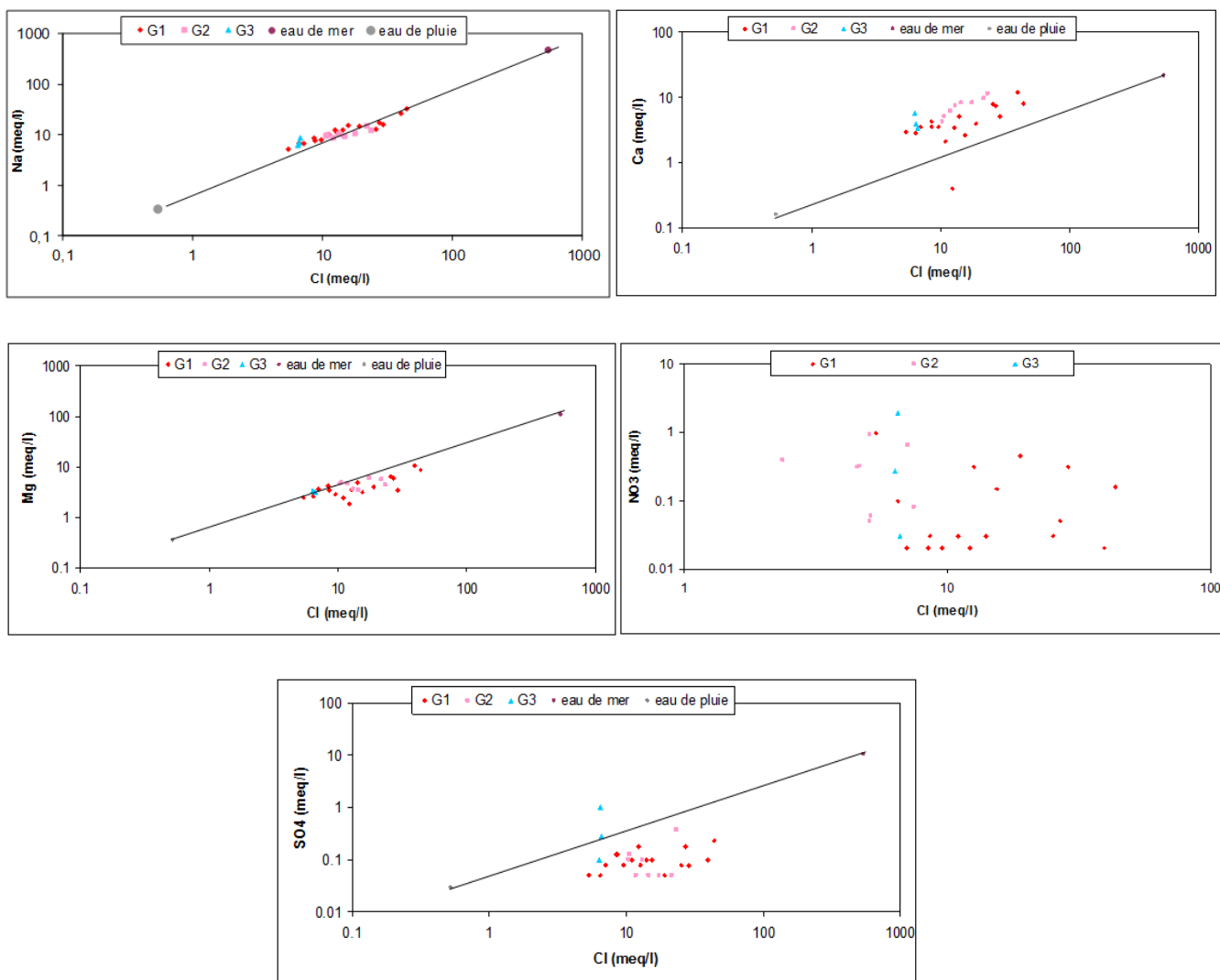


Figure 22 : Relation entre : Na- Cl / Ca- Cl / Mg- Cl /  $\text{NO}_3^-$ - Cl /  $\text{SO}_4^-$ - Cl des eaux souterraines et de l'eau de mer.

Le diagramme Na-Cl montre que les points représentatifs des groupes I, II se répartissent de part et d'autre de la droite de mélange de l'eau de mer - eaux de pluie. Les points qui se trouvent sur la droite indiquent la présence du processus de mélange eau douce eau salée sans réaction d'échanges ioniques (Kouzana *et al.*, 2007). Les points des groupes I et II se situent au-dessous de la droite de mélange eau douce - eau salée indiquant un

appauvrissement en sodium (El Achheb *et al.* 2003). Ces eaux sont contrôlées surtout par des réactions d'échange cationique. Etant donné que la teneur en  $\text{Na}^+$  devrait équilibrer la teneur en  $\text{Cl}^-$ , le déficit en  $\text{Na}^+$  est expliqué par le phénomène d'échange ionique inverse entre l'eau et l'aquifère se traduit par une adsorption de  $\text{Na}^+$  et une libération de  $\text{Ca}^{2+}$  (El Achheb *et al.* 2003).

Les points du graphique Mg–Cl (Figure 22) qui se trouvent sous la droite de mélange sont caractérisés par l'appauvrissement en  $\text{Mg}^{2+}$ . Ceci est expliqué surtout par le phénomène d'interaction eau – roche.

Ces derniers mouvements couplés avec l'évapotranspiration facilitent les processus de dissolution des minéraux et mettent en solution des fertilisants et résidus de l'agriculture, conduisant ainsi à une diminution du Ca,  $\text{HCO}_3^-$  et  $\text{SO}_4^{2-}$ , comme résultat de la précipitation, et à une augmentation de Na, Cl et  $\text{NO}_3^-$  (Cardona *et al.*, 2004 ; Richter and Kreitler, 1993).

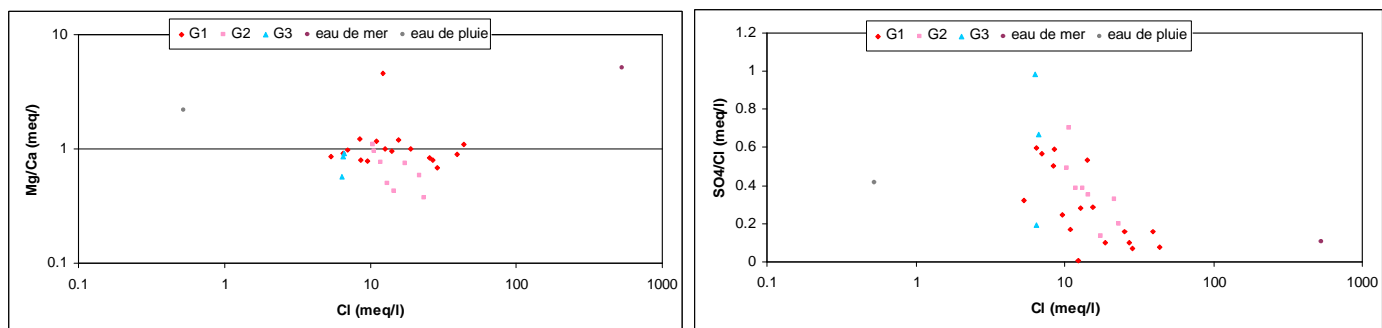


Figure 23 : Variation des rapports  $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}$  en fonction des teneurs en chlorures

Le rapport Mg/Ca augmente en fonction de la proportion d'eau de mer introduite dans le mélange (Tellam, 1995 ; Trabelsi *et al.*, 2005). L'enrichissement en magnésium et l'appauvrissement en calcium sont dus essentiellement aux réactions d'échange ionique, caractéristiques des mouvements de mélange eau douce – eau de mer. Certains points du groupe I présentent les plus hautes valeurs de ce rapport, prouvant l'origine marine de la minéralisation de ces eaux. Une partie des points des groupes II se localise sur la droite de mélange eau de pluie–eau de mer, confirmant ainsi le phénomène de retour des eaux d'irrigation. L'autre partie des points du groupe II ainsi que les points du groupe III se situent sous la droite présentant de faibles valeurs du rapport Mg/Ca en raison de la richesse en ion calcium, qui a pour origine le gypse et la calcite présents dans le réservoir.

Le rapport SO/Cl a tendance à diminuer lorsque la proportion d'eau de mer (représentée par la quantité de chlorures) augmente dans le mélange eau douce – eau de mer (Pulido–Le Boeuf *et al.*, 2003 ; Trabelsi *et al.*, 2005 ; Vengosh and Rosenthal, 1994). La Figure 22 montre que les points du groupe I présentent les plus faibles valeurs du rapport, vérifiant l'origine marine des eaux. À l'inverse, les points du groupe III présentent des valeurs importantes du rapport SO/Cl, indiquant une autre origine de la minéralisation ; on pense que cela est due à la dissolution du gypse dans le réservoir (Trabelsi *et al.*, 2005).

### - Evolution de la minéralisation des eaux souterraines en fonction de la distance à la mer

Pour mettre en évidence l'influence de l'éloignement à la côte sur la qualité des eaux souterraines, nous reprenons ici les analyses d'échantillons d'eau souterraine effectuées selon trois profils S-N perpendiculaires au littoral (Debièche, 2002 et Aoun-Sebaiti, 2003).

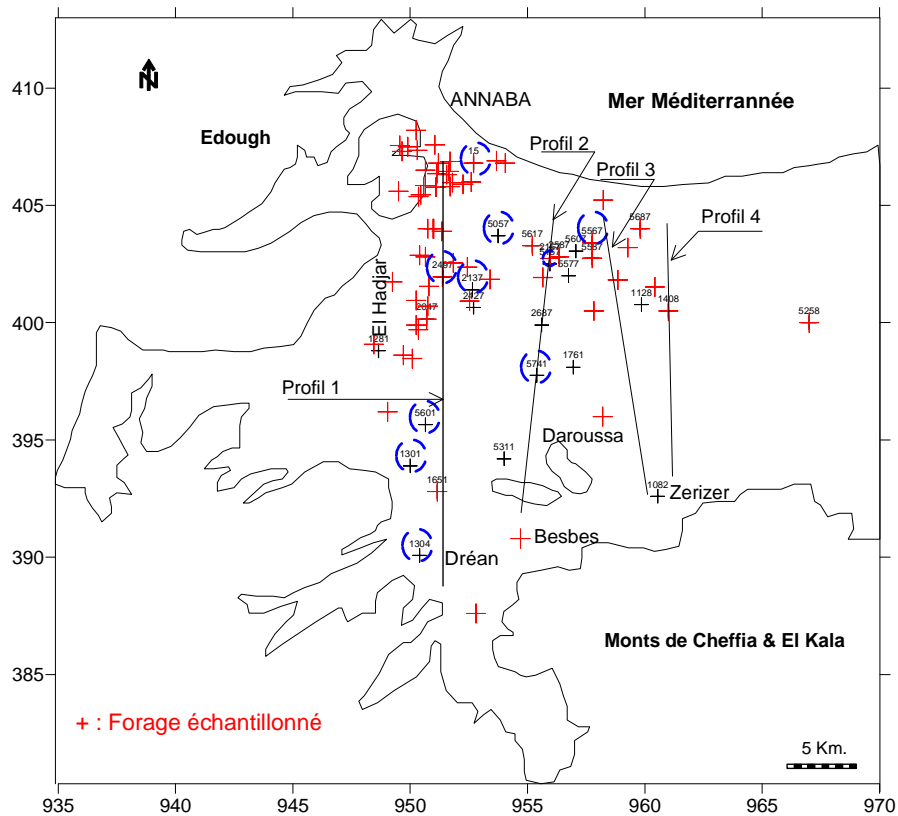


Figure 24 : localisation géographique des profils

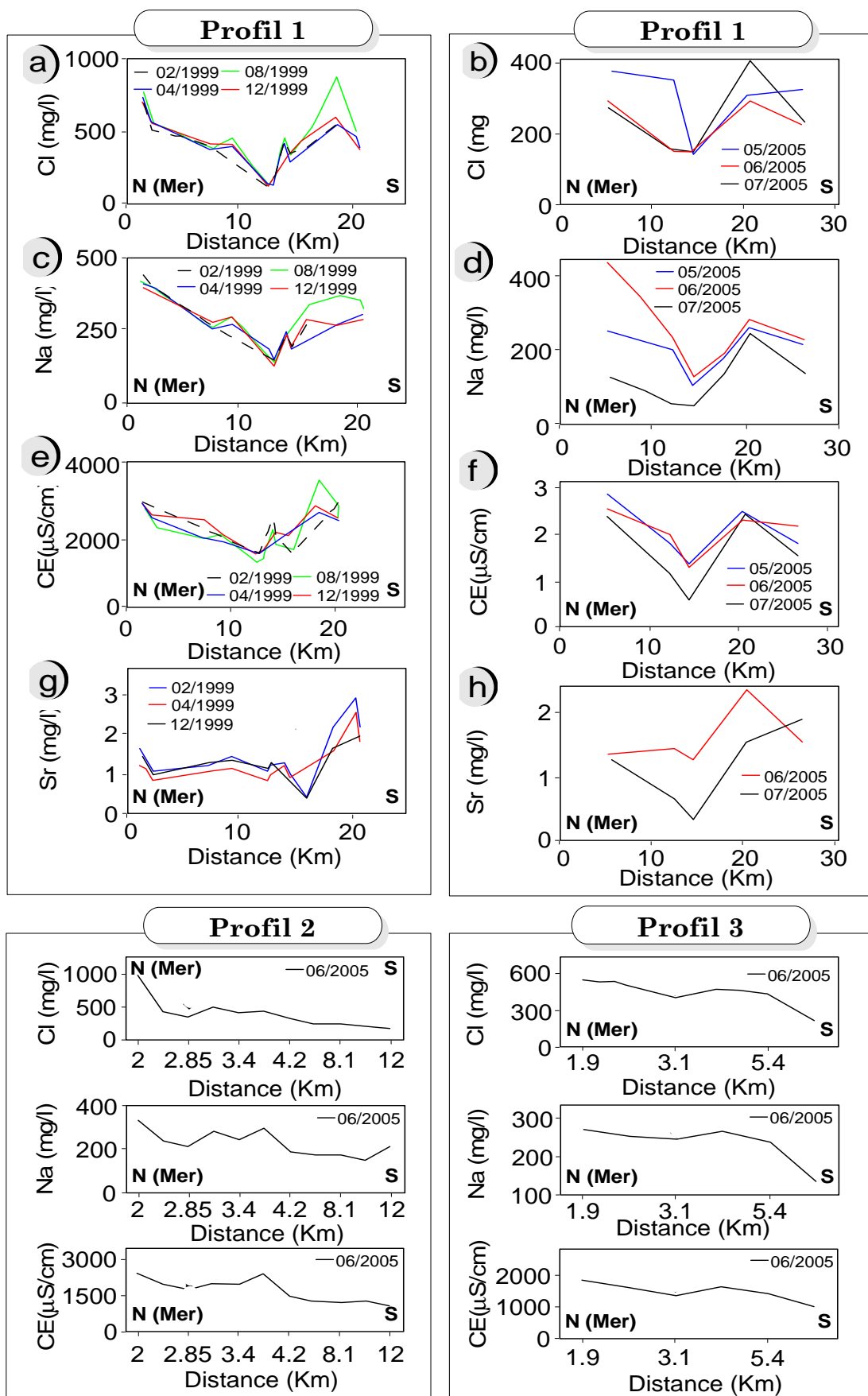


Figure 25 : Evolution de la minéralisation selon 3 profils orthogonaux à la mer

Les graphiques de la Figure 25 a-f montrent une chute importante des valeurs pour l'ensemble des chlorures, du sodium et conductivité électrique du profil 1. Cette chute est très

significative dans les 15 premiers kilomètres de la côte. Dans ce secteur, les valeurs de chlorure passent de 800 mg/l à moins de 200 mg/l et les valeurs de sodium chutent de 400 mg/l à moins de 100 mg/l. Enfin la conductivité diminue de près de 3500 à 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Vers le Sud, les valeurs remontent à nouveau pour atteindre des valeurs très importantes pour les différents éléments dosés. L'augmentation des valeurs de strontium (Figure 25 g-h), dans ce secteur, peut traduire l'influence des formations évaporitiques sur le contenu physico-chimique des eaux (Debièche, 2002 ; Djabri *et al.*, 2003).

Le profil 2 (Figure 25) occupant le centre de la plaine, montre une diminution conjointe des valeurs de Cl, Na et de la conductivité en s'éloignant de la mer sur une distance de près de 2,85 km. Mais contrairement au premier profil qui longe la Seybouse, celui-ci montre, après une stabilisation des teneurs, une diminution des valeurs en s'éloignant vers le sud. Ceci s'explique par l'absence d'apport lessivant les formations évaporitiques véhiculées par la Seybouse.

Le profil 3 situé à l'est des deux premiers montre une allure identique au second avec cependant des teneurs beaucoup moins fortes (Figure 25). Les fortes salinités, autour de 450 mg/l de chlorures, sont observées dans un secteur s'étendant jusqu'à 5,4 km vers l'intérieur des terres. Les teneurs chutent brutalement en allant vers le sud vraisemblablement pour les mêmes raisons que dans le second profil.

Il est clair que la mise en évidence de l'intrusion marine passe par la multiplication des suivis de plusieurs paramètres (CE, Cl<sup>-</sup>, Na<sup>+</sup>, Br<sup>-</sup>, O<sup>18</sup>) sur plusieurs profils perpendiculaires à la mer et parallèles aux lignes de courant (Mania *et al.*, 1985 ; Younsi, 1994 ; Younsi *et al.*, 1997 ; Younsi, 2001). Dans la plaine d'Annaba, nous avons réalisé des profils où l'on dispose d'un nombre suffisant de points d'observation. Dans les autres secteurs, les mesures sont moins nombreuses et ne permettent guère de tracer de profil représentatif.

#### 4.3.2. Modélisation de l'intrusion marine

Dans cette étude, nous avons réalisé une modélisation mathématique de l'écoulement des eaux souterraines du système aquifère d'Annaba, afin de mieux comprendre le processus d'intrusion d'eau salée. Nous avons utilisé le code MODFLOW (McDonald et Harbaugh, 1988), qui résout l'équation de l'écoulement des eaux souterraines, dite équation de diffusivité, par la méthode des différences finies, couplé au modèle MT3DMS qui simule le transport hydrodispersif. Le paramètre calculé est la salinité de l'eau exprimée en concentration de chlorures (Cl<sup>-</sup>). Cette modélisation a été scindée en trois phases distinctes:

**Phase 1** : calage de la salinité de l'eau en régime permanent pour l'année 1982. La carte de salinité calée est utilisée pour initialiser la phase 2 de modélisation.

**Phase 2** : Calcul de l'évolution de la salinité de 1982 à 2005, en intégrant les données hydro climatiques acquises au cours de cette période. La carte de salinité calculée pour l'année 2005 est utilisée pour initialiser la phase 3 de la modélisation.

**Phase 3** : Simulation prévisionnelle sur 30 ans à partir de 2005. Le modèle conceptuel proposé est constitué de 3 couches, avec de haut en bas :

- ✓ une nappe superficielle : formations sablo-argileuses avec une épaisseur qui atteint 18 m,
- ✓ un intercalaire semi perméable : argiles sableuses avec une épaisseur de 0 m au sud de la plaine et 75 m au nord,
- ✓ une nappe profonde : constituée de graviers et galets. Son épaisseur varie de quelques mètres à 90 m.

La discrétisation du domaine étudié est réalisée par des mailles carrées de 500 m de côté. Les conditions aux limites discutées lors de l'élaboration du modèle des écoulements souterrains sont :

- ✓ Des flux imposés sur la limite amont, c'est-à-dire une alimentation par les limites sud, sud-est et sud-ouest ;
- ✓ Une limite à flux nul sur les bordures Nord-Ouest ;
- ✓ Une concentration imposée en Cl de 25 g/l sur la limite Nord afin de simuler la charge minérale de la mer Méditerranée ;
- ✓ les prélèvements par pompage sur les mailles concernées.

Les valeurs et la distribution spatiale de la perméabilité et des coefficients d'emménagement ont été ajustées par le modèle hydrodynamique Modflow.

Les phénomènes hydrodispersifs ont fait l'objet d'un calage en régime permanent. Une valeur de dispersion longitudinale variant de 10 à 20 m et une porosité de 20% ont été appliquées à l'ensemble des mailles du modèle. La dispersion transversale a été fixée entre 0,1 et 0,2 m.

En plus de la recharge liée aux nappes adjacentes (flux imposé), une pluie efficace de 250 mm a été introduite dans le modèle.

En régime transitoire, cette recharge est calculée au pas de temps annuel pour la période 1982-2005.

Afin d'estimer l'impact des pompages à long terme, une simulation sur 30 ans a été réalisée.

Dans le cadre d'une modélisation, la prise en compte des phénomènes d'intrusion d'eau de mer dans un aquifère passe par la superposition des composantes de calcul suivantes :

- Un modèle standard d'écoulement d'eau douce ;

- Un modèle de transport sans réaction chimique (advection–dispersion). Dans une problématique d'intrusion saline, les sels marins (les chlorures en particulier) sont vus comme un contaminant conservatif pouvant se déplacer en suivant les lignes de courant d'eau douce.
- Un modèle de mélange (loi de Fick) : l'eau de mer et l'eau douce sont considérées comme des fluides miscibles (par diffusion moléculaire).

Les incertitudes introduites par ces différentes composantes peuvent être classées en trois types (BRGM, 2008) :

- Incertitudes relevant du modèle conceptuel de fonctionnement des nappes. L'ensemble des caractéristiques du modèle d'écoulement d'eau douce (géométrie, conditions aux limites, paramètres hydrodynamiques en particulier perméabilité et coefficient d'emménagement, etc.) vont avoir une influence prépondérante sur la validité des résultats en termes de salinité.

- Incertitudes dues à une initialisation incorrecte du modèle de salinité. Les mesures de salinité utilisées en phase de calage doivent correspondre à un état hydrodynamique stabilisé de la nappe avec un équilibre eau douce–eau salée invariant dans le temps (régime pseudo permanent). Il s'agit d'une source d'erreur importante dans le cas de nappes fortement exploitées car le rééquilibrage hydrodynamique qui se manifeste par un déplacement plus ou moins marqué de l'interface eau douce–eau salée peut durer plusieurs années. Ce rééquilibrage peut ne jamais être atteint en cas de débits de prélèvement variables dans le temps.

- Incertitudes liées à la dispersion numérique. L'introduction de la densité, du transport et du mélange dans les processus de modélisation engendre des non linéarités dans les équations d'écoulement. Elles peuvent créer des oscillations numériques pouvant aboutir à des erreurs de calculs et/ou à des problèmes de non convergence (pas de solution aux calculs).

Le calage du modèle en régime permanent a permis la reproduction des écoulements souterrains et l'obtention de niveaux piézométriques calculés très proches de ceux mesurés sur l'ensemble du secteur modélisé. Cette étape a permis le calage de la salinité pour les années 1989, 1999, 2002, 2005) (Figure 26 a,b,c,d,e)

Pour les forages du secteur Sud et Centre de la plaine, le modèle montre que l'exploitation de la ressource en eau souterraine, à son niveau actuel, peut se faire durablement sans dégradation notable de la salinité de l'eau.

Les forages qui se situent plus au nord de la plaine et ceux qui se trouvent à quelques kilomètres de la côte, semblent déstabiliser significativement l'équilibre eau douce – eau saumâtre d'année en année. Selon les résultats du modèle hydrodispersif de l'année 1989, quelques forages seulement du nord de la plaine étaient touchés par des concentrations en Cl qui varient de 500 à 800 mg/l, alors qu'en 2005 ces mêmes forages ont atteint une concentration en Cl variant entre 800 et 1100 mg/l.



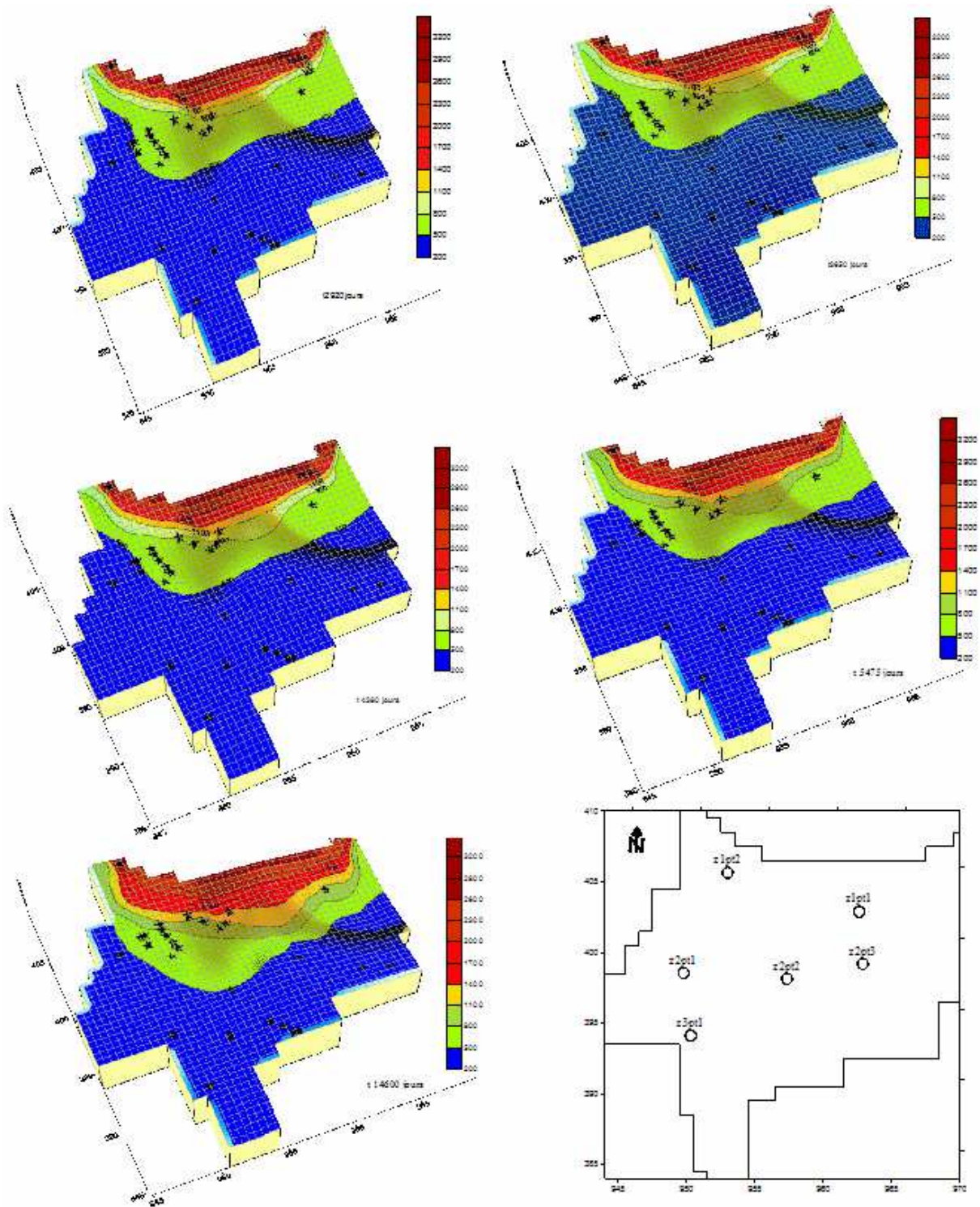


Figure 26 : – Simulation du front salé : a) 1989, b) 1999, c) 2002, d) 2005, e) 2035 et répartition des points d'observation de la concentration en Cl.

