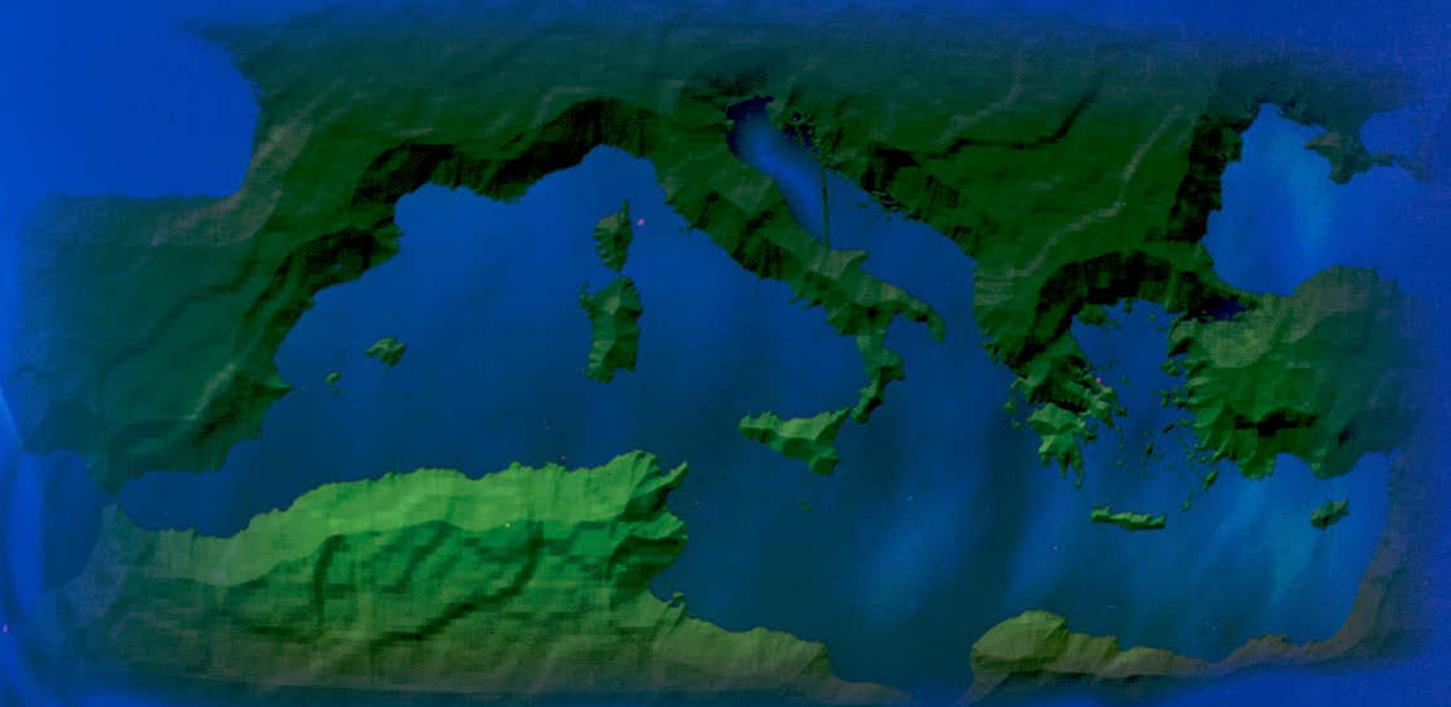




# A J O T

## ALGERIAN JOURNAL OF TECHNOLOGY

An International Publication of Engineering Science



La 4ème conférence internationale sur:  
Les Ressources en Eau dans le Bassin Méditerranéen

Volume 1

Alger 22-24 Mars 2008

ISSN: 1111-357X



## Président de WATMED 4

**Prof. Ahmed KETTAB**

Présidente du comité National d'organisation

Dr Saâdia Benmamar

Membres du comité d'organisation

M. Bessenasse, R. Mitiche, S. Benziada, S. Ahriz, F. Ammour - J. Arrar ; - F. Gacemi - C. Larbes, M. Lemdjed, Y. Mouloudi

### Membres du Comité scientifique

M. Abdul Motaleb (Water Resources Research Institut, Egypte) ; M. Abdulrazzak (UNESCO, Egypte) ; Y. Abumayla (Al Azhar University Gaza, Palestine) ; A. Addou (U. Mostaganem, Algérie) ; A. Aidaoui (I N A, Algérie) ; J. Albergel (IRD, France), R. Al-Weshah (UNESCO, Egypte) ; W. Ali (Karlsruhe University, Allemagne) ; C. Amblard (Université Clermont-Ferrand II, France) ; F. Attia (Egypte); M. Bakalowicz ; M. Balaban (Italie) ; O. Belmokhetar (E N P d'Alger, Algérie) ; N. Benmansour (Maroc) ; N. Bennaçar (Angleterre) ; F. Bentahar (USTHB, Algérie) ; M. Benzina (U. Blida, Algérie) ; O. Beyhan (Turquie); Ö. Bıhrat (Turquie); B. Bobee (Canada) ; H. Bouabdesselam (U. Oran, Algérie) ; M. Bouhadeb (USTHB, Algérie), R. Bouhlila (ENIT, Tunisie) ; J. Bouzid (E N I Sfax, Tunisie) ; F. Brissaud (France); L. Candela (Espagne) ; R. Caruba (France); R. Cienzo (France);, M. Centritto (Italie), D. Chenaf (Canada), K. Chartzoulakis (Grèce); F. Daibes (Palestine); G. De Marsily (France); Djabri L. (U. Annaba, Algérie); Y. Djellouli (France); , A. Droubi (Syrie); G. Ejje, B. Eliagoubi (Lybie); D. E. D. El Quosy (Egypte); M. Elhoz (Balamand University, Liban) ; B. Elleuche (Tunisie) ; R. Encarnacion (Espagne); I. Eshannag (Japon); B. Faiq (Maroc); N. Farajalla (Liban), M. Ghanem (Palestine) ; A. Grasmick (France) ; L. Hassani (Maroc); J. Halwani (Liban) ; N. Hilal (Royaum Uni) ; R. Kerbachi (ENP d'Alger, Algérie) ; A. Kettab (ENP d'Alger, Algérie) ; A. Larabi (Maroc); J.P. Laborde(France) ; G. Lyberatos (Grèce); A. Maisseu (France) ; L. Mandy (Maroc), J. Margat (France) ; F. Massouh (France) ; M. Messahel (Algérie), Z. Mimi (Palestine); A. Montiel (France) ; D. Nedjraoui (Université des sciences technologies de Houari Boumediène, Algérie) ; A. Nejmeddine (Maroc) ; J.L. Oliver (Académie de l'eau, France); T. Ouarda (Canada), R. Ragab (Royaum Uni); A. Rahmou (Syrie); M. Safi (Tunisie) ; S. Sayadi (Tunisie); I. Sharour (France); M. Shatanawie (Jourdanie); H. Smets (France); S. Taleb (Université de Sidi Bélabbes, Algérie) ; P.F. Teniere-Buchot (France); E. Todini (Italie); H. Touchan (Syrie); M. Wartel (France); H. Yahia (U. Tizi ousou, Algérie) ; U. Yetis (Turquie).

