

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



MEMOIRE

Présenté à



L'UNIVERSITE HASSIBA BEN BOUALI – CHLEF

Faculté des Sciences et des Sciences de l'Ingénieur

Département d'Hydraulique

pour l'obtention du diplôme de

MAGISTERE

Spécialité: Hydraulique

Option : Aménagement hydraulique

Thème

***Impact des Lâchers des Barrages
Ghrib et Boukourdane sur la
Recharge Artificielle de la Nappe Alluviale***

Présenté par

M. ABAIDIA Sofiane

Soutenu publiquement le 26/06/2008 devant le Jury composé de:

S. A. HAMOUDI	Professeur	U. Chlef	Président
B. REMINI	Professeur	U. Blida	Promoteur
M. HABI	Maître de Conférences	U. Tlemcen	Examineur
K. EZZIANE	Maître de Conférences	U. Chlef	Examineur
M. REMAOUN	Maître de Conférences	U. Chlef	Examineur
S. NEDJAI	Chargé de Cours	U. Chlef	Examineur

A cette douceur qui a toujours su cicatriser
mes peines et mes blessures et qui a toujours
su embellir mon existence : Maman !
A mes deux frères : Amine et I shak,
mes deux belles-sœurs Radéa et Kheïra
et ma petite nièce « Mordjane »

Remerciements

Avant d'aborder la liste officielle de mes encadrants, je voudrais tout d'abord remercier vivement deux personnes qui veillaient sur moi comme deux grands frères depuis le début de ce travail et dont aucun mot ne peut exprimer ma gratitude envers eux. Il s'agit du Dr. M. GHRI CI , Maître de conférences à l'université de Chlef, qui malgré un emploi du temps souvent très chargé entre enseignement et laboratoire, il a su m'enseigner la rigueur scientifique et le métier de chercheur. Il a toujours été là pour m'aider et me porter soutien; et M. E. Van HOUTTE, Géologue à l'Intermunicipal Water Company of Veurne-Ambacht (I WVA), que le hasard a voulu que connaisse durant l'élaboration de ce travail et qui depuis n'a pas cessé de me fournir la documentation nécessaire et ses connaissances dans le domaine de la recharge artificielle. Cher Emmanuel, je ne pourrai jamais oublier tout ce que vous avez fait pour me voir réussir. Je garderai soigneusement tous vos messages encourageants et réconfortants qui arrivaient à temps quand j'en avais besoin.

Evidemment, je remercie aussi chaleureusement mon directeur de mémoire Dr. B. REMINI , Professeur à l'Université de Blida pour m'avoir plongé dans la recharge artificielle des nappes. Pendant toute la durée de ce mémoire, vous avez su m'encadrer tout en me laissant suffisamment de liberté pour que je développe mes propres idées, tout en étant attentif pour que je ne m'égarer pas sur des pistes peu prometteuses.

J'adresse toute ma reconnaissance au Dr. S. A. HAMOUDI , Professeur à l'Université de Chlef pour m'avoir fait l'honneur de présider le membre de Jury.

Je tiens à remercier également, Dr. M. HABI Maître de conférences à l'Université de Tlemcen, les Drs. K. EZZIANE et M. REMAOUN, respectivement, Maître de conférences et Chargé de cours à l'Université de Chlef, et Dr. S. NEDJAI Chargé de cours à l'université de Chlef qui ont accepté d'examiner et juger ce travail tout en l'enrichissant avec leurs précieuses remarques et directives.

Je remercie également Mesdemoiselles H. MAAMAR et H. MESSELMY , ingénieurs à l'A.N.R.H Blida ainsi que M. BENMESSAOUD A., pour leur aide dans la collecte des données et pour m'avoir écouté et partagé leurs connaissances ainsi que pour leurs conseils avisés.

Mes remerciements vont aussi au Dr. M. MEDDI, Professeur au Centre Universitaire de Khémis-Miliana ainsi que toute l'équipe du laboratoire «Eau-Roche-Plante», Messieurs M. MEHAIGUENE, A. SADEUK BELABBES et A. BOUSSOUFIANE pour m'avoir toujours accueilli avec sympathie au sein de leur équipe, pour leur disponibilité et les échanges scientifiques que nous avons eus ensemble.

Je ne peux pas oublier toutes les personnes qui m'ont porté soutien et qui ont contribué à la collecte des informations et la documentation nécessaires pour la réalisation de ce travail. Je remercie chaleureusement: Dr. Ph. BAVEYE, Professeur associé à Cornell University, New York; Dr. H. BOUWER, chercheur à l'U.S Water Conservation Laboratory, Phoenix, Arizona; Dr. J. J. DONOVAN Professeur à West Virginia University; Mrs. M. AL-SIBAI et A. AL-DAROUBI, respectivement, Directeur du programme des ressources hydriques intégrées et Directeur de la gestion des ressources hydriques à l'ACSAD (the Arab Center for the Studies of Arid zones and Dry lands-Syrie); les Drs. C. MICHEL et Ch. PERRIN, Chercheurs au Cemagref Anthony, France; DR. Ch. Frycklund, Consultante au bureau d'études SWECO-Suède et Mme B. AL-ZEIN, membre de la Division Land and Water de la FAO-Italie.

Une pieuse pensée va à l'âme du Dr. V. STANESCU, Chercheur au National Institute of Meteorology and Hydrology à Bucarest, Roumanie, décédé il y a quelques mois qui lui aussi n'a pas épargné aucun effort pour répondre à mes attentes.

Je remercie également tous mes amis et plus particulièrement K. HENNI A et A. HELAIMI pour toute leur aide durant ces années que nous avons passées ensemble à l'université sans oublier mon amie Françoise et ses parents ainsi que Hendro et sa femme Toëtie pour avoir toujours demandé après moi et m'avoir porté beaucoup de soutien moral.

Ce travail n'aurait pas vu le jour sans le soutien de ma famille et surtout ma maman qui a fait de moi ce que je suis, mes frères Amine et I shak et mes belles-sœurs Radéa et Kheïra, mes cousins Djamel Eddine, Okba et Samira qui m'ont soutenu de près pour aller jusqu'au bout de mes projets.

En bref, Merci à toute personne qui m'a supporté, dans les deux sens du terme!

Résumé

La réalisation d'un barrage sur un cours d'eau conjuguée à l'exploitation sans cesse de la nappe a pour conséquence un abaissement inquiétant du niveau piézométrique de la nappe. Pour palier à ce déséquilibre, la réalimentation artificielle de la nappe grâce à des campagnes de lâchers des eaux du barrage sous forme d'ondes de crues s'avère nécessaire. Cette technique permet d'équilibrer le bilan des flux et de modifier la qualité de l'eau de l'aquifère en compensant les prélèvements par des apports complémentaires artificiels.

Notre étude s'intéresse au cas des deux barrages de Ghrib et de Boukourdane. Le suivi de la piézométrie dans le temps et dans l'espace à l'aval des deux barrages peut nous donner des résultats appréciables de la montée de la nappe.

Mots-clés

Lâchers – Barrage Ghrib – Barrage Boukourdane – Recharge artificielle – Nappe alluviale – Perméabilité – Infiltration.

Abstract

The dam construction on the flowing water valley besides the continuously exploitation of the aquifer leading to drawdown of the piezometric level of the aquifer. For balancing the status, it is necessary to apply the artificial recharge of groundwater through the necessary dam waters. This technique allowed to balance the budget of flow and improve the quality of groundwater by supplements of surface water in place of the exerted groundwater.

This study interests for Ghrib and Boukourdane dams by watching and following the piezometric changing downward the dam giving the results or idea about the piezometric rising for aquifer.

Keywords

Floods – Ghrib dam – Boukourdane dam – Artificial recharge – Alluvial aquifer – Permeability – Infiltration.

ملخص

إن إنشاء سد على مجرى مائي بالإضافة إلى الاستغلال غير المنقطع للمكن المائي يؤدي إلى انخفاض هام للمستوى البيزومتري للمياه الجوفية. من أجل موازنة هذه الحالة، تعتبر التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية عن طريق إطلاق مياه السد ضرورية. تسمح هذه التقنية بموازنة حوصلة الجريان و تحسين نوعية المياه الجوفية باستخلاف المياه المستخرجة بإضافات من المياه السطحية.

تتم هذه الدراسة بحالي سدي غريب و بوكردن. يمكن لمتابعة التغير البيزومتري أسفل السد إعطاء نتائج حول الصعود البيزومتري للمكن المائي.

مفتاح الكلمات

سد غريب – سد بوكردن – تغذية اصطناعية – مكن مائي – نفاذية – غيض.

Table des matières

PARTIE 1 *Etude Bibliographique*

Chapitre I: Introduction Générale

I.1. Introduction	02
I.2. Stratégies pour augmenter le stockage de l'eau	03
I.2.1. Stockage dans les barrages	03
I.2.2. Dessalement de l'eau de mer	04
I.2.3. Recyclage des eaux usées	05
I.2.4. Recharge artificielle des nappes	05
I.3. Objectif du travail	05
I.4. Plan du travail	06

Chapitre II: Recharge Artificielle des Nappes

II.1. Introduction	08
II.2. Le cycle de l'eau	08
II.3. Le stockage de l'eau souterraine dans le cycle de l'eau	09
II.4. Alimentation naturelle d'une nappe	10
II.4.1. Alimentation à partir d'un cours d'eau	13
II.4.2. Alimentation par infiltration des eaux de pluie	14
II.5. Recharge artificielle des nappes	14
II.6. Applications de l'alimentation artificielle	17
II.6.1. Modification de la qualité de l'eau	17
II.6.1.1. Régularisation thermique	17
II.6.1.2. Epuration	18
II.6.2. Restauration et protection contre des perturbations diverses	18
II.6.2.1. Perturbations créées par l'exploitation	18
II.6.2.2. Incidence des grands travaux	19
II.6.3. Accroissement de la ressource et optimisation du régime d'exploitation	19
II.7. Conditions générales d'utilisation de la recharge artificielle	20

II.7.1. Conditions hydrologiques	20
II.7.1.1. Débit	20
II.7.1.2. Qualités chimiques et bactériologiques	21
II.7.1.3. Turbidité	21
II.7.1.4. Température	21
II.7.2. Conditions hydrogéologiques et hydrodynamiques	21
II.7.2.1. Nature du terrain	21
II.7.2.2. Structure et limites	22
II.7.2.3. Epaisseur totale des réservoirs	22
II.7.3. Influence des paramètres hydrauliques	22
II.7.3.1. Perméabilité	23
II.7.3.2. Transmissivité	23
II.7.3.3. Coefficient d'emménagement et coefficient de remplissage	23
II.7.3.4. Diffusivité	24
II.7.3.5. Gradient hydraulique	25
II.7.3.6. Vitesse d'écoulement	25
II.7.4. Les unités hydrogéologiques favorables pour la recharge artificielle	26
II.8. Méthodes de recharge artificielle	27
II.8.1. Les méthodes d'infiltration de surface	28
II.8.2. Méthodes d'infiltration de subsurface	36
II.8.3. Méthodes d'injection directe	38
II.9. Conclusion	41

Chapitre III: Epuration de l'Eau dans le Sol

III.1. Introduction	43
III.2 Le réacteur Sol – Zone Non Saturée – Nappe	43
III.3. Paramètres de l'autoépuration naturelle des sols	45
III.3.1. Paramètres physiques	45
III.3.2. Paramètres chimiques	46
III.3.3. Paramètres biologiques	46
III.3.4. Paramètres hydrodynamiques	46
III.4. Evaluation du pouvoir épurateur des sols	46

III.5. La filtration dans le sol et l'aquifère	49
III.5.1. Rétention des matières en suspension	49
III.5.2. Rétention des germes pathogènes	51
III.5.3. Elimination du carbone organique	53
III.5.4. Rétention des éléments « traces »	53
III.5.5. Rétention des sels solubles	54
III.5.6. Rétention de l'azote	54
III.5.7. Rétention du phosphore	55
III.6. Conclusion	55

Chapitre IV: Colmatage des Dispositifs de la Recharge Artificielle

IV.1. Introduction	57
IV.2. Colmatage des bassins d'infiltration	57
IV.2.1. Origines du colmatage	57
IV.2.1.1. <i>Colmatage par les matières en suspension</i>	58
IV.2.1.2. <i>Colmatage biologique</i>	60
IV.2.1.3. <i>Colmatage chimique</i>	62
IV.2.1.4. <i>Action des algues</i>	62
IV.2.2. Prévention du colmatage	63
IV.2.2.1. <i>Décantation et filtration de l'eau de recharge</i>	63
IV.2.2.2. <i>Addition de substances chimiques</i>	64
IV.2.2.3. <i>Couverture végétale ou artificielle au fond du bassin</i>	65
IV.2.2.4. <i>Gestion des bassins</i>	65
IV.2.3. Traitement du colmatage	68
IV.3. Le colmatage des dispositifs d'injection	68
IV.3.1. Origines du colmatage	69
IV.3.1.1. <i>Colmatage mécanique</i>	69
IV.3.1.2. <i>Colmatage par les matières en suspension</i>	69
IV.3.1.3. <i>Colmatage par les gaz dissous</i>	72
IV.3.1.4. <i>Colmatage chimique</i>	73
IV.3.1.5. <i>Colmatage biologique</i>	75
IV.3.2. Prévention du colmatage	77

<i>IV.3.2.1. Identification des causes du colmatage</i>	77
<i>IV.3.2.2. Les crépines et le massif filtrant</i>	78
<i>IV.3.2.3. Nature des eaux et traitements préalables</i>	79
<i>IV.3.2.4. Gestion des forages d'injection</i>	81
IV.3.3. Prédiction du colmatage	82
IV.3.4. Traitement du colmatage	83
<i>IV.3.4.1. Traitements mécaniques</i>	84
<i>IV.3.4.2. Traitements chimiques</i>	85
IV.4. Conclusion	87

Chapitre V: Approche Economique de la Recharge Artificielle des Nappes

V.1. Introduction	89
V.2. Comparaison de la recharge artificielle avec différents procédés de gestion de l'eau	89
V.2.1. Comparaison stockage souterrain – stockage superficiel	89
V.2.2. Comparaison avec une unité de traitement des eaux superficielles	90
V.2.3. Comparaison avec une adduction d'eau	91
V.3. Rentabilité d'une alimentation artificielle	91
V.3.1. Coût de l'investissement et de l'entretien	91
<i>V.3.1.1 Acquisition des terrains</i>	92
<i>V.3.1.2. Coût des travaux de réalisation</i>	92
<i>V.3.1.3. Fonctionnement et entretien</i>	93
<i>V.3.1.4. Coût global d'une opération d'alimentation artificielle</i>	95
V.3.2. Revenus apportés par une alimentation artificielle	96
V.4. Conclusion	97

Chapitre VI: Alimentation Artificielle des Nappes et le Problème de l'Eau dans Différents pays

VI.1. Introduction	99
VI.2. L'alimentation artificielle dans les Territoires-Occupés	99
VI.3. L'alimentation artificielle en Californie	101

VI.4. L'alimentation artificielle en Inde	103
VI.5. L'alimentation artificielle en Europe	104
VI.5.1. France	104
VI.5.2. Allemagne	104
VI.5.3. Suisse	105
VI.5.4. Suède	105
VI.5.5. Pays-Bas	105
VI.5.6. Grande-Bretagne	106
VI.5.7. Belgique	106
VI.5.8. Danemark	106
VI.5.9. Espagne	107
VI.6. L'alimentation artificielle dans le monde Arabe	107
VI.7. Conclusion	111

PARTIE 2

Etude Expérimentale

Chapitre VII: Cas des Lâchers du Barrage Ghrib

VII.1. Introduction	113
VII.2. Situation géographique	113
VII.3. Réseau hydrographique	114
VII.4. Couvert végétal	114
VII.5. Caractéristiques hydroclimatologiques	114
VII.5.1. Etude des précipitations moyennes annuelles	114
VII.5.2. Etude des températures	115
VII.6. Etude géologique et géophysique	116
VII.6.1. Contexte géologique	116
VII.6.2. Stratigraphie	118
VII.6.3. Cadre structural	121
VII.6.3.1. <i>La dépression du Haut-Chélif</i>	122
VII.6.3.2. <i>Tell septentrional</i>	122
VII.6.4. Les grands réservoirs souterrains	122
VII.7. Fluctuation de l'état piézométrique de la nappe du Haut-Chélif	123

VII.7.1. Présentation du réseau de mesure	123
VII.7.2. Suivi de la piézométrie	125
VII.7.3. Variation spatiotemporelle du niveau piézométrique de la nappe du Haut Chélif	136
VII.7.4. Variation de la réserve souterraine de la nappe du Haut-Chélif	140
VII.8. Conclusion	143

Chapitre VIII: Cas des Lâchers du Barrage Boukourdane

VIII.1. Introduction	145
VIII.2. Situation de la zone d'étude	145
VIII.3. Caractéristiques géomorphologiques du bassin versant de Oued el Hachem	146
VIII.4. Couvert végétal	148
VIII.5. Hydrographie	149
VIII.6. Climatologie	151
VIII.6.1. Précipitations	151
VIII.6.2. Température	154
VIII.6.3. Vents	155
VIII.6.4. Insolation	155
VIII.6.5. Humidité relative	156
VIII.7. Géologie	156
VIII.8. Lithostratigraphie	160
VIII.8.1. Les formations primaires	161
VIII.8.2. Les formations secondaires	161
<i>VIII.8.2.1. Trias</i>	161
<i>VIII.8.2.2. Jurassique</i>	161
<i>VIII.8.2.3. Crétacé</i>	162
VIII.8.3. Les formations tertiaires	163
<i>VIII.8.3.1. Eocène</i>	163
<i>VIII.8.3.2. Oligocène</i>	163
<i>VIII.8.3.3. Miocène</i>	163
<i>VIII.8.3.4. Pliocène</i>	164
<i>VIII.8.3.5. Quaternaire</i>	164
VIII.9. Pédologie	165

VIII.10. Ressources hydriques	166
VIII.10.1. Ressources superficielles	166
VIII.10.2. Ressources souterraines	167
VIII.11. Etat de la surface piézométrique de la nappe alluviale de Oued el Hachem suite à la réalisation du barrage de Boukourdane	169
VIII.12. Fluctuation de l'état piézométrique de la nappe de Oued el Hachem	170
VIII.12.1. Présentation du réseau de mesure	170
VIII.12.2. Suivi de la piézométrie	172
VIII.12.3. Evolution spatiotemporelle de la nappe de Oued el Hachem	187
VIII.12.4. Variation de la réserve souterraine de la nappe de Oued el Hachem	191
VIII.13. Bilan par différences volumétriques des lâchers et par jaugeage différentiel	193
VIII.14. Conclusion	196
Conclusion générale et recommandations	198
Références bibliographiques	200
Annexes	207

Liste des figures

Figure 1.1: Coefficient de disponibilité en eau par rapport à la population	02
Figure 2.1 : Schéma simplifié du cycle de l'eau	08
Figure 2.2: Zone de passage de l'eau dans le sous-sol.	09
Figure 2.3: Mécanismes de recharge naturelle	11
Figure 2.4: Schéma simplifié de différents types de recharge des nappes	15
Figure 2.5: Principe de la recharge induite	16
Figure 2.6: Exemples de méthodes d'infiltration de surface	28
Figure 2.7: Types de bassins d'infiltration	29
Figure 2.8: Disposition des bassins d'infiltration	30
Figure 2.9: Recharge depuis wadi Ahin, Sultanat d'Oman	31
Figure 2.10: Inondation à partir du barrage Al Khoud (Sultanat d'Oman) pour	32
Figure 2.11: Principe de la récupération des eaux météoriques	32
Figure 2.12: types de barrages destinés pour la recharge des nappes	33
Figure 2.13: Schéma d'un dispositif de barrages de rétention superposés	34
Figure 2.14: Barrage de sable	35
Figure 2.15: Schéma d'un barrage de sable	35
Figure 2.16: Disposition des tranchées d'infiltration	35
Figure 2.17: Exemple de différents types de recharge souterraine	36
Figure 2.18: Fosse d'infiltration	37
Figure 2.19: Réalisation d'un barrage d'inferoflux	38
Figure 2.20: Schéma d'un barrage d'inferoflux	38
Figure 2.21: Exemples de méthodes d'injection directe	39
Figure 2.22: Schéma d'un dispositif d'ASR	40
Figure 2.23: Schéma simplifié des techniques de l'ASR et de l'ASTR	40
Figure 3.1: Présentation schématique du rôle épurateur du sol	44
Figure 3.2: Variation du taux d'oxygène dans l'eau au cours du processus de filtration lente	50
Figure 4.1: Mécanismes de colmatage par les particules solides	58
Figure 4.2: Infiltration sur colonnes de sable. Evolution du colmatage pour différentes charges en matières en suspension	59
Figure 4.3: Variation de la conductivité hydraulique en fonction du nombre de bactéries	61
Figure 4.4: Différentes formes de colmatage bactériologique	61

Figure 4.5: <i>Evolution du taux d'infiltration avec le temps</i>	66
Figure 4.6: <i>Divers scénarios de gestion des bassins d'infiltration, exemple du site de Flins-Aubergenville</i>	67
Figure 4.7: <i>Remontée de l'eau dans un forage d'injection suite à différents stades de colmatage</i>	70
Figure 4.8: <i>Colmatage d'un pore par une bulle d'air</i>	72
Figure 4.9: <i>Remontée du niveau de l'eau avec le temps en fonction de différents types de colmatage</i>	77
Figure 4.10: <i>Remontée de l'eau dans un ouvrage d'injection en fonction du colmatage</i>	83
Figure 4.11: <i>Récupération du débit d'injection d'un forage après redéveloppement</i>	84
Figure 5.1: <i>Analyse du coût de La recharge artificielle de la nappe de Croissy-sur-Seine</i>	94
Figure 6.1: <i>Carte de l'alimentation artificielle dans les territoires-occupés</i>	99
Figure 6.2: <i>Carte schématique du « California Water Plan »</i>	102
Figure 6.3: <i>Plan de la réalimentation artificielle de la nappe de Ain Chabro</i>	108
Figure 7.1: <i>Situation du bassin versant du Haut Chélif</i>	113
Figure 7.2: <i>Précipitations moyennes annuelles à la station de Ghrib-Chélif (1968 – 2001)</i>	115
Figure 7.3: <i>Températures moyennes mensuelles et annuelles à la station d'El Khémis</i>	116
Figure 7.4: <i>Cadre géologique du Haut-Chélif</i>	117
Figure 7.5: <i>Log stratigraphique de la région du Haut-Chélif</i>	118
Figure 7.6: <i>Carte structurale du Tell Centro-Occidental</i>	121
Figure 7.7: <i>Réseau piézométrique du Haut-Chélif</i>	125
Figure 7.8: <i>Carte piézométrique de la nappe du Haut-Chélif (hautes eaux 2002)</i>	132
Figure 7.9: <i>Carte piézométrique de la nappe du Haut-Chélif (basses eaux 2002)</i>	132
Figure 7.10: <i>Carte piézométrique de la nappe du Haut-Chélif (hautes eaux 2003)</i>	133
Figure 7.11: <i>Carte piézométrique de la nappe du Haut-Chélif (basses eaux 2003)</i>	133
Figure 7.12: <i>Carte piézométrique de la nappe du Haut-Chélif (hautes eaux 2004)</i>	134
Figure 7.13: <i>Carte piézométrique de la nappe du Haut-Chélif (basses eaux 2004)</i>	134
Figure 7.14: <i>Axes considérés pour suivre l'évolution de la piézométrie de la nappe du Haut-Chélif</i>	137
Figure 7.15: <i>Evolution spatiotemporelle de la nappe du Haut-Chélif à la rive droite de l'Oued</i>	138

Figure 7.16: <i>Evolution spatiotemporelle de la nappe du Haut-Chélif à la rive gauche de l'Oued</i>	138
Figure 7.17: <i>Variation de la réserve de la nappe du Haut-Chélif</i>	142
Figure 8.1 : <i>Carte de situation du bassin versant de Oued El Hachem</i>	146
Figure 8.2: <i>Carte d'occupation des sols</i>	148
Figure 8.3: <i>Chevelu hydrographique de l'Oued El Hachem</i>	150
Figure 8.4: <i>Précipitations mensuelles aux différentes stations</i>	152
Figure 8.5: <i>Extrait de la carte pluviométrique de l'Algérie du Nord</i>	153
Figure 8.6: <i>Variation de la température moyenne mensuelle à la station de Boukourdane pour l'année 2004 – 2005</i>	154
Figure 8.7 : <i>Carte géologique de Oued El Hachem</i>	157
Figure 8.8: <i>Coupes géologiques dans la vallée de l'Oued El Hachem</i>	159
Figure 8.9: <i>Log stratigraphique des formations de la vallée de Oued el Hachem et leurs caractéristiques hydrogéologiques</i>	160
Figure 8.10: <i>Vue sur la digue et le lac du barrage de Boukourdane</i>	166
Figure 8.11: <i>Courbe Hauteur – Volume – Surface du Barrage Boukourdane</i>	167
Figure 8.12: <i>Situation de la nappe de l'oued el Hachem</i>	168
Figure 8.13: <i>Carte du réseau piézométrique de la nappe alluviale de oued el Hachem</i>	171
Figure 8.14: <i>Carte piézométrique de la campagne 1998</i>	177
Figure 8.15: <i>Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (hautes eaux 2003)</i>	178
Figure 8.16: <i>Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (basses eaux 2003)</i>	179
Figure 8.17: <i>Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (hautes eaux 2004)</i>	180
Figure 8.18: <i>Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (basses eaux 2004)</i>	181
Figure 8.19: <i>Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (hautes eaux 2005)</i>	182
Figure 8.20: <i>Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (basses eaux 2005)</i>	183
Figure 8.21: <i>Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (hautes eaux 2006)</i>	184
Figure 8.22: <i>Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (basses eaux 2006)</i>	185
Figure 8.23: <i>Axes considérés pour le suivi de l'évolution de la piézométrie de la nappe de Oued el Hachem</i>	187
Figure 8.24: <i>Evolution spatiotemporelle de la nappe de Oued el Hachem à la rive droite de l'oued</i>	189

Figure 8.25: *Evolution spatiotemporelle de la nappe de Oued el Hachem à la rive gauche de l'oued*

189

Figure 8.26: *Variation de la réserve de la nappe de Oued el Hachem pour les différentes périodes étudiées*

192

Liste des tableaux

Tableau 3.1: <i>Pouvoir épurateur du sol dans la couverture (zone non saturée)</i>	48
Tableau 3.2: <i>Pouvoir épurateur du sol dans l'aquifère (zone saturée)</i>	48
Tableau 3.3: <i>Pouvoir épurateur des aquifères de fractures</i>	49
Tableau 3.4: <i>Facteurs influençant la mobilité et l'élimination des virus dans l'eau souterraine</i>	52
Tableau 4.1: <i>Influence du prétraitement de l'eau sur l'entretien des bassins d'infiltration</i>	64
Tableau 4.2: <i>Estimation de la fréquence des nettoyages en fonction du choix du traitement des eaux</i>	82
Tableau 5.1: <i>Investissement en anciens francs français du m³ infiltré ou injecté</i>	95
Tableau 5.2: <i>Coût moyen en anciens francs français des installations en fonction du volume traité et de l'existence d'un prétraitement des eaux</i>	95
Tableau 5.3: <i>Bilan coûts-avantages d'une opération d'alimentation artificielle en millions FF</i>	96
Tableau 6.1: <i>Abondance de la ressource en eau dans quelques pays arabes</i>	108
Tableau 7.1: <i>Caractéristiques des stations pluviométriques</i>	114
Tableau 7.2: <i>Températures moyennes mensuelles et annuelles à la station d'El Khémis (1987-2002)</i>	116
Tableau 7.3: <i>Caractéristiques du réseau de mesure du bassin versant du haut Chélif</i>	124
Tableau 7.4: <i>Levé piézométrique des hautes eaux 2002</i>	126
Tableau 7.5: <i>Levé piézométrique des basses eaux 2002</i>	127
Tableau 7.6: <i>Levé piézométrique des hautes eaux 2003</i>	128
Tableau 7.7: <i>Levé piézométrique des basses eaux 2003</i>	129
Tableau 7.8: <i>Levé piézométrique des hautes eaux 2004</i>	130
Tableau 7.9: <i>Levé piézométrique des basses eaux 2004</i>	131
Tableau 7.10: <i>Points considérés pour l'axe de la rive droite</i>	137
Tableau 7.11: <i>Points considérés pour l'axe de la rive gauche</i>	137
Tableau 7.12: <i>Calcul de la réserve souterraine de la nappe du haut Chélif</i>	141
Tableau 8.1: <i>Les caractéristiques physiographiques du bassin versant de l'oued El Hachem</i>	147
Tableau 8.2: <i>Nomenclature et situation des stations utilisées</i>	151
Tableau 8.3: <i>Pluviométrie annuelle pour la période 2003-2004 dans le B.V de l'Oued El Hachem</i>	152

Tableau 8.4: <i>Températures moyennes mensuelles à la station de Boukourdane pour l'année 2004 - 2005</i>	154
Tableau 8.5: <i>Vitesse moyenne mensuelle des vents, station de Boukourdane (série de 10ans)</i>	155
Tableau 8.6: <i>Insolation moyenne mensuelle</i>	155
Tableau 8.7: <i>Humidité relative moyenne mensuelle de la région</i>	156
Tableau 8.8: <i>Réseau de la nappe alluviale de Oued El Hachem</i>	170
Tableau 8.9: <i>Campagne piézométrique de l'année 1998</i>	172
Tableau 8.10: <i>Levé piézométrique des hautes eaux de l'année 2003</i>	172
Tableau 8.11: <i>Levé piézométrique des basses eaux de l'année 2003</i>	173
Tableau 8.12: <i>Levé piézométrique des hautes eaux de l'année 2004</i>	173
Tableau 8.13: <i>Levé piézométrique des basses eaux de l'année 2004</i>	174
Tableau 8.14: <i>Levé piézométrique des hautes eaux de l'année 2005</i>	174
Tableau 8.15: <i>Levé piézométrique des basses eaux de l'année 2005</i>	175
Tableau 8.16: <i>Levé piézométrique des hautes eaux de l'année 2006</i>	175
Tableau 8.17: <i>Levé piézométrique des basses eaux de l'année 2006</i>	176
Tableau 8.18: <i>Distance et piézométrie des points de l'axe de la rive droite</i>	188
Tableau 8.19: <i>Distance et piézométrie des points de l'axe de la rive gauche</i>	188
Tableau 8.20: <i>Volume de la réserve pour les différentes périodes étudiées</i>	191
Tableau 8.21: <i>Résultats des jaugeages différentiels au pied du barrage et à la station de Bordj Ghobrini (année 1998)</i>	193
Tableau 8.22: <i>Résultats des jaugeages différentiels au pied du barrage et à la station de Bordj Ghobrini (année 1999)</i>	194

Partie I

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I

Introduction Générale

I.1. Introduction

L'eau douce ne représente que 2.5% de l'eau totale de la planète, soit 35 millions km³ [Maria Saleth and Dinar, 2004]. L'autre partie compose les mers et les océans. Un tiers de cette eau douce est stocké dans les nappes souterraines. L'eau de surface (ruisseaux, rivières, lacs et réservoirs) ne représente que 0.3%. La répartition de cette eau n'est pas équitable. Par exemple, l'Australie qui abrite moins de 1% de la population mondiale possède 5% des réserves d'eau de la planète. Par contre, au Moyen Orient où se condense plus de 1.5 milliard de personnes, la pénurie de l'eau s'aggrave (figure 1.1).

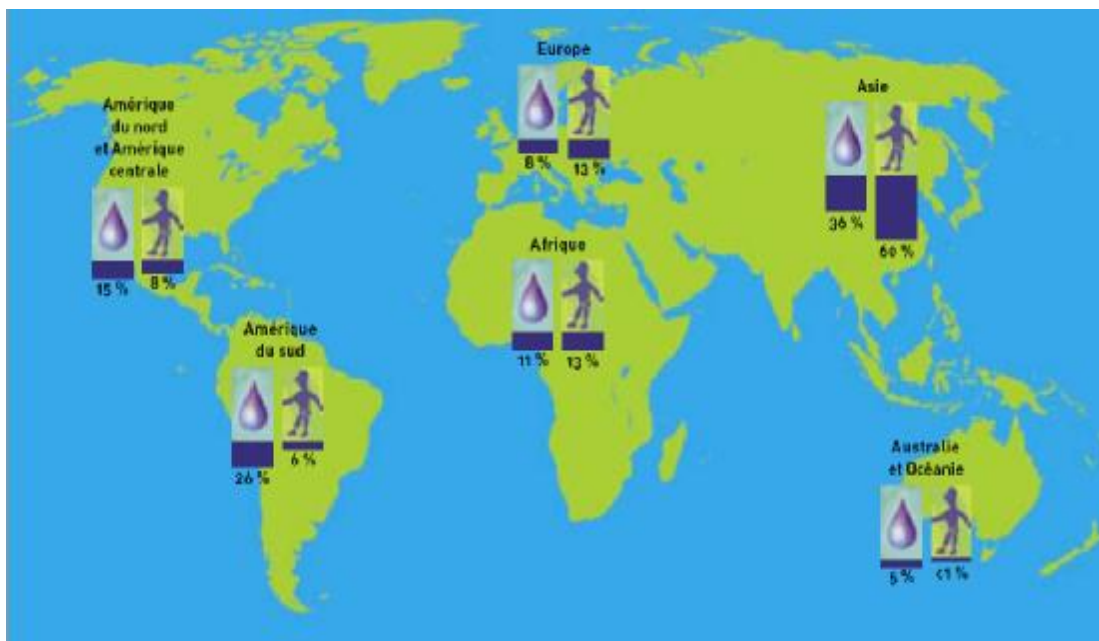


Figure 1.1: Coefficient de disponibilité en eau par rapport à la population [UNESCO, 2003].

La mobilisation des eaux superficielle a été depuis longtemps une préoccupation majeure de l'existence des hommes devant les besoins croissants de l'eau et la démographie galopante, à qui s'ajoute le changement climatique. D'après des études menées par [Gabbay, 2001], en 2100, la planète va chauffer de 1.6 à 1.8°C, les précipitations vont diminuer de 4 à 8%, l'évapotranspiration va augmenter de 10% et les événements climatiques deviendront incertains. Devant une telle situation, l'humanité est conduite à étudier et à développer divers procédés permettant de mobiliser le plus possible de cette ressource.

I.2. Stratégies pour augmenter le stockage de l'eau

Afin d'éviter tout scénario dévastateur dans le futur, il faut mobiliser le plus possible des ressources superficielles et souterraines, trouver de nouvelles ressources, minimiser les pertes et améliorer la qualité des eaux disponibles.

Le manque des ressources est énorme, les besoins augmentent. De ce fait, plusieurs solutions peuvent être envisagées pour sauvegarder les ressources mobilisées actuellement, et tenter d'augmenter le maximum de la ressource disponible pour lutter contre ce déficit. Les cinq options de stockage de l'eau sont [*Tuinhof and al, 2002*]:

- le stockage dans de grands réservoirs ou citernes;
- le stockage dans des dépressions naturelles;
- le stockage dans des petits barrages et des retenues collinaires;
- le stockage dans les grands barrages;
- le stockage souterrain (recharge artificielle des nappes).

Les deux premières techniques représentent un stockage à petite échelle et/ou à court terme. Le stockage des eaux issues des précipitations dans des réservoirs ou des dépressions naturelles est généralement destiné à l'irrigation de petites parcelles ou à l'alimentation en eau potable de petites communautés. Les autres techniques couvrent de longues périodes et servent à stocker de grandes quantités d'eau. Une comparaison de ces trois méthodes est donnée en *annexe 1* ainsi qu'une comparaison des avantages du stockage superficiel et le stockage souterrain en *annexe 2*.

I.2.1. Stockage dans les barrages

Ce type de stockage a été pratiqué depuis plus de 5000 ans [*Remini, 2005*]. Ils servent pour le stockage de l'eau en période d'abondance pour les fournir en période de déficit. Ils présentent plusieurs avantages:

- stockage de l'eau pour une utilisation future;
- maîtrise des crues dévastatrices et les sécheresses catastrophiques;
- régularisation des débits naturels en les adoptant à la demande en eau pour l'irrigation, la production de l'énergie électrique et l'eau potable;
- favorisation du tourisme, la pêche et la pisciculture.

Près de 500 barrage sont réalisés chaque année dans le monde et l'on continue d'en réaliser à travers le monde pour garantir une gestion convenable des ressources en eau.

Toutefois, les sites favorables pour leur réalisation sont de plus en plus rares. De plus, ils présentent plusieurs inconvénients vu leurs effets sur l'environnement, le déplacement des populations pour leur construction, les grandes pertes d'eau par évaporation et par infiltration, leurs grands coûts de réalisation et l'apparition, dans quelques cas, de maladies respiratoires [*Bouwer, 2002*].

La perte des volumes de stockage par envasement est aussi un problème majeur. En Algérie, près de 32 millions de m² de vase est déposée chaque année dans les 52 grands barrages algériens et plusieurs barrages vont être abandonnés d'ici 2010 [*Remini, 2005*]. Cette vase exerce une poussée qui menace la stabilité des barrages. Toutefois, l'entretien, la protection et le dragage des barrages ajoutent des coûts supplémentaires très importants.

I.2.2. Dessalement de l'eau de mer

Afin de combler le déficit eau – usage, une nouvelle alternative a été innovée. L'extraction du sel de l'eau de mer pour la rendre potable. Le dessalement est né de l'idée que l'eau peut changer son état, elle peut se chauffer et s'évaporer, et peut également refroidir et geler. Il est réalisé par différentes méthodes à savoir:

- procédé de distillation à simple effet, distillation à multiples effets à tubes horizontaux arrosés, distillation flash et distillation par compression de vapeur;
- procédé à membranes électrodialyse, l'osmose inverse.

Le dessalement des eaux de mer reste une solution sûre pour lutter contre la crise de l'eau. Il est en développement dans de nombreux pays dans le monde. Toutefois, il présente quelques inconvénients dont on peut citer qu'il n'est réalisable qu'en régions côtières, sa consommation en énergie est très grande. Ses impacts sur l'environnement concernent l'air et la qualité de l'eau. La concentration des rejets (saumure) atteint 3 fois plus celle de l'eau de mer d'alimentation, avec en plus les produits chimiques utilisés au cours des phases de prétraitement et de post-traitement. Plusieurs nouvelles technologies ont pu réduire les coûts de dessalement des eaux de mer mais le revenu de ce dernier par m³ d'eau reste très élevé.

I.2.3. Recyclage des eaux usées

L'évolution du mode de vie associé aux différentes activités humaines est accompagnée par un rejet de polluants solides, liquides et gazeux dans les eaux. L'épuration des eaux est devenue une obligation imminente afin d'éviter des catastrophes et, en même temps, la rareté de la ressource en eau. Cependant, l'eau urbaine épurée peut être utilisée pour l'irrigation, les usages industriels et pour l'alimentation d'étangs. Les stations d'épuration présentent l'inconvénient de la difficulté de leur maintenance et le rejet de déchets néfastes. Le recyclage des eaux usées ne couvre que moins de 2% de la demande totale en eau et connaît un progrès dans les pays du Golfe arabe mais dans certains cas, les rejets issus de cette technique ont causé de très graves impacts sur la santé [*Maria Saleth and Dinar, 2004*].

I.2.4. Recharge artificielle des nappes

Le manque de sites favorables pour la réalisation de barrages, la grande perte d'eau par évaporation et l'envasement des grands réservoirs, ont incité les chercheurs à trouver une nouvelle alternative. La recharge artificielle des nappes est une technique de pointe, très efficace et assure un stockage souterrain des eaux et évite leur perte par évaporation ou par ruissellement jusqu'à la mer. Elle permet d'équilibrer le bilan des flux et modifie la qualité de l'eau d'un aquifère en compensant les prélèvements par des apports complémentaires. Le plus grand avantage du stockage souterrain est qu'il n'y a pas de pertes d'eau par évaporation. Les pertes à partir des bassins conçus pour alimenter les nappes ne dépassent pas 0.5 m/an dans les climats tempérés et 2.5 m/an dans les climats arides [*Bouwer, 2002b*].

Cette technique a été développée en régions humides dans les pays industrialisés mais sa pratique se développe en masse dans les régions arides. Elle sera décrite en détail dans les chapitres qui suivent.

I.3. Objectif du travail

L'implantation de barrages sur un cours d'eau associé à un pompage intensif des eaux de la nappe à l'aval du barrage cause un rabattement du niveau de la nappe associé à une surexploitation de cette dernière met la réserve hydrique souterraine en danger. Notre étude s'intéresse aux deux cas des Barrages Ghrib et Boukourdane où nous avons suivi l'évolution

de la piézométrie pour étudier l'efficacité des lâchers de ces deux barrages sur l'alimentation artificielle de la nappe.

I.4. Plan du travail

Notre étude se subdivise en trois grandes parties:

Une partie bibliographique où sont collectées différentes informations sur la technique artificielle, ses applications et ses contraintes. Cette partie comprend:

- une introduction générale où sont décrites les différentes perspectives pour le stockage et l'amélioration de la qualité des eaux afin d'affronter la pénurie d'eau qui ne cesse de s'aggraver;
- le deuxième chapitre est consacré à la technique de la recharge artificielle des nappes, ses applications, ses méthodes et ses conditions d'application tout en abordant la réalimentation naturelle des nappes et ses mécanismes;
- un troisième chapitre traite le rôle épurateur du sol qui est l'un des gains les plus importants pour l'amélioration de la qualité de l'eau stockée par recharge artificielle;
- le quatrième chapitre a été consacré au colmatage des dispositifs de la recharge artificielle, un facteur qu'il faut prendre en considération pour assurer la réussite de toute opération de recharge des nappes;
- le cinquième chapitre porte sur l'approche économique et la rentabilité d'une opération de recharge artificielle;
- le sixième chapitre décrit l'état d'art de la technique de la recharge artificielle des nappes dans différents pays comme moyen de lutte contre la pénurie et d'amélioration de la qualité de l'eau.

Comme aspect pratique, nous avons suivi l'évolution de la piézométrie des deux nappes du haut Chélif et de l'oued el Hachem et pour l'étude de l'impact des lâchers des Barrages de Ghrib et Boukourdane sur la recharge de la nappe. Deux chapitres ont été réservés à cette étude:

- l'étude morphologique, géologique et l'étude de la piézométrie du Haut Chélif sont décrites dans le septième chapitre;
- le huitième chapitre décrit les caractéristiques morphologiques et géologiques du bassin versant de Oued El Hachem ainsi que la variation de la piézométrie de la nappe alluviale.

Chapitre II

Recharge Artificielle des Nappes

II.1. Introduction

Le but de ce chapitre est de fournir une description de la recharge artificielle des nappes et d'introduire les éléments qui entrent dans l'accroissement de l'infiltration et qui seront cités dans ce travail. Après une présentation globale du cycle de l'eau, nous nous intéresserons à la partie infiltration et l'alimentation naturelle des nappes. Nous nous attacherons ensuite à la présentation de la recharge artificielle des nappes, ses applications et les conditions de sa mise en œuvre ainsi que les méthodes appliquées dans ce procédé.

II.2. Le cycle de l'eau

On distingue quatre grands réservoirs d'eau dans l'hydrosphère : les mers et océans, les eaux continentales (eaux superficielles, eaux des sols et eaux souterraines), l'atmosphère et la cryosphère. Entre ces quatre réservoirs, les échanges d'eau sont permanents. Les rayons du soleil réchauffent l'eau sur la terre et la vaporisent, transportent de l'énergie de la surface vers l'atmosphère. La vapeur peut à son tour se condenser et former des nuages. En grossissant, les gouttelettes de nuage s'alourdissent et tombent sur le sol, sous forme de pluie, de neige ou de grêle. L'eau ainsi retombée ruisselle sur le sol ou s'infiltrate dans le sous-sol. Elle vient grossir les fleuves, qui eux-mêmes retournent à la mer et le cycle recommence (figure 2.1).

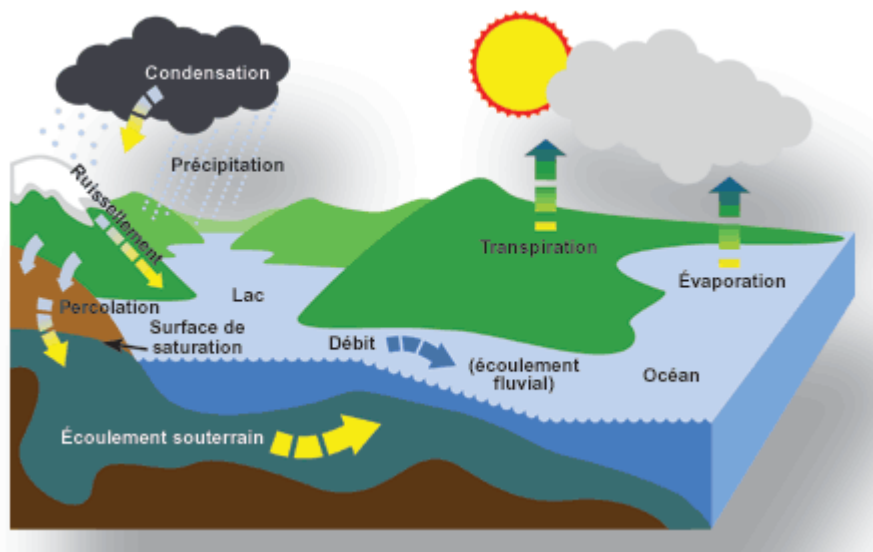


Figure 2.1 : Schéma simplifié du cycle de l'eau

[http://www.ec.gc.ca/water/fr/nature/grdwtr/f_cycle.htm]

II.3. Le stockage de l'eau souterraine dans le cycle de l'eau

De grandes quantités d'eau sont stockées dans le sol. La plupart de l'eau dans le sol vient des précipitations qui s'infiltrent de la surface. La couche supérieure du sol est la zone non saturée où l'on trouve l'eau en quantité mais qui ne sature pas le sol. Sous cette couche se trouve la zone saturée où tous les interstices, fissures et espaces entre les particules de roches sont saturés d'eau. Le terme d'eau souterraine est utilisé pour désigner cette zone.

Les eaux d'infiltration passent d'abord dans le sol puis le sous-sol. Quand l'eau s'infiltré dans le sol, elle rencontre différentes régions (figure 2.2):

- la zone non saturée où les pores sont remplis partiellement d'eau et partiellement d'air;
- la frange capillaire où l'eau remonte de la zone saturée vers la zone non saturée. Cette région correspond à la partie inférieure de la zone sous saturé;
- la zone saturée (phréatique).

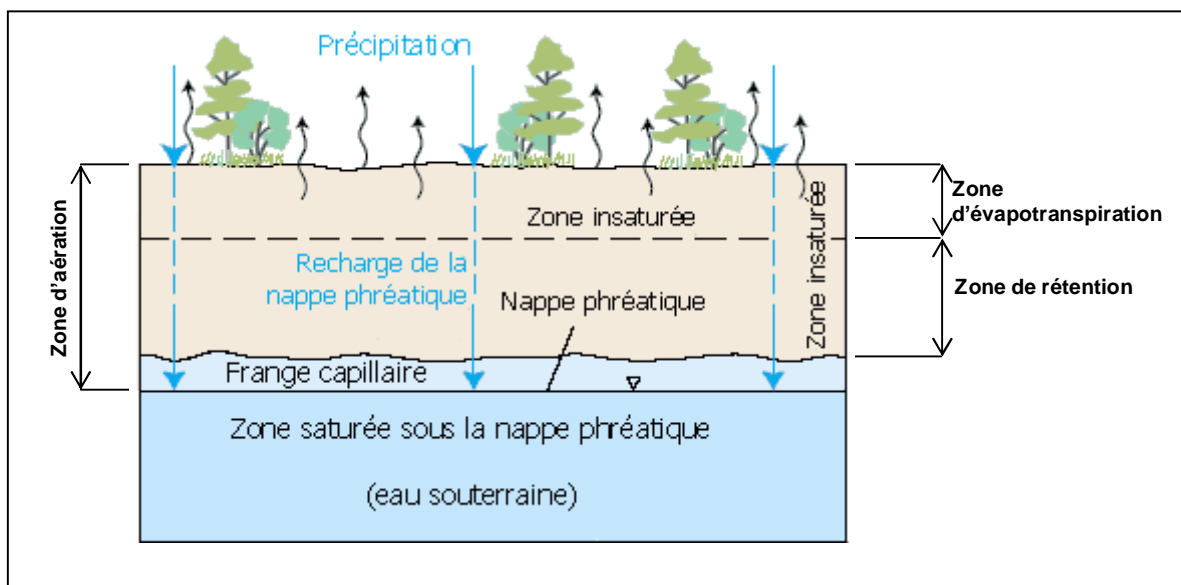


Figure 2.2: Zone de passage de l'eau dans le sous-sol.

La zone non saturée est divisée dans trois sous-zones ayant une capacité de rétention d'eau différente:

- la zone d'évapotranspiration dans la partie haute de la zone non saturée (à la limite surface/sous-sol). La teneur en eau dans cette zone varie fortement vu l'infiltration (précipitations) et l'évapotranspiration (température en surface) variables;

- la zone de rétention d'eau: Une particule a tendance à retenir une pellicule d'eau par des forces électrostatiques. Cette pellicule est indépendante des variations éventuelles de la surface piézométrique, contrairement à la frange capillaire;
- la frange capillaire: Partie basse de la zone non saturée: l'eau remonte par ascension capillaire de la zone saturée dans la zone non saturée. Il est intuitivement perceptible que la frange capillaire sera d'autant plus importante que la granulométrie du sol est fine. La frange capillaire est inexistante dans un aquifère formé de cailloux grossiers. Par contre, pour les limons (particules fines) la frange capillaire peut atteindre plusieurs mètres.

Des marécages peuvent se former si la surface du sol se trouve dans la limite de la frange capillaire, ou même dans la limite de la zone d'évapotranspiration selon les cas. La nappe peut être soit libre ou perchée (notamment en cas de la présence d'une lentille d'argile dans le sol); soit captive, encore appelée artésienne.

II.4. Alimentation naturelle d'une nappe

Les eaux souterraines proviennent essentiellement de l'infiltration des eaux superficielles. La source d'alimentation en eau d'un bassin hydrologique est donc fournie par les précipitations efficaces, c'est à dire par le volume d'eau qui reste disponible à la surface du sol après soustraction des pertes par évapotranspiration réelle. L'eau se répartit en deux fractions:

- le ruissellement qui alimente l'écoulement de surface collecté par le réseau hydrographique;
- l'infiltration qui alimente le stock d'eau souterrain.

La hauteur d'infiltration est la quantité d'eau infiltrée à travers le sol pendant une durée déterminée. Le taux d'infiltration est le rapport entre la hauteur d'infiltration et la hauteur de précipitation efficace. Les parts respectives du ruissellement et de l'infiltration sont régies par de nombreux facteurs:

- la géomorphologie du bassin: pente topographique, réseau hydrographique;
- la lithologie du sous-sol;
- le sol: nature, humidité, couverture végétale;
- la profondeur de la surface piézométrique;

- l'aménagement des eaux et des sols: barrages, dérivation des cours d'eau, rectification de lit, drainage des zones humides, imperméabilisation des surfaces (zones urbaines, voies de communication), pratiques agricoles...

La recharge des nappes qui s'opère naturellement, définie recharge naturelle, à partir des précipitations, des rivières (pérennes ou intermittentes), des canaux ou des lacs. La recharge naturelle des nappes peut être soit directe, soit indirecte [Sankaran Nair, 2004; Ould Baba Sy, 2005] (figure 2.3).

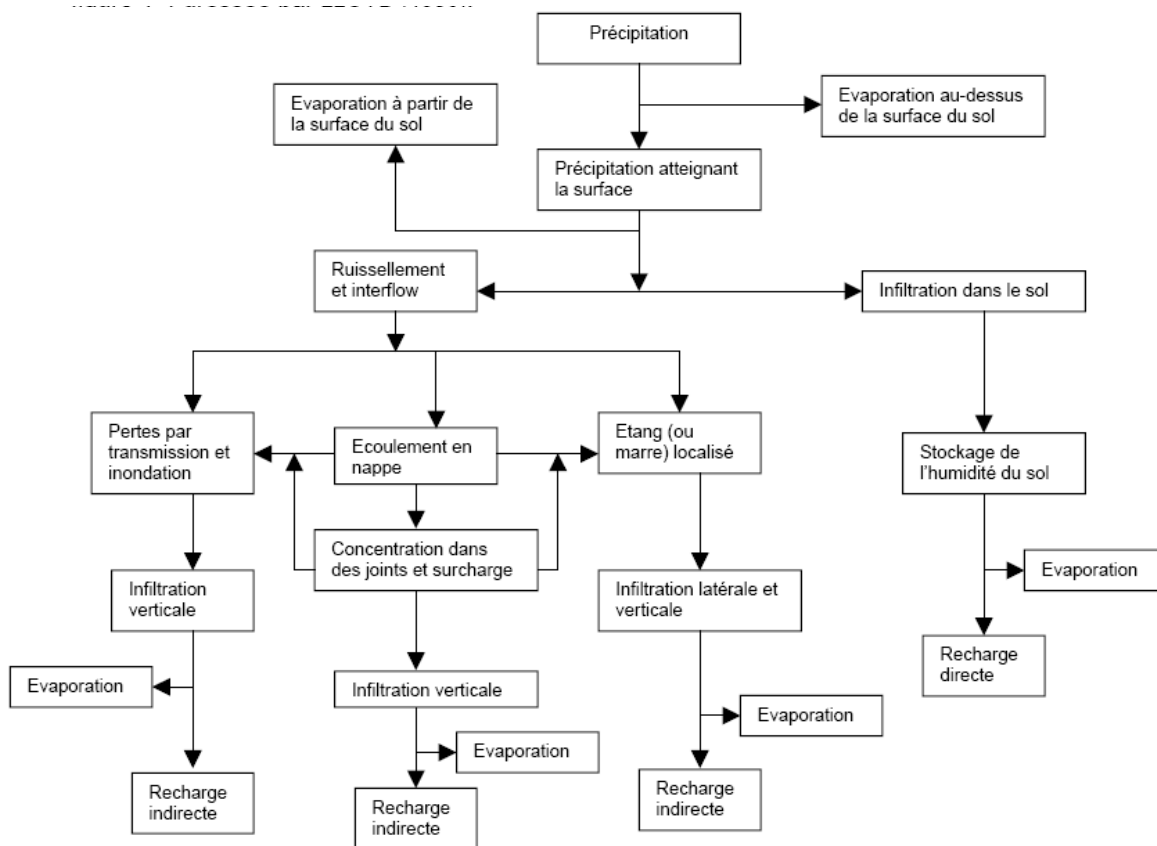


Figure 2.3: Mécanismes de recharge naturelle [Ould Baba Sy, 2005].

Les différents types de recharge sont:

- la recharge directe par percolation verticale des précipitations efficaces à travers la zone non-saturée;
- la recharge localisée, forme intermédiaire de la recharge résultant d'une accumulation de l'eau en surface en absence d'un cours bien défini;
- la recharge indirecte par percolation dans le lit des cours d'eau ou des oueds.

Cette classification n'est qu'une simplification de la réalité des processus car elle ne prend pas en compte le flux de recharge latérale. Il apparaît d'après la littérature que la recharge peut s'opérer dans des climats hyper-arides en dépit de la baisse du flux de percolation et de l'augmentation de l'aridité [*Rushton, 1988*]. La contribution de la recharge directe diminue avec l'augmentation de l'aridité, alors que celle de la recharge indirecte croît en terme d'apport total à la nappe [*Sankaran Nair, 2004*].

La recharge indirecte par infiltration des crues à travers le lit des cours d'eau constitue la principale source d'alimentation des nappes dans les zones arides. Les écoulements intermittents sont caractérisés par un court temps de montée des crues, une durée d'écoulement de quelques heures à quelques jours et des pertes d'écoulement très importantes qui laissent présager une infiltration substantielle vers les nappes [*Parissopoulos et Wheeler, 1991*].

D'après [*Rushton, 1988*], le flux de recharge qui percole à travers la zone non-saturée dépend des caractéristiques suivantes:

- le volume et la durée de l'écoulement;
- le régime de l'écoulement;
- la largeur inondée du lit;
- la perméabilité des matériaux du lit et de la zone non-saturée;
- les matières en suspension qui après le dépôt peuvent réduire la perméabilité du lit;
- l'épaisseur de la zone non-saturée qui stocke temporairement l'eau infiltrée;
- la structure de la zone non saturée qui influence considérablement la percolation verticale et la diffusivité de l'aquifère;
- la profondeur de la surface piézométrique de la nappe phréatique qui avec l'emmagasinement, déterminent la capacité de stockage de l'aquifère.

Les réserves en eau sont périodiquement renouvelées par le cycle de l'eau. La majeure partie du renouvellement est dû aux précipitations efficaces, c'est-à-dire la fraction d'eau qui parvient à la nappe après soustraction des pertes par évapotranspiration et ruissellement. D'autres processus tels que les infiltrations à partir des cours d'eau superficiels jouent un rôle dans cette alimentation.

II.4.1. Alimentation à partir d'un cours d'eau

Ce type d'alimentation est le plus difficile à estimer précisément. La nature du cours d'eau, la structure du lit ou des berges et les conditions hydrodynamiques des berges sont toutes des conditions limitantes.

La nature du cours d'eau à partir duquel s'alimente l'aquifère regroupe les paramètres suivants:

- le régime du cours d'eau (fréquence et durée des crues);
- le débit des eaux : un débit faible et régulier (régime hivernal) assure un taux d'infiltration plus important qu'un débit fort et brutal (crues orageuses estivales);
- la température des eaux qui affecte la conductivité hydraulique: l'infiltration est d'autant plus forte que la température des eaux est élevée;
- l'importance et évolution de la charge solide transportée: une forte teneur en matières en suspension dans l'eau entraîne un colmatage du lit et des berges lors des périodes d'étiage et a tendance à ralentir l'infiltration.

La nature du lit et des berges joue un rôle important. C'est le cas des éléments suivants:

- la profondeur et largeur du lit qui déterminent la surface d'infiltration. Le taux de percolation est plus important si la surface de contact eau-sédiments est grande;
- la vitesse de l'eau à l'interface eau-sédiments. Le taux d'infiltration augmente lorsque la vitesse des eaux diminue;
- l'épaisseur de la couche colmatante: l'infiltration est d'autant plus forte que l'épaisseur du colmatage est faible;
- la conductivité hydraulique des sédiments: dans la plupart du temps, les sédiments récents présentent une perméabilité plus grande que les dépôts anciens.

L'importance de la nature et de la structure de la zone non saturée réside dans:

- l'épaisseur de la zone non saturée. En général, si la nappe est très profonde, l'eau n'atteint pas la zone saturée et le bilan de recharge peut être nul;
- la conductivité hydraulique des terrains non saturés. Si cette dernière est trop faible, le transfert de l'eau jusqu'à la nappe sera minime et la recharge faible;
- les processus de rétention d'eau dans la zone non saturée. Ils réduisent fortement le volume d'eau qui peut parvenir à la nappe.

La structure de l'aquifère et les paramètres hydrodynamiques ont une importance capitale, surtout lorsque le niveau de la nappe est proche de la surface. On peut citer:

- la structure de l'aquifère. L'infiltration sera plus régulière et plus importante si le milieu est homogène et peu stratifié. La présence d'un réseau de fracturation sous le cours d'eau favorise l'infiltration;
- la nature des limites naturelles ou artificielles du système. Par exemple, l'infiltration est accentuée si un pompage est effectué près de la rivière (recharge induite);
- l'importance et les variations de la conductivité hydraulique des terrains aquifères;
- la nature géologique de l'aquifère.

II.4.2. Alimentation par infiltration des eaux de pluie

Lorsque les eaux météoriques parviennent à la surface du sol, trois processus prennent naissance:

- le ruissellement et l'humidification de la partie supérieure du sol, dans des proportions variables en fonction du degré de sécheresse du sol et de sa nature plus ou moins perméable;
- l'évaporation et la transpiration des végétaux, regroupées sous le terme d'évapotranspiration;
- l'infiltration de l'eau si les conditions sont favorables.

A l'équilibre, tous les terrains contiennent une phase aqueuse plus ou moins importante. La teneur en eau du sol augmente progressivement avec la profondeur jusqu'à la nappe. Au-delà de ce niveau, le sol est saturé.

II.5. Recharge artificielle des nappes

Hors la recharge naturelle des nappes, plusieurs autres types de recharge peuvent exister lors de l'intervention de l'impact humain (figure 2.4).

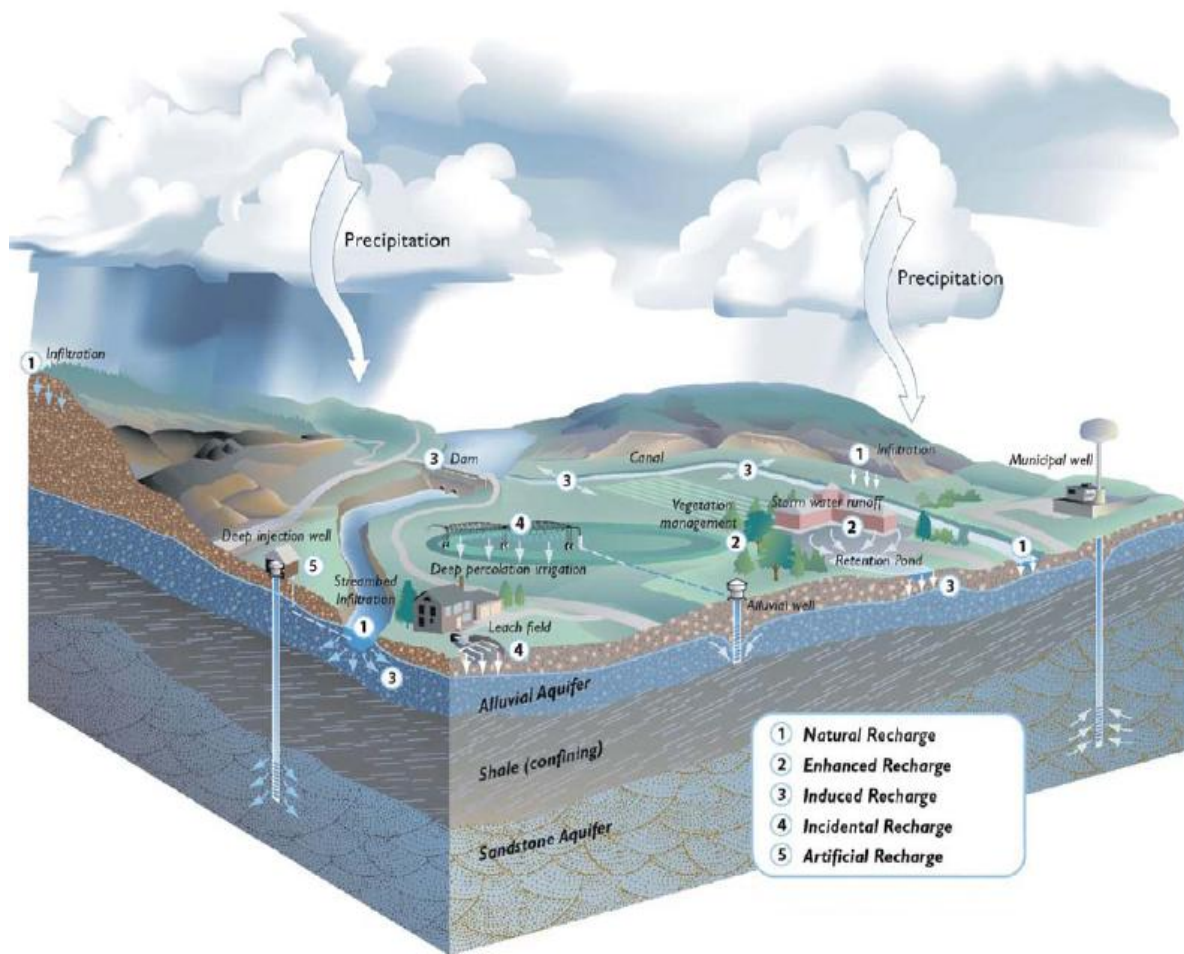


Figure 2.4: Schéma simplifié de différents types de recharge des nappes [SEWRPC, 2006].

La recharge provoquée ou localisée (enhanced recharge), qui est l'accumulation de l'eau de surface vers des baissements de terrain dont le but est de créer des changements de l'état de la surface du sol pour augmenter le taux de l'eau infiltrée naturellement à partir des sources naturelles.

La recharge induite (induced recharge) qui est un procédé qui consiste à accroître le taux d'infiltration naturelle à travers le fond et les berges des cours d'eau dont le principe est d'effectuer un pompage à proximité d'un cours d'eau qui se traduit par un abaissement du niveau piézométrique autour du forage. Il s'établit un gradient hydraulique entre ce dernier et l'ouvrage d'exhaure (figure 2.5). On observera une circulation des eaux depuis la rivière jusqu'au forage d'exploitation. Toutefois, cette opération n'aboutit pas à une augmentation du volume d'eau stocké dans l'aquifère et se caractérise simplement par un prélèvement des eaux de surface après transit souterrain. C'est la raison pour laquelle on ne peut pas véritablement parler d'alimentation artificielle.