A l'issue du calage de la salinité, nous avons comparé les concentrations calculées par le modèle et celles mesurées sur le terrain. La Figure 27 montre le bon ajustement du modèle hydrodispersif pour les années 1989, 1999, 2002 et 2005.

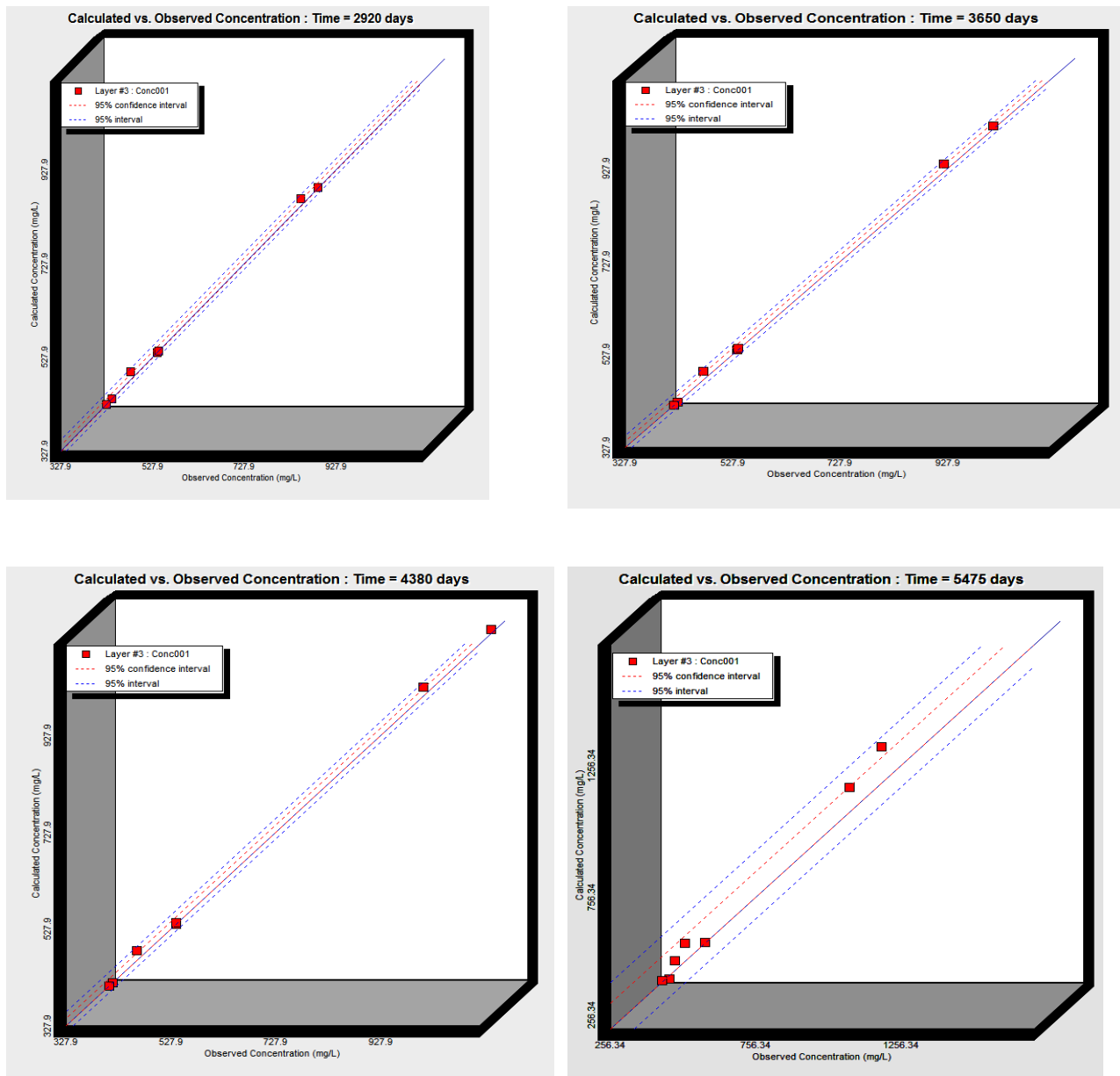


Figure 27 : Concentrations en chlorures : calculées vs mesurées

Pour la simulation de ces dernières périodes, on dispose de bilans hydriques, à partir desquels nous pouvons déduire le volume d'eau de mer qui participe au processus d'intrusion marine. Le Tableau 5 montre les différents flux entrant et sortant dans le système après la modélisation de l'écoulement des eaux souterraines pour ces quatre années hydrologiques. Nous pouvons faire la distinction entre les sources d'entrées de l'aquifère :

- les entrées par les limites de la zone modélisée ;
- la recharge à partir de la surface ;
- l'intrusion marine.

Et les zones de sortie

- vers les pompages ;
- vers la mer.

années	Débits entrant (m <sup>3</sup> /j)				Débits sortant (m <sup>3</sup> /j)		
	Par les limites	recharge	Intrusion marine	total	pompages	Vers la mer	total
1989	55510	0.13	5475	60985	7034	293	7327
1999	58767	0.08	8118	66885	53657	0	53657
2002	54821	0.08	9917	64739	53657	0	53657
2005	54795	0.13	9810	62512	53657	0	53657

Tableau 5 : Bilan des entrées et sorties de la nappe pour les années 1989–1999–2002 et 2005

Le bilan issu de la modélisation indique que les apports dus à l'intrusion marine représentent respectivement pour les années 1989–1999–2002 et 2005 8.97%, 12.13%, 15.31% et 15.69% du total des débits entrant vers la nappe. Il convient de souligner que, malgré le fait que le total des sources de l'eau douce de l'aquifère en 1999 est plus élevé que les années précédentes, le volume d'eau salée augmente. Ceci révèle la relation étroite qui existe entre l'augmentation du volume des prélèvements et l'augmentation de l'intrusion d'eau salée, car comme le Tableau 5 l'indique, une augmentation des prélèvements est enregistrée à partir de l'année 1999.

Le Tableau 5 montre également qu'à partir de l'année où les débits extraits par pompage ont augmenté, les débits sortant de la nappe via le littoral sont devenus nuls (inversion du sens d'écoulement).

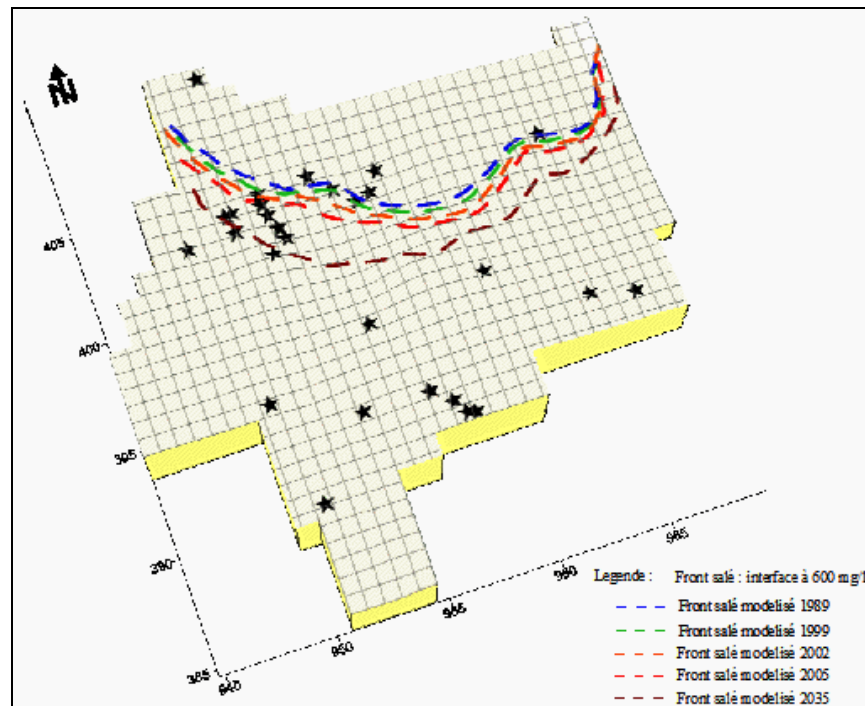


Figure 28 : Prévisions du front salé pour l'année 2035

La simulation du front salé pour l'année 2035 a montré que le déséquilibre hydrodynamique se poursuit durablement au-delà de 2005, dans l'hypothèse où les régimes et débits de pompage constatés en 2005, ainsi que la recharge, se maintiennent. La zone de dispersion s'avancerait, vers l'intérieur des terres, d'environ 200 à 300 m dans le secteur est de la plaine, 500 m au secteur centre et pourrait atteindre 1500 m à l'ouest, par rapport à sa position calculée pour l'année 2005 (Figure 28).

#### 4.4. Conclusion

A l'issue de ce travail, nous pouvons constater que la situation est préoccupante dans les secteurs côtiers de la partie Nord de la plaine d'Annaba. Les problèmes d'invasion par les eaux marines peuvent avoir leur source dans les volumes élevés de prélèvements effectués en bordure de la mer, provoquant une chute de la surface piézométrique et une progression, vers les terres, du biseau d'eau salée. La longueur de pénétration dépend aussi de la perméabilité de l'aquifère, des cotes du toit et du substratum ainsi que le gradient hydraulique.

Les analyses des échantillons d'eau de la nappe montrent que la conductivité électrique est généralement importante et reste élevée dans la partie nord de la zone d'étude, marquée par une dépression piézométrique. L'étude hydrochimique identifie trois processus responsables de la salinisation des eaux souterraines : l'intrusion d'eau marine dans la nappe, la dissolution des formations en place et le retour des eaux d'irrigation.

Les eaux de la nappe sont divisées en trois groupes, en fonction de leur composition chimique. Dans la partie amont de la nappe, les fluctuations de la salinité sont dues principalement au phénomène de dissolution/précipitation des formations gypsifères de la formation réservoir (groupe III). Celles des échantillons du groupe II sont liées à l'effet de

l'évaporation capillaire et au mouvement de retour des eaux d'irrigation au cours des périodes sèches. Ces derniers groupes sont le siège de réactions d'échange ionique, particulièrement dans la partie sud de la zone d'étude, et de réactions de mélange avec les eaux d'irrigation. Ainsi, ces zones sont des aires de recharge préférentielle, où l'écoulement vertical est facile et plus ou moins rapide et l'épaisseur de la zone non saturée faible.

L'anomalie de forte salinité observée au niveau de la zone côtière est expliquée par une contamination de la nappe par les eaux de mer. Cette hypothèse est justifiée par les fortes teneurs en chlorures et la présence des réactions d'échange cationique inverse, qui sont caractéristiques des mouvements de mélange des eaux marine avec les eaux douces.

Dans les différents diagrammes, on observe la tendance des échantillons du groupe I à s'approcher d'une composition d'eau marine, ce qui donne un argument supplémentaire en faveur de la présence d'une zone d'intrusion marine au niveau de la région côtière, dont la piézométrie est inférieure au niveau de la mer de 15 m.

L'élaboration du modèle hydrodispersif a permis la localisation et la délimitation du front salé qui avance continuellement, de l'année 1989 à 2005, vers l'intérieur des terres, induisant des concentrations de plus en plus élevées en chlorures, à savoir que ces concentrations passent de l'intervalle de 500 à 800 mg/l pour l'année 1989 et de 800 à 1100 mg/l pour l'année 2005 et ce, aux mêmes points de mesures.

Le bilan hydrique du modèle indique qu'une importante quantité d'eau de mer s'introduit dans la nappe des graviers. Cette intrusion marine, en augmentation continue dans le temps, est étroitement liée à l'augmentation des débits de prélèvement de la nappe.

Les prévisions pour l'année 2035 dans les mêmes conditions climatiques et d'exploitation qu'en 2005 nous permettent de prédire l'étendue du front salé. Ce dernier avancerait à l'intérieur des terres de 200 à 300 m en bordure est, de 500 m au centre de la plaine et atteindrait 1500 m plus à l'ouest.

Dans le cas du système aquifère d'Annaba, comme pour toutes les plaines littorales de l'Algérie où les ressources en eau deviennent de plus en plus rares, il faudrait prendre des mesures pour endiguer les problèmes liés à l'intrusion marine :

- Modérer l'exploitation des eaux souterraines dans les secteurs vulnérables et arrêter la foration de nouveaux ouvrages de captage ;
- Irriguer à partir des eaux superficielles des oueds qui écoulent des volumes importants vers la mer ce qui éviterait aux ruraux les prélèvements illicites dans la nappe ;
- Irriguer par le système goutte à goutte qui s'adapte bien aux régions de moins en moins arrosées ;
- Mettre en œuvre de techniques de recharge artificielle.

## 5. LE MODELE : UN OUTIL PUISSANT POUR L'ETUDE HYDRODYNAMIQUE DES SYSTEMES AQUIFERES

Pour modéliser l'hydrodynamisme des eaux souterraines de la nappe de la craie du secteur étudié, un couplage des deux modèles ci-après est utilisé :

- Modèle de simulation dite MMO8 (Méro & Gilboa, 1974 ; Birtles, 1978) : l'analyse des fluctuations des débits issus de la vidange des formations aquifères est basée sur les données météorologiques journalières, sur les valeurs des paramètres d'alimentation des nappes d'eau souterraine et sur les coefficients de tarissement de chaque aquifère. Ce modèle a été utilisé pour la simulation des débits de vidange.
- Modèle des Réseaux Neuronaux : les réseaux de neurones artificiels ou réseaux connexionnistes sont fondés sur des modèles qui tentent d'expliquer comment les cellules du cerveau et leurs interconnexions parviennent, d'un point de vue global, à exécuter des calculs complexes. Ils sont utilisés pour la simulation et la prévision des débits des sources d'eau puis pour la simulation et la prévision des niveaux de la zone saturée.

### 5.1. Présentation du modèle (MMO8)

La conception du modèle déterministe (MMO8) est basée sur la vidange de réservoirs multiples représentant des unités hydrogéologiques composant le système aquifère. Le volume total de l'eau écouable stockée dans un système aquifère peut s'écrire :

$$\sum_{j=1}^N V_j = \sum_{j=1}^n \int_0^{\infty} Q_j(t) \cdot dt = \sum_{j=1}^n \int_0^{\infty} Q_{0,j} \cdot e^{\left(\frac{-t}{T_{0,j}}\right)} dt$$

avec

- ✓ j: le numéro d'ordre de l'unité de stockage (aquifères superficiels ou profonds, surfaces de ruissellement)
- ✓  $Q_{0,j}$  : le débit initial au début du cycle hydrologique de la j<sup>ème</sup> unité,
- ✓  $T_{0,j}$  : le coefficient de tarissement de la j<sup>ème</sup> unité,  $T_{0,j} = \frac{1}{\alpha_j}$ .

La décharge Q d'une unité de stockage est proportionnelle au chargement de volume (V) et à la variation de la surface piézométrique (h) des nappes d'où :

$$\sum_{j=1}^N \frac{dV}{dt} = \sum_{j=1}^N S_j A_j \cdot \frac{dh_j}{dt} = \sum_{j=1}^N Q_j(t)$$

Avec

- ✓  $\bar{h}_j$  : la profondeur moyenne de la nappe pour la  $j^{\text{ème}}$  unité,
- ✓  $t$  : le temps,
- ✓  $S_j$  : le coefficient d'emmagasinement de la  $j^{\text{ème}}$  unité,
- ✓  $A_j$  : la surface équivalente de l'affleurement des unités de recharge, estimée à partir des cartes géologiques puis réajustée au cours du calage du modèle.

Aux données de base qui sont celles des pluies, des débits et des valeurs de l'évaporation potentielle s'ajoutent des paramètres physiques modifiables par ajustements successifs lors de la phase de calage qui a nécessité de nombreuses simulations au cours desquelles ont été testées plusieurs hypothèses hydrologiques relatives à la variation des paramètres suivants :

- surfaces des affleurements des unités de stockage : aquifère principal ( $A_1$ ), aquifère secondaire ( $A_2$ ), formations semi-perméables ( $A_3$ ), surface totale du bassin ( $A_4$ )
- caractéristiques de tarissement (pendant la durée du temps le débit du réservoir est réduit des 2/3 de l'aquifère principal ( $t_{01}$ ), de l'aquifère secondaire ( $t_{02}$ ), de l'unité à écoulement retardé hypodermique ( $t_{03}$ ) et de l'unité dont l'écoulement est dû à une concentration rapide ( $t_{04}$ ).
- limite de rétention capillaire, valeur maximale et initiale de l'humidité du sol, équivalent maximum de l'interception de l'eau de surface,
- paramètres d'ajustement relatifs à la valeur limite de l'infiltration sur les surfaces semi-perméables.

Le fonctionnement du Modèle MMO8 est schématisé sur la figure 29 ci-après :

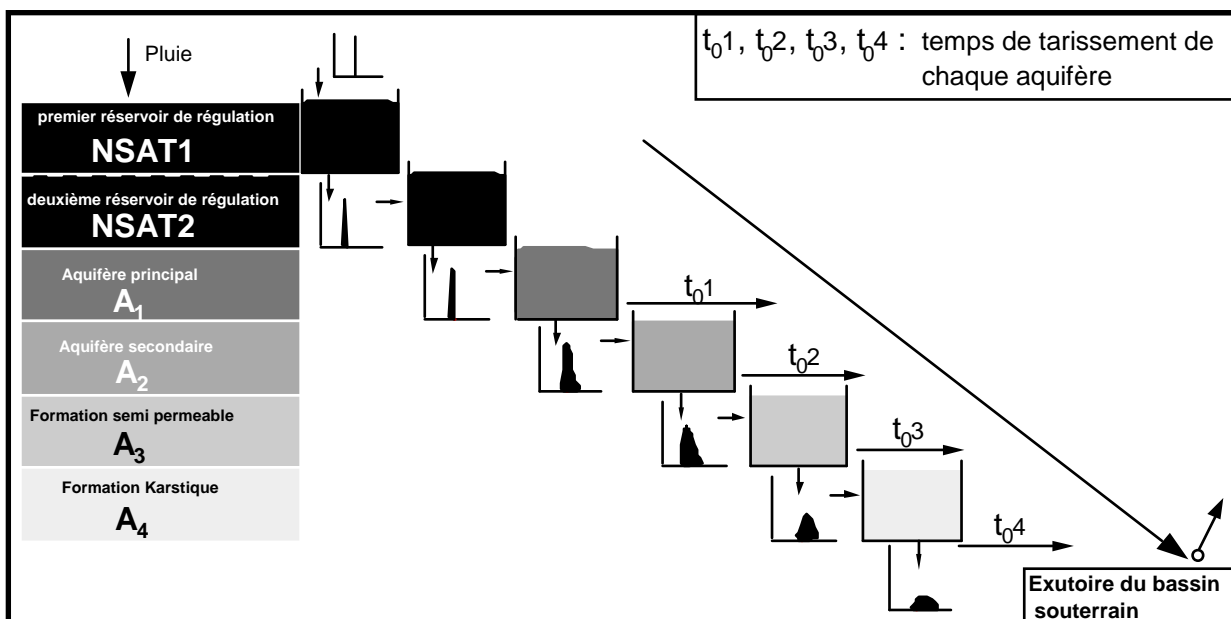


Figure 29 : Diagramme schématisé du modèle MMO8

## 5.2. Application du modèle sur la zone étudiée

Le secteur étudié fait partie des bassins versants de la Canche et de la Lys situés dans le département du Pas-de-Calais. Il est intégré dans la partie la plus septentrionale de l'auréole crayeuse du Bassin de Paris. Le climat est de type océanique, avec une pluviosité annuelle de 960 mm (période 1984–1998). Le modèle a été appliqué sur le bassin versant d'une source d'eau du complexe Fontaines–Aux–Faux d'une vingtaine de km<sup>2</sup> de surface, constituée de terrains crayeux d'âge du Sénonien et Turonien supérieur à moyen. Des affleurements marneux apparaissent au niveau de l'emplacement des sources.

Les résultats de comparaison entre les différents débits issus de toutes les unités de stockage sont résumés sous forme de graphique sur la figure 30 ci-après :

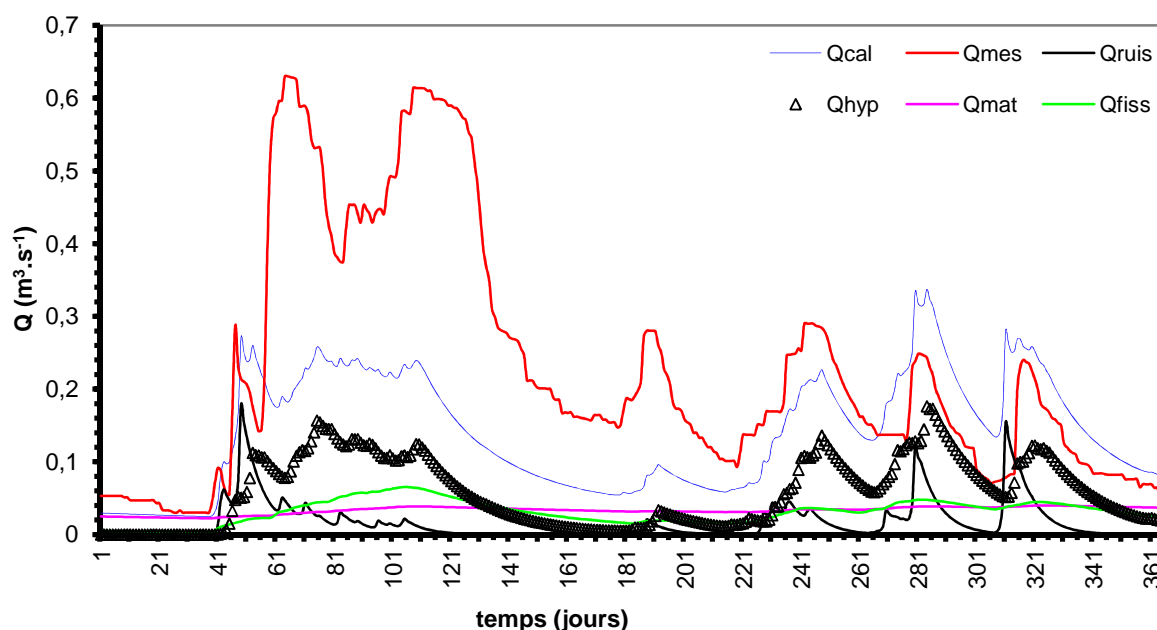


Figure 30 : Comparaison des hydrogrammes des débits issus de chaque réservoir (1999–2000)

*Qcal* : Débit calculé ; *Qhyp* : Débit de l'aquifère hypothermique ; *Qmat* : Débit de l'aquifère de type matriciel ; *Qfiss* : Débit de l'aquifère de type fissural ; *Qruis* : Débit de ruissellement.

L'application de ce modèle a permis de préciser les mécanismes d'infiltration et de vidange des unités physiques de stockage sur une seule année hydrologique. Les unités physiques de stockage comportent :

- 1) Un écoulement lent, à grande inertie vis-à-vis des précipitations, issu du drainage de l'eau souterraine stockée dans la craie fissurée et altérée des vallées (sèches et actives) à écoulement rapide de type matriciel (*Qmat*). Le débit issu de ce réservoir est de l'ordre de 24% du débit total.
- 2) Un écoulement plus rapide dans un aquifère de type fissural (*Qfiss*). L'eau provient du drainage de l'eau circulant dans la craie peu fissurée des plateaux. Le débit issu de ce réservoir est de l'ordre de 22% du débit total.



- 3) Un écoulement rapide dans un aquifère hypothermique (Qhyp). L'eau provient du drainage des marnes altérées semi-perméables et des alluvions argilo-sableuses. Le débit issu de ce réservoir est de l'ordre de 42% du débit total.
- 4) Un écoulement très rapide dans une unité karstique et de ruissellement (Qruis). Le débit issu de cette unité est de l'ordre de 12% du débit total.

Afin de cerner au mieux les comportements des deux réservoirs de régulation (NSAT1 & NSAT2) ainsi que les quantités d'eau infiltrées (IINFgw) sous l'influence de la pluie efficace, leurs hydrogrammes de débits ont été comparés à la pluie efficace à la station météorologique la plus proche. Les résultats de cette comparaison sont illustrés sur la figure 31, ci-après :

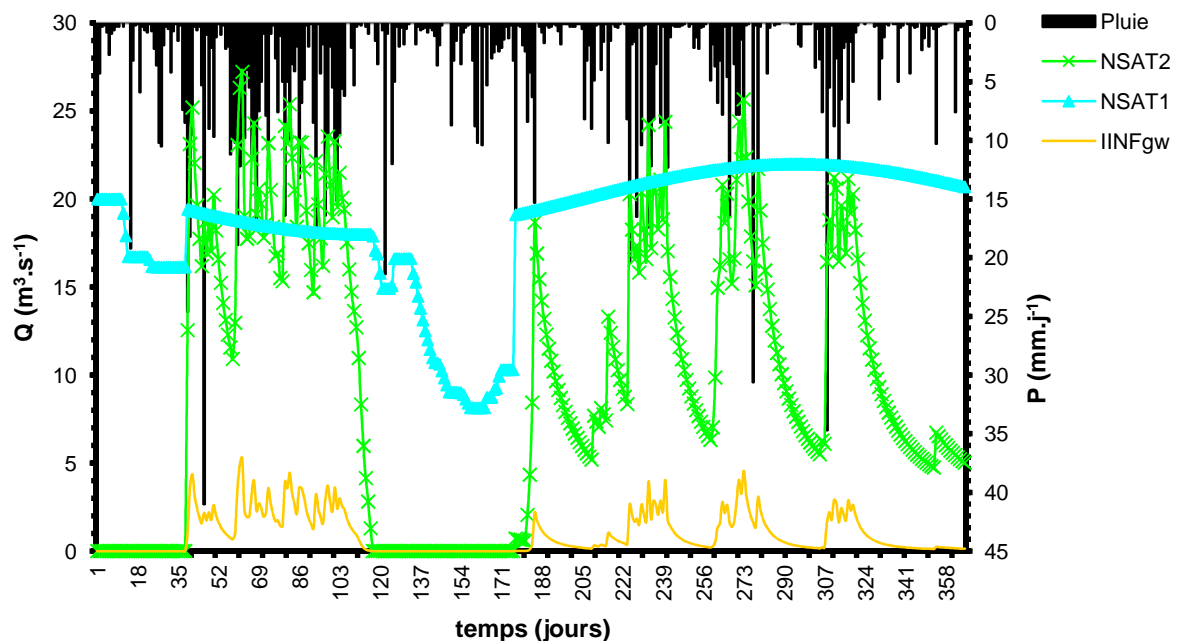


Figure 31 : Evolutions des débits des réservoirs de régulation et d'infiltration sous l'influence de la pluie efficace (Station météorologique de Fiefs)

L'analyse des graphiques de la figure montre que pendant les premières pluies, c'est le premier réservoir de régulation qui réagit sous l'influence de la pluie efficace. Pendant les périodes où l'on enregistre des quantités de pluie faible (période du 121<sup>ème</sup> au 181<sup>ème</sup> jour) le débit d'infiltration ainsi que celui du deuxième réservoir de régulation décroissent jusqu'à leur annulation. Pendant cette période, on enregistre un écoulement provenant uniquement du premier réservoir de régulation. Le débit de ce dernier décroît mais il ne s'annule pas comme c'est le cas pour les deux autres.