**Logistique :** Mr. M. Mohamed, Mr. S. Hanine

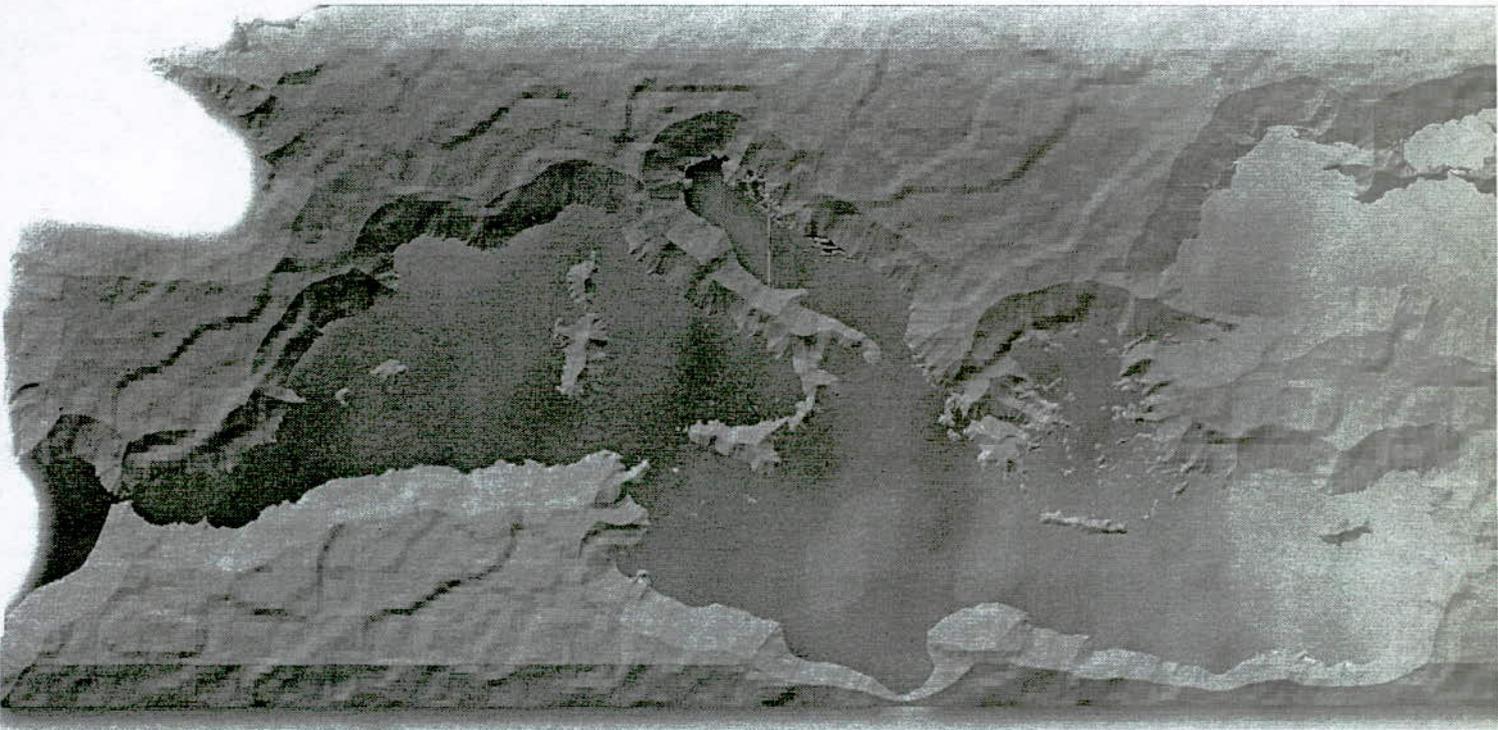
**Secretariat:** Mlle A. Aouar; Mme N. Lamari, Mlle W. Mahtout, Mlle K. Kerbache



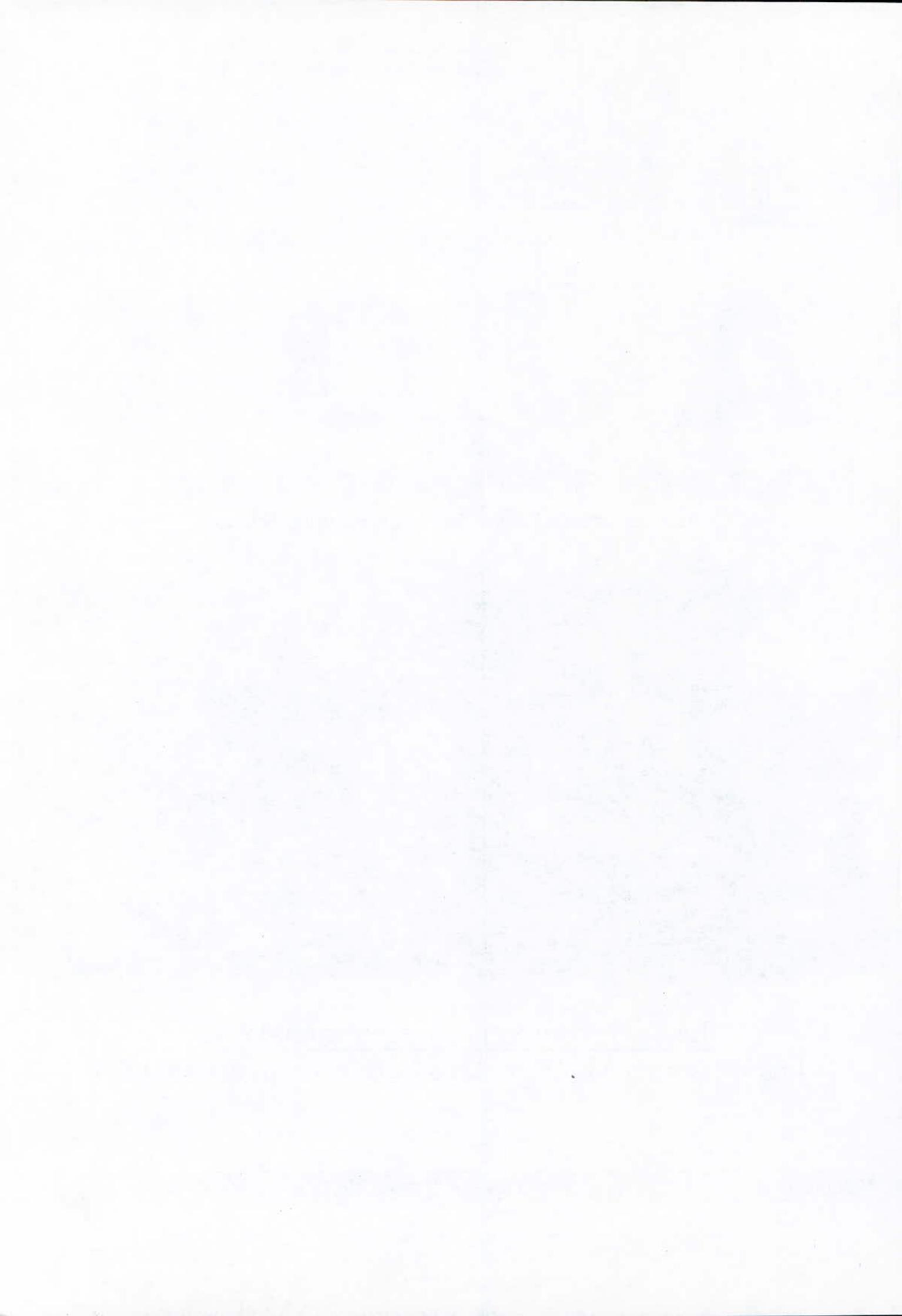
# A J O T

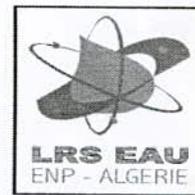
## ALGERIAN JOURNAL OF TECHNOLOGY

An International Publication of Engineering Science



La 4ème conférence internationale sur:  
Les Ressources en Eau dans le Bassin Méditerranéen