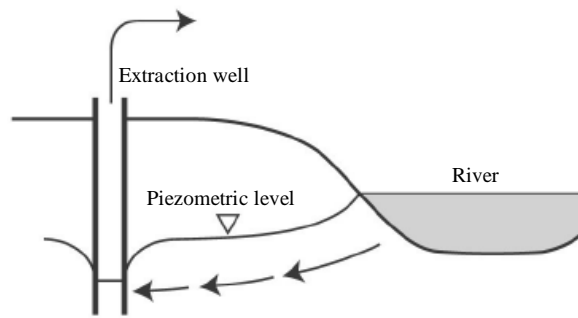


Figure 2.5: Principe de la recharge induite [ECCR, 2006].

La recharge accidentelle est définie comme étant la recharge qui atteint un aquifère depuis des aménagements réalisés par l'homme et qui ne sont pas destinés pour cet effet. La recharge accidentelle comporte, la percolation des eaux excédentaires de l'irrigation ou depuis les réservoirs superficiels.

L'alimentation artificielle est définie comme étant tout procédé qui consiste à introduire de l'eau dans une formation perméable en vue d'une ultérieure utilisation dans des conditions de régime et de qualité différentes [Bize et al, 1972].

Le concept d'alimentation artificielle est récent. Il est apparu au moment où commençait à s'imposer la nécessité de gérer l'ensemble des ressources en eau dans le cadre des grands bassins. D'une manière ou autre, il s'agit d'un stockage plus ou moins temporaire des eaux de surface dans un réservoir souterrain.

Les années 1980 ont connu une explosion des études et de l'adoption de recharge artificielle des nappes [De Vries and Simmers, 2002] pourtant sa pratique remonte fort loin dans le temps [Bize et al, 1972]. Par exemple, des photos aériennes prises en Tunisie, montrent des superficies considérables découpées en terrasses datant de l'ère romaine, recueillaient les eaux de ruissellement et protégeaient les terres arables. Ces eaux s'infiltraient en proportions importantes.

Des récits historiques racontent que l'ancienne ville de Pétra située dans les renforcements montagneux du désert jordanien s'alimentait en eau par la récupération des eaux pluviales et depuis le cours de Wadi Moussa dans des cuvettes de roches imperméables qui assurait l'eau

en abondance, que ce soit pour des fins domestiques ou pour l'arrosage des jardins. Le réseau d'aqueducs creusé dans la roche pour l'acheminement de l'eau est toujours visible à nos jours. Cette solution a aussi permis de retarder la capitulation de la ville de plusieurs mois suite au siège de l'armée romaine en 63 av. JC [*Augé et Dantzer, 1999*].

D'après [*Bize et al, 1972*], C'est probablement qu'en fin du 18^e siècle que la réalimentation artificielle a été expérimentée et utilisée pour la première fois dans un but bien défini. On provoquait l'infiltration des eaux de Garonne dans les prairies alluviales pour assurer une source d'approvisionnement régulier en eau de bonne qualité de la ville de Toulouse. Ce n'est qu'à la fin du 19^e siècle que le concept de la recharge artificielle a commencé à se répandre avec la création de bassins aménagés dans le but d'accroître la capacité d'exploitation des systèmes alluviaux en y ajoutant une infiltration supplémentaire. De nos jours, au fur et à mesure que le problème de l'eau s'aggrave, de nouvelles perspectives se sont ouvertes à cette technique et passe du stade des réalisations isolées à un usage courant.

II.6. Applications de l'alimentation artificielle

Les applications de l'alimentation artificielle peuvent être classées en trois catégories principales. Il est à noter que certains aménagements cumulent des fonctions diverses.

Ces applications se regroupent en:

- modification de la qualité des eaux;
- restauration d'un équilibre perturbé ou protection contre des perturbations diverses;
- accroissement de la ressource et optimisation du régime d'exploitation.

II.6.1. Modification de la qualité de l'eau

II.6.1.1. Régularisation thermique

Le refroidissement industriel exige couramment des débits très supérieurs à ceux que les nappes peuvent fournir. Les eaux de rivières conviennent mal à cet effet car leur température est influencée par la température du milieu naturel. Or, leur introduction dans le sous-sol peut entraîner une régularisation thermique qui permet aux appareils de travailler dans de meilleures conditions. A cet effet, il est très important que la formation aquifère ait une forte transmissivité car la demande industrielle exige des débits très importants.

II.6.1.2. Epuration

En outre, l'accroissement du débit naturellement disponible, la recharge artificielle assure une épuration des eaux. Ce qui accroît l'utilisation de cette technique un peu partout dans le monde.

Les stations mettent à profit l'épuration bactériologique naturelle dont l'eau de surface est l'objet pendant sa filtration lente à travers le sol. De plus, le séjour de l'eau dans les bassins de décantation et d'infiltration s'accompagne d'une certaine autoépuration préalable, due aux processus biochimiques dont la lame d'eau est le siège. Comme certains aménagements travaillent simultanément en mode alimentation et reprise des eaux, on cherche à tirer parti de la capacité de stockage de la formation aquifère et à pomper uniquement sur les réserves accumulées lorsque la rivière subit une crue de pollution.

II.6.2. Restauration et protection contre des perturbations diverses

II.6.2.1. Perturbations créées par l'exploitation

L'exploitation intensive d'une nappe peut rompre l'équilibre naturel et provoquer des perturbations diverses que l'alimentation artificielle est en mesure de combattre, notamment dans les cas suivants:

- l'abaissement de la surface piézométrique tend à accroître les charges d'exploitation. La recharge de la nappe peut être envisagée pour compenser l'action de nouveaux captages;
- les prélèvements se font pour une part aux dépens des réserves. Il s'agit donc d'une surexploitation de la réserve souterraine conduisant à l'épuisement de la ressource. L'alimentation artificielle s'impose comme étant la seule possibilité de restauration de la nappe;
- dans les zones côtières, le rabattement du niveau piézométrique provoque la pénétration des eaux salées, ou d'eaux polluées dans des régions où la nappe est en contact avec une formation contenant des pollutions. La recharge artificielle est en mesure de constituer un dôme hydraulique maintenant les captages à l'abri des eaux contaminées.

Le déficit des ressources locales, que traduit le déséquilibre de la nappe, nécessite l'adduction de ressources extérieures. L'introduction de cette eau dans la formation aquifère permet la restauration de l'aquifère tout en continuant d'accroître son exploitation.

II.6.2.2. Incidence des grands travaux

L'alimentation artificielle peut être utilisée comme parade aux modifications apportées à l'équilibre hydraulique primitif. Le rabattement du niveau piézométrique provoqué par la déviation d'un cours d'eau, l'abaissement d'un bief de canal ou l'implantation d'une dérivation à l'aval d'une usine hydroélectrique, est susceptible de porter préjudice à l'exploitation des captages existants ou à l'état des cultures.

II.6.3. Accroissement de la ressource et optimisation du régime d'exploitation

Cette application de l'alimentation artificielle n'est pas sans analogie avec la restauration des nappes surexploitées mais comprend aussi les perspectives de développement de cette technique.

L'accroissement de la demande d'eau provoque une pénurie essentiellement saisonnière des ressources disponibles. La mise en œuvre de l'alimentation artificielle entre dans la série des dispositions qui permettent de résoudre ou d'atténuer les problèmes de pointe. Pour certains cours d'eau, non seulement le débit d'étiage ne suffit pas mais encore le taux de pollution devient tel, en période des basses eaux, qu'il est de plus en plus difficile de les utiliser pour la consommation. Une prise en rivière ne pourrait donc être exploitée que de manière intermittente. De ce fait, si l'on ne veut pas perdre la totalité de l'écoulement, il est nécessaire d'en stocker une partie, en période des hautes eaux, dans les barrages ou dans des réservoirs souterrains, en vue de moduler ensuite la distribution suivant les besoins.

L'exploitation des nappes est également tributaire des variations saisonnières. L'apport d'eaux extérieures par alimentation artificielle permet d'exploiter ces nappes suivant toute la gamme de possibilités en fonction des conditions naturelles d'une part, de l'importance et du régime des besoins d'autre part, ce qui permet:

- un prélèvement constant d'un débit supérieur à celui que permettrait la seule alimentation naturelle, grâce à une injection d'eau de surface disponible en hiver;

- une constitution d'un véritable stock, exploité de manière régulière ou périodique, à un débit sans commune mesure avec le débit naturel;
- une reprise des eaux à distance de la zone d'alimentation, dans un aquifère étendu. Dans ce cas, l'opération revient à un transport d'eau sans conduite.

II.7. Conditions générales d'utilisation de la recharge artificielle

La recharge artificielle intègre, à la fois, le système aquifère qui en est le support, la source d'alimentation et les ouvrages qui permettent l'infiltration des eaux. Ces aménagements sont divers. Il y a des complexes alluviaux, où tous les organes sont groupés sur quelques hectares et des installations qui comprennent de multiples points d'injection et de reprise répartis dans des aquifères étendus. Il en va de même des modes de fonctionnement, qui vont de « l'injection et reprise simultanées » à des régimes fort complexes, en passant par le stockage saisonnier (alimentation en hiver, exploitation en été).

Bien que les références en matière soient très rares dans la bibliographie consultée mais il nous a paru nécessaire de consacrer quelques lignes aux conditions hydrologiques, hydrogéologiques et hydrodynamiques qui régissent ainsi que les besoins et les contraintes économiques.

II.7.1. Conditions hydrologiques

Il n'est point possible d'introduire de l'eau dans une formation perméable si l'on ne dispose pas de ressource de quantité et de qualité convenables. L'étude d'un projet de recharge artificielle devra donc mettre sur le même plan les conditions hydrogéologiques et les caractéristiques de la source d'alimentation.

II.7.1.1. Débit

Le régime des eaux peut être assez régulier ou présenter des fluctuations saisonnières marquées, ou être intermittent comme c'est le cas des torrents et des oueds. Le décalage entre le régime de la source d'alimentation et celui de la demande est un facteur important qui doit être mis en relation avec la capacité de régularisation du réservoir naturel et les conditions de transfert de l'eau entre les points d'alimentation et les puits de reprise.

II.7.1.2. Qualités chimiques et bactériologiques

La qualité des eaux disponibles et ses variations doivent également être étudiées. Il faut qu'elles soient exemptes ou débarrassées de toute pollution susceptible d'altérer la qualité du gisement, et en particulier des substances toxiques sur lesquelles la filtration naturelle est sans effet. Par ailleurs, les eaux introduites doivent être chimiquement compatibles avec les eaux du gisement.

II.7.1.3. Turbidité

Les eaux de recharge ne doivent contenir que très peu de matière en suspension lorsqu'on se propose de l'utiliser sans traitement préalable afin d'éviter tout risque de colmatage des ouvrages de réalimentation.

II.7.1.4. Température

Il est conseillé d'éviter d'introduire des eaux à température très élevée lorsque la régularisation thermique est insuffisante au sein de l'aquifère. Par ailleurs les fluctuations de température, qui modifient la perméabilité du milieu récepteur, permettent de prévoir les variations du débit d'injection.

II.7.2. Conditions hydrogéologiques et hydrodynamiques

La notion de réservoir souterrain est difficile à cerner, et de plus celle d'aptitude des réservoirs souterrains à l'alimentation artificielle. Il ne faut pas faire une confusion entre le réservoir souterrain avec les retenues de barrage. La plupart de leurs traits distinctifs résultent du fait que l'eau y est contenue dans une matrice caractérisée par sa diffusivité.

II.7.2.1. Nature du terrain

Parmi les formations douées d'une perméabilité suffisante pour convenir à l'alimentation artificielle, il faut distinguer entre les formations granulaires (sables et graviers essentiellement) et les formations fissurées ou karstiques. Dans les premières, la tranche non saturée est généralement réduite. Par contre, dans les massifs calcaires, la nappe se trouve à une grande profondeur, mais la rapidité des circulations y interdit pratiquement le stockage sauf dans les parties profondes des réservoirs (kart fossiles), si elles ont été préalablement dénoyées.

II.7.2.2. Structure et limites

L'aptitude d'un réservoir de perméabilité donnée à l'alimentation artificielle dépend essentiellement:

- de l'état libre ou captif de la nappe, qui conditionne le volume mobilisable par l'intermédiaire du coefficient d'emménagement ou de remplissage, ainsi que le type d'ouvrage d'alimentation (bassin ou forage);
- en nappe libre, l'épaisseur de la tranche non saturée avant tout aménagement. Celle-ci dépend notamment de l'importance de l'exploitation qui y est pratiquée;
- de l'épaisseur et la structure de la tranche saturée. Suivant les cas, le réservoir s'étend ou non en dessous de la cote des exutoires naturels. S'il est possible de faire osciller le niveau piézométrique en dessous de cette cote, le stockage peut être pratiqué sans aucune perte. Par contre, plus l'on travaille au dessus de ce niveau, plus le gradient hydraulique est élevé et plus l'écoulement de l'eau vers les exutoires est très rapide.

II.7.2.3. Epaisseur totale des réservoirs

Comme l'enquête sur les aménagements d'alimentation artificielle le met en évidence, les formations de faible épaisseur (alluvions des rivières en général) ne permettent d'aménager que des stations à fonctionnement continu alors que les formations épaisses et les nappes captives conviennent à la régularisation et au stockage.

II.7.3. Influence des paramètres hydrauliques

Corrélativement avec le coefficient de perméabilité, certains paramètres hydrodynamiques permettent de définir les modalités de l'écoulement de l'eau souterraine dans les terrains aquifères. Les principaux paramètres sont:

- la transmissivité;
- le coefficient d'emménagement (ou de remplissage);
- la diffusivité;
- le gradient hydraulique;
- la vitesse de l'écoulement des eaux.

II.7.3.1. Perméabilité

La perméabilité est une grandeur qui caractérise la facilité avec laquelle l'eau circule dans un terrain sous l'effet d'un gradient hydraulique. Dans la zone saturée, la perméabilité dépend surtout de la structure et de la granulométrie qui conditionnent la porosité utile. Par contre, dans la zone non saturée, la structure n'intervient plus et seule la granulométrie est importante.

Le coefficient de perméabilité, noté k , représente une vitesse en m/s, c'est le volume d'eau gravitaire qui traverse en une unité de temps, sous l'effet d'une unité de gradient hydraulique, une unité de section orthogonale à la direction de l'écoulement. La gamme des coefficients de Darcy utilisables pour l'alimentation artificielle se situe entre 10^{-2} et 10^{-5} m/s [*Bize et al, 1972; Detay, 1997*].

II.7.3.2. Transmissivité

La transmissivité représente le débit d'une couche aquifère sur toute son épaisseur, par unité de largeur, et soumise à un gradient hydraulique unitaire. Elle peut être calculée par le produit du coefficient de perméabilité et de l'épaisseur de la couche et s'exprime en m^2/s .

$$T = k \cdot E \quad (2.1)$$

Avec:

T : transmissivité [m^2/s];

k : coefficient de perméabilité [m/s];

E : épaisseur de la couche aquifère [m].

Dans le cadre d'une alimentation artificielle d'une nappe, la transmissivité des terrains joue un rôle capital. Elle doit être suffisamment importante pour permettre le transit d'un débit significatif à travers les terrains superficiels et l'aquifère.

II.7.3.3. Coefficient d'emmagasinement et coefficient de remplissage

Le coefficient d'emmagasinement, noté « s » est une valeur sans dimension qui représente le rapport du volume d'eau libéré par unité de surface de l'aquifère sous une charge hydraulique égale à l'unité. Il détermine avec la porosité efficace, la fonction capacité du réservoir. Il est déterminé par essai de pompage. La variation de l'emmagasinement peut être différente

suivant le sens et la vitesse d'évolution des niveaux piézométriques. C'est la raison pour laquelle certains auteurs préconisent l'emploi du terme de remplissage lorsqu'il s'agit d'une opération d'alimentation artificielle.

Le coefficient de remplissage est défini comme le volume emmagasiné par un prisme vertical de roche de section unitaire, pour une élévation unitaire du niveau piézométrique. Il permet de définir le volume d'eau stockable au bout d'un temps donné, dans le cadre d'une recharge.

Ces coefficients permettent de définir le volume d'eau mobilisable entre deux situations piézométriques en exploitation ou en alimentation. La réserve d'une nappe est alors définie ainsi:

$$Re = s \cdot S \cdot \Delta h \quad (2.2)$$

Avec :

Re : réserve d'une nappe [m³];

s : coefficient d'emmagasinement [sans dimension];

S : surface de rabattement [m²];

Δh : rabattement possible [m].

II.7.3.4. Diffusivité

D'autre part, la diffusivité, rapport de la transmissivité au coefficient d'emmagasinement, conditionne la vitesse de réaction de la nappe à une variation de pression positive (injection) ou négative (pompage).

$$\text{diffusivité} = \frac{T}{s} \quad (2.3)$$

Avec:

T : transmissivité des terrains [m²/s];

s : coefficient d'emmagasinement [sans dimension].

La diffusivité détermine les propagations d'influence d'un bout à l'autre de l'aquifère, c'est à dire le transfert de masses d'eau ou de pressions. Dans les nappes captives, l'effet de la recharge se transmet rapidement à distance, alors qu'en nappe libre, l'accroissement de

gradient consécutif à l'injection se conserve plus longtemps permettant d'employer l'alimentation artificielle dans des conditions différentes.

II.7.3.5. Gradient hydraulique

Le gradient hydraulique « i » représente le quotient de la charge d'eau par la hauteur de la couche aquifère considérée.

$$i = \frac{\Delta h}{L} \quad (2.4)$$

Avec:

i : gradient hydraulique [sans dimension];

Δh : différence de la charge d'eau entre deux points [m];

L : distance entre les deux points considérés [m].

Le flux souterrain peut être calculé entre deux lignes de courant par la formule:

$$Q = L_c \cdot b \cdot k \cdot i \quad (2.5)$$

Avec:

Q : flux [m^3/s];

L_c : distance entre deux lignes de courant [m];

b : épaisseur de la partie saturée de l'aquifère [m];

k : conductivité hydraulique [m/s];

i : gradient hydraulique [sans dimension].

Le gradient hydraulique est le moteur de l'écoulement des eaux. Celui-ci s'effectue soit latéralement, des zones de recharge vers les zones de drainage, soit verticalement entre des niveaux aquifères superposés.

II.7.3.6. Vitesse d'écoulement

La vitesse d'infiltration apparente déterminée en fonction du débit, d'après la loi de Darcy, et rapportée à la section totale de l'aquifère, est une vitesse fictive car en réalité, l'eau

d'infiltration ne s'écoule que par les pores vides utiles de l'aquifère. Ceux-ci sont déterminés par la porosité efficace et il faut tenir compte d'une section utile. La vitesse d'infiltration effective « v_e » prend alors la forme suivante :

$$v_e = \frac{Q}{A \cdot \eta_e} \quad (2.6)$$

Avec:

v_e : vitesse d'infiltration effective [m/s];

Q : flux [m³/s];

A : section de l'écoulement [m²];

η_e : porosité efficace représente le rapport du volume d'eau gravitaire pouvant être libérée par égouttage, par rapport au volume total [sans dimension].

Les nappes ont des écoulements très lents qui sont régis par la géométrie de la roche réservoir et par la distribution des pores et des fissures.

II.7.4. Les unités hydrogéologiques favorables pour la recharge artificielle

D'après [Fildier, 1983], les structures hydrogéologiques les plus favorables à la mise en œuvre d'opérations de recharge artificielle sont les massifs de roches carbonatées karstiques ou fissurés, les plaines alluviales, les dunes littorales et les deltas, les bassins hydrogéologiques et les zones où la surface piézométrique est déprimée par surexploitation.

Pour les deux types de formations aquifères, on peut donner les remarques suivantes:

- les massifs de roches carbonatées karstiques peuvent, en général, absorber beaucoup d'eau mais, cette eau est rapidement rejetée par des grosses sources. Le stockage de l'eau ne pourra donc se faire que dans les parties profondes;
- les plaines alluviales constituent les lieux privilégiés pour la mise en œuvre de recharge artificielle mais le stockage y est, en général, limité du fait de la position élevée des niveaux d'équilibre piézométrique quand les eaux d'alimentation sont abondantes.

Suivant le climat, les sites de recharge artificielle peuvent être différents, ainsi:

- en région à climat tempéré et humide, on choisira les alluvions anciennes, les lits fossiles enfouis, les cônes d'éboulis et les alluvions interconnectées des vallées principales et de leurs affluents;
- en région aride, on choisira les dépôts alluviaux récents, les dunes côtières et les zones deltaïques.

En régions tropicales, des roches qui étaient compactes à l'origine ont pu, sous l'action des agents atmosphériques, être altérées sur une certaine épaisseur (par exemple, les granites deviennent des latérites). Si cette couche altérée est suffisamment épaisse, elle consiste alors un terrain favorable à la mise en œuvre d'une opération de recharge artificielle.

II.8. Méthodes de recharge artificielle

La recharge artificielle peut être réalisée avec de nombreuses méthodes dont le but est de mettre l'eau de surface en contact avec le système aquifère.

Le choix de la technique à appliquer dépend de plusieurs paramètres liés à la nature de l'eau projetée à être injectée (eau de rivière, eau usée), l'état des sols dans la tranche non saturée, l'hydrologie et l'hydrogéologie du site ainsi que l'objectif désiré de l'opération. Le tableau (Annexe I) présente les méthodes les plus usuelles pour réaliser une opération de recharge artificielle ainsi que leurs avantages et leurs inconvénients.

De nombreux dispositifs ont été développés afin de réintroduire artificiellement des eaux de surface dans un aquifère, ces méthodes se divisent en deux grands groupes: méthodes d'infiltration et méthodes d'injection. Cependant, Les méthodes d'infiltration peuvent être soit des méthodes de recharge depuis la surface ou des méthodes de recharge de subsurface [SEWRPC, 2006]. Cette classification considère les catégories suivantes:

- infiltration de surface, qui repose sur les bassins d'infiltration ou des cavités réalisées sur la surface du sol, pour assurer la percolation de l'eau dans le sol;
- infiltration de subsurface, ces dispositifs sont réalisés dans la zone non saturée du sol et sont soit des puits ou des tranchées pour introduire l'eau dans la zone non saturée et faciliter ainsi l'infiltration;
- injection directe, y compris l'ASR (Aquifer Storage and Recovery), qui utilise des puits ou d'autres aménagements pour injecter l'eau directement dans un aquifère;

Il existe un autre type de recharge qui est un stockage souterrain de l'eau mais pas des nappes qui est réalisé dans des cavités souterraines (mines ou cavernes). Ces dernières présentent une capacité de stockage très limitée et son emploi se limite pour des cas très rares où lorsque ces structures existent dans le sous sol.

II.8.1. Les méthodes d'infiltration de surface

Ce sont les méthodes les plus répandues et les mieux préférées vu leur faible coût de réalisation et de maintenance. Ces méthodes nécessitent des sites avec des sols perméables, une profondeur adéquate de la surface piézométrique et une topographie homogène. Les aquifères ne doivent pas être surmontés par une couche imperméable ou d'une nappe perchée et avoir une perméabilité suffisante pour assurer une circulation latérale de l'eau afin d'éviter la remontée du niveau piézométrique jusqu'à la surface et l'étouffement de l'opération. Les méthodes d'infiltration de surface regroupent les bassins d'infiltration, les fossés, les cours d'eau aménagés, les dépressions fermées. La figure 2.6 illustre les méthodes d'infiltration de surface les plus utilisées.

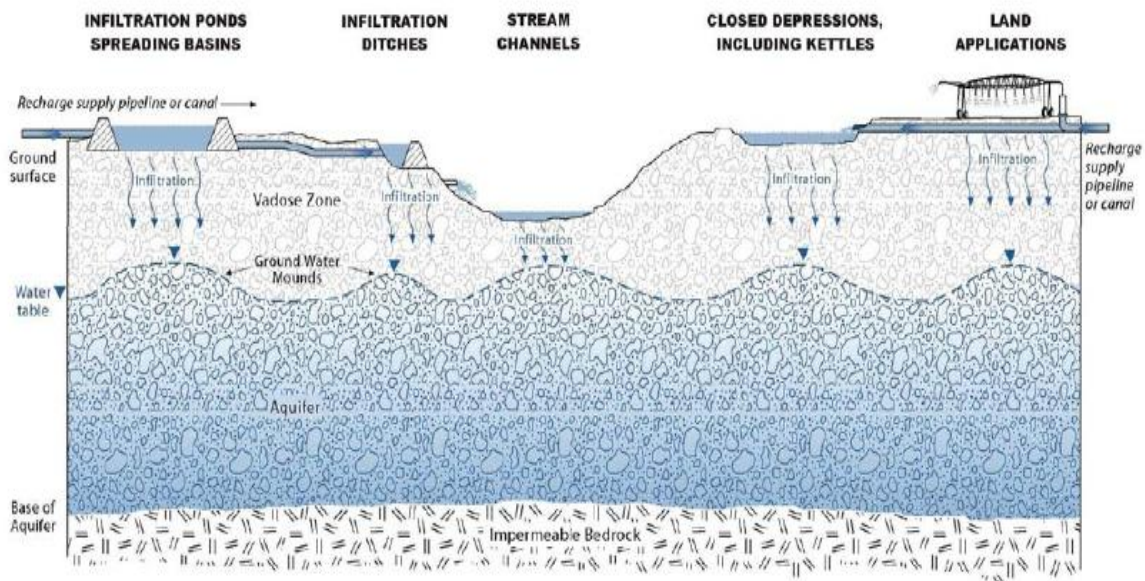


Figure 2.6: Exemples de méthodes d'infiltration de surface [SEWRPC, 2006].

Dans ces dispositifs, l'eau de recharge est maintenue à la surface du sol surmontant une nappe libre dans des dépressions naturelles ou réalisées par l'homme pour assurer l'infiltration de l'eau jusqu'à la nappe et la remontée du niveau piézométrique. Ces applications requièrent

une grande perméabilité verticale et l'absence de toute couche imperméable dans la zone non saturée:

- les bassins d'infiltration, c'est la technique la plus utilisée pour la réalimentation artificielle des nappes [Bouwer, 2002 a]. On distingue les bassins de « plein terrain » utilisés tels quels dès leur creusement au bulldozer, les bassins « à végétation » (figure 2.7 a) pour lesquels il n'est procédé à aucun déblai (infiltration sur prairies) et les bassins « à sable » (figure 2.7 b), soigneusement aménagés et tapissés d'une couche de sable calibré.



(a)



(b)

Figure 2.7: *Types de bassins d'infiltration*
(a) *Bassin à végétation* et (b) *Bassins à sable*.

Les deux premiers types se caractérisent par leur aspect rudimentaire, associé à la recherche de la plus grande simplicité de mise en œuvre. Les bassins à sable demandent par contre des investissements plus élevés et font généralement partie des

aménagements destinés à fournir de l'eau potable, où l'infiltration est contrôlée de près en qualité comme en quantité. Généralement, les bassins sont installés en série avec des réservoirs régularisateurs et des réservoirs de décantation qui permettent d'abaisser la charge solide des eaux (figure 2.8).

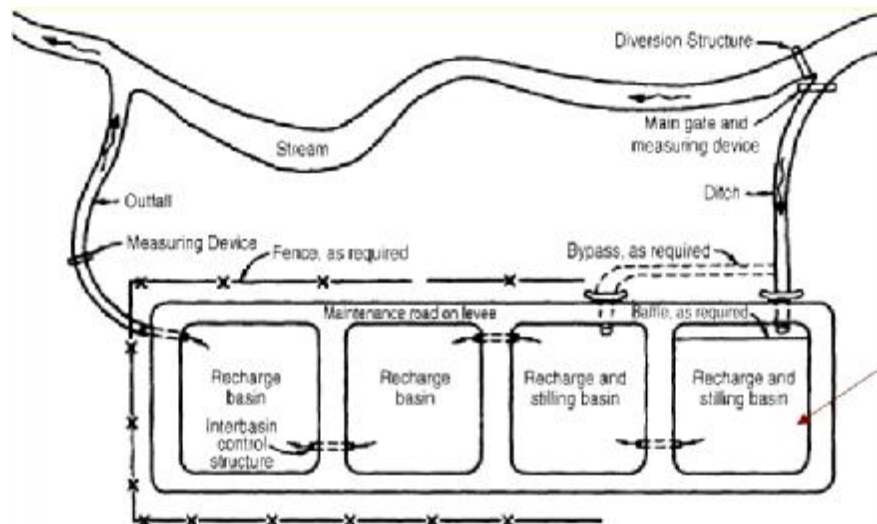


Figure 2.8: Disposition des bassins d'infiltration près des cours d'eau [Al Sibai, 2005].

Les bassins à végétation ou l'infiltration sur prairies est beaucoup appliquée en Europe et ne peut être utilisée que lorsque la perméabilité verticale des terrains est supérieure à $2 \cdot 10^{-6}$ m/s [Bize et al, 1972]. Il faut maintenir de faible épaisseur de la lame d'eau dans ces bassins car une immersion trop prolongée ou l'apport de qualité insuffisante entraînent le dépérissement de la végétation. Il en résulte des risques de colmatage du fond et de pollution organique de l'eau.

Vu leur grand pouvoir filtrant et l'élimination des contaminants par le passage de l'eau dans la zone non saturée, ces dispositifs sont appelés des installations SAT (Soil Aquifer Treatment Installations) [QWRS, 2000];

- les lits de cours d'eau peuvent être utilisés comme des canaux d'infiltration s'ils surmontent une formation aquifère (figure 2.9), qui durant le ruissellement des eaux peuvent perdre une fraction par infiltration. Cet aménagement consiste suivant le cas à élargir le lit du cours d'eau, à scarifier le fond, ou encore à créer des plans d'eau

derrière des digues. La réalisation de lâchers d'eau sous forme d'ondes de crue à partir des barrages dans les cours d'eau peut aussi donner des résultats encourageants dans la réalimentation de des nappes à l'aval de ces barrages;



Figure 2.9: Recharge depuis wadi Ahin, Sultanat d'Oman [*Haimerl, 2004*].

- les dépressions fermées, représentent une bonne solution pour réaliser une recharge artificielle. Elles agissent comme des bassins d'infiltration. Leur rendement repose essentiellement sur la perméabilité du sol;
- épandage superficiel (figure 2.10) et irrigation incluent une grande variété de méthodes dans lesquelles l'eau est appliquée directement sur le sol sans aucune modification apportée sur ce dernier. La recharge peut être significative si elle excède les pertes par évapotranspiration. Le principe consiste à inonder ou à arroser de façon intensive une vaste superficie de terrains sans désorganiser le sol ni la végétation. Pour cela, il faut que la pente soit relativement faible pour éviter un trop fort ruissellement. Le problème majeur dans le cas d'une inondation est de contenir celle-ci dans les limites définies au préalable. Ce système est sujet à un très fort taux d'évaporation et nécessite l'utilisation de grandes surfaces de terrains. En dehors des périodes de culture, il est possible d'utiliser les ouvrages d'irrigation agricoles (canaux, arrosage, plaines d'inondation) afin de développer l'alimentation artificielle des nappes souterraines;



Figure 2.10: Inondation à partir du barrage Al Khoud (Sultanat d'Oman) pour la recharge artificielle de la nappe alluviale [Haimerl, 2004].

- les collecteurs d'eau météorique (figure 2.11) sont de petits bassins de recharge construits en zones fortement urbanisées dans le but de collecter les eaux de pluie depuis les toits des constructions et les surfaces imperméables et de les injecter dans le sous-sol pour réalimenter les nappes. Plusieurs solutions ont été envisagées pour cette fin : les chaussées filtrantes, les chassées réservoir, les pavages perméables et les drains collecteurs équipés d'un dispositif de filtration;

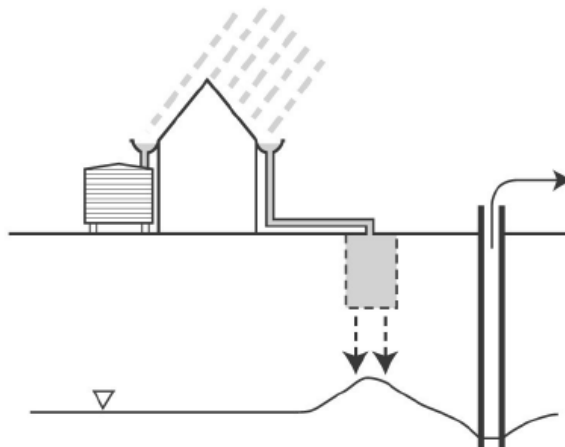


Figure 2.11: Principe de la récupération des eaux météoriques [ECCR, 2006].

- d'autres aménagements des eaux tels que les systèmes de drains gazonnés, les fosses de drainage des routes, les bassins de biorétention et les filtres à sable sont des mesures qui peuvent encourager l'infiltration et amortir le ruissellement des eaux;
- les fosses d'infiltration sont des étendues de terrain, souvent agricoles, aménagées dans le but de recharger les nappes et régulariser l'usage des eaux souterraines. Ces

terrains sont couverts ou entourés d'une végétation qui a des besoins en eau très faibles pour ralentir le ruissellement et favoriser l'infiltration;

- une autre forme de la recharge induite consiste en la modification de l'état de surface du sol dans le but d'augmenter l'infiltration ou de diminuer les pertes de l'eau par évapotranspiration. Dans les régions arides et semi-arides, cette technique consiste en l'éradication des plantes à racines profondes nommées phréatophytes. Dans des régions humides, l'aménagement des terres agricoles en des prairies a fortement réduit le ruissellement de plus 25% et a considérablement augmenté la recharge des nappes [SEWRPC, 2006];
- la restauration des terres humides peut avoir des résultats positifs dans l'amélioration de qualité des eaux et la réduction des flux importants. En théorie, ces terrains ont un grand potentiel pour accroître la recharge. Quoique, la majeure partie des terrains humides est localisée dans des endroits de décharge souterraine (sources) les rendant défavorables pour accomplir une opération de recharge. Il existe des terrains humides situés à l'amont de zones de décharges souterraines, et présentent un très bon potentiel de recharge vu leur gradient hydraulique. Il est donc recommandé de modifier ou de carotter les couches argileuses qui causent une réduction de la perméabilité;
- les barrages de rétention (Figure 2.12), sont des barrières en béton ou en enrochement réalisées dans les cours d'eau pour changer leur régime et mobiliser l'eau afin d'assurer une bonne infiltration. Ces barrages ont une triple action: ils permettent d'augmenter la surface mise en eau, d'accroître la charge hydraulique et de ralentir notablement la circulation de l'eau. Tout cela contribue à favoriser l'infiltration;



a) barrière en béton



b) barrière en enrochement

Figure 2.12: types de barrages destinés pour la recharge des nappes [IGRAC].

D'autre part, [Bouwer, 1999] propose une autre disposition des barrages de rétention dans laquelle ces derniers sont superposés (figure 2.13). Les bassins en amont assurent une longévité des bassins qui les succèdent en les protégeant contre l'envasement. En outre, ils peuvent assurer une source d'eau pendant les périodes d'étiage. Les petites cavités à l'amont des talus de chaque digue servent à collecter les matières solides transportés par l'eau et facilitent le nettoyage des bassins;

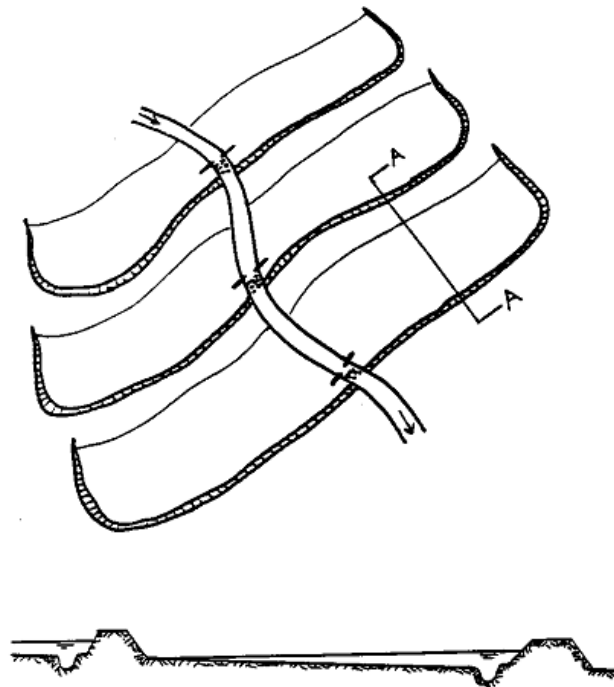


Figure 2.13: Schéma d'un dispositif de barrages de rétention superposés [Bouwer, 1999]

- Les barrages de sable (figures 2.14 et 2.15) est une technique exclusivement appliquée dans les régions arides du Sahel, désertiques et subdésertiques caractérisées par des cours d'eau intermittents. Elle consiste en la réalisation de petits barrages en béton sur les cours d'eau qui sont ensuite remplis par des couches de sable qui permettent l'accumulation des eaux de crues et la rétention des charges solides en suspension. Ceci peut créer un aquifère artificiel à l'amont du barrage qui à la fois assure une eau de bonne qualité et permet de réalimenter l'aquifère sous-jacent.



Figure 2.14: Barrage de sable [IGRAC].

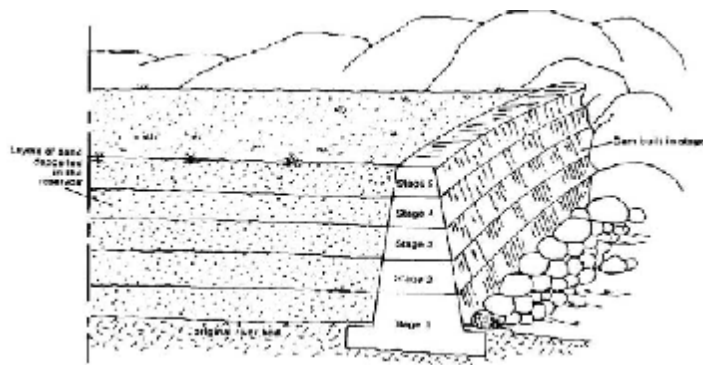


Figure 2.15: Schéma d'un barrage de sable [Haimerl, 2004].

- les tranchées d'infiltration sont semblables à celles utilisées en irrigation (Figure 2.16). Elles sont utilisées dans le cas où la perméabilité n'est pas la même à la surface du sol ou lorsque les terrains sont accidentés. Ces tranchées donnent des taux d'infiltration plus importants que ceux des bassins d'infiltration. Leur rendement est 2.3 fois plus important que celui des bassins d'infiltration [Al Sibai, 2005].

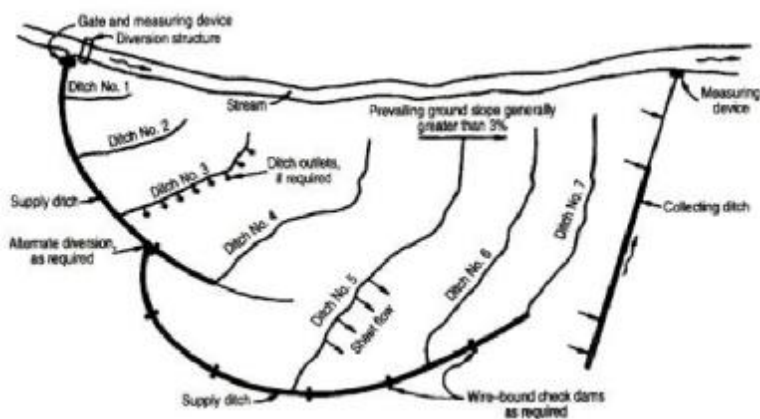


Figure 2.16: Disposition des tranchées d'infiltration [Al Sibai, 2005].

II.8.2. Méthodes d'infiltration de subsurface

Les méthodes d'infiltration de subsurface (figure 2.17) sont appliquées lorsque les sols en surface ne conviennent pas pour réaliser une opération de recharge, soit dans le cas où la couche superficielle du sol présente une source de pollution des eaux destinées à la recharge, lorsque la zone saturée est séparée de la surface par une mince formation imperméable peu profonde, ou lorsque les terrains à la surface sont insuffisants pour réaliser une opération de recharge. Elles utilisent généralement des drains, puits ou d'autres types d'excavations dont la profondeur dépasse les couches imperméables du terrain. L'eau est placée dans des formations non saturées dans le sous-sol au dessus du niveau piézométrique de la nappe.

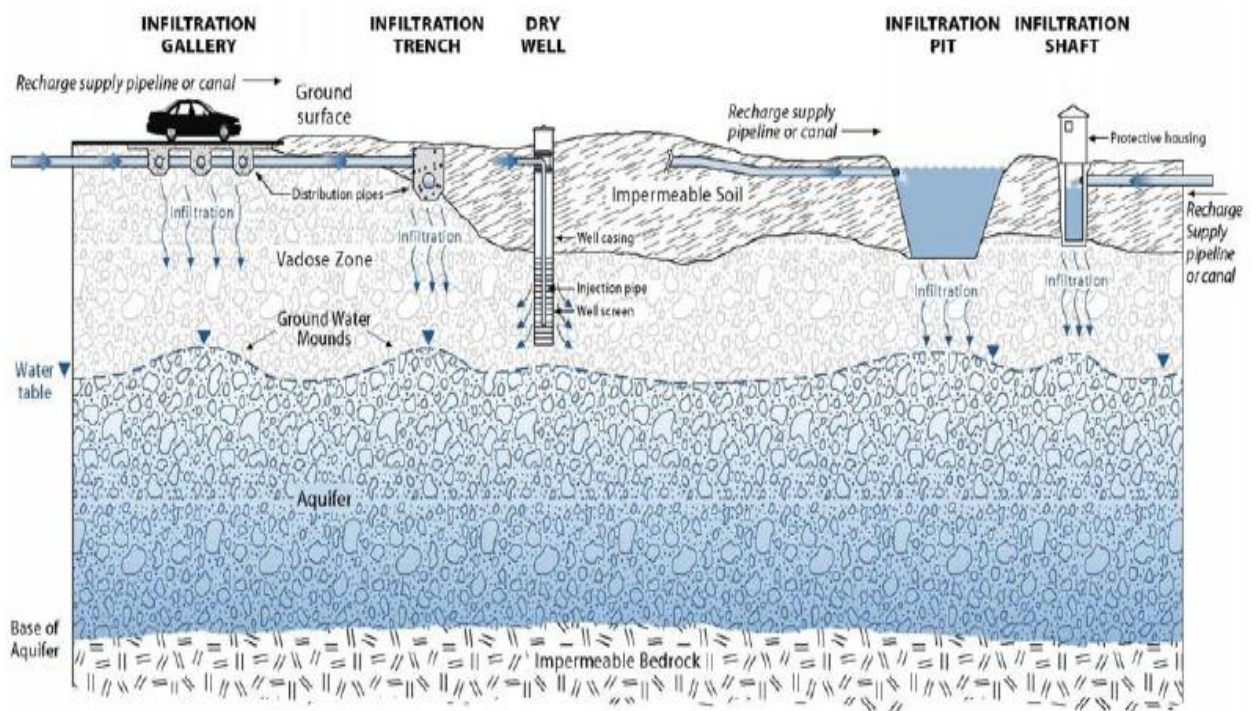


Figure 2.17: Exemple de différents types de recharge souterraine [SEWRPC, 2006].

Ces exemples illustrent bien que l'eau est injectée dans le sous-sol au dessus du toit d'une nappe libre dans le cas où l'application des méthodes d'infiltration de surface n'est pas favorable: une perméabilité faible, des usages de terrains non compatibles avec la réalisation de dispositifs d'infiltration ou l'existence d'une pollution à la surface.

- les galeries d'infiltration utilisent des drains ou d'autres conduites perforées pour infiltrer l'eau. Ces dispositifs peuvent être réalisés dans des terrains imperméables mais leur fond doit être en contact avec la zone perméable pour faciliter la recharge.

Ils peuvent aussi être couverts et utilisés pour différents usages: terrains de sport, parkings ...etc;

- les puits filtrants sont des puits dont le fond n'atteint pas le toit de la nappe. On a recours à de tels systèmes lorsque la nappe est trop profonde. Ces puits représentent un intermédiaire entre l'injection et la filtration. Ils traversent la couche superficielle imperméable ou qui peut présenter un risque de pollution des eaux souterraines sans toutefois atteindre la nappe permettant ainsi à l'infiltration de se développer. Malheureusement, leur faible surface d'infiltration autorise une recharge limitée et leur maintenance, plus délicate, est relativement coûteuse;
- les fosses (« pits and shafts » des Américains) (Figure 2.18), les fosses peuvent être assimilées à des bassins dont la profondeur est importante par rapport aux autres dimensions. Leur emploi est indiqué particulièrement aux eaux brutes car l'introduction d'eaux fortement chargées en sédiments provoque deux types de colmatage: un colmatage rapide sous forme d'un dépôt superficiel au fond de l'ouvrage résultant de la décantation des grosses particules en suspension, et colmatage lent par envahissement progressif des vides des premières tranches de terrain naturel des berges, résultant de la filtration des fines particules. De ce fait est née l'idée de faire une excavation dont le fond et les bords jouent respectivement le rôle de plage de sédimentation et de plage d'infiltration.



Figure 2.18: *Fosse d'infiltration [Gale and al, 2002].*

Les barrages d'inferoflux (figure 2.19) est une approche originale développée au Sahel. Ces barrages consistent à réaliser un voile souterrain étanche barrant la nappe de sous écoulement

de rivières ne présentant pas d'écoulement superficiel. Ces derniers limitent l'écoulement souterrain et causent une évolution du niveau piézométrique de la nappe (figure 2.20). Des puits réalisés à l'amont du barrage permettent aux populations d'avoir accès à l'eau.



Figure 2.19: Réalisation d'un barrage d'inferoflux [IGRAC].

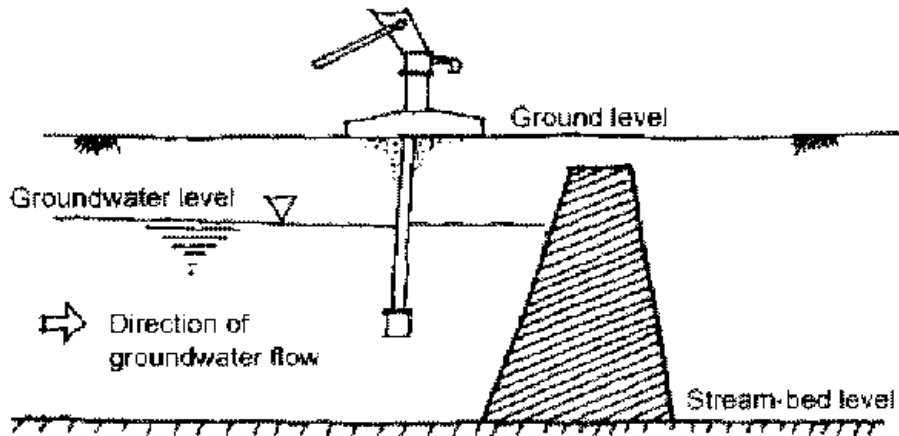


Figure 2.20: Schéma d'un barrage d'inferoflux [Barton].

II.8.3.Méthodes d'injection directe

Les méthodes d'injection directe (figure 2.21) comportent des puits d'injection, La rétroinjection (ASR, Aquifer Storage and Recovery) et sont identiques aux puits de pompage. Ces dispositifs requièrent une eau de bonne qualité car elle est directement injectée dans la formation aquifère et la filtration par passage dans la zone non saturée n'est pas assurée dans

ce cas. L'injection directe est employée pour réalimenter les nappes captives où dans le cas où la surface des terrains est trop petite pour réaliser des dispositifs d'infiltration. Leur utilisation est fortement limitée à cause de leur grand coût de réalisation et leur maintenance très difficile.

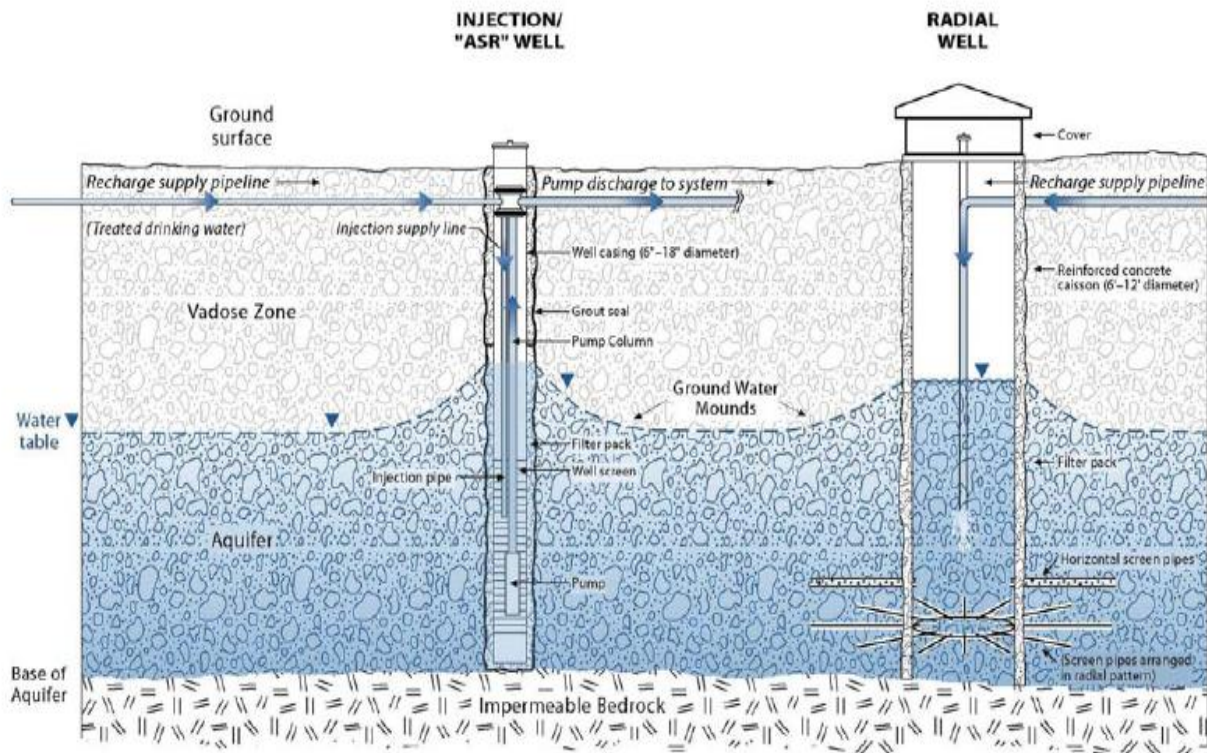


Figure 2.21: Exemples de méthodes d'injection directe [SEWRPC, 2006].

- Les puits d'injection sont des puits dont le fond touche directement la zone saturée du terrain et permettent l'injection directe de l'eau dans l'aquifère. Ils présentent l'avantage de minimiser le temps de transit vertical des eaux jusqu'à la nappe souterraine et permettent d'éviter les réactions non désirées entre l'eau de recharge et les minéraux dans la zone non saturée;
- l'ASR (Aquifer Storage and Recovery) (figure 2.22) est une technique qui permet de stocker l'eau dans un aquifère quand l'eau superficielle est en excès puis de la reprendre par pompage à travers le même ouvrage quand les besoins en eau plus importants apparaissent [Pyne, 1995]. Ce concept est né en 1976 et s'est développé durant les années 1980.

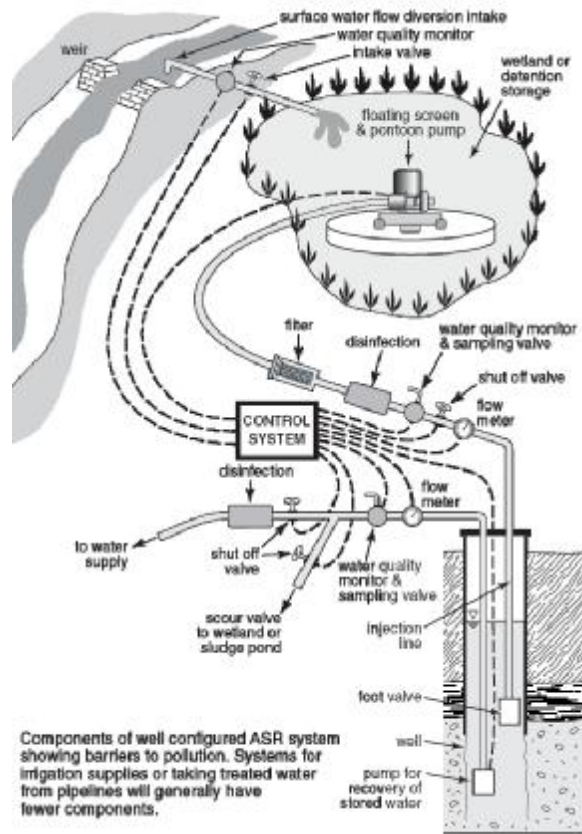


Figure 2.22: Schéma d'un dispositif d'ASR [Dillon and Molloy, 2006].

Il existe aussi l'ASTR (Aquifer Storage Transfer and Recovery) (figure 2.23) qui consiste à injecter l'eau dans une formation aquifère et de la reprendre par un autre puits, ce qui favorise le passage de l'eau à travers le sol et assurer une certaine épuration à cette eau avant de la reprendre;

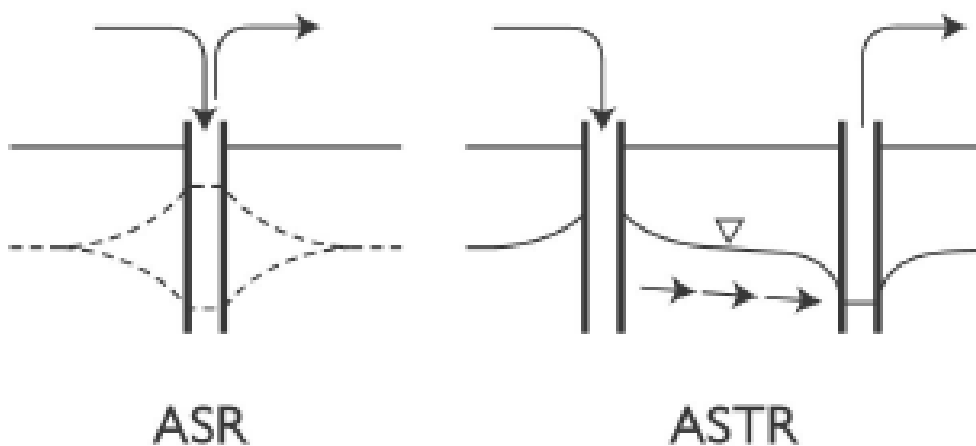


Figure 2.23: Schéma simplifié des techniques de l'ASR et de l'ASTR [ECCR,2006].

II.9. Conclusion

La recharge naturelle des nappes constitue une partie importante du cycle de l'eau. Les nappes sont alimentées naturellement par l'infiltration des eaux de surface jusqu'à la zone saturée. La recharge artificielle des nappes est tout aménagement conçu dans le but d'accroître l'infiltration et les ressources en eau souterraines. Elle peut être accomplie soit par injection directe des eaux de surface dans une formation aquifère soit par la modification des conditions naturelles de l'écoulement et de l'infiltration des eaux superficielles.

Dans tous les cas où l'objectif de l'alimentation artificielle est d'accroître les ressources disponibles, au lieu et au moment où cela est nécessaire, l'opération permet, au lieu d'utiliser séparément les eaux superficielles et les eaux souterraines, de gérer au mieux dans un territoire donné, en vue de satisfaire les besoins qui s'y manifestent, l'ensemble des ressources superficielles et souterraines disponibles, par l'intermédiaire des réservoirs naturels existants. On peut donc parler de gestion rationnelle des eaux de surface que l'on soustrait à leur écoulement normal pour les introduire dans le sous-sol en vue de les utiliser plus tard. On peut aussi parler de gestion rationnelle d'un système aquifère dont on régularise le régime, ou de gestion rationnelle d'un réservoir naturel où l'on stocke les ressources. L'application de la recharge artificielle peut aussi trouver des justifications diverses telles qu'accroître la capacité d'un aquifère, palier à la surexploitation, dispositif de filtration naturelle ou barrière contre les pollutions. De toute façon, la recharge artificielle est un procédé qui, à la fois, est employé comme remède à un problème particulier et instrument de gestion de l'ensemble des ressources d'un bassin ou d'un groupe de bassins naturels.

Chapitre III

Epuration de l'Eau dans le Sol

III.1. Introduction

L'eau qui s'infiltré dans le sol est sujette à certain nombre de réactions physiques, chimiques ou biologiques qui affectent sa composition. Ces réactions dépendent de la nature des terrains traversés, de la durée de transit et de la composition initiale de l'eau. Ces réactions se produisent dans les bassins de décantation, ou lors de filtration dans le sol ou même pendant le temps de séjour de l'eau dans la nappe. Ainsi, l'eau subit une épuration naturelle importante qui l'aide à se débarrasser des produits de synthèse (détergents, herbicides, insecticides, etc.) qui sont déversés de manière régulière ou accidentelle dans les cours d'eau et sur les sols.

III.2 Le réacteur Sol – Zone Non Saturée – Nappe

Il existe plusieurs types de pollution découlant des activités humaines et qui affectent directement la composition des eaux de surface. On distingue:

- Les polluants biologiques:
 - Les virus;
 - les bactéries;
 - les parasites.
- les polluants chimiques et substances indésirables:
 - Les substances organiques;
 - les diverses formes azotées;
 - les métaux lourds et les éléments à l'état de trace;
 - les sels dissous.

Les terrains qui recouvrent les zones aquifères constituent un réacteur qui contribue à épurer les eaux d'infiltration. De nombreux mécanismes physico-chimiques, biochimiques et biologiques s'y développent, et par leur action, les eaux se chargent ou s'appauvrissent en certains éléments et modifient leur qualité (figure 3.1).

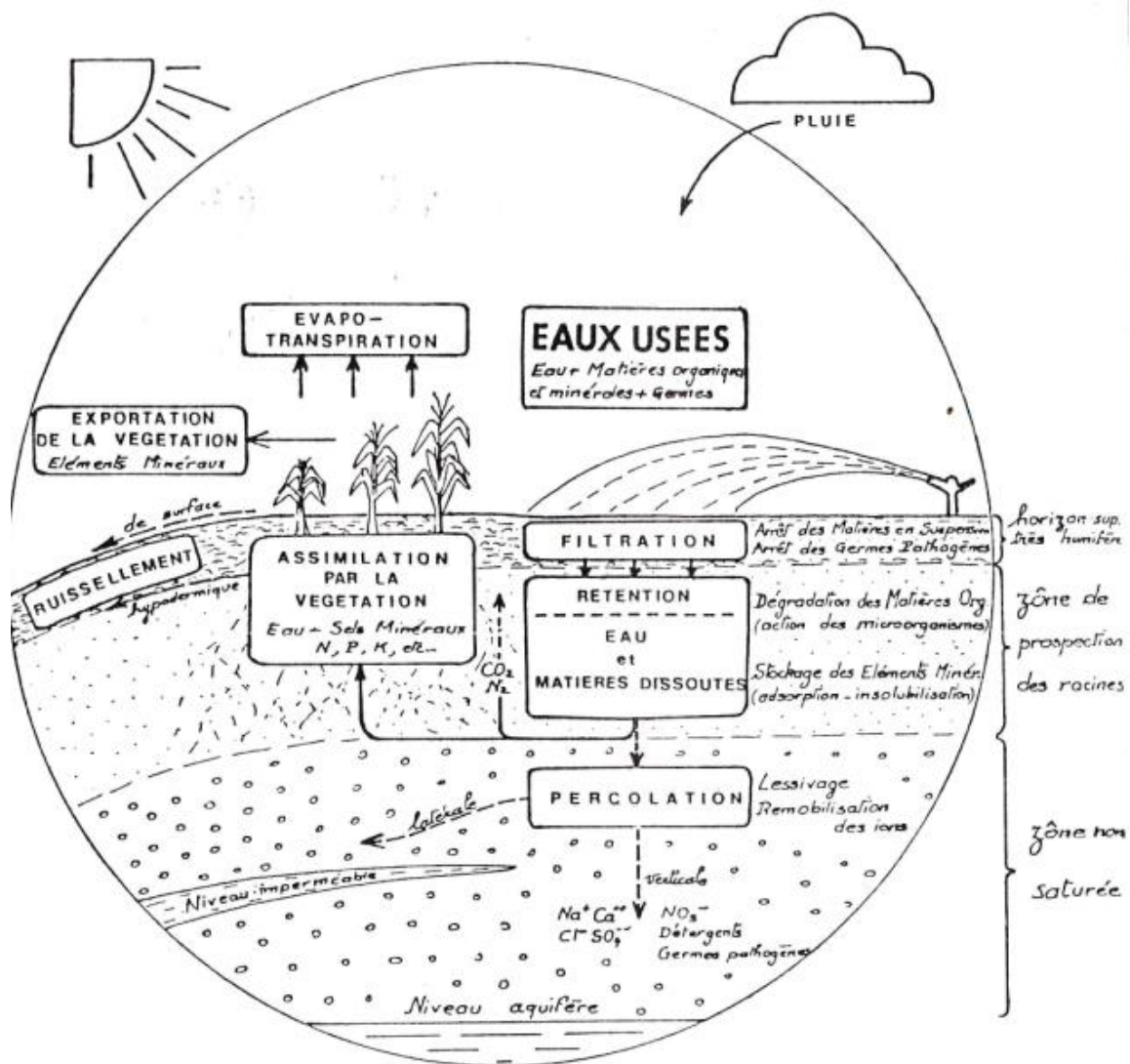


Figure 3.1: Présentation schématique du rôle épurateur du sol [Fildier, 1983].

Généralement, un sol peut être découpé en cinq couches superposées qui sont:

- une couche organique de quelques centimètres à quelques décimètres d'épaisseur qui est le siège d'activités biologiques et physico-chimiques intenses;
- une couche occupée par les racines qui est généralement de l'ordre de 2 m environ. C'est cette partie qui joue le rôle de filtre;
- une zone de transfert en milieu poreux non saturé où se développent des phénomènes surtout abiotiques comme l'hydrolyse et la photolyse des matières organiques;
- une frange capillaire reliant la zone non saturée à la zone saturée (dans le cas d'une nappe libre);

- la nappe proprement dite au sein de laquelle les phénomènes de filtration et de dilution sont prépondérants.

Cependant, le transfert de l'eau dans le sous sol est caractérisé par deux facteurs: le temps nécessaire à l'infiltration depuis la surface jusqu'au niveau piézométrique et le temps de stockage de l'eau dans l'aquifère avant sa reprise. Le sous sol assure donc deux fonctions pour les infiltrations : une autoépuration naturelle dans la zone non saturée des terrains et une dilution dans la nappe phréatique.

III.3. Paramètres de l'autoépuration naturelle des sols

L'autoépuration naturelle des sols regroupe plusieurs phénomènes qui agissent séparément ou conjointement:

- mécanismes physiques: densité, solubilité, dilution et thermodynamique;
- mécanismes chimiques: dissolutions, précipitations, complexion, échange d'ions et adsorption;
- mécanismes biologiques: la biodégradation des substances;
- mécanismes hydrodynamiques et hydrocinématiques: débit de la nappe, diffusivité, vitesse de filtration ou de déplacement, temps de séjour et dispersion.

Ces paramètres contribuent à fixer les substances indésirables et à épurer progressivement l'eau de recharge.

III.3.1. Paramètres physiques

Les eaux souterraines ont une température relativement constante tandis que celle des eaux de surface est fortement variable. L'importance de ce paramètre n'apparaît que lorsque l'écart de température est considérable. La miscibilité d'une substance dans l'eau est un facteur qui détermine la facilité avec laquelle elle sera entraînée vers la nappe. Les différences de densité jouent aussi un rôle important dans la stratification des eaux souterraines.

Au sein de la nappe, les phénomènes de dilution sont importants et diminuent la concentration des polluants dans l'eau. La dilution est d'autant plus importante que le débit de la nappe est

élevé. Il est à noter que les apports extérieurs (précipitations, relation avec les cours d'eau) sont essentiels.

III.3.2. Paramètres chimiques

La fixation de certains cations est produite lors des échanges d'ions ou de bases avec les argiles présentes dans le sol. Les anions seront mobilisés sur de plus grandes distances et atteignent facilement la nappe. Les interactions polaires favorisent la complexion des métaux lourds par les complexes argilo-humiques.

III.3.3. Paramètres biologiques

Le sol constitue un véritable réacteur biologique. Il abrite des quantités importantes d'êtres vivants. Les bactéries représentent la partie la plus importante, environ 10 millions d'individus par gramme du sol [*Roberts and al, 1980*]. Ces micro-organismes sont présents à l'état latent dans le sol et le sous-sol. Ils sont en position d'attente vis-à-vis d'apports nutritifs notamment véhiculés par l'eau. Cependant, tout apport nutritif suscite la reprise de l'activité de ces micro-organismes.

III.3.4. Paramètres hydrodynamiques

L'écoulement est le vecteur principal de la migration des substances de la surface à la nappe. La vitesse d'infiltration est un élément essentiel. Cela explique le mauvais rôle épurateur des formations largement fracturées.

III.4. Evaluation du pouvoir épurateur des sols

La méthode la plus utilisée est celle de *Rehse* et *Bölsenkötter* [*Strobl and Robillard, 2006*]. Elle fait appel:

- au pouvoir épurateur de la tranche du terrain surmontant l'aquifère au droit de l'ouvrage de captage;
- au temps de transfert du polluant entre le point d'émission et le point de prélèvement dans la nappe (temps de transfert vertical puis horizontal).