### 5.3. Présentation de la méthode des Réseaux Neuronaux

La configuration d'ANN, utilisée ici, est organisée sous forme de couches d'un ou de plusieurs d'éléments de traitement appelés "neurones" (Figure 32). La première couche est celle des paramètres d'entrée, formée de neurones qui reçoivent des données de l'environnement externe. Il n'exécute pas de transformation sur l'entrée mais l'envoie juste aux Elément de

Traitement (ET) de la couche suivante qui est la couche cachée. La dernière couche est la couche de production qui est constituée de neurones qui reçoivent la production de la couche cachée et l'envoient à l'utilisateur. La couche située entre les celles d'entrée et de production, appelée couche cachée, qui est constituée de l'ensemble des neurones qui reçoivent les sorties de la couche d'entrée, exécute leur transformation et les fait passer à la couche suivante qui peut être aussi une seconde couche cachée ou bien une couche de sortie. La couche cachée est choisie arbitrairement mais dépend essentiellement du nombre de données disponibles pour l'apprentissage et le test du modèle, aussi bien que de la non linéarité du processus à modéliser.

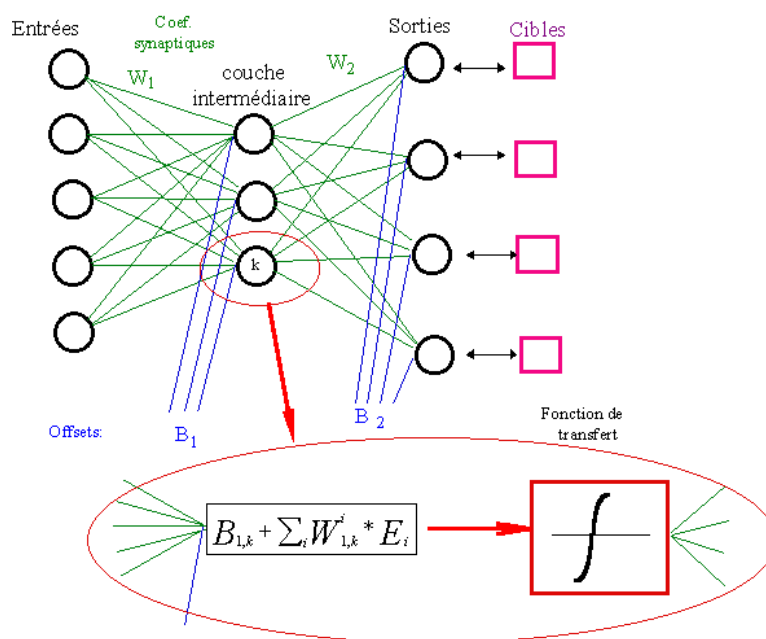


Figure 32 : Configuration d'un modèle ANN à trois couches

#### 5.4. Application de la méthode Neuronale sur la zone étudiée

Ce modèle a été couplé avec le modèle précédent, MMO8, pour la simulation et la prévision des débits des sources d'eau (Coulibaly et al., 2000 ; Karunanithi et al., 1994) puis pour la simulation et la prévision des niveaux de la zone saturée.

On présente sur la figure 33 ci-après le schéma global de la méthodologie de couplage des deux modèles utilisés.

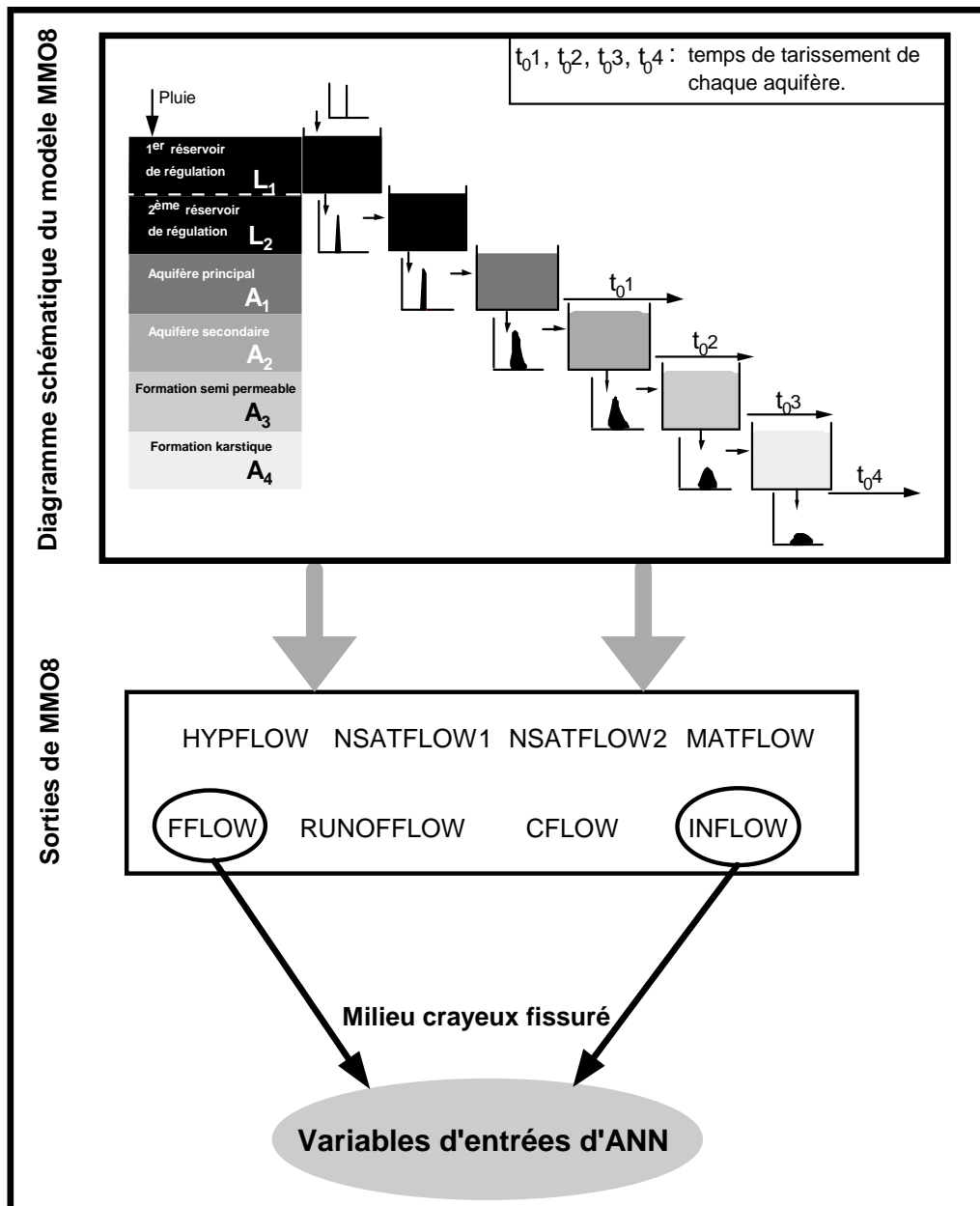


Figure 33 : Combinaison entre les deux modèles (MMO8 et ANN)

Les données utilisées sont les suivants :

- Précipitation (**RAIN**) ;
- Température moyenne (**MTEMP**)
- Hauteur d'eau mesurée à l'exutoire de la source (**SWLEVEL**) : souvent en continu pendant une année
- Pluie efficace (**EFRAIN**) : calculée à partir des données disponibles
- Débit de source (**OFLOW**) : calculé à partir des données mesurées sur terrain
- Débits de fissure (**FFLOW**) et d'infiltration (**INFLOW**) : débits calculés par le modèle MMO8 (modèle linéaire)

### 5.5. Création du modèle

Les paramètres d'entrée dans la couche cachée sont : les données actuelles (   $t = 0$ ) de **EFRAIN**, **MTEMP**, **SWLEVEL**, **FFLOW** et **INFLOW**. La couche de sortie est compos e d'un seul nœud qui est le débit calculé par le modèle (**CFLOW**). Dans cette première phase de travail, le modèle ANN est présenté avec les mêmes données que dans la couche d'entrée à  $t = 0$  afin de déterminer les paramètres qui influencent directement le flux sortant au niveau des sources d'eau. Avec cette supposition, une structure du modèle peut être exprim e comme suit :

$$CFLOW = F[EFRAIN(t), EFRAIN(t-1), \dots, EFRAIN(t-k+1); PET(t), PET(t-1), \dots, PET(t-k+1); MTEMP(t), MTEMP(t-1), \dots, MTEMP(t-k+1); SWLEVEL(t), SWLEVEL(t-1), \dots, SWLEVEL(t-k+1); FFLOW(t), FFLOW(t-1), \dots, FFLOW(t-k+1); INFLOW(t), INFLOW(t-1), \dots, INFLOW(t-k+1)] + e(t)$$

Où :

- $t$  est un index du temps avec une valeur entière positive ;
- $EFRAIN(t)$ ,  $PET(t)$ ,  $MTEMP(t)$ ,  $SWLEVEL(t)$ ,  $FFLOW(t)$ ,  $INFLOW(t)$  représentent les vecteurs des paramètres d'entrée au temps  $t$  ;
- $F [ ]$  est une fonction non linéaire qui sera estim e par le modèle ANNs;  $e(t)$  est une erreur de simulation (qui devrait être minimis e) ;
- $k$  est un nombre inconnu qui représente le pas de temps. Habituellement,  $k$  est connu sous le nom décalage du réseau. Si  $k = 1$ , le débit calculé (**CFLOW**)   l'instant  $t = 0$  dépend uniquement des valeurs des paramètres à l'entrée du modèle à  $t = 0$  autrement dit un « lag-1 », c'est à dire :

$$CFLOW = F[EFRAIN(t), PET(t), MTEMP(t), SWLEVEL(t), FFLOW(t), INFLOW(t)] + e(t)$$

Les différentes données sont introduites dans le modèle sous forme de couche.

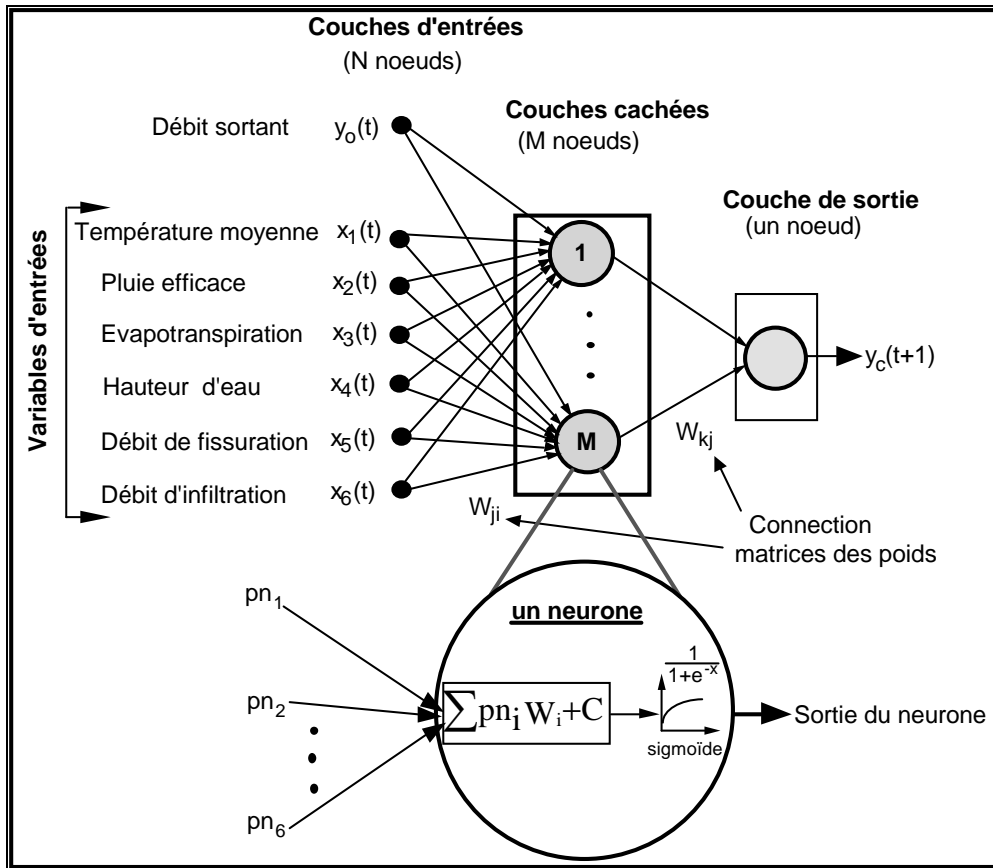


Figure 34 : Architecture simple d'un ANN avec trois couches

Trois critères statistiques d'évaluation sont employés dans ce travail (WMO, 1975). Du premier groupe, nous avons choisi un critère de linéarité entre les hydrogrammes de simulation et d'observation. Du deuxième groupe, nous avons sélectionné trois critères de mesure de l'erreur numérique: la Racine Carrée de l'Erreur Quadratique Moyenne (RMSE), le Coefficient de Détermination (CoD) et la Moyenne des Erreurs (MAE).

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (Q_i - \hat{Q}_i)^2}{N}} \quad ; \quad CoD = 1 - \frac{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Q_i - \hat{Q}_i)^2}{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (Q_i - \bar{Q})^2} \quad ; \quad MAE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |Q_i - \hat{Q}_i|$$

où

$Q$  est le débit instantané mesuré au niveau de l'exutoire ;

$\hat{Q}$  est le débit calculé par le modèle ;

$\bar{Q}$  est le débit moyen mesuré au niveau de l'exutoire ;

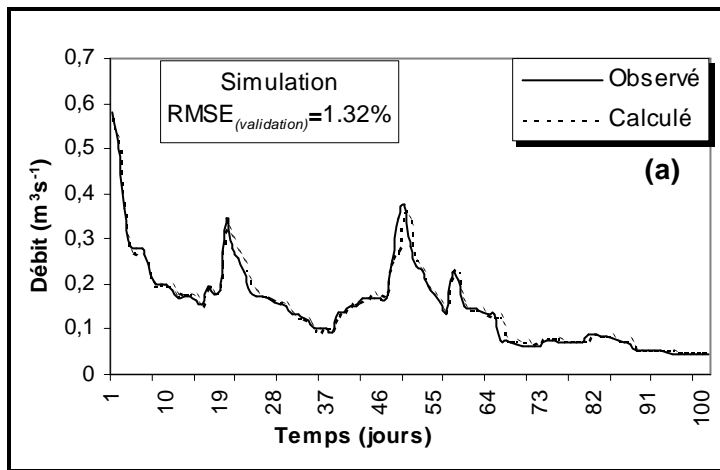
$N$  est le nombre total de mesures.

La RMSE donne une indication quantitative sur l'erreur de simulation obtenue pendant la phase de modélisation. La RMSE mesure la déviation de prévision et/ou de simulation de la valeur réelle mesurée. Le CoD représente la proportion de variation du débit «  $Q$  » qui a été calculé ou

qui a été estimé pendant une régression linéaire. Les valeurs idéales pour RMSE et MAE sont 0, pour CoD c'est l'unité.

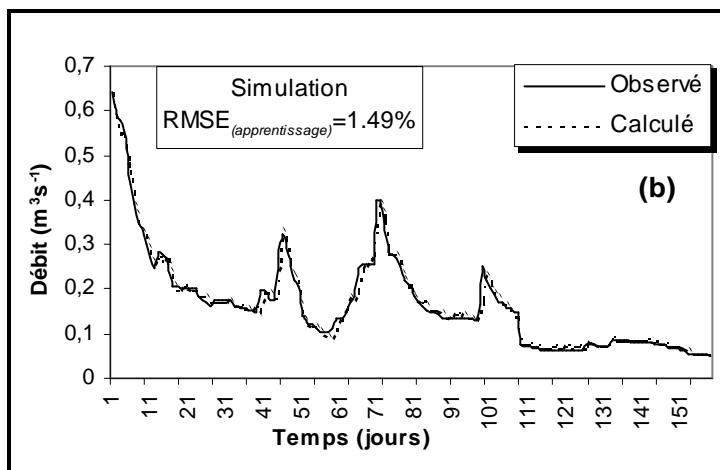
**5.6. Résultats et Discussions**

Les meilleurs résultats de la simulation en intégrant les paramètres qui influencent sur le débit sortant de la source d'eau, sont illustrés ci-après.



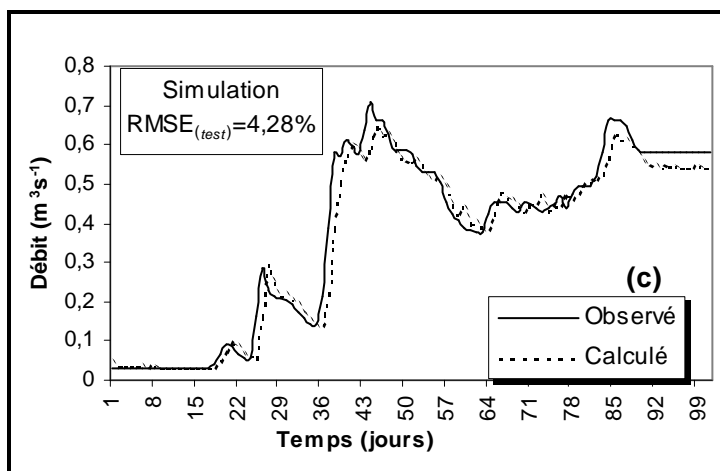
**(a<sub>1</sub>)**

Variables statistiques	Débit observé	Débit calculé
Moyenne	151	153
Médiane	147	140
Ecart type	97	95
Variance	9	9
Coefficient d'asymétrie	1,69	1,66



**(a<sub>2</sub>)**

Variables statistiques	Débit observé	Débit calculé
Moyenne	169	169
Médiane	150	153
Ecart type	110	109
Variance	12,24	11,9
Coefficient d'asymétrie	1,78	1,8



**(a<sub>3</sub>)**

Variables statistiques	Débit observé	Débit calculé
Moyenne	374	359
Médiane	447	444
Ecart type	226	216
Variance	51	46
Coefficient d'asymétrie	0,44	0,49

Figure 35 : Comparaison entre les hydrographes du flux sortant simulé et observé

### 5.7. Méthodologie de prévision des débits de source d'eau

Pour la prévision du débit des sources d'eau, le modèle ANN est présenté avec les mêmes données étalées dans le temps des paramètres de la couche d'entrée afin de trouver un rapport entre eux. La structure du modèle est exprimée comme suit :

$$\hat{y}(t+1) = f_1[\hat{y}(t), x(t), x(t-1), \dots, x(t-n)] + e_1(t+1)$$

$$\hat{y}(t+2) = f_2[\hat{y}(t+1), y(t), x(t), x(t-1), \dots, x(t-n)] + e_2(t+2)$$

...

$$\hat{y}(t+k) = f_k[\hat{y}(t+k-1), y(t+k-2), \dots, y(t), x(t), x(t-1), \dots, x(t-n)] + e_k(t+k)$$

où :

- t est l'index du temps;
- y(t) est le débit observé au temps t,
- n dénote le nombre de variables d'entrée,
- x(t) représente un vecteur du paramètre d'entrée au temps t
- $f_1, \dots, f_k$  [] sont des fonctions non linéaires
- $e_1(t+1), \dots, e_k(t+k)$  représentent la carte des erreurs,
- k représente le pas de temps des prévisions.

### 5.8. Les réseaux alternatifs

La configuration de l'ANN adoptée est le Perceptron Multicouches ou « feedforward (FNN) ». L'apprentissage de ce type de modèle est réalisé par une méthode typiquement statistique qui est la Rétropropagation de l'Erreur (BP). Elle peut régler la valeur des poids de connexion afin d'obtenir les meilleurs paramètres.

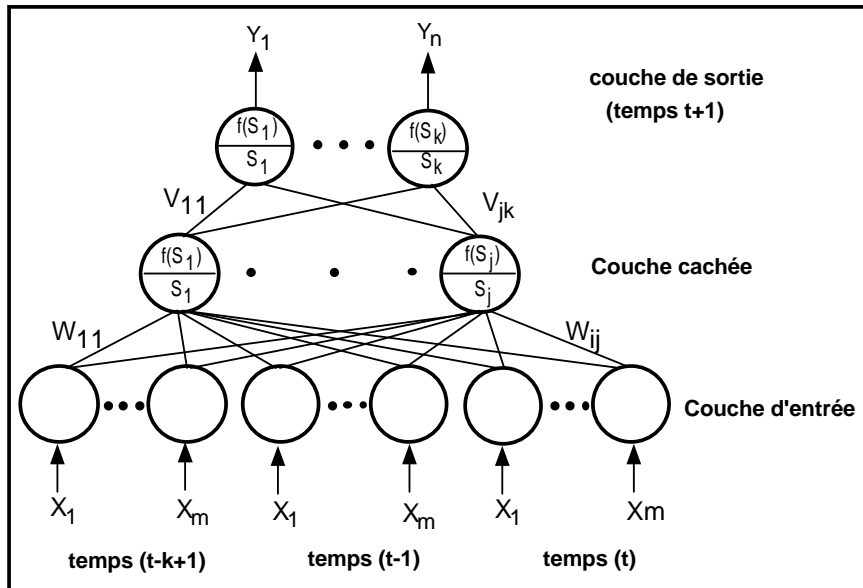
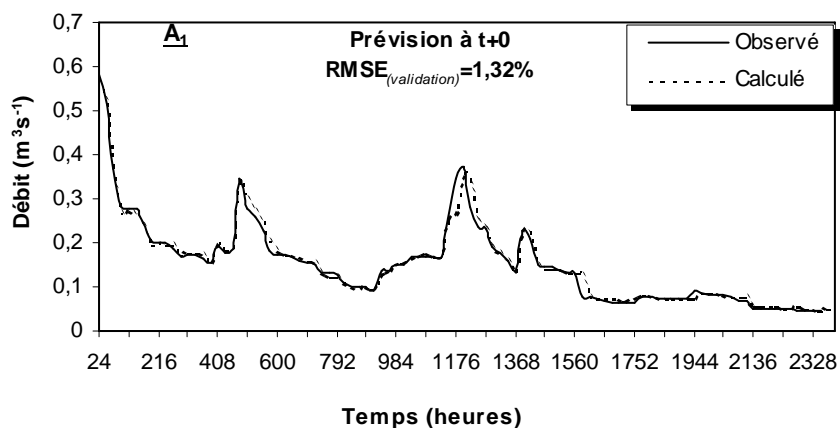


Figure 36 : Schématisation d'un FNN de prévision

### 5.9. Résultats et Discussion

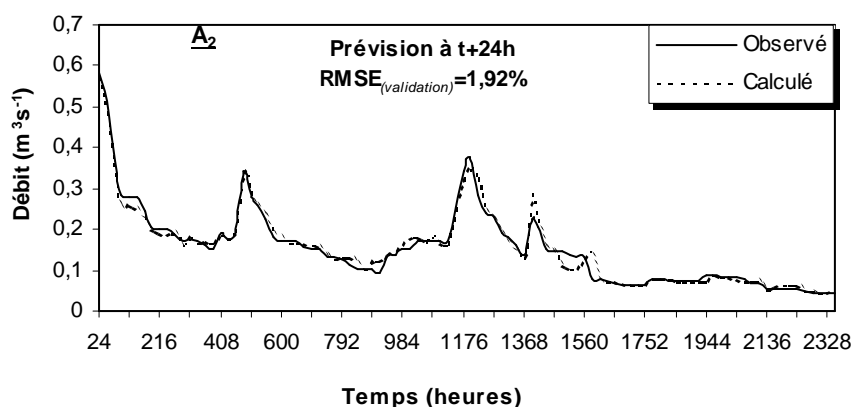
Plusieurs simulations ont été effectuées. La figure 37 fournit quelques exemples typiques pour une prévision du débit des sources pendant quatre périodes successives ( $t+0, t+1, t+2$  et  $t+3$ ). Les graphiques (A1, A2, A3, et A4) montrent que les erreurs de simulations s'accroissent par le biais de l'augmentation du temps de prévision. Cependant le modèle ANN converge moins vite, ce qui peut être traduit par l'augmentation des erreurs et la non superposition des débits calculés et simulés. Pour faire converger le modèle et obtenir un minimum d'erreurs avec une période optimale de prévision, nous avons effectué de nombreuses simulations. Les résultats sont jugés corrects pour une période de prévision allant jusqu'à 72 heures.