**Ecole Nationale Polytechnique : ENP**  
**Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU**

Membre du Conseil Mondial de l'Eau  
Membre de l'Académie Française de l'Eau.  
Membre de l'institut Méditerranéen de l'eau (IME)  
Membre fondateur du Conseil Arabe de l'Eau  
V/Président du Réseau méditerranéen des Écoles et universités d'Ingénieurs (RMEI)  
Coordonnateur d'un groupe d'action Méditerranéen sur l'Eau - France  
Consultant/Expert International  
Membre de comité scientifique de revues internationales  
Professeur/Directeur de Recherches à l'Ecole Nationale Polytechnique -Alger  
Directeur du laboratoire de recherches en sciences de l'eau – ENP – Alger- Algérie



## **De l'EAU pour tous c'est l'affaire de TOUS**

Dans une conjoncture de pénurie croissante de l'approvisionnement en eau, et devant les problématiques liées aux changements climatiques, plusieurs organisations internationales comme l'ONU, l'UNESCO, le Plan Bleu, le Conseil Mondial de l'eau, l'Agenda 21, le PNUE se sont attelées à une réflexion profonde sur les politiques de gestion durable de ressources en eau, sur les règles de sa gouvernance dans le sens d'une pérennité de cette ressource vitale (économie optimale par une utilisation rationnelle de celles-ci afin de répondre aux besoins d'une population en perpétuelle demande en eau tant dans le domaine industriel, agricole que pour sa propre consommation)

Il est désormais largement admis que la mise en place d'un développement durable exige de mettre en équation aussi bien les préoccupations sociales et économiques qu'environnementales en tenant compte du facteur essentiel et limite à savoir l'eau.

Les changements climatiques apportent une contrainte supplémentaire sur l'eau puisque les problèmes soulevés (inondations, sécheresses, augmentation du niveau de la mer, etc.) et tous les débats sur les changements climatiques sont en fait un débat sur l'eau et son cycle

L'eau, ressource naturelle de plus en plus rare, est une partie du patrimoine d'une nation et un patrimoine de l'Humanité. Sa protection, la mise en valeur et le développement des ressources utilisables dans le cadre des équilibres naturels sont par conséquent d'un intérêt général pour la nation et le monde. Nous devons veiller au respect de ce noble principe et considérer l'eau comme un bien économique et social et son accès est un droit pour chaque individu.

L'eau est essentielle à l'Homme en particulier et à la vie en général. Elle a toujours joué un rôle important dans l'Histoire de l'Humanité et de son développement civilisé. Source de vie, elle est aussi source de conflits dans de nombreuses régions du monde. En ce XXI<sup>ème</sup> siècle, l'eau est devenue un enjeu de taille et seules les nations qui auront su préserver leur capital hydrique pourront survivre. Les pays du pourtour méditerranéen, considérés comme semi-arides seront de plus en plus confrontés à des pénuries d'eau, tant les pressions provenant de l'agriculture, de l'industrie et des populations y sont fortes et croissantes. Dans ce contexte, l'eau a une valeur socio-économique, environnementale et géopolitique particulière. Les solutions techniques et économiques impliquent, de fait, une solidarité entre régions et entre états.



**Ecole Nationale Polytechnique : ENP**  
**Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU**

La gestion durable de l'eau doit aussi, avant tout, tenir compte des questions sécuritaires et pour cela un certain nombre d'accords et de conventions sont indispensables.

Une approche durable de la résolution des problèmes de l'eau nous impose des solutions innovantes et globales qui ne peuvent être conçues que par des équipes interdisciplinaires travaillant en réseau.

Enfin, chaque année est célébrée la Journée mondiale de l'eau. Le thème de l'année 2007 « Faire face à la pénurie d'eau » faisait ressortir l'importance croissante de la pénurie d'eau dans le monde et la nécessité de renforcer la coopération, d'unifier la pensée pour une gestion durable, efficace et équitable de ressources hydriques rares, que ce soit localement ou à l'échelle internationale.

L'année 2008 sous l'emblème « Pensons à l'Eau » fait exacerber l'ampleur de l'efficacité de cette gestion durable et en même temps se consacrera à la valeur qualité de l'eau pour la santé ainsi qu'aux questions de l'accès à l'eau propre pour un environnement durable.

A ce titre, pendant trois jours d'intensité scientifique et technique, le congrès avec un programme riche, varié, multi et pluridisciplinaire, animé par des conférenciers de haut niveau avec 13 sessions et trois ateliers, sera une opportunité de débats et d'échanges entre les communautés universitaires, les chercheurs, les industriels, les politiques, les gestionnaires, les élus, les donneurs d'ordres sur des sujets d'actualités et d'avenir, s'inscrivant sur les thèmes suivants:

- Gestion intégrée des ressources en eau,
- Changements climatiques : effets sur les ressources en eau,
- Optimisation de l'utilisation de l'eau dans les écosystèmes terrestres,
- Fonctionnement des écosystèmes aquatiques méditerranéens.
- Eaux usées domestiques et industrielles : traitement et valorisation
- Qualité des eaux, pollution et santé
- Hydrologie – Hydrogéologie
- Dessalement des eaux de mer
- Réglementation, Institutions, outils de gestion, Financement
- Avancées Technologiques en Sciences de l'eau

Le comité scientifique international de WATMED4, en collaboration avec le comité scientifique de la revue AJOT ont sélectionnés les meilleures communications afin de les publier dans la revue : Algerian Journal Of Technology (AJOT)

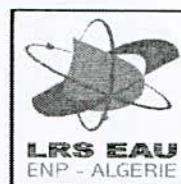
**Prof. Dr. Ing. Ahmed KETTAB**  
**Président de WATMED4**



Ecole Nationale Polytechnique : ENP  
Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU

## Sommaire

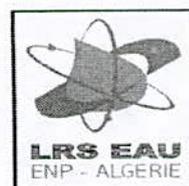
| Auteurs  | Titre  | Page |
|--|--|------|
| Fatiha Youcef Ettoumi  | Application de modèles statistiques et d'ARPEGE-CLIMAT à la prévision pluviométrique   | 01   |
| Ababsa N. & Kribaa M. & Tamrabet L. & Addad D.                       | Les transferts de molécules en surface des sols du bassin versant de oued cherf, et le risque de pollution de barrage de Foun el Khanga. (Wilaya de Souk Ahrass) | 13   |
| Ait Aider A. & Yahy H.   | Écoulement d'eau entre deux cylindres coaxiaux instabilités et transition vers la turbulence   | 21   |
| Al Chiblak M.  | The development in the use of asphaltic concrete in hydraulic structures (for example Alsourani dam in Syria).   | 29   |
| Araïbia A. S. & Djebbar Y. & Abida H.                                | Le SIG, un outil d'aide à la prise de décision et de gestion des infrastructures d'eau dans la ville de Souk-Ahras ».  | 41   |
| Benmamar S. & Benziada S. & Abdoulaye Arzake I.                      | Simulation numérique de la dispersion d'un polluant actif dans un canal par le schéma explicite de mac Cormack.  | 49   |
| Berreksi A. & Kettab A. & Remini B. & enmamar S. & Ikni T.           | Écoulement supercritique à travers une contraction symétrique de canal - Etude paramétrique  | 61   |
| Bessenasse M. & Paquier A.   | Modèle numérique de prédiction de la sédimentation d'une retenue de barrage.   | 71   |
| Bouchelghoum F. & Benmebarek N. & Benmebarek S. & R. Kastner         | Modélisation numérique tridimensionnelle des écoulements autour des batardeaux axisymétriques circulaires sans fouille.  | 79   |
| Geadah A.  | Recent advances in the seismic design and analysis of dams and conveyors in Lebanon, with particular emphasis on concrete face rockfill dams.                    | 93   |
| Merabet A. & Labiod Z. & Makhlouf M.                                 | Processus d'envasement des barrages (Cas du barrage de CHEURFA II).  | 113  |
| Messabeb A. & Banna-Zayani M. & Kbir-Arighuib N. & Trabelsi-Ayadi M. | Etude physico-chimique d'une smectite brute et d'une smectite sodique purifiée synthétisée.  | 123  |
| Zenasni M.A. & Meroufel B.   | Rétention du paranitrophenol par un matériau composite dans une solution aqueuse ».  | 137  |
| Ikni T. & Berreksi A. & Benmamar S. & Kettab A.                      | Effet de l'inclinaison du canal sur une onde de rupture d'un barrage   | 145  |
| Kerbache K. & Benmamar S.  | Simulation des écoulements dans les canaux en marches d'escalier par la méthode des volumes finis  | 153  |
| Benrachedi K.  | Etude de l'adsorption d'un colorant des rejets textiles sur du grignon d'olive transformé en charbon actif   | 165  |



Ecole Nationale Polytechnique : ENP

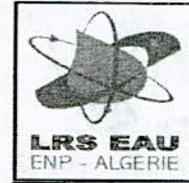
Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU

|  |  |     |
|--|--|-----|
| Mervat El-Hoz  | Water Resources Status in Tripoli, Lebanon: Problems and Solutions   | 175 |
| Bensaci T. & Merzoug D. & Nouidjem Y. & Bouzegag A. & Saheb M. & Houhamdi M. | Evaluation des variations temporelles de la qualité des eaux du surface des hautes plaines cas des barrages Koudiet Medaour (Timgad, W. de Batna) et la retenue collinaire d'Ourkis (w. Oum El - Bouaghi). | 185 |
| Bouaïcha N. & El Herry S. & Nasri H.   | Efflorescences des cyanobacteries toxiques en milieu d'eau douce en Algérie et en Tunisie et conséquences pour les écosystèmes et la santé humaine   | 193 |
| Bougdah. N. & Djazi F. & Zaghoudi. R.  | Possibilité d'élimination des micropolluants organiques sur la bentonite   | 201 |
| Gafsi M. & Kettab A. & Benmamar S. & Benziada S.                             | Cas d'une pollution : l'eutrophisation dans les cours d'eau  | 207 |
| Hamchaoui M. & Graba M. & Cherrared M.                                       | Relation entre les indices de la qualité, la biodégradation et l'autoépuration des eaux dans un cours d'eau Algérien   | 217 |
| Majour H. & Hani A. & Djabri L. & Djorfi S. & Lamouroux C.                   | Evaluation qualitative de la pollution dans un aquifère alluvial   | 229 |
| Nasri H. & Bouaïcha N. & Kaid Harche M.                                      | La variation saisonnière des concentrations en microcystines dans le barrage cheffia et l'élimination de ces cyanotoxines au niveau de la station de traitement  | 237 |
| Fotakis D. & Sidiropoulos E. & Loukas A.                                     | Land use change scenarios in cyprus via an integrated hydrology-gis software   | 257 |
| Abid K. & Zouari K. & Abidi B.   | Approche géochimique du fonctionnement de la nappe du continental intercalaire (sud tunisien)  | 265 |
| Ammari A. & Remini B.  | Estimation des débits liquide des Oueds en se basant sur l'équation de Chiu.   | 279 |
| Ben Alaya M. & Ben Mammou A. & Zargouni F.                                   | Apport de l'hydrochimie et du rapport $sr^{2+}/ca^{2+}$ dans la détermination des processus de salinisation de la nappe de la Jeffara de gabes nord (Tunisie meridionale)                                  | 287 |
| Bentekhici (Ep, Zemmoun) N. & Zebbar Z.                                      | Utilisation d'un SIG pour l'élaboration d'une carte de risque et de vulnérabilité à pollution des eaux souterraines - Application à la nappe d'el kerma (Oran) .   | 297 |
| Bettahar. N. & Hennia K. & Kettab A. & Kouadri-Mostefa S.                    | Origine de la minéralisation des eaux de la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental .  | 307 |
| Charifi S. & Benmamar S. & Benziad S.  | Application du modèle hydrologique GR2M» sur les bassins versants de la Soummam et de l'Isser .  | 315 |
| Chenini I. & Ben Mammou A.   | Integration of climatological, structural and hydrochemical methods for water resources assessment on a multilayered aquiferous system in arid area. Case study from central tunisia (maknassy basin).     | 323 |
| Fotiadis C. & Tolikas P. & Sidiropoulos E.                                   | Simulating artificial recharge of a coastal aquifer in cyprus with treated wastewater.   | 337 |



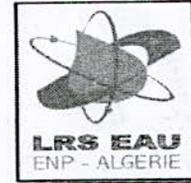
Ecole Nationale Polytechnique : ENP  
Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU

|   |  |     |
|---|--|-----|
| Gouasmia M. & Mhamdi A. & Chekhma H. & Soussi M. & Ben Dhia H.  | Etude géoélectrique de l'aquifère sableux du bassin de moulares (Tunisie méridionale).   | 349 |
| Hamzaoui F. & Ketata M. Bouhlila R. & Gueddari M.   | Géochimie des éléments majeurs dans les eaux de la nappe des grès du trias (sud-est de la Tunisie).  | 367 |
| Kessara F. & Mesbah M. & Bendjoudi H.   | Approche par modélisation des écoulements d'eau souterrains : application à l'aquifère des alluvions de la moyenne vallée de la Soummam (Bejaia, nord-est algérien) .                                  | 381 |
| Lamouroux C. & Hani A. & Aoun-Sebaiti B. & Lallahem S. & Djabri L.  | Artificial neural networks for defining the water quality determinants of groundwater abstraction in coastal aquifer   | 391 |
| Mechentel E. & Abida H. & Djebbar Y.  | Pluies intenses et crues éclairées d'été dans la région de Souk-Ahras, Algérie   | 401 |
| Saou A. & Maza M. & Seidel J. L.  | Hydrochimie des eaux souterraines de la vallée De la basse soummam – Bejaia.   | 409 |
| Sahli H. & Srarfi F. & Slim-Shimi N. & Tlig S.  | Hydrochimie d'un aquifère de surface dans la région de Mateur Nord - Est de la TUNISIE .   | 417 |
| Talhaoui W. & Chedly B.   | Intégration de nouvelles méthodes pour étudier le réservoir dunaire de Nefza.  | 429 |
| N. Bettahar & A. Kettab & A. Ali Benamara & A. Douaoui  | Effet des conditions pedoclimatiques sur le bilan d'azote - Cas de la vallée du moyen Cheliff occidental –   | 441 |
| Hamdani M. & Mitiche-Kettab R.  | Application des modèles numériques aux essais puits sur le champ de Hassi Messaoud   | 449 |
| Al-Deffeeri N. S.   | Water desalination strategies in kuwait : Review and assessment.   | 459 |
| Benmoussat A. & Habi M.   | Les procédés de dessalement de l'eau de mer et leur impact sur l'environnement ».  | 473 |
| Dia M. A. & Lo S. M. & Diawara C. K. & Pontie M. & Ould Mahmoud A. K. & M. L. Fagel & Ndongo M. & M. Rumeau | Caractérisation et modélisation du transfert de matière de membranes de nanofiltration (nf) et d'osmose inverse (oi) commerciales : application au dessalement sélectif d'une eau faiblement saumâtre. | 481 |
| Mdiker N. & El Achheb A. & Mandour A. & Younsi A. & El Maliki S. & Bouteyeb K.                              | Contribution à l'étude de la salinisation de la nappe côtière de sahel el haouzia region d' el jadida, (maroc).  | 491 |
| Lahlou A.   | Nécessite d'inclure d'urgence des modèles de gestion de la demande en eau au Maroc.  | 503 |
| Ben Rouina B.   | Effet des changements climatiques sur le comportement physiologique et la production de l'olivier en milieu aride tunisien .   | 513 |
| Douani M. & Kouadri Moustefai S. & Maouche W.   | Influence des conditions climatiques sur la qualité de l'eau du réseau de distribution   | 523 |



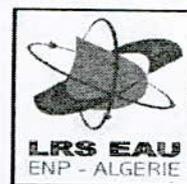
Ecole Nationale Polytechnique : ENP  
Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU

|   |  |     |
|---|--|-----|
| & Tahar Djebbar H.  |  |     |
| Salama H. & Jalil M. & L. Asmlal L. & Tahiri M.                             | Comparaison de la vulnérabilité sectorielle des bassins hydrauliques du Maroc face aux impacts possibles des changements climatiques.                                    | 533 |
| Sami F. & Amraoui F.  | Effet des changements climatiques et de la surexploitation sur la réserve hydrique du saïs (Maroc) ».  | 549 |
| Addou A.  | Utilisation des plasmas non thermiques de type glidarc dans le traitement des eaux.».  | 555 |
| Boussahel R. & Inrslimane H. & Harik D. & Moussaoui K.M.                    | Essais d'élimination d'un pesticide présent dans l'eau par adsorption sur de la sciure de bois et les chutes de liège ».   | 559 |
| Yahi H. & Hami A.   | Caractérisation et traitement biologique par boues activées d'effluent de laiterie.  | 571 |
| Ammour F. & Touil Y. & Kettab A.  | Utilisation des sables des dunes comme biofiltre dans l'épuration des eaux usées de la ville de Ouargla (Algérie).   | 581 |
| Bedbabis S. & Ben Rouina B. & Boukhris M. & Jilani S. & Soua N. & Jribi A   | Valorisation des eaux usées traitées en oléiculture : Effet de l'irrigation sur le statut minéral de la plante .   | 589 |
| Boushaki M. & Kerbach R. & Aurelle Y.                                       | Intérêt de la déstabilisation des émulsions d'huiles de coupe par la distillation hétéro azéotropique -Application au traitement des effluents de l'industrie mécanique. | 595 |
| Cherifi H. & Hanini S. & Bentahar F. & Kettab A                             | Traitement des effluents aqueux par adsorption sur des fibres naturelles.  | 607 |
| Drouiche N. & Hecini M. & Bour M. & Louni B.                                | Traitement chimique et électrochimique des rejets fluores issus de l'industrie photovoltaïque élimination des fluorures – caractérisation des boues ».                   | 617 |
| Ferroudj N. & Medjram M. S. & Djilani C. & Saker H.                         | Epuration d'un effluent contenant des métaux toxiques par différents procédés.   | 625 |
| Maazouzi A. & Kettab R. - Badri A. & Chenaf D. & Kettab A.                  | Contribution à l'expérimentation de la filtration de l'eau potable en près traitement dans quelques lits filtrants (sables) de la région de Bechar.                      | 631 |
| Merzouk B. & Madani K. & Sekki A.   | Separation of heavy metals using electroflotation.   | 647 |
| Mouneimne A. H. & Atallah T. & Darwish T. & Zaïter A. & Masri T.            | Impact des eaux usées traitées sur la croissance de pinus pinea et castanea sativa.  | 655 |
| Ramdane N. & Medjra M. S. & Ahmed Chekkat F.                                | Etude comparative de la dépollution des eaux De la station de Skikda par adsorption Sur charbon actif et sur bentonite.  | 665 |
| Rasoanandrasana E. & Adelard L. & Mohee R. & Rasolonjatovo M. Z. - Morau D. | Theoretical and experimental approach of anaerobic digestion of distillery slops from sugar cane industries, modelling, parameters estimation and simulation.            | 671 |
| Trad Raïs M. & S. Mejrj &   | La reutilisation des eaux usées traitées pour la production  | 681 |



Ecole Nationale Polytechnique : ENP  
Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU

|  |  |     |
|--|--|-----|
| Xanthoulis D.  | de biens alimentaires: méthodes pour la conservation de la ressource et la maîtrise des risques sanitaires ».  |     |
| Ben Rouina B. & Gargouri K. & Abichou M. & Ayadi M. & Rhouma A. & Jilani S. & Ouled Amor A. & Soua N. & Jribi A. | La valorisation des effluents liquides de l'industrie de la transformation des olives comme fertilisant agricole.  | 691 |
| El Herry S. & Fathalli A. & Jenhani-Ben Rejeb A. & Bouaïcha N.   | Variation saisonnière des paramètres physico-chimiques et des concentrations en microcystines et étude du potentiel toxique des espèces <i>microcystis</i> spp. Et <i>oscillatoria tenuis</i> dans la retenue du barrage lebna, Tunisie. | 701 |
| Houma F. & Bachari N.  | Correlative analysis for physical-chemical parameters and the data satellite to characterize the aquatic pollution. Application to algiers city, Algeria.  | 713 |
| Nourri I. & Chakroun H. & Ridene S. & Manai N. & Ben Lili I. & Nefzi M. & Lebdi F.                               | Optimisation de la chloration dans les réseaux d'adduction d'eau potable. Approche sanitaire et économique   | 723 |
| Srarfi F. & Slim Shimi N.  | Évolution spatiale de la géochimie des éléments traces métalliques dans les eaux de surface de la lagune de Bizerte .  | 735 |
| Tondo Blaise L.  | Contraintes hydrométriques et navigabilité de la rivière Oubangui.   | 743 |
| Marwan Ghanem  | Integrated water resources management in the Jordan rift valley, Palestine.  | 747 |
| Smets Henri  | Concrétiser la notion de prix abordable de l'eau potable   | 755 |
| Alawneh M. A.M.  | Overview of on-site wastewater management in the Palestinian rural areas   | 759 |
| Bamaarouf M. & Jellal J. E. & Bouzidi A.   | Les ressources en eau au Maroc une révision à la baisse ».   | 775 |
| محمد بلغالي  | " سياسة إدارة الموارد المائية في الجزائر : تشخيص الواقع وأفاق "  | 793 |
| Boukhari S. & Djebbar Y. & Abida H.  | Prix des services de l'eau en Algérie, un outil de gestion durable.  | 803 |
| Frija A. & Chebil A. & Van Huylenbroeck G.   | Décentralisation de la gestion de l'eau d'irrigation en Tunisie : analyse des droits de propriété transférés.  | 815 |
| Habi M. & Benmoussat A.  | Le problème de l'eau en Algérie : une perception encore peu maîtrisée.   | 831 |
| Sbeih M. Y.  | The need for proper irrigation water users institutions as an effective means to resolve irrigation problems that will properly manage the irrigation water projects in Palestine.   | 839 |
| Hamadeh I. & Touchan H. & Malhotra R   | Drought stress response in spring in the Mediterranean region.   | 845 |
| Lahache Gafrej R   | La gestion intégrée de l'alimentation en eau du lac Ichkeul.   | 853 |
| Hamlat A. & Yebdri D. & Errih M.   | Contribution à la gestion des ressources en eau des bassins versants de l'ouest algérien à l'aide d'un système   | 865 |



Ecole Nationale Polytechnique : ENP  
Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU

|  | informatisé : cas du bassin versant de la tafna.   |     |
|--|--|-----|
| Khalaf-Kairouz L. & Shaban A.                                | Criteria and indicators of hydrological drought In lebenon".   | 875 |
| Lamrini B. & Le Lann M. V. & El Khadir Lakhel & Benhammou A. | Gestion supervisée d'une unité de coagulation pour la potabilisation des eaux à partir d'une méthodologie d'apprentissage et d'expertise.  | 891 |
| Yangui H. & Zouari K. & Daoud A.                             | Apport des isotopes stables de l'eau ( $^{18}\text{O}$ et $^2\text{H}$ ) dans la détermination des modalités de recharge des eaux souterraines de la plaine de sidi Bouzid (Tunisie centrale). | 901 |

## **APPLICATION DE MODELES STATISTIQUES ET D'ARPEGE-CLIMAT A LA PREVISION PLUVIOMETRIQUE**

**Lamri NACEF\*, Fatiha YOUCEF ETOUMI\*\*, Ahmed KETTAB\*\*\***

*\*Office National de la Météorologie, Centre Climatologique National,  
BP 153, Dar El Beida, 16100 Alger, Algérie.*

*\*\*Faculté d'Electronique et d'Informatique/ Laboratoire de Traitement d'Images et Rayonnement/  
Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene, U.S.T.H.B  
BP 32 16111 El Alia, Bab Ezzouar, Alger, Algérie.  
Tel/Fax : +213 02 24 71 87*

*E-mail: [youcefettoumi@yahoo.fr](mailto:youcefettoumi@yahoo.fr)*

*\*\*\*Laboratoire des Sciences de l'Eau/ Ecole Nationale Polytechnique  
[kettab@yahoo.fr](mailto:kettab@yahoo.fr)*

### **Résumé**

Le projet EL-MASIFA commun aux services météorologiques du Maghreb et à Météo-France, mené sous la coordination de Médias-France, a duré trois ans (Juillet 1994 à Décembre 1997). Le but de ce projet est de permettre la participation de ces pays aux prédictions des indices mensuels et saisonniers des états pluviométriques. Le modèle dynamique ARPEGE-CLIMAT et des modèles statistiques multidimensionnels ont été appliqués aux données collectées dans les régions du Nord de l'Algérie. Le principal objectif est la recherche d'une relation entre la température de la surface de l'océan et les précipitations. La comparaison avec l'observation des résultats obtenus par ces deux méthodes est conduite sur une période-test de 15 années (1979-1993) et, en temps réel, sur une période qui va d'Octobre 1996 à Décembre 1998. Ces deux méthodes qui se sont révélées, complémentaires de fiabilité équivalente, ont été appliquées au cas de l'irrigation agricole. Trois schémas différents d'irrigation d'une parcelle cultivée ont été expérimentés. Il s'agit en premier lieu du mode naturel, où on ne fait pas appel à l'irrigation, les deuxièmes schémas est de type conventionnel ou climatologique, et le dernier repose sur les indices de précipitations prévus. Les résultats obtenus montrent tout l'intérêt de la prévision saisonnière comparativement au schéma conventionnel de climatologie.

**Mots clés :** Précipitation ; Prévision pluviométrique en Algérie ; Modèles statistiques ; Modèles dynamiques ; Arpège-Climat.

### **1. Introduction**

La prévision à longue échéance de l'état pluviométrique revêt une importance particulière pour la zone Afrique du Nord et Méditerranée. Dans cette zone climatique de transition entre deux régimes, l'activité économique et sociale dépend fortement des pluies. Cette information, maîtrisée avec un ou plusieurs mois d'avance va donner plus d'efficacité à la gestion de la ressource en eau et contribuer à l'amélioration de la conduite des activités agricoles et de la planification des grands travaux. Compte tenu des limitations de la prévision météorologique 'classique', dont l'échéance maximale est de deux semaines, les possibilités de prévisions à long terme (supérieures au mois) reposent principalement sur des méthodes globales basées sur des approches "statistico-dynamiques"[1]. De plus dans certaines zones du globe, il a été démontré que l'interaction entre l'océan et l'atmosphère permet d'établir des prévisions à longue échéance très appréciables [2-4].

EL-MASSIFA [5], projet mené en partenariat entre la France, la Tunisie, le Maroc et l'Algérie, vise la participation des pays de la rive sud de la Méditerranée, dans la prédiction mensuelle et saisonnière des indices pluviométriques dans différentes régions. Ces indices sont obtenus par l'application des méthodes statistiques basées sur l'analyse multidimensionnelle des données et du modèle ARPEGE-CLIMAT de Météo-France. Pour le cas de l'Algérie, cette étude s'intéresse à la précision d'études rétrospectives de l'effet de mémoire que la structure océanique et ses anomalies exercent sur la circulation atmosphérique.

Différentes méthodologies ont été testées pour trouver la meilleure relation entre le prédictant et les prédicteurs potentiels [6-12]. Ces derniers sont les anomalies de la température de la surface de l'océan. En ce qui concerne le prédictant, il s'agit de l'indice spatial mensuel et (ou) saisonnier des précipitations sur le Nord de l'Algérie. Dans ce papier, la qualité prévisionnelle des modèles statistiques que nous avons élaborés, et des sorties des modèles ARPEGE-CLIMAT est également évaluée.

Ce papier résume donc les principaux résultats obtenus par l'application des deux approches aux régions du Nord algérien. Le test est donné pour la période allant de 1979 à 1993 et une période de 28 mois (Octobre 1996 à Décembre 1998) où la prédiction est faite en temps réel. Une évaluation de ces applications à une utilisation opérationnelle, a été expérimentée en matière d'irrigation.