Le principe de calcul est simple, on considère que l'épuration est variable selon les milieux traversés et proportionnelle à la distance parcourue. Ce préalable est exprimé par la relation (3.1).

$$EP = \sum_{i=1}^n \left(\frac{e_i}{\bar{L}_i} \right) \quad (3.1)$$

Avec:

EP: épuration totale au cours du transfert [sans dimension];

n: nombre de terrains traversés entre la surface et la nappe;

i: indice des terrains;

e: épaisseur des terrains [m];

\bar{L} : longueur minimale de transfert dans l'aquifère pour une épuration optimale [m].

Si EP est supérieur à 1, l'épuration est considérée complète. Dans le cas contraire, il suffit de définir la distance horizontale complémentaire pour optimiser l'épuration. Les terrains peu perméables (marneux ou argileux) ont un pouvoir épurateur supérieur aux terrains très perméables. Dans ce dernier cas, la distance complémentaire nécessaire à une épuration optimale peut être importante.

Il est possible de définir les épaisseurs nécessaires, en conditions non saturées dans un premier temps, pour une épuration des eaux polluées. Ensuite, et en fonction de la nature des terrains, on détermine une longueur de trajet, fonction de la vitesse effective, nécessaire pour compléter cette épuration dans la zone non saturée (Tableau 3.1) et dans la zone saturée (tableau 3.2).

Tableau 3.1: Pouvoir épurateur du sol dans la couverture (zone non saturée) [Detay, 1997].

Description du terrain	H (m)	$i = \frac{1}{H}$
Argile, limon argileux, sable très argileux	2.0	0.5
Silt argileux à silt	2.5	0.4
Silt, sable silteux, sable peu silteux et peu argileux	3.0 – 4.5	0.33 – 0.22
Sable fin à moyen	6	0.17
Sable moyen à grossier	10	0.1
Sable grossier	15	0.07
Gravier silteux riche en sable et argile	8	0.13
Gravier peu silteux, beaucoup de sable	12	0.08
Gravier fin à moyen riche en sable	25	0.04
Gravier moyen à grossier, peu de sable	35	0.03
Galets	50	0.02

H: épaisseur de la couche de sol nécessaire pour une éparation;

i: index caractéristique associé à chaque type de terrain.

Tableau 3.2: Pouvoir épurateur du sol dans l'aquifère (zone saturée) [Rehse, 1977].

Description du terrain	Vitesse effective <i>v</i> (m/j)	\bar{L} (m)
Gravier peu silteux, riche en sable	$v < 3$	100
	$3 < v < 20$	150
	$20 < v < 50$	170
	$v > 50$	200
Gravier fin à moyen, riche en sable	$v < 3$	150
	$3 < v < 20$	200
	$20 < v < 50$	220
	$v > 50$	250
Gravier moyen à grossier, peu sableux	$v < 3$	200
	$3 < v < 20$	250
	$20 < v < 50$	270
	$v > 50$	300
Graviers et galets	$v < 3$	300
	$3 < v < 20$	340
	$20 < v < 50$	360
	$v > 50$	400

\bar{L} : distance horizontale nécessaire pour une éparation.

Pour les milieux fissurés, [Detay, 1997] a donné le tableau 3.3.

Tableau 3.3: Pouvoir épurateur des aquifères de fractures [Detay, 1997].

Description du terrain	H (cm)	$i = \frac{0.5}{H}$
Marnes	10	0.05
Grès avec argile, argiles, micaschistes, phyllites	20	0.025
Basaltes et roches volcaniques	30	0.017
Grès argileux ou silteux	50	0.01
Granite, granodiorite, diorite, syénite	70	0.007
Quartzites, grès à silex	100	0.005
Calcaire	200	0.0025

Ces tableaux ont été définis pour une pollution bactériologique mais ils peuvent être utilisés pour les autres types de pollutions. Les résultats obtenus ne donnent que des ordres de grandeur. Il convient de les interpréter en fonction des caractéristiques des produits polluants potentiels et des conditions hydrodynamiques du milieu.

III.5. La filtration dans le sol et l'aquifère

III.5.1. Rétention des matières en suspension

Le premier processus qui intervient est celui de l'élimination des matières en suspension par filtration. Il est caractérisé par l'adsorption exercée par les grains constitutifs de la masse filtrante à l'égard des éléments contenus dans l'eau.

Les particules ayant une dimension supérieure à celle des pores du terrain sont rapidement stoppées. Les particules les plus fines sont entraînées plus loin et sont soumises à des phénomènes complexes tels qu'inertie, sédimentation, interception ou diffusion.

En général, les terrains perméables en petit, comme les sables ou les graviers fins, sont plus efficaces que les terrains perméables en grand. Pour les roches fissurées, les roches compactes fracturées ne jouent aucun rôle de filtre.

Le processus le plus important dans la filtration lente par le sable est l'oxydation bactérienne des matières organiques présentes dans l'eau. Pour cela, il faut une quantité suffisante d'oxygène. Dans l'eau libre, on enregistre un accroissement d'oxygène par assimilation par les algues, sous l'effet de la lumière. Lorsque l'eau s'infiltré dans la couche de sable (Figure 3.2), elle perd rapidement une grande partie de l'oxygène, ce qui explique que la majeure partie des processus d'oxydation se déroule dans les 50 premiers centimètres de sable.

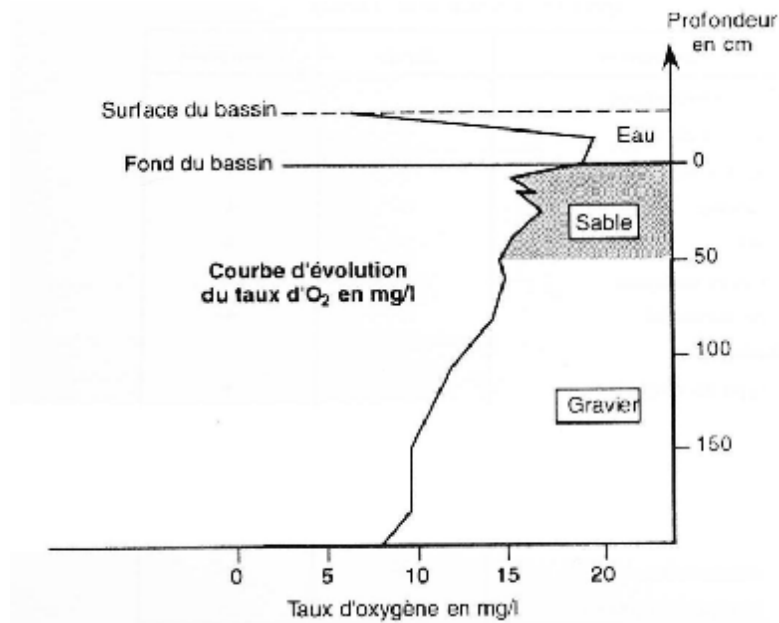


Figure 3.2: Variation du taux d'oxygène dans l'eau au cours du processus de filtration lente [Frank, 1968]

[Bourbigot *et al*, 1985] ont constaté l'élimination de 60 à 70% de matière organique pour une filtration lente de 2 m/j dans une couche de 70 cm de sable. D'autre part, [Paloque, 1984] a trouvé les résultats suivants pour filtration lente (2.4 m/j) à travers une couche de sable fin (0.5 – 0.8 mm de diamètre) de 1 m d'épaisseur:

- le carbone organique total passe de 2.9 à 1.1 mg/l;
- la concentration du NH_4^+ passe de 1.6 à 0.04 mg/l;

Les travaux de [Satchell *and al*, 1984] ont montré une élimination quasi-complète du phosphate (1.3 à 0.2 mg/l) et du permanganate (7.5 à 1 mg/l).

III.5.2. Rétention des germes pathogènes

Hormis les matières en suspension, les eaux d'infiltration peuvent contenir des germes pathogènes : les bactéries, les virus et les parasites. Les principales bactéries que l'on peut rencontrer dans l'eau superficielle sont diverses. La présence de tels germes est subordonnée à deux paramètres:

- la durée de vie de ces organismes dans le sol et dans l'eau;
- le pouvoir de rétention du sol, c'est-à-dire la filtration, la prédation et l'adsorption.

Le premier facteur est bien connu. Le sol ne constitue pas l'habitat naturel des germes pathogènes. Lorsqu'ils sont introduits dans le sol, ils entrent en compétition avec les micro-organismes présents et sont plus ou moins rapidement éliminés [*Drewry and Eliassen, 1968*]. La température et le degré d'humidité peuvent faire varier considérablement les valeurs moyennes des temps de survie des différents germes.

D'après [*Wang and al, 1962*], une forte humidité augmente le temps de survie des germes dans le sol. Les virus disparaissent très vite en milieu non saturé alors qu'ils sont rémanents en milieu saturé où le seul facteur d'épuration est la dilution. Si la température ambiante diminue, le nombre de virus diminue également. Par contre, en eau libre, la durée de vie de germes augmente si la température diminue.

[*Hurst, 1988*] a trouvé que la lumière solaire a aussi une influence sur la survie des virus par action directe sur la particule virale et d'une manière indirecte par stimulation du développement de la microfaune.

[*Lance and Gerba, 1982*] ont mis plusieurs paramètres influençant la mobilité et l'élimination des virus dans le sol. Ces derniers sont résumés dans le tableau 3.4.

Tableau 3.4: *Facteurs influençant la mobilité et l'élimination des virus dans l'eau souterraine [Lance and Gerba, 1982].*

Paramètre	Actions
Nature du sol	Les sols à texture fine ont une action de rétention sur le virus beaucoup plus importante que les sols largement poreux. Les oxydes de fer augmentent la capacité d'adsorption des sols. Les sols pollués sont généralement peu adsorbants.
pH du milieu	En général, l'adsorption croît lorsque le pH diminue. Toutefois, certains autres facteurs peuvent venir compliquer ce schéma général.
Température	La mortalité double tous les 10°C entre 5 et 30°C.
Présence de cations	L'adsorption croît en présence de cations mais, de par sa faible conductivité, l'eau de pluie peut remobiliser les virus adsorbés
Matières organiques solubles	Elles limitent le nombre des sites d'adsorption potentiels. Les acides humiques et fulviques réduisent le taux d'adsorption des virus.
Type de virus	Le degré d'adsorption d'un sol varie en fonction du type et de la nature des virus.
Vitesse d'infiltration de l'eau	Si la vitesse d'infiltration est élevée, le taux d'adsorption sera faible et vice-versa.
Régime saturé ou non saturé	La mobilité des virus est moindre dans les sols non saturés.

Les virus sont plus petit que les bactéries et peuvent parfois être entraînés plus loin, seuls ou adsorbés sur de petites particules argileuses. Des résultats antérieurs ont montré qu'un trajet à travers une couche de terrain de 40 cm d'épaisseur suffit à éliminer 99% du nombre initial de virus. A une profondeur de 1.60 m, il subsiste moins de 0.1 % [*Task Group Report, 1979*].

[*Gerba et Goyal, 1982*] ont trouvé que le pH est le facteur le plus important dans l'adsorption des virus et même de certaines bactéries. Lorsque le pH est neutre, la plupart des virus sont chargés négativement, tout comme le sol, et les forces de répulsion ne favorisent pas l'adsorption. Par contre, si le pH diminue, les virus acquièrent une charge moins négative, voire positive, et l'adsorption augmente. Lorsque le pH est inférieur ou égal à 5, l'adsorption est presque complète.

[*Lefler and Kott, 1974*] ont montré que les cations divalents favorisent grandement l'adsorption des virus dans les sols sableux plus que les cations monovalents et que la teneur

en cations a tendance à diminuer la mobilité des virus par accumulation de charges positives car les virus sont faiblement chargés négativement.

La composition du sol est aussi un facteur limitant dans la rétention des virus. La capacité d'adsorption varie en fonction de l'épaisseur du filtre et de la présence d'argiles, d'oxydes, d'hydroxydes ou de matières organiques dans le terrain. En règle générale, les germes seront beaucoup plus adsorbés sur des argiles que sur des sables [Drewry and Eliassen, 1968].

La vitesse de filtration est un paramètre important. Lorsque la vitesse est faible, les phénomènes d'adsorption augmentent et inversement. Le sol sert à la fois de filtre et de réservoir pour les bactéries et les virus mais les phénomènes d'épuration ne sont pas irréversibles et certains germes peuvent être remobilisés sous l'effet d'une forte précipitation ou d'une variation importante du pH du milieu.

L'agriculture a des effets directs et indirects sur la recharge et la composition des nappes et sur la biochimie des aquifères. La dissolution et le transport de quantités excessives d'engrais affectent directement la concentration d'un grand nombre de composés minéraux dans le sol et dans les eaux souterraines ainsi que le devenir des virus dans le sol [Böhlke, 2002].

III.5.3. Elimination du carbone organique

L'appellation carbone organique regroupe à la fois la DCO (Demande Chimique en Oxygène) et la DBO₅ (Demande Biologique en Oxygène à 5 jours). L'élimination du carbone organique ne peut se faire qu'en conditions aérobies donc dans la tranche non saturée du sol. Ainsi, les eaux de recharge destinées à l'injection doivent subir une oxydation biologique en station avant injection. D'après [Fildier, 1983], la DBO d'une eau épurée par passage à travers un sol convenablement aéré est quasiment nulle.

III.5.4. Rétention des éléments « traces »

Ces éléments sont ainsi appelés car leur concentration dans les eaux résiduaires est quasiment très faible. Cette appellation regroupe des éléments tels que les métaux lourds, le bore, le fluor, ...etc. Les éléments « traces » présents dans les eaux de recharge peuvent, soit s'accumuler dans le sol, soit rester dans l'eau épurée. La rétention d'un élément « trace » dépend de sa nature ainsi que de la composition de sol. Ainsi, Les sols argileux jouent un rôle

très important dans l'adsorption des éléments « traces ». De même, la valeur du pH du sol conditionne la solubilité des corps complexes créés et par là leur mobilité.

Dans des sols calcaires ou crayeux ($\text{pH} > 8$), la grosse majorité des éléments « traces » est immobilisée. Tandis que dans des sols acides ($\text{pH} < 7$), l'augmentation de la solubilité entraîne une migration des éléments vers la nappe. Cependant, les sols ayant un pH supérieur à 6.5 sont convenables pour toute opération de recharge.

III.5.5. Rétention des sels solubles

Des expériences in situ ont montré que les réactions chimiques portant sur les ions minéraux ordinaires de l'eau (Ca, Mg, Na) s'équilibrent peu de temps après le début de l'alimentation artificielle. Toutefois, une teneur trop élevée en sodium (Na), par exemple, par rapport au calcium (Ca) et au magnésium (Mg) peut entraîner une dégradation de la structure du sol et ainsi entraver l'infiltration. Une importante concentration en sels solubles de l'effluent peut se corriger par une dilution, ce qui ne cause pas de problèmes majeurs dans les zones humides où les précipitations sont quasiment abondantes tandis que dans les zones arides, une déminéralisation préalable peut s'imposer.

III.5.6. Rétention de l'azote

La quantité d'azote total amenée par les effluents de recharge est souvent supérieure à la quantité qui peut être exportée par les cultures. Il faut donc, sous risque de pollution de la nappe, opérer une dénitrification dans le sol. Ceci impose d'apporter à la fois des nitrates et du carbone dans un milieu anaérobie. La dénitrification maximum est liée à la période de submersion des bassins ainsi qu'à la quantité des effluents infiltrés. Ces deux facteurs dépendent eux-mêmes des paramètres suivants:

- capacité d'échange du sol;
- pourcentage d'ammonium échangeable;
- teneur en azote de l'effluent;
- taux de diffusion de l'oxygène dans le sol au cours de la dissémination des bassins;
- température.

De nombreuses recherches ont montré une augmentation exponentielle de l'élimination de l'azote avec une diminution de la charge. Il est nécessaire d'effectuer de nombreux essais in

situ afin de déterminer la périodicité des submersions – dissécatons optimales donnant une élimination maximale de l'azote total.

III.5.7. Rétention du phosphore

Comme dans le cas de l'azote, le phosphore amené par les eaux de recharge est très supérieur à la quantité exportable par la végétation. Seul le mécanisme rentrant en jeu dans l'élimination du phosphore est sa précipitation. Des études ont montré que 90% du phosphore peut être éliminé après un parcours de 100 m dans le sol. Cependant, pour un sol contenant peu de cations et ayant un pH acide, le phosphore est très mobile. Il est alors nécessaire d'effectuer sa précipitation préalablement en station avant l'infiltration. L'efficacité de la rétention du phosphore diminue, comme dans le cas de l'azote, avec l'augmentation des doses d'infiltration.

III.6. Conclusion

L'épuration des eaux de recharge par les sols granulaires ayant une tranche non saturée est excellente. Les sols permettent une élimination importante des pollutions organiques phosphorées et bactériologiques ainsi qu'une diminution de 30 à 40 % de la pollution azotée. La recharge artificielle par injection nécessite des eaux répondant à des critères aussi stricts que ceux d'une eau potable donc l'installation d'une unité de traitement à part, ce qui peut mettre en balance la rentabilité de l'opération de recharge toute entière.

Chapitre IV

Colmatage des Dispositifs de la Recharge Artificielle

IV.1. Introduction

Il est impossible d'aborder le sujet de recharge artificielle sans aborder le thème du colmatage qui demeure comme l'« ennemi » potentiel de toute opération de recharge. Ce dernier est le problème majeur dans l'alimentation artificielle des nappes, tant du point de vue quantitatif (chute de débit d'infiltration ou d'injection) que qualitatif (relargages, goûts) ou encore économique (coûts d'entretien élevés des dispositifs d'alimentation). Dans cette partie, nous allons aborder les origines et les modalités de ce processus ainsi que les moyens de lutte entamés pour réduire ses effets en fonction du type d'alimentation choisi.

IV.2. Colmatage des bassins d'infiltration

La perméabilité des sols est le facteur majeur qui régit l'infiltration de l'eau dans le sol. Ce paramètre est lié directement avec la taille et la distribution des vides dans la zone non-saturée. Si les pores sont obstrués, la perméabilité diminue et le processus de recharge finit par s'arrêter. Le traitement du colmatage nécessite une bonne connaissance de ses origines et ses modalités afin d'en garantir son efficacité.

IV.2.1. Origines du colmatage

L'apparition du colmatage est généralement le résultat de la combinaison de deux mécanismes (figure 4.1): le bouchage des pores et la désorganisation de la porosité du sol. Il y a plusieurs mécanismes électrochimiques qui favorisent ce phénomène, entre autres:

- le gonflement des argiles;
- la destruction des agrégats par un excès d'ions qui dispersent les argiles;
- la solubilisation du ciment liant les agrégats en milieu réducteur.

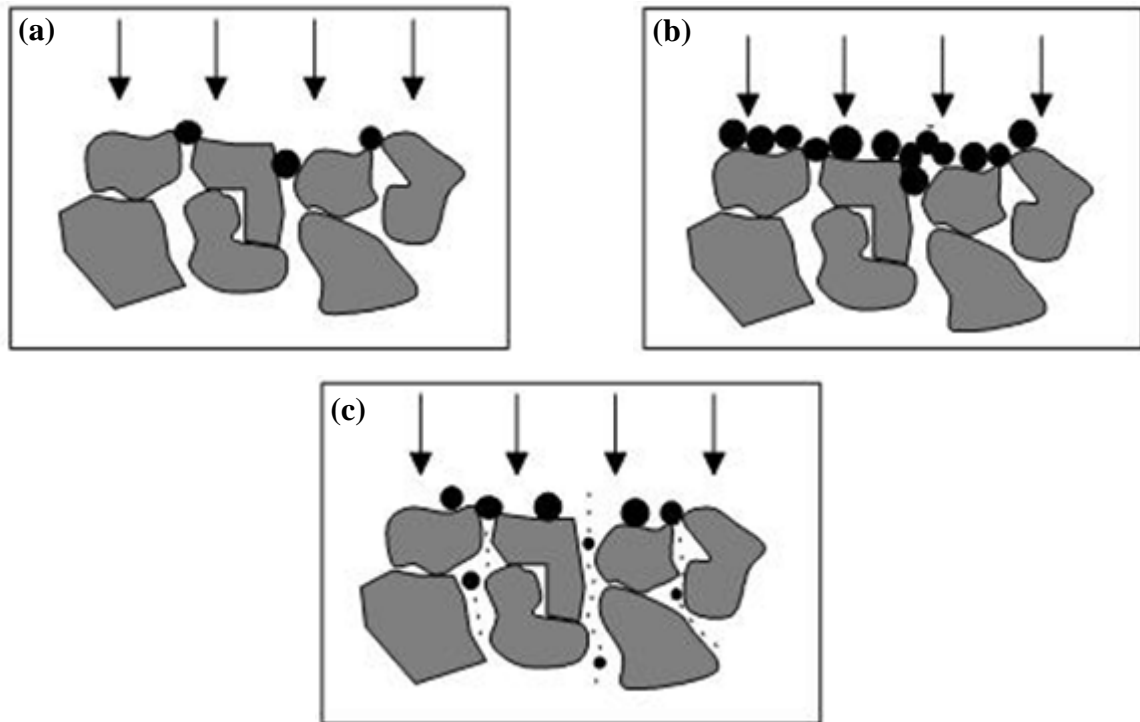


Figure 4.1: Mécanismes de colmatage par les particules solides [Perez-Paricio, 2001].

- a) occupation des vides par les particules solides;
- b) compactage et formation d'une couche colmatante à la surface du sol;
- c) précipitation des éléments fins à l'intérieur de la matrice du sol, c'est le type le plus redoutable.

Les matières en suspension, l'action des bactéries, les réactions chimiques et la présence d'algues peuvent diminuer la porosité. L'eau comprise dans les bassins exerce de fortes pressions qui causent un compactage des terrains et accélérer le processus de colmatage.

IV.2.1.1. Colmatage par les matières en suspension

La partie supérieure du sol joue le rôle d'un filtre pour les matières en suspension. Une formule empirique a été proposée en 1968 par R.H Hamerson et al pour déterminer la teneur en matières en suspension qui traverse ce filtre. Elle est donnée par l'expression :

$$C_f = 13.1 \cdot H^{-0.25} \cdot d^{0.5} \cdot Q^{0.33} \cdot C_e^{1.33} \quad (4.1)$$

Avec:

C_f : concentration des matières en suspension dans le filtre [mg/l];

C_e : concentration des matières en suspension dans l'eau [mg/l];

H : épaisseur de la couche filtrante [cm];

d : diamètre efficace des grains constituant le filtre [mm];

Q : débit d'infiltration [m/j].

Toutefois, le phénomène de colmatage est complexe et fait intervenir de nombreux facteurs tels que la porosité des terrains filtrant, dimensions et propriétés physiques des particules en suspension, charge globale de l'eau de recharge, etc.

Des expériences in situ menées en Allemagne ont permis de déterminer la diminution de vitesse d'infiltration en fonction du diamètre efficace des sables à un certain temps donné suivant l'expression:

$$v = 4 \cdot d_{10} \cdot e^{-\frac{4 \cdot t}{d_{10}}} \quad (4.2)$$

Avec:

v : vitesse d'infiltration [m/j];

d_{10} : diamètre efficace des sables [mm];

t : temps [j].

[Behnkhe, 1969] a fait des essais d'infiltration à charge constante au laboratoire sur des colonnes de sable calibré en variant la charge des MES. Il a obtenu trois aspects successifs représentés sur la figure 4.2.

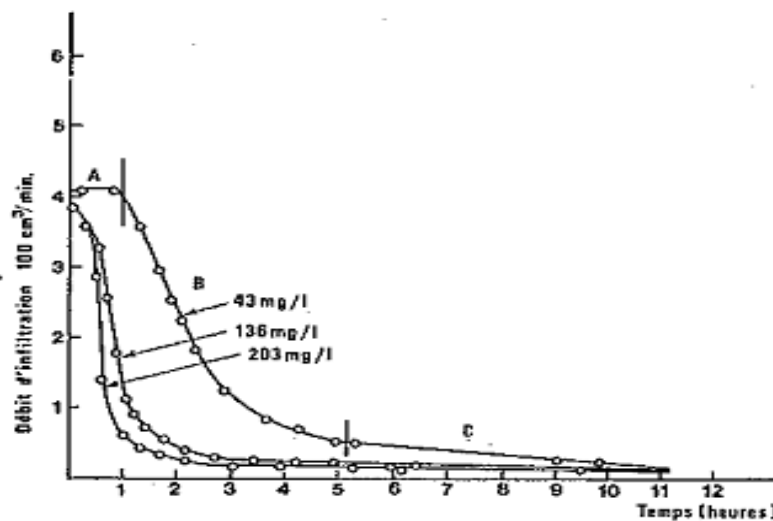


Figure 4.2: Infiltration sur colonnes de sable. Evolution du colmatage pour différentes charges en matières en suspension [Behnkhe, 1969].

A partir de la figure 4.2, on distingue 3 phases: au début (phase A), c'est la phase de décantation, il n'y a pas assez de substances pour colmater le terrain de façon homogène, donc le débit d'infiltration diminue peu. Au deuxième stade (Phase B), il y a une forte chute du débit causée par la formation d'une couche fine continue qui bloque les particules les plus fines. Enfin, on constate une diminution asymptotique du débit (Phase C) car l'épaisseur de la couche colmatante n'évolue que très peu. On constate aussi que l'augmentation du taux des matières en suspension diminue fortement l'infiltration.

[Zomorodi, 1988] tenta de convertir la solution graphique de Behnkhe en une équation empirique:

$$V_T = b \cdot \left(\frac{T}{T_1} \right)^m \cdot t^u \cdot c \cdot A_b^r \quad (4.3)$$

Avec:

V_T : volume d'eau introduit, avec une turbidité égale à T [m^3];

T : turbidité de l'eau [mg/l];

T_1 : turbidité de l'eau utilisée dans un essai d'infiltration servant de référence [mg/l];

A_b : aire du bassin [m^2];

t : temps [j];

b , m , u , c et r : constantes empiriques caractéristiques du site d'alimentation artificielle.

[Amrany, 1968] considère que si le sable est suffisamment fin, le colmatage ne se développe qu'au sein des dix premiers mètres de la couche filtrante et il n'y a pas d'évolution du colmatage en profondeur avec le temps. Quoique, il y a toujours entraînement des particules fines en profondeur qui s'accumulent et peuvent causer un colmatage en profondeur qui peut agir à plusieurs niveaux [Harmerson et al, 1968]. Ce type de colmatage est le résultat d'un transfert vertical du colmatage de surface et présente d'énormes difficultés à y remédier.

IV.2.1.2. Colmatage biologique

L'accumulation de la matière bactérienne conduit au colmatage d'un filtre sableux. Cette accumulation est principalement due à des processus physiques et biologiques tels que le transport, la croissance, la fixation ou la libération des bactéries à l'interface liquide-solide. Le résultat d'une telle action peut être exprimé par l'équation:

$$\text{accumulation nette de biomasse} = \text{croissance} + \text{adsorption} + \text{désorption} \quad (4.4)$$

Le taux de croissance bactérienne est le facteur prépondérant en matière de colmatage. Des études récentes ont montré le rôle important des bactéries et les produits résultant de leur métabolisme pouvant obstruer les pores du terrain (figures 4.3, 4.4).

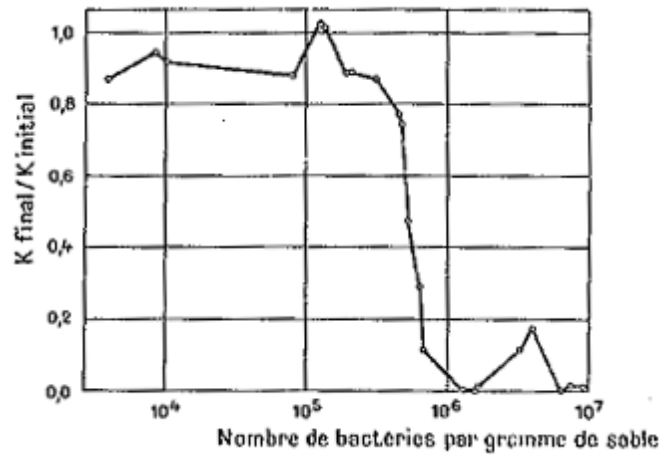


Figure 4.3: *Variation de la conductivité hydraulique en fonction du nombre de bactéries [Bize et al, 1972].*

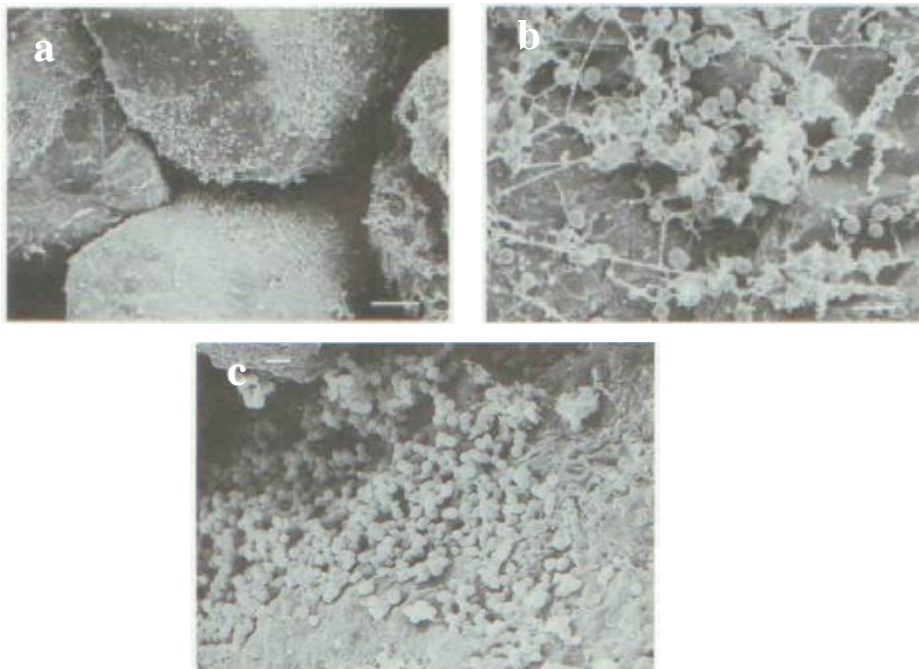


Figure 4.4: *Différentes formes de colmatage bactériologique [Vandevivere and Baveye, 1992]*

- a) *Colonisation de pores par une population bactérienne*
- b) *Formation d'un film colmatant par des fibres extracellulaires*
- c) *Résidus extracellulaires occupant les pores d'un sol*

Le bouleversement de l'équilibre carbonique des eaux peut avoir des répercussions importantes, à la fois, sur les caractéristiques physico-chimiques de ces eaux et aussi sur composition de la flore bactérienne.

[*Taylor et Jaffe, 1990*] ont modélisé numériquement la croissance bactérienne dans une colonne d'infiltration, prenant en compte les concentrations en substrat nourrissant, le transport convectif de biomasse, le dépôt et le décrochement du « film biologique » par la circulation de l'eau et l'obstruction des pores par la croissance bactérienne. Leurs résultats ont montré que l'activité biologique se développe dans les premiers décimètres de l'infiltration suivant la concentration en substrat et décroît avec la profondeur avec une stabilisation du film biologique après plusieurs dizaines de jours. Les fortes vitesses d'infiltration repoussent l'activité biologique en profondeur et uniformisent l'épaisseur du film biologique.

IV.2.1.3. Colmatage chimique

Le colmatage chimique est produit par les réactions particulières qui interviennent entre l'eau de surface et les différents constituants du sol. Ces réactions peuvent être le résultat de l'autoépuration des terrains [*Detay, 1997*]. Cependant, il peut y avoir une précipitation des substances insolubles colmatantes (sels métalliques ou alcalino-terreux) ou encore la formation d'argiles colloïdales qui, en gonflant, entraînent le colmatage du sol.

IV.2.1.4. Action des algues

L'eau de surface contient des gaz dissous, des matières organiques et minérales mais aussi des populations microscopiques appartenant au règne animal et végétal. Les traitements physico-chimiques exercés sur l'eau avant son introduction dans les bassins de réalimentation réduit l'ensemencement direct par les algues. L'introduction d'espèces algales se fait involontairement, par l'action du vent, du ruissellement ou des oiseaux qui font un va-et-vient entre le cours d'eau et les bassins. Si les conditions de vie sont favorables, la multiplication des algues peut être très rapide et joue un rôle très essentiel sur le processus d'épuration de l'eau. Le développement algal est influencé par des facteurs biologiques (bactéries, crustacés, protozoaires).

La prolifération des algues est facilitée par des facteurs physiques tels que la présence de lumière, la température de l'eau et la dessiccation périodique des bassins. Parallèlement, la

présence de certains éléments chimiques permettant la croissance des algues. Les algues contribuent à l'épuration de l'eau en fixant certains éléments chimiques nécessaires à leur croissance, à savoir:

- le phosphore;
- l'azote;
- divers oligo-éléments minéraux (fer, manganèse, zinc, cuivre, cobalt, molybdène, vanadium, ...etc.);
- certains composés organiques.

L'activité algale est très complexe. D'une part, les algues peuvent tapisser le fond du bassin et réduire l'infiltration. Mais, d'autre part, elles peuvent jouer un rôle positif en permettant une certaine épuration du milieu par fixation d'éléments nutritifs et de substances nocives.

Enfin, les algues peuvent générer, lors de leur décomposition massive, des nuisances olfactives (goûts et odeurs nauséabondes).

IV.2.2. Prévention du colmatage

Le traitement du colmatage est très délicat. Certaines dispositions peuvent être prises pour limiter ce phénomène en agissant sur les eaux de recharge. L'action la plus simple consiste à réduire la charge de l'eau par décantation, filtration ou addition de divers réactifs. Aussi, il est possible de développer un écran semi-perméable en fond du bassin de façon à freiner les particules en suspension et faciliter le nettoyage. La bonne gestion des bassins est primordiale. Il faudra définir un programme précis d'alternance entre périodes de mise en eau et périodes d'assèchement.

IV.2.2.1. Décantation et filtration de l'eau de recharge

La décantation des matières en suspension est considérée comme la première étape du colmatage d'un bassin d'infiltration. La solution la plus simple est de concevoir des dispositifs pour la décantation de l'eau à l'amont avant l'introduction de l'eau dans les bassins de réalimentation.

La rapidité de ce phénomène dépend de la dimension et de la masse des particules en suspension dans l'eau ainsi que des forces électrochimiques qui s'exercent entre ces dernières

et l'eau. De même, la filtration de l'eau de recharge est très efficace (tableau 4.1), mais il est évident que la combinaison des deux méthodes permet d'obtenir les meilleurs résultats.

Tableau 4.1: *Influence du prétraitement de l'eau sur l'entretien des bassins d'infiltration [Bize et al, 1972].*

Nature du traitement préalable	Temps de nettoyage minimum	Temps de nettoyage moyen	Temps de nettoyage maximum
Aucun : eau brute	67	78	100
Décantation	15	45	60
Filtration	18	21	27
Décantation et filtration	9	10	12

* les temps de nettoyage sont exprimés en jours d'ouvrier/million m³ infiltré/hectare/an.

Le tableau 4.1 laisse apparaître l'importance d'entamer un traitement physique complet préalable à l'infiltration. Le temps d'entretien peut être diminué de plus de 80%.

De plus leur action bénéfique sur la turbidité des eaux, les bassins de décantation peuvent favoriser l'oxygénation de l'eau et la diminution des germes pathogènes [Bel, 1990].

IV.2.2.2. Addition de substances chimiques

L'adjonction de certains produits coagulants et floculants peut avoir une action bénéfique sur les processus de décantation et de filtration. Certains éléments organiques colloïdaux sont chargés négativement en milieu aqueux alors que les hydroxydes de métaux trivalents (Al ou Fe) peuvent dans certaines conditions porter des charges positives. Un dosage judicieux de l'apport d'hydroxydes permet l'annulation des charges électriques en présence, et la formation d'un floculât. L'efficacité de la coagulation et de la floculation dépend des caractères physico-chimiques de l'eau traitée et en particulier de son pH. Pour optimiser ces réactions, on a parfois recours à des adjuvants tels que la silice activée, le sulfate d'aluminium, le chrome ferrique ou certains polymères cationiques.

Parallèlement à ces processus, on peut également traiter l'eau de recharge, de façon à limiter le colmatage biologique et la prolifération des algues, notamment avec des produits chlorés et algicides. L'emploi de tels produits peut nuire à la qualité des eaux infiltrées en limitant les processus d'épuration biologique dans les bassins d'infiltration.

Enfin, il est important de favoriser au maximum l'oxygénation des eaux avant leur introduction dans les bassins d'infiltration. Cette action peut se faire facilement par l'emploi de cascades successives à l'entrée des bassins. Lors du stockage de l'eau, cet oxygène va favoriser l'épuration biologique par la destruction bactérienne des corps en solution.

IV.2.2.3. Couverture végétale ou artificielle au fond du bassin

La présence d'une couverture en fond de bassin permet d'accroître la filtration naturelle et retenir les particules en suspension et les algues, retardant ainsi un colmatage du terrain sous-jacent. Davantage, après accumulation des matières solides à sa surface, il est facile de la changer.

Des expériences ont montré que l'utilisation d'une bâche synthétique (70% polypropylène et 30% acrylique), inoffensive au contact de l'eau potable, placée au fond des bassins d'infiltration ont permis la protection des couches filtrantes contre l'introduction des matières en suspension et ont favorisé la fixation de divers métaux tels que le zinc, titane, baryum, aluminium, cuivre et surtout manganèse magnésium et fer [*Detay, 1997*].

Selon [*Detay, 1997*], certains paramètres doivent être contrôlés afin que le bassin puisse fonctionner correctement:

- la tranche d'eau ne doit pas dépasser 30 ou 40 cm d'épaisseur;
- l'eau importée dans le bassin doit avoir une qualité suffisante en ce qui concerne sa limpidité;
- le temps d'immersion ne doit pas être trop long.

Dans le cas contraire, on risque de provoquer un dépérissement de la végétation, entraînant une pollution organique de l'eau de recharge et un risque accru de colmatage.

IV.2.2.4. Gestion des bassins

Le colmatage des bassins est le résultat de plusieurs phénomènes étroitement imbriqués : la présence de biomasse, la prolifération d'algues, le dépôt de matières en suspension, des phénomènes de minéralisation et des actions bactériennes. Bien que la technique de réalimentation artificielle par bassin soit assez répandue, sans doute pour la simplicité du procédé, son emploi est fort complexe.

D'après [Detay, 1997], l'analyse des données quantitatives de réalimentation a permis de mettre en évidence la courbe débit infiltré en fonction du temps (Figure 4.5).

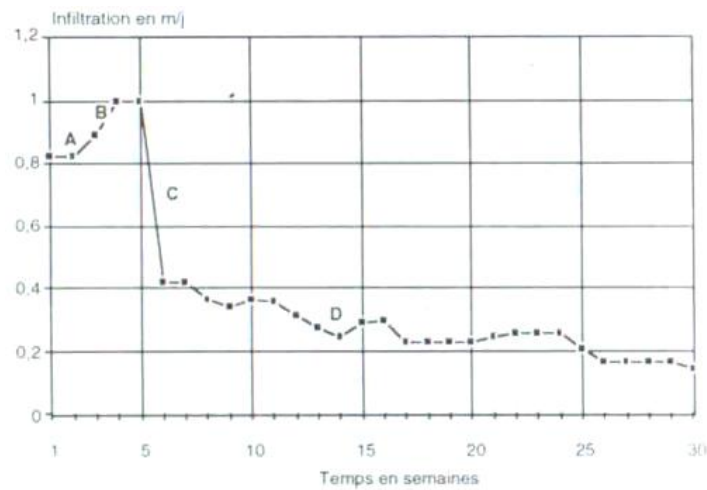


Figure 4.5: Evolution du taux d'infiltration avec le temps [Detay, 1997].

La courbe illustrée par la figure 4.5 laisse apparaître quatre phases :

- une diminution du taux d'infiltration (A) dans les premiers jours de mise en eau; causée par le gonflement des colloïdes du sol;
- une légère augmentation (B) due au dégazage des terrains ; la dissolution des bulles d'air augmente le pourcentage des vides susceptibles d'être envahis par l'eau;
- une chute brutale (C) du taux d'infiltration due à la croissance bactérienne qui aboutit à la formation d'un voile colmatant mais néanmoins utile à l'épuration biologique;
- enfin, une asphyxie progressive (D) du fond qui peut entraîner un colmatage complet.

L'alimentation est maximum pendant les phases A, B et C, une première approche d'optimisation quantitative a consisté à n'utiliser que les trois premières phases puis à laisser le bassin au repos pendant un certain temps (quelques semaines) avant de remettre le bassin en eau. Cette période d'arrêt permet d'endiguer les processus de minéralisation, d'éliminer la biomasse et la vie bactérienne qui s'était développée en phase C, et permet de retrouver les conditions initiales.

Aussi, lors de la remise à sec du bassin, on profite pour régénérer la couche filtrante afin d'éliminer la masse colmatante des matières en suspension.

Des expériences menées en Territoires-occupés [Amrany, 1968] précisent que sous certaines conditions, les meilleurs résultats découlent d'une alternance de 2 à 3 jours d'infiltration et de 7 à 8 jours d'assèchement des bassins.

Divers scénarios ont été étudiés sur des bassins d'infiltration au site de Flins-Aubergenville [Detay, 1997] avec des périodes d'arrêt permettant d'optimiser le processus d'infiltration dans les bassins. Pour parvenir à une infiltration maximale, le cycle d'exploitation est de 5 semaines de mise en eau suivies de 3 semaines à sec. Ce système d'optimisation a permis d'augmenter la réalimentation de 160% en un an. (Figure 4.6).

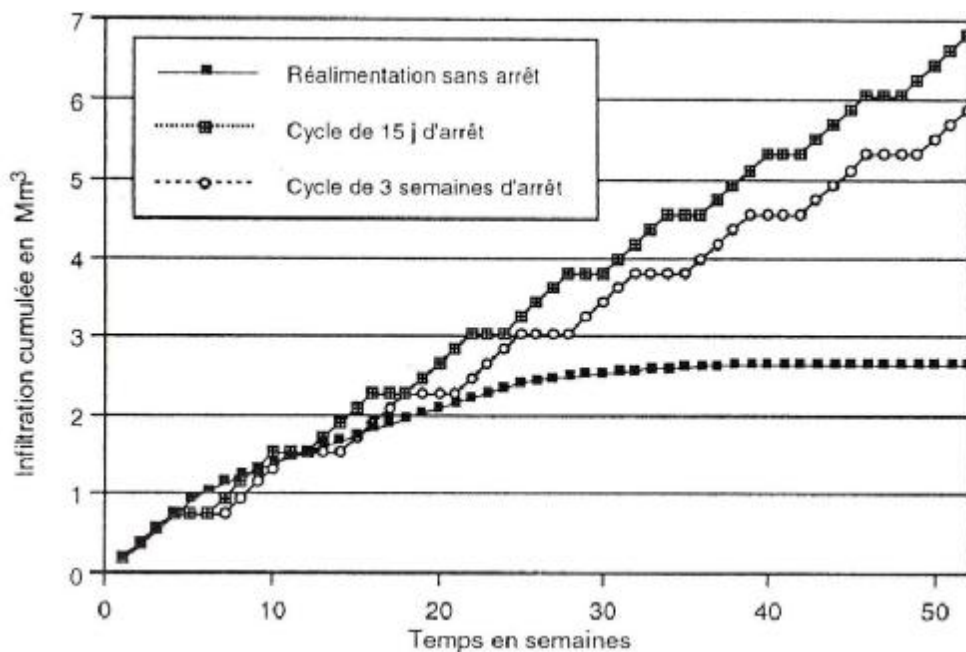


Figure 4.6: Divers scénarios de gestion des bassins d'infiltration, exemple du site de Flins-Aubergenville [Detay, 1997].

D'une façon générale, il convient de prendre les dispositions nécessaires pour garantir une infiltration optimum mais aussi pour limiter les désagréments que pourraient engendrer les bassins en terme d'odeurs liées au développement algal et de développement d'insectes. La technique généralement retenue est basée sur l'alternance des cycles de mise en eau et de séchage des bassins de réalimentation. La durée de ces cycles dépend de la nature de l'eau de recharge, de la profondeur de la nappe et de la nature des terrains.

IV.2.3. Traitement du colmatage

Il est possible de réduire le colmatage par de diverses dispositions mais ce phénomène reste toujours inéluctable. Le traitement et la régénération de la couche filtrante sont alors nécessaires pour le bon fonctionnement des bassins. Par ailleurs, le colmatage ne se limite pas à la couche superficielle du terrain. Au cours des mises en eau successives, il s'étend progressivement aux couches de plus en plus profondes. A ce stade, il est délicat de déterminer des normes précises et optimales sur la fréquence et la succession des différentes interventions.

La méthode la plus simple et moins coûteuse consiste en un grattage superficiel de la couche colmatante. Cette opération peut être effectuée sans vidange du bassin. Elle a pour effet d'enlever ou de désorganiser les matériaux déposés sur le filtre, donc de rétablir en partie le processus de filtration.

Pendant les périodes de séchage, le nettoyage peut être plus poussé, en particulier grâce à l'utilisation d'engins de chantier. Il est possible de remanier complètement les couches supérieures du filtre. Cependant, il faut faire des vérifications préliminaires si le tassement induit par les engins ne va pas perturber l'écoulement par compactage.

L'utilisation d'explosifs permet de désorganiser le classement granulométrique de la couche filtrante et d'en augmenter la perméabilité tout en évitant le tassement qui accompagne inévitablement le passage des divers engins de nettoyage.

Le lavage du matériau filtrant constitue le traitement le plus efficace. Ce procédé est aussi le plus coûteux dans la mesure où il est nécessaire de prélever et de transporter le sable filtrant pour le laver et de rétablir à nouveau la couche filtrante avant la remise en eau du bassin.

IV.3. Le colmatage des dispositifs d'injection

Le colmatage des systèmes de recharge par injection est différent de celui observé dans les bassins d'infiltration. Même léger, il aura des conséquences néfastes sur le fonctionnement des ouvrages. Les causes du colmatage sont plus nombreuses et il est difficile d'effectuer un traitement à ce phénomène vu l'accès difficile aux parties qu'il atteint.

IV.3.1. Origines du colmatage

Le colmatage des puits d'injection est causé par des processus différents, à savoir:

- pénétration d'air ou de gaz dans l'aquifère, qui cause une obstruction des pores et diminue la perméabilité. La formation de poches de gaz sous pression est un danger majeur pour l'ouvrage;
- présence de particules en suspension dans l'eau de recharge qui en se déposant sur le filtre peut former un écran imperméable;
- prolifération bactérienne dans l'eau de recharge;
- précipitation du fer dans l'eau de recharge suite à la présence d'oxygène;
- modifications biochimiques des eaux de recharge et des eaux souterraines entraînant la réduction du fer;
- la précipitation de substances insolubles colmatantes (sels métalliques ou alcalino-terreux) suite aux réactions chimiques entre l'eau de recharge et l'eau souterraine;
- la formation d'argiles colloïdales dans l'aquifère qui se gonflent et causent un colmatage important;
- la dispersion des particules argileuses causée par les réactions d'échange d'ions;
- le réarrangement des particules lorsque la direction du flux est inversée ou lorsqu'une pression d'injection trop forte est appliquée.

Un traitement des eaux de recharge peut éliminer ces causes de colmatage. Seules les trois dernières causes sont difficiles à contrôler. Les causes du colmatage peuvent être regroupées en trois familles : le colmatage mécanique, le colmatage chimique et le colmatage biologique.

IV.3.1.1. Colmatage mécanique

Ce processus résulte du dépôt de matières solides en suspension dans l'eau ou par la libération de gaz dissous dans l'aquifère. Les particules solides et les bulles formées s'opposent au passage de l'eau dans les pores et réduisent l'entrée de l'eau dans la formation aquifère.

IV.3.1.2. Colmatage par les matières en suspension

Le problème majeur causé par le colmatage par les MES est la diminution de la perméabilité. Les terrains deviennent plus résistants à l'entrée et au passage de l'eau. L'injection est rendue difficile et une augmentation du débit de recharge s'avère nécessaire, ce qui représente un

surcoût de production et une difficulté technique supplémentaire. Si le débit est maintenu constant, il y aura une remontée de l'eau dans l'ouvrage avec le temps (figure 4.7).

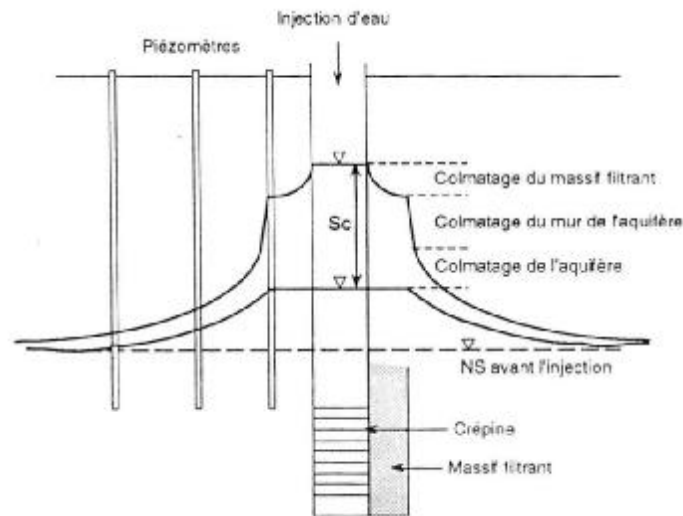


Figure 4.7: Remontée de l'eau dans un forage d'injection suite à différents stades de colmatage [Huisman and Olsthoorn, 1983].

L'influence de la température peut se traduire par une montée du niveau de l'eau. [Olsthoorn, 1982] a remarqué une augmentation de 100% de la résistance à l'injection pour une différence de viscosité entre une eau à 2°C (en hiver) et une eau à 28°C (en été). La viscosité μ d'une eau de recharge, en fonction de la température, est donnée par l'expression:

$$\mu = \left(\frac{510}{T^\circ + 43.1} \right)^{1.502} \cdot 10^{-3} \quad (4.5)$$

Avec:

μ : viscosité dynamique de l'eau [Pa.s];

T° : température de l'eau [°C]

La résistance à l'injection peut être mesurée directement à partir de l'observation du niveau de l'eau dans un piézomètre proche du forage. La résistance due au colmatage est la différence entre la résistance totale observée et la résistance naturelle de l'ouvrage.

$$W_c = \frac{\mu_{10}}{\mu_t} \cdot \frac{h_0 - h_t}{Q} \quad (4.6)$$

Avec:

W_c : résistance due au colmatage [m^3/h];

μ_{10} : viscosité dynamique de l'eau à 10°C [Pa.s];

μ_t : viscosité dynamique de l'eau à l'instant t [Pa.s];

Q: débit d'injection [m^3/h];

h_0 : élévation du niveau de l'eau dans le piézomètre avant l'injection [m];

h_t : élévation du niveau de l'eau dans le piézomètre à l'instant t [m].

L'infiltration du sable dans le massif filtrant est principalement causée par un mauvais dimensionnement du filtre et par des vitesses d'infiltration trop importantes à proximité du puits.

La vitesse d'approche, v_a , a été donnée par [Williams, 1981] qui a montré que cette vitesse dépend de la taille optimale du massif filtrant.

$$v_a = \frac{\sqrt{k}}{220} \quad (4.7)$$

Avec :

v_a : vitesse d'infiltration près du puits [m/s];

k : conductivité hydraulique [mm/s].

Les phénomènes liés au colmatage d'un forage par les MES dépendent du processus de filtration qui prend place à trois niveaux:

- dans les couches les plus profondes du massif filtrant, les particules les plus fines pénètrent et se déposent progressivement. Une approche mathématique à ce phénomène grâce à l'utilisation de modèles faisant intervenir une relation semi-empirique entre la réduction du taux de particules en suspension C et la distance L de filtration, λ étant le coefficient de filtration.

$$-\frac{\partial C}{\partial L} = \lambda \cdot C \quad (4.8)$$

Avec:

C: Charge des matières en suspension [g/l]

L: distance de filtration [m]

λ : Coefficient de filtration

IV.3.1.3. Colmatage par les gaz dissous

La formation de bulle de gaz dans l'aquifère se traduit par une diminution effective de la perméabilité. Ces bulles obstruent les vides compris entre les particules solides et entravent la circulation de l'eau (Figure 4.8).

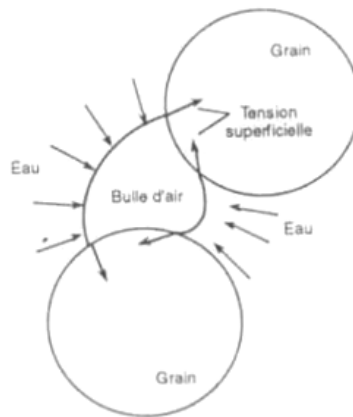


Figure 4.8: Colmatage d'un pore par une bulle d'air [Sniegocki, 1963].

La genèse de bulles de gaz dans les pores de l'aquifère est le résultat de trois mécanismes principaux:

- les réactions chimiques et biochimiques, comme par exemple la réduction des nitrates en ammoniac et azote;
- le dégagement gazeux à partir d'une solution sursaturée;
- l'apport depuis la surface de bulles d'air dans l'eau de recharge. La libération de l'air sous pression, dans ce cas, est conditionnée par les facteurs thermodynamiques (chute de pression ou augmentation de la température).

[Sterneau, 1967] cite un phénomène qui a été observé en territoires-occupés. Un gonflement de la surface du sol s'est produit au voisinage du puits d'injection. Des poches d'air sous

pression se sont formées et se sont accumulées dans la formation aquifère, et dès la fin de l'injection, la brutale libération de gaz comprimés a détruit l'ouvrage.

IV.3.1.4. Colmatage chimique

Le colmatage chimique résulte des diverses réactions entre l'eau de recharge, l'eau de la nappe et les terrains aquifères. Au début de l'opération de recharge, ces réactions ont lieu à l'interface des eaux de recharge et des eaux souterraines. Par la suite, au voisinage du puit d'injection, lorsque toute l'eau souterraine est remplacée par l'eau de recharge, celle-ci réagit avec les terrains aquifères. Cette réaction est traduite par une dispersion et un gonflement des argiles qui diminuent les vides et réduisent la perméabilité. Ces réactions sont accompagnées par la précipitation de diverses substances colmatantes (sels métalliques, sels alcalino-terreux, hydroxydes de fer ou de manganèse, carbonate et sulfate de calcium, ... etc.).

Le dégagement de CO_2 et l'apport d' O_2 sont les deux phénomènes principaux qui peuvent déclencher un colmatage chimique. Le premier entraîne la précipitation de carbonates à partir des bicarbonates, et le déplacement de l'équilibre entre fer bivalent et trivalent, qui conduit à la précipitation d'hydroxydes ferriques. Le second entraîne la formation d'oxydes ferriques insolubles à partir d'ions ferreux dissous dans l'eau ou à partir du fer métallique de l'ouvrage. Il est à noter que l'oxygène est un agent de corrosion ou d'inhibition. Il accélère la corrosion du fer en agissant comme dépolarisant vis-à-vis de l'hydrogène. Par ailleurs, il peut agir comme inhibiteur dans le cas où il favorise le développement d'une couche protectrice généralisée d'oxyde sur le métal.

Colmatage par dépôt de carbonate de calcium

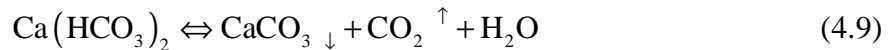
L'incrustation et l'entartrage des ouvrages d'injection sont relativement rares et se traduisent par le dépôt d'un mélange de carbonates, de sulfates, d'hydrates et d'hydroxydes. Dans la nature, l'eau peut contenir du gaz carbonique sous quatre formes:

- lié au carbonate;
- lié au bicarbonate;
- libre équilibrant;
- libre agressif.

Le gaz carbonique équilibrant définit la qualité d'une eau vis-à-vis du calcaire:

- Si $|\text{H}_2\text{CO}_3|_{\text{eq}} < |\text{H}_2\text{CO}_3|_{\text{libre}}$: l'eau est incrustante;
- Si $|\text{H}_2\text{CO}_3|_{\text{eq}} > |\text{H}_2\text{CO}_3|_{\text{libre}}$: l'eau est corrosive;

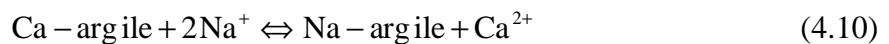
L'équilibre du carbonate de calcium est régi par la formule:



Le changement de forme se produit sous l'effet d'une variation de pression ou de température. La vitesse de l'eau injectée est un autre facteur qui conditionne l'importance des réactions chimiques. Le dégagement de bulles des gaz dissous dans l'eau croît avec cette vitesse et l'eau devient sursaturée en carbonates qui vont précipiter peu à peu.

Colmatage par échange d'ions

Si le rapport sodium/calcium dans l'eau de recharge est très élevé, un échange d'ions adsorbés sur les particules argileuses peut avoir lieu:



Les ions sodium sont plus hydratés que les ions calcium vont prendre plus de place et colmatent les pores. [*Huisman and al, 1983*] considèrent que ce problème dépend du rapport d'adsorption du sodium (RAS) donné par l'expression:

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{1}{2} \cdot (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})}} \quad (4.11)$$

Et au pourcentage du sodium (%Na):

$$\% \text{Na} = \frac{\text{Na}^+}{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+} \quad (4.12)$$

Les concentrations en ions sont exprimées en [équivalents/m³]

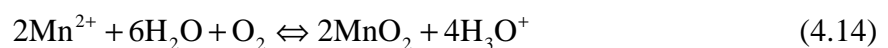
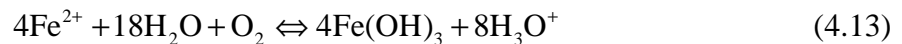
Si RAS de l'eau souterraine est inférieur à 8, les eaux souterraines sont faiblement minéralisées ou à 4 pour les eaux fortement minéralisées. [Krone, 1971] considère qu'il y a risque avec un rapport supérieur à 3 ou 5. Par contre, le RaS de l'eau d'injection ne représente pas de problème.

Colmatage par dépôt de fer ou de manganèse

Le dégagement du CO₂ modifie l'équilibre carbonique de l'eau et son équilibre d'oxydoréduction, en variant la solubilité de l'oxygène, du fer et du manganèse. Des dépôts ferrugineux peuvent être mélangés à ceux du calcaire.

Les eaux de recharge et les eaux souterraines ont des teneurs différentes en fer et en manganèse à l'état soluble. Le mélange modifie ces équilibres et des précipités d'hydrates peuvent en résulter.

Du fait que les eaux de recharge sont plus oxygénées que les eaux souterraines, lors d'une injection, une très grande quantité d'oxygène est donc apportée à une eau contenant des ions Fe²⁺ et Mn²⁺. D'après (Huisman et al., 1983), la plus grande conséquence du mélange de ces deux eaux (eau superficielle aérobie et eau souterraine anaérobie) est la formation d'hydroxydes de fer ou de manganèse insolubles:



Ces dépôts se précipitent et bloquent le mouvement de l'eau. [Detay, 1997] cite qu'à La Haye (Pays-Bas), la présence d'air dans l'eau de recharge a entraîné le colmatage du forage par la formation d'oxydes de fer qui ont encroûté le terrain dans un rayon de 1 m autour de la crépine.

IV.3.1.5. Colmatage biologique

Les micro-organismes ont une action corrosive et colmatante qui peut être générée par quatre manifestations:

- la prolifération des bactéries lorsque l'eau d'injection contient des matières organiques. Ces substances sont stoppées et forment un filtre biologique favorable à l'activité

bactérienne. Il en résulte des boues visqueuses qui obstruent les crépines et le milieu filtrant;

- la production de divers déchets organiques colmatants par les bactéries tels que les sulfures de fer ou hydroxydes;
- l'apparition de bactéries ferrugineuses faiblement aérobies qui forment une gangue gélatineuse qui fixe les hydroxydes ferriques;
- l'apparition de bactéries sulfato-réductrices en milieu anaérobie, très difficiles à éliminer.

Le colmatage chimique est favorisé par les bactéries du fer et du manganèse qui se développent en masse si la concentration en oxygène du milieu est inférieure à 5 mg/l. Cette quantité d'oxygène est produite par les bactéries réductrices des nitrates et des sulfates. D'où l'on déduit une certaine dépendance et cohabitation entre ces deux types de bactéries.

Le développement des bactéries est favorable dans les conditions suivantes:

- un pH compris entre 5.4 et 7.2;
- une teneur en fer comprise entre 1.6 et 12 mg/l;
- la présence du CO₂.

De plus, la température du milieu altère aussi cette croissance, ce qui explique la variation de l'intensité des phénomènes du colmatage suivant la saison et la température de l'eau de recharge.

Les conditions d'un colmatage biologique lors d'une injection sont les mêmes dans le cas d'un pompage:

- présence de bactéries du fer ou du manganèse;
- présence de fer ou de manganèse. Pour des eaux immobiles, la concentration minimale est de 1.6 mg/l, mais avec des eaux en mouvement, elle peut descendre jusqu'à 0.2 mg/l;
- le potentiel d'oxydoréduction par rapport à l'électrode d'hydrogène doit être supérieur à -10 mV avec un écart maximum de plus ou moins 20mV;
- la vitesse de l'eau doit être plus grande que dans les conditions naturelles.

Le colmatage biologique se produit en présence de n'importe quel matériau. Ces métaux sont souvent sensibles à une corrosion ultérieure résultant d'une activité biologique.

L'apport de substances nutritives et la vitesse de l'eau sont des facteurs aggravants du colmatage biologique.

IV.3.2. Prévention du colmatage

Le colmatage devient plus délicat à traiter s'il se produit à l'intérieur des terrains aquifères, donc à des niveaux difficilement accessibles. Donc, il faut prendre une démarche préventive et porter sur le traitement de l'eau préalablement à l'injection, soit à une gestion appropriée du forage d'injection. La meilleure solution est de combiner les deux actions pour obtenir un rendement optimum.

IV.3.2.1. Identification des causes du colmatage

En premier lieu, il est primordial d'identifier précisément les phénomènes responsables du colmatage. L'observation du niveau de l'eau dans le forage ou dans les piézomètres de référence peut permettre de déceler un début de colmatage mais tous les types de colmatage ne se traduisent pas par une même résistance d'entrée d'eau. La montée du niveau d'eau ne sera pas comparable selon la nature ou selon l'endroit où se développe le colmatage.

La figure 4.9 montre l'allure de la montée de l'eau dans l'ouvrage d'injection en fonction de la cause du colmatage.

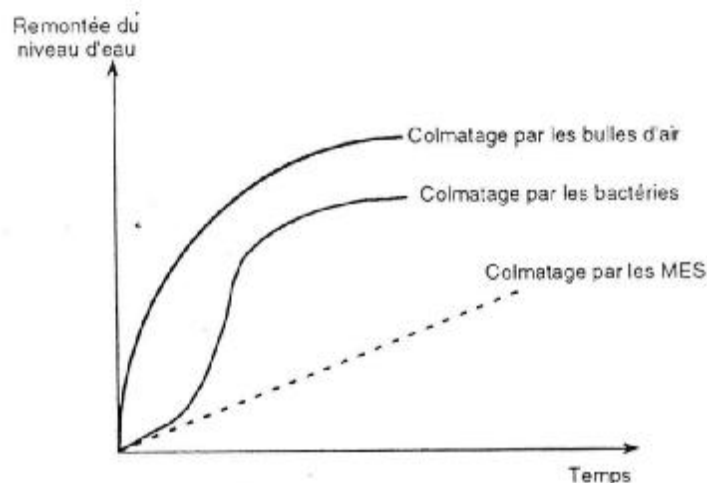


Figure 4.9: Remontée du niveau de l'eau avec le temps en fonction de différents types de colmatage [Detay, 1997].

Le colmatage par les bulles d'air est reconnaissable à la brutale montée du niveau de l'eau juste après le début de l'opération de recharge. Le niveau atteint un plafond rapidement (quelques heures) et si on stoppe l'injection, on observe un dégazage à la surface de l'eau.

Le colmatage par l'action bactérienne cause une montée du niveau de l'eau qui atteint sa valeur maximale au bout de quelques jours. Ce type de colmatage est limité aux zones riches en apports nourriciers c'est-à-dire les crépines et le massif filtrant. Enfin, le colmatage par les matières solides en suspension se traduit par une augmentation linéaire du front d'injection.

Dans la pratique, il est rare de pouvoir observer des résultats aussi nets, la plupart du temps, les causes du colmatage sont multiples et plusieurs phénomènes se superposent pour donner une courbe combinée, souvent difficile à interpréter. De ce fait, le choix d'un traitement doit être basé sur un grand nombre d'observations complémentaires, entre autres:

- l'origine et la composition de l'eau injectée;
- la nature du traitement préalable;
- la concentration en MES de l'eau récupérée par pompage;
- des tests de dispersion des argiles;
- des analyses de terrain.

IV.3.2.2. Les crépines et le massif filtrant

Ce sont les deux éléments essentiels qui contrôlent le passage de l'eau de recharge vers l'aquifère. Il est évident que les processus de colmatage se développent à ce niveau sensible. La durée de vie des forages d'injection dépourvus de massifs filtrants est largement inférieure aux autres. Le taux de matières en suspension requis pour colmater un forage d'injection équipé d'un massif filtrant est 10 à 15 fois plus élevé que celui qui est nécessaire au colmatage d'un forage comparable sans filtre [Detay, 1997].