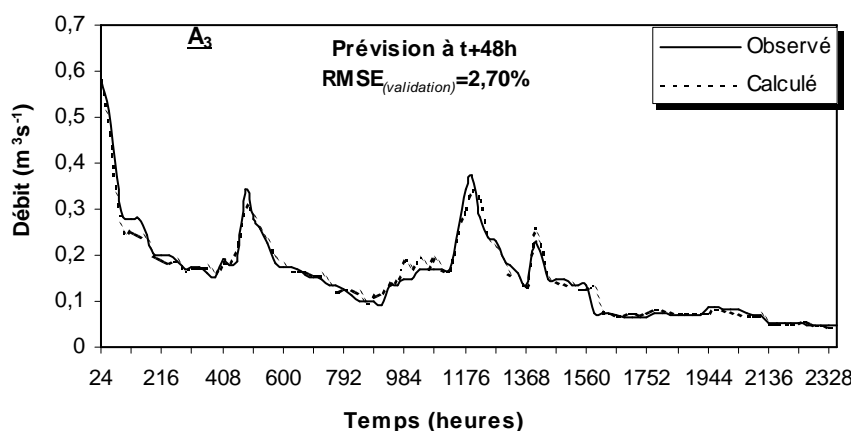
(a<sub>1</sub>)

RMSE(%)	1,32
MAE(%)	0,007
NMSE(%)	0,0186
E(%)	4,87
Coefficient de Corrélation	99,04%



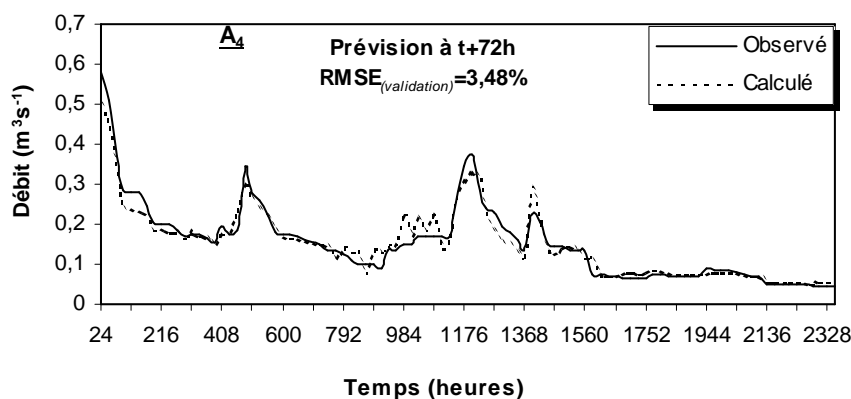
(a<sub>2</sub>)

RMSE(%)	1,71
MAE(%)	0,01
NMSE(%)	0,031
E(%)	7,16
Coefficient de Corrélation	98,8%



(a<sub>3</sub>)

RMSE(%)	1,99
MAE(%)	0,011
NMSE(%)	0,042
E(%)	6,93
Coefficient de Corrélation	98,6%



(a<sub>4</sub>)

RMSE(%)	3,48
MAE(%)	0,017
NMSE(%)	0,129
E(%)	11,25
Coefficient de Corrélation	97,04%

Figure 37 : 2400 heures de prévision du débit des sources à t+1, t+2 et t+3

## 5.10. Méthodologie de simulation et de prévision

### 5.10.1. Simulation de la piézométrie

Nous appliquons les réseaux neuronaux pour des simulations et des prévisions des cotes ponctuelles du toit de la nappe au niveau d'un certain nombre de piézomètres. L'évolution du niveau piézométrique dépendent de plusieurs paramètres fondamentaux dont la distance de l'ouvrage par rapport à l'exutoire, la profondeur de la nappe au début de l'année d'étude, l'épaisseur de l'aquifère, la profondeur de l'ouvrage, les précipitations efficaces, les quantités de pluie infiltrées et la géométrie interne de l'aquifère qui joue un rôle important sur la circulation des eaux souterraines. Pour réaliser ces simulations, nous disposons d'une banque de données mensuelles pour douze piézomètres, sur une période de 135 mois, des paramètres suivants : pluviométrie, évapotranspiration potentielle et températures moyennes enregistrées aux stations météorologiques les plus proches du site d'étude. La localisation de ces piézomètres et des stations météorologiques est représentée par la figure (38A). Les piézomètres du secteur d'étude ont été classés en trois groupes. Le regroupement de ces piézomètres est basé sur leur appartenance au même bassin versant hydrogéologique, leur situation géographique, géologique et/ou hydrogéologique.

Dans un premier temps, nous avons déterminé les paramètres qui influencent la piézométrie au niveau du piézomètre 26 (la numérotation du BRGM est 0017-4X-0026). Le choix de ce piézomètre n'est pas aléatoire car il occupe le centre du secteur d'étude et il est proche des autres piézomètres. L'approche que nous avons utilisée pour ce piézomètre peut être appliquée au reste des piézomètres mais en évitant le choix d'un piézomètre qui se trouve à l'extrémité du bassin versant et/ou le plus loin par rapport aux autres piézomètres. Un numéro d'ordre a été attribué à chaque piézomètre (Figure 38B). Pendant la procédure de calcul, nous commençons par prendre en considération les données du piézomètre dont le numéro d'ordre est 1 (17-3X-84), puis en deuxième position le numéro 2, puis 3 et ainsi de suite. Le piézomètre qui porte le numéro d'ordre le plus élevé sera pris en dernière position (dans notre cas, c'est le piézomètre 5 = 18-7X-5). En utilisant cette procédure, nous avons comblé les lacunes dans les séries de données, reconstitué la piézométrie et nous l'avons calculée dans n'importe quel point du secteur étudié.

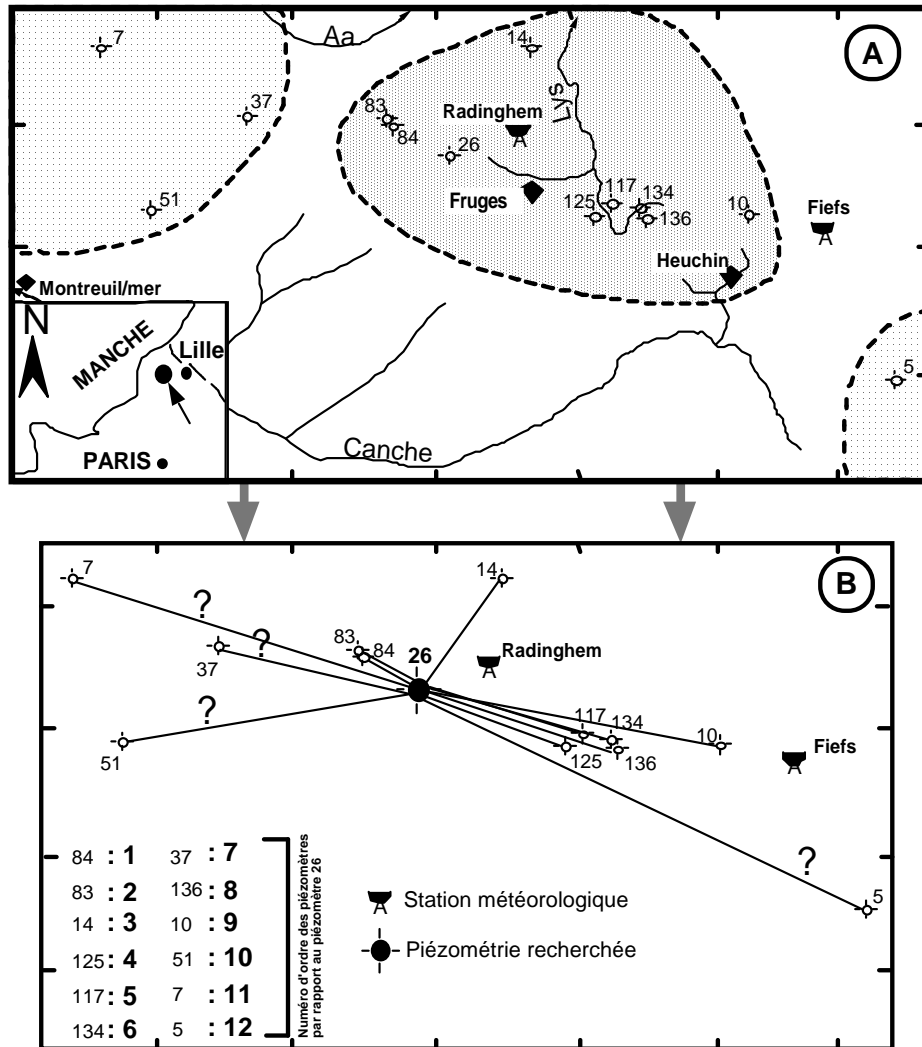


Figure 38 : A : Localisation et regroupement des piézomètres ; B : Classement des piézomètres par numéro d'ordre

Pour commencer cette modélisation, 21 paramètres ont été introduits dans la première couche d'entrée du modèle : Précipitations (**RAINF**, **RAINR**), Evapotranspiration potentielle (**PETF**, **PETR**), Pluie efficace (**EFRAINF**, **EFRAINR**), Température moyenne (**MTEMPF**, **MTEMPR**) enregistrées au niveau des stations météorologiques les plus proches du site d'étude, Piézométries enregistrées aux : 18-1X-134, 18-1X-136, 18-2X-10, 18-7X-5, 18-1X-125, 18-1X-117, 17-3X-83, 17-3X-84, 17-1X-51, 17-2X-37, 17-4X-14, 17-4X-26, 17-1X-7. Dans la couche de sortie, nous avons introduit un seul paramètre qui est le niveau piézométrique au niveau du piézomètre 17-4X-26. Nous avons schématisé l'architecture du réseau neuronal sur la figure 39.

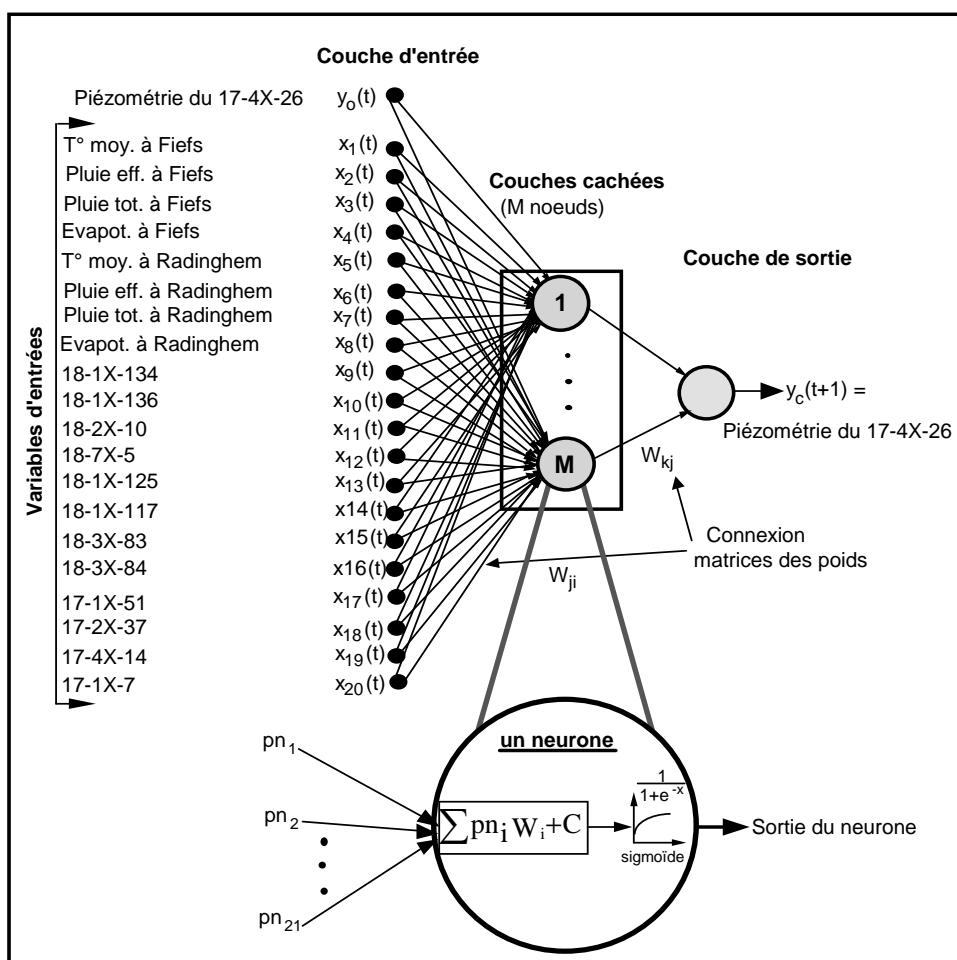


Figure 39. Architecture simple d'un ANN à trois couches pour la simulation et la prévision de la piézométrie

Afin de déterminer les paramètres ainsi que les piézomètres qui influencent les comportements du niveau piézométrique du 26 (17-4X-26), nous avons appliqué la même méthodologie ainsi que les mêmes critères de contrôle de convergence du modèle que ceux utilisés pour la simulation et la prévision du débit des sources d'eau.

Les résultats de la modélisation révèlent que seule **EFRAINR, 18-1X-117, 17-3X-83 et 17-3X-84** « influencent » la réponse piézométrique au niveau du piézomètre 26 suivant la figure (40). En effet, ces piézomètres, implantés dans l'aquifère du Cénomaniens, appartiennent au même compartiment géologique et possèdent globalement les mêmes caractéristiques hydrogéologiques.

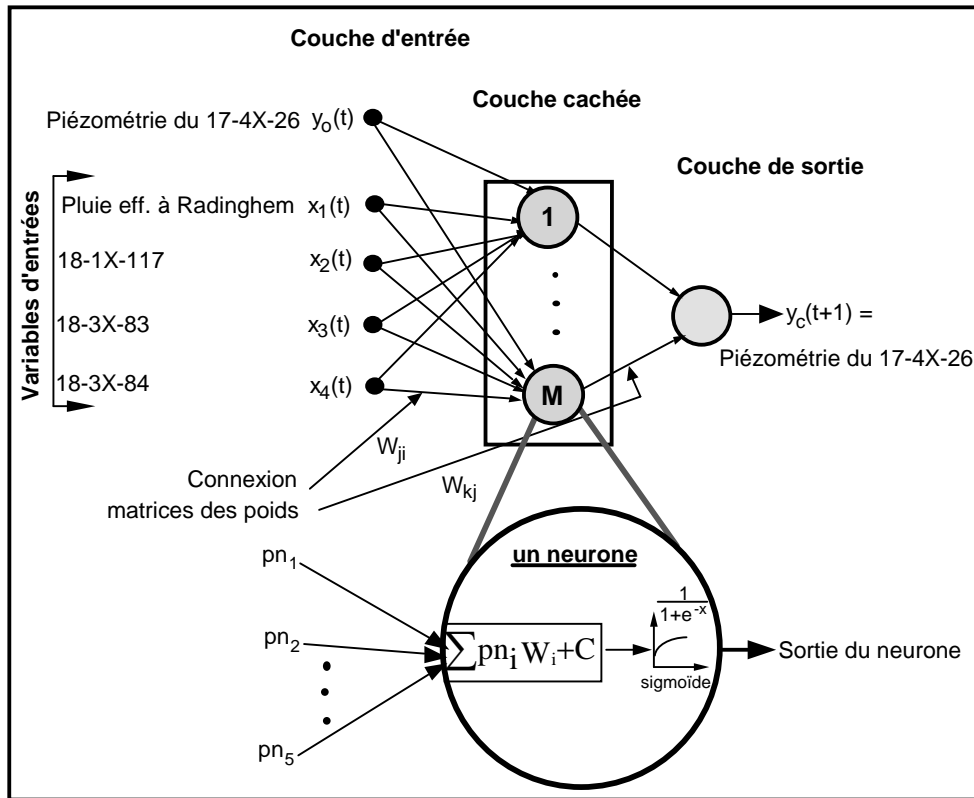
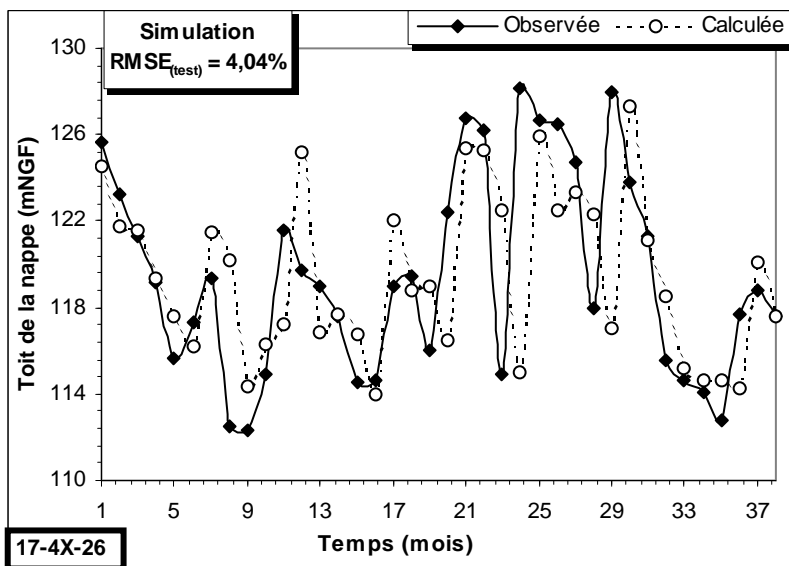
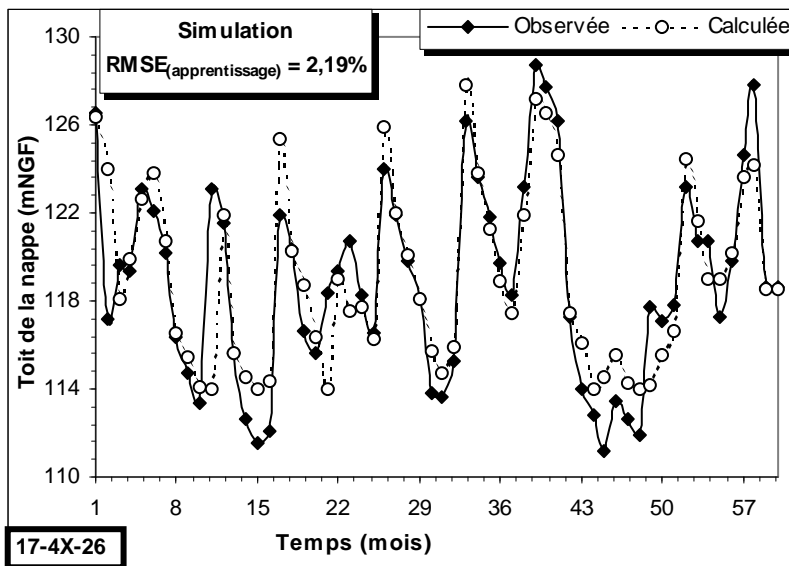


Figure 40 : Architecture simple d'un ANN avec trois couches pour la simulation de la piézométrie au niveau du piézomètre 17-4X-26

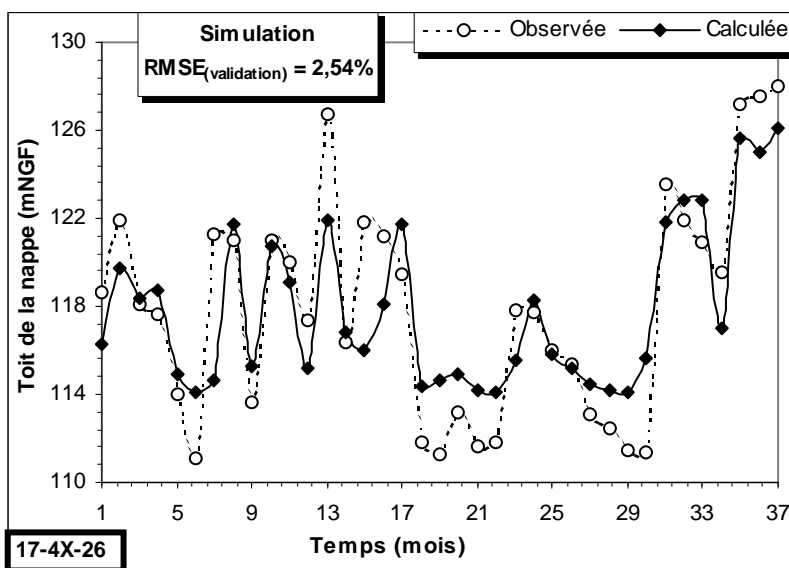
La figure (41) illustre les meilleurs résultats trouvés, mentionnés dans l'annexe V pour une simulation de la piézométrie au niveau du piézomètre 26. Cette figure comporte les résultats de simulation pendant la phase de test (RMSE = 4,04%), la phase d'apprentissage (RMSE = 2,19%) et la phase de validation (RMSE = 2,54%).



Variables statistiques	Piézométrie observée	Piézométrie calculée
Moyenne	119	119
Médiane	118	118
Ecart type	4,69	3,78
Variance	22,03	14,34
Coefficient d'asymétrie	0,35	0,33



Variables statistiques	Piézométrie observée	Piézométrie calculée
Moyenne	118	119
Médiane	118	118
Ecart type	4,46	4,05
Variance	19,97	16,45
Coefficient d'asymétrie	0,215	0,48



Variables statistiques	Piézométrie observée	Piézométrie calculée
Moyenne	117	117
Médiane	117	116
Ecart type	5,01	3,64
Variance	25,16	13,31
Coefficient d'asymétrie	0,32	0,83

Figure 41 : Comparaison des niveaux simulés et observés de la nappe au piézomètre 17-4X-26

Le même travail a été réalisé tout en introduisant deux piézomètres dans la couche de sortie. L'architecture du modèle est illustrée sur la figure 42 ci-après :

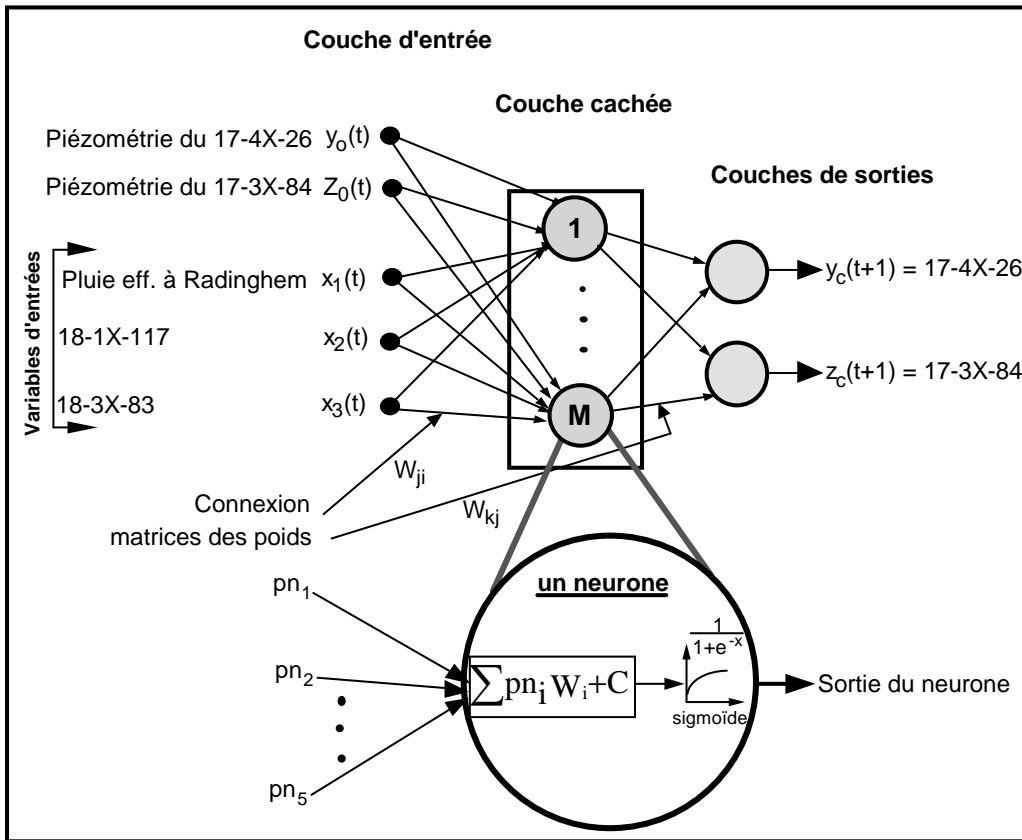


Figure 42. Architecture simple d'un ANN avec trois couches pour la simulation de la piézométrie au niveau des piézomètres 17-4X-26 et 17-3X84

Les meilleurs résultats des simulations sont résumés sur la figure 43.

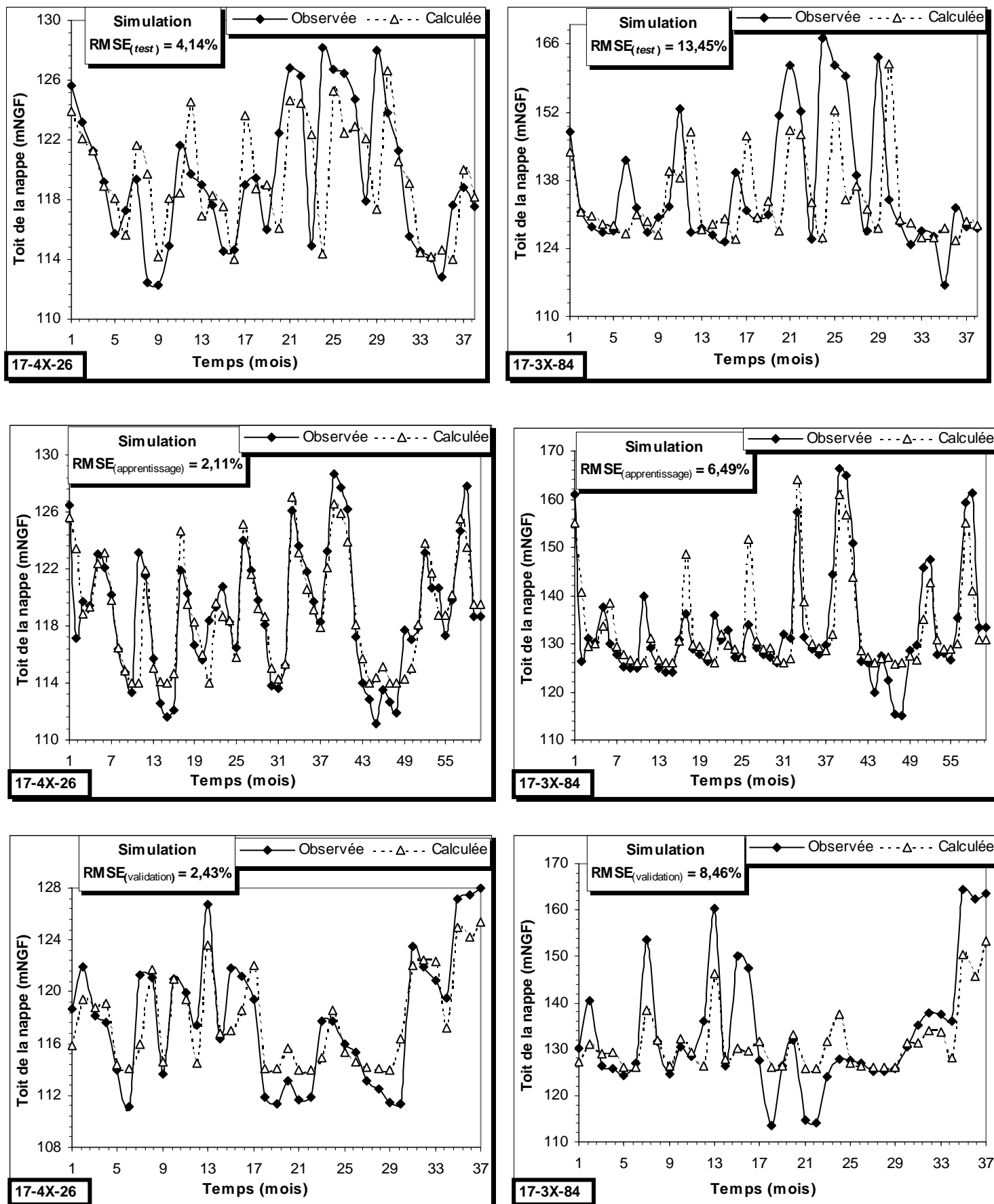


Figure 43 : Comparaison entre les hydrographes, simulé et observé, du niveau de la nappe aux piézomètres 17-4X-26 et 17-3X-84.