## **2. Modèles statistiques**

Les anomalies de température mensuelle de la surface de la mer sont des champs prédicteurs, où les données sont formées de deux séries différentes : 1950-1978 et 1979-1993 et couvrent le domaine de l'Atlantique Tropical limité par 30° N et 20° S et 60° O et 15° E.

Les données permettant la détermination du prédictant (indice des précipitations observées) sont basées sur les observations mensuelles des précipitations enregistrées aux stations météorologiques et leur moyenne à long terme. On convient d'un indice spatial  $I_o$  correspondant aux trois surfaces prédéfinies. En effet, les surfaces utilisées dans les sorties du modèle ARPEGE-CLIMAT sont : Nord-Ouest, Nord Centre et Nord- Est Algérien.

L'indice est donc calculé pour chaque mois à l'aide de:  $I_o = (RR - R_{moy}) / \sigma$ . Où RR représente les précipitations mensuelles actuelles.  $R_{moy}$  est la moyenne à long terme et  $\sigma$ , l'écart type des précipitations mensuelles. La vérification de sa cohérence est réalisée par maximum de vraisemblance. Il est comparé aux indices des stations formant une région. Si le rapport entre les indices se situe en dehors de l'intervalle 0.5 à 1, il est rejeté.

Le développement de nos modèles statistiques est basé sur la période où les données sont disponibles, c'est à dire : 1950-1978. La période réservée au test est celle correspondant à 1979-1993. De plus, la méthodologie développée, "indice EL-MASSIFA", a été testé en temps réel durant 28 mois, à savoir Octobre 1996 à Décembre 1998.

L'estimation du prédictant, soit l'indice pluviométrique, est faite moyennant trois approches :

La régression linéaire multiple où la prédiction est établie sur la base de la méthode des composantes principales, considérées comme prédicteurs robustes, l'analyse discriminante et les analogues.

a. Régression linéaire multiple

Dans la régression linéaire multiple, on applique l'analyse en composantes principales aux champs des anomalies de la SST (Sea Surface Temperature). Les vingt premières montrent qu'elles expliquent plus de 98% de la variance totale du champ. La sélection des N prédicteurs les plus performants est établie par un ordonnancement des prédicteurs par sélection progressive ascendante et avec accroissement du coefficient de corrélation multiple comme critère. Par reconnaissance glissante, le nombre optimal de prédicteurs est alors retenu.

b. Analyse discriminante

Dans l'analyse discriminante, l'indice pluviométrique I est classé en trois modalités :

- Modalité ou classe 0 : précipitations en dessous de la moyenne :  $I \leq (-0.25 \times R_{\text{moy}} / \sigma)$
- Modalité ou classe 1 : précipitations normales :  $(-0.25 \times R_{\text{moy}} / \sigma) \leq I \leq (0.25 \times R_{\text{moy}} / \sigma)$
- Modalité ou classe 2 : précipitations  $I \geq (0.25 \times R_{\text{moy}} / \sigma)$ .

$R_{\text{moy}}$  est la moyenne régionale et  $\sigma$  l'écart type.

Dans cette méthode, on effectue un codage des variables qualitatives (types de champ obtenus lors d'une classification), une sélection progressive ascendante des prédicteurs (types de champs codés) et une analyse discriminante pour prévoir une des trois modalités du prédictant.

c. Analogues

Un schéma très simple de sélection des champs des analogues a été adopté. Les quinze premiers champs analogues des champs des anomalies SST de n'importe quel mois sont sélectionnés. Le critère de similarité utilisé est la distance Euclidienne. Ensuite une procédure de classification hiérarchique est utilisée en vue d'obtenir le groupement des cinq meilleurs champs analogues parmi les quinze. L'indice prévu est pris comme la moyenne des indices correspondant aux cinq premiers champs analogues sélectionnés.

Les techniques employées pour vérifier et déterminer la qualité des prévisions que donnent les modèles statistiques sont : le pourcentage de réussite (%), la comparaison avec la climatologie, la détermination des erreurs absolues moyennes, des erreurs quadratiques moyennes et le pourcentage de réussite tel que donné par la Table 1 de contingence spécifique. Cette Table 1 utilise la différence absolue  $A_d = |I_p - I_0|$  entre la valeur prévue de l'indice  $I_p$  et celle observée  $I_0$  en quatre classes.

- Classe 1 : Prévission quasi-exacte
- Classe 2 : Prévission acceptable.
- Classe 3 : Prévission non acceptable.
- Classe 4 : Mauvaise prévission.

**Tableau 1** : Table de Contingence.

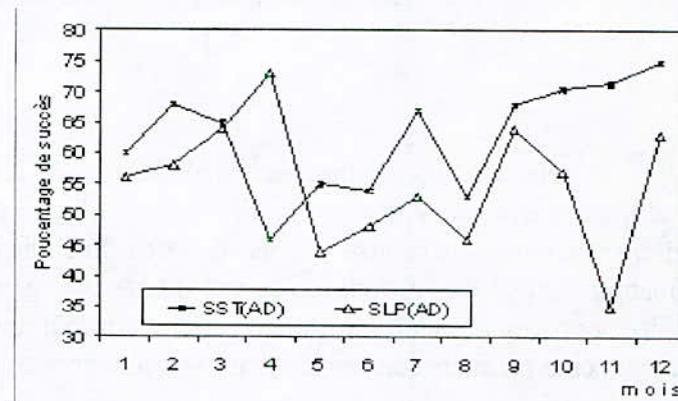
| Classe | $ I_0  \leq 1$     | $1 <  I_0  \leq 2.5$  | $ I_0  > 2.5$      |
|--------|--------------------|-----------------------|--------------------|
| 1      | $A_d \leq 0.5$     | $A_d \leq 0.75$       | $A_d \leq 1.5$     |
| 2      | $0.5 < A_d \leq 1$ | $0.75 < A_d \leq 1.5$ | $1.5 < A_d \leq 2$ |
| 3      | $1 < A_d \leq 1.5$ | $1.5 < A_d \leq 2$    | $2 < A_d \leq 2.5$ |
| 4      | $A_d > 1.5$        | $A_d > 2$             | $A_d > 2.5$        |

d. Résultats

La vérification de la validité de ces modèles, a été effectuée en estimant l'erreur moyenne ou anomalie moyenne, l'erreur absolue moyenne (MAE), et l'erreur quadratique moyenne.

Dans le cas des méthodes basées respectivement sur la régression linéaire multiple et les analogues, les valeurs annuelles du coefficient de corrélation calculées pour la période test (1979-1993) sont relativement faibles car elles sont comprises entre 0 et 0,6. L'écart moyen absolu ou l'anomalie calculée pour chaque mois excède rarement 0,5 et la racine carrée de la moyenne de l'erreur varie entre 0,8 et 1,5.

Sur la base des résultats obtenus, il s'avère que les prévisions avec le champ mensuel des anomalies de SST, sont en général de qualité meilleure à celles données par la pression au niveau de la mer (SLP). A titre d'exemple, la Figure 1 montre les pourcentages moyens de succès pour chaque mois dans le cas de l'analyse discriminante



**Figure 1** : Pourcentage de succès pour deux prédicteurs différents (SST, SLP).

Application de la méthode discriminante. Période 1979-1993.