Les conditions que doivent remplir les crépines sont:

- elles doivent comporter une distribution uniforme des ouvertures de façon à permettre une injection d'eau dans toutes les directions;
- la zone crépinée doit être la plus étendue possible afin de limiter la vitesse d'entrée de l'eau dans le massif filtrant;
- avoir des ouvertures correctement dimensionnées pour éviter l'entrée d'éléments du massif filtrant dans le puits;

- être résistantes à la corrosion et à l'incrustation;
- obéir à certaines contraintes économiques.

La fonction du massif filtrant est de stabiliser la formation aquifère. Ses caractéristiques doivent être les suivantes:

- une grande perméabilité;
- une faible vitesse d'entrée de l'eau;
- une granulométrie adéquate pour prévenir le colmatage des pores par les matières en suspension;
- une durée de vie suffisante c'est-à-dire une bonne résistance aux réactions chimiques avec l'eau souterraine et l'eau de recharge.

IV.3.2.3. Nature des eaux et traitements préalables

Il est nécessaire d'effectuer des essais pilotes en grandeur nature pour définir le traitement idéal de l'eau en fonction de divers paramètres tels que la nature physico-chimique de l'eau de recharge et de l'eau souterraine, leurs réactions mutuelles, la nature de l'aquifère et les conditions thermodynamiques du milieu et de l'injection. Afin d'éviter un colmatage irréversible, le traitement de l'eau d'injection doit comporter au moins:

- une filtration pour éliminer les matières en suspension;
- une déminéralisation partielle ou totale suivie d'une dilution avec une eau neutre afin de limiter les incompatibilités entre eau de recharge et eau souterraine;
- une chloration pour limiter l'action bactérienne.

Afin d'éviter l'entraînement d'air ou de gaz dans le forage, des précautions doivent être prises:

- l'introduction gravitaire de l'eau est à proscrire (le tube d'amenée d'eau doit être noyé);
- l'utilisation d'une valve antisuccion en pied de forage est recommandée;
- l'adaptation des débits d'injection.

Dans le but d'atténuer le colmatage causé par les réactions chimiques entre eau de recharge et eau souterraine, il est parfois souhaitable d'introduire dans l'aquifère, au début de l'opération, une eau neutre qui se comporterait comme une zone tampon.

Un ouvrage d'injection doit être protégé contre une éventuelle corrosion des crépines. La présence de substances issues de cette réaction pourrait s'avérer indésirable. Le pH de l'eau de recharge ainsi que son pH de saturation (pHs) jouent un rôle important. A partir de ces valeurs, on peut définir deux indices: l'indice de *Ryznar* et l'indice de *Langelier* [Cortial, 2007]. Ces deux indices permettent d'estimer les caractéristiques de l'eau en relation avec les problèmes de colmatage.

[Gottlieb and Blattert, 1988] propose la formule suivante pour calculer le pHs de l'eau:

$$\text{pHs} = A + B + \log (\text{Ca}) + \log (\text{Alc}) \quad (4.15)$$

avec:

A: constante qui dépend de la température;

B : constante qui dépend de la masse du résidu sec;

Ca : concentration en calcium (Ca^{2+}) [moles/litre];

Alc : alcalinité totale de l'eau exprimée en [moles/litre] de CaCO_3 .

L'indice de *Ryznar* (IR) est déterminé à partir du pHs calculé et le pH réel. Il est donné par la relation:

$$\text{IR} = 2 \cdot \text{pHs} - \text{pH} \quad (4.16)$$

Si IR est inférieur à 7, l'eau est incrustante et dans le cas contraire, elle est agressive.

L'indice de *Langelier* (IL) est un autre indice utilisé pour apprécier le caractère agressif de l'eau. Il est donné par la relation:

$$\text{IL} = \text{pH} - \text{pHs} \quad (4.17)$$

Si IL est égal à zéro, l'eau est en équilibre, s'il est inférieur à zéro, elle est agressive et s'il est supérieur à zéro, elle est incrustante. Il existe toujours une possibilité de modifier le pH d'une eau de recharge mais il faut contrôler sa compatibilité avec les eaux souterraines.

[Jones, 1983] définit les conditions particulières du pH de l'eau de recharge pour limiter le processus de colmatage:

- afin d'éviter toute précipitation de calcite, le pH de l'eau de recharge doit être inférieur à 7.2;
- pour limiter le dépôt de composés ferriques, il doit être inférieur à celui de l'eau souterraine, plutôt aux alentours de 7.0;
- la boehmite (Al_2O_3) peut précipiter avec un pH inférieur à 7.5 même si le taux d'aluminium dissous est de 0.01 mg/l seulement. Or, la solubilité des composés alumineux augmente avec le pH. Si la concentration en aluminium de l'eau de recharge ne peut pas être maintenue en dessous de 0.01 mg/l, le pH doit être ajusté autour de 7.5;
- les conditions optimales locales semblent être caractérisées par un pH de 7.2.

IV.3.2.4. Gestion des forages d'injection

La bonne gestion des dispositifs d'injection joue un rôle essentiel dans la prévention des effets du colmatage. Afin d'optimiser le rendement et limiter les problèmes, certaines consignes doivent être suivies:

- il faut utiliser l'installation de façon à ce que des pressions supérieures à la pression atmosphérique s'exercent en tout point du forage, même si cela se traduit par une baisse du débit d'injection;
- il faut éviter les brusques variations du débit;
- il faut maintenir le débit d'injection à un niveau inférieur à celui du débit de sécurité des pompes continus;
- il faut injecter une eau aussi turbide que possible;
- il faut définir les modalités du traitement préalable et le rythme des nettoyages du forage.

L'emploi de substances chimiques peut partiellement éviter le colmatage dû aux diverses réactions entre l'eau de recharge et le milieu. Toutefois, si ces substances sont utilisées en trop grandes quantités, elles risquent de modifier les caractéristiques des eaux.

Le colmatage par les matières en suspension peut être évité par un traitement préalable ou éliminé par un nettoyage régulier du puits. Plus le traitement préalable sera poussé, plus la fréquence des nettoyages sera faible et inversement (tableau 4.2).

Tableau 4.2: Estimation de la fréquence des nettoyages en fonction du choix du traitement des eaux [Detay, 1997].

Chaîne de traitement préalable des eaux avant injection	Fréquence des développements
Chloration	52 /1 an
Chloration et filtration rapide sur sable	12 /1 an
Chloration, coagulation et filtration rapide sur sable	4 /1 an
Chloration, coagulation, filtration rapide, coagulation secondaire et filtration rapide	1 / 2ans
Chloration, coagulation, filtration rapide, passage sur charbon actif et hyperfiltration	1 / 10 ans

La meilleure solution est de trouver un compromis entre la nature des traitements choisis et le coût imposé par ces derniers. Il s'agit de déterminer la nature du prétraitement de l'eau ainsi que la fréquence idéale des nettoyages pour réduire les coûts de maintenance.

IV.3.3. Prédiction du colmatage

Il est toujours intéressant de prédire les modalités de colmatage d'un ouvrage d'injection. Dans la pratique, la vitesse avec laquelle s'obstruent les puits ou forages d'injection est difficile à estimer.

Des expériences menées aux Pays-Bas ont permis de mettre en évidence certains paramètres intéressants pour effectuer une estimation [Schippers and Verdouw, 1980]. Des essais sur filtres à membranes permettent de visualiser en accéléré les phénomènes de colmatage et d'estimer l'indice de filtration sur membrane et la teneur en carbone organique assimilable de l'eau de recharge. D'autre part, l'utilisation de filtres en ligne permet de déterminer le colmatage potentiel dû aux matières en suspension et à la prolifération bactérienne. Dans ces conditions, la prédiction de vitesse d'obstruction des puits devient possible à condition de connaître précisément la composition du sous-sol afin d'étalonner parfaitement la taille des divers filtres.

IV.3.4. Traitement du colmatage

Malgré toutes les précautions prises pour retarder le phénomène du colmatage, ce dernier reste un processus inéluctable. Il faut décolmater de façon régulière les dispositifs d'injection. Le redéveloppement du forage permet en général de retrouver en grande partie des caractéristiques originelles de l'ouvrage.

La figure 4.10 montre l'importance du colmatage (exprimée par la remontée de l'eau dans l'ouvrage) et l'efficacité d'un traitement pour un puits d'injection pour une période d'exploitation de 11 ans.

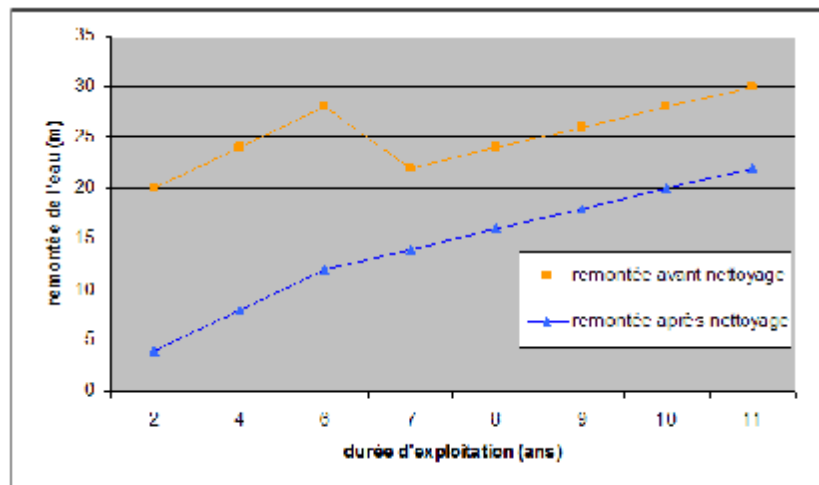


Figure 4.10: Remontée de l'eau dans un ouvrage d'injection en fonction du colmatage [Huisman and Olsthoorn, 1983].

D'après la figure 4.10, l'efficacité du nettoyage des dispositifs d'injection sur la réduction de la remontée de l'eau dans l'ouvrage. Après 7 années d'exploitation, l'allure de la courbe pour les deux cas prend une forme linéaire et les deux lignes deviennent parallèles et présentent une différence de 8 m. L'auteur propose donc, après 7 ans d'exploitation, une opération de décolmater chaque année pour le dispositif d'injection.

La figure 4.11 montre l'évolution du taux d'injection avec le temps, ainsi que la rénovation de ce taux après décolmater.

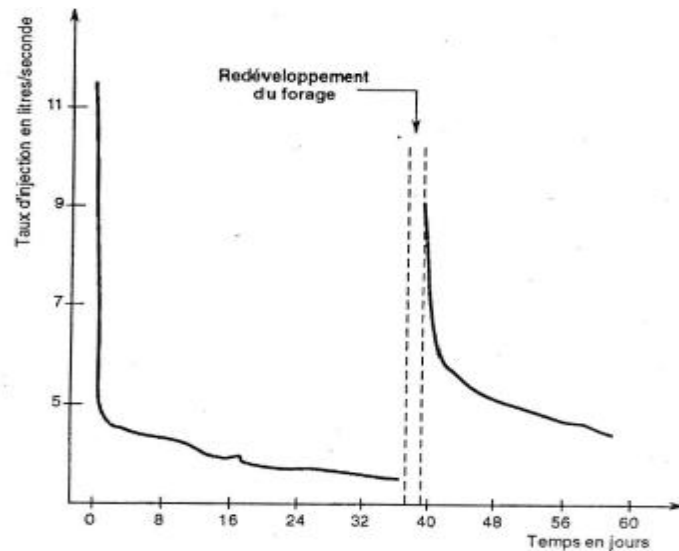


Figure 4.11: Récupération du débit d'injection d'un forage après redéveloppement [Fildier, 1983].

Divers traitements peuvent être employés pour redévelopper un forage d'injection. On distinguera deux grands types de méthodes : les méthodes mécaniques et les méthodes chimiques.

IV.3.4.1. Traitements mécaniques

Le traitement le plus simple est d'effectuer un court pompage à un débit comparable à celui de l'injection. Ainsi, le flux d'eau est inversé dans la formation aquifère et contribue à remobiliser les particules colmatantes du massif filtrant. Elles sont ensuite entraînées dans le forage puis vers l'extérieur. La durée de ce pompage est fonction des caractéristiques du terrain, de l'eau de recharge et de la fréquence de l'opération.

La pratique de cette méthode rapide et simple fréquemment avec des pompes d'un quart d'heure une fois par jour à une fois par mois se révèle efficace pour limiter un colmatage dû à des matières en suspension.

[Olsthoorn, 1982] a montré que pour des taux d'infiltration de l'ordre de (0.6 à 37 m/h), un simple pompage peut éliminer 40 à 96% du colmatage. Des travaux expérimentaux ont montré que le temps de pompage n'était pas prépondérant. 2 minutes de pompage suffisent pour éliminer 92% du colmatage alors que 30 minutes à 10 heures de pompage permettent d'éliminer respectivement 88 et 91% du colmatage [Bichara, 1974].

Toutefois, si le pompage simple n'est pas performant ou inefficace, il est possible d'effectuer un pompage alterné. L'alternance des démarrages et d'arrêts brusques crée de brèves et puissantes variations de pression sur la couche aquifère, qui se traduit par une désorganisation des structures colmatantes et un rétablissement de la perméabilité.

Il existe d'autres traitements mécaniques peuvent compléter ou remplacer le pompage:

- le traitement à l'air comprimé (air lift) donne de très bons résultats mais l'air ne doit pas pénétrer dans le terrain aquifère pour ne pas risquer un colmatage supplémentaire;
- le traitement au jet d'eau sous pression. L'eau est envoyée dans le massif filtrant avec une certaine puissance (jusqu'à 80 bars) et permet de décrasser le massif filtrant. Les résidus sont ensuite récupérés par pompage;
- le curage ou brossage de l'intérieur de l'ouvrage permet d'éliminer mécaniquement les dépôts colmatants déposés à l'intérieur du tubage ou dans les fentes des crépines;
- le pistonnage consiste en un mouvement vertical ascendant d'un piston dans l'ouvrage qui à la descente exerce une pression sur la nappe avec un refoulement de l'eau et des particules fines dans la formation. A la montée, la dépression attire ces particules avec l'eau dans l'ouvrage où elles sont récupérées.

IV.3.4.2. Traitements chimiques

Dans certains cas, l'ampleur du colmatage exige l'emploi de méthodes plus radicales que le simple décolmatage mécanique. Le traitement chimique de l'ouvrage et de la formation aquifère peut revêtir plusieurs aspects selon le type de colmatage à combattre: chloration, acidification ou emploi de polyphosphates. Ces procédés peuvent être utilisés seuls ou en association, en une ou plusieurs fois, suivant le type et l'importance du colmatage. L'utilisation de composés chlorés ou de polyphosphates est sans danger pour l'ouvrage tandis que de fortes doses d'acides peuvent altérer les tubages et nécessitent parfois l'adjonction d'inhibiteurs. Dans tous les cas, un traitement chimique doit être systématiquement suivi d'un pompage suffisamment long pour éliminer toute trace de substances indésirables dans la formation.

Les composés chlorés (hypochlorite de sodium ou de calcium) agissent sur les dépôts bactériens et permettent une désinfection d'une vaste zone autour de l'ouvrage et retardent le

retour de ce type de colmatage. Il est préférable d'introduire le chlore par l'intermédiaire de dispositifs d'injection que par simple gravité.

Les acides les plus employés sont l'acide chlorhydrique (HCl), l'acide sulfurique (H₂SO₄) ou l'acide sulfamique (NH₂SO₃H). Ils dissolvent les dépôts de carbonate de calcium et d'hydroxydes ou hydrates de fer et de manganèse.

Dans le cas d'un colmatage mixte (organique et inorganique), il est recommandé d'utiliser le chlore puis l'acide. Le chlore permet l'élimination de matières organiques afin de permettre à l'acide d'attaquer directement les résidus inorganiques dégagés par la première action. Les polyphosphates agissent sur les hydrates de fer ou de manganèse, sur les dépôts silteux ou argileux et ont une action positive sur le colmatage par les bulles de gaz. Ils assurent les actions suivantes:

- adoucissement par combinaison d'ions métalliques;
- dispersion des particules argileuses et des hydroxydes de fer ou de manganèse par adsorption sur les polyphosphates dissous;
- formation préventive des précipités par réaction sur les cristaux formés;
- amélioration de l'action des détergents par diminution de la concentration critique;
- décomposition et émulsion des matières grasses grâce à l'élévation du pH due à l'adjonction de substances alcalines.

La concentration optimale de polyphosphates dépend largement de la nature des terrains et de la nature du colmatage. Elle doit être approchée expérimentalement. Fréquemment, l'action des polyphosphates est finalisée par un traitement à base de chlore pour éliminer la matière organique résiduelle.

Enfin, notons que le décolmatage à l'acide et aux polyphosphates est accompagné par une formation de bulles d'air qui ne risquent pas d'entraîner un colmatage car elles sont éliminées très rapidement avec les particules en suspension. Cependant, l'utilisation d'inhibiteurs de corrosion peut se révéler utile pour la protection des tubages.

IV.4. Conclusion

Le colmatage est un processus inéluctable dont il faut tenir compte lors du choix et de la mise en œuvre d'une opération de recharge artificielle. Ce colmatage peut prendre des formes variées (colmatage physique, chimique ou biologique) en fonction de la nature de l'eau de recharge, des terrains et des dispositifs utilisés.

Dans le cas d'une alimentation artificielle par bassins d'infiltration, la tolérance d'un certain colmatage est essentielle pour préserver un écoulement en milieu non saturé dans les terrains superficiels, facteur prépondérant de l'épuration des eaux dans le sol. C'est un « mal nécessaire » pour la bonne exploitation d'un bassin d'infiltration.

Pour une alimentation artificielle par injection, la durée de vie des ouvrages est très variable et dépend de nombreux facteurs tels que les débits d'injection, le dimensionnement de l'ouvrage, les conditions hydrogéologiques et surtout le traitement préalable des eaux de recharge et de la maintenance du dispositif. Le choix des traitements et de la fréquence des nettoyages sera fait en fonction de considérations économiques.

Le problème vient du fait que le colmatage s'amplifie avec le temps et finit par devenir intolérable, ce qui incite la détermination du moment à partir duquel il devient pénalisant et définir les modalités de la régénération du dispositif d'infiltration. Il apparaît que la meilleure façon de se prémunir contre les effets néfastes du colmatage reste la bonne gestion des dispositifs d'infiltration.

Chapitre V

Approche Economique de la Recharge Artificielle des Nappes

V.1. Introduction

L'emmagasinement de l'eau dans les nappes souterraines est une opération rentable pour autant qu'elle soit moins coûteuse que les autres méthodes possibles de mise en valeur des ressources en eau. La première démarche sera de comparer l'alimentation artificielle par infiltration aux autres procédés de gestion des eaux pour évaluer sa rentabilité financière, puis nous allons traiter les avantages et les inconvénients économiques de la recharge par injection d'eau. Il faut garder à l'esprit qu'une solution avantageuse dans une certaine région ne le sera pas dans une autre suivant les conditions favorables pour chaque solution envisagée.

V.2. Comparaison de la recharge artificielle avec différents procédés de gestion de l'eau

V.2.1. Comparaison stockage souterrain – stockage superficiel

Sur le plan quantitatif, les débits mobilisables ne sont pas comparables. Ils sont de quelques dizaines ou centaines de m^3/h pour un forage et plusieurs dizaines de m^3/s pour une retenue moyenne.

Contrairement au cas d'un barrage, la notion capacité globale de stockage d'un réservoir souterrain est très floue. L'alimentation artificielle entraîne une augmentation de la charge, donc un écoulement induit qui va se traduire par un accroissement des pertes au niveau des exutoires naturels. De ce fait, une opération de recharge artificielle n'a jamais un rendement de 100% mais présente l'avantage d'éliminer les pertes par évaporation.

Sur le plan qualitatif, le stockage souterrain apporte de bien meilleures garanties. En plus du processus d'épuration des eaux lors de la traversée des terrains de recharge, les risques de pollutions accidentelles sont bien moindres que dans le cas d'un stockage superficiel.

Sur le plan financier, les investissements pour un stockage souterrain sont nettement plus faibles que ceux d'un stockage superficiel. Il faut préciser que les coûts globaux qui tiennent compte l'entretien sont beaucoup plus difficiles à estimer.

[*Reichard and Bredehoeft, 1984*] ont effectué une analyse économique comparant la rentabilité d'une opération de recharge artificielle par forages d'injection à celle d'un stockage superficiel et une distribution d'eau. Les résultats obtenus ont montré que le coût d'un stockage superficiel suivi d'une distribution d'eau est environ 7 fois supérieur à celui d'une opération de réalimentation.

V.2.2. Comparaison avec une unité de traitement des eaux superficielles

Les paramètres qui entrent en ligne de compte sont nombreux. Sur le plan quantitatif, une unité de traitement présente un certain nombre d'avantages [*Detay, 1997*]:

- investissement foncier plus faible car elles ne nécessitent qu'un espace limité ce qui n'est pas le cas des bassins d'infiltration;
- en cas de besoin, possibilité de surcharge ponctuelle contrairement aux bassins qui ne peuvent supporter que des volumes d'eau relativement constants;
- l'exploitation est peu soumise aux variations saisonnières ou au colmatage;
- il n'y a pas non plus de problème de pertes d'eau alors qu'elles peuvent atteindre 40% dans le cas d'une nappe.

Par contre, ces stations peuvent supporter un arrêt de fonctionnement, en cas de fortes pollutions accidentelles ou de panne technique, sans que celui-ci ne se répercute sur la distribution des eaux. Dans le cas d'un stockage souterrain, il existe une réserve qui permet de faire face à de tels problèmes.

Par ailleurs, les unités de traitement des eaux superficielles nécessitent un entretien rigoureux par un personnel qualifié car le moindre dysfonctionnement peut avoir des répercussions graves sur la qualité de l'eau. Malgré les progrès considérables de la technique d'épuration, l'amélioration physique de l'eau (coloration, odeur et saveur) sont difficiles à gérer. Ces problèmes peuvent être facilement surmontés dans les installations qui utilisent l'eau souterraine, notamment par un choix adéquat du temps de séjour dans l'aquifère.

La comparaison économique des deux systèmes montre que les bassins d'infiltration sont souvent plus rentables que les unités de traitement des eaux superficielles, notamment dans les zones où les conditions sont favorables et les coûts des terrains pas trop élevés. Dans le cas

d'une alimentation par injection, les différences ont tendance à s'estomper dans la mesure où l'eau doit subir un traitement élaboré avant d'être injectée dans l'aquifère.

V.2.3. Comparaison avec une adduction d'eau

Les coûts d'investissement relatifs à la recharge artificielle et l'adduction d'eau sont très difficiles à comparer. Dans le premier cas, les éléments les plus importants seront l'acquisition des terrains dans le cas d'une recharge par infiltration ou la réalisation des forages d'injection et des unités de traitement annexes. Dans le cas d'une adduction d'eau, l'investissement majeur sera consacré à l'achat des canalisations et des ouvrages périphériques. Il est évident qu'au-delà d'une certaine distance, le coût des canalisations deviendra prohibitif et rendra peu rentable le système de transport d'eau.

Il existe d'autres solutions qui permettent d'accroître l'approvisionnement en eau. C'est le cas du dessalement de l'eau de mer ou de l'eau saumâtre. Outre le fait qu'elles peuvent être mises en œuvre que près du littoral, ces méthodes présentent l'inconvénient d'être très coûteuses.

V.3. Rentabilité d'une alimentation artificielle

A partir du moment où la viabilité technique du projet a été démontrée, il convient d'étudier sa rentabilité financière. Celle-ci est difficile à définir car il faut estimer non seulement les investissements nécessaires mais aussi les revenus directs ou indirects qui découleront de cette opération. Tous ces paramètres sont très variables et certains d'entre eux, notamment l'impact à long terme de la recharge sur la gestion d'un bassin.

V.3.1. Coût de l'investissement et de l'entretien

Si l'on considère que l'étude technique de faisabilité a été effectuée, le prix de revient total d'un projet d'alimentation artificielle comprend:

- le prix d'achat des terrains;
- le coût des travaux (forages, terrassements, construction des installations);
- les dépenses de fonctionnement et d'entretien.

Ces paramètres financiers sont extrêmement variables en fonction des conditions propres à chaque projet.

V.3.1.1 Acquisition des terrains

Le prix des terrains est fonction de la localisation géographique du projet et ne sera pas le même dans les zones très urbanisées et en zone rurale. Or, le plus souvent, les projets de d'alimentation artificielle ne se justifient que dans des secteurs où la demande en eau est importante, c'est-à-dire près des grandes agglomérations. Ceci explique que dans le cas d'une alimentation par bassins d'infiltration, le coût des terrains représente en général une proportion élevée du prix de revient total du projet.

Dans le cas d'une alimentation par forages d'injection, la surface nécessaire est beaucoup plus réduite, donc l'investissement représente une part plus faible du total.

V.3.1.2. Coût des travaux de réalisation

Dans le cas des bassins d'infiltration, l'investissement concerne:

- la prise d'eau puis le canal d'amenée jusqu'aux bassins;
- les systèmes de pompage, dans le cas où une circulation gravitaire de l'eau est importante;
- la réalisation des différents bassins intermédiaires (filtration, décantation, traitement éventuel);
- le terrassement des bassins;
- l'acquisition des divers instruments de contrôle et d'enregistrement.

Cette liste n'est pas exhaustive et le coût des différents postes peut subir d'importantes variations en fonction de la distance de la prise d'eau ou du nombre et de la superficie des bassins. De plus, en zone urbaine, il faut mettre en place des clôtures et autres dispositifs de protection et tenir compte de l'aspect esthétique final. Cela augmente d'autant le coût des réalisations.

Dans le cas d'une alimentation par injection directe, l'investissement concerne essentiellement:

- la mise en place de canalisations d'amenée d'eau;
- la construction des forages ou puits d'injection;
- la mise en place de piézomètres d'observation;
- les installations de traitement de l'eau;

- l'acquisition des divers instruments de contrôle et d'enregistrement.

Les coûts globaux varient surtout en fonction du nombre et de la profondeur des forages d'injection.

V.3.1.3. Fonctionnement et entretien

Dégrillage, tamisage, micro-tamisage, décantation, floculation, filtration, chloration, oxygénation, sulfatation, adsorption sur charbon actif, ...etc. cette liste n'est pas exhaustive et les traitements que l'on peut avoir à faire subir à l'eau brute avant réalimentation représentent un coût important dans la gestion des dispositifs d'alimentation artificielle.

Pour les bassins d'infiltration, le fonctionnement réduit les frais par opposition aux forages d'injection où, outre le coût du forage, il faut intégrer la maintenance et l'énergie. D'une façon générale, les plus importants sont les suivants:

- l'entretien régulier des bassins, c'est-à-dire le nettoyage, le décolmatage et les mises hors d'eau pour régénération. Le coût varie en fonction du volume d'eau infiltré ainsi que la rapidité et de l'intensité du colmatage;
- le traitement d'eau qui, selon sa qualité, peut multiplier les coûts considérablement. Toutefois, dans les dispositifs de surface, le prétraitement de l'eau est généralement réduit. Le coût du prétraitement des eaux peut atteindre entre 5 et 60% du prix du m³ infiltré selon le mode d'alimentation choisi et son importance [Detay, 1997].

Dans le cas d'une alimentation par injection, les frais de fonctionnement sont plus importants. En effet, il faut éviter d'introduire l'eau par gravité (pour des raisons de colmatage par l'air) ce qui se traduit par la mise en place et la maintenance d'un système d'injection performant, donc coûteux. Les frais d'entretien sont également plus élevés:

- l'eau doit être prétraitée rigoureusement car l'utilisation d'une eau brute diminue la durée de vie des ouvrages;
- même si l'eau a subi un traitement poussé, la durée de vie des ouvrages d'injection reste plus réduite que celle des bassins d'infiltration. L'amortissement des investissements doit être plus rapide, ce qui détermine une augmentation du coût du m³ injecté;

- les causes du colmatage sont nombreuses et il est difficile d'accéder aux parties actives du forage, ce qui complique le nettoyage. Les coûts de traitement sont en général plus élevés que pour les bassins d'infiltration.

Si l'investissement nécessite une unité de traitement des eaux a pour conséquence économique de réduire les coûts de l'entretien ultérieur, la rentabilité des investissements doit être étudiée au cas par cas, en estimant au préalable l'économie que l'on peut réaliser à long terme en traitant l'eau de recharge. La plupart du temps, la solution réside dans un juste équilibre entre les dépenses dues au prétraitement et celles qui proviennent du nettoyage et du décolmatage de l'ouvrage.

Une analyse des coûts de fonctionnement de la réalimentation met en évidence trois grands postes de dépenses: les réactifs, la main d'œuvre et l'énergie. Les autres dépenses concernent le traitement des eaux usées (boues de décantation, traitement des eaux de lavage des filtres), le suivi analytique, et divers petits équipements. Le cas de l'alimentation artificielle de la nappe de Croissy-sur-Seine par bassins d'infiltration est présenté sur la figure 5.1.

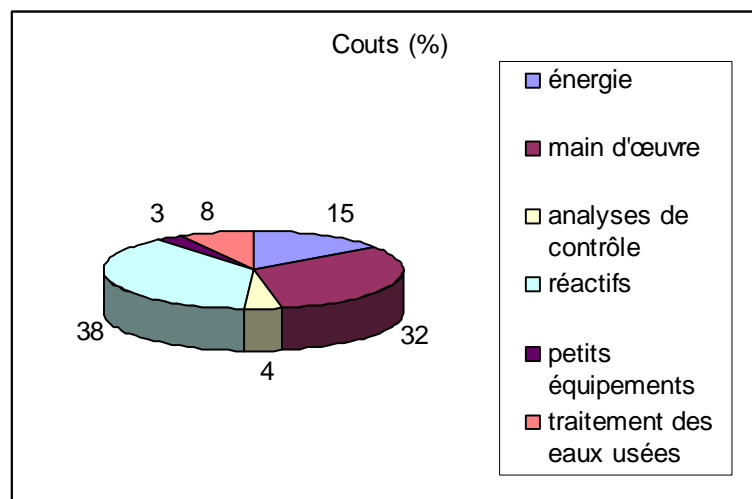


Figure 5.1: Analyse du coût de La recharge artificielle de la nappe de Croissy-sur-Seine [Detay, 1997].

Enfin, la réalimentation artificielle de nappe permet de faire des gains substantiels en terme de coût énergétique pour l'exhaure. En effet, le niveau piézométrique étant plus haut, le rendement énergétique est meilleur, ce qui diminue d'autant le coût de l'exhaure des forages de reprise sous influence de la réalimentation artificielle.

V.3.1.4. Coût global d'une opération d'alimentation artificielle

Ce coût est calculé sur une année de fonctionnement et rapporté au volume d'eau introduit dans la nappe. Le prix du mètre cube d'eau ainsi défini est très variable car fonction de nombreux facteurs qu'il est parfois délicat d'estimer précisément. Les stations de traitement, surtout dans le cas des dispositifs d'injection directe, influent fortement sur la moyenne d'investissement au m³. (Tableau 5.1)

Tableau 5.1: Investissement en anciens francs français du m³ infiltré ou injecté [Detay, 1997].

Dispositif	Bassins d'infiltration		Forages ou puits d'injection	
	Avec	Sans	Avec	Sans
Moyennes	0.362	0.139	0.125	0.052

A la lecture du tableau 5.1, il semble que l'investissement pour un dispositif d'injection soit 2 à 3 fois moindre que celui d'un bassin d'infiltration. L'utilisation des bassins pour l'infiltration des eaux brutes reste légèrement plus onéreuse que la mise en place de forages d'injection d'eau traitée. Ces différences de coût sont minimes et, lorsque les débits infiltrés sont importants, la solution des bassins d'infiltration devient financièrement compétitive. En l'absence d'un prétraitement, le montant moyen des investissements croît moins vite que le volume introduit annuellement dans l'aquifère. C'est-à-dire que plus l'installation est importante, plus la rentabilité est élevée. Par contre, si l'eau subit un traitement préalable, on observe l'effet inverse (tableau 5.2).

Tableau 5.2: Coût moyen en anciens francs français des installations en fonction du volume traité et de l'existence d'un prétraitement des eaux [Detay, 1997].

Volume injecté	Coût sans traitement	Coût avec traitement	Rapport
10 ⁶ m ³ /an	8.8 . 10 ⁴	2.5 . 10 ⁴	2.85
10 ⁷ m ³ /an	7.8 .10 ⁵	40 .10 ⁵	5.1
10 ⁸ m ³ /an	7.0 .10 ⁶	65.5 .10 ⁶	9.4

De même, le coût de l'investissement augmente avec le temps et diminue lorsque la perméabilité des terrains augmente.

V.3.2. Revenus apportés par une alimentation artificielle

Les revenus directs sont ceux qui proviennent de la vente de l'eau stockée. Il est parfois difficile de les estimer précisément dans la mesure où le rendement d'une opération d'alimentation artificielle n'est jamais de 100%. Le volume d'eau introduit dans le sous-sol ne se traduira pas obligatoirement par une réserve exploitable du même ordre. De plus, si l'utilisation est différée, l'estimation nécessite la connaissance de l'évolution de la tarification de l'eau.

Les revenus indirects sont en général les plus intéressants. Dans le cas d'une alimentation artificielle destinée à rétablir le régime naturel d'une nappe exploitée de façon intensive, les résultats se traduiront par une économie substantielle au niveau de l'exploitation. En effet, une baisse importante du niveau piézométrique entraîne dans un premier temps une augmentation des frais de pompage et peut aboutir, si la surexploitation se poursuit, à la nécessité d'approfondir l'ouvrage ou de construire de nouveaux captages sur un autre site.

[*Reichard and bredehoeft, 1984*] ont effectué l'étude de rentabilité d'une opération d'alimentation artificielle par forages d'injection sur une période d'amortissement de 40 ans à un taux de 7% et de 10% (Tableau 5.3). Le coût global d'une telle entreprise intègre l'achat des terrains et le fonctionnement. D'un autre côté, les bénéfices retirés sont de deux sortes:

- réduction de la subsidence;
- réduction des frais de pompage.

Tableau 5.3: Bilan coûts-avantages d'une opération d'alimentation artificielle en millions FF [*Reichard and Bredehoeft, 1984*]

	Taux de 7%	Taux de 10%
	Coût de la recharge artificielle	
Terrains	52	52
Fonctionnement	32	23
Total	84	75
	Bénéfices de la recharge	
Réduction de la subsidence	41	40
Réduction des frais de pompage	112	82
Total	153	122
Gain de l'opération	69	47

Les bénéfices indirects de cette opération de recharge sont largement supérieurs au capital investi. Toutefois, l'importance des bénéfices escomptés est fortement conditionnée par l'état initial de l'aquifère.

[*Detay, 1997*] cite trois cas sur la rentabilité économique d'une alimentation artificielle:

- aux Pays-Bas, l'injection dans les dunes de 19 à 32 millions de m³ d'eau de rivière par an a contribué à éviter la création d'une station de pompage et de traitement sur le Rhin et le transport de l'eau jusqu'à Lahaye. Le coût de l'alimentation par bassins d'infiltration est de 12 millions de francs alors que la solution traitement et transport coûtait 25 fois plus cher;
- A Phoenix (Arizona), l'infiltration de 1.8 millions de m³ par an a permis de faire une économie de 40% par rapport à la création d'une unité de traitement des eaux superficielles;
- A Minot (Dakota du Nord), l'investissement d'un montant de 200000 dollars permettant d'injecter 15000 m³/jour a permis d'éviter la construction d'un pipe-line de 50km dont le coût avoisinait 12 millions de dollars.

Le recours à l'alimentation artificielle peut être également choisi même si les conditions économiques ne sont pas optimales car, dans certains cas, le facteur psychologique joue un rôle non négligeable. L'eau souterraine est en effet synonyme de qualité par les utilisateurs. D'après [*Detay, 1997*], à Bâle (Suisse), un projet d'adduction d'eau du Rhin, rendue potable après traitement, s'est heurté à l'hostilité des collectivités intéressées et dut également être abandonné. La solution retenue consistait à pomper l'eau de la nappe de la Hard tout en pratiquant une alimentation artificielle avec les eaux du Rhin simplement filtrées.

V.4. Conclusion

La mise en place d'un projet d'alimentation artificielle doit faire l'objet d'une étude économique précise afin de définir les conditions de sa rentabilité. Il faudra également tenir compte de paramètres indirects, peu aisés à quantifier précisément. On peut citer notamment l'impact sur l'environnement ou encore les revenus à long terme découlant d'une bonne gestion des aquifères. Dans ce cadre, l'alimentation artificielle revêt un aspect technique et social auquel il est délicat d'associer une notion de coût.

Chapitre VI

Alimentation Artificielle et le problème de l'Eau dans Différents pays

VI.1. Introduction

Dans chaque pays, le problème de l'eau résulte d'un ensemble de données physiques et socio-économiques différentes et se pose de manière plus ou moins originale. Il nous a paru souhaitable de situer les grands traits de ces données dans chaque cas. Il faut bien noter que la pratique de l'alimentation artificielle des nappes est très développée dans les régions semi-arides telles que la Californie et les Territoires-Occupés.

VI.2. L'alimentation artificielle dans les Territoires-Occupés

Les eaux souterraines exploitées dans les Territoires-Occupés proviennent en quasi-totalité des deux formations aquifères: grès et sables plio-pléistocènes de la plaine côtière, dolomies et calcaires karstiques du Cénomanien-Turonien (Figure 6.1).

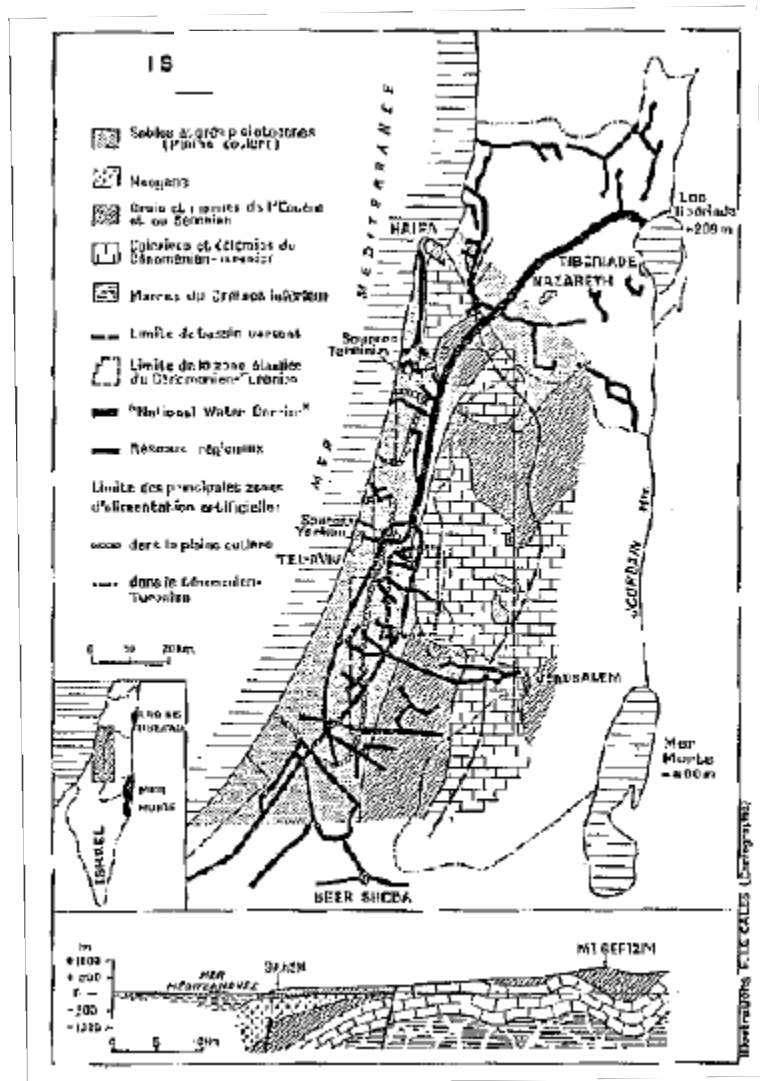


Figure 6.1: Carte de l'alimentation artificielle dans les territoires-occupés [Bize et al, 1972].

L'alimentation naturelle moyenne de la nappe de la plaine côtière est évaluée à 200 millions de m³ par an. L'apport moyen annuel par les pluies aux formations calcaires et dolomitiques du Cénomanién-Turonien est estimé à 320 millions de m³. Les ressources en eau superficielles proviennent du lac de Tibériade et de divers cours d'eau tributaires d'un climat aux variations saisonnières très marquées.

La répartition géographique de ces ressources est irrégulière. Celles-ci sont concentrées au Nord, où les précipitations atteignent près de 1 m/an, alors que l'extrême Sud ne reçoit que 25 mm. De plus, le climat comporte deux saisons bien marquées : une saison pluvieuse de novembre à avril-mai suivie d'une saison sèche caractérisée par une très forte évaporation. L'irrigation est assurée par un transfert des ressources du Nord au Sud. La demande s'accroît souvent durant la saison sèche et exige des débits de pointe très importants. Pour cela, et vu la forte évaporation, le système d'adduction comporte des réservoirs permettant de moduler l'exploitation suivant le besoin.

Depuis 1948, la population des Territoires-Occupés connaît une croissance exponentielle suite à la migration du peuple juif et le volume d'eau utilisé a quintuplé. La rapidité de la mise en exploitation des ressources pour répondre aux besoins croissants a provoqué des disharmonies quantitatives, et une dégradation de la qualité des eaux. La nappe de la plaine côtière a été fortement exploitée et elle est menacée par les intrusions salines.

La disposition d'eau en abondance est un impératif vital pour les Territoires-Occupés. Les projets de développement à long terme sont fondés sur le dessalement de l'eau de mer par l'intermédiaire de grandes stations. La pièce maîtresse du plan de gestion de ressources est constituée par un réseau national de transport de l'eau. Cet ensemble est constitué de petits réseaux régionaux allant de l'Est vers l'Ouest, généralement alimentés par les eaux souterraines. Les réseaux Nord-Sud, comme le système Yarkon-Néguev, ont été aménagés et mis en communication avec les systèmes qu'ils traversent. En 1967, les éléments essentiels du « National Water Carrier » ont été mis en place : la station de pompage de Tibériade et la conduite de 130 km qui achemine les eaux du lac Tibériade vers les réseaux régionaux du Sud (figure 6.1).

Les réservoirs souterrains jouent un rôle irremplaçable dans ce grand projet. Ils ont été donc artificiellement alimentés. Ils ont permis de:

- la constitution de stocks inter-saisonniers ou même inter-annuels, dont l'exploitation est modulée en fonction du rendement optimal du réseau de transfert;
- l'amélioration de la qualité des eaux, obtenue en mélangeant des eaux de surface peu salées à des eaux de nappes très minéralisées ou inversement;
- la création d'une barrière hydraulique qui s'oppose aux intrusions salines près du littoral.

Les eaux résiduaires ont été utilisées pour l'alimentation des nappes. Les sables de la Plaine Côtière s'adaptent bien à ce genre d'opération en raison de leur pouvoir filtrant. Près 110 millions de m³/an d'effluents urbains de Tel-Aviv ont été injectées dans ces dunes après une épuration biologique dans des étangs d'oxydation. Les premières opérations de réalimentation artificielle remontent à 1953. 10 ans après, les Territoires-Occupés ont connu un développement important de cette technique. 80% des installations de recharge des nappes sont des forages. La réinjection des effluents urbains dans la région de Tel-Aviv a permis d'acheminer vers d'autres lieux d'utilisation les eaux de la nappe du Cénomancien-Turonien et celles du Lac de Tibériade.

VI.3. L'alimentation artificielle en Californie

La Californie apparaît comme le géant de l'alimentation artificielle et s'impose comme un exemple particulièrement intéressant. La gestion des ressources en eau dans cet Etat sont plus difficiles à évaluer parce qu'il est très vaste et les réalisations y résultent d'un véritable foisonnement des initiatives.

En 1959, le « Department of Water ressources » californien a mis en chantier un plan concentré de gestion des ressources en eau, le « California Water Plan » établissant un cadre, des normes de réalisation et des orientations des réalisations dispersées vers la construction d'un système interconnecté de transport de l'eau. La Californie comprend deux grands ensembles hydrogéologiques (Figure 6.2):

- les reliefs montagneux groupés en deux chaînes : la chaîne côtière (Coast range) et la Sierra Nevada, qui constitue le contrefort oriental de l'Etat;
- les bassins alluviaux dont les réserves sont estimées à 990 milliards de m³. On distingue le bassin intérieur (Central Valley), formé par les vallées du Sacramento et son affluent le San Joaquin, et les plaines côtières qui entaillent la « Coast range »,

dont les plus importantes sont: Santa Clara, la plaine côtière de Los Angeles et la vallée de Santa Ana (Orange County).

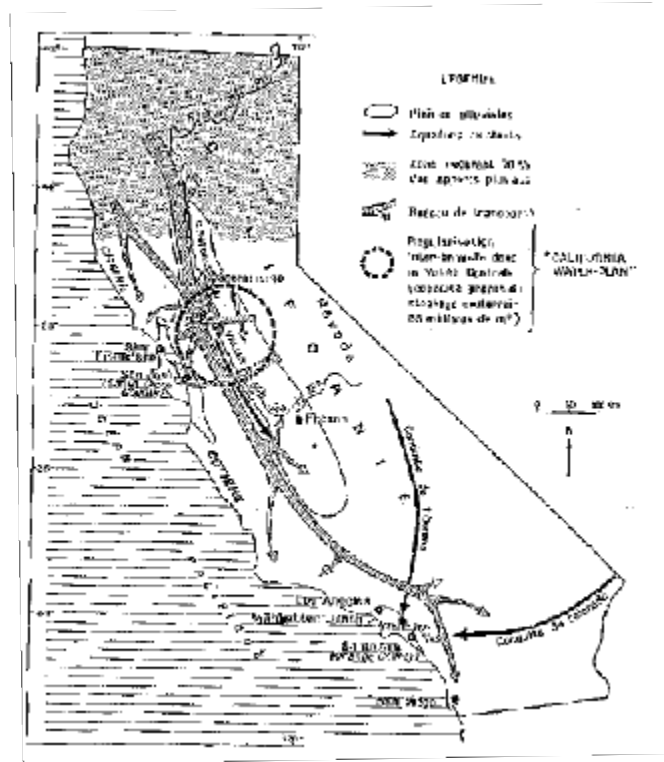


Figure 6.2: Carte schématique du « California Water Plan » [Bize et al, 1972].

Dans la moitié méridionale de l'Etat, l'alimentation directe par les pluies est pratiquement nulle. Par exemple, dans le sud de la vallée de San Joaquin, les précipitations annuelles n'excèdent pas 150 mm, alors que l'évapotranspiration potentielle dépasse 1600 mm.

Les nappes du Sud sont alimentées par l'infiltration des eaux de rivières dont le régime est tributaire d'un climat aux variations saisonnières par des pluies tombant entre novembre et mars. La disharmonie est très grande entre besoins et ressources : les deux tiers Sud de la Californie consomment 70% du total alors que le tiers Nord dispose de 70% des ressources. Les eaux souterraines constituent, en raison de leur proximité des lieux d'utilisation et de l'abondance de leurs réserves, une source d'approvisionnement de première importance.

Toutes les nappes situées au Sud du parallèle de San Francisco sont fortement rabattues. Dans la vallée de San Joaquin, on doit capter actuellement à 60 m de profondeur des eaux souterraines qui se trouvaient initialement à 2.50 m sous le sol. Dans la plaine de Los Angeles, des pompes intensifs ont fait avancer le biseau salé de plus de 1000 m. ces nappes subissent

de plus les répercussions d'un climat aux fortes variations interannuelles où les périodes déficitaires peuvent durer dix années.

L'alimentation artificielle avait naguère pour objectif essentiel d'atténuer les fluctuations saisonnières, la mise en œuvre du « California Water Plan » vise plus loin ; il s'agit de pallier, dans toute la mesure du possible, les fluctuations inter-annuelles. En 1958, on comptait déjà 276 aménagements de réalimentation artificielle. La principale origine des eaux de recharge (73%) était les cours d'eau locaux ; essentiellement les torrents de la sierra Nevada et de la chaîne côtière.

Les dispositifs d'alimentation artificielle sont aménagés de la façon suivante : un réseau de barrages correcteurs du torrent est construit pour atténuer les pointes de crues, l'érosion et la charge solide des eaux. Ces dernières seront ensuite stockées dans des décanteurs et envoyées vers les points d'infiltration. Dans 60% des cas, l'infiltration des eaux est réalisée par des bassins situés à proximité des cours d'eau. Les forages sont difficiles à nettoyer et sont peu utilisés en raison de la forte charge des eaux. Les possibilités d'aménager des réservoirs de surface sont très limitées, le « California Water Plan » fait largement appel à des réservoirs naturels souterrains.

VI.4. L'alimentation artificielle en Inde

L'Inde est l'un des pays les plus développés dans l'application de la réalimentation des nappes. Pratiquement, toutes les techniques de cette dernière sont utilisées et très bien maîtrisées [Gale and al, 2002]. La recharge artificielle a été appliquée depuis plus de 4000 ans, plusieurs étangs ont été aménagés pour stocker l'eau et qui indirectement rechargeaient les nappes souterraines [Chadha, 2002]. La période allant de 1976 à 1980 a connu un développement rapide de la recharge artificielle en utilisant les nouvelles techniques où la combinaison de deux techniques a été utilisée pour donner un meilleur rendement. Dans la région de Sangrur au Panjab, sur une longueur totale de 30.8 km de drain, 30 fosses ont été creusées, entre chaque deux fosses, un puits d'injection a été réalisé ce qui a permis de réaliser une recharge de 4.79 Mm^3 d'eau par an [Chadha, 2002]. L'état indien prévoit de consacrer environ 450000 km^2 de terrain pour la recharge artificielle des nappes pour stocker 36.155 Mm^3 d'eau et réaliser un site ou plusieurs sites de recharge pour chaque village où la ressource en eau ne satisfait pas les besoins.

VI.5. L'alimentation artificielle en Europe

Dans la majorité des cas, l'emploi de l'alimentation artificielle répond en Europe à des préoccupations très différentes de celles que nous venons d'examiner pour Israël ou la Californie, et, si l'objectif de base reste d'améliorer la gestion des ressources, c'est ici d'améliorations qualitatives et non plus quantitatives qu'il s'agit en général. Les travaux réalisés dans le cadre de l'EUREAU (Union Européenne des Associations Nationales des Distributeurs d'Eau) permettent de dégager les différentes pratiques de réalimentation artificielle utilisées en Europe. Diverses techniques sont utilisées, allant de la réalimentation par bassins à la réalimentation par forages avec des eaux de rivière ou des eaux usées. Les prétraitements sont plus ou moins sophistiqués, allant de l'infiltration lente à des traitements très élaborés.

VI.5.1. France

Les sites de recharge artificielle de nappe représentent plus de 200 Mm³/an infiltrés. La majorité de ces sites est localisée dans la région parisienne, Dunkerque, Dijon et Lyon. Le site de Croissy-sur-Seine est le site le plus ancien et le plus important, il a été mis en service en 1959 afin de permettre une surexploitation de la nappe. C'est l'un des sites les plus importants de la planète.

VI.5.2. Allemagne

Dans l'ancienne République Démocratique Allemande, on dénombrait en 1966, 10 aménagements de recharge artificielle. Les objectifs visés sont l'amélioration de la qualité des eaux de surface (9 aménagements) et le stockage (1 aménagement). En République Fédérale, on comptait une vingtaine d'aménagements à forte capacité durant cette même année. Ces stations assuraient une très grande partie de la consommation en eau potable.

L'alimentation artificielle est surtout développée dans la Ruhr et représentait le tiers des eaux distribuées dans cette région. Après 1935, la pollution de la Ruhr et le colmatage progressif des berges ont amené la société concessionnaire à renforcer les installations en aménageant des bassins d'infiltration. A Dortmund, comme dans tous les aménagements de la vallée de la Ruhr, le but recherché est l'épuration des eaux de surface. La mise en œuvre de bassins d'infiltration permettait de conserver et de rentabiliser les installations existantes.

VI.5.3. Suisse

Les aménagements d'alimentation artificielle sont tous récents. Près de Bâle, deux d'entre eux se détachent nettement par le débit injecté (21 et 30 millions de m³/an pour Lange Erlen et MuttENZ). Les autres installations assurent l'injection de 6 millions de m³/an. Les dispositifs d'injections sont variés : forages (moutier, Winterthur), bassins (Winterthur, MuttENZ, Widen, Tenero), drain inverse (Lange Erlen), fossés (MuttENZ) et aspersion (La Chaux de Fonds).

L'aménagement de MuttENZ-Bâle est le plus important de Suisse. L'eau brute est prélevée dans le Rhin à l'amont du port de Bâle, où elle est peu polluée. Après filtration rapide en station, elle circule dans un long fossé infiltrant creusé dans des graviers à proximité de la ville. L'eau des captages est distribuée sans traitement après pompage. Cet aménagement ne paraît répondre à des nécessités impératives ni du point de vue technique, ni du point de vue économique. Il fut retenu comme solution préférable au traitement des eaux du fleuve.

VI.5.4. Suède

La Suède tient une place particulière dans le domaine de l'alimentation artificielle. Tout d'abord en raison de l'ancienneté des premiers aménagements qui remontent à plus de 100 ans a permis à la Suède de jouer un rôle pilote en la matière. En 1898, Richert J.G. considéré comme le père de la recharge artificielle en Suède a implanté les premiers bassins de recharge dans le pays pour augmenter l'alimentation en eau potable de la ville de Gothenburg [*Frycklund, 1998*]. L'objectif principal des aménagements suédois est, avec l'épuration, la régularisation thermique des eaux des rivières ou des lacs. La distance entre les points d'injection et les points de captage est toujours de plusieurs centaines de mètres. L'eau est injectée dans des « eskers » (graviers et sables déposés par les torrents sous-glaciers) dont la perméabilité est généralement très élevée.

VI.5.5. Pays-Bas

En plusieurs points de la côte néerlandaise, les nappes des dunes sont alimentées artificiellement à partir d'eaux de surface amenées parfois de très loin. C'est le cas de l'aménagement d'Amsterdam, qui peut recevoir jusqu'à 1.5 m³/s d'eau du Rhin après un transport par conduite de 53 km. Les eaux infiltrées subissent un prétraitement poussé. Cette opération a pour but de maintenir la qualité des eaux des nappes littorales, exposées, par

l'effet d'une exploitation intensive, à la contamination par l'eau de mer. De plus, au cours de leur filtration lente dans les sables des dunes, les eaux du Rhin continuent de s'épurer et se mélangent à l'eau du gisement, beaucoup plus douce. Les autres aménagements du même type (Castricum, La Haye, Katwijk-Wassenar) permettent d'injecter 100 millions de m³/an.

VI.5.6. Grande-Bretagne

L'alimentation artificielle est peu développée en Grande-Bretagne. Il existe des aménagements d'une certaine importance dans la vallée de la Lee, à proximité de Londres et sur un affluent de la Trent, près de Nottingham. Par ailleurs, on recycle couramment les eaux de refroidissement industriel en les réinjectant dans des formations perméables, la craie essentiellement.

VI.5.7. Belgique

En 1994, le site de réalimentation artificielle de Grobbendonk était en cours de création. Plusieurs autres sites potentiels ont été planifiés pour les années à venir. L'ensemble de ces ouvrages permettrait de développer une capacité de recharge de 27 Mm³/an. Par ailleurs, une grande partie des eaux souterraines extraites proviennent de réalimentation induite à partir de 39 sites de production distribués dans toute la Belgique. La station de Torreele réalisée en 2002 permet l'infiltration de 2.5 Mm³/an d'eau usée traitée dans des formations dunaires, l'eau peut être extraite par l'intermédiaire de 112 forages avec une capacité de 3.5 Mm³/an (2.5 Mm³ rechargée artificiellement et 1 Mm³ rechargée naturellement). En 2006, 2.2 Mm³ ont été extraites de cette station et ont pu couvrir 40.6% de la demande en eau potable de la région de la Veurne [*Van Houtte and Verbauwheide, 2007*], l'autre objectif de cette installation est l'arrêt de l'avancée des eaux marines [*Van Houtte and Verbauwheide, 2005*].

VI.5.8. Danemark

La recharge artificielle est utilisée pour des fins d'approvisionnement en eau potable et de protection de l'environnement. L'eau usée est rechargée par des bassins d'infiltration en substituant à un rejet dans le milieu naturel. Le traitement est constitué par une filtration à travers du sable et des graviers par l'intermédiaire de bassins d'infiltration. Les projets de réalimentation artificielle de nappes sont financés par les autorités locales, les universités et

différents organismes de l'Etat et soumis à l'examen et l'approbation du département de l'environnement. La qualité de l'eau de recharge est contrôlée par des laboratoires nationaux.

VI.5.9. Espagne

Les projets les plus importants en matière de recharge artificielle des nappes sont implantés dans les provinces de Barbastro, de Barcelone et de Gérone. L'Espagne utilise une pratique ancestrale consistant à dériver une grande quantité d'eau des rivières au profit d'un important réseau d'irrigation dont le but est de réalimenter la nappe. Cette technique est connue sous le nom de « careos », et est pratiquée entre mars et juin. Ce système représente plus de 46 sites alimentés par 22 canaux d'irrigation avec un débit pouvant atteindre 220 l/s.

VI.6. L'alimentation artificielle dans le monde Arabe

La majorité des pays arabes se trouvent dans des régions arides et semi-arides. C'est l'une des régions les plus sèches au monde. La vie des populations est très liée au climat expliquant sa forte concentration dans les régions du littoral. La démographie de la région a connu une croissance significative ces dernières décennies. Cette croissance démographique s'est accompagnée par une urbanisation rapide et parfois anarchique avec l'apparition de grandes villes dont les infrastructures ne répondent guère aux besoins de base des populations en particulier dans des domaines touchant à l'hygiène et la qualité de vie des citoyens : eau potable, assainissement, déchets urbains, qualité de l'air.

La majeure partie des surfaces des bassins versants est partagée entre différents pays. Par exemple, le bassin du Nile, le bassin du Tigre et de l'Euphrate, ce qui rend la région susceptible à des conflits politiques à cause du partage et de la gestion de l'eau.

Pour ce qui est du secteur de l'eau, une analyse faite au niveau du Maghreb a mis en relief les risques suivants [Agoumi, 2003]:

- diminution probable des écoulements des eaux;
- modification du régime hydrologique saisonnier avec des impacts sur l'efficacité de certains aménagements hydrauliques et agricoles;
- augmentation de l'évapotranspiration et donc de la salinité des eaux;
- baisse du niveau des nappes et augmentation de la salinité des eaux souterraines côtières;

- des eaux de surface plus chaudes, moins aérées, à débits plus réduits et donc moins capable de diluer et de biodégrader certaines pollutions ;
- une utilisation principale en Agriculture (80 %), Eau potable (13 %) et Industrie (7 %);
- des écoulements rapides et parfois violents et un
- transport solide significatif : de 500 à 2 000 tonnes/km²/an;
- une qualité des eaux parfois à la limite des normes;
- un niveau de nappes en forte baisse ces dernières années avec une salinisation de certaines nappes côtières.

Dans de nombreux pays de la région, l'eau douce arrive à peine à couvrir les besoins en eau. [Petry and al, 2002] cite que les ressources en eau renouvelables par habitant chuteront de 3430 m³/an en 1965 à 667 m³/an. Différentes estimations de l'abondance de l'eau douce dans quelques pays arabes sont données dans le tableau 6.1.

Tableau 6.1: *Abondance de la ressource en eau dans quelques pays arabes [Petry and al, 2002]*

<i>Pays</i>	<i>La ressource nette annuelle renouvelable (milliards m³)</i>	<i>Ressource renouvelable (m³/an/habitant)</i>		
		<i>1960</i>	<i>1990</i>	<i>Horizon 2025</i>
Algérie	18.40	1704	737	354
Egypte	58.30	2251	1112	645
Iraq	100.00	14706	5285	2000
Jordanie	0.86	529	224	91
Liban	3.94	2000	1407	809
Lybie	0.70	538	154	55
Maroc	29.70	2560	1185	651
Émirats arabes unies	0.30	3000	189	113
Tunisie	4.35	1036	532	319
Syrie	5.50	1196	439	161
Arabie Saoudite	2.20	537	156	49
Oman	2.00	4000	1333	421
Yémen	2.50	481	214	72

Le peu de maîtrise que l'on a de cette vulnérabilité des ressources en eau de la région ne doit pas pour autant laisser les gestionnaires de cette ressource dans l'inaction face à ce défi. On n'a pas à attendre des résultats très précis pour agir car ce qu'on peut déjà faire pour limiter les dégâts est connu:

- mobilisation des eaux conventionnelles non mobilisées à ce jour;
- développement du recours aux eaux non conventionnelles (eaux usées, dessalement, recharge artificielle);
- Dépollution des systèmes hydriques et épuration des eaux usées avant leur rejet;
- Recours aux techniques d'économie d'eau en particulier en agriculture et choix de cultures moins consommatrices d'eau;
- Application des principes préleveur-payeur et pollueur-payeur;
- Sensibilisation et éducation des citoyens à la valeur de l'eau dans cette région.

La technique de la recharge artificielle a été largement adoptée comme solution par les états arabes dans le but de faire face à la précarité de la ressource en eau. Au sultanat d'Oman, classé l'un des 20 pays les plus souffrant de la pénurie d'eau, toute réalisation d'un barrage doit comporter une étude sur l'impact de ce barrage sur la réalimentation de la nappe par infiltration directe des eaux depuis le lac du barrage, soit à partir des lâchers d'eau depuis ce dernier [*Petry and al, 2002*]. Par exemple, des tests effectués à l'aval du barrage de wadi Ahin sur un volume total lâché de 5 millions de m³ ont permis de constater que la réalisation du barrage a permis de réaliser un taux d'infiltration d'environ 94.43% de ce volume contre 38.12% si le barrage n'a pas été réalisé [*Haimerl, 2004*].

A Djibouti en Somalie, dans le but de satisfaire les besoins en eau de la ville et lutter contre la salinisation des eaux souterraines, un projet de recharge artificielle a été entamé avec un coût de 560000 dollars [*Lahlou, 2004*].

La recharge artificielle des nappes est très développée au Maroc et en Tunisie. En Tunisie, la réalimentation artificielle des nappes a commencé au début des années 1980 et visait le stockage souterrain de 100 millions de m³ en l'an 2000 [*Remini, 2003*]. Dans le cadre du projet Hydromed, la réalisation des retenues collinaires a beaucoup facilité la réalimentation des nappes. Durant la période humide, l'eau s'accumule dans les petits réservoirs et grâce à une bonne infiltration, cette eau se retrouve dans les nappes. Dans ce cas, la population peut avoir à sa disposition de l'eau de la retenue pour l'irrigation et celle des nappes pour

l'alimentation en eau potable grâce à des puits installés près des barrages. Dans la plaine de Kairouan en Tunisie centrale, le barrage de Sidi Saâd construit sur l'oued Zeroud a permis de restaurer l'équilibre des nappes perturbé par la surexploitation, et de stocker plus de 70 millions de m³ par recharge artificielle à partir des lâchers du barrage de 1988 à 1996 [Nazoumou et Besbes, 2000]. De 1993 à 2001, les eaux du canal Mejerda - Cap Bon ont permis de recharger artificiellement 8.1 millions de m³ dans la nappe de Mornag [Mhamdi et al, 2004]. Les tunisiens sont passés même au stade de l'injection des eaux épurées en provenance des stations d'épuration dans les nappes. C'est l'exemple de la station de Cap Bon, où environ 1 million de m³ d'eau épurée en provenance de la station de Nabeul ont été injectés dans les nappes durant la période allant de 1986 à 1996 [Remini, 2003].

Au Maroc, cette technique est largement expérimentée depuis plus de 30 ans et les résultats sont excellents. Environ, une dizaine de sites de recharge des nappes fonctionnent actuellement. Pour éloigner l'intrusion des eaux marines et pour alimenter en eau potable la ville de Tanger, un volume de 4.3 millions de m³ d'eau a été injecté dans la nappe en 1984 [Remini, 2003]. Le but de la recharge artificielle de Charf al Akab, où 200000 m³/j est injectée dans la nappe, est d'assurer une réserve interannuelle pour l'alimentation en eau potable des villes de Tanger et d'Assilah, au nord du Maroc. Cette recharge permet aussi de pousser le biseau salé. La structure principale de la nappe est composée de calcaires et de grès sableux du Pliocène. L'eau est injectée artificiellement dans un bassin situé dans une zone très fracturée des calcaires. Les ressources en eau superficielles proviennent du barrage Ibn Batouta. On rejette dans la nappe 80000 m³/j à partir des lâchers traités. Puis de la station de traitement sur l'oued Hachef (provenant du barrage du même nom) 120000 m³/j [Lahlou, 2005].