Comme on peut le remarquer sur les graphiques de la figure 43, la valeur de la RMSE de la simulation piézométrique au niveau du 17-4X-26 a augmenté par rapport aux résultats trouvés précédemment (Figure 41). Il est évident que la valeur de la RMSE a augmenté puisque la convergence du modèle diminue lorsque l'on accroît le nombre de paramètres à simuler dans la couche de sortie. Cependant, le modèle converge mieux pendant la simulation du premier paramètre que pendant la simulation du deuxième. Les meilleures convergences du modèle pour la simulation de la piézométrie sont les suivantes : une RMSE de 4,14% pendant la phase de test, de 2,21% pendant la phase d'apprentissage et de 2,43% pendant la phase de validation pour le piézomètre 17-4X-26. Elle est de 13,45% pendant la phase de test, de 6,49% pendant la phase d'apprentissage et de 8,46% pendant la phase de validation pour le piézomètre 17-3X-84.

### 5.10.2. Prédiction de la piézométrie

Pour la phase de prévision, les paramètres pris en compte et l'architecture du modèle sont illustrés sur la figure 44.

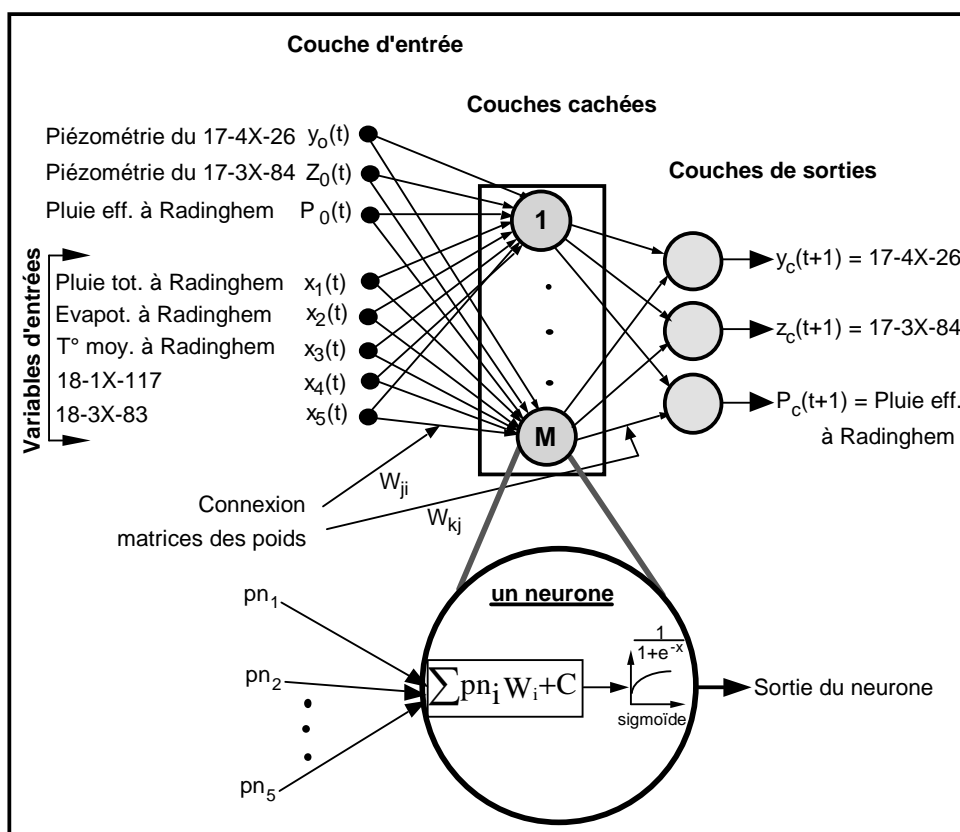


Figure 44. Architecture simple d'un ANN avec trois couches pour la prédiction de la piézométrie au niveau des piézomètres 17-4X-26 et 17-3X84 et de la EFAINR.

Sur les figures 45 et 46, nous avons illustré les meilleurs résultats trouvés pendant la phase de prévision à  $t+0j$  et à  $t+30j$ , relatifs aux piézomètres 17-4X-26 et 17-3X-84. Pour la prédiction de la piézométrie au niveau de ces piézomètres, nous avons choisi une période de 30 jours. Une période de prévision plus longue rend le calcul et le calage du modèle plus compliqués mais il faut signaler qu'il est possible de le faire.

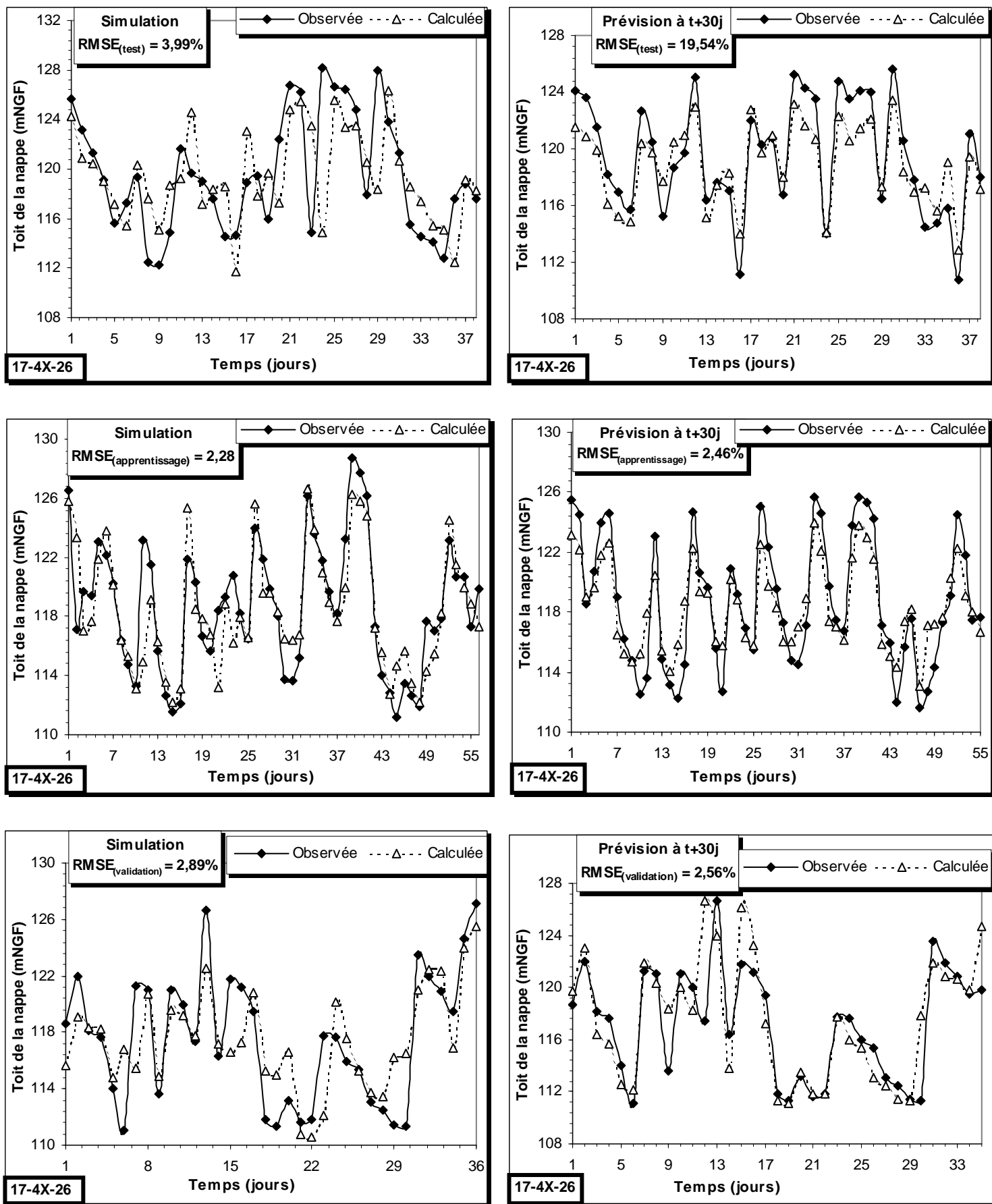


Figure 45. 30 jours de prévision de la piézométrie au niveau du 17-4X-26

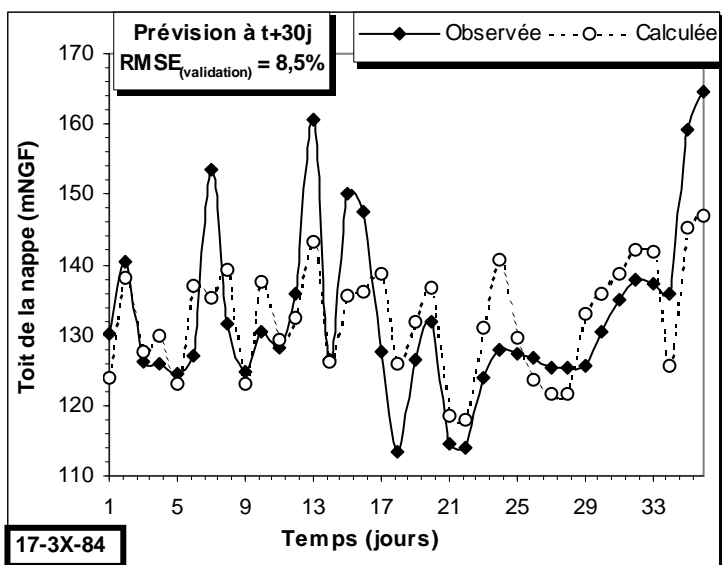
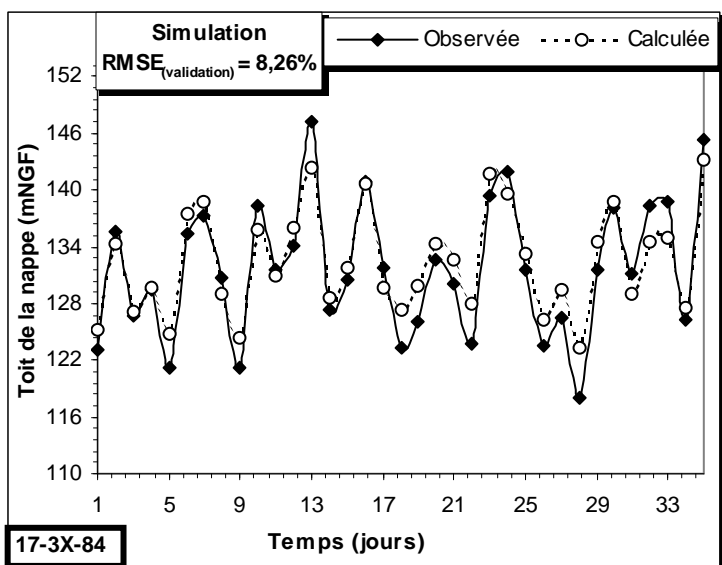
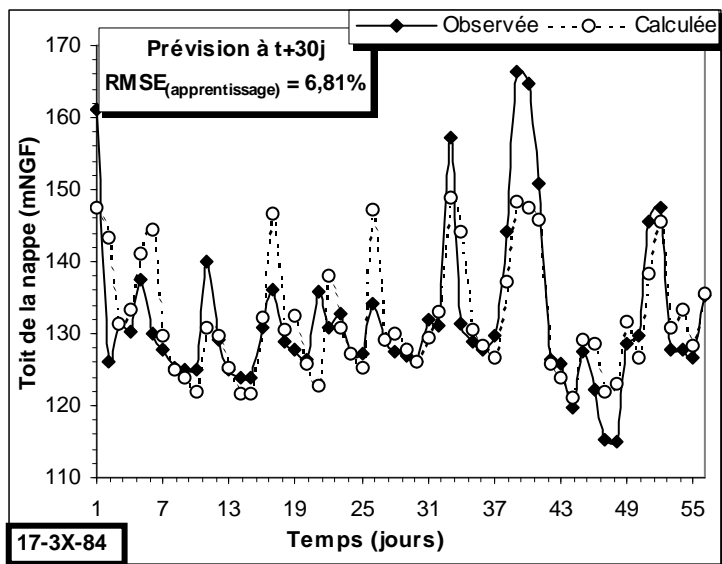
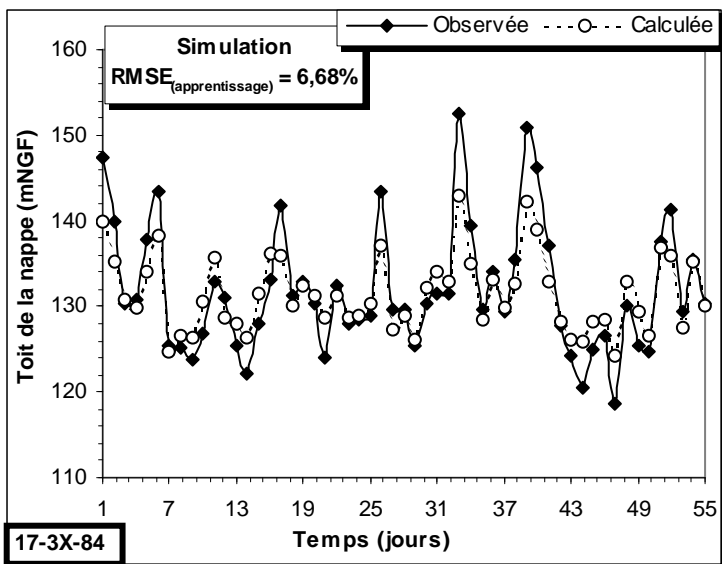
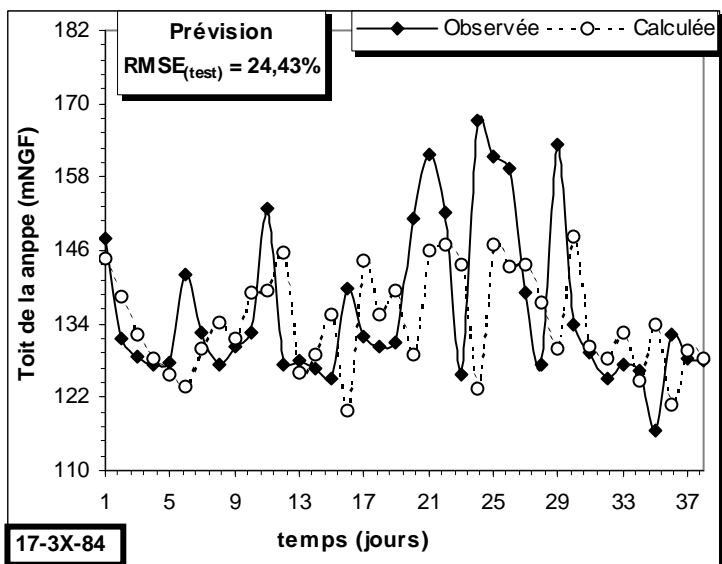
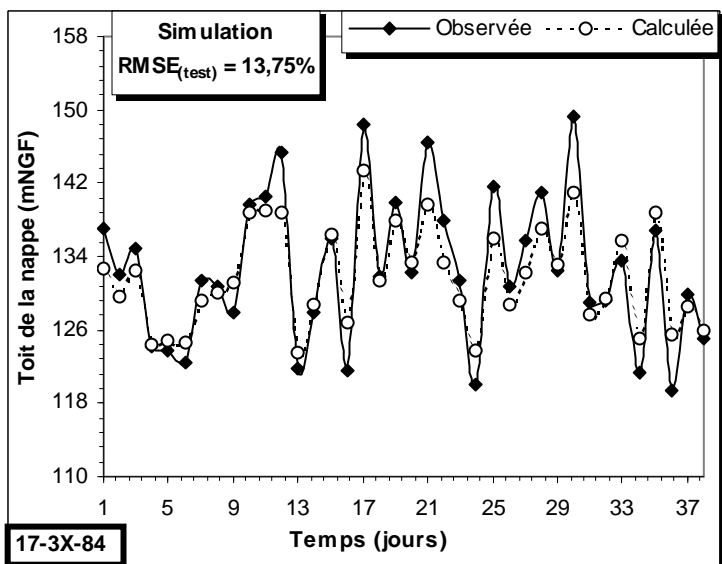


Figure 46. 30 jours de prévision de la piézométrie au niveau du 17-3X-84

D'après les graphiques des figures 45 et 46, on remarque l'influence de l'ajout d'un paramètre dans la couche de sortie. Le modèle commence alors à décliner, et par conséquent, on enregistre une RMSE plus élevée. Pour la prévision de la piézométrie au niveau du point 17-4X-26, on enregistre une valeur acceptable de la RMSE. L'ajout d'un deuxième paramètre dans la couche de sortie n'a pas trop influencé la convergence du modèle. Pour ce premier piézomètre, les valeurs de la RMSE sont de 19,54%, 2,46% et 2,56% respectivement pendant les phases de test, d'apprentissage et de validation. Par contre, l'ajout d'un troisième paramètre dans la couche de sortie a beaucoup influencé les calculs et la convergence du modèle. En effet, nous avons enregistré des valeurs élevées de la RMSE de 24,43%, 6,81% et 8,5% respectivement pendant les phases de test, d'apprentissage et de validation du modèle pendant la prévision de la piézométrie au niveau du 17-3X-84.

### **5.11. Conclusion**

L'approche de la modélisation hydrodynamique par une méthode intégrant l'utilisation d'un modèle numérique comme MMO8 et les réseaux neuronaux, est une "méthode originale" appliquée à un milieu carbonaté et fissuré. L'avantage de cette méthode se marque dans deux directions principales :

En premier lieu, le système de modélisation qui inclut la connaissance experte humaine comme un facteur principal dans la modélisation.

En second lieu, la combinaison des deux modèles, le réseau neuronal avec MMO8 où ce dernier a donné des bons résultats dans le milieu crayeux fissuré.

En troisième lieu, l'utilisation des réseaux neuronaux pour des simulations et des prévisions de la piézométrie ponctuelle au niveau d'un certain nombre de piézomètres.

Les limites de cette méthode sont aussi signalées avec la difficulté d'appliquer des données « non vérifiées » au réseau neuronal. Dans notre étude, le réseau neuronal est utilisé à une tâche spéciale basée sur des données calculées par un modèle numérique, la question de la précision de ces données devient alors très importante. Le réseau neuronal révèle une capacité supérieure à modéliser le débit ou le niveau de nappe au niveau point, parce qu'aucune connaissance antérieure au sujet des conditions mathématiques de ce paramètre n'existe.

Dans ce travail, nous avons montré que pour la méthodologie de modélisation par itération, il existe une limite optimale d'information temporelle à prendre en considération afin d'étudier l'hydrodynamisme dans un milieu crayeux fissuré.

La modélisation par les réseaux neuronaux a produit une haute corrélation entre les valeurs observées et calculées, indiquant que les réseaux neuronaux deviendront un outil attractif pour des évaluations et des prévisions. En utilisant cette méthodologie, il est théoriquement possible de produire des simulations et des prévisions pour n'importe quel domaine. Nous avons montré qu'il existe une limite dans le temps. Cependant au-delà de cette limite, nous enregistrons une divergence du modèle qui se traduit par une diminution du coefficient de corrélation.

## 6. ANALYSE MULTICRITÈRES ET CARACTÉRISATION DU MODÈLE DE GESTION INTÉGRÉE DES RESSOURCES EN EAU DANS LA RÉGION D'ANNABA

Le véritable problème des régions semi-arides est l'absence de politique de gestion intégrée de l'eau (Sharma, 1998). A ce jour, la science n'a pas mis en avant de cadre global abordant les problèmes de l'eau de façon intégrée (Kamp et al., 2003). Des recherches complémentaires doivent être menées pour s'assurer du fait que la gestion des ressources en eau est basée sur une science concrète (Bouwer, 2000). Le temps est venu pour les scientifiques travaillant sur le thème de la gestion de l'eau rare de se tourner vers des approches multidisciplinaires (Appelgren et Klohn, 1999).

### 6.1. Matériels et méthodes

Un nouveau modèle conceptuel de gestion intégrée de l'eau est proposé pour la région d'Annaba (Aoun-Sebaiti, 2010). Les variables effectives du secteur de l'eau sont caractérisées et les zones géographiques en situation de pénurie d'eau dans la région sont définies.

Le but est de savoir comment établir les relations prévisibles à utiliser comme outils d'aide à la décision. Le modèle CWIMSAM intègre à la fois des données socio-économiques, des données relatives aux pressions de pollution, à la qualité de l'eau, à la santé publique, aux impacts écologiques et aux réponses des décideurs (figure 47). Il implique le passage d'une approche par l'offre à une approche par la demande pour la gestion des ressources en eau. Les approches intégrées, préventives et écosystémiques ont été introduites. Nous appliquons le développement de la méthodologie de recherche et la validation du modèle CWIMSAM à la gestion durable des ressources en eau. Nous analysons les méthodes de l'avis d'expert pour le développement et la validation du modèle et des variables et nous les comparons avec des modèles de gestion bien établis.

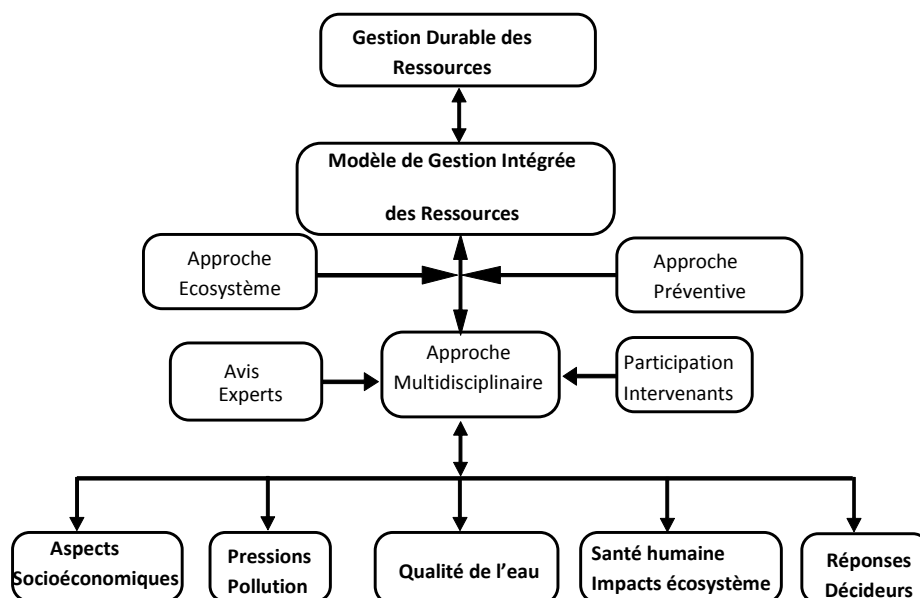


Figure 47. Modèle conceptuel de gestion intégrée des ressources en eau dans les régions semi-arides de la Méditerranée.

La région d'Annaba est actuellement confrontée à une grave pénurie d'approvisionnement en eau de bonne qualité. Le système aquifère, qui représente la principale ressource dans la région, est limité à l'ouest par le massif métamorphique de l'Edough, dans le sud par le lac Fetzara et l'extension vers l'est par les monts de Cheffia, dans le nord par la mer Méditerranée, et enfin à l'est par les massifs numidiens de Bouteldja, Figure 48. La superficie totale de la région d'Annaba est de 760 km<sup>2</sup>. Dans cette recherche, la zone d'étude a été divisée en 21 secteurs principaux: Besbes, Zerizer, Ben M'hidi, Dréan, Chbaita, Sidi Amar, Eddiss Hdj, Mouaissia, Sebaa, Daroussa, El Kous, Ben Amar, Denden, El Hadjar, El Kerma, El Gantra, Fetzara et Taref, Salines, Bouteldja et Pont Bouchet.

La population d'Annaba devrait atteindre 2 millions en l'an 2020. Cela va aggraver la situation déjà précaire. Toutefois, les prélèvements actuels sont très loin de satisfaire la demande en termes de quantité et de qualité : l'approvisionnement en eau domestique est de seulement 100 litres par habitant et par jour, comparativement aux 150 l/h/j recommandés par l'OMS (World Health Organization, 2004). La surexploitation de l'aquifère a conduit à la baisse du niveau des eaux souterraines et à la détérioration de la qualité de l'eau due à l'intrusion saline. En outre, la qualité des eaux souterraines est aggravée par l'infiltration des eaux usées, des eaux de surface polluées, des lixiviats de déchets solides et des intrants agricoles. Les teneurs en chlorures et en nitrates sont très élevées en de nombreux secteurs, où ils dépassent les niveaux maximaux établis par l'OMS pour l'eau potable. Au cours de ces dernières années, la pénurie des ressources en eau et la pollution de l'eau ont sévèrement entravé le développement socio-économique de nombreux secteurs de la région d'Annaba. Compte tenu de la multiplication par deux de la population en 2020, la demande en eau va augmenter pour atteindre 300 Mm<sup>3</sup>/année. Cette valeur dépassera largement la capacité durable de l'aquifère (Djorfi *et al.*, 2008).

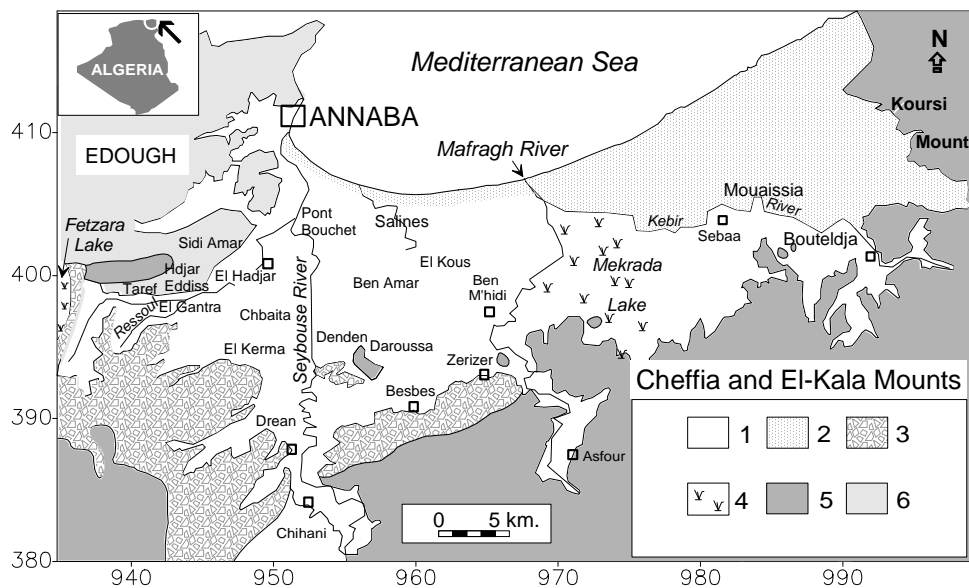


Figure 48 : Esquisse géologique de la plaine de la région d'Annaba

(1) alluvions récentes et actuelles; (2) dunes; (3) alluvions anciennes, (4) lac ou marécage, (5) grès et argile du Numidien, (6) formations métamorphiques (micaschistes, gneiss, marbres).