La technique de la recharge artificielle des nappes est malheureusement très peu appliquée en Algérie, elle a été utilisée dans le cas de oued Nador pour lutter contre le rabattement du niveau de la nappe qui a causé l'affaissement des terrains et l'intrusion des eaux marines. Les lâchers du barrage de Boukourdane ont permis de recharger artificiellement la nappe alluviale de la plaine de oued el Hachem. Une étude a été faite durant les années 1980 par un ingénieur indien pour réalimenter la nappe de Aïn Chabro au lieu de laisser les eaux de oued Bouakous s'écouler à la surface pour se rejeter à l'oued Kébir pour finir dans les territoires tunisiens. La technique proposée est la dérivation d'une partie de oued Bouakous vers des bassins d'infiltration. (figure 6.3).

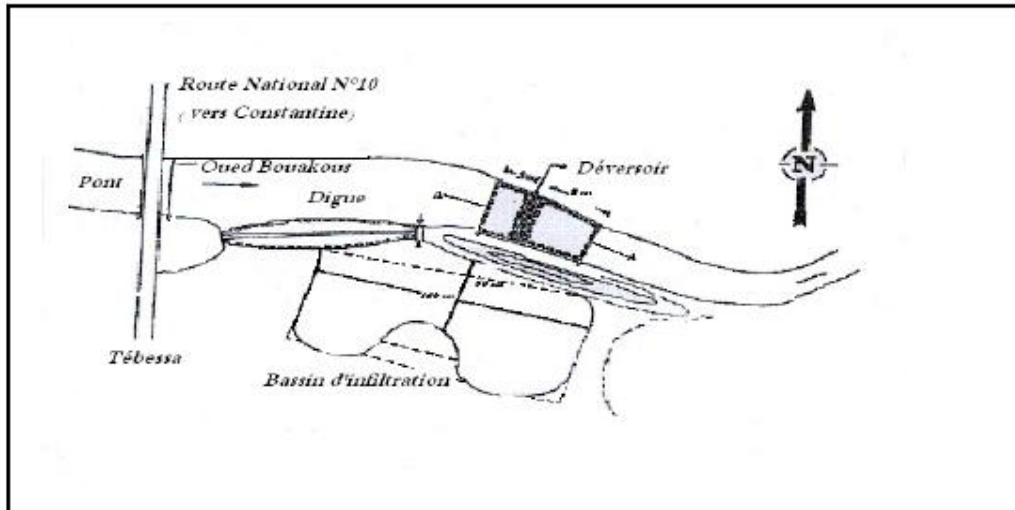


Figure 6.3: Plan de la réalimentation artificielle de la nappe de Aïn Chabro [Séghir et Khérici, 2006].

Ce dispositif peut réaliser une infiltration de 0.27 Mm^3 d'eau en deux mois. Le projet a été pris en considération par la direction de l'hydraulique en 2003 et des études complémentaires sont en cours.

VI.7. Conclusion

Le développement urbain, les caractères physiques et climatiques posent des problèmes aigus dans de nombreux pays dans le domaine de la gestion des ressources en eau. L'alimentation artificielle des nappes tient une place importante dans les plans de la gestion des ressources qu'on y élabore actuellement. Elle permet à la fois d'accroître les quantités et modifier la qualité des eaux pour une utilisation ultérieure. Cette technique a pris un large développement dans de nombreuses régions du monde et on porte une grande attention à ses modalités et à ses applications.

Partie II

Etude Expérimentale

Chapitre VII

Cas des Lâchers du Barrage Ghrib

VII.1. Introduction

Les caractéristiques géomorphologiques influent considérablement sur le comportement hydrologique et hydrogéologique d'un bassin versant. A cet effet, dans ce chapitre, nous nous intéresserons à l'étude des caractéristiques géomorphologiques du bassin versant du Haut-Chélif telles que la situation géographique, l'hydroclimatologie et la géologie. Ensuite, nous allons étudier l'évolution de la piézométrie de ce bassin pour essayer de trouver l'existence d'un effet des lâchers d'eau à partir du barrage Ghrib sur la réponse de la nappe du Haut-Chélif.

VII.2. Situation géographique

Le secteur d'étude correspondant à la haute vallée du Chélif (Figure 7.1) est situé à 100 km au sud d'Alger. Il est limité.

- au Nord par la continuité occidentale du djebel Zaccar (1578 m d'altitude);
- au Sud les contreforts de l'Ouersenis qui culmine à 200m près de bordj-Bounaama;
- à l'Est par djebel Gountas;
- à l'Ouest par le mont de djebel Doui;

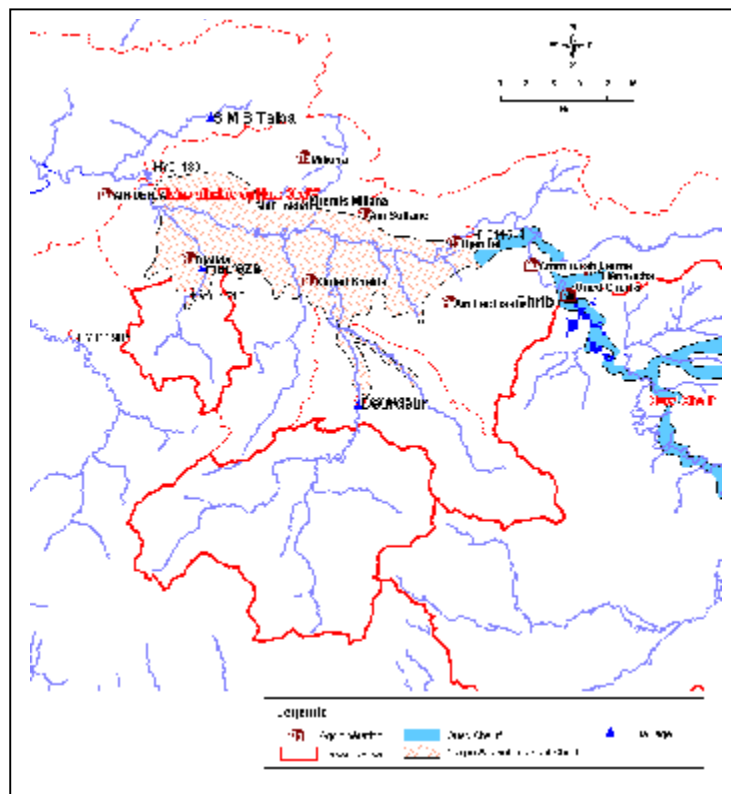


Figure 7.1: Situation du bassin versant du Haut Chélif [A.N.R.H Blida].

La zone d'étude est occupée par une population de 527480 habitants en 1999. La superficie du bassin versant du Haut-Chélif est de 1935 km², avec un périmètre de 220 km. Du point de vue administratif, le bassin du Haut-Chélif s'étend sur la quasi-totalité de la superficie de la wilaya de Aïn Defla.

VII.3. Réseau hydrographique

Les eaux issues des principaux influents représentés par les oueds Souffay, Boutane au Nord et oueds Deurdeur, Massine et Harreza au Sud, sont collectées au centre de la plaine de oued Chélif qui draine toutes les eaux du bassin versant vers l'exutoire au niveau de mostaganem (figure 7.1).

VII.4. Couvert végétal

Une grande partie de la superficie de la plaine est occupée par des cultures en sec, les arbres fruitiers occupent une très faible superficie.

VII.5. Caractéristiques hydroclimatologiques

La quantification des apports en eau (précipitation) et leur distribution sont intimement liées aux différents paramètres du climat et à ceux qui régissent les partages multiples et successifs des eaux (lithologie, morphologie..).

VII.5.1. Etude des précipitations moyennes annuelles

Les stations et leurs caractéristiques utilisées pour cette étude figurent dans le tableau 7.1.

Tableau 7.1: *Caractéristiques des stations pluviométriques [A.N.R.H Blida]*

Station	Code	x (km)	y (km)	Altitudes (m)	Période
Ababsa	01-17-15	441.150	318.150	317	1972 à ce jour
Arib-Chélif	01-17-02	439.500	332.550	242	1699 à ce jour
Barrage-	01-17-18	455.350	321.400	315	1984 à ce jour
Ghrib-Chélif	01-14-01	487.250	318.400	460	1969 à ce jour
Khemis	01-17-17	456.200	329.000	295	1975 à ce jour
Sidi-Mokrifi	01-16-06	463.200	304.250	540	1968/1991

Dans le but de faire un bilan hydrologique, et par manque de données et la présence de lacunes dans les séries de mesure des stations de mesure. Seules les mesures de la station Ghrib-Chélif présentent une continuité et une homogénéité. Pour cela et dans le cadre de cette étude, seules ces dernières sont retenues.

Les données relatives aux précipitations moyennes mensuelles pour cette station durant la période 1968 – 2001 sont portées en *annexe 3*.

La figure 7.2 montre l'évolution de la pluie annuelle dans la station Arib-Chélif.

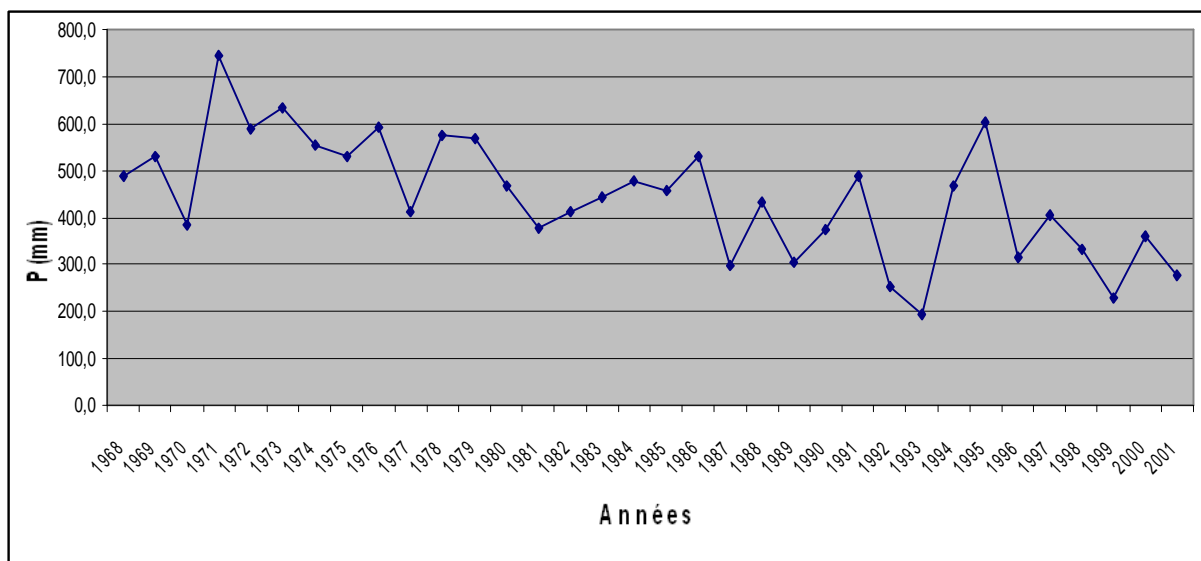


Figure 7.2: Précipitations moyennes annuelles à la station de Ghrib-Chélif (1968 – 2001).

D'après la figure 7.2, on remarque que l'année la plus pluvieuse est 1971-1972 avec des précipitations de 743.8 mm Tandis que la valeur la plus faible des précipitations a été enregistrée en 1993-1994 avec une pluviométrie de 194.4 mm.

VII.5.2. Etude des températures

Les données de températures moyennes mensuelles et annuelles sont mentionnées dans le tableau 6.4 pour la station d'El Khémis.

Tableau 7.2: *Températures moyennes mensuelles et annuelles à la station d'El Khémis (1987-2002)[A.N.R.H Blida]*

Station	Coordonnées		Températures moyennes (°C)												
	x (m)	y (m)	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Annuelle
EL KHEMIS	432095	4013604	23,3	18,3	13	9,9	8,9	10,3	11,8	13,8	18	22,7	26,7	27,3	17,4

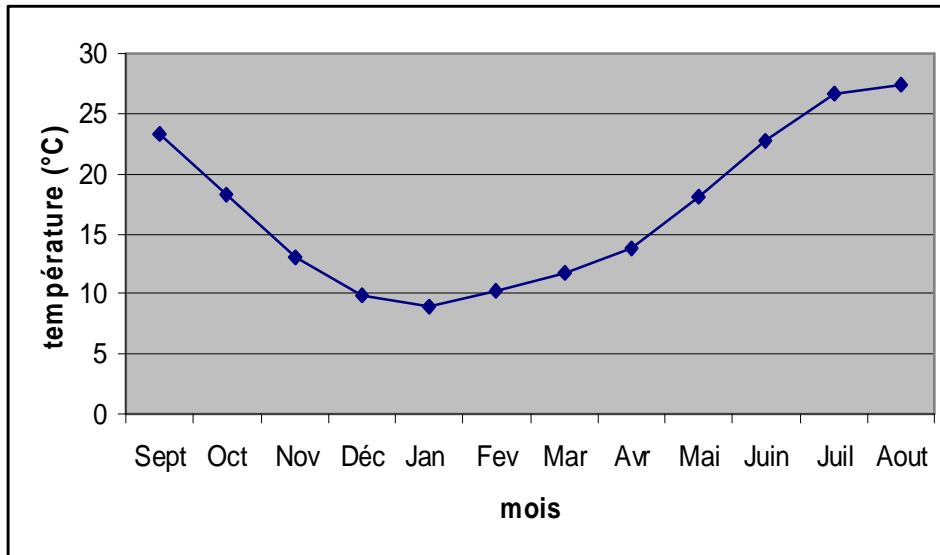


Figure 7.3: *Températures moyennes mensuelles et annuelles à la station d'El Khémis (1987-2002)*

Le tracé de la courbe (figure 7.3) montre deux pôles extrêmes: un pôle froid allant du mois de décembre au mois d'avril où la température atteint 8.9 C° et un pôle chaud allant du mois de mai au mois de novembre où la température atteint 27.3 C°. La température moyenne annuelle calculée pour la période 1987-2002 est de 17.4C°.

VII.6. Etude géologique et géophysique

VII.6.1. Contexte géologique

Le bassin versant du haut Chélif est situé dans le domaine du Tell septentrional et correspond à un sillon intramontagneux subsident, localisé entre le massif de Boumaad et les contreforts de l'Ouarsenis [Messelmi,2005] (figure 7.4). Du point de vue lithostratigraphique, la dépression du Haut Chélif est constituée dans son ensemble par des terrains d'âge Mio-Plio-quaternaire. Les terrains Quaternaires sont essentiellement représentés par des dépôts alluvionnaires de l'oued Chélif.

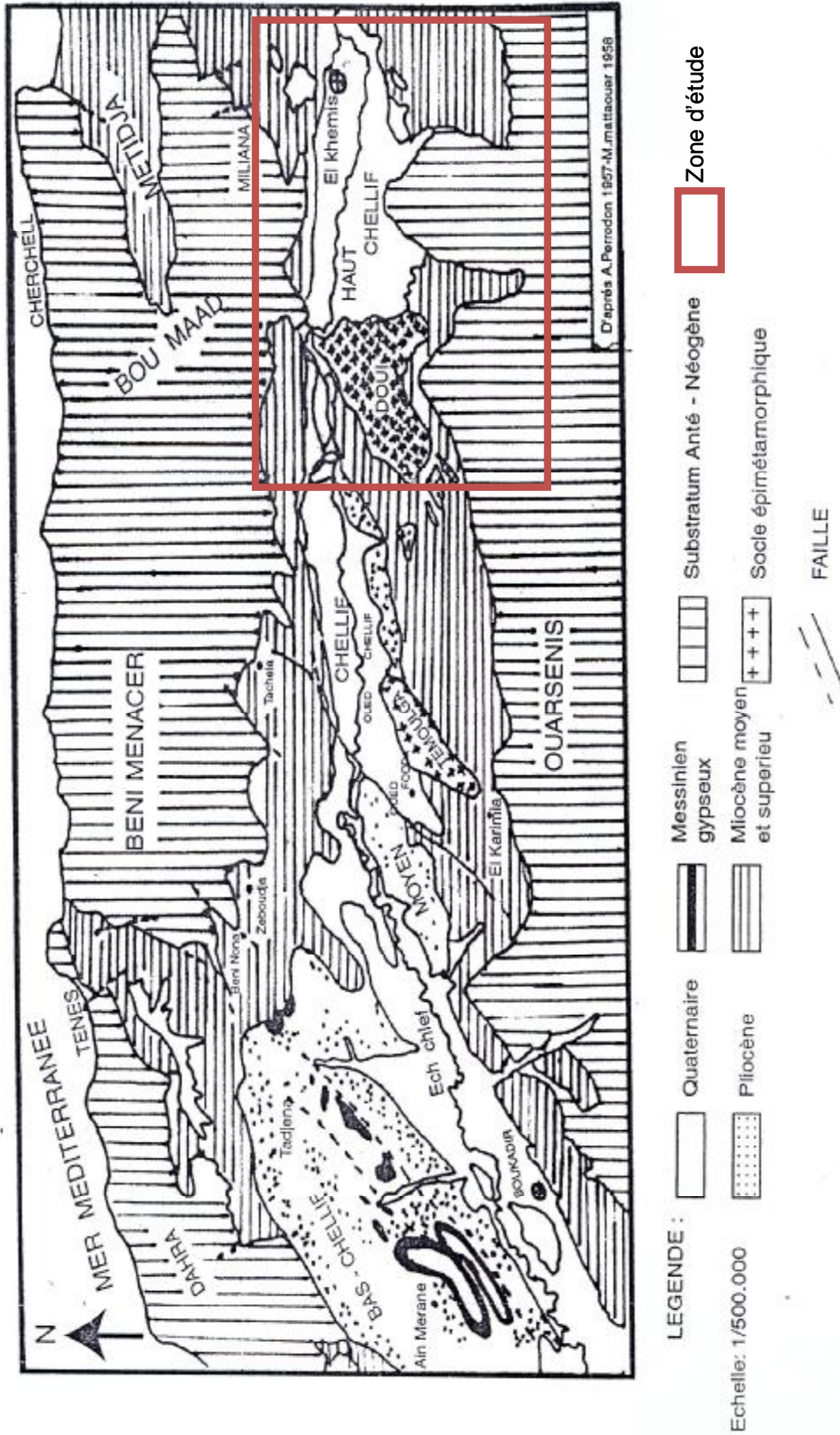


Figure 7.4: Cadre géologique du Haut-Chélif.

VII.6.2. Stratigraphie

Dans cette étude on s'attachera essentiellement à préciser les caractéristiques lithostratigraphiques des différentes formations géologiques dans le but de préciser leurs superpositions. L'éventail des séries stratigraphique s'étal du Primaire au Quaternaire (figure 7.5).

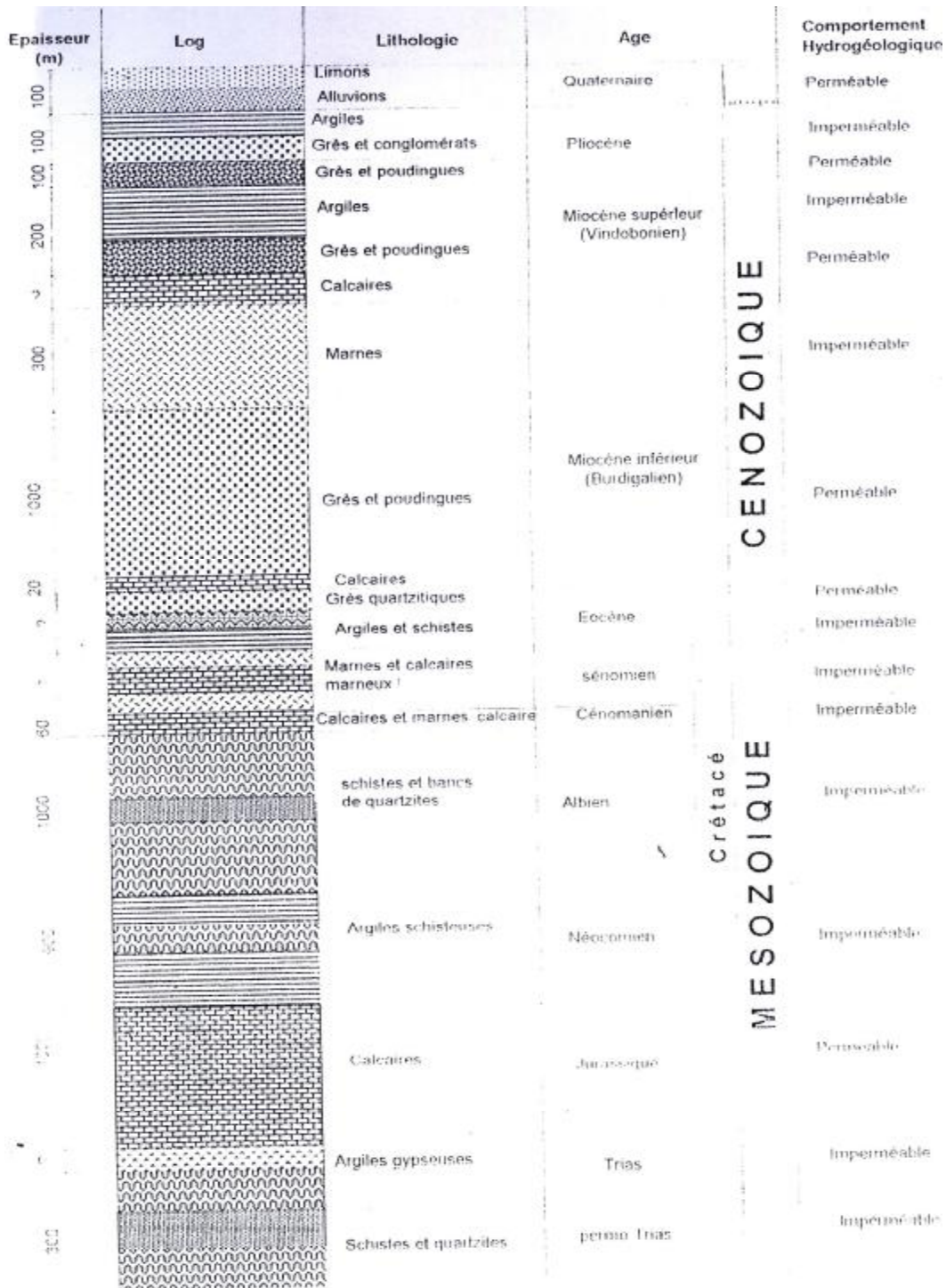


Figure 7.5: Log stratigraphique de la région du Haut-Chélif [Messelmi, 2005].

On peut distinguer les formations suivantes:

- le primaire est formé des roches volcano-sédimentaires recoupées par des roches éruptives diverses, notamment des dacites et des diorites quartziques alternées;
- le permo-Trias est constitué de conglomérats de schistes noirs et de bancs de quartzites;
- le Trias est généralement constitué par des dolomies et des calcaires dolomitiques. Il affleure dans le massif de Doui et de Zaccar;
- le jurassique dans le massif de Zaccar est constitué par des calcaires massifs, compacts, fracturés et karstifiés et surmontés par des schistes gréseux et des marno-calcaires. L'ensemble de la série atteint une épaisseur de 700m environ. Dans le Djebel Doui, le jurassique est représenté essentiellement par des niveaux de calcaires dolomitiqes d'épaisseur avoisinant 80 m;
- le Crétacé affleure sur les bordures latérales de la plaine, il est représenté de la base au sommet par:
 - des argiles schisteuses du Néocomien d'une épaisseur de 800 m environ au Nord et à l'Ouest de Zaccar;
 - des faciès flyschs de l'Albien qui se développe dans le massif de Boumaad.
 - des marnes avec des intercalations de bancs de calcaire d'âge sénonien.
- le Miocène peu atteindre 300m d'épaisseur et il est constitué de la base au sommet par:
 - Le miocène inférieur (Burdigalien) qui repose sur des terrains plus anciens Eocènes et Crétacés et débute par une formation conglomératique d'épaisseur environ 220m. Cette formation est constituée essentiellement de conglomérats polygéniques à éléments de taille très variable, mal triés, avec des niveaux sableux ou gréseux mal stratifiés parfois gypsifères. Au sommet, les niveaux conglomératiques deviennent plus fins et passent progressivement à des marnes gréseuses rouge à brune verdâtre;
 - Le Miocène supérieur est constitué par une série représentée de la base au sommet par des niveaux conglomératiques épais de 1 à 2m à ciment sablo marneux, surmontés par un niveau marneux de couleur bleu d'une épaisseur environ 50m et des marnes blanches alternant avec quelques bancs siliceux couronnés par un dépôt de grès et de sable d'une épaisseur d'environ 100m ainsi qu'une formation marneuse de couleur bleue, présentant un faciès argileux parfois gypseux d'environ 90m d'épaisseur.

- le Mio-Pliocène est constitué par des galets quartzeux, des conglomérats, des grès et des argiles détritiques ainsi que le travertin ancien déposé au niveau des sources du Zaccar. On distingue un Pliocène continental et un Pliocène marin:
 - le Pliocène Inférieur: (Pliocène marin) qui est représenté par une série marneuse qui débute par des niveau détritiques gréseux ou sableux et parfois conglomératiques, ensuite on a un passage progressive dans la partie supérieur à des marnes sableuses et sables argileux formant tous les termes de passage aux grés Astiens. Les grés ; avec une épaisseur d'une centaine de mètres constituent une bande continue depuis l'Ouest d'EL-Abaddia vers le versant sud du Dahra;
 - le Pliocène Supérieur continental (Villafranchien) qui est formé de conglomérats à éléments gréseux à grésocalcaires et des sables, non consolidés.
- l'Astien est représenté par une série marine finement sableuse ou gréseuse de couleur jaune fauve. Les grés sont souvent à ciment calcaire ou des calcaires gréseux;
- les dépôts sableux rouges à stratifications qui succèdent aux conglomérats précédents appartiennent au villafranchien. Ces dépôts reposent le plus souvent sur des limons gris. Parfois les conglomérats du Pliocène supérieur n'existent pas et les formations rouges du villafranchien se trouvent alors en contact des grés astiens; d'ailleurs, au Sud de Chélif sur la bordure de l'Ouarsenis, le Pliocène disparaît complètement. A ce niveau, le Quaternaire recouvre directement les calcaires gréseux du Miocène;
- les dépôts quaternaires sont continentaux. On distingue un Quaternaire ancien et un quaternaire récent.
- le Quaternaire ancien est représenté essentiellement par des alluvions conglomératiques: Galets, gravies et des sables. Les alluvions du Quaternaire ancien sont observées au pied du massif de Zaccar et en particulier à l'Est de Sidi-Lakhdar. Elles forment les vastes collines en bordure Sud de la plaine d'El-Khemis.
- le Quaternaire récent est formé essentiellement de limon, dont l'épaisseur varie de 50 à 200m, on y distingue de bas en haut: des limons brus à rouges, les niveaux les plus anciens sont discordants sur le quaternaire ancien. Ces limons recouvrent la presque totalité de la dépression sous forme d'alternance sablo-grésseuse; des grés, visibles surtout sur les berges des oueds, forment des accumulations de niveaux très fins dont les épaisseur peuvent atteindre cinq mètres. Ce sont d'anciennes vases asséchées. Ces formations proviennent de l'érosion des reliefs avoisinants et des alluvions actuelles

formés de limons, de sables, de galets et de calloutis au fond des talwegs et dans les zones de confluence des oueds et des méandres abandonnés.

VII.6.3. Cadre structural

La plaine de Haut-Chélif est un synclinal circonscrit entre deux grandes structures anticlinales représentées par l'Ouarsenis au Sud et le massif du Dahra au nord (figure 7.6).

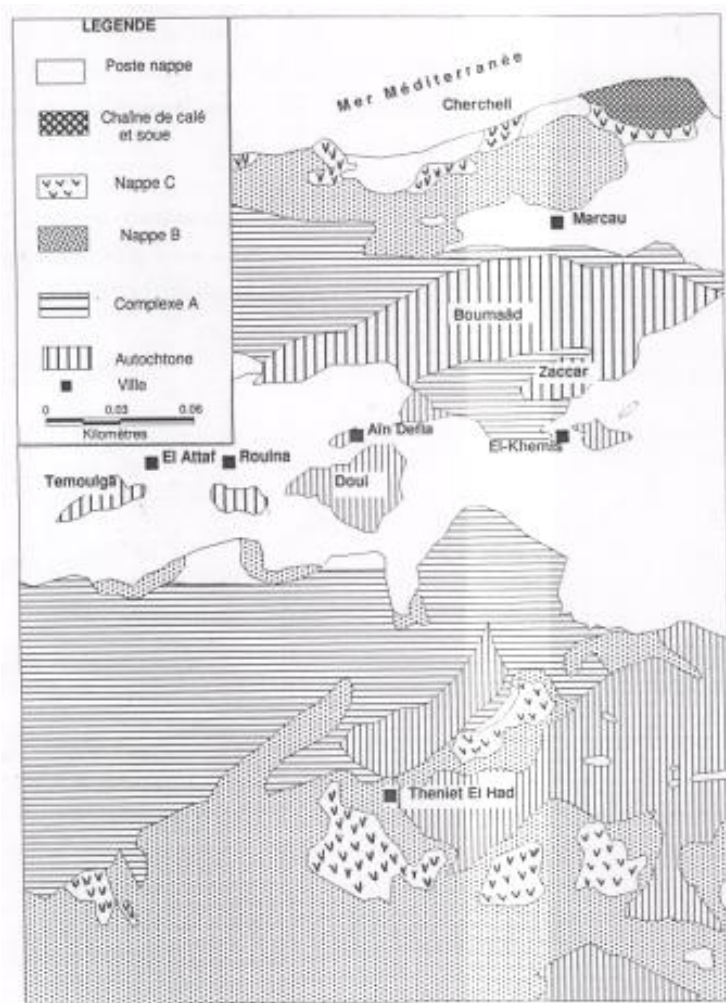


Figure 7.6: Carte structurale du Tell Centro-Occidental [Messelmi, 2005].

Le tell méridional est représenté au niveau de l'Ouarsenis en quatre unités, il s'agit de la série autochtone du complexe A de la nappe B et C.

La série autochtone est constituée par des marnes et des calcaires formant de vaste bombement recoupé par plusieurs failles des terrains essentiellement schisto-quartzitiques du Crétacé et de calcaires du Jurassique-néocomien.

Le complexe A correspond au calcaires, marnes et conglomérats de l'Albo-Cénomaniens-turonien et aux argiles gréseuses du barrémo-albo-aptien. La nappe B de tectonique assez complexe est constituée par une série de lames successives soulignées par du Trias, repose sur le complexe autochtone représenté par des terrains Crétacés et Miocènes. La nappe C formée par des terrains Crétacés, Oligocènes et Miocènes repose sur la nappe B.

VII.6.3.1. La dépression du Haut-Chélif

La dépression du haut Chélif est constituée essentiellement d'alluvions récentes d'âge Mio-Plio-Quaternaire d'une épaisseur moyenne environ 150m. On note des alluvions anciennes de nature très diverse mais à fort pourcentage argileux en général. Enfin une carapace formée de tufs blanchâtres, compacts ou pulvérulents et particulièrement développée au sud de la plaine.

VII.6.3.2. Tell septentrional

La nature du tell septentrional est analogue à celle de méridional. Ces deux derniers constituent les deux nappes, B et C, ce qui repose sur l'autochtone.

VII.6.4. Les grands réservoirs souterrains

D'après les études géologique et structurale de la plaine du Haut-Chélif, on peut distinguer les formations réservoirs du site.

Les calcaires d'âge Jurassique constituent un important réservoir qui se particularise par la présence des fissures représentatives d'un milieu approprié pour la circulation et le stockage de l'eau souterraine. Toutefois, la densité et la répartition mal connues de ces fissures posent des problèmes pour l'implantation des puits et des forages. Leur puissance peut atteindre les 400 m.

Les aquifères du Miocène qui se présente sous forme de conglomérats plus ou moins argileux et sableux. Les calcaires du Miocène affleurent dans les bordures de la vallée. L'observation

de ces affleurements et les données de forages suggèrent la présence d'espaces vides et de fissures internes ouvertes. Cette situation est provoquée par dissolution des carbonates sous l'influence de l'infiltration de l'eau de pluie, particulièrement le long des surfaces de contact. L'aquifère s'est développé dans ces espaces vides.

Le Pliocène se présente sous forme des grés de l'Astien. Ce sont des grés sableux jaunâtres passant à leur sommet à des sables dunaires à hélix. Son épaisseur moyenne est de 100m.

Les descriptions lithologiques des forages indiquent que plus de 20% des matériaux traversés sont décrits comme étant des sables, des graviers ou des grés. Ces données montrent également une gamme de profondeurs de forages qui va de 2 à 150m.

Toutefois, notre étude dont l'objectif consiste à évaluer les réserves en eau souterraine est axée essentiellement sur l'aquifère alluvial du Haut-Chélif qui constitue l'aquifère le plus important et le plus exploité dans toute la région de la plaine du haute Chélif.

VII.7. Fluctuation de l'état piézométrique de la nappe du Haut Chélif

VII.7.1. Présentation du réseau de mesure

Le bassin versant du haut-Chélif comporte 29 points de mesure dont les caractéristiques sont représentées dans le tableau 7.3.

Tableau 7.3: *Caractéristiques du réseau de mesure du bassin versant du haut Chélif [A.N.R.H Blida].*

Point de mesure	nature	X (m)	Y (m)	Z (m)	Prof (m)
W084_107	puits	447250	331000	264,806	17
W084_111	puits	440400	331800	245,135	9,08
W084_12	puits	462450	321750	308,38	21,21
W084_125	puits	442700	326000	258,292	20
W084_127	puits	441050	326350	274,142	16
W084_129	puits	440750	327900	251,745	8,65
W084_139	puits	459500	320900	303,641	11,2
W084_14	puits	462470	320850	315,803	25,1
W084_140	puits	458500	321300	296,901	14
W084_143	puits	458750	320300	301,102	16,2
W084_155	puits	456000	321050	293,016	12,72
W084_166	puits	442400	325250	269,177	12,01
W084_182	puits	444300	327550	252,284	8,21
W084_196	puits	447500	332600	278,018	19,1
W084_22	puits	463900	322000	298,818	26,3
W084_311	puits	455950	320250	310,843	23
W084_314	puits	454550	328350	279,216	18
W084_5	puits	461250	323550	287,414	15,69
W084_63	puits	452070	321950	280,602	15
W084_72	puits	454400	328400	279,295	12,59
W084_8	puits	462300	322800	293,401	20,66
W084_81	puits	448200	326500	258,229	14,5
W084_91	puits	447500	329600	256,639	5,5
W085_14	puits	469820	321500	316,434	40,1
W085_20	puits	477350	323500	394,872	23,2
W085_23	puits	480100	322250	475,236	12,42
W085_27	puits	483750	322770	359,937	14
W085_38	puits	480950	322900	514,992	8,5
W085_6	puits	471700	324700	346,255	19,5

Le réseau piézométrique (figure 7.7) fait apparaître une mauvaise distribution des points d'eau sur la plaine. On constate une forte concentration de ces derniers au Nord de la localité de Ouled Khelifa et au Nord de Djelida à l'exutoire de la plaine alluviale tandis qu'ils sont inexistantes au centre de la nappe. Cette mauvaise distribution peut influencer les résultats de notre étude.

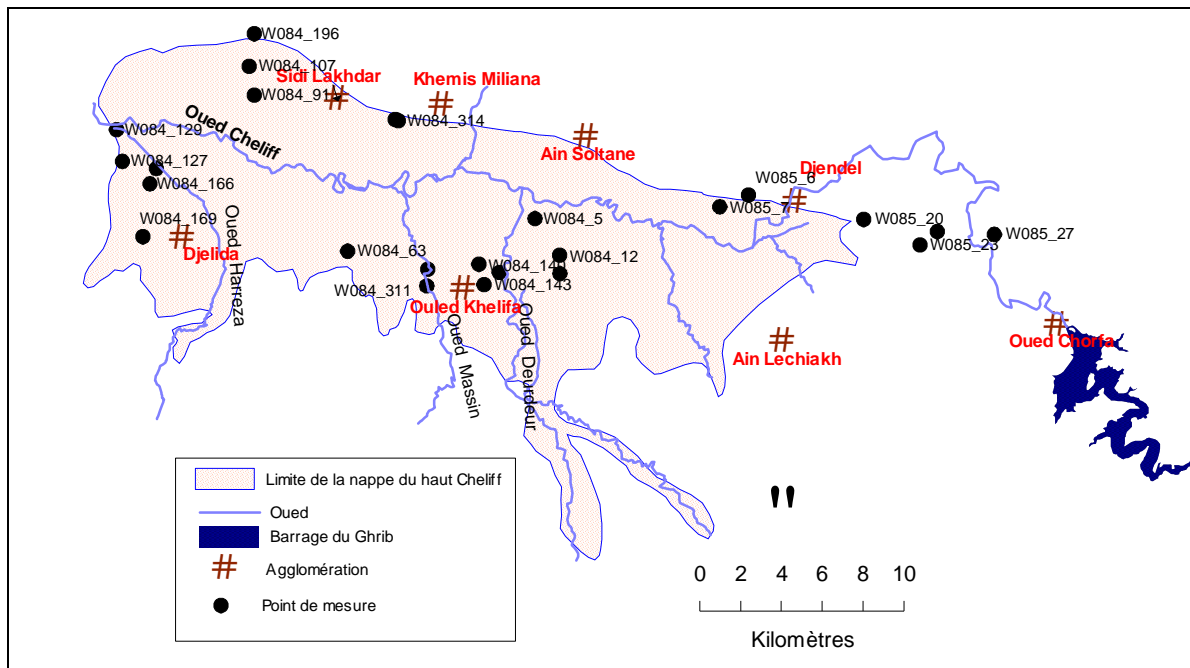


Figure 7.7: Réseau piézométrique du Haut-Chélif.

VII.7.2. Suivi de la piézométrie

Les données disponibles pour l'établissement de ce suivi sont les mesures effectuées durant la période (2002 -2004) par l'Agence Nationale des Ressources Hydriques. Certaines mesures présentent des lacunes. Nous avons supprimé toutes les valeurs où la mesure n'a pas pu être effectuée afin de ne pas altérer les cartes établies pour les différentes campagnes.

Les mesures ont été effectuées pour deux périodes par année: périodes des hautes eaux, effectuée le mois d'avril et la période des basses eaux effectuée le mois de septembre. Les levés piézométriques pour les différentes années sont donnés dans les tableaux de 7.4 à 7.9.

Tableau 7.4: Levé piézométrique des hautes eaux 2002 [A.N.R.H Blida].

Point de mesure	nature	X (m)	Y (m)	Z (m)	Prof (m)	Niveau statique (m)	Niveau dynamique (m)
W084_107	puits	447250	331000	264,806	17	15,71	249,096
W084_12	puits	462450	321750	308,38	21,21	19,46	288,92
W084_125	puits	442700	326000	258,292	20	12,77	245,522
W084_127	puits	441050	326350	274,142	16	8,72	265,422
W084_129	puits	440750	327900	251,745	8,65	5,24	246,505
W084_139	puits	459500	320900	303,641	11,2	8,44	295,201
W084_14	puits	462470	320850	315,803	25,1	20,28	295,523
W084_140	puits	458500	321300	296,901	14	10,9	286,001
W084_143	puits	458750	320300	301,102	16,2	6,97	294,132
W084_155	puits	456000	321050	293,016	12,72	11,73	281,286
W084_166	puits	442400	325250	269,177	12,01	12,67	256,507
W084_169	puits	442050	322650	313,147	16	9,44	303,707
W084_196	puits	447500	332600	278,018	19,1	15,7	262,318
W084_311	puits	455950	320250	310,843	23	20,24	290,603
W084_314	puits	454550	328350	279,216	18	10,8	268,416
W084_5	puits	461250	323550	287,414	15,69	20,26	267,154
W084_63	puits	452070	321950	280,602	15	16,81	263,792
W084_72	puits	454400	328400	279,295	12,59	11	268,295
W084_91	puits	447500	329600	256,639	5,5	5,56	251,079
W085_20	puits	477350	323500	394,872	23,2	16,83	378,042
W085_23	puits	480100	322250	475,236	12,42	7,77	467,466
W085_27	puits	483750	322770	359,937	14	10,06	349,877
W085_38	puits	480950	322900	514,992	8,5	7,7	507,292
W085_6	puits	471700	324700	346,255	19,5	15,71	330,545
W085_7	puits	470300	324120	306,973	32,58	32,67	274,303

Tableau 7.5: Levé piézométrique des basses eaux 2002 [A.N.R.H Blida].

Point de mesure	nature	X (m)	Y (m)	Z (m)	Prof (m)	Niveau statique (m)	Niveau dynamique (m)
W084_111	puits	440400	331800	245,135	9,08	16,8	228,335
W084_12	puits	462450	321750	308,38	21,21	22,2	286,18
W084_125	puits	442700	326000	258,292	20	11,4	246,892
W084_127	puits	441050	326350	274,142	16	10,6	263,542
W084_129	puits	440750	327900	251,745	8,65	8,8	242,945
W084_139	puits	459500	320900	303,641	11,2	8,8	294,841
W084_14	puits	462470	320850	315,803	25,1	22,15	293,653
W084_140	puits	458500	321300	296,901	14	9,8	287,101
W084_143	puits	458750	320300	301,102	16,2	7,6	293,502
W084_155	puits	456000	321050	293,016	12,72	11,7	281,316
W084_166	puits	442400	325250	269,177	12,01	13,6	255,577
W084_169	puits	442050	322650	313,147	16	10,4	302,747
W084_182	puits	444300	327550	252,284	8,21	20,4	231,884
W084_196	puits	447500	332600	278,018	19,1	16,5	261,518
W084_311	puits	455950	320250	310,843	23	21,2	289,643
W084_314	puits	454550	328350	279,216	18	10,8	268,416
W084_5	puits	461250	323550	287,414	15,69	22,24	265,174
W084_63	puits	452070	321950	280,602	15	18,2	262,402
W084_72	puits	454400	328400	279,295	12,59	11,6	267,695
W084_8	puits	462300	322800	293,401	20,66	21,75	271,651
W085_14	puits	469820	321500	316,434	40,1	39,4	277,034
W085_20	puits	477350	323500	394,872	23,2	18,8	376,072
W085_23	puits	480100	322250	475,236	12,42	11,44	463,796
W085_27	puits	483750	322770	359,937	14	10,9	349,037
W085_38	puits	480950	322900	514,992	8,5	8,3	506,692
W085_6	puits	471700	324700	346,255	19,5	16,2	330,055

Tableau 7.6: *Levé piézométrique des hautes eaux 2003 [A.N.R.H Blida].*

Point de mesure	nature	X (m)	Y (m)	Z (m)	Prof (m)	Niveau statique (m)	Niveau dynamique (m)
W084_107	puits	447250	331000	264,806	17	14,60	250,21
W084_111	puits	440400	331800	245,135	9,08	14,10	231,04
W084_12	puits	462450	321750	308,38	21,21	21,10	287,28
W084_125	puits	442700	326000	258,292	20	6,30	251,99
W084_127	puits	441050	326350	274,142	16	2,40	271,74
W084_129	puits	440750	327900	251,745	8,65	3,40	248,35
W084_139	puits	459500	320900	303,641	11,2	8,10	295,54
W084_14	puits	462470	320850	315,803	25,1	22,00	293,80
W084_140	puits	458500	321300	296,901	14	9,30	287,60
W084_143	puits	458750	320300	301,102	16,2	8,50	292,60
W084_155	puits	456000	321050	293,016	12,72	9,40	283,62
W084_166	puits	442400	325250	269,177	12,01	8,70	260,48
W084_169	puits	442050	322650	313,147	16	10,00	303,15
W084_182	puits	444300	327550	252,284	8,21	19,23	233,05
W084_196	puits	447500	332600	278,018	19,1	11,90	266,12
W084_311	puits	455950	320250	310,843	23	20,90	289,94
W084_63	puits	452070	321950	280,602	15	15,00	265,60
W084_72	puits	454400	328400	279,295	12,59	12,30	267,00
W084_8	puits	462300	322800	293,401	20,66	18,15	275,25
W084_81	puits	448200	326500	258,229	14,5	16,60	241,63
W085_14	puits	469820	321500	316,434	40,1	37,80	278,63
W085_20	puits	477350	323500	394,872	23,2	12,50	382,37
W085_23	puits	480100	322250	475,236	12,42	4,96	470,28
W085_27	puits	483750	322770	359,937	14	11,70	348,24
W085_38	puits	480950	322900	514,992	8,5	5,90	509,09
W085_6	puits	471700	324700	346,255	19,5	15,35	330,91

Tableau 7.7: *Levé piézométrique des basses eaux 2003 [A.N.R.H Blida].*

Point de mesure	nature	X (m)	Y (m)	Z (m)	Prof (m)	Niveau statique (m)	Niveau dynamique (m)
W084_107	puits	447250	331000	264,806	17	16,32	248,486
W084_111	puits	440400	331800	245,135	9,08	15,76	229,375
W084_127	puits	441050	326350	274,142	16	7,4	266,742
W084_129	puits	440750	327900	251,745	8,65	6,21	245,535
W084_139	puits	459500	320900	303,641	11,2	7,91	295,731
W084_14	puits	462470	320850	315,803	25,1	21,7	294,103
W084_140	puits	458500	321300	296,901	14	9,85	287,051
W084_143	puits	458750	320300	301,102	16,2	8,5	292,602
W084_155	puits	456000	321050	293,016	12,72	9,39	283,626
W084_166	puits	442400	325250	269,177	12,01	12,44	256,737
W084_169	puits	442050	322650	313,147	16	6,11	307,037
W084_182	puits	444300	327550	252,284	8,21	22,51	229,774
W084_196	puits	447500	332600	278,018	19,1	13,67	264,348
W084_311	puits	455950	320250	310,843	23	18,27	292,573
W084_314	puits	454550	328350	279,216	18	9,75	269,466
W084_5	puits	461250	323550	287,414	15,69	20,59	266,824
W084_63	puits	452070	321950	280,602	15	12,61	267,992
W084_72	puits	454400	328400	279,295	12,59	10,37	268,925
W084_8	puits	462300	322800	293,401	20,66	24,82	268,581
W084_91	puits	447500	329600	256,639	5,5	4,45	252,189
W085_14	puits	469820	321500	316,434	40,1	38	278,434
W085_20	puits	477350	323500	394,872	23,2	12,39	382,482
W085_23	puits	480100	322250	475,236	12,42	8,5	466,736
W085_27	puits	483750	322770	359,937	14	10,37	349,567
W085_38	puits	480950	322900	514,992	8,5	8,26	506,732
W085_6	puits	471700	324700	346,255	19,5	15,98	330,275

Tableau 7.8: Levé piézométrique des hautes eaux 2004 [A.N.R.H Blida].

Point de mesure	nature	X (m)	Y (m)	Z (m)	Prof (m)	Niveau statique (m)	Niveau dynamique (m)
W084_107	puits	447250	331000	264,806	17	14,8	250,006
W084_111	puits	440400	331800	245,135	9,08	14,47	230,665
W084_12	puits	462450	321750	308,38	21,21	18,27	290,11
W084_125	puits	442700	326000	258,292	20	8,63	249,662
W084_127	puits	441050	326350	274,142	16	8,62	265,522
W084_129	puits	440750	327900	251,745	8,65	4,93	246,815
W084_139	puits	459500	320900	303,641	11,2	8,29	295,351
W084_14	puits	462470	320850	315,803	25,1	19,31	296,493
W084_140	puits	458500	321300	296,901	14	8,81	288,091
W084_143	puits	458750	320300	301,102	16,2	6,27	294,832
W084_155	puits	456000	321050	293,016	12,72	8,31	284,706
W084_166	puits	442400	325250	269,177	12,01	13,11	256,067
W084_182	puits	444300	327550	252,284	8,21	19,22	233,064
W084_196	puits	447500	332600	278,018	19,1	13,73	264,288
W084_22	puits	463900	322000	298,818	26,3	27	271,818
W084_311	puits	455950	320250	310,843	23	18,99	291,853
W084_314	puits	454550	328350	279,216	18	10,95	268,266
W084_63	puits	452070	321950	280,602	15	12,9	267,702
W084_72	puits	454400	328400	279,295	12,59	10,97	268,325
W084_8	puits	462300	322800	293,401	20,66	26,41	266,991
W084_81	puits	448200	326500	258,229	14,5	16,49	241,739
W084_91	puits	447500	329600	256,639	5,5	5,44	251,199
W085_14	puits	469820	321500	316,434	40,1	39	277,434
W085_20	puits	477350	323500	394,872	23,2	10,7	384,172
W085_23	puits	480100	322250	475,236	12,42	4,91	470,326
W085_27	puits	483750	322770	359,937	14	10,45	349,487
W085_38	puits	480950	322900	514,992	8,5	6,05	508,942
W085_6	puits	471700	324700	346,255	19,5	15,28	330,975

Tableau 7.9: *Levé piézométrique des basses eaux 2004 [A.N.R.H Blida].*

Point de mesure	nature	X (m)	Y (m)	Z (m)	Prof (m)	Niveau statique (m)	Niveau dynamique (m)
W084_107	puits	447250	331000	264,806	17	15,2	249,606
W084_111	puits	440400	331800	245,135	9,08	15,93	229,205
W084_12	puits	462450	321750	308,38	21,21	20,95	287,43
W084_125	puits	442700	326000	258,292	20	15,21	243,082
W084_127	puits	441050	326350	274,142	16	11,11	263,032
W084_129	puits	440750	327900	251,745	8,65	4,82	246,925
W084_139	puits	459500	320900	303,641	11,2	8,04	295,601
W084_14	puits	462470	320850	315,803	25,1	20,29	295,513
W084_140	puits	458500	321300	296,901	14	9,76	287,141
W084_143	puits	458750	320300	301,102	16,2	6,68	294,422
W084_155	puits	456000	321050	293,016	12,72	9,02	283,996
W084_166	puits	442400	325250	269,177	12,01	13,55	255,627
W084_182	puits	444300	327550	252,284	8,21	22,22	230,064
W084_196	puits	447500	332600	278,018	19,1	16,55	261,468
W084_22	puits	463900	322000	298,818	26,3	25,13	273,688
W084_311	puits	455950	320250	310,843	23	18,56	292,283
W084_314	puits	454550	328350	279,216	18	9,48	269,736
W084_5	puits	461250	323550	287,414	15,69	21,22	266,194
W084_63	puits	452070	321950	280,602	15	13,58	267,022
W084_72	puits	454400	328400	279,295	12,59	9,39	269,905
W084_8	puits	462300	322800	293,401	20,66	26,33	267,071
W084_81	puits	448200	326500	258,229	14,5	17,45	240,779
W084_91	puits	447500	329600	256,639	5,5	2,85	253,789
W085_14	puits	469820	321500	316,434	40,1	37,78	278,654
W085_20	puits	477350	323500	394,872	23,2	16	378,872
W085_23	puits	480100	322250	475,236	12,42	9,19	466,046
W085_27	puits	483750	322770	359,937	14	10,66	349,277
W085_38	puits	480950	322900	514,992	8,5	7,83	507,162
W085_6	puits	471700	324700	346,255	19,5	15,97	330,285

A partir des tableaux 7.4 à 7.9, nous avons pu établir six cartes piézométriques (figures 7.8 à 7.13) qui nous permettent de suivre la variation de la piézométrie dans la plaine alluviale du Haut-Chélif durant la période 2002 à 2004.

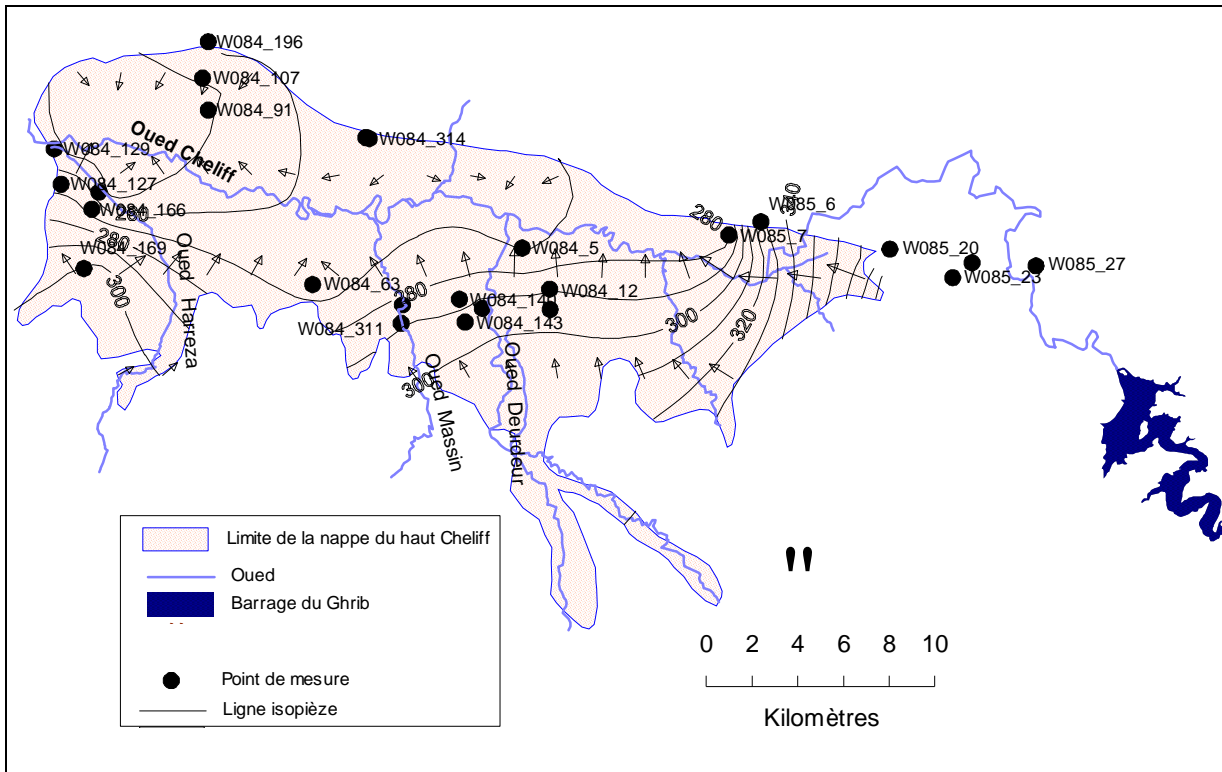


Figure 7.8: Carte piézométrique de la nappe du Haut-Chélif (hautes eaux 2002).

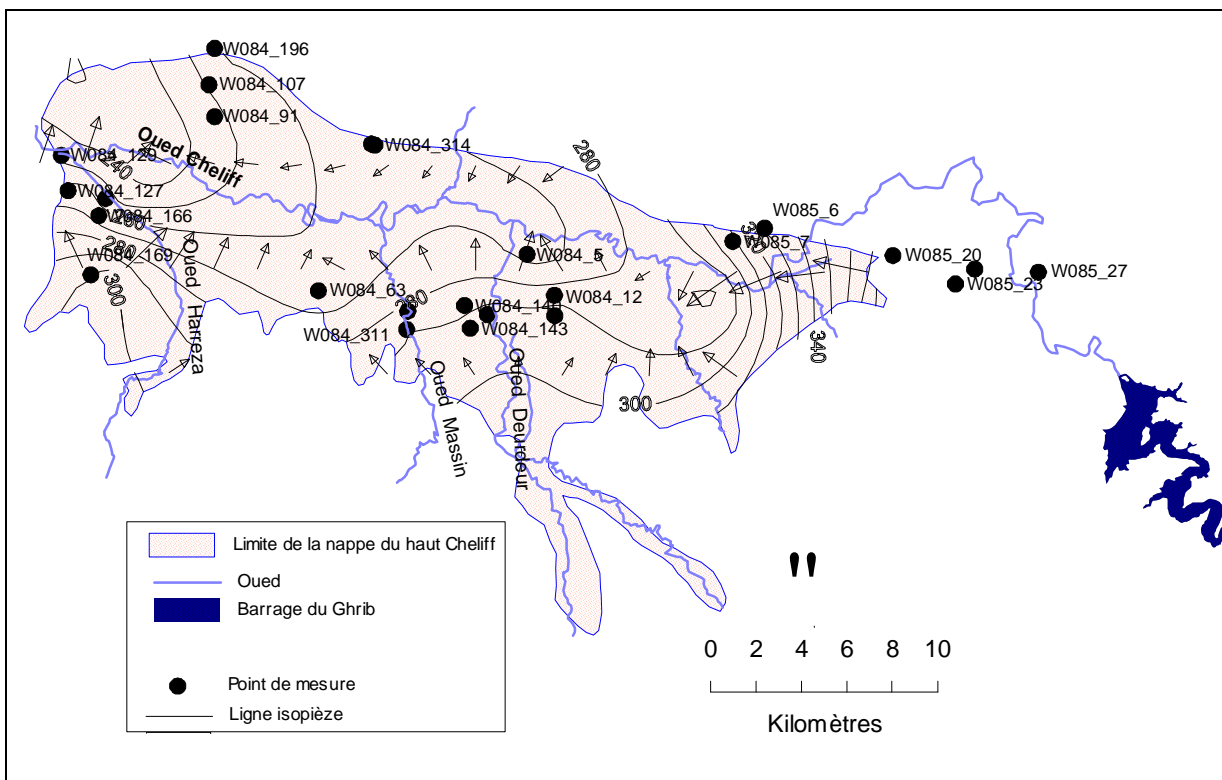


Figure 7.9: Carte piézométrique de la nappe du Haut-Chélif (basses eaux 2002).

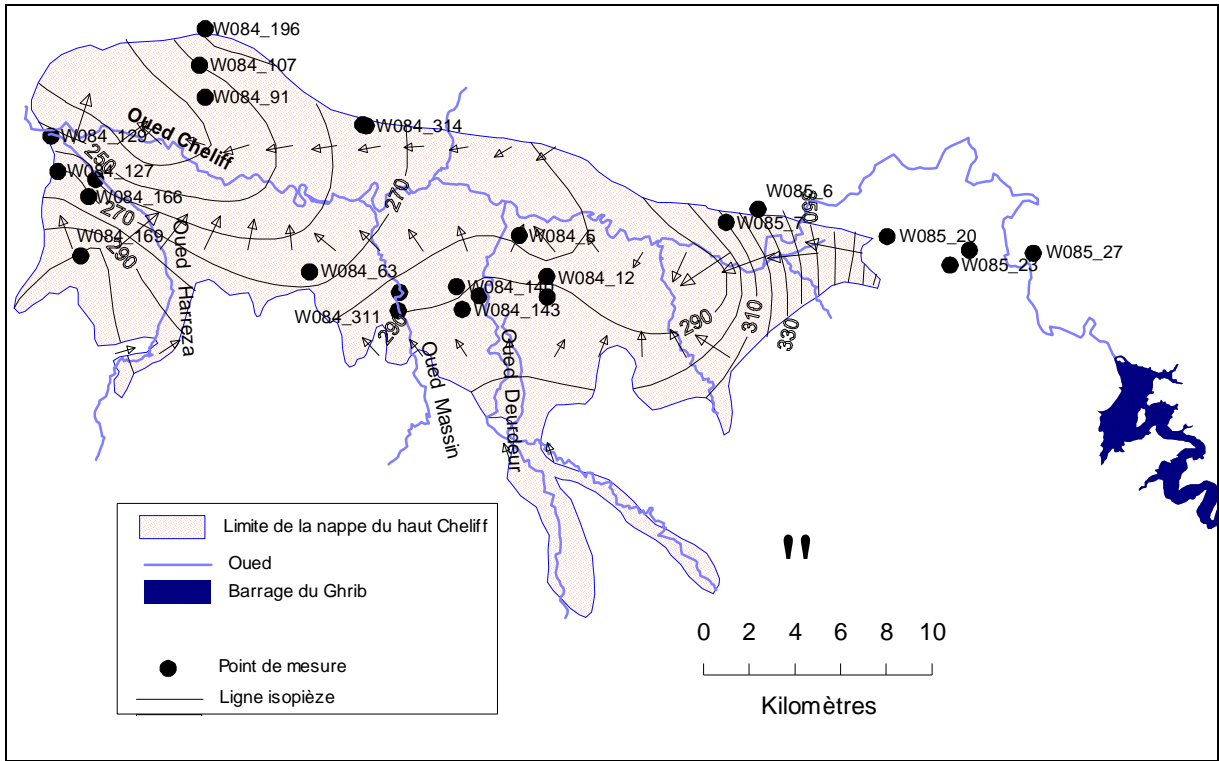


Figure 7.10: Carte piézométrique de la nappe du Haut-Chélif (hautes eaux 2003).

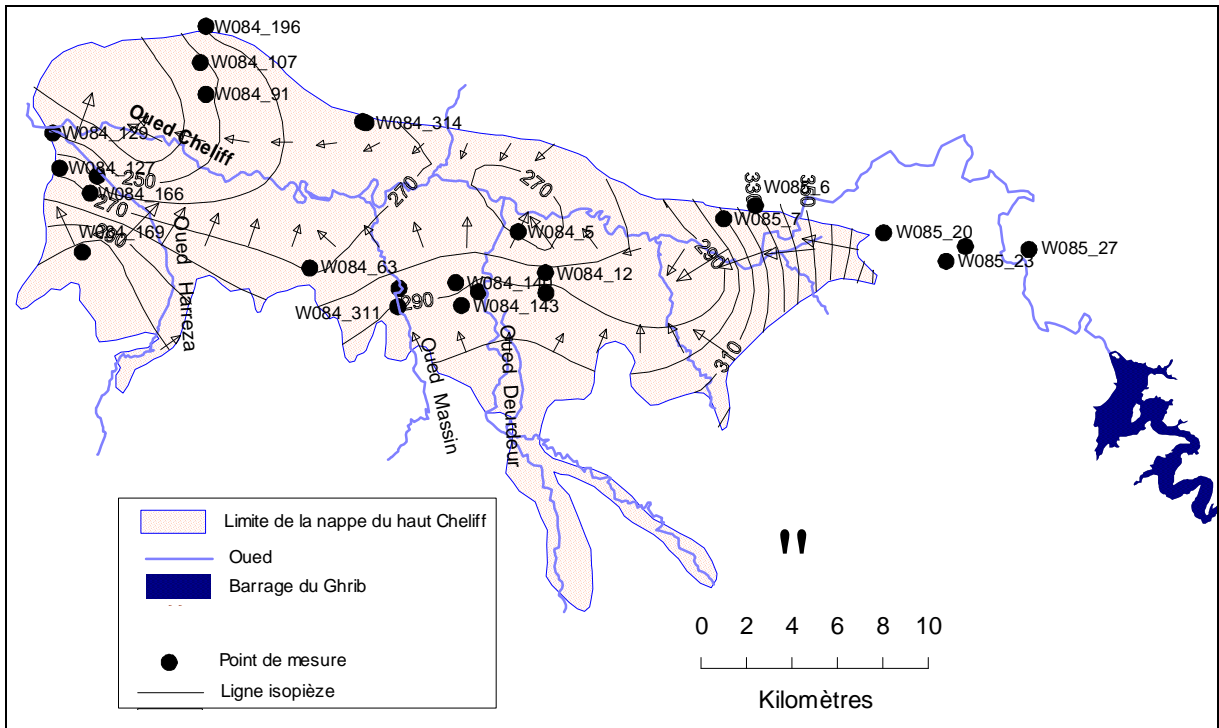


Figure 7.11: Carte piézométrique de la nappe du Haut-Chélif (basses eaux 2003).

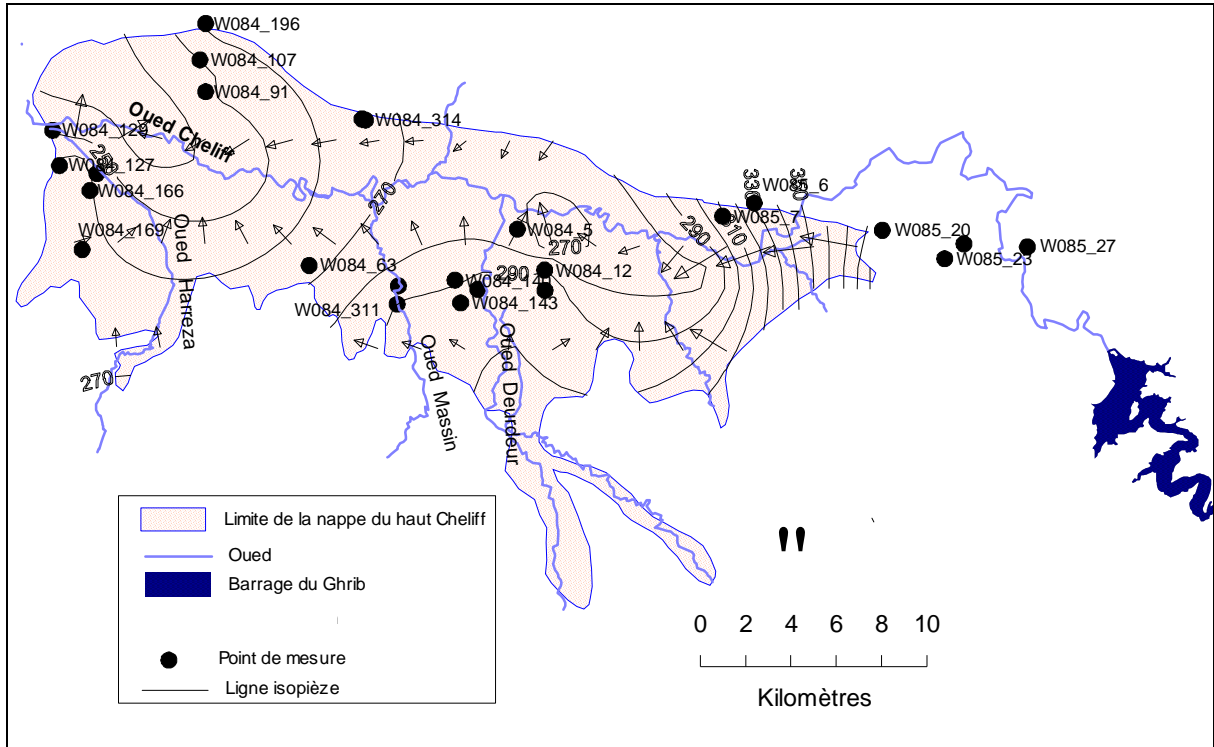


Figure 7.12: Carte piézométrique de la nappe du Haut-Chélif (hautes eaux 2004).

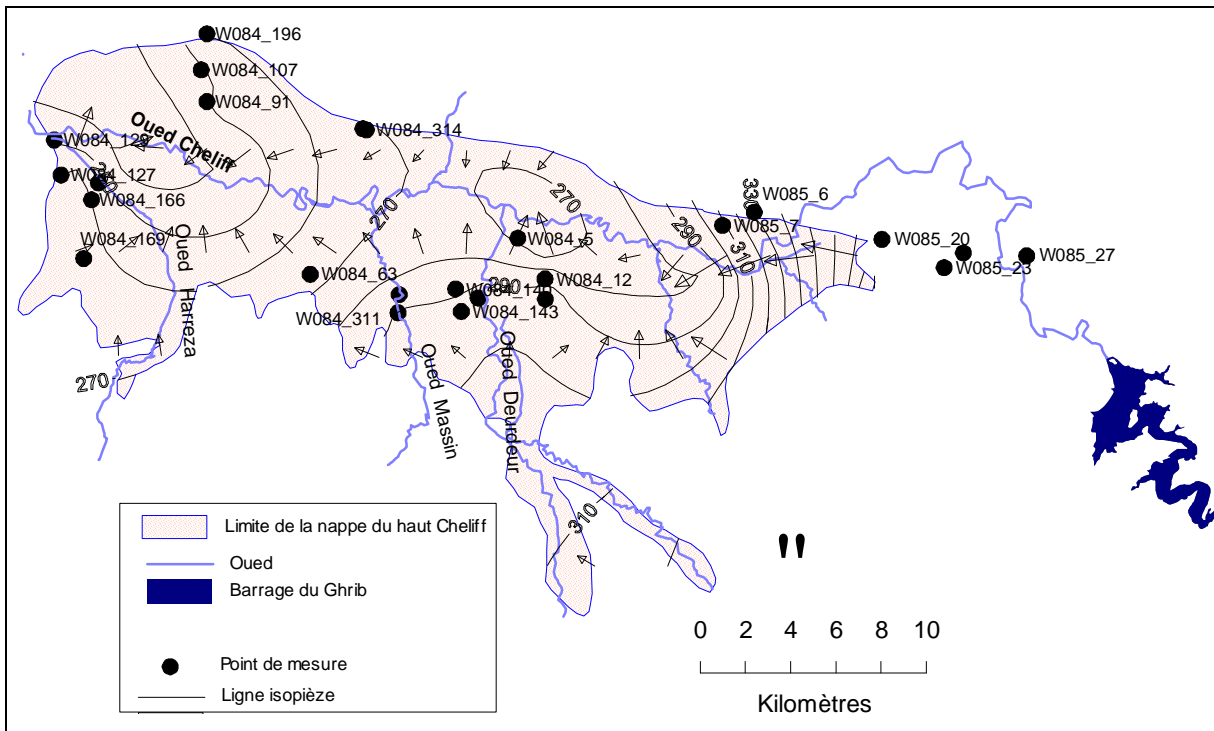


Figure 7.13: Carte piézométrique de la nappe du Haut-Chélif (basses eaux 2004).

Généralement, les six cartes piézométriques tracées pour caractériser l'écoulement des eaux souterraines et suivre l'évolution de la piézométrie pour la nappe alluviale du Haut-Chélif pour les années 2002, 2003 et 2004 et pour les deux périodes des hautes et des basses eaux présentent des courbes isopièzes perpendiculaires à la bordure à l'amont ce qui montre que les limites de la nappe sont étanches et qu'elle ne bénéficie d'aucun apport depuis les formations extérieures. Au sud de la plaine, à l'Ouest du point W085-6, ces courbes deviennent parallèles à la bordure indiquant une alimentation à partir des grès et des calcaires.

Les lignes piézométriques coupent perpendiculairement l'axe de l'oued avec une légère convergence vers l'oued donnant des axes d'écoulement souterrain qui convergent vers ce dernier, ce qui révèle une alimentation de l'Oued Chélif par la nappe. D'après une investigation que nous avons réalisée dans la région de Aïn Soltane et d'après la confirmation des agents de l'A.N.R.H de Khémis Miliana, il y a une apparition de sources naturelles d'eau dans cette région dans la période estivale et qui disparaissent pendant l'hiver. Ceci indique que les sources ont été tariées suite à la forte exploitation durant cette période qui a pour conséquence la baisse du niveau de la nappe. En vue de la non disponibilité d'une étude géophysique détaillée de la région durant l'élaboration de ce travail pour suivre s'il y a continuité du substratum imperméable, nous ne pouvons pas confirmer s'il y a alimentation de la nappe alluviale depuis les nappes adjacentes.

La direction de l'écoulement des eaux souterraines vers le centre de la plaine alluviale est le résultat de la position de celle-ci qui forme une cuvette bordée par des régions montagneuses où l'eau est à de très grandes charges et à tendance à s'écouler vers la plaine. Le pompage a pour conséquence une baisse du niveau de la nappe ce qui favorise cette circulation. Ceci peut s'expliquer par l'apparition de dépressions au voisinage du puit W085-14 (figure 7.8) causé par un pompage intensif au niveau des puits W84-5 et W84-8 pour la période des basses eaux 2002 et 2004 et le puits W84-8 pour la période des hautes eaux 2004.

Le gradient hydraulique est très important à l'Est de la plaine. Il est de l'ordre de $10,29.10^{-3}$ indiquant une faible perméabilité ou une pente importante des terrains. Par contre, en allant vers l'Ouest, il augmente, il est de l'ordre de $2,14.10^{-3}$ à $2,37.10^{-3}$ montrant une forte perméabilité des terrains dans le centre de la vallée.

La comparaison entre les différentes cartes piézométriques fait apparaître que la nappe est influencée par les eaux pluviales. On remarque une translation des courbes isopièzes vers l'Ouest de la plaine pour la période des basses eaux expliquant le rabattement du niveau de la nappe sous l'effet de l'exploitation massive des eaux souterraines pendant les périodes d'été. Cette forte exploitation apparaît clairement par la formation de dépressions piézométriques au voisinage du point W084-5 (figure 7.11, 7.12 et 7.13). Les courbes isopièzes des basses eaux présentent un étirement plus important vers l'Est avec un niveau qui décroît de plus en plus tout en s'approchant des bordures de la plaine, ce qui explique le fort drainage de l'oued à partir de la nappe.

Les figures 7.9 à 7.11 montrent des directions d'écoulement qui convergent depuis l'oued vers la nappe au niveau de l'isopièze 290, ceci montre qu'il y a possibilité d'alimentation de la nappe à partir de l'oued au niveau de ce point ce qui conduit à dire que l'étude de la recharge à l'échelle globale de la nappe ne donne pas une information détaillée sur les zones d'alimentation à partir des eaux superficielles.

VII.7.3. Variation spatiotemporelle du niveau piézométrique de la nappe du Haut-Chélif

Le niveau piézométrique de la nappe présente des évolutions différentes dans le temps et dans l'espace. Afin de suivre ses variations sur les deux rives de l'oued, nous avons considéré deux axes: Un axe sur la rive droite et un axe sur la rive gauche de l'oued suivant son sens de l'écoulement d'Est en Ouest (Figure 7.14).

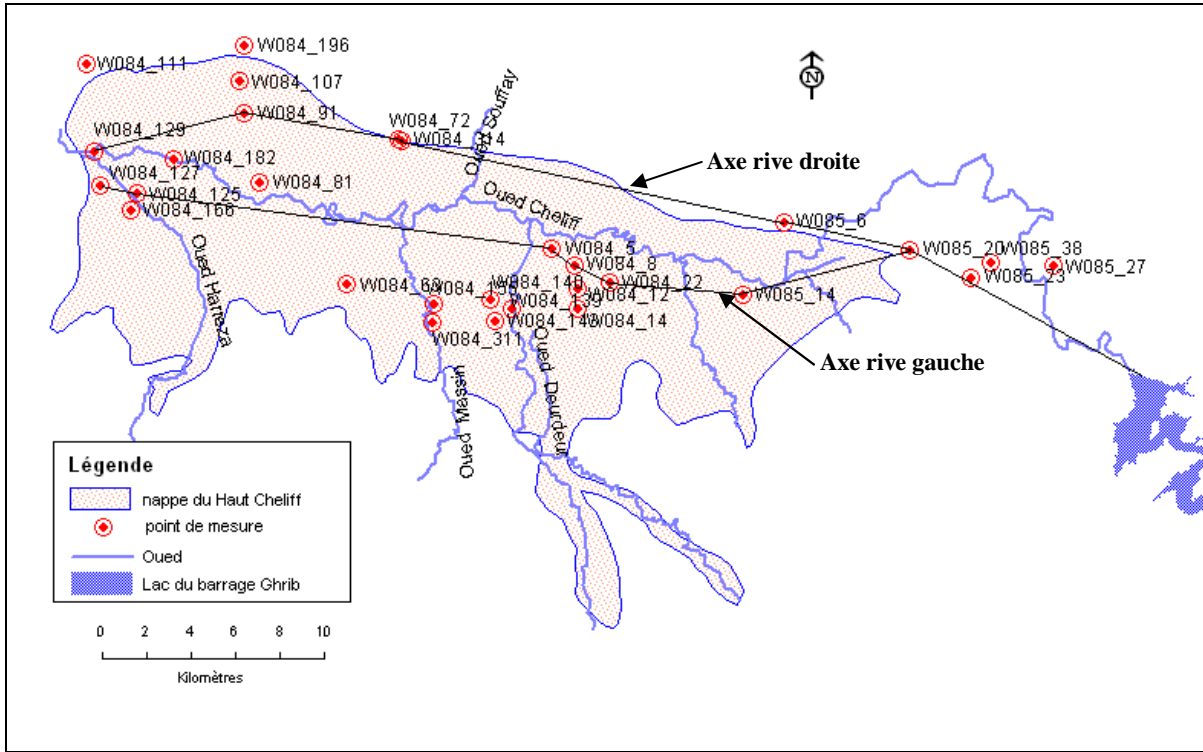


Figure 7.14: Axes considérés pour suivre l'évolution de la piézométrie de la nappe du Haut-Chélif.

Les points d'eau dont chaque axe traverse, leurs distances à partir du barrage Ghrif ainsi que le niveau piézométrique pour les différentes campagnes sont reportés dans les tableaux 7.10 et 7.11.

Tableau 7.10: Points considérés pour l'axe de la rive droite.

Points	Distances (m)	Niveau piézométrique (m)					
		HE 2002	BE 2002	HE 2003	BE 2003	HE 2004	BE 2004
W085_20	11630	16,83	18,8	12,50	12,39	10,7	16
W085_6	17354	15,71	16,2	15,35	15,98	15,28	15,97
W084_314	34814	10,8	10,8		9,75	10,95	9,48
W084_91	41992	5,56			4,45	5,44	2,85
W084_129	48912	5,24	8,8	3,40	6,21	4,93	4,82

Tableau 7.11: Points considérés pour l'axe de la rive gauche.

Points	Distances (m)	Niveau piézométrique (m)					
		HE 2002	BE 2002	HE 2003	BE 2003	HE 2004	BE 2004
W085_20	11630	16,83	18,8	12,50	12,39	10,7	16
W085_14	19478	20,28	22,15	37,80	38	39	37,78
W084_22	25461					27	25,13
W084_8	27351		21,75	18,15	24,82	26,41	26,33
W084_5	28524	20,26	22,24		20,59		21,22
W084_125	46994	12,77	11,4	6,30		8,63	15,21
W084_127	48608	8,72	10,6	2,40	7,4	8,62	11,11

A partir des tableaux 7.10 et 7.11, nous avons pu dresser deux courbes d'évolution de la nappe sur les deux cotés de l'oued (Figures 7.15 et 7.16).

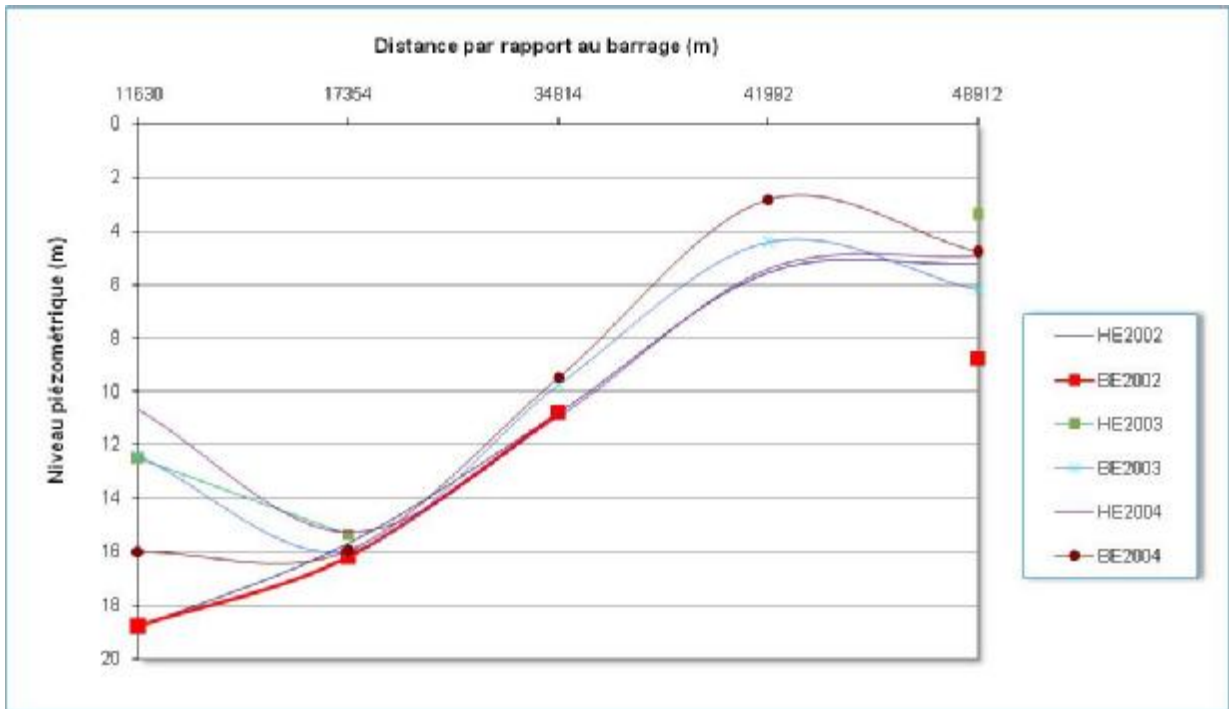


Figure 7.15: Evolution spatiotemporelle de la nappe du Haut-Chélif à la rive droite de l'Oued.

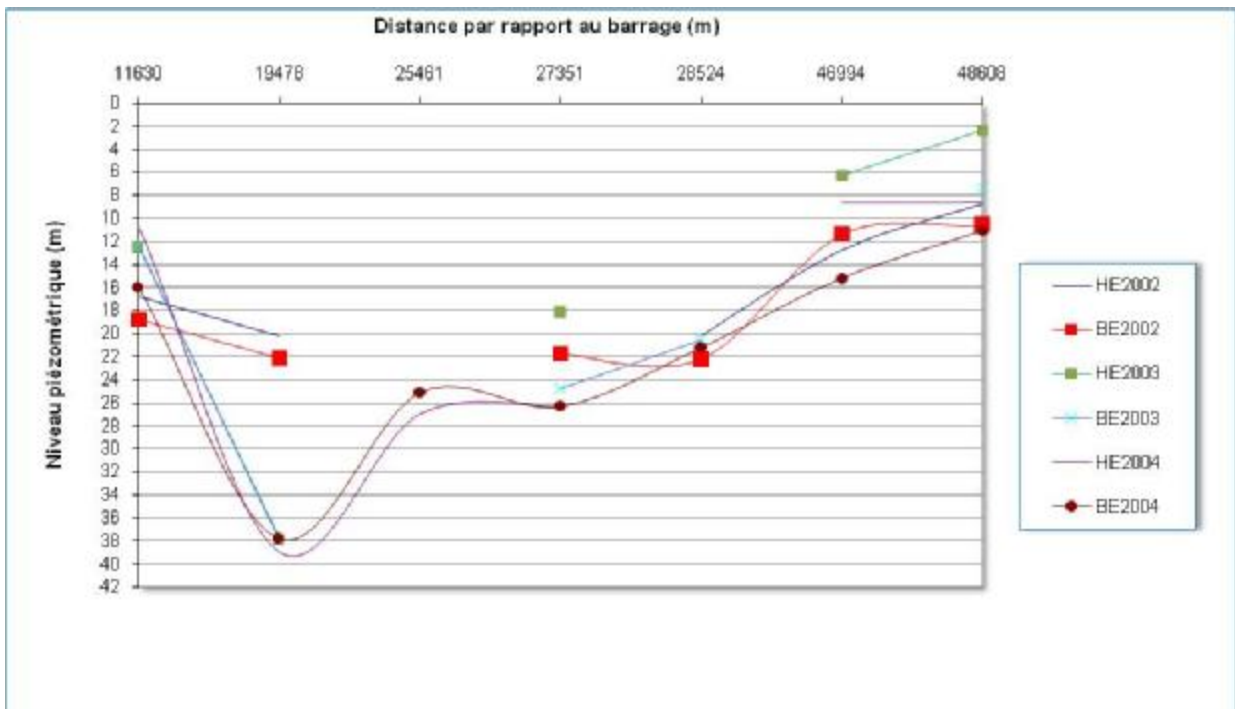


Figure 7.16: Evolution spatiotemporelle de la nappe du Haut-Chélif à la rive gauche de l'Oued.

Le niveau piézométrique de la nappe alluviale du Haut-Chélif présente des évolutions différentes dans l'espace et dans le temps (figures 7.15 et 7.16). Ces évolutions sont influencées par l'exploitation intensive et discontinue de la nappe qui produit des évolutions hydrodynamiques très variables suite aux variations du débit et de périodes de pompage.

Pour la rive droite, on remarque que pour la majorité des points, le niveau hydrodynamique pendant les périodes des basses eaux est plus élevé que celui des hautes eaux, ce qui montre que pendant la période d'irrigation, les puits vont perdre une partie des eaux souterraines avant qu'elles retournent à nouveau à la nappe. Les points W085-314 et W085-91 présentent une évolution naturelle du niveau piézométrique où le niveau des Hautes eaux est plus élevé que celui des basses eaux, ce qui laisse penser que cette partie de la nappe est libre où la baisse du niveau piézométrique se fait d'une manière progressive. Le manque de mesures en ces deux points ne nous permet pas un suivi bien détaillé de cette évolution durant toutes les périodes. Remarquons aussi que l'évolution du toit de la nappe se fait de façon linéaire à partir du point W085-6 soit à environ 17 km du barrage Ghrib jusqu'au point W084-91 situé à environ 42 km du barrage où on remarque un gradient hydraulique uniforme dans toute cette zone. La remontée du niveau piézométrique se fait d'une manière rapide ce qui montre une bonne alimentation de la nappe.

Pour la rive gauche, on remarque une chute du niveau piézométrique aux premiers kilomètres de la nappe, ce qui montre une mauvaise perméabilité des terrains puis le niveau remonte graduellement jusqu'à l'exutoire de la nappe. Cette évolution n'est pas homogène le long de la rive sous l'effet de l'exploitation irrégulière des eaux souterraines ou l'hétérogénéité des terrains. Le manque de mesures sur toutes les campagnes ne nous a pas permis de suivre de façon continue cette évolution. La majorité des points montrent que le niveau des puits pendant la période des basses eaux est plus élevé que celui des hautes eaux ce qui montre que la nappe bénéficie des infiltrations des eaux superficielles excédentaires. La discontinuité et l'irrégularité du pompage influent sur la fluctuation de la nappe.

On remarque aussi que pour la rive droite, le niveau de la nappe s'approche beaucoup plus du sol en le comparant à la rive gauche, ce qui montre que l'influence des eaux de surface sur la nappe est plus importante sur la rive droite.

VII.7.4. Variation de la réserve souterraine de la nappe du Haut-Chélif

Vu le manque de données nécessaires à l'établissement d'un bilan hydrique, nous avons choisi de suivre l'évolution de la réserve de la nappe alluviale. Nous avons donc choisi la méthode graphique dite méthode de différences piézométriques. Cette méthode a été appliquée en Tunisie pour le calcul de la réserve hydrique souterraine [*Mhamdi et al, 2004*].

L'évaluation de la réserve de l'aquifère est obtenue à partir de la formule (2.2) (voir page 24). Le volume de la roche réservoir saturé de l'aquifère est obtenu par la multiplication du coefficient d'emménagement « s » par la section de l'aquifère comprise entre deux lignes isopièzes par la moyenne arithmétique des valeurs de ces deux dernières. Les sections partielles sont obtenues par planimétrie des sections comprises entre chaque classe à l'aide du logiciel MapInfo7. Enfin, ces surfaces partielles seront multipliées par le coefficient d'emménagement égal à 20% pour la nappe alluviale du haut Chélif [*Messelmi, 2005*]. Les résultats obtenus sont reportés sur le tableau 7.12. Il est à noter que d'après la confirmation des services de l'A.N.R.H, durant la période étudiée (2002 – 2004), la nappe connaît une période de surexploitation et que c'est durant les années 80 que la réserve de la nappe était plus importante. Nous n'avons pas pu accéder aux données pour cette période afin de faire une comparaison et suivre le rabattement le nappe.

Tableau 7.12 : Calcul du volume de la réserve de la nappe alluviale du Haut-Chélif pour la période (2002 – 2004).

HE2002			BE2002			HE2003			BE2003			HE2004			BE2004								
Classes	Epaisseur (m)	Surface (km ²)	Volume (Mm ³)	Classes	Epaisseur (m)	Surface (km ²)	Volume (Mm ³)	Classes	Epaisseur (m)	Surface (km ²)	Volume (Mm ³)	Classes	Epaisseur (m)	Surface (km ²)	Volume (Mm ³)	Classes	Epaisseur (m)	Surface (km ²)	Volume (Mm ³)				
> 390	392,5	0,128	1,005	> 380	382,5	0,178	1,362	> 390	392,5	0,157	1,232	> 390	392,5	0,072	0,565	> 390	392,5	0,108	0,832	> 380	382,5	0,344	2,632
390-380	385	0,398	3,085	380-370	375	0,472	3,540	390-380	385	0,324	2,495	390-380	385	0,374	2,880	390-380	385	0,382	2,941	380-370	375	0,764	5,730
380-370	375	1,077	8,078	370-360	365	1,827	13,337	380-370	375	1,118	8,385	380-370	375	1,190	8,825	380-370	375	1,279	9,593	370-360	365	1,780	12,984
370-360	365	2,092	15,272	360-350	355	2,101	17,917	370-360	365	1,709	12,476	370-360	365	1,780	12,994	360-350	355	1,838	13,417	360-350	355	2,221	15,789
360-350	355	2,953	20,966	350-340	345	2,893	19,982	360-350	355	2,293	16,780	360-350	355	2,184	15,506	360-350	355	2,140	15,194	350-340	345	2,861	19,741
350-340	345	3,753	25,898	340-330	335	3,485	23,216	350-340	345	2,646	18,297	350-340	345	2,839	19,589	350-340	345	2,896	19,982	340-330	335	3,452	23,128
340-330	335	5,689	38,116	330-320	325	5,670	35,855	340-330	335	3,507	23,437	340-330	335	3,304	22,137	340-330	335	3,244	21,735	330-320	325	3,811	24,772
330-320	325	9,090	59,085	320-310	315	5,882	36,931	330-320	325	3,862	25,103	330-320	325	3,825	24,863	330-320	325	3,460	22,490	320-310	315	5,637	35,513
320-310	315	10,060	63,378	310-300	305	49,717	303,274	320-310	315	6,200	39,080	320-310	315	6,508	41,000	320-310	315	5,411	34,089	310-300	305	4,810	25,041
310-300	305	54,070	329,827	300-290	295	56,620	334,058	310-300	305	47,820	290,482	310-300	305	62,720	382,592	310-300	305	38,180	232,898	300-290	295	41,850	246,915
300-290	295	28,948	158,993	290-280	285	49,975	284,858	300-290	295	60,300	356,950	300-290	295	48,552	286,457	300-290	295	44,530	262,668	290-280	285	33,910	193,287
290-280	285	31,366	178,788	280-270	275	44,770	246,235	290-280	285	61,600	351,120	290-280	285	47,292	269,564	290-280	285	34,270	199,339	280-270	275	57,452	315,986
280-270	275	61,390	337,843	270-260	265	71,780	380,434	280-270	275	55,450	304,975	280-270	275	62,996	346,478	280-270	275	65,824	362,032	270-260	265	71,310	377,943
270-260	265	89,430	473,979	260-250	255	37,710	166,821	270-260	265	35,560	188,468	270-260	265	59,994	317,968	270-260	265	64,350	340,525	260-250	255	43,530	222,003
260-250	255	37,050	188,955	250-240	245	18,830	92,365	260-250	255	33,220	169,422	260-250	255	24,460	124,746	260-250	255	45,090	229,959	250-240	245	31,880	156,212
> 250	247,5	33,670	161,717	< 240	237,5	23,030	109,339	250-240	245	29,560	143,864	250-240	245	17,420	86,338	250-240	245	34,660	169,834	< 240	237,5	25,810	121,648
Total 2064,762 Mm ³			Total 2054,555 Mm ³			Total 2052,957 Mm ³			Total 2068,955 Mm ³			Total 2029,194 Mm ³			Total 2029,313 Mm ³								

La variation de la réserve de la nappe du Haut-Chélif pour les périodes des hautes-eaux et les basses-eaux pour les années 2002, 2003 et 2004 est reportée sur la figure 7.17.

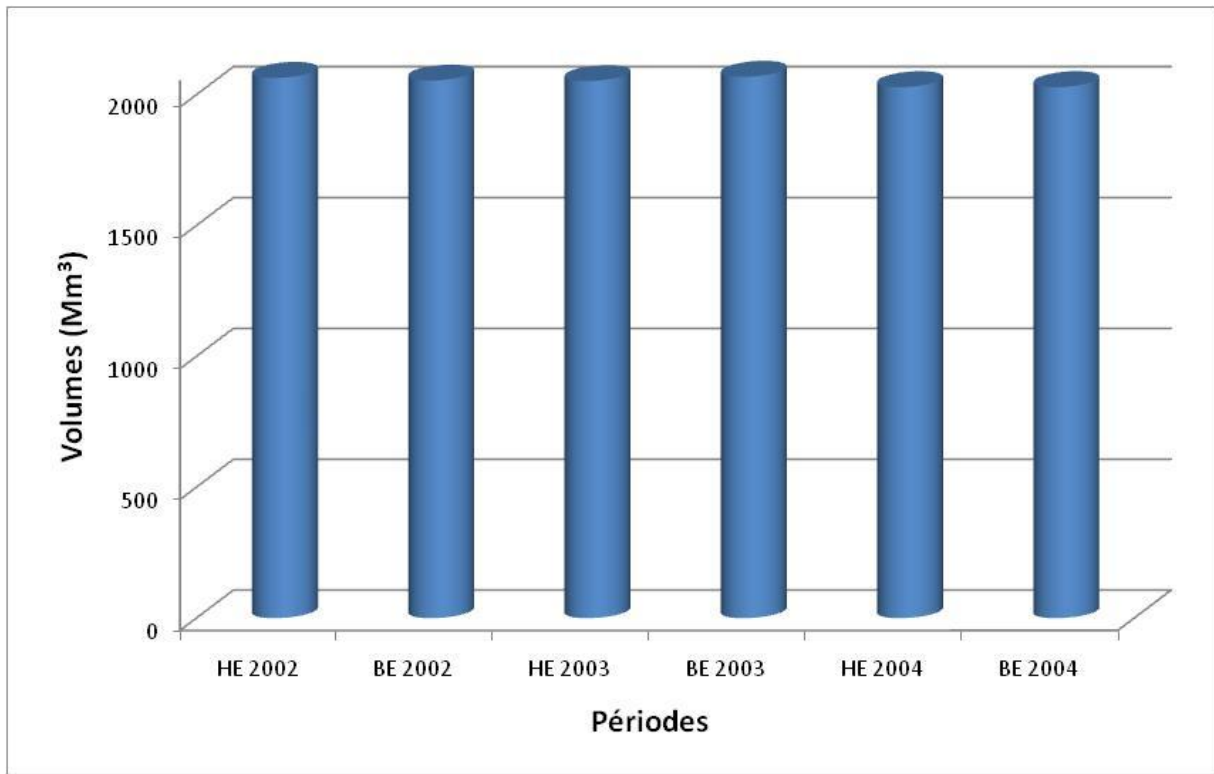


Figure 7.17: Variation de la réserve de la nappe du Haut-Chélif pour la période 2002 – 2004.

La figure 7.17 montre une légère variation de la réserve de la nappe alluviale du haut-Chélif pour les deux périodes des hautes-eaux et basses-eaux par rapport au volume total de la réserve qui est de l'ordre 2050 Mm³. On constate que pour l'année 2002, la nappe a perdu un volume de 10.2 Mm³ durant les basses-eaux suite à l'exploitation massive des forages. Ce volume n'a pas beaucoup changé pour les hautes-eaux de l'année 2003 montrant que la nappe n'a pas bénéficié d'alimentation depuis les eaux de pluie. Une augmentation de 16 Mm³ est constatée entre les basses-eaux et les hautes-eaux pour l'année 2003, ce qui montre que la nappe a bénéficié d'un apport depuis les eaux de surface entre ces deux périodes. Depuis les basses-eaux de l'année 2003, la nappe a perdu un volume 38.7 Mm³ où la réserve atteint environ 2029.2 Mm³ expliquant que cette période a connu un pompage intensif des eaux depuis la nappe du Haut-Chélif et que les apports depuis les eaux de pluie n'ont pas comblé le volume important exploité.

VII.8. Conclusion

La plaine du Haut-Chéouiff recouvre un grand réservoir alluvial souterrain qui constitue une source importante en eau de la région. La nappe est alimentée essentiellement à partir de l'infiltration des eaux pluviales et par le grès et les calcaires au sud de la plaine alluviale.

L'étude de la variation de la piézométrie entre les périodes des hautes-eaux et les basses-eaux sur la totalité de la plaine alluviale n'a pas montré si l'implantation du barrage Ghrib sur le lit de l'oued Chéouiff a affecté l'état de la nappe. Cependant, une opération de recharge de la nappe depuis les eaux sera rendue possible dans le cas où ces eaux sont dérivées du lit naturel vers d'autres zones où une alimentation depuis la surface peut s'effectuer. La rive gauche de l'oued présente une bonne réponse de la nappe aux alimentations depuis la surface car le niveau piézométrique dans cette région est plus proche du sol en le comparant avec la rive droite.

Le niveau piézométrique de la nappe est influencé par les alimentations depuis la surface et par l'intensité des pompages et d'où il faut trouver une alternative pour équilibrer l'exploitation et l'alimentation de la nappe.

Chapitre VIII

Cas des Lâchers du Barrage Boukourdane

VIII.1. Introduction

Dans ce chapitre, nous allons nous intéresser à l'étude des propriétés géomorphologiques, hydrologiques et géologiques du bassin versant de Oued el Hachem et faire le suivi de la piézométrie de la nappe alluviale pour essayer de trouver l'effet des lâchers du barrage Boukourdane sur l'alimentation de cette dernière.

VIII.2. Situation de la zone d'étude

Le bassin versant de l'Oued El Hachem (figure 8.1), est l'un des sous bassins du Côtier-Algérois. Il est localisé à 70 Km à l'Ouest d'Alger et chevauche deux communes à savoir MENACEUR, et SIDI AMMAR.

Le bassin versant, est situé dans la wilaya de TIPAZA et se trouve limité:

- A L'Ouest par les communes de Cherchell, et Sidi Semiane;
- à L'Est par les communes de Nador, et Meurad;
- au Nord par la mer Méditerranée et les montagnes de Chenoua;
- au Sud par les wilayas de Blida et Ain Defla.

Le bassin versant de l'oued El Hachem, se situe à proximité de Cherchell dans une zone montagneuse dominée par les monts du Braz.

La zone d'étude s'étend depuis la montagne de Boumâad au sud (1417m) jusqu'à la Méditerranée au Nord, elle est comprise entre les latitudes $36^{\circ}24'40''$ et $36^{\circ}37'30''$ Nord et les longitudes $2^{\circ}7'40''$ et $2^{\circ}21'35''$ Est.

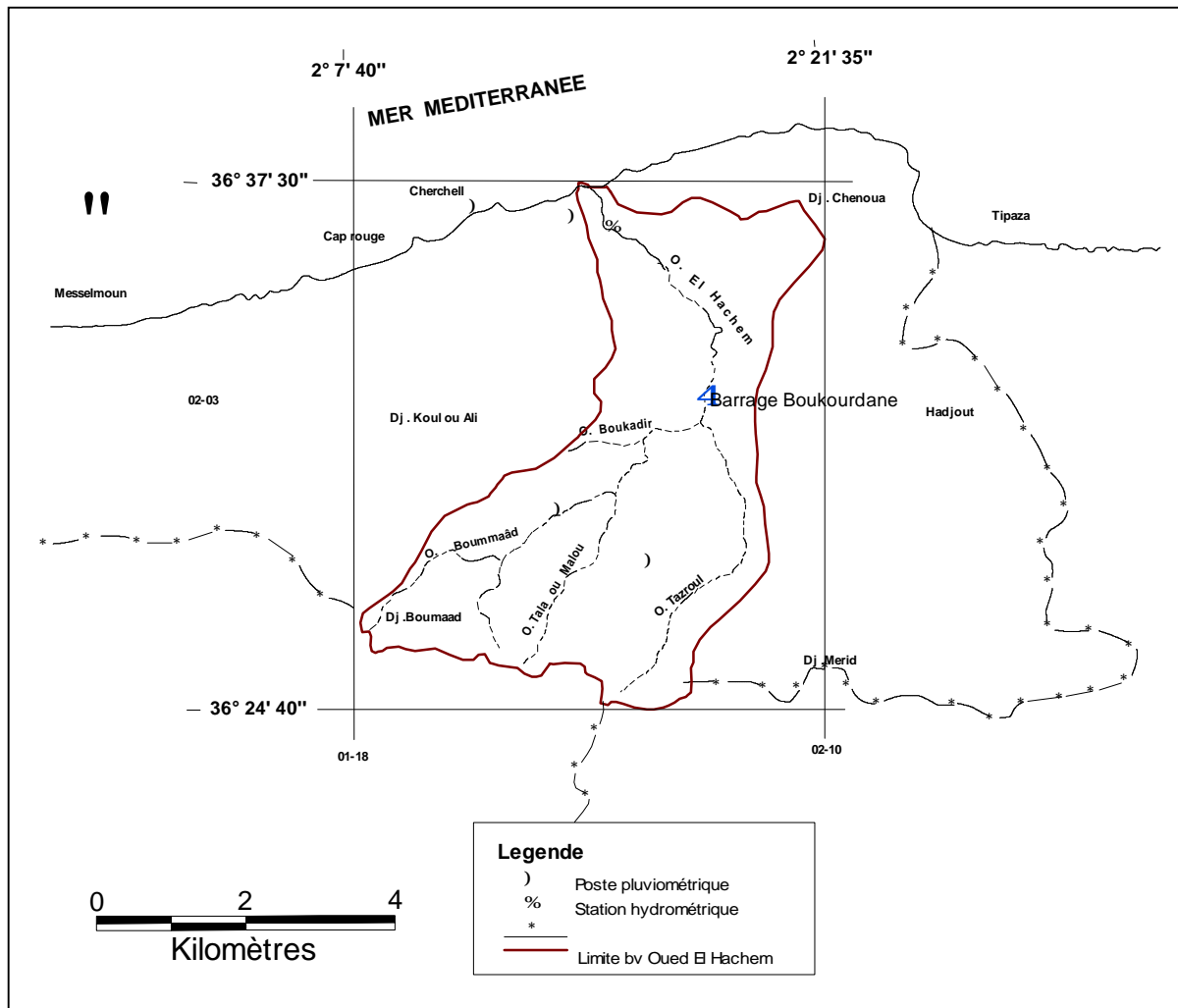


Figure 8.1 : Carte de situation du bassin versant de Oued El Hachem.

VIII.3. Caractéristiques géomorphologiques du bassin versant de l’oued El Hachem

La variation des paramètres physiques et géomorphologiques au sein d’un bassin versant influence sur son comportement hydrologique.

L'analyse de ces différents paramètres permet de rechercher les causes des variations du régime hydrologique. Les caractéristiques physiographiques du bassin versant de l'oued El Hachem sont portées dans le tableau 8.1.

Tableau 8.1: *Les caractéristiques physiographiques du bassin versant de l'oued El Hachem.*

PARAMETRES PHYSIOGRAPHIQUES	VALEURS
Altitude maximum (m)	1417
Altitude minimum (m)	0
Altitude de fréquence 50% (m)	420
Altitude moyenne (m)	410
Surface (Km ²)	218.75
Périmètre (Km)	80
Longueur du rectangle équivalent (Km)	33.46
Largeur du rectangle équivalent (Km)	6.53
Indice de compacité (K_c)	1.51
Indice de pente globale (%)	2.43
Densité de drainage (D_d) (Km/Km ²)	3.42
Coefficient de torrencialité (1/ Km ³)	25.48
Rapport de confluence (R_{oc})	4.71
Longueur de l'oued El Hachem (Km)	34

Le bassin versant de l'oued El Hachem dont le code A.N.R.H est 02-03, occupe une superficie de 218,75 Km² et un périmètre de 80 Km. Il présente une forme rectangulaire allongée d'orientation Sud-Nord, suggérant à priori le ruissellement des eaux superficielles en dépit de l'infiltration, ceci est montré visiblement par la valeur de K_c et les dimensions du rectangle équivalent (L, l).

Les altitudes extrêmes du bassin versant sont comprises entre 0 m à l'embouchure et 1417 m sur les bordures Sud- Ouest du djebel Boumâad et l'altitude moyenne de la plaine est de 37 m.

VIII.4. Couvert végétal

La couverture végétale est aussi un facteur prépondérant qui influence les écoulements superficiels. Non seulement elle amortit les crues en réduisant et en freinant le ruissellement, mais aussi agit sur la qualité physique des eaux du cours d'eau qui seront moins chargées en matière solide.

La carte d'occupation du sol est présentée sur la figure 8.2.

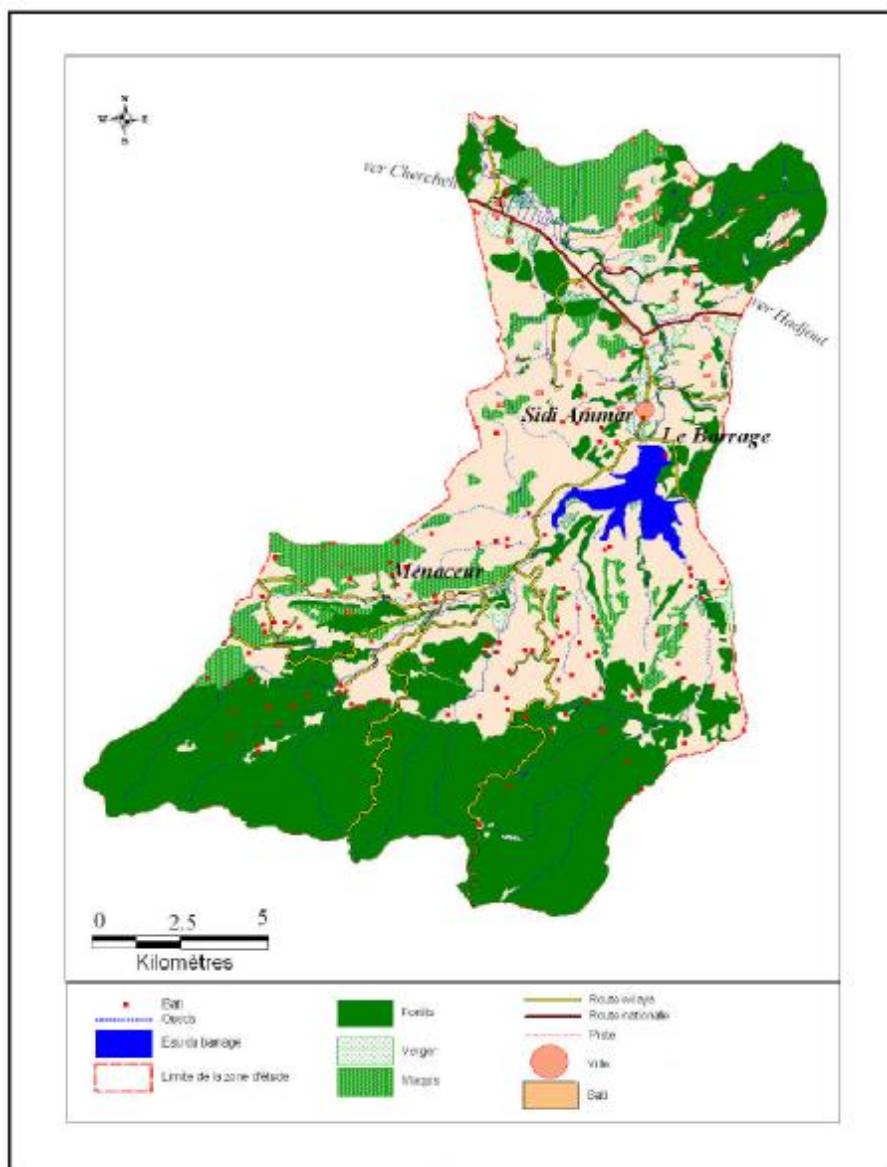


Figure 8.2: Carte d'occupation des sols [Fareh, 2006]

D'après [Tadrist, 2004], La région de l'Oued El Hachem est dominée par:

- les forêts qui correspondent à toute la surface couverte par un tapis végétal de type arborescent. Le taux de recouvrement nous a permis de distinguer une forêt dense qui occupe une superficie de 94.83 km² hectares d'un taux de 43.1%;
- les maquis qui regroupent les formations arbustives qui abritent quelques sujets de pin d'Alep ou de chêne liège. On peut distinguer un taux de 19.14 %, (maquis clair et maquis dense). La surface totale du domaine forestier est de 118.8 km² d'un taux de recouvrement de 54 %.

VIII.5. Hydrographie

L'Oued El Hachem est issu à l'amont de Sidi- Amar de la conjonction de deux oueds : l'Oued Fadjana de direction nord-sud et l'Oued Boukadir de direction Ouest–Est en provenance de Menacer.

Le réseau hydrographique du bassin versant de l'oued El Hachem est particulièrement dense à l'amont comme le confirme la valeur de la densité de drainage $D_d = 3.42 \text{ Km/Km}^2$ présentant une longueur de 34Km (Figure 8.3).

Le bassin versant très limité de l'Oued Fadjana ne fournit pas d'apport pérenne. Seul le bassin versant de l'Oued El Hachem, amputé des bassins versants des Oueds Fadjana et Boukadir possède quelques influences sur les débits d'étiages.

Le versant rive droite de l'Oued El Hachem est lithologiquement formé de marnes et d'un flysch, donc de terrain imperméables. Tandis que le versant rive gauche est constitué de calcaires profondément entaillés par les Oueds Iléouine et Bou Ammoûd recueillant les eaux de ruissellement de djebel Tabaraned. Ces calcaires peuvent cependant former un réservoir important susceptible d'alimenter les alluvions de la plaine de l'oued El Hachem et assurant un débit pérenne au seuil de Bordj-Ghobrini.

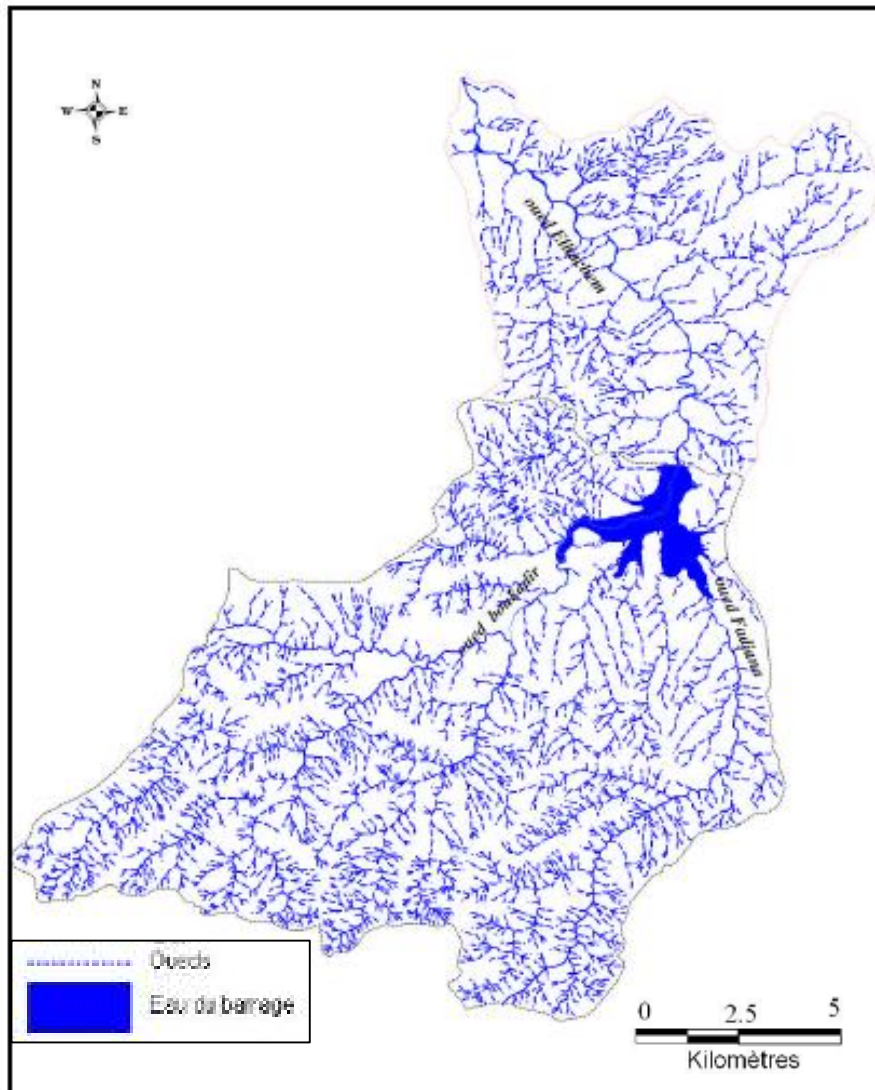


Figure 8.3: Chevelu hydrographique de l'Oued El Hachem [A.N.R.H Blida]

Dans le bassin versant de l'Oued El Hachem, les Oueds se caractérisent par des lits à fond plat. Pendant la période des crues, la dynamique fluviale se caractérise par le sapement des berges provoqué par le chocs des grosses masses d'eau chargées d'éléments grossiers jouent le rôle d'abrasifs. Cette dynamique affecte généralement les terrasses alluviales, souvent occupées par des cultures tel est le cas de l'Oued El Hachem.

VIII.6. Climatologie

VIII.6.1. Précipitations

Les précipitations constituent la composante fondamentale de l'hydrologie et la connaissance de cet apport d'eau au bassin versant et à la nappe est essentielle pour appréhender l'état des réserves en eau dans le sous sol, la recharge des nappes et le régime des cours d'eau.

Pour l'étude des précipitations, nous avons sélectionné cinq stations pluviométriques dont les différentes caractéristiques sont empilées dans le tableau 8.2.

Tableau 8.2: *Nomenclature et situation des stations utilisées.*

Stations	Code	Altitude	Coordonnées	
			X	Y
Cherchell phare	020312	16	454.35	368.00
Bordj Ghobrini	020301	15	460.50	367.05
Iabazène	020304	420	462.35	352.15
Bellah RN11	020319	20	458.80	367.55
Menacer	020303	250	458.25	354.45

Les hauteurs moyennes des précipitations mensuelles enregistrées au niveau du bassin versant de l'Oued El Hachem durant la période 2003-2004, pour les stations d'observation de Cherchell phare, Bordj Ghobrini, Iabazène, Bellah RN11 et Menacer sont reportées dans le tableau 8.3.

Tableau 8.3: Pluviométrie annuelle pour la période 2003-2004 dans le B.V de l'Oued El Hachem [Maâmar, 2004].

Station	Code	Pluviométrie (mm)												année
		Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	
Cherchell phare	020312	7.2	48.6	97.5	66	36	27.6	41.6	79.8	88.2	8	1	3.6	505.1
Bordj Ghobrini	020301	5.8	40.9	93.2	61.7	79.8	38.4	35.3	71.4	68.3	1.3	2.5	1.1	499.7
Labazène	020304	4.8	39.9	123.3	51.2	73.9	74	34.8	76.4	99.6	3.9	0	7.1	588.9
Bellah RN11	020319	7.8	26.3	113.5	69.1	91.4	43.2	58.4	88.5	72.2	4.3	0	0	574.7
Menacer	020303	9	47.4	101.6	56.9	77.1	48.5	40	79.7	102	2.3	1.3	1.2	567

Le tableau 8.3 montre que les précipitations sont réparties suivant deux saisons distinctes à savoir:

- Une saison pluvieuse, humide s'étalant du mois d'Octobre en Mai, avec un maximum enregistré au mois de Novembre;
- Une saison sèche qui s'étend du mois de Juin à Septembre avec un minimum au mois de Juillet et Août.

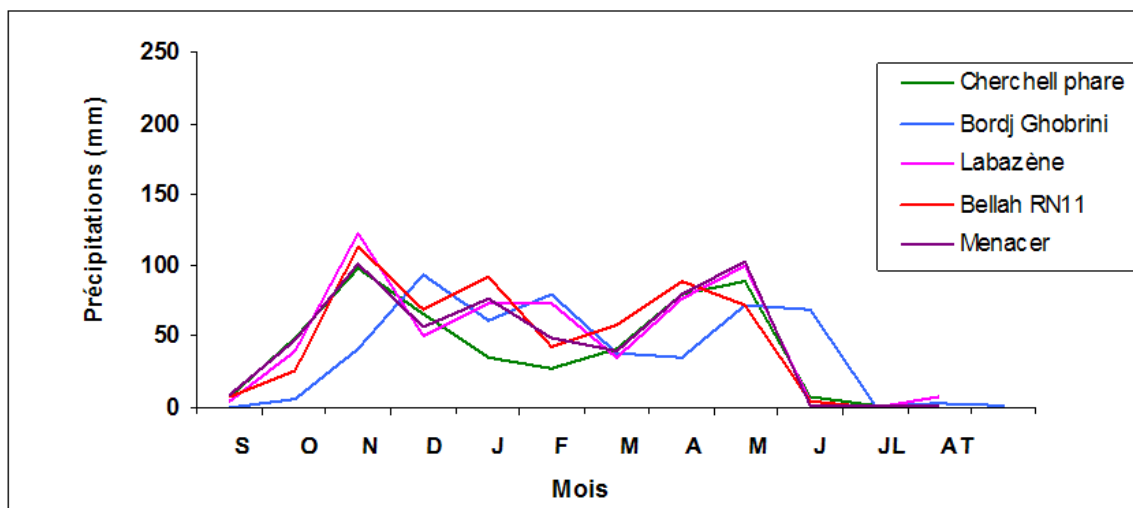


Figure 8.4: Précipitations mensuelles aux différentes stations du B.V de Oued El Hachem.

On constate que les graphes de la figure 8.4 présentent la même allure, montrant une variation saisonnière des précipitations sensiblement identiques au niveau de toutes les stations. Toutefois, on remarque que la station la plus arrosée de la région est celle de Labazène avec une lame annuelle de 588.9mm, cela peut s'expliquer par sa position géographique très élevée par rapport aux autres stations. En revanche, la station de Bordj Ghobrini qui est relativement à une basse altitude, reçoit le minimum de pluie, soit une lame de 499.7mm.

La consultation de la carte pluviométrique de l'Algérie du Nord (Figure 8.5), montre que les précipitations moyennes annuelles sont de l'ordre de 658.33mm.

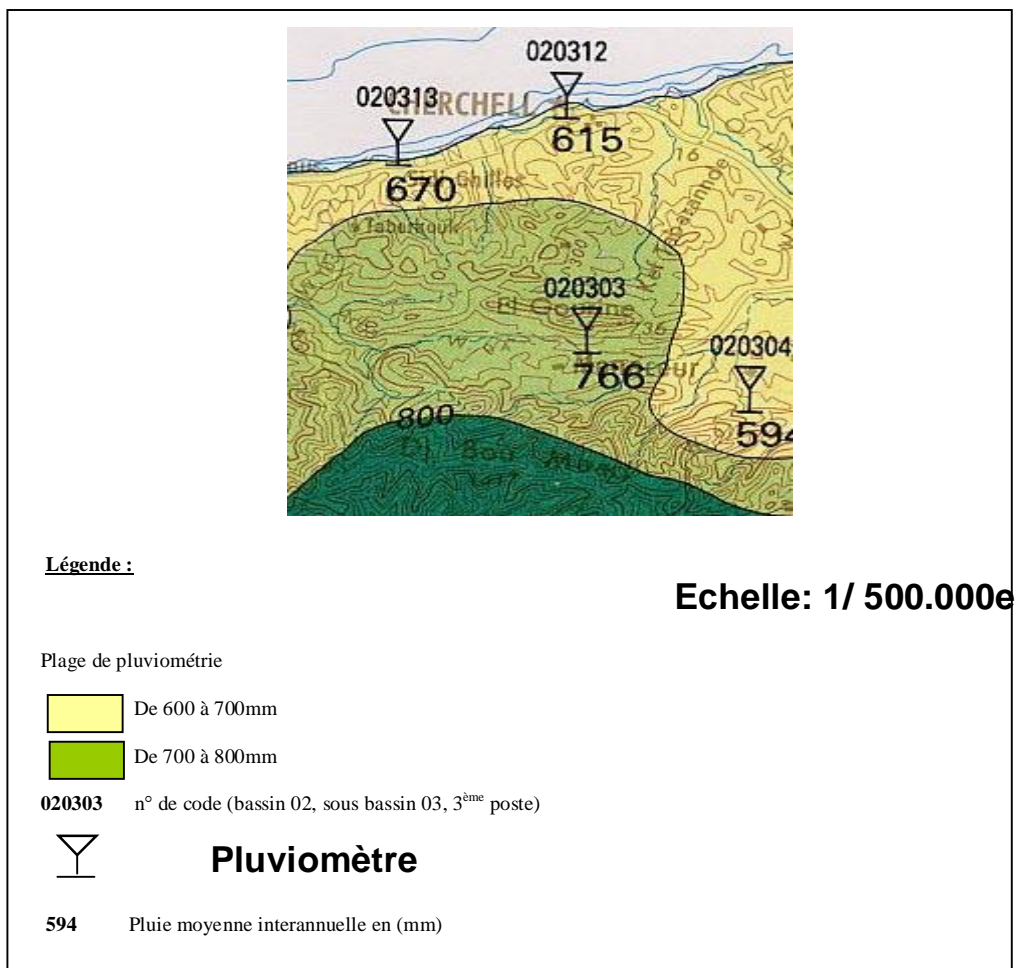


Figure 8.5: Extrait de la carte pluviométrique de l'Algérie du Nord [A.N.R.H Blida]

VIII.6.2. Température

Autre facteur de climat, la température est surtout intéressante sous deux aspects:

- la moyenne des minima du mois le plus froid;
- la moyenne des maxima du mois le plus chaud.

Les seules données disponibles sur les températures et qui peuvent être représentatives, sont bien celles de la station de Boukourdane (tableau 8.4).

Tableau 8.4: *Températures moyennes mensuelles à la station de Boukourdane pour l'année 2004 - 2005 [A.N.R.H Blida].*

Température	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.	Jan.	Fev.	Mar.	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août
T_{\min}	12,8	10,1	1,9	0,8	4,9	4,7	8,0	3,0	1,0	6,0	10,0	8,0
T_{\max}	39,9	33,7	25,5	13,0	21,4	20,1	32,0	35,0	38,0	46,0	46,0	46,0
T_{moy}	26,4	21,9	13,7	6,9	13,2	12,4	20,0	19,0	19,5	26,0	28,0	27,0

La figure 8.6 montre la variation de la température moyenne mensuelle à la station de Boukourdane pour l'année 2004 – 2005.

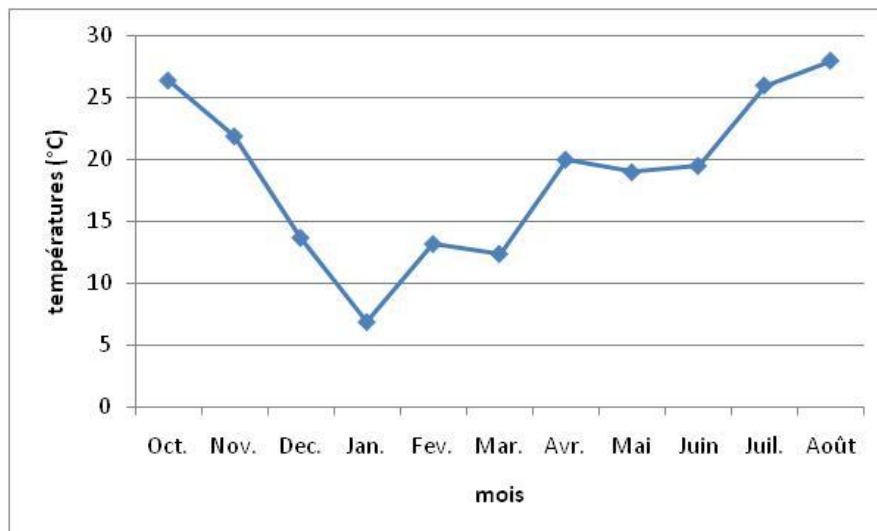


Figure 8.6: *Variation de la température moyenne mensuelle à la station de Boukourdane pour l'année 2004 – 2005.*

La température de l'air moyenne varie de 6,9C° au mois de Décembre à 28C° au mois de Juillet ce qui fait produire un climat relativement frais. On constate que les températures dans notre zone d'étude sont soumises aux influences maritimes qui régularisent les amplitudes en atténuant les maxima et en augmentent les minima.

VIII.6.3. Vents

Le littoral est exposé aux vents marins salés. Les vitesses moyennes des vents enregistrées dans la région, ainsi que leurs directions sont résumées dans le tableau (8.5):

Tableau 8.5: *Vitesse moyenne mensuelle des vents, station de Boukourdane(série de10ans) [A.N.R.H Blida].*

Mois	sept	oct	nov	dec	jan	fev	mar	avr	mai	juin	juil	aout
V _{vent} (m/s)	3.0	3.1	2.9	3.1	2.8	3.0	3.2	3.1	2.5	2.3	2.5	3.7

Ce paramètre climatique exerce une influence importante sur l'évaporation du sol et sur la croissance de la végétation. Les vents dominants sont de direction Sud d'avril à mai, de direction Sud-Ouest de juin à août, de direction Ouest de septembre à décembre et de direction Sud à Sud-Ouest de Janvier à Novembre.

VIII.5.4. Insolation

Le tableau 8.6 présente l'insolation moyenne enregistrée au bassin versant de Oued El Hachem. Le mois le plus ensoleillé c'est le mois de Juillet avec une durée de 447,5 heure/mois.

Tableau 8.6: *Insolation moyenne mensuelle [A.N.R.H Blida].*

Mois	sept	oct	nov	dec	jan	fev	mar	avr	mai	juin	juil	aout
Moyenne d'insolation (heures)	304.1	307.8	360.4	386.1	428.6	433.5	447.5	425.5	379.2	357.7	313.9	303.2

VIII.6.5. Humidité relative

Les mesures de l'humidité relative (HR) sont enregistrées trois fois par jour (à 7, 13 et 17 heures); leurs moyennes mensuelles sont dans le tableau (8.7).

Tableau 8.7: *Humidité relative moyenne mensuelle de la région [A.N.R.H Blida].*

Mois	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.	Jan.	Fev.	Mar.	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août
HR (%)	76.2	76.2	72.9	70.9	70.3	66.6	63	70.2	68.6	70	73.2	79.4

L'humidité relative moyenne est de 71,46%. L'humidité relative minimale est enregistrée au mois de mars avec un taux de 63%. Le mois d'août est le mois qui présente une forte humidité relative avec une valeur de 79,4%.

VIII.6. Géologie

La géologie de la zone d'étude (figure 8.7) fait partie du domaine tellien constituant la ride du Sahel formé de sédiments Mio-Plio-Quaternaire. Le Sahel d'Alger est formé d'un ensemble de collines s'étendant le long du rivage. C'est une bande relativement étroite de Cherchell au Mazafran et d'un massif beaucoup plus épais au Sud-Ouest d'Alger. Le relief du Sahel est un monoclinal qui constitue le flanc Nord des couches néogènes du synclinorium subalpin.

Les lithologies de ces formations sont constituées de sable mêlé de galets conglomérat et micro-conglomérat à ciment calcaire. Ces dépôts marins atteignant les 30 m d'épaisseur reposant en discordance sur l'Astiène grésocalcaire. Ils sont parfois surmontés par les dépôts alluvionnaires dits de maisons carrées d'âge probablement Viliafranchien.

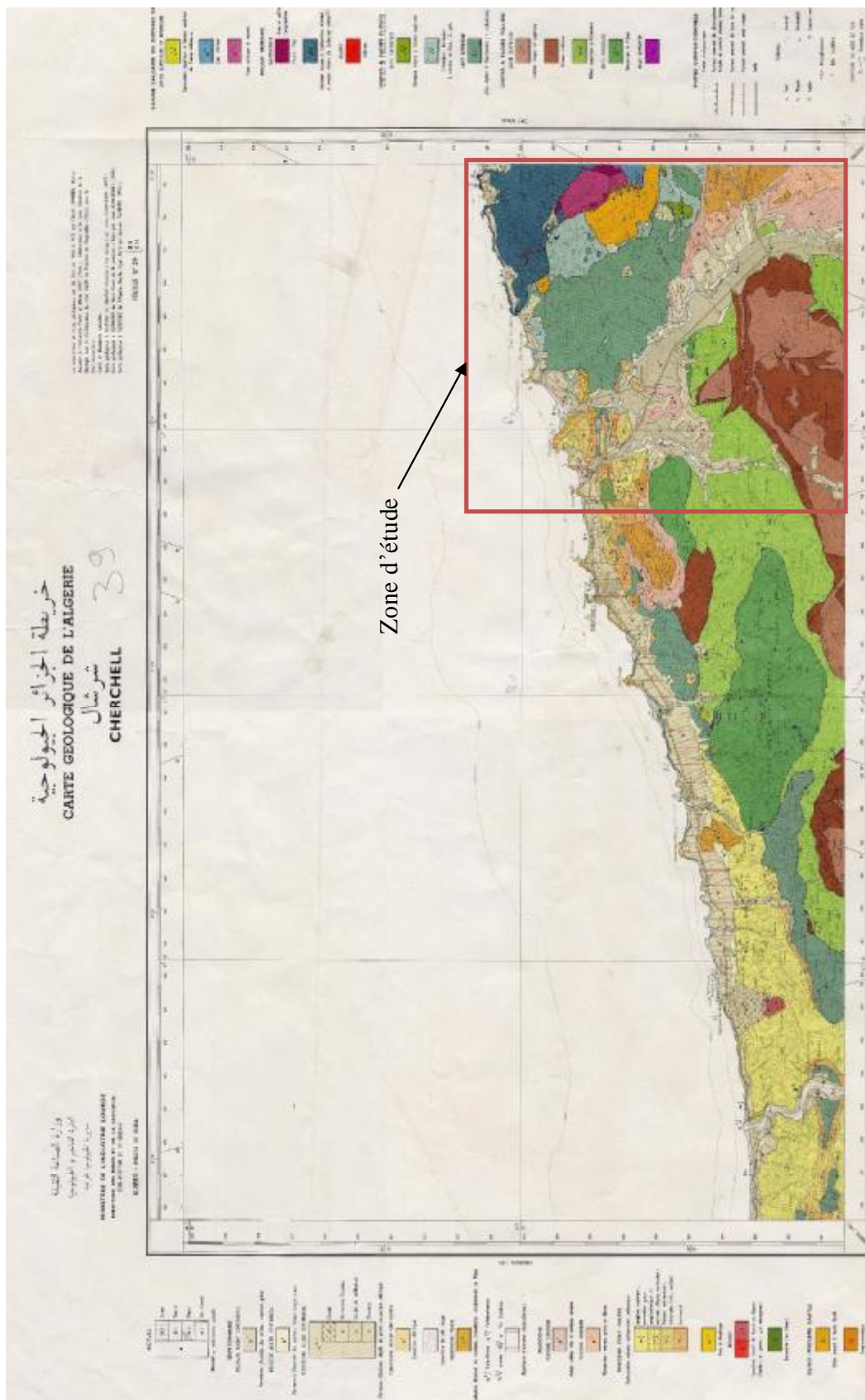


Figure 8.7 : Carte géologique de Oued El Hachem

Selon [Maâmar, 2004], la région de Cherrhell appartient au Tell septentrional, domaine interne des maghrébides, qui déterminent plusieurs régions naturelles correspondant à des zones stratigraphiques et tectoniques différenciées à la suite des plissements nummulitiques. Une carte géologique de la région de Cherrhell est présentée en annexe. On distingue du Nord au Sud:

- 1- argile bleue du Sahel (âge indéterminé);
- 2- niveau fossilifère glauconieux (Pliocène supérieur);
- 3- marnes jaunes et molasse (Astien);
- 4- grès rouge pouding, grès et sable à Hélix (Astien supérieur);
- 5- argile cailloutis à éléments de l'Atlas avec épisode saumâtre.