Les variables pertinentes ont été caractérisées en utilisant les réseaux de neurones artificiels (RNA), l'évaluation du risque sur la santé humaine et l'opinion des experts. Les variables choisies sont classées en utilisant l'analyse statistique multivariée, l'analyse factorielle et l'analyse en composantes principales ainsi que la classification hiérarchique. Sur la base des résultats de cette recherche de nouvelles recommandations seront élaborées pour assurer la gestion durable de l'eau. L'organigramme de la figure 49 résume l'ensemble des tâches à réaliser de manière à définir une stratégie pour l'évaluation environnementale des ressources en eau dans la région d'Annaba :

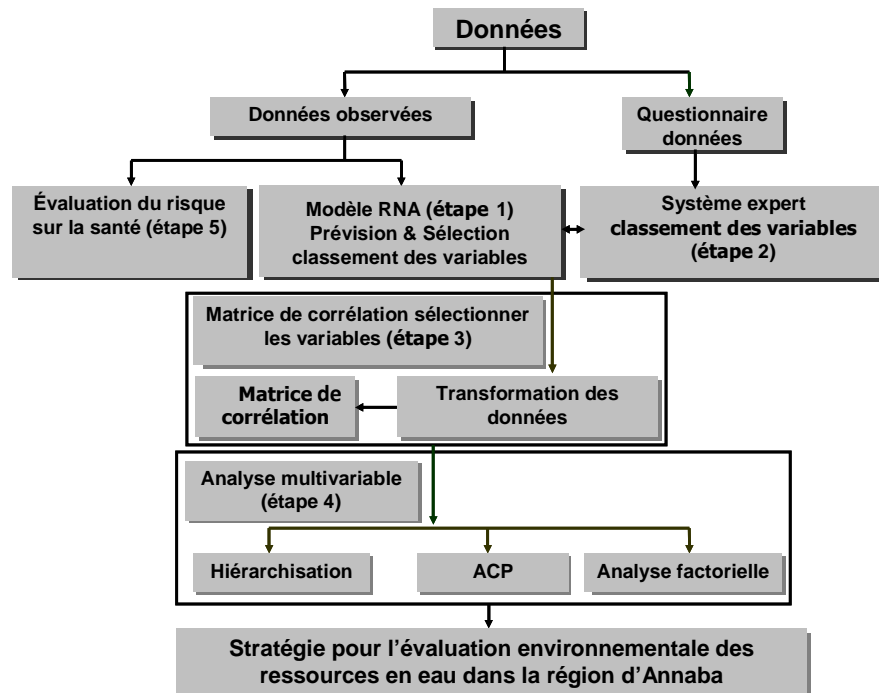


Figure 49 : Méthodologie et outils de traitement des données

## 6.2. Résultats

### 6.2.1. Application des réseaux neuronaux artificiels

Les variables représentant les facteurs socio-économiques: la population (POP), le revenu par habitant (ICP), l'occupation des sols (LDU), le tourisme (TRS), l'accès à l'eau potable (WSP), le système des eaux usées (WWC),

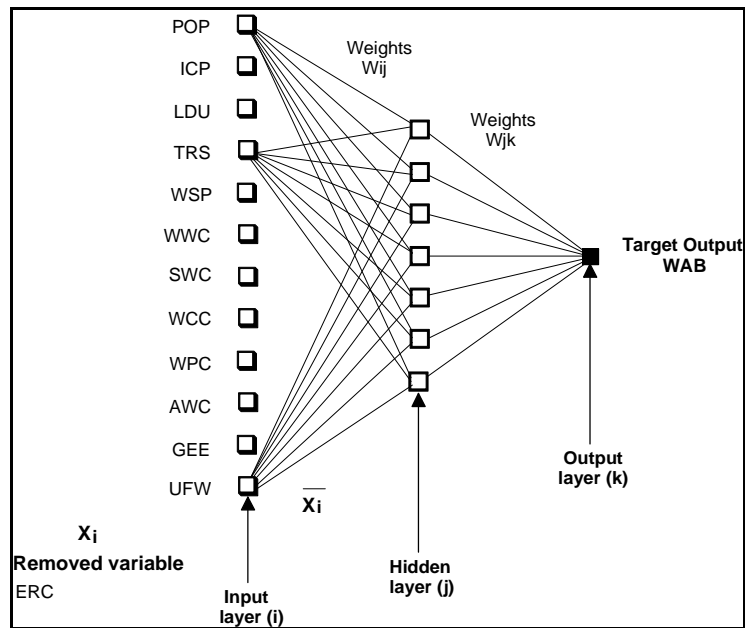


Figure 50. Un Perceptron Multicouche (MLP) à trois couches pour les variables socio-économiques.

**Légende:**

*WAB* : débit de prélèvement dans l'aquifère ( $hm^3 year^{-1}$ ) ; *POP* : Population ; *ICP* : Revenu par habitant ( $Euro year^{-1}$ ) ; *LDU* : Occupation du sol rapport zone urbanisée/zone agricole ; *TRS* : Tourisme (nombre de jours) ; *WSP* : Accès à l'eau (pourcentage) ; *WWC* : Couverture eaux usées (pourcentage) ; *SWC* : Couverture collecte eaux pluviales (pourcentage) ; *WCP* : Consommation par habitant ( $l cap^{-1} d^{-1}$ ) ; *WPC* : Prix eau ( $Euro m^{-3}$ ) ; *ERC* : Efficacité des paiements de facture (pourcentage) ; *AWC* : Consommation Agriculture ( $hm^3 year^{-1}$ ) ; *GEE* : Emploi des femmes (pourcentage) ; *UFW* : pertes en eau (pourcentage)

La connexion à un réseau pluviale (SWCC), la consommation d'eau par habitant (WCC), le prix de l'eau (WPC), l'efficacité dans la collecte des recettes (ERC), la consommation d'eau pour l'agriculture (AWC), l'emploi des femmes (GEE), la sensibilisation et l'éducation à l'eau (WAE) et l'eau infiltrée (UFW), sont considérés comme des variables d'entrée possible, tandis que la variable de sortie correspond au captage d'eau (WABabstract). Un schéma de ce réseau est donné dans la figure 50.

Pendant l'analyse, 500 réseaux ont été testés. Le meilleur modèle optimal ANN trouvé est un Perceptron Multicouche (MLP) (3 couches) avec 7 nœuds cachés et une erreur minimale de 0,089 par rapport aux autres types de réseaux ANN. Le modèle présente de très bonnes performances en termes de vérification, avec un ratio SD de 0,045. Les erreurs quadratiques moyennes (RMSE) pour l'apprentissage, la vérification et la validation sont faibles (tableau 6). En outre, le coefficient de corrélation est supérieur à 99% pour l'apprentissage, la vérification et le test, ce qui montre un excellent accord entre les variables observées et calculées.

L'analyse de la sensibilité des variables socio-économiques dans la phase de vérification (tableau 7) indique que le revenu par habitant est le facteur le plus pertinent, suivi par le tourisme. En fonction de leur classement, les autres facteurs socio-économiques les plus influents sont dans l'ordre : la consommation d'eau pour l'agriculture, la consommation d'eau par habitant, l'emploi des femmes, l'approvisionnement en eau, la connexion à un réseau d'eau



pluviale ou usée, le prix de l'eau, l'eau non comptabilisée et l'occupation des sols. Le modèle ANN rejette la variable efficacité du recouvrement des recettes en raison de sa faible sensibilité. Les résultats du modèle ANN et des avis d'experts (tableau 8) sont identiques pour la variable approvisionnement en eau et ils diffèrent dans le classement des variables restantes.

	Tr. WAB	Ve. WAB	Te. WAB
Data mean	3.9907	2.83	7.96
Data S.D.	5.5632	2.1527	13.402
Error mean	0.0356	-0.0159	-0.2827
Error S.D.	0.2494	0.0969	0.59364
Abs. error mean	0.1884	0.0799	0.3847
RMS error	0.2436	0.0881	0.6015
S.D. ratio	0.0448	0.045	0.0443
Correlation	0.9990	0.9997	0.99909

Légende : Tr: Training, Ve: Verification, Te: Testing

Tableau 6 : Paramètres de la régression statistique pour la variable sortie (WAB) – Variables socio-économiques.

	POP	ICP	LDU	TRS	WSP	WWC	SWC	WCC	WPC	AWC	GEE	UFW	
Rank	6	2	5	1	3	8	7	11	10	4	12	9	
Error	0.837	1.2166	1.1024	1.7644	1.152	0.5103	0.764	0.3512	0.3805	1.115	0.3365	0.4361	
Ratio	3.435	4.9945	4.5257	7.2434	4.7293	2.095	3.138	1.4417	1.5619	4.578	1.3814	1.7904	
	POP	ICP	LDU	TRS	WSP	WW	SWC	WCC	WPC	ERC	AWC	GEE	UFW
Rank	5	1	12	2	7	8	10	4	9	3	6	11	
Error	0.466	0.5538	0.0507	0.5534	0.2289	0.2253	0.106	0.5273	0.1191	0.5431	0.4118	0.0619	
Ratio	5.293	6.2871	0.5749	6.2816	2.5985	2.5577	1.1991	5.986	1.3516	6.162	4.6751	0.703	

Tableau 7 : Analyse de la sensibilité des variables socio-économiques.

	POP	ICP	LDU	TRS	WSP	WW	SWC	WCC	WPC	ERC	AWC	GEE	UFW
Rank	1	6	8	12	7	5	11	3	4	9	2	13	10

Tableau 8 : Classification des variables socio-économiques – Opinion des experts.

### 6.2.2. Application de la matrice de corrélation

Une analyse de la matrice de corrélation a été entreprise pour étudier l'importance de la relation entre deux variables dans la même catégorie de jeu de données. La transformation de toute variable qui n'est pas normalement distribuée est une condition préalable, d'où la transformation en logarithme (base e) de l'ensemble des variables étudiées. Le tableau 9 montre que ln (abstraction de l'eau) présente une relation linéaire significative positive avec ln (couverture des eaux pluviales), le revenu par habitant, ln (consommation d'eau pour l'agriculture), ln (population), ln (eau non comptabilisées) et ln (tourisme). La corrélation positive est plus grande entre les captages d'eau et les eaux pluviales, et plus basse avec le tourisme. L'augmentation du revenu par habitant, l'intensification de la consommation d'eau pour

l'agriculture, la croissance de la population et la hausse du nombre de touristes sont des facteurs importants qui influencent la demande en eau.

	ln(WAB)	ln(POP)	ICP	ln(LDU)	ln(TRS)	WSP	ln(WWC)	ln(SWC)	WCC	WPC	ln(AWC)	GEE	ln(UFW)
ln(WAB)	1.00												
ln(POP)	<b>0.81</b>	1.00											
ICP	<b>0.89</b>	<b>0.81</b>	1.00										
ln(LDU)	-0.05	<b>0.50</b>	0.09	1.00									
ln(TRS)	<b>0.70</b>	<b>0.87</b>	<b>0.68</b>	<b>0.47</b>	1.00								
(WSP)	<b>-0.41</b>	-0.27	-0.20	-0.05	-0.3	1.00							
ln(WWC)	0.21	<b>0.49</b>	0.22	<b>0.56</b>	<b>0.51</b>	0.05	1.00						
ln(SWC)	<b>0.91</b>	<b>0.85</b>	<b>0.96</b>	0.30	<b>0.70</b>	-0.25	0.28	1.00					
WCC	0.21	0.20	0.12	-0.03	0.14	-0.06	0.39	0.17	1.00				
WPC	-0.06	-0.05	-0.13	-0.20	0.04	0.11	-0.14	-0.12	<b>-0.69</b>	1.00			
ln(AWC)	<b>0.80</b>	0.33	<b>0.69</b>	<b>-0.50</b>	0.20	-0.16	-0.04	<b>0.67</b>	0.06	0.11	1.00		
(GEE)	0.10	0.21	-0.01	0.11	0.13	0.01	0.33	0.02	-0.02	0.12	0.11	1.00	
ln(UFW)	<b>0.71</b>	<b>0.69</b>	<b>0.58</b>	0.10	<b>0.61</b>	<b>-0.51</b>	0.28	<b>0.57</b>	0.16	-0.14	<b>0.54</b>	0.10	1.00

*Note: les valeurs significatives (à  $p < 0.05$ ) sont en gras.*

Tableau 9 : Matrice de corrélation des variables de l'étude.

Les prélèvements d'eau augmentent avec les quantités d'eau non comptabilisées. Le Ln (captage d'eau) a également une relation linéaire négative avec la sécurité d'accès à l'approvisionnement en eau. Si les prélèvements d'eau augmentent alors que la salinité augmente ceci réduit les possibilités pour les utilisateurs d'accéder à une qualité d'eau acceptable. Il existe une relation linéaire positive entre ln (population) et, ln (tourisme), ln (couverture des eaux pluviales), le revenu par habitant, ln (eau non comptabilisées) et ln (occupation des sols). Le revenu par habitant présente des relations linéaires positives avec ln (couverture des eaux pluviales), ln (tourisme), ln (consommation d'eau pour l'agriculture) et ln (eau non comptabilisée). Le ln (utilisation des terres) présente des relations linéaires positives significatives avec le ln (couverture des eaux usées) et le ln (tourisme), et une relation linéaire négative avec ln (consommation d'eau pour l'agriculture). Le ln (tourisme) présente des relations linéaires positives avec ln (couverture des eaux pluviales), ln (eau non comptabilisée) et ln (couverture eaux usées).

L'accès à l'eau potable présente une relation linéaire négative avec ln (eau non comptabilisée). Le Ln (et de système de couverture en eaux pluviales) présente une relation linéaire positive avec ln (consommation d'eau pour l'agriculture) et le Ln (eau non comptabilisée). La consommation d'eau par habitant présente une corrélation négative avec le prix de l'eau. Le Ln (consommation d'eau pour l'agriculture) présente une relation linéaire positive avec le ln (eau non comptabilisée).

### 6.2.3. Application des analyses multivariées

**Analyse du Cluster** : L'analyse du cluster a été choisie pour classer les observations et les variables dans la même catégorie de l'ensemble de données, en groupes plus significatifs afin que chaque groupe soit plus homogènes et distinct des autres clusters.

La figure 51a montre deux groupes distincts de variables :

- Le premier groupe de variables comprend le revenu par habitant, la couverture en eau pluviale, le captage d'eau, la population, le tourisme, l'eau non comptabilisée, la consommation d'eau pour l'agriculture et la consommation d'eau par habitant. Il peut être labélisé captage d'eau.
- Le deuxième groupe de variables est l'occupation des sols, la couverture des eaux usées, l'emploi des femmes, l'accès à l'eau potable et le prix de l'eau. Il peut être labélisé occupation des sols.

La figure 51b indique deux groupes dissemblables de communes. Le premier groupe (à droite) se compose de Besbes, Zerizer1, Zerizer2, Ben M'hidi1, Ben M'hidi2, Drean1, Drean2, Chbaita1, Chbaita2, Sidi Amar, eddiss Hdj, Mouaïssia, Sebaa, Daroussa, El Kous, Ben Amar, Denden, El Hadjar, El Kerma, El Gantra, Fetzara et El-Tarf. Le deuxième groupe de communes comprend les Salines, Bouteldja et Pont Bouchet.

Le premier groupe de communes est caractérisé par l'occupation des sols et le deuxième groupe est étiqueté et se caractérise par le captage des eaux souterraines.

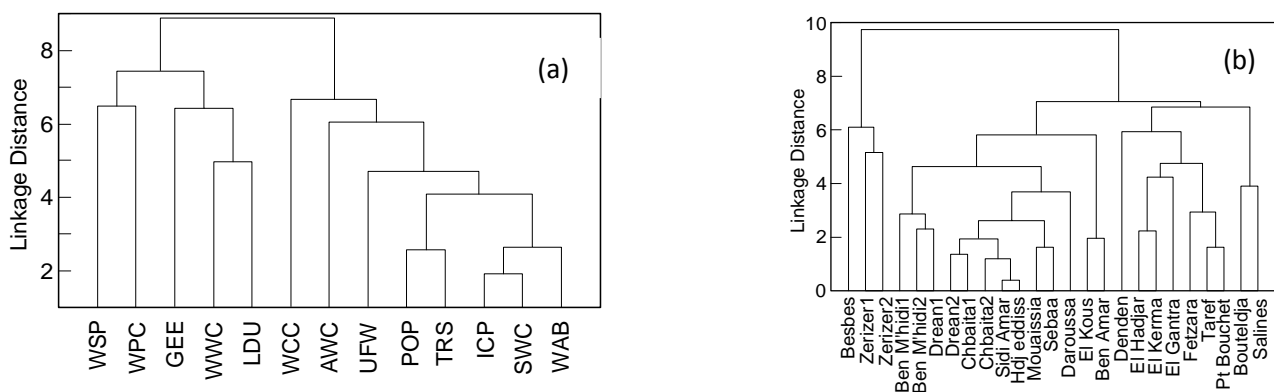


Figure 51. : (a) résultats des analyses de cluster pour les variables socio-économiques et (b) cluster des communes en fonction des facteurs socio-économiques

**Analyse en Composantes Principales (ACP) :** Le but de l'application de cette analyse est de réduire le nombre de variables en un nombre restreint de facteurs qui les combine et de classer les variables et les communes présentant des caractéristiques similaires en fonction de ces facteurs. En outre, les variables supprimées de l'analyse neuronale ont été prises comme des variables supplémentaires.

L'ACP a été effectuée pour les catégories socio-économiques, la pollution de la pression, l'état de qualité de l'eau, l'impact et les réponses des gestionnaires.

Le tableau 9 montre qu'il ya 13 variables dans l'analyse, et donc la somme de toutes les valeurs propres est égale à 13. Trois facteurs ont été retenus pour l'analyse avec un écart cumulé de 71%. Les valeurs propres restantes représentent chacune moins de 10% de la variance totale.

Les tableaux 10 et 11 présentent les variations des facteurs et de leurs chargements à partir de variables. Le premier facteur correspond à la plus grande valeur propre (5.49) et représente environ 42,24% de la variance totale. Il est très fortement corrélé avec le captage d'eau, la récupération des eaux pluviales, la population, le revenu par habitant, le tourisme et les pertes en eau (avec une corrélation négative). Le deuxième facteur, représente 16,2% de la variance totale. Il est fortement corrélé à la couverture des eaux usées, l'occupation des sols (corrélation négative) et le prix de l'eau (corrélation positive). Le troisième facteur, correspondant à la valeur propre 1.65, représente 13% de la variance totale. Il est corrélé significativement avec le prix de l'eau (corrélation négative) et la consommation d'eau par habitant (corrélation positive). Le Prix de l'eau présente une forte opposition avec la consommation en eau par habitant. Si le prix de l'eau augmente alors la consommation d'eau par habitant diminue et vice versa.

Sur la base des ordres de grandeur du facteur de coordonnées pour les variables dans l'analyse, le 1<sup>er</sup> facteur représente le captage d'eau (Figure 52a). Le facteur 2 peut être caractéristique de l'occupation des sols et le facteur 3 peut être représentatif de la relation consommation d'eau / prix de l'eau.

	Eigenvalue	% Total variance	Cumulative eigenvalue	Cumulative %
1	5.492	42.244	5.492	42.244
2	2.101	16.160	7.592	58.403
3	1.647	12.667	9.239	71.070
4	1.145	8.806	10.384	79.876
5	0.970	7.463	11.354	87.339
6	0.519	3.989	11.873	91.328
7	0.393	3.020	12.265	94.348
8	0.300	2.311	12.566	96.659
9	0.208	1.601	12.774	98.260
10	0.085	0.654	12.859	98.915
11	0.082	0.627	12.940	99.542
12	0.045	0.343	12.985	99.885
13	0.015	0.115	13.000	100.000

Tableau 10 : Valeurs propres de la matrice de corrélation: active socio-économiques uniquement.

	Factor 1	Factor 2	Factor 3		Factor 1	Factor 2	Factor 3
WAB	-0.923	-0.338	0.026	SWC	-0.915	-0.129	0.029
POP	-0.913	0.214	-0.208	WCC	-0.281	0.351	0.762
ICP	-0.880	-0.180	0.033	WPC	0.133	-0.327	-0.838
LDU	-0.255	0.765	-0.315	AWC	-0.609	-0.658	0.054
TRS	-0.818	0.251	-0.249	GEE	-0.143	0.262	-0.365
WSP	0.440	0.129	-0.123	UFW	-0.767	-0.049	0.065
WWC	-0.436	0.702	-0.036				

Tableau 11 : Facteur de corrélation entre variables (saturations) – Variables socio-économiques.

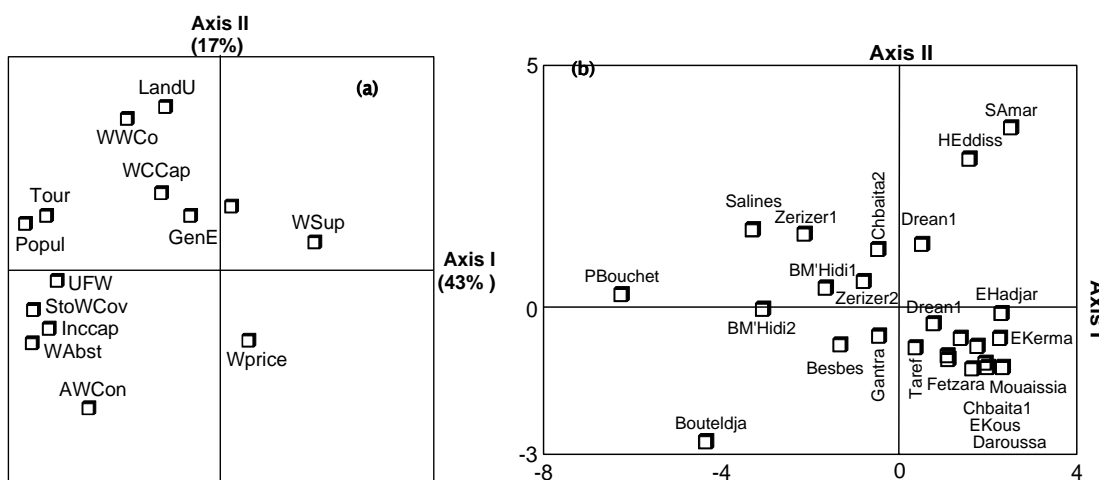


Figure 52. Projection des variables dans le plan I-II et (b) la projection des communes dans le plan I-II.

De même, la figure 52b montre que les secteurs de Besbes et Bouteldja sont analogues en termes de prélèvement d'eau, de couverture des eaux pluviales et de consommation en eau pour l'agriculture. Zerizer2, Chbaita2 et Ben M'hidi1 sont similaires en termes de population, occupation des sols, tourisme, couverture des eaux usées et emploi des femmes. Dreaan2, El Kous, Ben Amar, Taref, Chbaita1, El Kerma et Denden se distinguent par la variable prix de l'eau. El Gantra se distingue par le revenu par habitant et par les quantités d'eau non comptabilisées. Dreaan1 se distingue par un accès sécuritaire à l'approvisionnement en eau et l'efficacité de la collecte des recettes comme une variable supplémentaire. Pont Bouchet, Zerizer1 et Salines sont comparables en termes de consommation en eau par habitant.

Les résultats de l'ACP et de l'analyse des clusters présentent des similitudes et des différences entre les cinq catégories de variables. Les caractéristiques des groupes de variables identifiés dans l'analyse du Cluster sont similaires à ceux de l'ACP. Toutefois, l'ACP identifie un facteur supplémentaire par catégorie (socio-économique, pollution et réponse des gestionnaires). L'ACP donne plus de détails sur les groupes de variables (facteurs), l'association des individus (secteurs) et les variables correspondantes. Elle donne le poids de chaque groupe de variables (facteurs) reflété par la valeur de la variance.

Par conséquent, les résultats de l'ACP peuvent être appliqués à la formulation de la stratégie des programmes prioritaires pour gérer le problème de l'eau dans les zones géographiques identifiées. Toutefois, l'analyse des clusters peut être utilisée comme un outil à l'amont pour enquêter sur la hiérarchie et les formes des groupes possibles de communes et les variables correspondantes.

L'Analyse des facteurs a été utilisée à des fins de comparaison avec les résultats de l'ACP. Cette analyse permet de réduire le nombre de variables observées par catégorie à un petit nombre de facteurs latents non observés qui ne sont pas corrélés avec les autres, et classe les variables au sein de ces facteurs.

Le nombre de facteurs importants résultant de l'ACP pour les cinq catégories de variables, ont été utilisés pour l'analyse factorielle. Le principe de rotation Varimax normalisée a été adopté afin de maximiser la variance des facteurs sur les nouveaux axes et d'obtenir un modèle de charges variables sur chaque facteur. L'analyse factorielle a été réalisée pour les catégories socio-économiques, la pollution de la pression, l'état de qualité de l'eau, l'impact et variables relatives aux réponses des gestionnaires.

Le tableau 12 montre que le 1<sup>er</sup> facteur représente 38,9% de la variance totale. Il contient des variables corrélées, qui sont le captage, la couverture des eaux pluviales, le revenu par habitant, la consommation en eau pour l'agriculture, la population et l'eau non comptabilisée. Ce facteur exprime le captage des eaux souterraines dans l'aquifère côtier.

	Factor 1	Factor 2	Factor 3
WAB	<b>0.983</b>	0.012	0.008
POP	<b>0.771</b>	0.573	0.014
ICP	<b>0.887</b>	0.128	0.072
LDU	-0.043	<b>0.863</b>	0.052
TRS	0.668	0.589	-0.020
WSP	-0.460	0.013	-0.117
WWC	0.156	<b>0.753</b>	0.303
SWC	<b>0.901</b>	0.185	0.093
WCC	0.155	0.072	<b>0.868</b>
WPC	-0.028	0.030	<b>-0.909</b>
AWC	<b>0.805</b>	-0.380	-0.135
GEE	0.031	0.422	-0.209
UFW	<b>0.735</b>	0.188	0.138
Proportion of the total variance	0.389	0.185	0.137

Tableau 12 : Les saturations des variables socio-économiques (Varimax normalisé) extraction: composantes principales (les chargements sont > 700 000).

Le deuxième facteur représente 18,5% de la variance totale et est identifié par deux variables, qui sont l'occupation des sols et la couverture des eaux usées. Ce facteur représente l'occupation des sols comme un paramètre important pour améliorer les services d'assainissement.