Une coupe géologique est présentée sur la figure 8.8. La coupe (a) montre un dédoublement des graviers et sables aquifères avec un niveau argileux continu d'épaisseur 10 m, qui devient lenticulaire au Nord.

La coupe (b) fait apparaître une nappe captive vers le Sud, qui demeure libre au Nord. Comme remarque, la formation aquifère repose, dans l'ensemble sur:

- un substratum marneux imperméable dans la quasi-totalité de son extension;
- les formations calcaires du Miocène moyen.

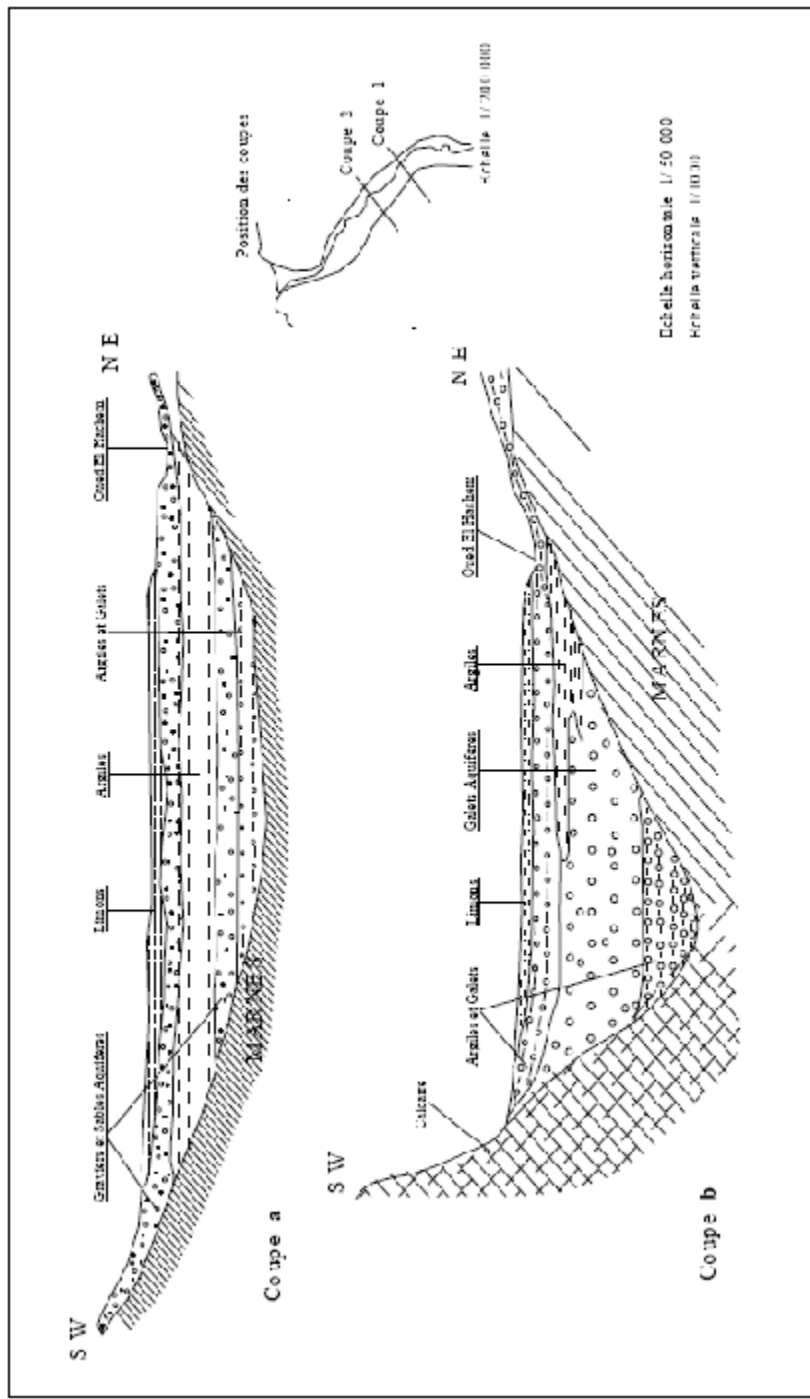


Figure 8.8: Coupes géologiques dans la vallée de l'Oued El Hachem [Fareh, 2006].

VIII.8. Lithostratigraphie

Une description lithostratigraphique du secteur d'étude est présentée sur la figure 8.9. Cette coupe a été réalisée par Glangeaud en 1932.

Ere	Système	Etage et sous-étage	Log lithostratigraphique	Lithologie	Caractéristiques hydrogéologiques
Quaternaire	Quaternaire	Quaternaire (q ¹ m, q ² m)		Plages actuelles Terrasses marines Terrasses alluviales	Perméables
		Pliocène	Pliocène-Sup (villafranchien) (P ^{2a})		Cailloutis Cône de déjection
Cénozoïque	Pliocène		Pliocène-inf (P, a), (P, b)		Marnes sableuses Molasses Sable, grés, argiles sableuses et molasses.
		Miocène	Vindobonien		Couches à lignites Marnes grises
	Burdigalien			Marnes Poudingues et calcaires grés Marnes Poudingues rouges	Imperméables à perméables
	Oligocène	oligocène		Grés micacés Marnes à plantes	Perméables à perméables
	Eocène	Lutétien		Poudingues rouges Calcaires béchiques	Perméables
Mésozoïque	Crétacé-Sup	Sénonien C ²⁻³ , C ³⁻⁴		Marnes et calcaires Caleschistes et brèches Marnes micro-brèches et poudingues Lentilles de calcaires	Imperméables
		Crétacé-moyen	Cénomaniens C ²⁻¹		Calcaires Marnes schisteuses noires
	Albien			Quartzites à inter lits de marnes Calcaires et schistes Schistes et quartzites	Imperméables à peu perméables
	Aptien			Calcaires Marnes et calcaires en banc	Imperméables
	Barrémien			Schistes et calcaires avec lames de quartzites	Perméables à peu perméables
	Crétacé-inf	Néocomien		Schistes siliceux et banc de quartzites	peu perméables
	Jurassique	Lias J ^{2-1, 14}		Calcaires à gros bancs Brèches dolomitiques Calcaires compacts	Perméables en grand
	Trias	trias		Brèches dolomitiques et gypseuses Calcaires compacts	Perméables en grand
Paléozoïque	Primaire			Schistes avec quartzites	peu perméables
		Périmien		Grés micacés Marnes et poudingues rouges	Perméables à Imperméables

Figure 8.9: Log stratigraphique des formations de la vallée de Oued el Hachem et leurs caractéristiques hydrogéologiques.

La lithostratigraphie de la région de Oued El Hachem fait apparaître les formations suivantes:

VIII.8.1. Les formations primaires

Sont essentiellement des roches cristallophylliennes qui sont constituées de grès micacés, des marnes et des poudingues ®. Elles sont attribuées au Permien par Ficheur.

VIII.8.2. Les formations secondaires

VIII.8.2.1. Trias

Il est représenté par des brèches dolomitiques et gypseuses, ce complexe triasique présente deux faciès différents:

- Cargneules, dolomies jaunes formant un ensemble de faible épaisseur dans le Chenoua;
- Gypses, cargneules, dolomies moins fétides, argiles arrisées et brèche mylonitique gypseuse avec des roches exogènes.

Dans le bassin de Menacer, le Trias est formé de gypse, de marnes bariolées et de fragments de roches éruptives.

VIII.8.2.2. Jurassique

Il est représenté par:

- des calcaires massifs du Lias qui couronnent le Chenoua. Ils présentent dans leur partie supérieure quelques gros bancs bien stratifiés et à leur base des brèches plus au moins dolomitiques. Dans la partie inférieure on rencontre des calcaires compacts;
- des calcaires en petits bancs n'offrant qu'un petit affleurement dans la région de Cherchell d'âge Lias supérieur.

Dans le bassin de Menacer, le Lias affleure dans le massif du Zaccar formé par des lambeaux de calcaires.

VIII.8.2.3. Crétacé

Il débute dans le bassin de Menacer par:

- le Néocomien, représenté par des schistes durs très siliceux avec quelques bancs de quartzites, atteignant 1000 m d'épaisseur dans le massif de Boumâad;
- le Barrémien, représenté par des schistes et des calcaires avec quelques lames de quartzites.
- l'Aptien: Présentant deux niveaux:
 - La partie inférieure avec des marnes et calcaires en bancs;
 - La partie supérieure avec des calcaires.

Au niveau de la région de Cherchell, le Crétacé débute par l'Albien. Le flysch albo-aptien s'étend de l'Est à l'Ouest de Cherchell sous forme d'une bande continue qui borde le littoral. La série flysch se poursuit au sud de Cherchell où elle affleure dans les anticlinaux sous les couches Néogènes.

Dans le bassin de Menacer, les couches de cet étage se caractérisent par des schistes et quartzites en petits bancs bien réglés vers la partie inférieure, surmontés par des calcaires et des schistes noirs. Dans la partie supérieure quelques bancs de quartzites plus épais.

- Le Vraconien qui est représenté par la formation C^{5-3} . On distingue des calcaires, brèches et poudingues cénomanien de l'écaille intermédiaire entre la nappe du flysch et la zone des faciès profonds du géosynclinal de l'Atlas littoral.
- Le Cénomanien. Il existe dans les écailles intermédiaires, avec les faciès C^{5-3} au sud, il affleure avec deux niveaux habituels, à la base des marnes schisteuses noires et à la partie supérieure, les calcaires des quatre mamelons. Ils affleurent le long de la route de Sidi Amar – Cherchell. Leur épaisseur dans ce dôme est d'environ 100 à 150m.
- Le Sénonien, représenté par les faciès suivants:
 - C^{8-7} marnes et calcaires jaunes en nodules qui présentent d'une façon non constante des nodules et des lentilles de calcaires jaunes de taille variables.
 - C^{8-6} calcschistes et brèches jaunes à inocérames. Au niveau du bassin de Menacer, on y distingue deux niveaux: un niveau inférieur constitué de lentilles de calcaires qui

peut atteindre 1000m de largeur et un niveau supérieur qui présente des marnes, des couches de microbrèches et de poudingues.

VIII.8.3. Les formations tertiaires

VIII.8.3.1. Eocène

Les couches éocènes sont représentées par des calcaires nummulitiques (**e**), d'âge Lutétien n'offrant qu'un petit affleurement dans la région de Cherchell. Dans le bassin de Menacer l'Eocène présente une faible extension.

VIII.8.3.2. Oligocène

L'oligocène marin présente une faible extension, affleurant sous forme de grès micacés et marnes à plantes (**m//b**).

VIII.8.3.3. Miocène

Le Miocène de la région littorale de Cherchell présente de bas en haut la succession suivante:

- Grès blanchâtres à Amphiope (**m**), d'âge Burdigalien;
- Marnes du Cartennien, dures, noires ou gris d'âge Burdigalien supérieur;
- Marnes et argiles bleues du Sahel.

Selon [Maâmar, 2004], à l'embouchure de l'oued El Hachem, commence le bassin néogène de Cherchell. Sur la rive droite de cet oued, le Burdigalien n'affleure que sur de faibles surfaces, aux environs de Sidi Bou Ostmane où il est constitué par des poudingues rouges formés de débris de « flysch » albo-aptien sous-jacents et par des produits éruptifs divers. Le bassin de Menacer présente toute la série de couches néogènes.

VIII.8.3.4. Pliocène

Le Pliocène était signalé à l'Ouest de Cherchell, ainsi qu'au Sud au niveau du plateau de Sidi Chérif. On distingue :

- le Pliocène inférieur. Il affleure sous forme de marnes jaunes (*p.a*) ou marnes sableuses qui forment le mamelon séparant les vallées de l'oued Bellah et de l'oued El Hachem. Ces marnes ont été rangées dans le Sahélien. Dans le bassin de Menacer, le Pliocène inférieur est représenté par des sables, grès, argiles sableuse et mollasses;
- le Pliocène supérieur. Il est marqué par la formation *P²a*, constitué de cailloutis composés principalement de roches provenant de l'Atlas d'âge villafranchien. Une série de cônes de déjection emboîtés ont remblayé le bassin néogène de Menacer après les dépôts marins de Pliocène- inférieur.

VIII.8.3.5. Quaternaire

Il est représenté par des faciès marins et alluviaux déposés au fond des vallées larges à fond plats et de plusieurs terrasses souvent de petites dimensions. Il est composé de terrasses marines et de terrasses alluviales.

Les plages actuelles qui constituent les terrasses marines sont formées de sables, de dunes, de limons et cailloutis des crues des grands oueds côtiers tel que oued El Hachem, Bellah...etc. Dans l'oued El Hachem, des méplats et des surfaces d'aplanissement situées à environ 100 m au-dessus de la vallée actuelle se raccordant au Sud de Sidi el Hadji avec des couches saumâtres et marines situées à une côte de 100 m à 110 m. Au fond de la vallée, une terrasse marquée *a²*, forme généralement un remblai de 1 à 2m au-dessus du lit de l'oued actuel.

Les terrasses alluviales se présentent sous forme de trois types:

- des terrasses de 15 à 20m (Q¹ m). C'est la terrasse la plus nette, constituée généralement par des calcaires coquilliers. Cette terrasse s'abaisse depuis 20m jusqu'au niveau de la mer et offre en certains points des bancs de 7 à 8m d'épaisseur. Elle présente un premier affleurement à l'embouchure de l'oued El Hachem où elle correspond à la plate forme côtière jusqu'à la pointe des quatre îlots, elle est recouverte en partie par des dunes. La base de la terrasse s'abaisse d'une façon considérable et arrive dans la partie Nord- ouest de la ville de Cherchell à 2m au-dessus du niveau des lames, tandis que sa partie supérieure recouverte de grés éoliens se maintient au voisinage de 20m;

- terrasses de 30 à 60m (q//m). Ce sont des niveaux intermédiaires constitués de poudingues et grés coquilliers, présentant de petits affleurements le long de la côte. Ces terrasses se présentent généralement sous forme de petits lambeaux difficiles à configurer. Ils sont particulièrement développés dans le bassin de Menacer et sur les cônes d'alluvions limitant celui-ci à l'Est;
- terrasse de 90 à 100m. C'est la terrasse la plus élevée qui a été marquée ($p^2 b$). A ce niveau, un petit lambeau de poudingues est observable au Nord-Est sur la rive gauche de l'oued Bellah. En remontant la vallée de l'oued El Hachem, un petit lambeau est observable au sud de Sidi el Hadji, constitué par des poudingues et des débris de calcaires coquilliers situés à 100 et 110m environ. Les alluvions avec galets généralement bien roulés de cette terrasse, reposent à l'Est de Menacer sur de petits méplats représentant les restes d'une ancienne plaine alluviale dont l'altitude est située entre 200 et 240m. Cette surface d'aplanissement recoupe les alluvions villafranchiennes du cône de déjection de kT Zennagui.

VIII.9. Pédologie

L'étude pédologique est réalisée sur 1624 ha , concerne six classes de sols [Maâmar, 2004]:

- Les sols minéraux bruts d'érosion inaptes a toute mise en valeur (pente forte) situés en bordure de la plaine côtière;
- les sols peu évolués alluviaux, de texture fine à dominance du groupe brunifié. Ces sols présentent une structure polyédrique subanguleuse moyenne nette, devenant anguleuse. En profondeur la structure devient cubique avec souvent de nombreuses faces de glissement (caractère verticale);
- les vertisols, de texture fine à très fine de structure polyédrique à grumeleuse en surface et cubique avec des phases de glissement bien développées en profondeur. Ils se trouvent bien concentrée dont la région de Menaceur dans la basse vallée et, dont on distingue les vertisols à drainage externe nul à réduit dans les zones sub-plane et les vertisols à drainage externe possible dans les zones à pente faible;
- les sols calcimagnésiques, sont les plus importants du point de vue superficie. Ils se présentent sous deux formes: les sols bruns calcaires de texture fine à très fine et les sols bruns calciques. Ce sont des sols décarbonatés en surface, ont des caractères

morphologiques semblables aux sols bruns calcaires modaux d'une épaisseur utile faible moyenne;

- les sols fersiallitiques; leur superficie est très limitée et ils sont caractérisés par une accumulation d'argile dans les horizons à moyenne profondeur;
- les sols hydromorphes; situés dans la plaine alluviale de l'Oued El Hachem, dans d'anciens bras de l'Oued. Ce sont soit des sols à Gley (nappe subpermanente) soit des sols à pseudogley (nappe saisonnière). Ils sont de texture fine, de couleur grisâtre et/ou bariolée.

VIII.10. Ressources hydriques

Vu le site de la région, les ressources en eau se présentent, en premier lieu, par les eaux superficielles, particulièrement, les apports de l'Oued El Hachem et les eaux transférées de l'Oued Nador stockés dans le barrage de Boukourdane, puis les eaux souterraines.

VIII.10.1. Ressources superficielles

Le barrage Boukourdane (Figure 8.10) est l'aménagement le plus important pour le stockage de l'eau dans le bassin versant de l'Oued el Hachem. Il a été réalisé en 1990 et a une capacité de mobilisation de 100 Mm³ [Remini, 2005].



Figure 8.10: *Vue sur la digue et le lac du barrage de Boukourdane.*

La retenue du barrage a les coordonnées suivantes:

Les coordonnées de la retenue du Barrage de Boukourdane sont les suivantes:

- Coordonnées..... $x= 437\ 836,08$; $y= 4043\ 192,47$; $z=70\text{m NGA}$.
- Surface du plan d'eau normal..... $550,00\ \text{Ha}$
- Capacité total de la retenue..... $97,00\ \text{Mm}^3$
- Réserve d'envasement..... $0,80\ \text{Mm}^3$
- Volume régularisable..... $49\ \text{Mm}^3$

La courbe Hauteur – Volume – Surface est présentée sur la figure 8.11.

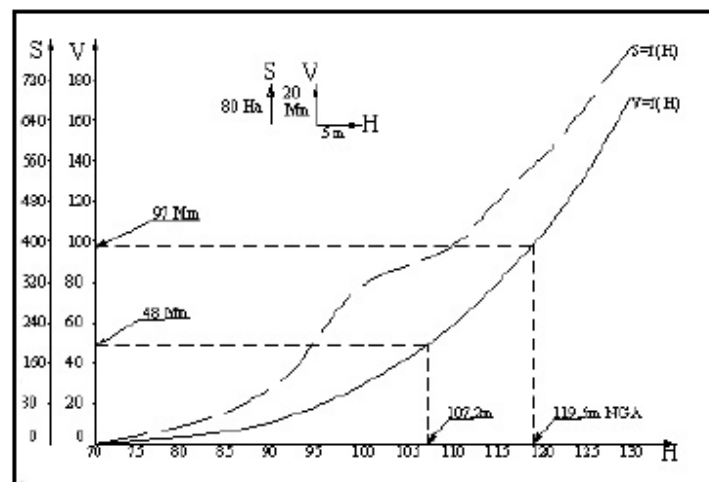


Figure 8.11: Courbe Hauteur – Volume – Surface du Barrage Boukourdane [A.N.B.T].

Le barrage Boukourdane prend naissance dans la confluence des oueds Boukadir (12.5 km) en provenance de l'Ouest, Nachef en provenance de l'Est et Fdjana (17.5 km) venant de la direction Sud-Est, constituant ainsi le prolongement de l'oued El Hachem. Les apports annuels enregistrés aux Oueds alimentant le barrage sont estimés entre 2.5 et $55.2\ \text{Mm}^3$ [Fareh, 2006].

VIII.10.2. Ressources souterraines

La plaine alluviale de l'Oued El Hachem était la principale ressource d'approvisionnement en eau potable de grandes villes telles que (Tipaza, Cherchell et Sidi Ghiles) ainsi que l'irrigation de

grandes parcelles agricoles. L'étude de [Mancet, 1972] a permis de dégager la géométrie de l'aquifère (Figure 8.12).

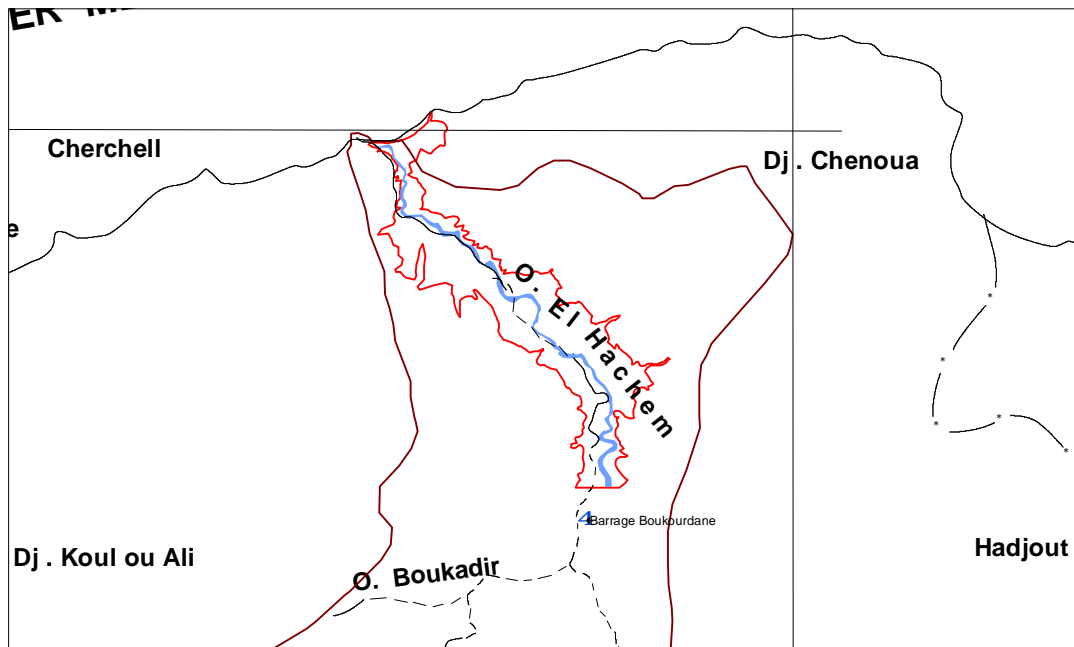


Figure 8.12: Situation de la nappe de l'oued el Hachem.

L'étude géophysique a permis de mettre en évidence un chenal constitué d'alluvions grossières tout le long de la vallée et de dégager les zones où les dépôts grossiers sont les plus importants. Les dépôts renferment une nappe libre, à partir Sidi Ammar jusqu'à Bou Aroua, l'alluvionnement y est grossier sur le quasi totalité de son épaisseur mais celle-ci est limitée à une quinzaine de mètres.

Au Nord de Bou Aroua, les dépôts grossiers sont recouverts d'un toit argileux s'épaississant vers le Nord. La nappe devient alors captive. L'examen des logs lithostratigraphiques de forages, nous révèle que le niveau aquifère est libre à l'amont, captif au Nord et dans la partie médiane de la plaine, une superposition de deux nappes est distinguée. L'aquifère de la nappe de Oued el Hachem est d'âge plio-quadernaire. La nappe est tantôt libre, tantôt semi captive, sous un recouvrement d'argile ou de marne d'épaisseur variable ne dépassant pas les 20 m.

Toutes les études réalisées sur la région de Oued el Hachem montrent que la seule formation intéressante du point de vue hydrogéologique est représentée par le remplissage alluvionnaire du quaternaire de la plaine. Ces dépôts du quaternaire sont essentiellement des galets, graviers, argiles sableuses, argiles rouges et limons de surface.

D'après [*Tadrist, 2004*], la puissance maximale de ces dépôts issus des différentes périodes du quaternaire est environ 40 m et les transmissivités varient entre 10^{-2} à 10^{-4} m/s.

VIII.11. Etat de la surface piézométrique de la nappe alluviale de l'oued El Hachem suite à la réalisation du barrage de Boukourdane

D'après [*Maamar, 2004*], l'épaisseur moyenne de la couche aquifère de l'oued El Hachem est d'environ 40 m et la réaction de la nappe est relativement rapide aux différentes impulsions puisque celle-ci n'est alimentée que par l'infiltration des eaux de pluie et des eaux de ruissellement descendant des piedmonts. Suite à la sécheresse qui a sévit dans notre pays ces dernières années et surtout à la réalisation du barrage de Boukourdane, nous enregistrons une baisse importante des apports à la nappe.

Parallèlement au remplissage du barrage, la baisse assez sensible de la pluviométrie enregistrée ces deux dernières décennies ainsi que le volume soutiré de la nappe par les ouvrages hydrauliques pour l'AEP et l'irrigation des terres surtout que la région est à vocation agricole, a entraîné une chute alarmante du niveau piézométrique atteignant un seuil critique se matérialisant par le pompage dans les réserves géologiques de la nappe.

L'étude de [*Mancet, 1972*] menée avant la réalisation du barrage en 1992 note qu'en 1966, le niveau de la nappe était entre 0.4 et 9.78 m par rapport au niveau du sol et que le débit exploitable de la nappe était 120 l/s. En 1972, le toit de la nappe était situé entre 0.8 à 9.8 m avec toujours le même débit exploitable.

Après la mise en eau du barrage en 1992, une importante différence des niveaux piézométriques a été notée entre les deux périodes. Le toit de la nappe se situait à 7.20 et 18.86 m en dessous de la surface du sol. Cette baisse sensible du niveau piézométrique s'explique par le fait que depuis

plus de 5 ans la nappe ne bénéficiait plus de conditions normales d'alimentation vu que l'essentiel des eaux de ruissellement était stocké dans le barrage. Aussi, le débit d'exploitation a chuté à 102 l/s dû essentiellement au rabattement important [Maâmar, 2004]. En 1998, la nappe alluviale était en état de surexploitation avancée et le rabattement de la nappe devait être solutionné d'urgence.

VIII.12. Fluctuation de l'état piézométrique de la nappe de Oued el Hachem

VIII.12.1. Présentation du réseau de mesure

Le réseau de surveillance de la nappe alluviale de Oued El Hachem (Figure 8.13) est constitué de 16 points de mesure, à savoir, 13 forages et 3 puits. Les caractéristiques de ces points de mesure sont présentées dans le tableau 8.8.

Tableau 8.8: Réseau de la nappe alluviale de Oued El Hachem [A.N.R.H Blida].

Point de mesure	Nom d'ouvrage	Type d'ouvrage	Coordonnées Lambert (m)		Profondeur
			X	Y	Z (m)
W039-001	P1 Ben Hani Ali	Puits	465336	362575	31,100
W039-002	P2 Bouhandir Hamid	Puits	464250	363465	23,307
W039-003	P3	Puits	463543	364545	16,852
W039-004	P4 Lasahi Ahmed	Puits	463787	364319	18,142
W039-005	P5 Tikarouchin	Puits	464649	362575	32,128
W039-006	P6 Chorfi Mouloud	Puits	465294	362751	31,598
W039-007	P7 Benslimane Belaid	Puits	465523	361694	39,481
W039-008	P8 Bensalah Nasredine	Puits	464814	363281	25,625
W039-009	P9 Haouch Kochar	Puits	463032	363990	24,883
W039-010	P10 EAC Boumaza	Puits	461031	365467	16,311
W039-012	P12 Belkada Belkacem	Puits	464808	360228	59,201
W039-013	P13 EAC N° 2 Bouyahia	Puits	463191	363800	18,501
W039-014	P14	Puits	460223	366469	
W039-016	F1c AEP Cherchell	Forage	461623	365,752	11,255
W039-017	F2 Irrigation Bakorra	Forage	463341	364,282	19,086
W039-018	F3 Lamia	Forage	462205	365,541	14,567

Notons que depuis le tableau (8.8) que la profondeur du point P14 n'est pas accessible. Cependant, il ne sera pas pris en considération dans l'établissement des cartes piézométriques de la nappe.

La figure 8.13 montre une concentration des puits au centre de la nappe tandis qu'il n'existe qu'un seul au pied du barrage et sont quasiment inexistant à l'extrémité Nord au voisinage de la mer. La plupart des puits le long de la plaine sont situés assez proche du lit de oued el Hachem.

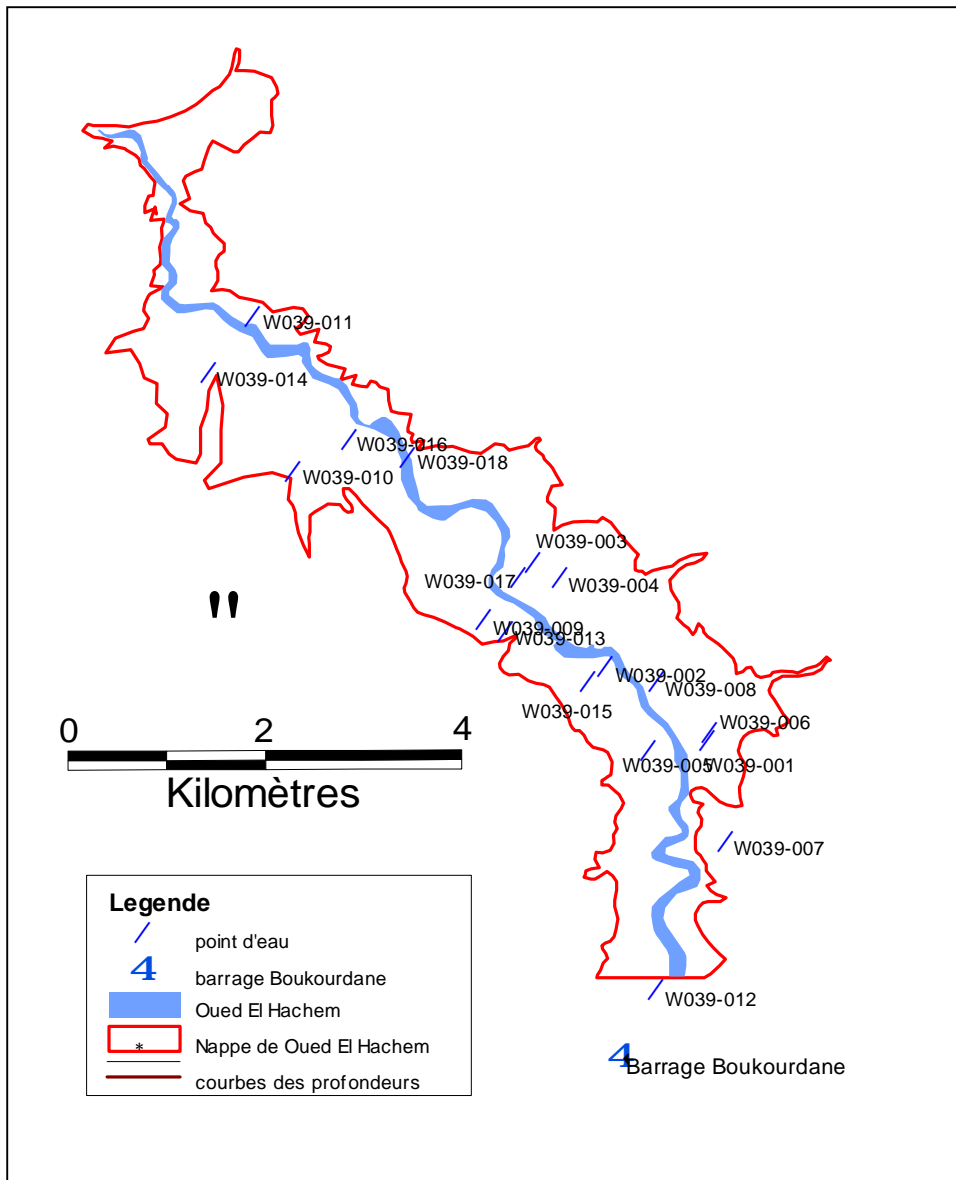


Figure 8.13: Carte du réseau piézométrique de la nappe alluviale de oued el Hachem.

VIII.12.2. Suivi de la piézométrie

Nous avons pris le cas de 1998 (tableau 8.9), où un fort rabattement du toit de la nappe a été enregistré comme un cas exceptionnel pour montrer à quel point les lâchers du barrage ont été bénéfiques pour la réalimentation de la nappe. Les résultats des campagnes piézométrique effectués sur le long de la plaine pour les années 2003 à 2006 sont portés sur les tableaux 8.10 à 8.17 respectivement.

Tableau 8.9: Campagne piézométrique de l'année 1998 [A.N.R.H Blida].

Point de mesure	Nom d'ouvrage	Type d'ouvrage	x	y	Z (m)	Niveau dynamique (m)
W039-001	P1 Ben Hani Ali	Puits	465336	362575	31,100	6,82
W039-002	P2 Bouhandir Hamid	Puits	464250	363465	23,307	11,87
W039-004	P4 Lasahi Ahmed	Puits	463787	364319	18,142	16,13
W039-005	P5 Tikarouchin	Puits	464649	362575	32,128	12,30
W039-006	P6 Chorfi Mouloud	Puits	465294	362751	31,598	7,54
W039-016	F1c AEP Cherchell	Forage	461623	365752	11,255	4,50

Tableau 8.10: Levé piézométrique des hautes eaux de l'année 2003 [A.N.R.H Blida].

Point de mesure	Nature	x	y	Z (m)	Niveau statique (m)	Niveau dynamique (m)
W039-002	Puits	464250	363465	23,307	6,82	16,487
W039-003	Puits	463543	364545	16,852	4,20	12,652
W039-004	Puits	463787	364319	18,142	4,60	13,542
W039-005	Puits	464649	362575	32,128	3,50	28,628
W039-006	Puits	465294	362751	31,598	3,50	28,098
W039-007	Puits	465523	361694	39,481	6,40	33,081
W039-009	Puits	463032	363990	24,883	0,30	24,583
W039-010	Puits	461031	365467	16,311	1,50	14,811
W039-012	Puits	464808	360228	59,201	15,13	44,071
W039-013	Puits	463191	363800	18,501	6,20	12,301
W039-016	Forage	461623	365752	11,255	4,40	6,855
W039-017	Forage	463341	364282	19,086	7,60	11,486

Tableau 8.11: *Levé piézométrique des basses eaux de l'année 2003 [A.N.R.H Blida].*

Point de mesure	Nature	X	Y	Z (m)	Niveau statique (m)	Niveau dynamique (m)
W039-001	Puits	465,336	362,575	31,100	3,30	27,80
W039-002	Puits	464,250	363,465	23,307	4,70	18,61
W039-003	Puits	463,543	364,545	16,852	4,10	12,75
W039-004	Puits	463,787	364,319	18,142	4,70	13,44
W039-005	Puits	464,649	362,575	32,128	8,20	23,93
W039-006	Puits	465,294	362,751	31,598	4,80	26,80
W039-007	Puits	465,523	361,694	39,481	3,20	36,28
W039-008	Puits	464,814	363,281	25,625	3,05	22,58
W039-009	Puits	463,032	363,990	24,883	0,10	24,78
W039-010	Puits	461,031	365,467	16,311	4,15	12,16
W039-012	Puits	464,808	360,228	59,201	15,55	43,65
W039-013	Puits	463,191	363,800	18,501	5,70	12,80
W039-016	Forage	461,623	365,752	11,255	5,40	5,86
W039-017	Forage	463,341	364,282	19,086	7,20	11,89
W039-018	Forage	462,205	365,541	14,567	5,15	9,42

Tableau 8.12: *Levé piézométrique des hautes eaux de l'année 2004 [A.N.R.H Blida].*

Point de mesure	Nature	X	Y	Z (m)	Niveau statique (m)	Niveau dynamique (m)
W039-001	Puits	465,336	362,575	31,100	6,05	25,050
W039-002	Puits	464,250	363,465	23,307	7,45	15,857
W039-003	Puits	463,543	364,545	16,852	3,90	12,952
W039-004	Puits	463,787	364,319	18,142	5,04	13,102
W039-005	Puits	464,649	362,575	32,128	10,86	21,268
W039-006	Puits	465,294	362,751	31,598	7,25	24,348
W039-007	Puits	465,523	361,694	39,481	6,33	33,151
W039-008	Puits	464,814	363,281	25,625	1,86	23,765
W039-009	Puits	463,032	363,990	24,883	0,39	24,493
W039-010	Puits	461,031	365,467	16,311	3,13	13,181
W039-012	Puits	464,808	360,228	59,201	15,56	43,641
W039-013	Puits	463,191	363,800	18,501	6,60	11,901
W039-016	Forage	461,623	365,752	11,255	8,00	3,255
W039-018	Forage	462,205	365,541	14,567	4,43	10,137

Tableau 8.13: *Levé piézométrique des basses eaux de l'année 2004 [A.N.R.H Blida].*

Point de mesure	Nature	X	Y	Z (m)	Niveau statique (m)	Niveau dynamique (m)
W039-001	Puits	465,336	362,575	31,100	4,60	26,50
W039-002	Puits	464,250	363,465	23,307	5,90	17,41
W039-003	Puits	463,543	364,545	16,852	5,20	11,65
W039-004	Puits	463,787	364,319	18,142	5,62	12,52
W039-005	Puits	464,649	362,575	32,128	8,30	23,83
W039-006	Puits	465,294	362,751	31,598	5,70	25,90
W039-007	Puits	465,523	361,694	39,481	3,55	35,93
W039-008	Puits	464,814	363,281	25,625	4,10	21,53
W039-009	Puits	463,032	363,990	24,883	0,39	24,49
W039-010	Puits	461,031	365,467	16,311	3,50	12,81
W039-012	Puits	464,808	360,228	59,201	15,50	43,70
W039-013	Puits	463,191	363,800	18,501	6,60	11,90
W039-016	Forage	461,623	365,752	11,255	4,20	7,06
W039-018	Forage	462,205	365,541	14,567	3,50	11,07

Tableau 8.14: *Levé piézométrique des hautes eaux de l'année 2005 [A.N.R.H Blida].*

N° B.I.R.H	Nature	X	Y	Z (m)	Niveau statique(m)	Niveau dynamique (m)
W039-001	Puits	465,336	362,575	31,100	2,70	28,40
W039-002	Puits	464,250	363,465	23,307	2,30	21,01
W039-004	Puits	463,787	364,319	18,142	2,40	15,74
W039-005	Puits	464,649	362,575	32,128	4,50	27,63
W039-006	Puits	465,294	362,751	31,598	4,00	27,60
W039-007	Puits	465,523	361,694	39,481	3,69	35,79
W039-008	Puits	464,814	363,281	25,625	3,20	22,43
W039-009	Puits	463,032	363,990	24,883	0,50	24,38
W039-010	Puits	461,031	365,467	16,311	1,00	15,31
W039-012	Puits	464,808	360,228	59,201	13,50	45,70
W039-013	Puits	463,191	363,800	18,501	2,86	15,64
W039-016	Forage	461,623	365,752	11,255	1,60	9,66
W039-018	Forage	462,205	365,541	14,567	2,80	11,77

Tableau 8.15: *Levé piézométrique des basses eaux de l'année 2005 [A.N.R.H Blida].*

Point de mesure	Nature	X	Y	Z (m)	Niveau statique (m)	Niveau dynamique (m)
W039-001	Puits	465,336	362,575	31,100	2,76	28,34
W039-002	Puits	464,250	363,465	23,307	3,69	19,62
W039-004	Puits	463,787	364,319	18,142	3,30	14,84
W039-005	Puits	464,649	362,575	32,128	4,70	27,43
W039-006	Puits	465,294	362,751	31,598	3,50	28,10
W039-007	Puits	465,523	361,694	39,481	3,00	36,48
W039-008	Puits	464,814	363,281	25,625	2,40	23,23
W039-009	Puits	463,032	363,990	24,883	0,70	24,18
W039-010	Puits	461,031	365,467	16,311	3,20	13,11
W039-012	Puits	464,808	360,228	59,201	15,51	43,69
W039-013	Puits	463,191	363,800	18,501	3,63	14,87

Tableau 8.16: *Levé piézométrique des hautes eaux de l'année 2006 [A.N.R.H Blida].*

Point de mesure	Nature	X	Y	Z (m)	Niveau statique (m)	Niveau dynamique (m)
W039-001	Puits	465,336	362,575	31,100	3,90	27,20
W039-002	Puits	464,250	363,465	23,307	2,94	20,37
W039-004	Puits	463,787	364,319	18,142	3,33	14,81
W039-005	Puits	464,649	362,575	32,128	6,70	25,43
W039-006	Puits	465,294	362,751	31,598	4,95	26,65
W039-007	Puits	465,523	361,694	39,481	2,69	36,79
W039-009	Puits	463,032	363,990	24,883	0,34	24,54
W039-010	Puits	461,031	365,467	16,311	1,10	15,21
W039-012	Puits	464,808	360,228	59,201	15,24	43,96
W039-016	Forage	461,623	365,752	11,255	3,95	7,31

Tableau 8.17: *Levé piézométrique des basses eaux de l'année 2006 [A.N.R.H Blida].*

Point de mesure	Nature	X	Y	Z (m)	Niveau statique (m)	Niveau dynamique (m)
W039-001	Puits	465,336	362,575	31,100	3,15	27,95
W039-002	Puits	464,250	363,465	23,307	2,86	20,45
W039-004	Puits	463,787	364,319	18,142	3,88	14,26
W039-005	Puits	464,649	362,575	32,128	6,32	25,81
W039-006	Puits	465,294	362,751	31,598	5,21	26,39
W039-007	Puits	465,523	361,694	39,481	4,14	35,34
W039-008	Puits	464,814	363,281	25,625	4,01	21,62
W039-009	Puits	463,032	363,990	24,883	0,45	24,43
W039-010	Puits	461,031	365,467	16,311	2,43	13,88
W039-012	Puits	464,808	360,228	59,201	15,50	43,70
W039-013	Puits	463,191	363,800	18,501	3,52	14,98
W039-016	Forage	461,623	365,752	11,255	3,25	8,01
W039-018	Forage	462,205	365,541	14,567	10,33	4,24

Pour la réalisation des cartes piézométriques pour les différentes années, nous avons éliminé tout point de mesure où il a été impossible d'effectuer des mesures. Ces cartes ont été réalisées à l'aide du logiciel Surfer 7.0 et MapInfo 7, sont représentées respectivement sur les figures 8.14 à 8.22.

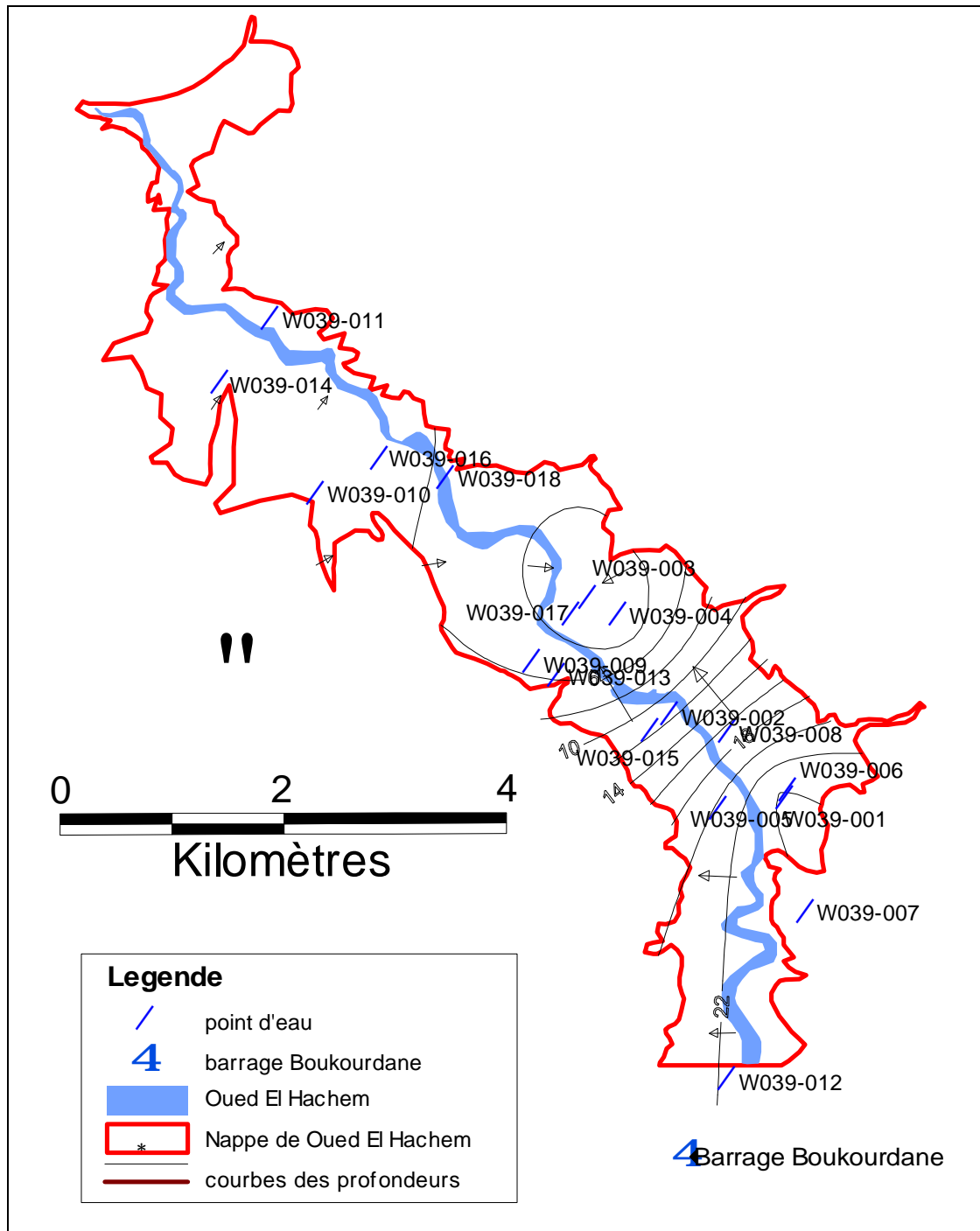


Figure 8.14: Carte piézométrique de la campagne 1998.

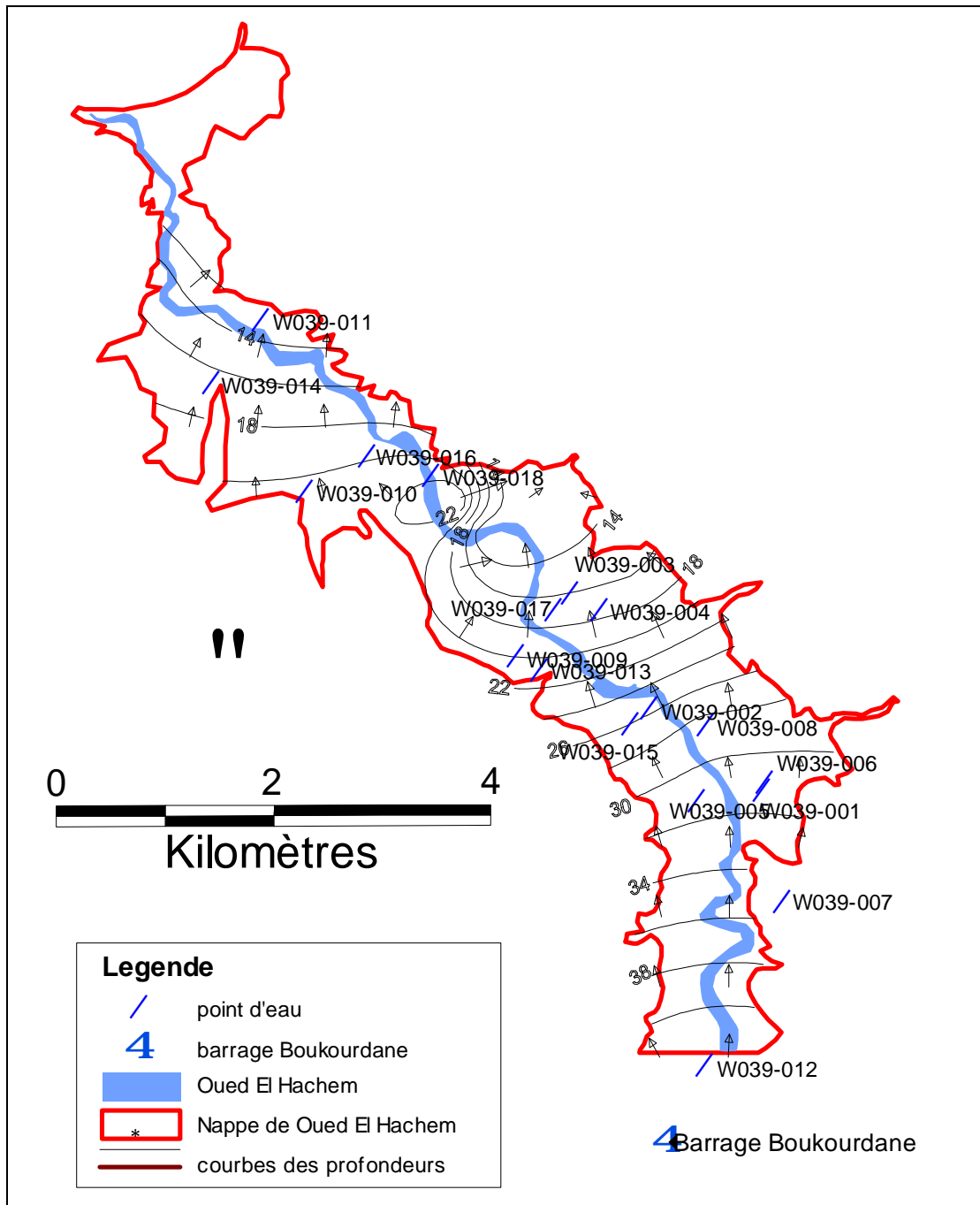


Figure 8.15: Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (hautes eaux 2003)

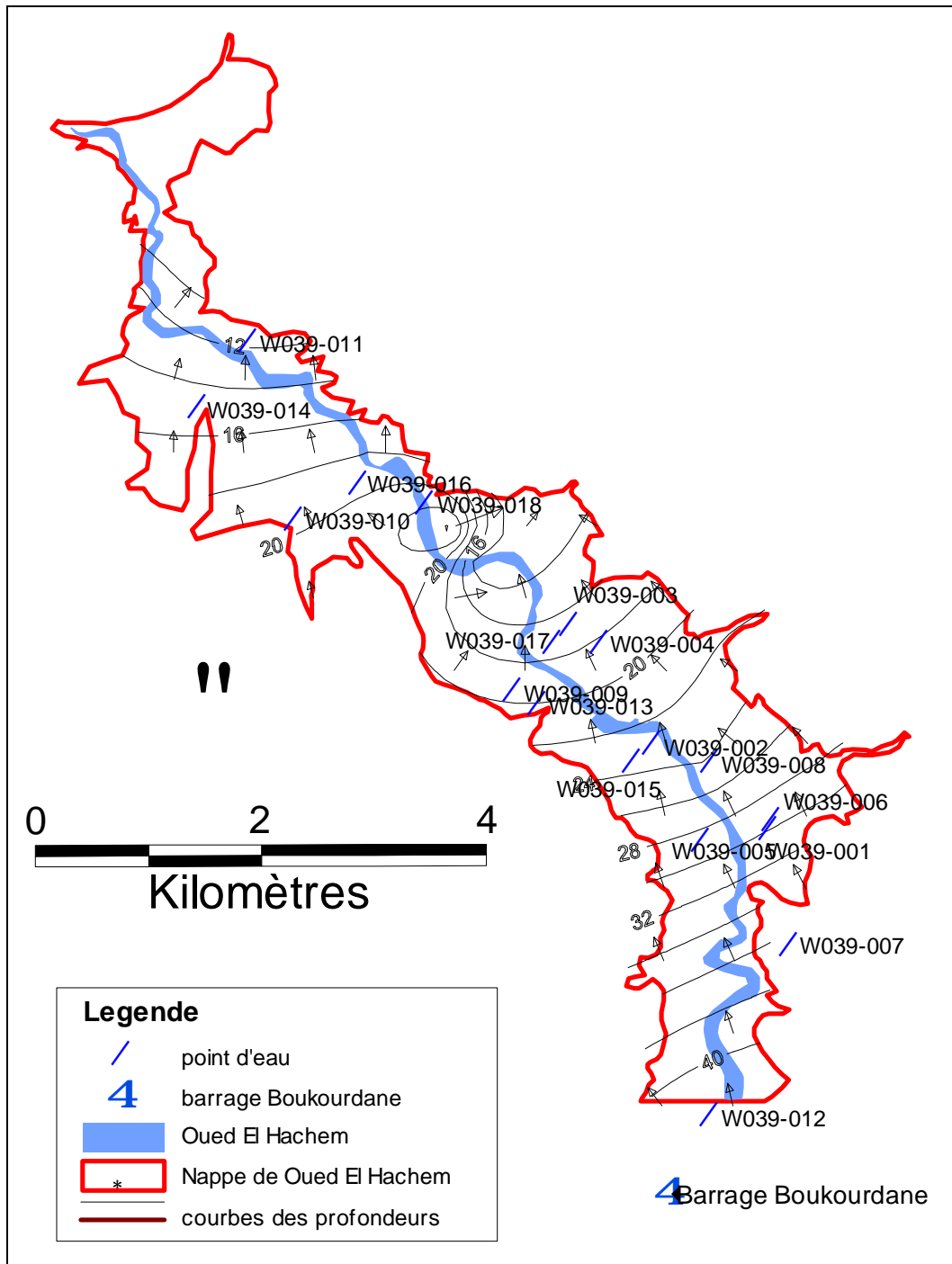


Figure 8.16: Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (basses eaux 2003)

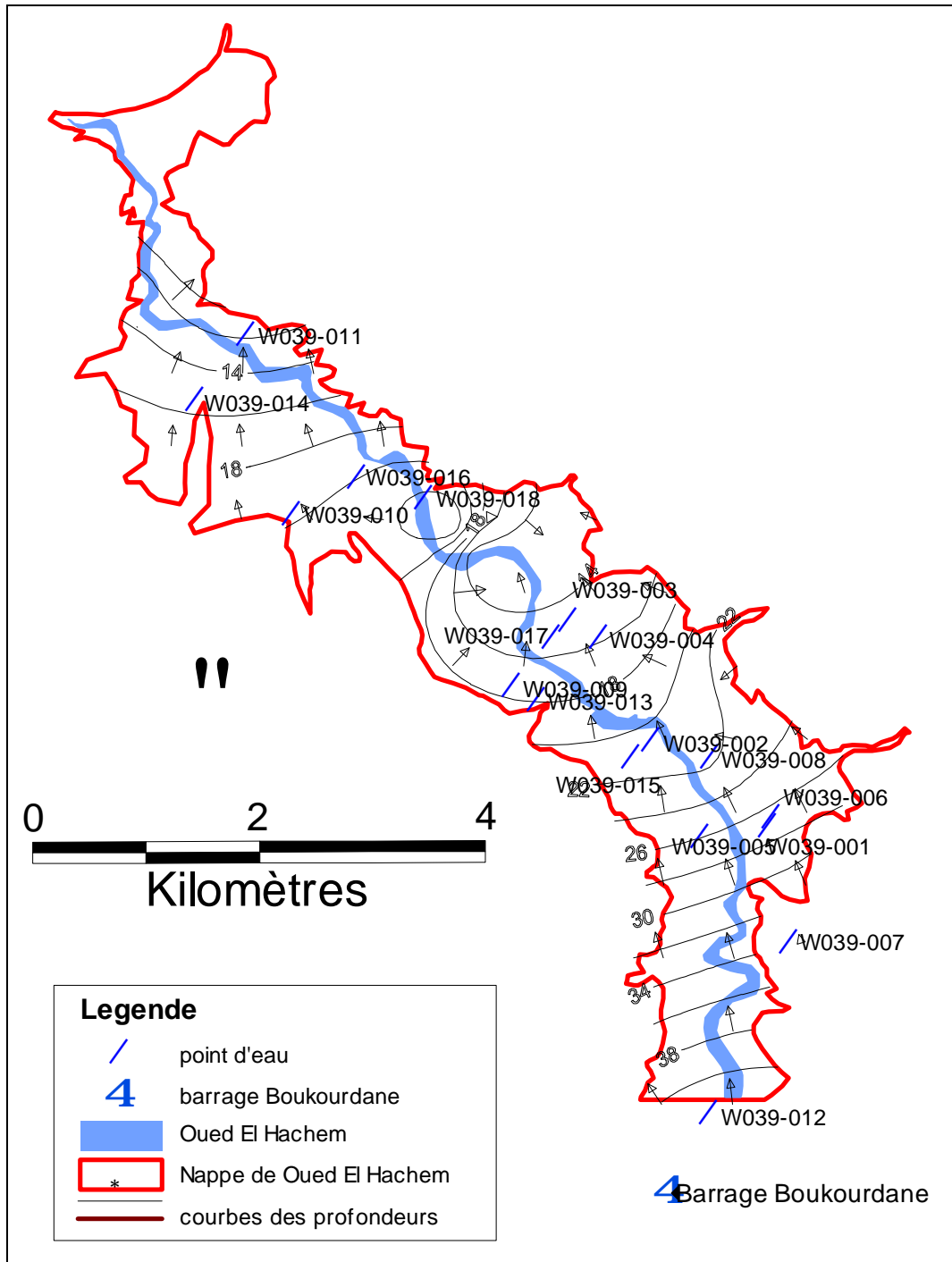


Figure 8.17: Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (hautes eaux 2004)

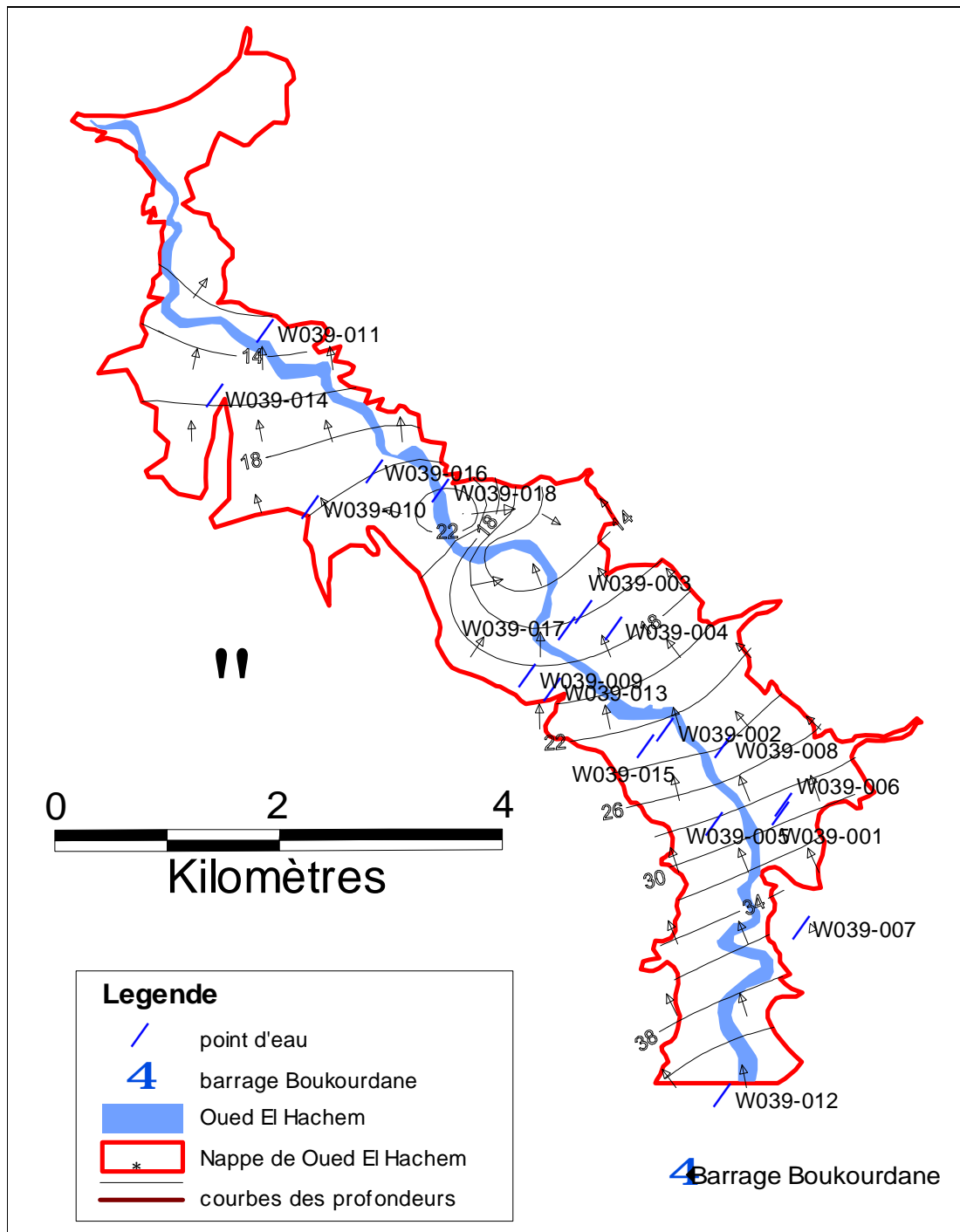


Figure 8.18: Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (basses eaux 2004)

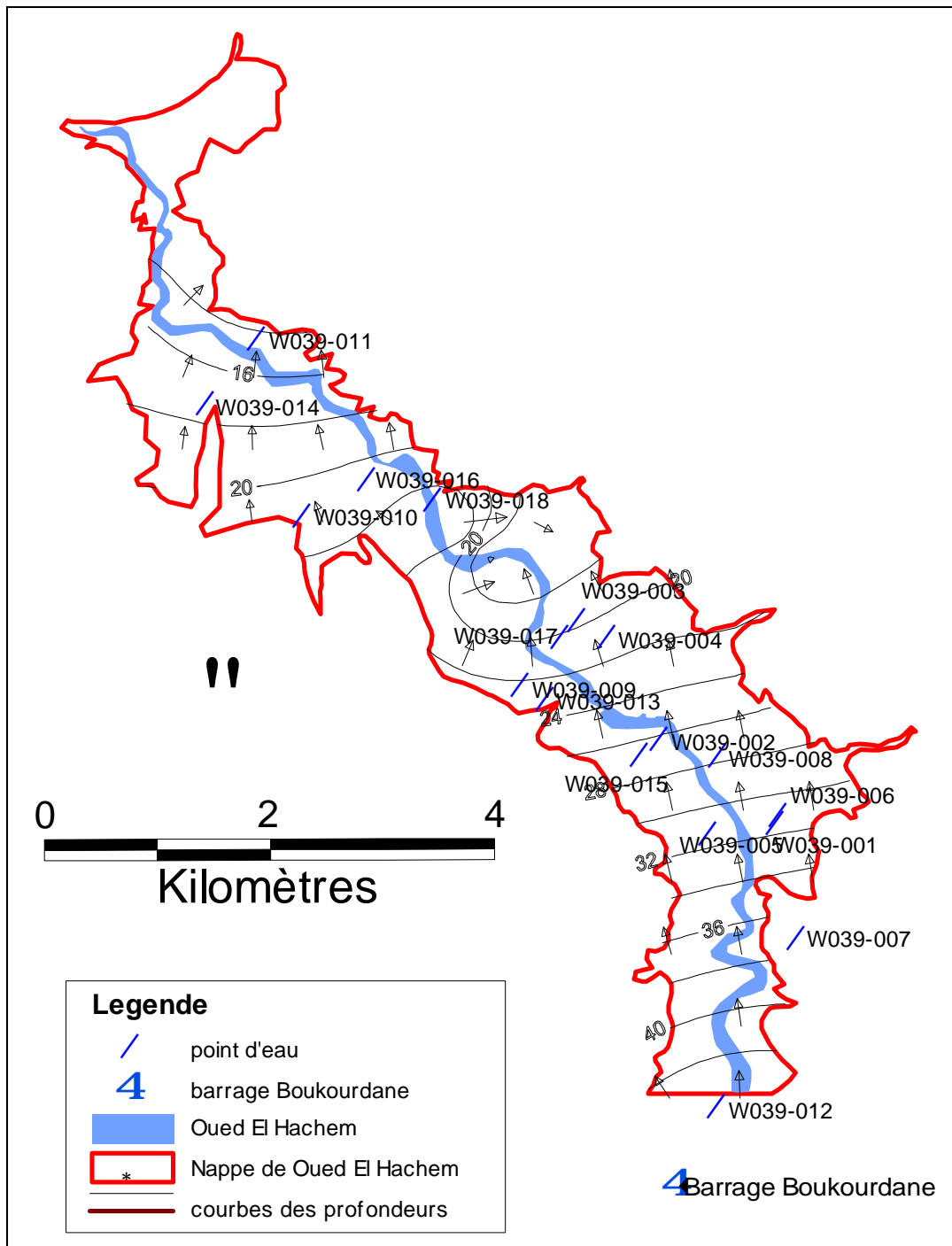


Figure 8.19: Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (hautes eaux 2005)

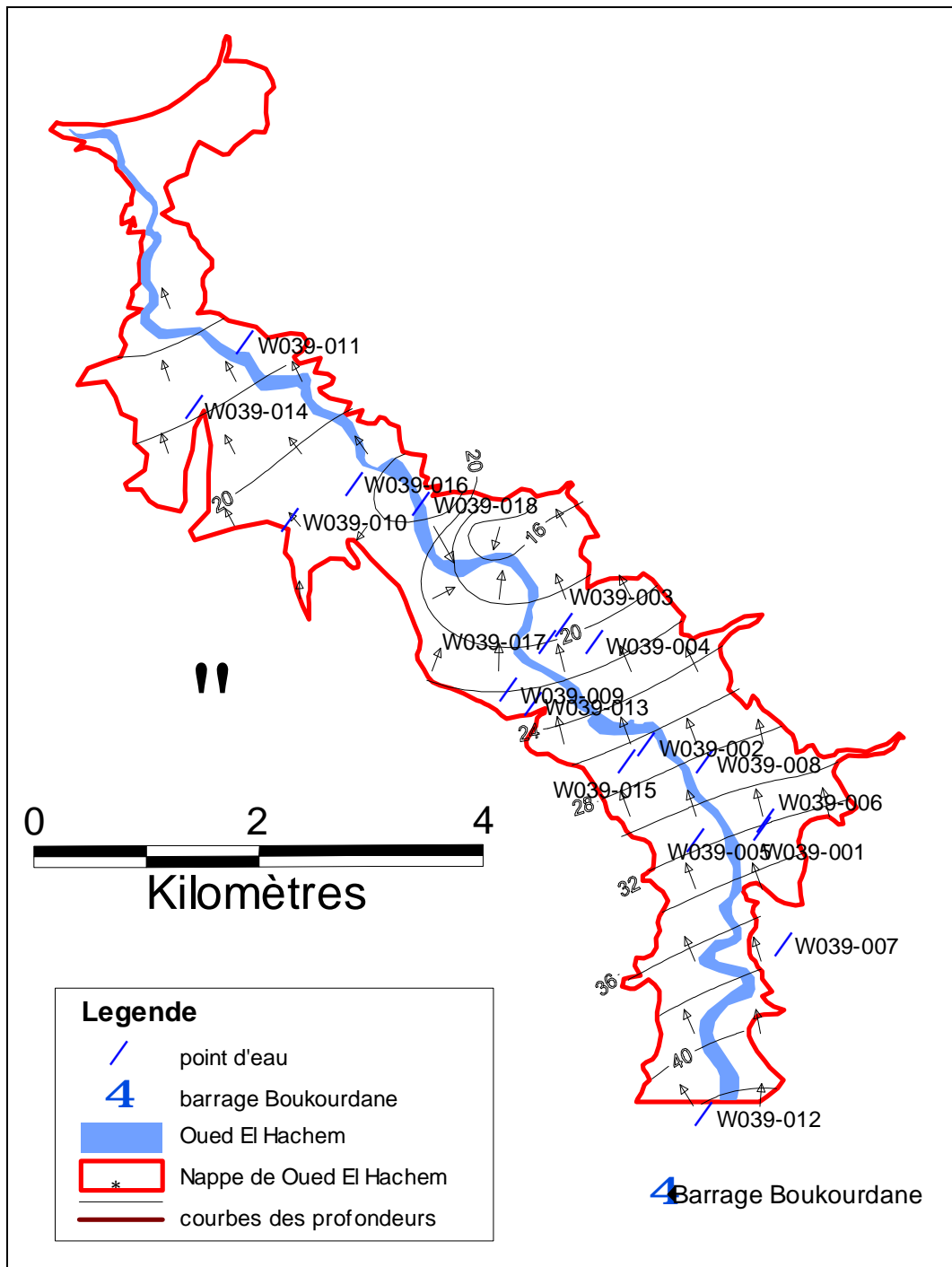


Figure 8.20: Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (basses eaux 2005)

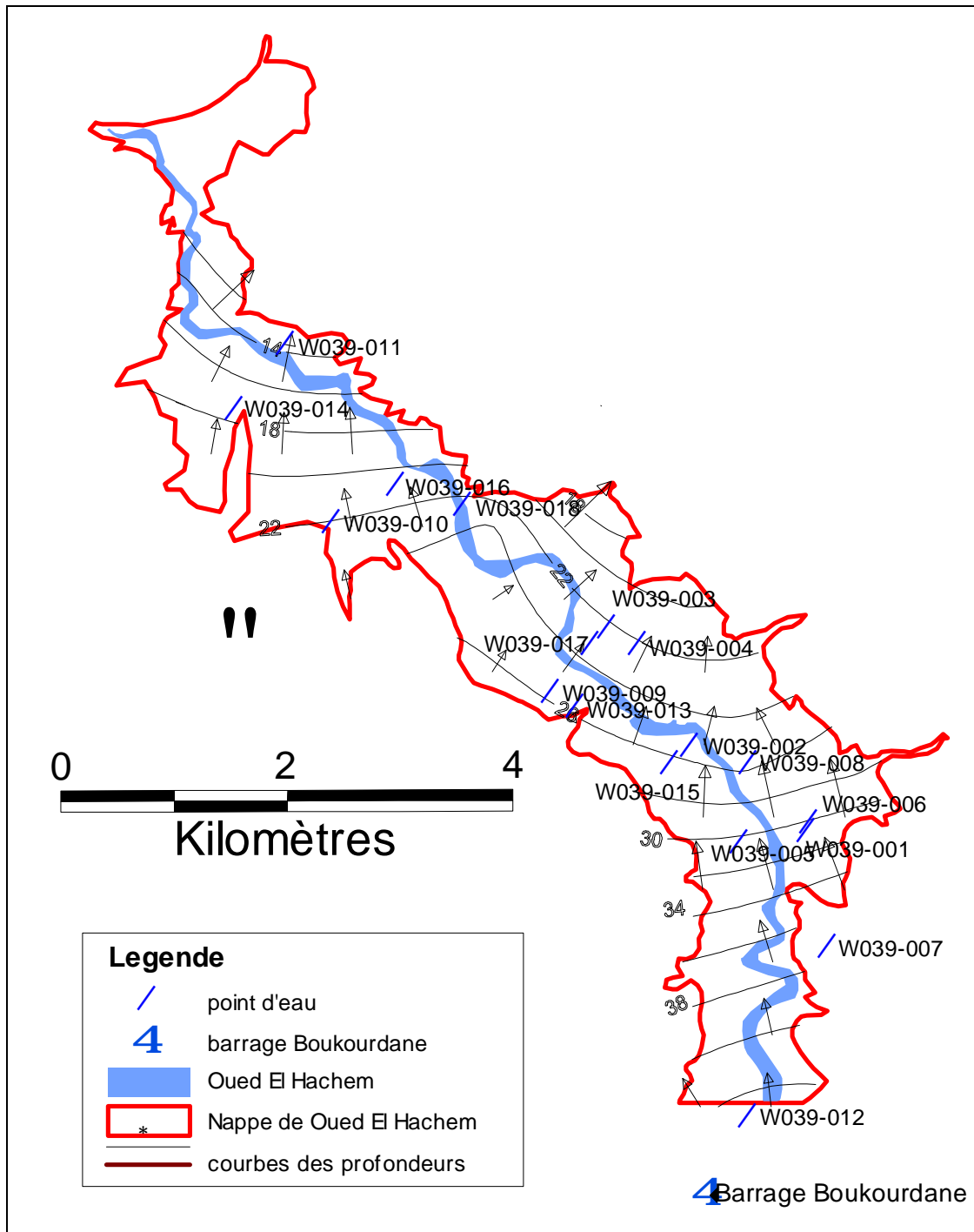


Figure 8.21: Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (hautes eaux 2006).