Le troisième facteur, 13,7% de la variance totale, comporte deux autres variables corrélées et inverses qui sont la consommation d'eau par habitant et le prix de l'eau. Le troisième facteur montre que le prix de l'eau est un paramètre déterminant dans la consommation de l'eau par habitant.

Par comparaison avec les résultats de l'ACP pour les variables socio-économiques, l'analyse factorielle révèle un nouvel indicateur important dans le captage des eaux, il s'agit de la consommation en eau pour l'agriculture. Par contre, elle réduit le rôle de la variable tourisme. Les autres variables sont semblables, mais ont des saturations différentes.

### **6.3. DISCUSSION ET CONCLUSIONS**

Dans cette recherche, un nouveau modèle conceptuel a été élaboré en fonction de relations de cause à effet (figure 53). Ce nouveau modèle illustre les éléments les plus importants et les techniques pour les caractériser, et indique que le développement de la gestion des ressources en eau doit tenir compte des aspects écologiques et de la protection des ressources en eau disponibles. Le nouveau modèle de gestion intégrée a été appliqué au cycle des ressources en eau dans la région d'Annaba.

Les variables pertinentes ont été caractérisées et hiérarchisées en utilisant l'analyse multicritère avec les réseaux de neurones artificiels, les techniques d'évaluation des risques, et l'opinion des experts. Les variables retenues ont été classées et organisées, à l'aide des techniques d'analyse multivariée du cluster, l'analyse en composantes principales et l'analyse factorielle.

La gestion durable de l'aquifère côtier doit tenir compte des techniques d'ingénierie ainsi que des interventions de gestionnaires tels que la priorité absolue doit être accordée à la réutilisation des eaux usées traitées pour l'agriculture suivie par le dessalement de l'eau.

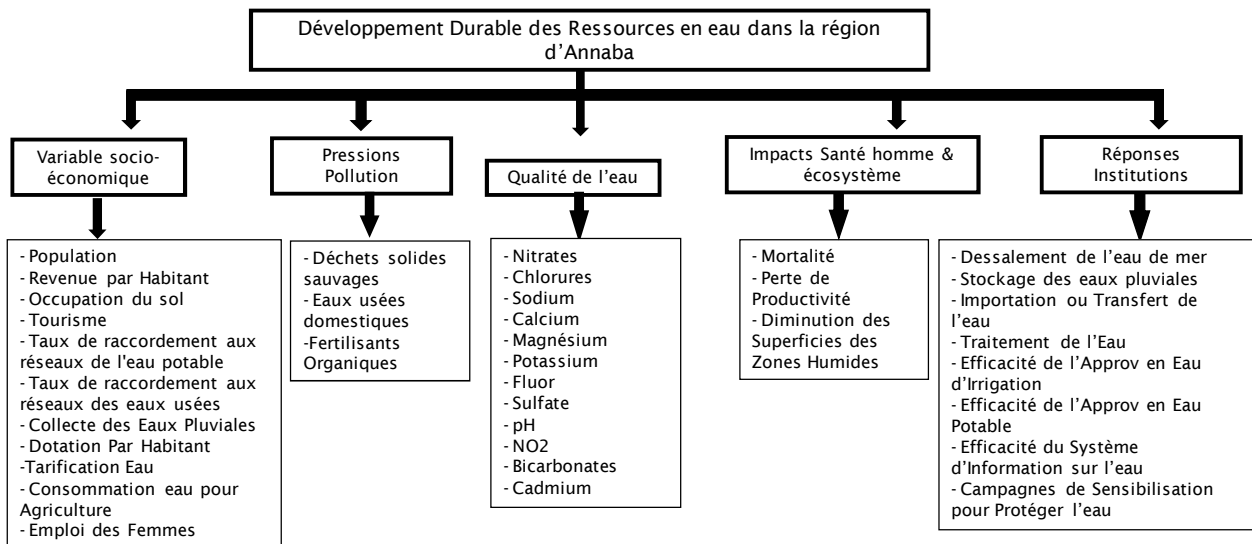


Figure 53. Caractérisation du modèle conceptuel de gestion intégrée de la région d'Annaba.

- Les municipalités de Bouteldja et Pont Bouchet se caractérisent par des prélèvements d'eau élevés et par un besoin en ressources en eau supplémentaires, notamment par le dessalement et le transport régional de l'eau. Ils se distinguent aussi par la pollution anthropique significative générée par les activités socio-économiques de leur forte population.
- Sidi Amar, Eddiss Hdj, Ben M'hidi2, Bouteldja et Pont Bouchet s'individualisent par une importante morbidité, induite par les maladies liées à l'eau.
- Les secteurs de Besbes, Zerizer2, Pont Bouchet, Ben M'hidi1 et Mouaïssia sont caractérisés par des écosystèmes dus à l'existence d'oueds dans leurs limites.
- Les communes de Ben M'hidi2, Pont Bouchet et Zerizer1 ont des concentrations élevées en  $\text{NO}_3$ , en raison de la surcharge des installations de traitement à l'intérieur de leurs frontières et de l'élimination des effluents domestiques dans un environnement vulnérable.
- Les communes situées à proximité du littoral sont caractérisées par une importante concentration en chlorures. Cela est dû à l'intrusion d'eau de mer dans les aquifères côtiers.
- La gestion de l'eau devrait être reformulée pour tenir compte des priorités des zones géographiques en fonction des contraintes spécifiques de chacune.

Enfin, Le bassin versant a été découpé en unités (les plus homogènes possibles au regard de leurs propriétés géologiques, hydrologiques et socio-économique), ce qui permettra d'élaborer un modèle conceptuel. Celui-ci sera traduit numériquement à l'aide du logiciel Matlab. Le simulateur qui sera construit sera validé par comparaison avec des données expérimentales recueillies sur le site et avec des résultats numériques fournis par un modèle maillé.



---

## 7. SIMULATION DE L'APPROVISIONNEMENT ET DE LA DEMANDE EN EAU DANS LA VALLÉE DE LA SEYBOUSE

---

### 7.1. Introduction

Dans de nombreux bassins à travers le monde, la demande croissante en eau mène à la surexploitation des ressources en eau, généralement limitées. Cette surexploitation est plus marquée et plus fréquente dans les secteurs où les ressources sont faibles (Falkenmark and Molden, 2008). Bien que le principe de la gestion intégrée des ressources en eau (GIRE, GWP, 2000), qui fait appel à une approche multidimensionnelle, soit très souvent admis, la réponse des décideurs porte souvent sur la gestion de l'offre (Alan, 2001), qui comprend la réalisation d'infrastructures à grande échelle, telles que les barrages, les réservoirs et les transferts d'eau. Le bassin de la Seybouse ne fait pas exception à cette règle, la gestion des ressources hydriques au niveau de ce bassin est encore plus compliquée du fait de la nature des conflits entre les différents usages de l'eau existants ou pressentis et leur niveau de satisfaction (Aoun-Sebaiti, 2010).

Le bassin de la Seybouse, (figure 54), fait l'objet d'une extrême rareté de l'eau. La disponibilité de l'eau dans les trois secteurs du bassin est très faible. Les précipitations dans le bassin sont très variables dans l'espace et le temps : de plus de 800 mm par an dans le nord et moins de 450 mm au sud, avec des précipitations se produisant seulement durant les mois d'hiver. Les approvisionnements en eau dans la région de la basse Seybouse sont générés dans leur majorité à partir des ressources en eau de la région d'El-Tarf, située à l'est du bassin étudié (tableau 13). Par conséquent, le secteur nord du bassin, objet de cette recherche, dépend fortement des transferts d'eau à partir de la région d'El-Tarf où les ressources en eaux sont beaucoup plus importantes. Les principaux aquifères de la basse Seybouse sont en effet surexploités, les rabattements dans certains forages pouvant atteindre 13 mètres sous le niveau de la mer (Aoun-Sebaiti, 2010). La demande en eau devrait s'aggraver à l'avenir, compte tenu de l'augmentation de la population et de la croissance économique que connaît la région (Bates *et al.*, 2008).

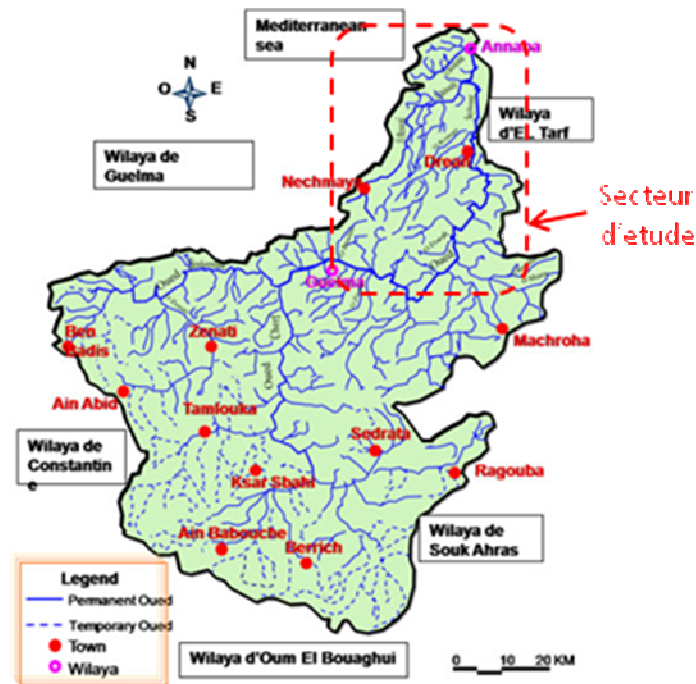


Figure 54. Le bassin de la Seybouse

Ressources/Demandes	Volumes en Mm <sup>3</sup> /an
Eau de surface régularisée	120
Eau souterraine	95
<b>Total ressources en eau</b>	<b>215</b>
Demande en eau potable et eau industrielle	140
Demande en eau pour l'irrigation	7
<b>Total demande en eau</b>	<b>216</b>

Tableau 13 : Bilan approximatif pour une année moyenne

Pour lutter contre la pénurie de l'eau, les services chargés de la gestion de l'eau dans la basse vallée de la Seybouse ont lancé de nombreuses mesures basées principalement sur la gestion de l'offre. Au cours des dernières décennies, les prélèvements d'eau à grande échelle et les transferts ont réduit les flux dans la vallée de la Seybouse de près de 1/10 de son niveau historique. Pour remédier à cette situation de pénurie, plusieurs grands projets sont lancés depuis déjà quelques années avec la construction de barrages (Mexa, Bouhamdane, Bouhalloufa) et d'une usine de dessalement sur la côte méditerranéenne. Cette dernière est en cours de réalisation.

Les questions de la rareté de l'eau dans le bassin de la Seybouse sont si prononcées que de nombreuses propositions structurelles ou non structurelles sont initiées. À ce jour, même si plusieurs outils ont été développés pour gérer les ressources en eau (Aoun-Sebaiti, 2010), aucun n'a été mis au point pour la gestion intégrée de l'offre et de la demande. L'objectif de cette étude est de développer un outil GIRE quantitatif et spatialement explicite qui puisse être utilisé dans des études ultérieures afin d'évaluer et de comparer les différents scénarii de gestion des eaux en tenant compte d'une série d'incertitudes liées à l'évolution des futures demandes en eau. Nous utilisons le code WEAP pour développer un outil de planification des ressources en eau pour le bassin de la Seybouse. Cet outil fournit une approche cohérente à l'échelle du bassin dans lequel nous avons collecté les données disponibles.

Ce modèle permettra d'envisager l'analyse de nombreuses variantes de gestion de l'eau telles que le transfert de nouvelles ressources en eau non conventionnelle, les conflits d'usage, la réduction des pertes en eau dans les réseaux, la réutilisation des eaux usées, la collecte des eaux pluviales, etc. Ce modèle permettra également de poursuivre l'analyse des différentes combinaisons dans l'hypothèse de changements climatiques et socio-économiques.

## **7.2. Méthodes et données**

Le système WEAP a été utilisé pour simuler la gestion actuelle et future de l'eau et les règles d'allocation dans la basse vallée de la Seybouse. WEAP est une modélisation des ressources en eau et de planification qui, dans sa forme la plus simple, est une structure similaire à d'autres outils d'aide à la décision : MODSIM, RiverWare, HEC-ResSim et Oasis. Il fournit également des fonctionnalités avancées qui permettent un accès rapide à d'autres modèles et logiciels, tels que Qual2K, MODFLOW, PEST, Excel, et GAMS. La flexibilité de l'outil pour s'adapter à différents niveaux de disponibilité des données et son interface conviviale graphique en font un outil approprié à l'utilisation dans un bassin comme celui de la Seybouse, où les données peuvent être rares et les conflits entre les différents usagers de l'eau sont élevés.

WEAP est très largement utilisé dans des dizaines de bassins dans le monde entier (cf-<http://www.weap21.org/index.asp?doc=05>) pour aider à la planification des ressources en eau en fournissant une analyse commune et un cadre de gestion des données afin de mobiliser les intervenants et les décideurs dans un processus de planification ouvert.

Le système WEAP a été choisi pour modéliser le bassin de la Seybouse, car il utilise une approche basée sur des scénarii qui facilitent l'exploration d'un large éventail de variantes afin de satisfaire la demande d'une manière équilibrée. Une description détaillée de WEAP se trouve dans le site Web du code WEAP.

Dans le bassin de la Seybouse, le modèle WEAP fournit un cadre cohérent pour faire face aux aspects techniques, socio-économiques, institutionnels et politiques de gestion de l'eau. Comme décrit ci-dessous, ces aspects sont intégrés dans WEAP via les différents scénarii, par exemple, de développement technique et l'efficacité de l'utilisation de l'eau, ainsi que le

développement socio-économique représenté par la population, la croissance du PIB et la croissance associée à la demande en eau. Les aspects institutionnels et politiques ont été représentés dans WEAP via l'élaboration de scénarii participatifs avec les parties prenantes telles les agriculteurs, les industriels et les populations.

La plupart des données saisies dans le modèle WEAP ont été obtenues au niveau des directions départementales de l'hydraulique, de l'agriculture et de l'agence des bassins Seybouse-Mellègue. Toutes les données sont vérifiées et harmonisées. L'entrée des données dans WEAP via des feuilles de calcul facilite la mise à jour des paramètres. WEAP recalcule alors les résultats de simulation basés sur les données les plus récentes.

Le modèle WEAP est exécuté au pas de temps mensuel, de sorte que toutes les données d'entrée, indépendamment de leur résolution temporelle originale, sont ventilées sur la base d'une résolution mensuelle.

#### 7.2.1. Topologie de réseau

Le modèle WEAP reproduit les principales caractéristiques de la gestion des eaux dans le bassin versant de la basse Seybouse. Cette représentation géographique comprend les principaux affluents, les nappes importantes, les principaux réservoirs ou plans d'eau (oueds, barrages ...), les canaux d'irrigation importants, les conduites de transfert d'eau et les demandes en eau destinée à l'agriculture, à la consommation en eau potable et industrielle, associées aux sources d'approvisionnement.

Le schéma de la figure 55 montre comment les principales caractéristiques du système de l'eau dans le bassin de la vallée de la Seybouse ont été regroupées et représentées dans WEAP aussi bien pour l'offre que pour la demande sous forme de nœuds. Des liens de transmission entre ces nœuds et des règles de répartition des eaux (priorités de la demande et de l'offre) sont également pris en compte.

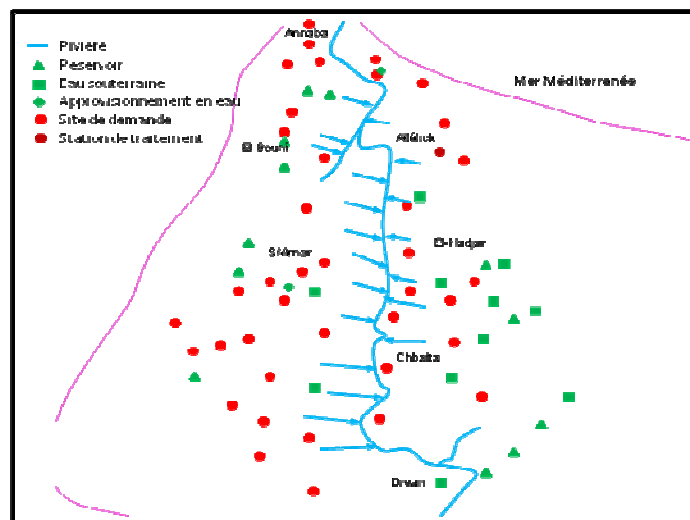


Figure 55. Modèle conceptuel de la répartition de l'eau dans le bassin de la basse Seybouse

### 7.2.2. Approvisionnement et demandes en eau

Les données collectées permettent d'identifier la répartition spatiale et temporelle des différentes ressources et des besoins en eau dans le bassin. D'une manière générale, les données présentent de nombreuses lacunes notamment en ce qui concerne les mesures de débit des différents affluents de la Seybouse. Selon le type de données, des périodes historiques différentes ont été utilisées :

- Les débits des principaux oueds du bassin de la Seybouse sont observés durant la période 1980-2007,
- la même période a été utilisée pour les eaux souterraines.
- les ressources en eau souterraine ont été quantifiées à l'aide du code ModFlow avec mesures des relevés piézométriques allant de 2001 à 2008. La collecte des données relatives à la demande en eau couvre la période 2000-2008.

Les données suggèrent que, sur la base d'une année moyenne, 95% des consommations seraient satisfaites. Lorsque nous tenons compte des contraintes opérationnelles et du calendrier des demandes de pointe, nous constatons cependant que la demande totale est rarement satisfaite pleinement. En outre, nous calculons la demande en eau agricole des zones irriguées associée aux demandes en eau des cultures et non des demandes réelles des produits alimentaires de la population du bassin qui sont principalement prises en charge par l'importation d'aliments afin d'économiser la quantité d'eau qui serait nécessaire pour la production locale : c'est ce qui est appelé 'eau virtuelle'.

### 7.2.3. Validation des prélèvements dans la nappe de la plaine d'Annaba

Les besoins en eau dans la plaine côtière d'Annaba sont en partie couverts par les services de l'eau grâce aux prélèvements effectués dans la nappe des graviers de la plaine d'Annaba et par les transferts d'eau à partir des forages du massif dunaire de Bouteldja (El-Tarf). Les prélèvements dans la nappe d'Annaba sont introduits dans WEAP pour satisfaire la demande en eau potable en fonction des priorités. Nous avons ensuite validé les volumes prélevés en comparant les taux à la sortie des forages simulés par WEAP avec les taux officiels des prélèvements fournis par les services de l'hydraulique pour les années 2004 à 2009. La figure 55 montre un bon accord entre les valeurs calculées et mesurées.

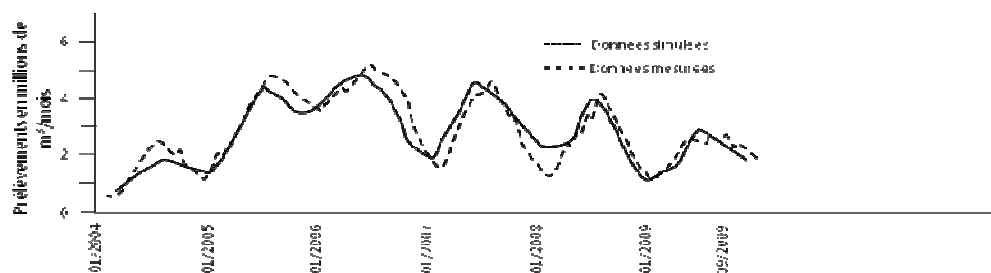


Figure 56. Comparaison des valeurs simulées par WEAP et les pompages mesurés

#### 7.2.4. Validation des niveaux piézométriques

L'aquifère des graviers de la plaine d'Annaba constitue, de par son extension et ses bonnes propriétés hydrauliques, une source d'approvisionnement en eau d'une importance capitale. Afin de valider l'équilibre global des prélèvements effectués dans la nappe, les niveaux piézométriques simulés par WEAP sont comparés à ceux observés dans quatre ouvrages de captage de la nappe (figure 57). Le bilan global et le comportement général de l'eau stockée dans l'aquifère sont correctement reproduits.

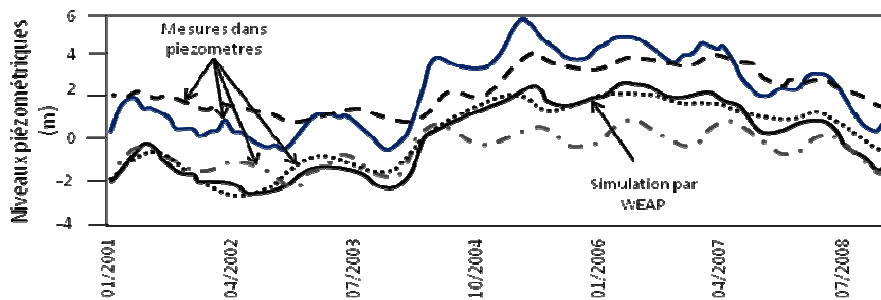


Figure 57. Comparaison des niveaux simulés par WEAP et des niveaux dans les forages captant l'aquifère graveleux « profond » d'Annaba.

#### 7.2.5. Analyse des scénarii

Le modèle WEAP Seybouse tel que décrit ci-dessus permet d'analyser les différents scénarii de gestion de l'eau qui peuvent répondre à un large éventail de questions (*Alcamo and Jakeman, 2008*). Cela nous permet d'évaluer les implications de différents facteurs internes et externes de changement, et comment les changements qui en résultent peuvent être atténués par des politiques et/ou des interventions techniques. Par exemple, WEAP peut être utilisé pour évaluer l'approvisionnement en eau et les impacts de la demande sous l'effet de l'évolution de la démographie, de l'utilisation des terres et du climat. Les résultats de ces analyses peuvent guider les décideurs à mieux adapter les infrastructures afin d'améliorer la productivité du système de l'eau. Quatre modèles climatiques globaux et un modèle régional ont été testés pour évaluer la disponibilité de l'eau pour l'avenir ainsi que la demande de l'eau pour l'irrigation future. Nous nous sommes basés, dans cette analyse, sur l'hypothèse d'une augmentation modérée des émissions de gaz à effet de serre avec une réduction de l'approvisionnement en eau de 30 % et une augmentation de la demande en eau pour l'irrigation de 22 % d'ici le milieu du 21<sup>ème</sup> siècle par rapport aux années 1990. Pour les derniers essais, nous avons tenté d'effectuer des réductions linéaires de la décharge annuelle moyenne dans le temps et de la recharge des eaux souterraines pour tous les nœuds d'approvisionnement, et une augmentation linéaire de la demande en eau d'irrigation pour tous les nœuds de la demande agricole.

Cette approche simplifiée montre que la pénurie de l'eau ne peut que s'aggraver alors que le modèle des années humides et sèches reste inchangé. En réalité, les sécheresses sont susceptibles d'augmenter en fréquence et en intensité (*Bates, 2008*), ce qui risque de poser

plus de problèmes au système de l'oued Seybouse que l'évolution des moyennes annuelles. Pour évaluer la vulnérabilité du système à ces changements, il sera nécessaire de considérer des ensembles de scénarios qui décrivent la gamme complète de la variabilité hydro-climatologique.

### 7.3. Résultats et Discussion

Le bassin de la Seybouse est confronté aujourd'hui au problème de pénurie d'eau. Au cours des vingt prochaines années, l'augmentation de la demande en eau potable devrait s'aggraver. La mise en place d'une gestion durable de l'eau, au plan qualitatif comme quantitatif, est donc impérative pour l'avenir de la population du bassin de la Seybouse, mais aussi des écosystèmes et conditionne le développement économique et social. Seule une démarche intégrée, comme celle utilisée ici avec l'élaboration du modèle WEAP, offre la possibilité de gérer ces ressources dans le respect du milieu naturel, des intérêts des citoyens et de ceux des acteurs économiques. Elle permet d'analyser la situation complexe du bassin de la Seybouse en confrontant offre et demande via un nombre limité de nœuds et de liens de transmission sur la base de données disponibles et actualisées collectées au niveau des différents services. La figure 58 présente une projection des besoins annuels non satisfaits pour l'ensemble du bassin pour quatre scénarii de demande socio-économiques (en supposant l'absence de changement climatique) et un scénario de changement climatique (en supposant aucun changement dans la demande ou une demande supplémentaire en eau d'irrigation) comme décrit dans le chapitre sur les méthodes.

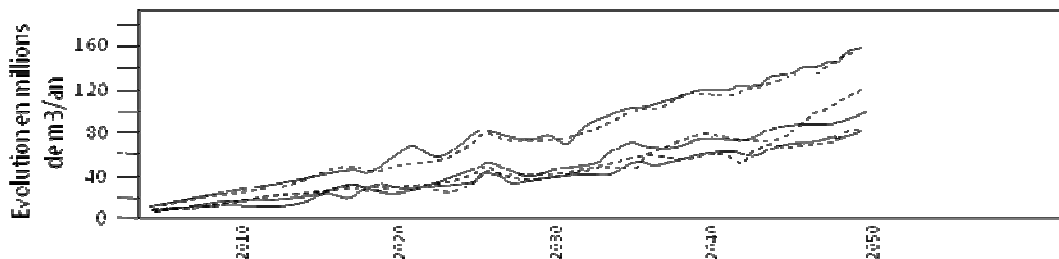


Figure 58. Projections, à l'échelle du bassin, de la demande annuelle non satisfaite pour quatre différents scénarii socio-économiques et un scénario climatique.

En comparant les changements relatifs en fonction du temps entre ces scénarios, nous constatons de grandes similitudes entre les besoins non satisfaits pour répondre à la demande socio-économique et pour les projections climatiques (l'offre). En outre, cette première analyse indique que, au milieu du 21<sup>ème</sup> siècle, l'évolution des besoins non satisfaits est susceptible de dépasser largement leur variabilité actuelle. La figure 57 montre également que les hypothèses, émises dans les scénarii socio-économiques sur la population et le développement économique, ont des effets importants sur l'avenir des demandes non satisfaites. Le modèle WEAP-Seybouse, que nous avons élaboré peut constituer un excellent outil pour communiquer aux gestionnaires de l'eau les effets de différents scénarii et les incertitudes associées, et pour approfondir

l'analyse des réponses du système à des changements sous les hypothèses sous-jacentes (Bonzi *et al.*, 2010). Nous avons mis au point conjointement avec nos partenaires locaux une nouvelle base de données de l'eau à l'échelle du bassin et un outil de planification. Cet outil permet pour la première fois, la visualisation des effets combinés de différentes évolutions du développement socio-économique sous différentes hypothèses. Le scénario climatique retenu pour cette étude est basé sur l'hypothèse d'émissions de gaz à effet de serre, qui sont en dessous des tendances actuelles (Le Quéré, 2009). Une analyse plus approfondie des effets du changement climatique, sur la base des tendances plus réalistes peut induire à des réductions beaucoup plus fortes en matière de disponibilité de l'eau et une plus forte augmentation de la demande de l'eau pour l'irrigation. Les *scenarii* socio-économiques ont été développés selon un processus consensuel. Par conséquent, ces hypothèses sont une bonne connaissance sur les forces motrices pertinentes, telles que la croissance démographique, le développement économique et technologique, l'utilisation des terres, etc.