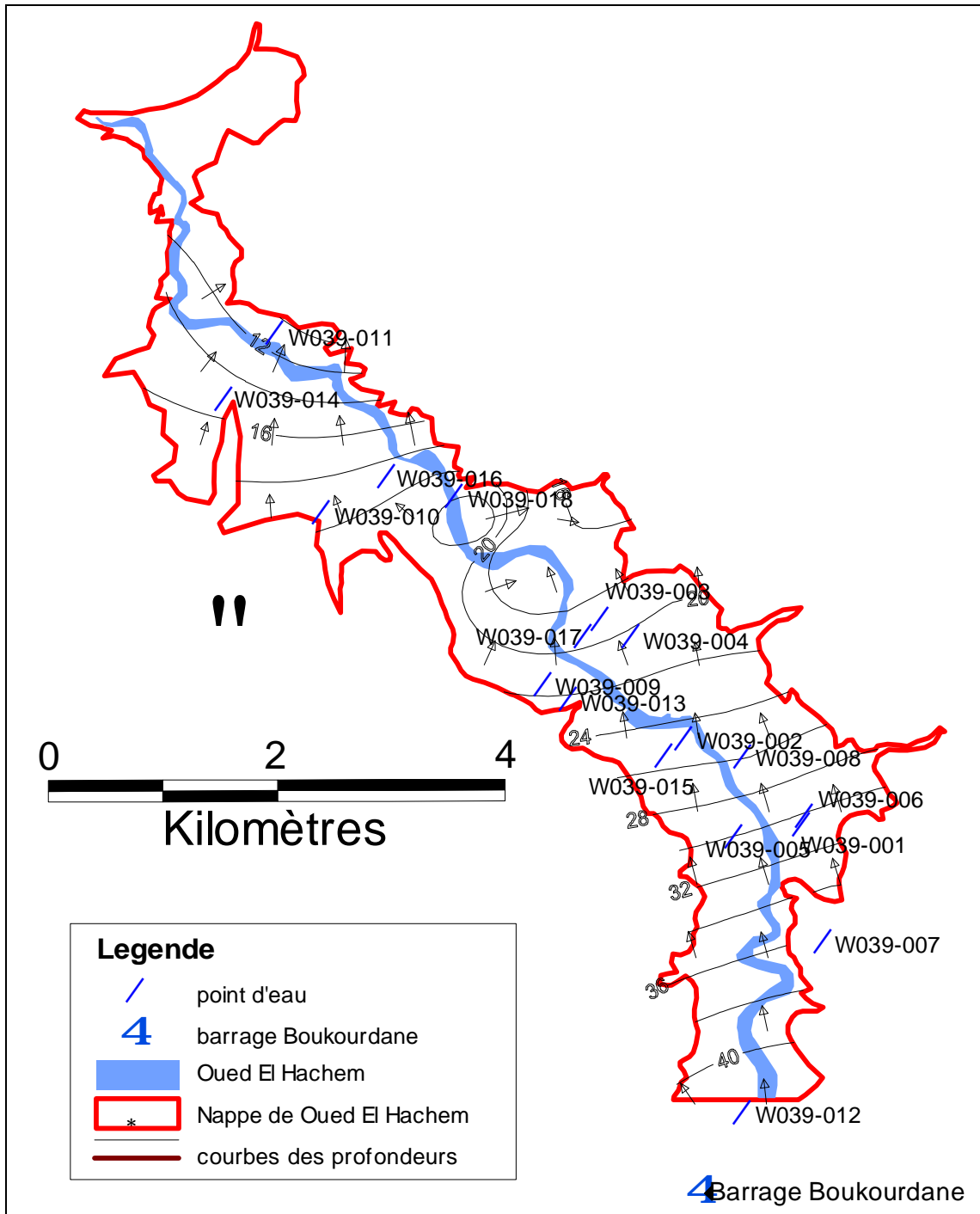


Figure 8.22: Carte piézométrique de la nappe de Oued El Hachem (basses eaux 2006).

Pour la carte de 1998, on constate un manque d'observations au niveau des points d'eau W039-10, W039-11, W039-14 et W039-16 qui a influencé l'établissement de la carte piézométrique et son interprétation. Ces forages sont situés à l'exutoire de la nappe, ce qui ne permet pas d'indiquer s'il y a risque ou confirmation de l'avancement du biseau salé.

L'établissement de la carte piézométrique à partir des observations existantes a permis de mettre en évidence deux zones bien distinctes :

- une zone d'alimentation située au sud de la nappe caractérisée par un fort gradient. La seule source qui peut alimenter cette partie est bien les eaux du barrage puisque les formations limitant la vallée de l'oued el Hachem sont des limites étanches (marnes et pliocène).
- Une deuxième zone caractérisée par une dépression qui peut s'expliquer par une surexploitation de la nappe. Cette exploitation provoque un appel d'eau très important malgré que cette zone est limitée par des formations perméables caractérisées par les calcaires de l'Eocène numélique.

Concernant les cartes piézométriques des hautes eaux pour les périodes (avril 2003, avril 2004, avril 2005 et avril 2006) qui sont presque identiques du point de vue hydrogéologique. Ces cartes sont caractérisées par un fort gradient hydraulique au sud de la nappe. Au centre de la vallée, ce gradient s'affaiblit progressivement jusqu'à l'extrémité Nord de l'oued el Hachem.

Une zone très remarquable au centre de la vallée caractérisée par une divergence de l'écoulement qui s'explique par une alimentation de la nappe soit par les affluents pré-existants ou par les calcaires luminitiques.

Les campagnes des basses eaux sont aussi identiques du point de vue hydrogéologique. La remarque la plus importante à ce niveau là est la restitution du niveau piézométrique malgré que c'est une période d'étiage. Ceci explique bien que la nappe a bien bénéficié des apports depuis les lâchers du barrage de Boukourdane.

La comparaison entre les cartes piézométriques de 1998 effectuée avant les lâchers du barrage de Boukourdane et les cartes des basses eaux pour la période 2003 – 2006 indique une nette

remontée du niveau piézométrique avec une différence de 16 m de hauteur à l'amont et 6 m au centre sans parler du niveau à l'aval par manque d'observations durant la campagne de 1998.

La remarque la plus importante est l'apparition d'un dôme piézométrique au voisinage du point W039-018. Ce point est au voisinage du cours de oued El Hachem ce qui montre que la nappe est alimentée à partir de l'oued au niveau de ce dernier.

VIII.12.3. Evolution spatiotemporelle de la nappe de oued el Hachem

Comme pour le Haut-Chélif, nous avons considéré deux axes pour suivre la variation du niveau piézométrique de la nappe de Oued el Hachem, l'un sur la rive droite et l'autre sur la gauche (figure 8.23).

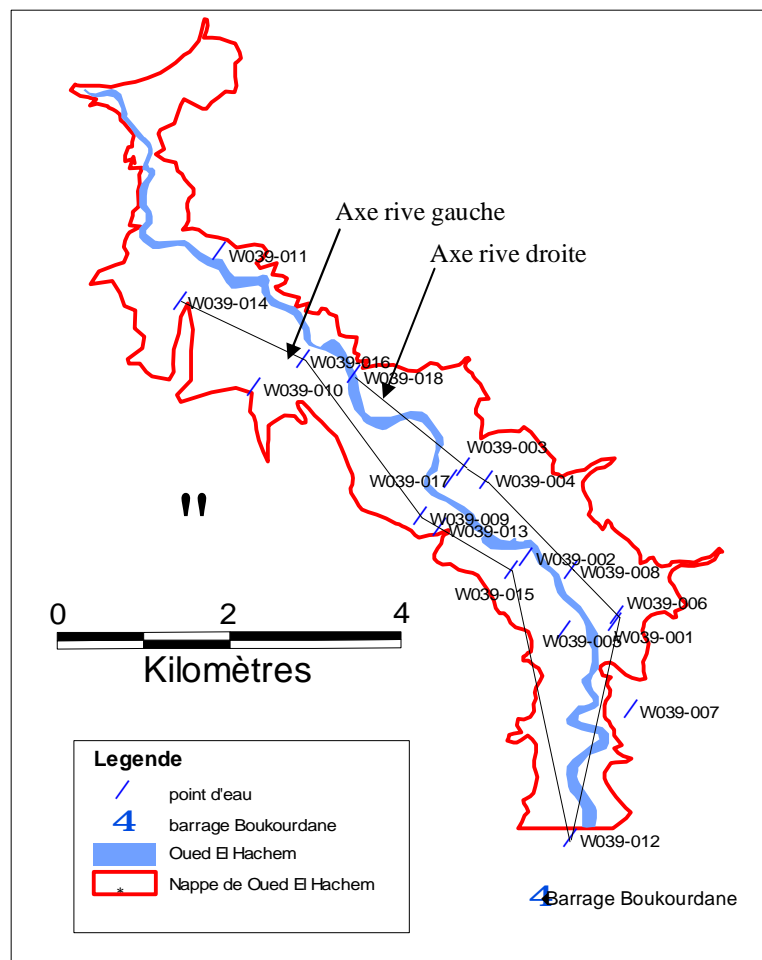


Figure 8.23: Axes considérés pour le suivi de l'évolution de la piézométrie de la nappe de Oued el Hachem.

Le niveau piézométrique pour chaque distance du barrage et pour les différentes périodes de mesure sont donné sur le tableau 8.18 et 8.19.

Tableau 8.18: *Distance et piézométrie des points de l'axe de la rive droite.*

Distance (m)	Niveaux Piézométriques (m)								
	1998	H E 2003	B E 2003	H E 2004	B E 2004	H E 2005	B E 2005	H E 2006	B E 2006
813		15,13	15,55	15,56	15,5	13,5	15,51	15,24	15,5
3437	7,54	3,5	4,8	7,25	5,7	4	3,5	4,95	5,21
4184		4,3	3,05	1,86	4,1	3,2	2,4	3,11	4,01
5604	16,13	4,6	4,7	5,04	5,62	2,2	3,3		
5947		4,2	4,1	3,9	5,2				
7558			5,15	4,43	3,5	2,8		9,79	10,33

Tableau 8.19: *Distance et piézométrie des points de l'axe de la rive gauche.*

distance (m)	Niveaux Piézométriques (m)								
	Niveau 1998	H E 2003	B E 2003	H E 2004	B E 2004	H E 2005	B E 2005	H E 2006	B E 2006
813		15,13	15,55	15,56	15,5	13,5	15,51	15,24	15,5
4005	12,3	3,5	8,2	10,86	8,3	4,5	4,7	6,7	6,32
5017		6,2	5,7	6,6	6,6	2,86	3,63	3,32	3,52
5230		0,3	0,1	0,39	0,39	0,5	0,7		
7486	4,5	4,4	5,4	8	4,2	1,6		3,95	3,25
9060		0,1	0,4	3,48	2	0,92	0,67	0,98	0,85

La variation du niveau piézométrique de la nappe de Oued el Hachem sur les deux rives considérées est représentée sur la figure 8.24 et 8.25.

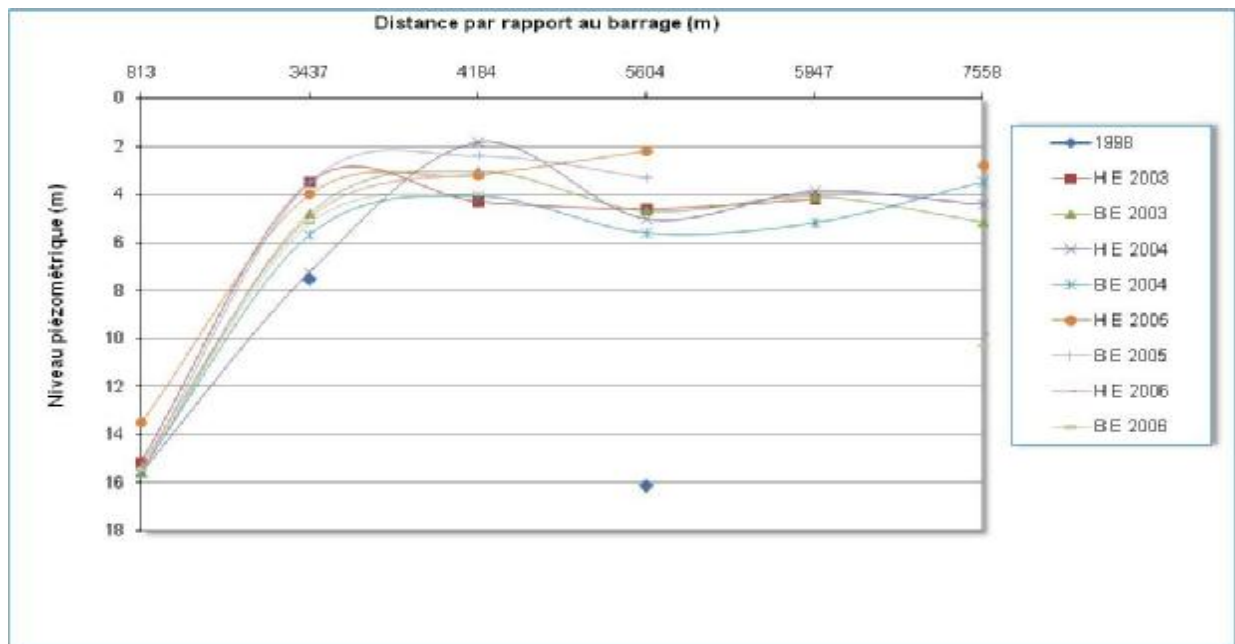


Figure 8.24: Evolution spatiotemporelle de la nappe de Oued el Hachem à la rive droite de l'oued.

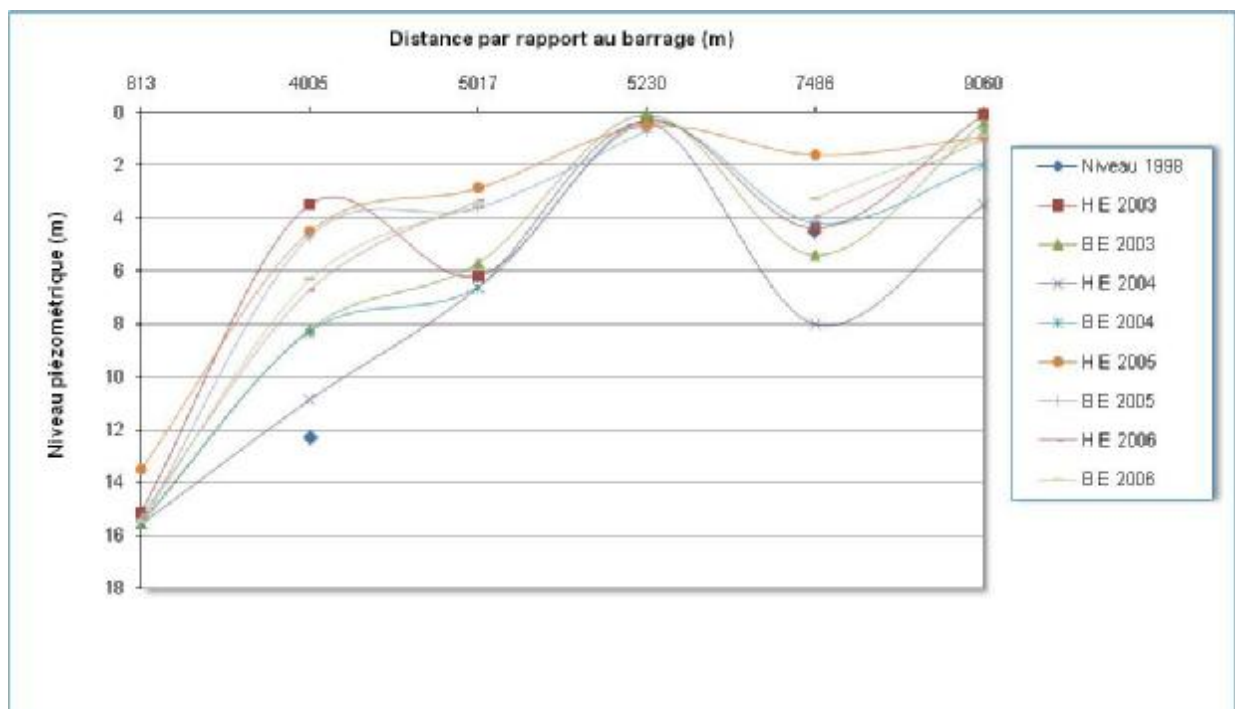


Figure 8.25: Evolution spatiotemporelle de la nappe de Oued el Hachem à la rive gauche de l'oued.

D'après les figures 8.24 et 8.25, on constate que les évolutions du niveau piézométrique de la nappe de Oued el Hachem n'est pas homogène pour tous les points et pour toutes les périodes, ce qui montre que la nappe est influencée par l'intensité et la variation des débits de pompage.

Pour la rive droite, on constate que le niveau hydrodynamique de la nappe évolue aux environs de 3500 m du barrage pour toutes les différentes périodes ce qui montre que les terrains présentent une bonne perméabilité dans cette région et que la nappe est libre dans cette zone. Ce niveau ne connaît pas de très grandes variations en allant vers le nord montrant que la nappe devient captive. On constate aussi que pour certains points, le niveau piézométrique s'approche de la surface durant la période des basses eaux ce qui montre que la nappe a bénéficié d'un apport depuis les eaux de surface qui sont soit les eaux excédentaires de l'irrigation soit les eaux lâchées dans le cours de l'oued durant la période d'étiage.

Identiquement à la rive droite, le niveau piézométrique à la rive gauche évolue aux premiers kilomètres de la nappe montrant une bonne perméabilité. Ce niveau est aussi influencé par l'alimentation par les eaux de pluie où on remarque qu'il est important pour les hautes eaux, et par l'pompage des eaux de la nappe où le rabattement se fait sentir pour plusieurs points. A environ 5200 m du barrage, tous les niveaux piézométriques s'approchent de la surface montrant une bonne alimentation de la nappe dans cette zone. Notons aussi que le niveau était à environ 0.1 m durant la période des hautes eaux 2003 puis a stagné pendant l'année 2004 à 0.39 m pour chuter ensuite et arriver jusqu'à 0.7 m pour les basses eaux 2005. Ceci laisse prédire que cette zone est sujette à un colmatage. D'après les agents de l'A.N.R.H, il existe une évolution importante des algues sur les rives de oued el Hachem. Cette baisse du niveau peut s'expliquer par un colmatage par action algale ou aussi par dépôt de matières en suspension dans cette zone. Le niveau rechute fortement montrant une forte exploitation des eaux souterraines en allant au nord de ce point. On constate aussi que le niveau évolue à l'exutoire de la nappe ce qui forme une barrière naturelle contre l'intrusion des eaux saline vers la plaine.

VIII.12.4. Variation de la réserve souterraine de la nappe de oued el Hachem

Le même principe de calcul sera suivi que celui appliqué sur la nappe du Haut-Chélif. Le coefficient d'emmagasinement de 3% [*Mancet, 1972*]. Le résultat final de toutes les étapes du calcul est donné sur le tableau 8.20.

Tableau 8.20: *Volume de la réserve pour les différentes périodes étudiées.*

Périodes	Volumes (Mm ³)
1998	4,290
HE 2003	9,733
BE 2003	8,675
HE 2004	8,770
BE 2004	9,173
HE 2005	10,172
BE 2005	10,399
HE 2006	10,180
BE 2006	9,533

La figure 8.26 illustre la variation de la réserve de la nappe alluviale de Oued el Hachem pour les périodes des hautes-eaux et les basses-eaux pour les différentes périodes étudiées.

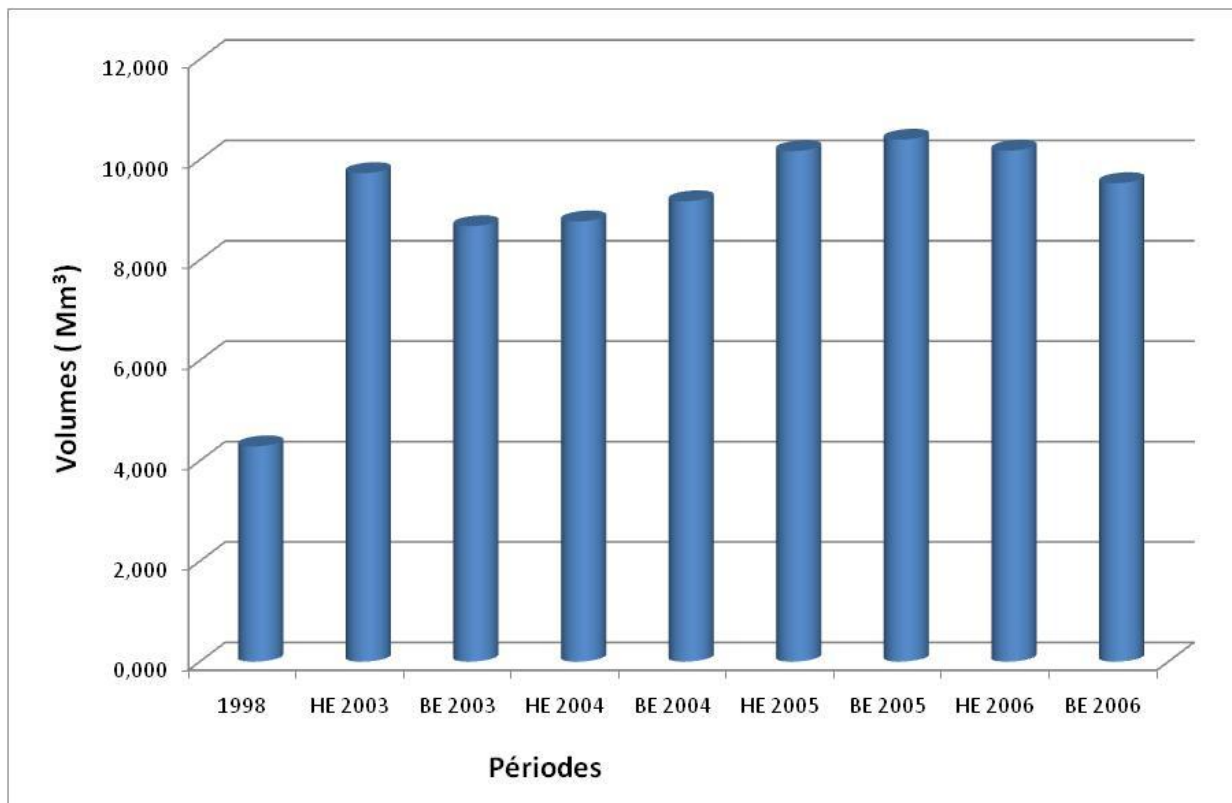


Figure 8.26: *Variation de la réserve de la nappe de Oued el Hachem pour les différentes périodes étudiées.*

A partir de la figure 8.26, on remarque l'ampleur du rabattement et de la surexploitation de la nappe durant l'année 1998. La situation était vraiment alarmante en le comparant la réserve de l'an 1998 avec celle des hautes eaux de l'an 2003. Cette dernière dépassait largement le double du volume de la réserve de l'an 1998. Par manque des données, nous n'avons pas pu avoir une idée sur l'évolution de la réserve jusqu'à arriver à niveau relativement équilibré. La nappe a bénéficié d'un apport important depuis 1998 pour arriver à un volume de 9.7 Mm^3 . Ensuite, la nappe a été influencée par un pompage important où elle a perdu environ 1.1 Mm^3 . La nappe a bénéficié d'une alimentation ultérieure durant les hautes eaux 2004, ce qui montre qu'elle a bénéficié d'un apport depuis les eaux de pluie. La réserve n'a pas cessé d'augmenter pour les périodes qui suivent ce qui montre qu'elle a bénéficié d'une importante alimentation depuis les eaux de surface pour arriver à un volume maximum de 10.4 Mm^3 durant les basses eaux 2005, ce qui appuie l'idée de l'existence d'un point d'alimentation depuis les eaux de surface. Toutefois, la nappe reste dépendante de l'alimentation depuis les eaux de pluie et de surface ainsi que de l'intensité et l'irrégularité du pompage.

VIII.13. Bilan par différences volumétriques des lâchers et par jaugeages différentiels

En 1998, l'ANRH de Blida et la DHW (Direction de l'Hydraulique de Tipaza) ont expérimenté des lâchers du barrage de Boukourdane dans le but de trouver une solution à la baisse alarmante du niveau de la nappe à l'aval du barrage. Un autre objectif était envisagé qui de trouver le débit optimum lâché pour donner la meilleure infiltration. Deux débits ont été choisis à cette fin, le premier était de 11.50 m³/s et le deuxième de 25.50 m³/s. les débits ont été variés jusqu'à trouver une égalité entre le débit lâché du barrage et le débit à Bordj Ghobrini (Exutoire).

Suite à cette expérimentation, la station hydrométrique de Boukourdane Barrage a été fermée. D'où, nous n'avons pas pu réaliser de bilan par différences de volumes jaugés dans le l'oued el Hachem à l'aval du barrage que pour les deux années 1998 et 1999.

Pour l'année 1998, le relevé des différents jaugeages différentiels au pied du barrage et à la station de Bordj Ghobrini sont reportés sur le tableau 8.21.

Tableau 8.21: Résultats des jaugeages différentiels au pied du barrage et à la station de Bordj Ghobrini (année 1998) [A.N.R.H Khémis Miliana]

Dates	Barrage Boukourdane aval		Bordj –El Ghobrini exutoire	
	débit (m ³ /s)	Volume m ³ débit (m ³ /s)	débit (m ³ /s)	Volume m ³ débit (m ³ /s)
07-06-1998	0.533	4605.2	0.144	12441.6
08-06-1998	0.539	46569.6	0.146	12614.4
30-07-1998	0.570	108345.6	0.207	393465.5
07-07-1998	0.522	315705.6	0.150	90 720
18-07-1998	0.520	449280	0.289	2742665.6
03-08-1998	0.552	763084.8	0.314	434073.6
16-08-1998	0.509	527731.2	0.254	285292.8
03-09-1998	0.524	769651.2	0.244	358387.2
16-09-1998	0.560	774144	0.208	287539.2
	Q _{moy} = 0.53m ³ /s	Total : 4762368	Q _{Moy} = 0.22 m ³ /s	Total : 1976832

Le débit moyen sortant du barrage durant la période estivale en 104 jours (juin à septembre) est estimé à $0.53 \text{ m}^3/\text{s}$. Soit un volume total lâché de 4762368 m^3 . Le débit moyen jaugé à l'aval (exutoire à Bordj Ghobrini) est $0.22 \text{ m}^3/\text{s}$ ce qui correspond à un volume sortant de la plaine égal à 1976832 m^3 .

Le volume capté dans la plaine (infiltré, évaporé ou pompé depuis les forages) est obtenu par la soustraction du volume sortant de la plaine du volume lâché depuis le barrage. Soit un volume de 2785536 m^3 .

L'étude de [Mancet, 1972] estime l'infiltration à 33% du volume ruisselé dans la plaine. Donc, le volume infiltré est égal à 919227 m^3 . Le volume infiltré durant la première campagne de lâchers en 1998 est égal à 919227 m^3 soit 19% du volume lâché depuis le barrage.

Pour l'année 1999, les résultats des différentes opérations de jaugeages à la station du barrage de Boukourdane et à l'exutoire de la plaine alluviale sont résumés dans le tableau 8.22.

Tableau 8.22: Résultats des jaugeages différentiels au pied du barrage et à la station de Bordj Ghobrini (année 1999) [A.N.R.H Khémis Miliana]

Dates	Barrage Boukourdane aval		Bordj –El Ghoubrini exutoire	
	débit (m^3/s)	Volume m^3 débit (m^3/s)	débit (m^3/s)	Volume m^3 débit (m^3/s)
29-06-1999	0.421	36 374.4	0.018	15 552
07-06-1999	0.405	349 920	0.019	16 416
07-07-1999	0.441	38 102.4	0.086	7 430.4
14-07-1999	0.225	136 080	0.053	32 054.4
21-07-1999	0.194	117 331.2	0.090	54 432
28-07-1999	0.207	125 193.6	0.024	14 515.2
04-08-1999	0.171	103 420.8	0.025	15 120
18-08-1999	0.227	235 353.6	0.028	29 030.4
25-08-1999	0.160	96 768	0.054	32 659.2
02-09-1999	0.218	150 681.6	0.067	46 310.4
22-09-1999	0.240	329 184	0.155	210 816
06-10-1999	0.254	329 184	0.155	200 880
13-10-1999	0.181	109 468.8	0.121	73 180.8
20-10-1999	0.196	118 540.8	0.143	86 486.4
27-10-1999	0.198	119 750.4	0.139	84 067.2
	$Q_{\text{moy}} = 0.240$	2 550 528	$Q_{\text{moy}} = 0.080$	850 176

Le calcul s'effectue comme pour l'année 1998, le débit moyen sortant du barrage dans une période de 123 jours est de $0.24 \text{ m}^3/\text{s}$. soit un débit plus faible que celui expérimenté durant la campagne de 1998. Le volume lâché depuis le barrage et entrant dans la plaine est alors 2550528 m^3 .

A la station de Bordj Ghobrini, le débit moyen jaugé est $0.08 \text{ m}^3/\text{s}$, soit un débit sortant de la plaine égal à 850176 m^3 . La différence entre ces deux volumes nous donne le volume capté dans la plaine. Il est égal à 1700352 m^3 .

La fraction infiltrée est obtenue toujours en se basant sur les résultats de [*Mancet, 1972*] soit 33% du ruissellement. Cependant, le volume infiltré est de 561116 m^3 soit 22% du volume lâché depuis le barrage.

Les résultats obtenus depuis ces deux campagnes de lâchers montrent bien que les faibles débits ont été bénéfiques pour la réalimentation de la nappe. Malgré que les forts débits de la campagne 1998 ont donné une grande infiltration mais il est à remarquer que le débit regagnant la mer (1976832 m^3) était très important comparé à celui de 1999 (850176 m^3).

Remarquons aussi le taux d'infiltration pour les expérimentations à faible débit ont donné un taux d'infiltration égal à 22% du volume lâché depuis le barrage. Ce taux est plus intéressant que celui des forts débits (19%). Ceci montre bien que le ruissellement lent favorise bien l'infiltration. Pour ce fait, des ralentisseurs d'écoulement ont été réalisés dans le cours de l'oued afin de retarder l'écoulement et augmenter l'infiltration pour augmenter rétablir l'état initial de la nappe à l'aval du barrage.

Toutefois, il est à recommander que ces expérimentations de lâchers soient réalisées couramment et plus profondément afin de trouver le meilleur rapport (meilleures infiltration – pertes minimales).

VIII.14. Conclusion

De part sa situation géographique près de la côte méditerranéenne, le bassin versant de Oued el Hachem jouit d'un climat méditerranéen avec une température moyenne annuelle de 18.2°C. La pluviométrie moyenne annuelle est de 658.33mm.

Les études géologiques antérieures ont montré que la région d'étude est caractérisée par une tectonique souple, constituée de plusieurs terrasses souvent de petites dimensions. De part leur lithologie, elles constituent de bons réservoirs. Les résultats des prospections géophysiques électriques et sismiques, ont permis de dégager la géométrie de l'aquifère. La nappe est libre ou captive selon les secteurs.

L'étude piézométrique a fait ressortir un écoulement souterrain des eaux qui se fait généralement du Sud vers le Nord. Une alimentation par les formations des bordures (rive gauche) semble évidente au Nord de Bou Aroua. Ainsi, les terrains à meilleure transmissivité et perméabilité s'observent à l'amont de la plaine de l'oued El Hachem et correspondent aux zones les plus favorables pour l'exploitation des ressources souterraines.

Suite à l'implantation du barrage de Boukourdane, la nappe alluviale de Oued el Hachem a connu un rabattement important. Une alimentation artificielle à partir des eaux de l'oued semblait indispensable pour sa restitution. Cette alimentation a été effectuée depuis les lâchers des eaux de cet oued. Ces derniers ont permis de rétablir l'état initial de la nappe qui est marquée par la remontée du niveau d'eau dans les points de mesure. Toutefois, cette variation est bien remarquée dans les puits situés au Sud de la plaine où la nappe est libre, expliquant ainsi qu'il y a une bonne relation oued - nappe favorisant l'infiltration des eaux sur les rives de l'oued. Au Nord de la plaine, de faibles variations de niveaux sont observées, ce qui explique que l'alimentation de la nappe ne s'effectue pas.

Les expérimentations de jaugeage différentiel réalisées sur le cours de Oued el Hachem ont montré que la nappe bénéficie d'un apport important depuis l'infiltration des eaux de l'oued. Ces apports permettent de rétablir l'état initial de la nappe et combler le déficit causé par le pompage intensif.

Conclusion Générale et Recommandations

La consommation croissante d'eau dans tous les pays conduit parfois à une surexploitation des ressources naturelles. Le manque d'eau dans certains pays en développement et la pollution de l'eau dans les pays industrialisés ont fait que les gestionnaires de l'eau ont étudié toutes les possibilités de conserver l'eau quantitativement et qualitativement.

L'alimentation artificielle des nappes paraît être une solution judicieuse à ces problèmes de ressource en eau. Dans cette étude, nous avons mis en évidence les questions techniques et économiques de ce procédé. La réalimentation des nappes permet l'augmentation de la quantité d'eau disponible et améliore souvent la qualité; c'est donc un procédé intéressant pour les zones arides et semi arides car l'évaporation intervient moins que pour un réservoir d'eau à ciel ouvert. Il est aussi avantageux pour les pays développés puisqu'il permet de développer la ressource en eau tout en assurant une certaine épuration des eaux brutes ou usées que l'on infiltre. Un bilan économique montre que dans de nombreux cas, la réalimentation artificielle des nappes peut être considérée comme un dispositif efficace dans la gestion de l'eau d'un pays.

L'action épuratrice des sols améliore grandement la qualité de l'eau mais ce n'est pas une sécurité suffisante et, dans le cas de l'utilisation d'une eau infiltrée pour la consommation animale ou humaine, il est nécessaire de procéder à des contrôles et éventuellement à des traitements.

L'étude de l'impact des lâchers d'eau depuis les barrages de Ghrib a révélé une possibilité d'alimentation artificielle à partir ces eaux lâchées et qu'une étude par petits secteurs peut donner plus d'informations sur cette possibilité, tandis que les lâchers depuis le barrage de Boukourdane ont montré leur efficacité à restituer l'état initial de la nappe et sa préservation contre la surexploitation. Les opérations de jaugeage sur le cours de Oued el Hachem ont prouvé que la nappe bénéficie d'une bonne quantité d'eaux lâché depuis ce barrage. L'adaptation de l'opération de lâchers d'eau depuis le barrage Boukourdane de façon régulière contribue à l'évolution du niveau piézométrique et ainsi lutter contre l'intrusion des eaux de mer.

Cette étude a aussi montré que les deux nappes étudiées sont influencées par les variations saisonnières et par l'intensité et l'irrégularité des pompages, d'où il est nécessaire de:

- réaliser un réseau piézométrique pour les deux nappes surtout pour la nappe de Oued el Hachem jusqu'à l'embouchure du cours d'eau pour détecter toute intrusion marine;
- réaliser des relevés piézométriques réguliers pour la connaissance des fluctuations de la nappe (avant et après les lâchers);
- encourager le reboisement et l'implantation sur les deux rives de l'oued pour favoriser la conservation des terres et des eaux ainsi diminuer les risques d'érosion du sol et lutter contre le colmatage des zones d'alimentation de la nappe.

Références Bibliographiques

- AGOUMI A. (2003)** «Vulnérabilité des pays du Maghreb face aux changements climatiques. Besoin réel et urgent d'une stratégie d'adaptation et de moyens pour sa mise en œuvre». Institut international du Développement Durable. 14 p.
- AMRAMY A. (1968)** «Re-use of municipal wastewater». Civil Engineering. 38. 58 p.
- AUGE C. et DENTZER J. M. (1999)** «Pétra, la cité des caravanes». Collection découvertes. Editions Gallimard. 127 p.
- BARTON J.** «Water Harvesting for Aquifer Recharge: Is It Effective or Just a Means of Burying Water». available @ www.bangor.ac.uk/azs80f/556_Land- husbandry/002- Assessments/WH-AQUIFERRECHARGE.Doc
- BEHNKHE J. J. (1969)** «Clogging in spreading operations for artificial groundwater recharge». Water Resources Research. 5(4). P. 230 – 239.
- BEL F. (1990)** «La production d'eau potable par réalimentation de nappe : un procédé original utilisé en Haute-Garonne». Revue de l'Agence Adour-Garonne, 46 p.
- BICHARA A. F. (1974)** «An experimental study of long-term artificial recharge of groundwater into confined aquifers using wells». Thesis presented at the Strathclyde University. Glasgow. 400 p.
- BIZE J., BOURGUET L. et LEMOINE J. (1972)** «L'alimentation artificielle des nappes souterraines». Ed. Masson & Cie. France. 199 p.
- BOHLKE J. K. (2002)** «Groundwater recharge and agricultural contamination». Hydrogeology Journal. 10(1). P. 143 – 152.
- BOURBIGOT M. M.; DEMOCRATE C.; CALMELS R. et BIZE, J. (1985)** «Alimentation artificielle de la nappe alluviale de la Garonne pour la production d'eau potable». Water Supply. 3. P. 79 – 87.
- BOUWER H. (1999)** «Artificial recharge of groundwater: Systems, design and management» in *Hydraulic Design Handbook*. McGrawHill Ed. P. 24.1 – 24.44.
- BOUWER H. (2002a)** «Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering». Hydrogeology Journal. 10 (1). P. 121 – 142.
- BOUWER H. (2002b)** «Integrated water management for the 21st century: Problems and solutions». Journal of Irrigation and Drainage Engineering. July – August. P. 193 – 202.
- CHADHA D. K. (2002)** «State of art of artificial recharge applied on village level schemes in India». Proceeding of *Management of Aquifer Recharge and Subsurface Storage: Making better use of our largest reservoir*. Wageningen, Netherlands 18 – 19 december. P. 19 - 24.

- CORTIAL N. (2007)** «Equilibre de l'eau». Cours de chimie en ligne @ <http://nicole.cortial.net/complements/chimie/web-cours-pr%E9cipitation.pdf>
- DE VRIES J. J. and SIMMERS I. (2002)** «Groundwater recharge: an overview of processes and challenges». *Hydrogeology Journal*. 10(1). P. 5–17.
- DETAY M. (1997)** «La gestion active des aquifères». Ed. Masson. France. 409 p.
- DILLON P. and MOLLOY R. (2006)** «Developing Aquifer Storage and Recovery (ASR) opportunities in Melbourne. Technical guidance for ASR». CSIRO Land and Water science report. 28 p.
- DREWRY W. A.; ELIASSEN R. E. (1968)** «Virus movement in groundwater». *Journal of Water Pollution Control Federation*. 40(8). P. 257 – 271.
- ECCR (European Commission Community Research) (2006)** «Water Reuse System Management Manual». Davide Bixio and Thomas Wintgens eds. Aquarec Project Report. 41 p.
- FAREH A (2006)** « Approche Méthodologique de la Cartographie de la Sensibilité des Sols à l'Erosion. Cas du Bassin Versant de l'Oued El Hachem Wilaya de Tipaza». Mémoire d'ingénieur. Institut National Agronomique. Alger. 125 p.
- FILDIR F. (1983)** «Amélioration de la ressource en eau. La réalimentation des nappes». Etude technique. AFEE. Paris, 171 p.
- FRANK W.H. (1968)** «Nouveaux résultats obtenus pour l'amélioration de la recharge artificielle de l'eau souterraine». bulletin BRGM. 62 p.
- FRYCKLUND C. (1998)** «Artificial recharge of groundwater for public water supply. Potential and limitations in Boreal conditions». Doctoral thesis. Royal Institute of Technology. Stockholm, Sweden.
- GABBAY S. (2001)** «Vulnerability and adaptation to climate change». *Israël Environmental Bulletin*, 24 (1). P. 11 -14.
- GALE I. N.; NEUMANN I.; CALOW R. C. and MOENCH M. (2002)** «The effectiveness of artificial recharge of groundwater: a review». British Geological Survey. Commissioned Report. 51 p.
- GERBA C. P. and GOYAL S. M. (1982)** «Pathogen removal from wastewater during groundwater recharge» in *Artificial Recharge of Groundwater*. California State Water Resources Control Board, sacramento, california. T. Asano Ed. P. 283 – 317.
- GOTTLIEB O. J. and BLATTERT R. E. (1988)** «Concepts of well cleaning». *Journal of American Water Works Association*. 80 (5). P. 34 – 39.
- HAIMERL G. (2004)** «Groundwater recharge in wadi channels downstream of dams. Efficiency and management strategies ». Doctoral thesis. Technical university of Munich. Germany. 167p.

HARMERSON R. H. (1968) «Coarse media filtration for artificial recharge». *Journal of American Water Works Association*. 60 (11). P. 1396 – 1403.

HUISMAN L. and OLSTHOORN T. N. (1983) «Artificial groundwater recharge». Pitman Advanced Publishing Program. London. 320 p.

HURST C. J. (1988) « Effect of environmental variables on enteric virus survival in the surface freshwater». *Proceedings of the International Symposium on Water and wastewater Microbiology*. Newport Beach. California. 7p.

IGRAC (The International Groundwater Resources Assessment Centre) "IGRAC Global inventory of artificial recharge. In-channel modifications" available [@ igrac.nitg.tno.nl/docs/mar-channel.pdf](http://igrac.nitg.tno.nl/docs/mar-channel.pdf)

JONES H. H. (1983) «Investigations for artificial recharge of the triassic sandstones aquifer near Stourbridge». UK. *Journal of the Institution of Water Engineers and Scientist*. **37**. P. 9–27.

KRONE R. B. (1971) «Borehole recharges: The compatibility of recharge water with the aquifer». *Proceeding of Artificial Ground Water Recharge Conference*. Water Ressource Association. England. P. 263 – 277.

LAHLOU A. (2004) «The artificial recharge in Djibouti and in Morocco». Communication presented in the *Second International Conference on Wadi Hydrology*. Amman, Jordan. 1 – 4 july. 7 p.

LAHLOU A. (2005) « Recharge artificielle des basaltes du golfe et au Maroc sous climat aride a semi-aride ». *Algerian Journal of technology*. Numéro spécial sur le congrès International : « de l'Eau pour le Développement Durable dans le Bassin Méditerranéen ». Alger 21 – 23 mai. P. 417 -426.

LANCE J. C. and GERBA C. P. (1982) «Virus removal with land filtration » in *Water Reuse*. E.J Middlebrooks Ed. P. 641 – 660.

Le cycle hydrologique @ http://www.ec.gc.ca/water/fr/nature/grdwtrf_cycle.htm

LEFLER E. and KOTT, Y. (1974) «Virus retention and survival in sand». in *Virus Survival in Water and Wastewater Systems*. Malina and Sagik Ed. Austin, Texas. P. 84 – 91.

MAAMAR H. (2004) «Annuaire hydrogéologique de la nappe alluviale de l'oued el Hachem». A.N.R.H Blida. Document interne. 50 p.

MANCET J. C. (1972) «Etude hydrogéologique de la nappe alluviale de l'oued El Hachem». A.N.R.H Blida. Document interne. 172 p.

MARIA SALETH R. and DINAR A. (2004) «The institutional economics of water: a cross-country anlysis of institutions and performance». The World Bank. 398 p.

- MESSELMY H. (2005)** «Essai de Quantification de la Ressource en Eau et Protection de la Nappe Alluviale du Haut-Chélif». Mémoire d'ingénieur. Centre universitaire de Khémis-Miliana. 110 p.
- MHAMDI R. ; KHANFIR R. et BEN HAMZA C. (2004)** «Impact de la recharge artificielle et de l'exploitation sur le système aquifère de Mornag». Communication présentée au Colloque International Terre et Eau. Univ. Annaba, Algérie. 4 – 6 Décembre. 4 p.
- NAZOUYOU Y. et BESBES M. (2000)** «Simulation de la recharge artificielle de nappe en oued par un modèle à réservoir». Revue des sciences de l'eau 13(4). P. 379 – 404.
- OLSTHOORN T. N. (1982)** «The Clogging of Recharge Wells (In Dutch)». Kiwa research communication 71, Rijswijk, The Netherlands. 450 p.
- OULD BABA SY M. (2005)** «Recharge et paléorecharge du système aquifère du Sahara septentrional». Thèse de Doctorat. Université de Tunis El Manar. 261 p.
- PALOQUE Y. (1984)** «L'amélioration de la qualité de l'eau par enrichissement de la nappe». Génie Rural, Décembre. 14 p.
- PARISSOPOULOS G. A. and WHEATER H. S. (1991)** «Effects of wadi flood hydrograph characteristics on infiltration». Journal of Hydrological Science. 126(3), P. 247 – 263.
- PEREZ-PARICIO A. (2001)** «Integrated modelling of clogging processes in artificial groundwater recharge». Ph. D thesis. Technical University of Catalonia. 120 p.
- PETRY B.; VAN DER GUN J. AND BOERIU P. (2002)** «Coping with water scarcity: a case history from Oman». Proceedings of *Management of Aquifer Recharge and Subsurface Storage: Making better use of our largest reservoir*. Wageningen, Netherlands 18 – 19 december. P. 55 - 66.
- QWRS (Queensland Water Recycling Strategy) (2000)** «Groundwater recharge, background study». Department of Natural resources. State of Queensland. Australia. 66p.
- REHSE W. (1977)** «Elimination und abau organishes fremdstoffen, pathogen keimen und viren in lockergestein». dt Geology Journal. 128. P. 319 – 329.
- REICHARD E. G. and BREDEHOEFT J. D. (1984)** «An engineering economic analysis of a program for artificial groundwater recharge». Water Ressources Bulletin. 20(6). P. 929 – 939.
- REMIMI B. (2003)** «Recharge artificielle des nappes: une alternative pour le stockage de l'eau». Article paru au journal « Le Matin » (quotidien d'information national) N°3376 du 25 mars.
- REMIMI B. (2005)** «La problématique de l'eau en Algérie». Collection Hydraulique et transport solide. 182 p.

- ROBERTS P. V.; McCARTHY P. L.; REINHARD M. and SCHREINER J. (1980)** «Organic contaminant behaviour during groundwater recharge». *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 52. P.161–172.
- RUSHTON K. R. (1988)** «Numerical and conceptual models for recharge estimation in arid and semiarid zones». In *Estimation of natural groundwater recharge*. Simmers I. (Ed), NATO ISI Series C, Vol. 122. P.493-504.
- SANKARAN NAIR V. (2004)** «Etymological Conduit to the Land of Qanat». available @ <http://www.boloji.com/environment/24.htm>
- SATCHELL J. E.; MARTIN, K. and KRISHNAMOORTHY R. V. (1984)** «Stimulation of microbial phosphatase production by earthworm activity». *Soil Biology and Biochemistry*. 16(2). P. 195 – 197.
- SCHIPPERS J. C. and VERDOUW J. (1980)** «The modified fouling index, a method of determining the fouling characteristics of water». *Desalination*, 32. P. 137 – 148.
- SEGHIR K. et KHERICI N. (2006)** «Alimentation artificielle des nappes aquifères dans les régions semi-arides: cas de la nappe alluviale Aïn Chabro – Tébessa (Est Algérien)». Communication présentée au Congrès international: *GIRE3D Gestion Intégrée des Ressources en Eau et Défis du Développement Durable*. Marrakech, Maroc. 23 – 25 mai. 6p.
- SEWRPC (SouthEastern Wisconsin Regional Planning Commission) (2006)** «Artificial groundwater recharge and management». In *State-of-the-art of water supply practices*. Technical Report. 44 p.
- SNIEGOCKI R. T. (1963)** «Problems in artificial recharge through wells in the Grand Prairie Region» *Water supply paper of the Arkansas U.S Geological survey*. 25 p.
- STERNAU R. (1967)** «Artificial recharge of water through wells. Experiences and techniques». *Proceedings of the AIHS (International Association of Scientific Hydrology) Symposium of Haïfa*. P. 91 – 100.
- STROBL R. and ROBILLARD P. D. (2006)** «Comparaison of several EPA recommended US and German well-head protection area delineation methods in agricultural settings». *Water SA*. 32(4). P. 507 – 518.
- TADRIST N. (2004)** «Le transport solide dans l'oued el Hachem et l'impact des lâchers du barrage Boukourdane sur l'hydraulique de l'oued et la nappe». *Mémoire de Magistère*. Université Blida. 127 p.
- TASK GROUP REPORT (1979)** «Wastewater reuse for groundwater recharge». *Symposium Office of Water Recycling*. California. 345 p.

TAYLOR S. W. and JAFFE P. R. (1990) «Substrate and biomass transport in a porous medium». *Water Resource Research*. 26(9). P. 2181 – 2194.

TUINHOF A.; OLSTHOORN T.; HEEDERIK J. P. and DE VRIES J. (2002) «Management of aquifer recharge and subsurface storage» In *Proceeding of Management of Aquifer Recharge and Subsurface Storage: Making better use of our largest reservoir*. Wageningen, Netherlands 18 – 19 december. P. 3 - 18.

UNESCO (2003) «Résumé du rapport mondial sur la mise en valeur des ressources en eau: L'eau pour les hommes, l'eau pour la vie». 36 p.

VAN HOUTTE E. and VERBAUWHEDE J. (2005) «Artificial recharge of treated wastewater effluent enables sustainable groundwater management». *Proceedings of the 5th International Symposium on Management of Aquifer Recharge ISMAR5*, Berlin, Germany, 11 – 16 June. P. 236 – 243.

VAN HOUTTE E. and VERBAUWHEDE J. (2007) «Four years of operational experience at Torreele's water re-use facility (Flanders, Belgium)». Conference paper presented at the 2007 AWWA (American Water Works Association) Membrane Technology Conference. March 18 - 21, Tampa, Florida. 10 p.

VANDEVIVERE P. and BAVEYE P. (1992) «Effect of bacterial extracellular polymers on the saturated hydraulic conductivity of sand columns». *Applied and Environmental Microbiology*. 58(5). P. 1690 – 1698.

WANG D.; GERBA C. P. and LANCE J. C. (1981) «Effect of Soil Permeability on Virus Removal Through Soil Columns». *Journal of Applied and Environmental Microbiology*. 42(1). P. 83 – 88.

WILLIAMS E. B. (1981) «Fundamental concepts of well design». *Ground Water*. 19(5). P. 527 – 542.

ZOMORODI K. (1988) «Optimization of design and operation of artificial groundwater recharge facilities». Thesis presented to Utah State University, Logan, Utah. 251 p.

د. محمود السباعي (2005) "التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية". مداخلات حلقة العمل حول حصاد مياه الأمطار و التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية. طرابلس، ليبيا 10 – 13 يناير. 42 ص.

Annexes

Annexe 1: Characteristics of subsurface storage : small dam storage and large dam reservoirs [Tuinhof and al, 2002].

	Subsurface storage	Small dams and surface reservoirs	Large dam reservoirs Large, reliable yield
Advantages	Little evaporation; Widely distributed; Operational efficiency; Available on demand; Water quality.	Ease of operation; Response to rainfall; Multiple use; Groundwater recharge.	Carryover capacity; Low cost per m ³ water stored; Multi-purpose (power and flood control); Groundwater recharge.
Limitations	Slow recharge rate; Groundwater contamination; Cost of extraction; Recoverable fraction.	High evaporation losses; Relatively high unit cost; Absence of over-year storage.	Complexity of operation; Siting; High initial investment cost; Time needed to plan and construct.
Key issues	Declining water levels; Rising water levels; Management of access and use; Groundwater salinisation; Groundwater pollution.	Sedimentation; Adequate design; Dam safety; Environmental impacts.	Social impacts; Environmental impacts; Sedimentation; Dam safety.

Annexe 2: Comparative advantages of groundwater and surface water [Tuinhof and al, 2002].

	Characteristic	Groundwater resources and aquifers	Surface water sources and reservoirs
Hydrogeological	Storage volumes	Very large	Small to moderate
	Resource areas	Relatively unrestricted	Restricted to water courses and canals
	Flow velocities	Very low	Moderate to high
	Residence times	Generally decades/centuries	Mainly weeks/months
	Drought propensity	Generally low	Generally high
	Evaporation losses	Low and localized	High for reservoirs
	Resource evaluation	High cost, significant uncertainty	Lower cost with generally less uncertainty
	Abstraction impacts	Delayed and dispersed	Immediate
	Natural quality	Generally high (not always)	Very variable
	Pollution vulnerability	Variable natural protection	Largely unprotected
	Pollution persistence	Often extreme	Mainly transitory
Socio-economic issues	Public perception	Mythical, unpredictable	Aesthetic, predictable
	Development cost	Generally modest	Often high
	Development risk	Less than often perceived	More than often assumed
	Style of development	Mixed public and private	Largely public

Annexe 3: Pluies moyennes mensuelles à la station

de Arib-Chélif (1968 – 2001) [A.N.R.H Blida]

Années	Sept	Oct	Nov	Dec	Janv	Fev	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout	Total
1968	0,8	0,0	72,3	131,8	51,1	86,7	42,1	49,5	32,9	21,1	0,2	0,0	488,5
1969	17,6	115,1	90,4	107,2	81,1	12,8	40,6	30,5	32,1	3,3	0,0	0,2	531,0
1970	0,6	9,9	1,3	60,5	131,7	14,5	84,1	48,3	28,0	3,4	1,0	0,1	383,4
1971	34,2	15,0	121,4	73,9	200,9	69,6	90,0	32,9	92,1	12,0	0,0	1,8	743,8
1972	44,5	57,4	49,4	64,1	81,2	155,6	63,1	32,0	0,1	41,7	0,0	0,7	589,8
1973	32,5	2,0	12,9	150,1	5,0	133,1	147,7	132,3	0,0	17,4	0,0	0,0	633,0
1974	33,5	77,5	53,4	0,0	27,1	52,4	149,3	105,4	41,4	7,1	0,0	8,5	555,6
1975	0,7	0,0	141,0	62,1	57,2	116,2	21,8	22,9	75,1	10,3	3,3	17,9	528,5
1976	21,3	159,8	52,6	90,2	74,8	25,0	14,9	42,3	79,2	29,5	1,2	2,0	592,8
1977	2,9	12,8	47,6	19,0	89,8	21,2	84,0	81,6	50,7	4,0	0,0	0,0	413,6
1978	14,7	89,7	43,8	32,9	73,0	153,6	117,2	37,7	6,9	3,9	2,7	0,0	576,1
1979	45,0	103,4	50,5	51,4	114,6	18,9	88,3	70,1	23,9	0,0	0,0	2,8	568,9
1980	1,0	17,7	20,2	185,0	26,2	64,7	37,4	91,5	21,9	0,0	0,0	0,8	466,4
1981	4,1	19,9	0,0	82,6	74,5	103,3	44,5	13,1	29,3	5,6	0,0	0,6	377,5
1982	20,3	74,6	160,1	68,6	0,0	53,7	28,6	2,3	5,0	0,0	0,0	0,0	413,2
1983	0,0	4,7	93,0	69,1	79,7	44,8	46,6	14,8	74,0	17,3	0,0	0,0	444,0
1984	7,0	75,1	67,3	67,2	48,9	59,3	79,3	10,9	55,0	9,0	0,0	0,0	479,0
1985	19,2	12,3	48,1	31,3	102,0	113,0	85,4	14,7	5,5	24,6	0,8	0,0	456,9
1986	30,2	43,5	45,9	139,1	82,0	141,9	17,9	0,8	8,3	8,4	9,7	0,6	528,3
1987	4,9	13,4	57,9	42,1	42,0	11,2	40,6	36,0	30,5	18,5	0,0	0,0	297,1
1988	6,3	21,0	27,8	104,9	12,5	45,2	94,6	71,7	8,3	9,7	0,0	31,0	433,0
1989	17,3	7,6	28,8	23,3	64,5	0,0	53,5	76,1	17,7	0,0	17,2	0,0	306,0
1990	2,0	13,8	70,5	58,4	57,4	83,7	52,9	16,5	13,7	5,2	0,0	0,0	374,1
1991	7,0	33,3	56,5	7,6	150,9	15,1	92,5	56,3	31,8	27,8	8,6	0,0	487,4
1992	0,0	26,8	31,9	26,7	1,1	52,5	21,2	75,0	17,5	0,0	0,0	1,8	254,5
1993	11,4	10,0	23,1	32,1	30,2	64,5	3,5	12,2	7,4	0,0	0,0	0,0	194,4
1994	77,7	23,1	28,7	49,8	128,9	41,3	76,2	14,5	0,0	10,6	0,0	16,9	467,7
1995	52,4	53,9	41,1	27,7	72,3	142,7	86,6	63,1	23,9	36,0	0,6	2,2	602,5
1996	34,6	18,3	9,2	62,5	54,7	19,2	0,0	74,1	24,8	0,0	0,0	16,9	314,3
1997	18,8	40,4	104,6	36,0	13,8	41,6	19,0	25,4	106,9	0,0	0,0	0,0	406,5
1998	5,4	23,8	29,4	18,2	72,8	99,2	70,9	2,5	11,0	0,0	0,0	0,0	333,2
1999	9,6	15,5	53,0	121,2	2,6	0,0	0,5	26,2	0,5	0,0	0,0	0,0	229,1
2000	21,5	46,7	74,5	26,6	91,5	39,9	0,9	47,9	9,2	0,0	0,0	0,0	358,7
2001	22,2	5,0	83,5	28,9	19,6	16,8	32,5	45,4	22,5	0,0	0,0	0,0	276,4
	18,3	36,6	55,6	63,3	65,2	62,2	56,7	43,4	29,0	9,6	1,3	3,1	444,3