#### **7.4. Conclusions**

Le modèle WEAP mis au point dans cette recherche montre que les variables climatiques et socio-économiques seront les deux principaux facteurs moteurs de la pénurie d'eau dans le bassin à l'avenir. Le modèle WEAP élaboré peut être utilisé pour prendre en charge l'analyse plus détaillée de politiques de gestion de l'eau.

Selon le principe du maintien de la représentation d'un système aussi simple que possible sans perdre les structures et les fonctions clés, l'approvisionnement en eau et les demandes ont été représentées sous forme de nœuds fortement agrégés. Sur la base de ce modèle initial WEAP pour la Seybouse, il est maintenant possible de spécifier les caractéristiques du système et d'élaborer des analyses plus détaillées, par exemple : l'analyse des besoins en eau d'irrigation pour les différents types de cultures, les technologies pour améliorer l'efficacité de l'eau, les restrictions d'utilisation liées à la qualité de l'eau pour certains usages, les avantages du changement institutionnel, les réaffectations liées à l'eau, etc en fonction de la question qui se pose.

Nous avons limité l'analyse initiale du bassin de la Seybouse aux fonctions de base de WEAP, sans utiliser ses capacités de simulation des processus hydrologiques ni la consommation en eau ni le couplage à un modèle d'eau souterraine (WEAP-MODFLOW). Ces options seront utilisées pour des analyses approfondies de certains sous-systèmes du bassin de la Seybouse et les potentiels d'atténuation de l'eau non conventionnelle, de réutilisation des eaux usées, d'utilisation de l'eau verte dans les eaux de ruissellement pluvial et l'agriculture, etc...



## 8. ENCADREMENT DES TRAVAUX DE RECHERCHE

## 8.1. Encadrement de mémoires de Master et de thèses de doctorats soutenus ou en cours

Diplôme et université	Thème	Etudiants	Date de soutenance
<b>Doctorat</b>			
Université Scientifique et Technologique de Lille	Modélisation et gestion intégrée de la ressource en eau en milieu méditerranéen.	Badra AOUN- SEBAITI	octobre 2010.
Université Scientifique et Technologique de Lille	Fonctionnement hydrologique et prévision des crues à pas de temps horaires par les réseaux de neurones artificiels : Cas du bassin versant de l'Eure	Wisseem Kharoubi	Juin 2013
Université Scientifique et Technologique de Lille	Ontologie des aménagements urbains	Dounia LAHLOU	Avril 2015
Université Scientifique et Technologique de Lille	Création de système de régulation automatique et de gestion en temps réel des ouvrages de contrôle des écoulements et de maîtrise des déversements.	Rabaa TLILI	Juin 2015
Université d'Artois – Béthune	Conception d'un Assainissement Régulé, Dynamique et Intelligent d'Ostrevent	Hind NAKHOURI	Juin 2015
<b>DEA ou Master 2 Recherche</b>			
<i>DEA Génie Civil (Université Scientifique et Technologique de Lille)</i>	Modélisation hydrodynamique et hydrodispersive d'un polluant dans les sols et les nappes souterraines.	Hui BIAN	juin 2005
<i>DEA Génie Civil (Université Scientifique et Technologique de Lille)</i>	Simulation et prévision d'une pollution dans la zone non saturée et la zone saturée par les réseaux neuronaux : application à la nappe de la craie.	Hui LI	juin 2005.

<b>Master 2 Recherche/ professionnel</b>			
Master 2 Matériaux Université d'Evry Val d'Essonne	Durabilité des bétons préfabriqués à bases des sédiments fluviaux	Wafaa EZZOUHRI	Septembre 2013
Master 2 Matériaux et entreprise Université de Rennes 1	Traitement et valorisation de sédiments marins et fluviaux dans une matrice cimentaire	Laurianne LORY	Juillet 2012
<i>Master 2 GEODE Université Scientifique et Technologique de Lille)</i>	Réhabilitation des sols et nappes pollués d'une plateforme pétrolière.	Stéphanie MILLE	juin 2006 ;
Master 2 Géographie Université du Québec à Montréal.	Apport des Systèmes d'Information Géographique (SIG) dans le cadre des études d'impacts environnementaux pour l'implantation de projets éoliens en France	Ariane COTE	Novembre 2005
<i>MASTER HYDROSOL à l'Université d'Artois Béthune</i>	Réhabilitation d'une friche industrielle « urbaine » polluée par les métaux lourds et les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP).	Karine LOSSADA	Mai 2005
<i>DESS GEODE (Université Scientifique et Technologique de Lille)</i>	Etude hydrogéologique et hydrochimique d'une zone fortement polluée par les hydrocarbures totaux et les métaux lourds.	Elise LOUCHIE	octobre 2004
<i>DESS GEODE ( Université Scientifique et Technologique de Lille)</i>	Outils et méthodes d'investigation des sites pollués par les hydrocarbures.	Donatienne POLVECHE	octobre 2003.
<b>Master 1</b>			
<i>Université Scientifique et Technologique de Lille</i>	Evolution de la porosité dans une zone faillée : Exemple dans la craie de la Bordure Nord du Bassin de Paris.	Nicolas DUPRIEZ	15 juin 2002

**8.2. Thèses soutenues**

- Examineur thèse de Doctorat de l'Université des Sciences et Technologies de Lille, décembre 2006 par Ahmad ASNAASHARI : « Modélisation de la défaillance des réseaux d'eau : approches statistique, réseaux du nuerons et survie».
- Examineur thèse de Doctorat de l'Université des Sciences et Technologies de Lille, décembre 2010 par Badra AOUN-SEBAITI : Modélisation et gestion intégrée de la ressource en eau en milieu méditerranéen».
- Examineur thèse de Doctorat de l'Université des Sciences et Technologies de Lille, décembre 2011 par Mohamed KARA KHALED : Etude d'un dispositif de dépollution des eaux pluviales en amont des réseaux d'assainissement : Expérimentations, Modélisation
- Examineur thèse de Doctorat de l'Université des Sciences et Technologies de Lille, juin 2013 par Wissem Kharoubi : Fonctionnement hydrologique et prévision des crues à pas de temps horaires par les réseaux neurones artificiels : Cas du bassin versant de l'Eure

**8.3. Encadrement de travaux de recherches divers**

Nature	Période	Qualité	Intitulé
SEDIVALOR	2009-2013	Chercheur SENIOR	Etude de faisabilité de traitement des sédiments fluviaux pollués
SERVEAU	2011-2014	Chercheur SENIOR	Simulation, Evaluation et Réduction de la Vulnérabilité Energétique des Aménagements Urbains
CARDIO	2011-2014	Chercheur SENIOR	Conception d'un assainissement Régulé Dynamique et Intelligent en Ostrevent
MANAGER	2013-2016	Chercheur SENIOR	Management of mine water discharges to mitigate environmental risks for post-mining period
MELIMELE	2013-2014	Chercheur SENIOR	Méthode d'ELimination des MEtaux Lourds dans les Effluents

**8.4. Activités d'enseignement**

Année	Niveaux	Intitulés des enseignements	Volumes horaires (éq. TD)	Types d'enseignement
2003	2 <sup>ème</sup> année de Polytech'Lille	Analyses de données appliquées à l'environnement	20h	TD et cours
	Licence Professionnelle : Protection de l'Environnement – Bâtiment et Construction (USTL)	Gestion des sites et sols pollués	25	cours
	Maîtrise Science de la terre	Gestion des sites et sols pollués	15	cours
2004–2008	3 <sup>ème</sup> année option construction durable (Ecole centrale de Lille)	Gestion des sites et sols pollués	40	cours
	Maîtrise Science de la terre	Gestion des sites et sols pollués	75	Cours et TD
2011–2013	Master 2 international: <i>Urban Engineering &amp; Habitat</i>	Urbains Sols	24	Cours et TD

**8.5. Rayonnement**

Depuis 2003, réviseur pour les journaux suivants :

- 1) Journal of Ground Water (U.S.A) ;
- 2) Journal of Mathematical and Computer Applications (U.S.A);
- 3) Water Ressources Management (USA)
- 4) Journal of Hydrology (The Netherlands)
- 5) Journal of Hydrological Processes (G.B.)
- 6) J. of Irrigation and Drainage Engineering (U.S.A)
- 7) Hydrological Processes (G.B.)
- 8) Hydroinformatics (G.B.)

## 8.6. Publications

### 8.6.1. Revue de rang A:

- 1) A. Hani, B. Aoun-Sebaiti, I. Aichouri, L. Djabri, B. Saaidia, **S. Lallahem (2012)**. A new Conceptual Water Integrated Model for the Seybouse basin, Annaba region. ***Journal of Desalination and Water Treatment***
- 2) B. Aoun-Sebaiti, A. Hani, **S. Lallahem**, L. Djabri, E. Carlier (2009). Characterizing the Multi-criteria Parameters of Integrated Water Management Model in Annaba Region. ***IAHS Publ. 327, pp. 80-90.***
- 3) A. Hani, S. Djorfi, L. Djabri, C. Lamouroux, **S. Lallahem (2007)**. Impact of the industrial rejections on water of Annaba aquifer (Algeria). ***European Water 19/20: 3-14.***
- 4) **S. Lallahem**, C. Lamouroux, J. Mania, A. Hani (2007). A proposed structure-groundwater model: application to chalky media of the Paris. ***Hydrological Processes. Volume 21. Issue 22, 3072-3077.***
- 5) **S. Lallahem**, J. Mania (2006): On the use of groundwater replenishments periods approach to determine aquifer physical parameters. ***Hydrological Processes, 20, 1585-1595***
- 6) **S. Lallahem**, C. Lamouroux, J. Mania, A. Hani (2006): Proposition of a structure groundwater model: Application to chalky media of Paris Basin. ***Hydrological Processes. Volume 21. Issue 22, 3072-3077.***
- 7) A. Hani, **S. Lallahem**, J. Mania, L. Djabri (2006). On the use of finite-difference and Neural network models to evaluate the impact of underground water overexploitation. ***Hydrological. Processes. 20, 4381-4390.***
- 8) **S. Lallahem**, J. Mania, A. Hani, Y. Najjar (2005): On the use of neural networks to evaluate groundwater levels in fractured media. ***J. of Hydrology, 307 (22-111)***
- 9) **S. Lallahem & J. Mania (2003)**: Evaluation and forecasting of daily groundwater inflow in a small chalky watershed. ***Hydrological Processes, 17, 1561-1577;***
- 10) A. Hani, L. Djabri, **S. Lallahem**, J. Mania, (2003). Identification des axes d'écoulement souterrains dans les systèmes aquifères du bassin de Tindouf et des plaines de Annaba-Bouteldja (Algérie). ***IAHS Publ. No 278, 2003, pp. 29-34***
- 11) **S. Lallahem** et J. Mania (2002). A non-linear rainfall-runoff model using neural network technique: Example in fractured porous media. ***J. of mathematical and computer modeling, 37, 1047-1061.***
- 12) **S. Lallahem & J. Mania (2002)**: A linear and non-linear rainfall-runoff models to evaluate aquifer outflow. ***Tribune de l'eau. Vol. 55, N°615, 11-19;***

8.6.2. Revue de rang B:

- S. LALLAHEM (2003)** : Structure et modélisation hydrodynamique des eaux souterraines : Application à l'aquifère de la bordure nord du bassin de Paris. *Publication N° 32 Société Géologique du Nord, 156 pages.*

8.6.3. Conférences & Symposium internationaux à comité de lecture :

1. W. Kharroubi, E. Masson, O. Blanpain, **S. Lallahem (2013)**: ANN flood forecasting for early warning and decision making: karstic watershed of the Sec-iton River. *6th International Conference on Water Resources and Environment Research: 3-7 juin 2013: Koblenz-Allemagne*
2. W. Kharroubi, E. Masson, O. Blanpain, **S. Lallahem (2011)**: ANN modeling for flood warning in the Eure's river. *Vol. 13, EGU2011-9794, 2011, EGU General Assembly 2011*
3. A. Hani, B. Aoun-Sebaiti, C. Lamouroux, L. Djabri, **S. Lallahem (2008)** : Amélioration de l'estimation de la transmissivité dans une nappe alluviale à l'aide des réseaux de neurones artificiels. *IHP 2008 Capri, Naples (Italie) du 13 au 16 octobre 2008.*
4. B. Aoun-Sebaiti, A. Hani, **S. Lallahem**, L. Djabri, E. Carlier (2008): Characterizing the Multi-criteria Parameters of Integrated Water Management Model in Annaba Region. *Symposium IHP 2008, Capri, Italy, October 2008.*
5. A. Hani, S. Djorfi, **S. Lallahem**, C. Lamouroux et L. Djabri (2008) : Geometrical Analysis of water Annaba-Bouteldja bearing: Consequence on its working modelization. *IHP 2008 Capri, Naples (Italie) du 13 au 16 octobre 2008.*
6. A. Hani, S. Djorfi, R. Laouar, L. Djabri and **S. Lallahem (2007)**: Impact of the industrial rejections on water of Annaba aquifer (Algeria). *Training Course on: "Capacity Building in Environment-related Issues in Geo-mining and Coastal Zone Management". Cagliari, Italy, 26 February - 9 March 2007.*
7. L. Djabri, A. Hani, B. Aoun Sebaiti, J. Mudry, **S. Lallahem**, T. Serradj (2007): Mise en évidence d'une pollution marine: cas de la région de Annaba (NE algérien). Présentation orale *International Symposium on Costal Aquifers & desalination plants (SIACODE'07). TIAC'07, Almería (Spain), 16 to 19 October 2007.*
8. A. Hani, B. Aoun-Sebaiti, **S. Lallahem**, L. Djabri, C. Lamouroux (2007). Artificial neural networks for defining the water quality determinants of groundwater abstraction in coastal aquifer. *International Symposium on Costal Aquifers & desalination plants (SIACODE'07). TIAC'07, Almería (Spain), October 2007.*
9. A. Hani, C. Lamouroux, S. Djorfi, L. Djabri & **S. Lallahem (2006)** : Assessment of Contaminant Migration In Groundwater From An Industrial Development Area, Annaba Distrct, NE Algeria. *Aqua in Med-06, 24-28 april 2006.*
10. Hani, S. Djorfi, **S. Lallahem**, C. Lamouroux et L. Djabri (2005) : Geometrical Analysis of water Annaba-Bouteldja bearing : Consequence on its working modelization. *Colloque International AIH / IAH International Symposium, Dijon 2006.*

11. S. **Lallahem**, J. Mania, I. Shahrour (2005) : Daily karst aquifer outflow forecasting using artificial neural networks approach : *The 9<sup>th</sup> world Multi-conference on systemics, Cybermetics and Informatics, ORLANDO, USA, July, 10-13, 2005:*
12. A. Hani, C. Lamouroux, L. Djabri & S. **Lallahem** (2005) : Impact of the industrial rejections on surface and groundwater on Annaba. *EWRA 2005, Menton, France, Septembre 2005.*
13. S. Djorfi, A. Hani, L. Djabri, S. **Lallahem** (2005). Impact des rejets industriels sur les eaux superficielles et souterraines de la région d'Annaba. *1<sup>er</sup> Seminaire National sur la Mobilisation et l'Exploitation des Ressources en Eau « Mereau ». 12-13 Décembre2005, Batna (Algérie).*
14. A. Hani, S. **Lallahem**, J. Mania, L. Djabri & S. Kachi (2003): Impact of aquifer intense use on groundwater quality and on wetlands on coastal aquifer. *Technologie de l'intrusion d'eau de mer dans les nappes aquifères côtieres: pays méditerranées, TIAC'03, MARS 2003, Alicante (Espagne). IGME. Madrid 2003. ISBN. 84-7840-470-8.129-140.*
15. S. **Lallahem**, J. Mania & A. Hani (2002): A Study of Daily Aquifer Outflow Simulation and Determination of Influencing Parameters using Neural Networks Approach. *Third International Conference on Water Resources and Environment Research (ICWRER). Water quantity & quality aspects in modelling and management of ecosystems. Dresden, Allemagne*
16. S. **Lallahem**, J. Mania, C. Lamouroux & E. Carlier (2002): Determination of aquifer physical parameters using groundwater replenishments periods approach. *1st Annual Environmental & Water Resources Systems Analysis (EWRSA) Symposium In conjunction with A.S.C.E. Environmental & Water Resources Institute (EWRI) Annual Roanoke, Virginia, USA;*
17. S. **Lallahem**, J. Mania et C. Lamouroux (2002). Influence of geological structure on groundwater hydrodynamics in a fissured chalk medium (Northern France). *ModelCare2002, International conference on Calibration and Reliability in Groundwater Modelling: A few Steps closer to reality. République Tchèque.*
18. S. **Lallahem**, J. Mania et C. Lamouroux (2002) : Influence des caractéristiques structurales sur l'hydrodynamisme des eaux souterraines dans un milieu crayeux fissuré. *Watmed2002. Monastir, Tunisie. Colloque International sur l'eau dans le Bassin Méditerranéen : Ressources & Développement Durable. 475-481.*
19. S. **Lallahem**, J. Mania & N. Crampon (2001): Proposition d'une méthodologie sur la mesure des décalages des paramètres physico-chimiques. *7<sup>ème</sup> Colloque d'Hydrologie en pays calcaire et en milieu fissuré. Sciences et Techniques de l'Environnement, Univ. de Franche-Comté, Mémoire hors-série (13). 221-226*
20. S. **Lallahem**, J. Mania & N. Crampon (2000): Hydrodynamics and relationship between superficial and underground flows in chalky media. *25th European Geophysical Society. Nice- France*

---

## 9. CONCLUSIONS GENERALES

---

L'objectif des mes recherches est de développer des outils d'aide à la décision pour la gestion intégrée des ressources en eau. En d'autres termes, c'est concilier développement économique du territoire et gestion durable des ressources.

Afin d'identifier l'influence de la structure géologique sur la circulation des eaux souterraines une combinaison entre les éléments géologiques et hydrogéologiques a permis la mise en place d'un modèle conceptuel : structure-écoulement avec la présence de casiers hydrogéologiques. Ce modèle est validé sur un autre terrain.

Pour résoudre le problème de gestion des ressources en eau dans les régions où les données sont rares et/ou les informations sont concentrées autour des seuls champs de captage, ce qui rend l'extrapolation difficile, une approche multidisciplinaire basée sur la connaissance de l'environnement des eaux souterraines a été appliquée. Cette approche suppose la prise en compte de plusieurs variables simultanément : variables chimiques, isotopiques et physiques (niveaux de la nappe, relations hydrauliques ...). Pour maximaliser l'information à partir d'un nombre généralement réduit de données nous avons fait appel à l'Analyse en Composantes Principales. La confrontation des données physico-chimiques et de tritium s'est avérée un moyen très efficace pour définir les principaux axes d'écoulement souterrains et pour élaborer le schéma conceptuel des aquifères.

La modélisation numérique a été appliquée pour mieux gérer les ressources en eau. Elle a été utilisée pour :

➤ Identifier et localiser l'intrusion marine, suite au pompage intensif de la nappe côtière. Trois secteurs ont été identifiés : la partie amont de la nappe, les fluctuations de la salinité sont dues principalement au phénomène de dissolution/précipitation des formations gypsifères de la formation réservoir. Dans le deuxième secteur, la salinité des eaux est liée à l'effet de l'évaporation capillaire et au mouvement de retour des eaux d'irrigation au cours des périodes sèches. Le dernier groupe est le siège de réactions d'échange ionique, particulièrement dans la partie sud de la zone d'étude, et de réactions de mélange par les eaux d'irrigation. Les prévisions effectuées par simulation du transfert des chlorures jusqu'en 2035 dans les mêmes conditions climatiques et d'exploitation qu'en 2005 nous permettent de délimiter l'étendue du front salé. Ce dernier avancerait à l'intérieur des terres de 200 à 300 m en bordure est, de 500 m au centre de la plaine et atteindrait 1500 m plus à l'ouest de la plaine.

➤ La simulation et la prévision dans quelques points d'émergence de la nappe : source d'eau et niveau de la nappe. Un couplage de modèles numériques a été effectué. Une méthode originale appliquée à un milieu calcaire et fissuré dans le couplage d'un modèle multi-



réservoirs MMO8 et les réseaux neuronaux a été effectuée. Le premier modèle été utilisé pour calculer les différents débits du milieu crayeux. Le deuxième a été appliqué pour la simulation et la prévision des débits de sources d'eau et le niveau piézométrique de certains points de contrôle. La modélisation par les réseaux neuronaux a produit une haute corrélation entre les valeurs observées et calculées, indiquant que ces outils deviendront un outil de modélisation attractif pour des évaluations et des prévisions. En utilisant cette méthodologie, il est théoriquement possible de produire des simulations et des prévisions pour n'importe quel domaine. Nous avons montré qu'il existe une limite dans le temps. Cependant au-delà de cette limite, nous enregistrons une divergence du modèle qui se traduit par une diminution du coefficient de corrélation.

Pour la bonne gestion des ressources en eau, un modèle de gestion intégrée a été développé. Des variables hydrologiques ont été développées et distribuées en cinq catégories qui sont d'ordre socio-économique, de contraintes de pollution, de qualité de l'eau, d'impact de l'activité humaine et de gestion de l'espace urbain et agricole. Les variables pertinentes ont été caractérisées en utilisant les réseaux de neurones artificiels, l'évaluation du risque sanitaire et l'opinion des experts. L'analyse des données recueillies a mis en évidence les principaux facteurs d'évolution permettant de définir des scénarios de gestion à l'horizon 2035. Les données disponibles, qui comprennent les résultats des enquêtes, sont recensées et analysées. Le croisement de ces données physiques et socio-économiques spatialisées, appuyé par la connaissance du terrain et l'expertise géologique et hydrogéologique, a permis de proposer un modèle conceptuel du fonctionnement du socio-hydrosystème. De par son interface graphique, le modèle propose une représentation commune de l'hydrosystème, dans lequel chaque partie prenante retrouve ses préoccupations et perçoit celles de ses voisins.

Il a été démontré qu'une combinaison de mesures pratiques est nécessaire pour assurer la gestion durable de l'eau. Par conséquent, il est proposé que dans les stratégies futures il soit inclus des mesures de lutte contre la pollution, le choix d'outils de gestion et de techniques informatiques adaptées aux données, le traitement des eaux usées, le dessalement de l'eau de mer et de l'eau saumâtre, la réadaptation des réseaux d'eau potable et d'eaux résiduaires, le transport régional de l'eau et l'analyse des besoins socio-économiques comprenant l'évaluation et la prise de conscience. L'approche utilisée est illustrée dans l'organigramme ci-après. L'approche de gestion intégrée des ressources en eau ne peut être efficace que si elle est prise dans sa globalité en prenant en compte tout les éléments illustrés dans l'organigramme.

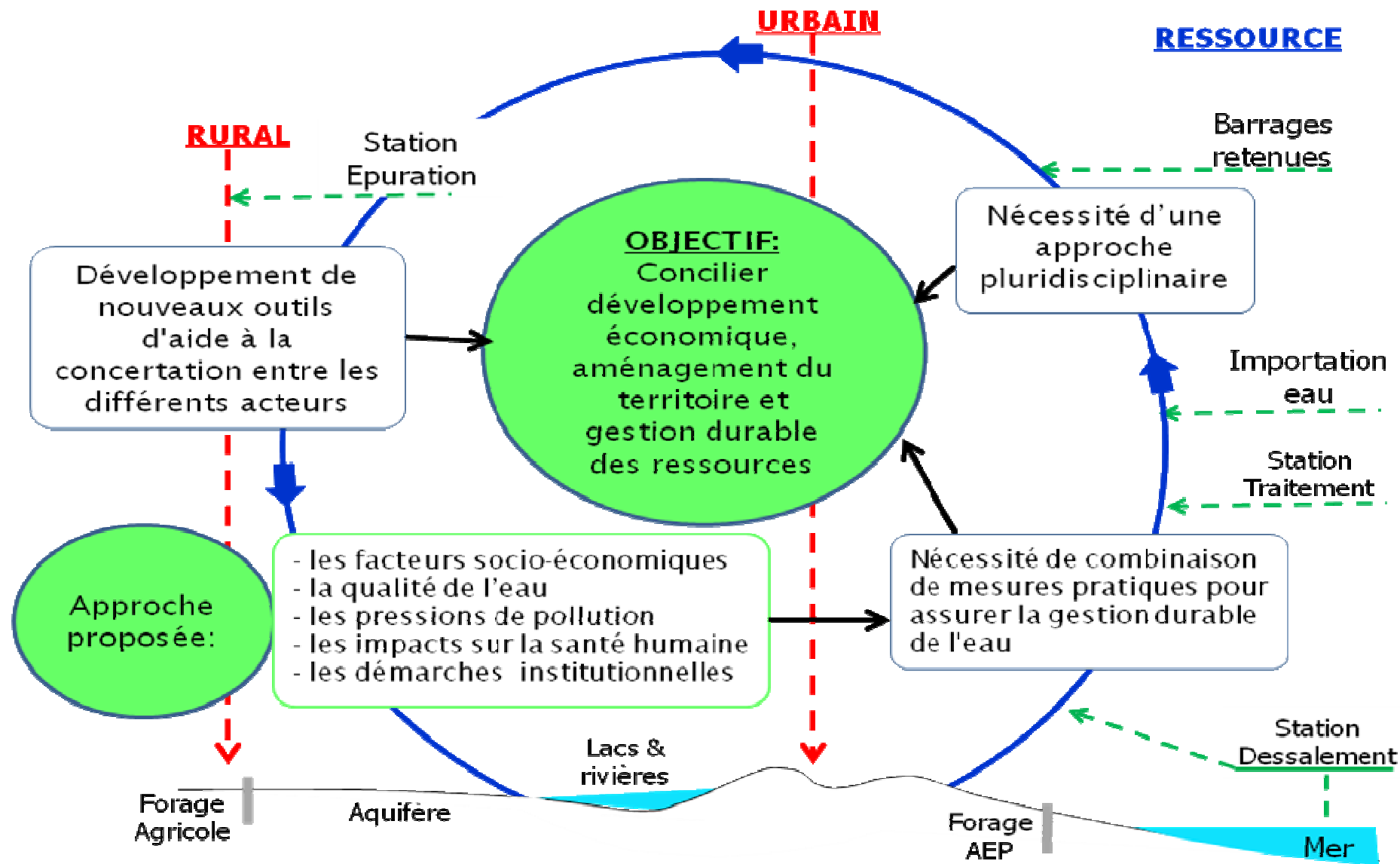


Figure 59: Organigramme de la démarche pour la bonne gestion intégrée des ressources en eau