Par ailleurs, le pourcentage prévisionnel de succès par l'analyse discriminante est également meilleur à celui de la climatologie (Figure 2). En effet, il prend des valeurs entre 57 et 77%.

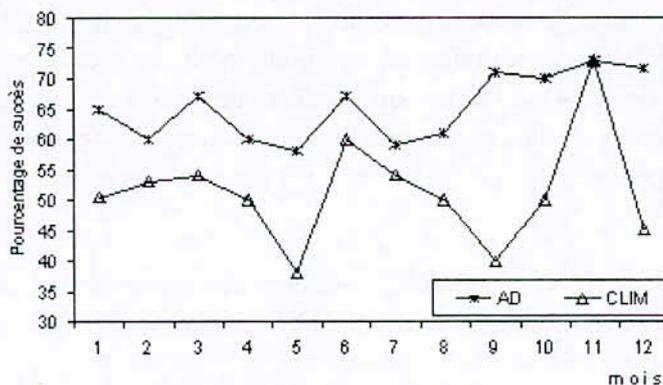


Figure 2 : Pourcentage de succès donné par la climatologie (CLIM) et la prévision par l'analyse discriminante (AD).

Les courbes des Figures 3 et 4 ont été obtenues par application de la méthode de régression et de celle des analogues. Ces diagrammes donnent respectivement les variations mensuelles des erreurs quadratiques moyennes (RMSE) et des erreurs absolues moyennes (EAM). Ils indiquent que la méthode des analogues donne des erreurs plus faibles que la régression, aussi bien pour le mois que pour la saison.

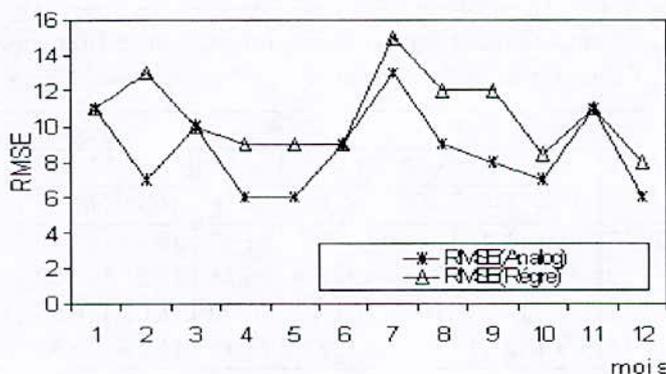


Figure 3 : Erreur quadratique moyenne (RMSE) obtenue avec la méthode de régression et la méthode des analogues (région Ouest), période : 1979-1993).

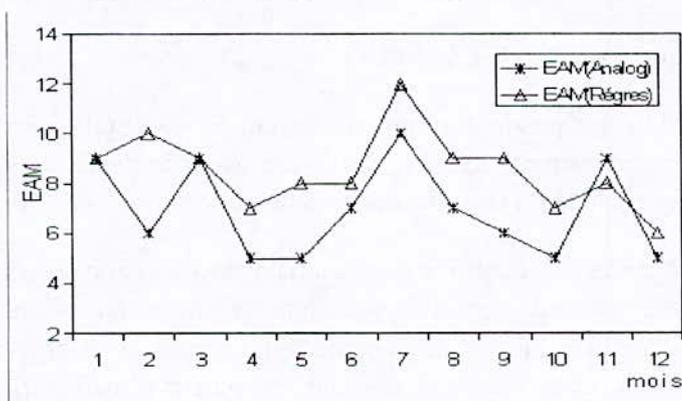


Figure 4 : Erreur absolue moyenne mensuelle (EAM) obtenue avec la méthode de régression et la méthode des analogues (région Ouest).

D'après la classification donnée par la Table 1, les pourcentages obtenus indiquent une meilleure qualité de prévision en utilisant la méthode des analogues. En effet, on relève

notamment, que pour la méthode de régression les pourcentages de succès pour la prévision de la classe 1 (quasi-exacte) pour les trois régions, sont de 40, 37 et 41%, alors qu'ils prennent les valeurs de 52, 41 et 49% pour les analogues. En considérant le pourcentage de réussite des deux premières classes réunies (Prévision quasi-exacte et prévision acceptable) ces valeurs sont respectivement de 72, 61 et 67% pour la régression et de 85, 78 et 81% pour les analogues.

Nous reproduisons dans les Tables 2 et 3 les valeurs obtenues pour les trois différents 'lag' mensuels et saisonniers et pour les deux méthodes analogue et régression, pour les deux régions Ouest et Centre.

**Tableau 2 :** Pourcentage donnant la qualité des prévisions basée sur la différence en valeur Absolue entre l'observation et la prévision des indices pluviométriques par analogues.

| Classe   | Région OUEST |       |       |            |       |       | Région CENTRE |       |       |            |       |       |
|----------|--------------|-------|-------|------------|-------|-------|---------------|-------|-------|------------|-------|-------|
|          | ME NSUEL     |       |       | SAISONNIER |       |       | ME NSUEL      |       |       | SAISONNIER |       |       |
|          | MO1          | MO2   | MO3   | SO1        | SO2   | SO3   | MO1           | MO2   | MO3   | SO1        | SO2   | SO3   |
| Classe 1 | 52.51        | 48.31 | 55.37 | 49.72      | 55.62 | 49.15 | 40.78         | 48.88 | 42.94 | 41.34      | 48.31 | 46.33 |
| Classe 2 | 33.52        | 34.83 | 27.68 | 32.40      | 25.28 | 31.64 | 38.55         | 24.16 | 37.85 | 39.11      | 33.71 | 32.20 |
| Classe 3 | 10.61        | 11.24 | 12.99 | 14.53      | 12.92 | 15.25 | 16.76         | 18.54 | 14.12 | 16.76      | 14.04 | 15.82 |
| Classe 4 | 3.35         | 5.62  | 3.95  | 3.35       | 6.18  | 3.95  | 3.91          | 8.43  | 5.08  | 2.79       | 3.93  | 5.62  |

**Tableau 3 :** Pourcentage donnant la qualité des prévisions basée sur la différence en valeur Absolue entre l'observation et la prévision des indices pluviométriques par régression.

| Classe   | Région OUEST |       |       |            |       |       | Région CENTRE |       |       |            |       |       |
|----------|--------------|-------|-------|------------|-------|-------|---------------|-------|-------|------------|-------|-------|
|          | ME NSUEL     |       |       | SAISONNIER |       |       | ME NSUEL      |       |       | SAISONNIER |       |       |
|          | MO1          | MO2   | MO3   | SO1        | SO2   | SO3   | MO1           | MO2   | MO3   | SO1        | SO2   | SO3   |
| Classe 1 | 40.11        | 36.72 | 38.98 | 41.24      | 35.59 | 37.29 | 36.72         | 37.85 | 32.77 | 37.85      | 32.20 | 31.07 |
| Classe 2 | 32.77        | 33.33 | 28.81 | 32.20      | 33.90 | 28.25 | 26.55         | 28.81 | 33.90 | 28.25      | 25.99 | 31.07 |
| Classe 3 | 16.95        | 21.47 | 19.77 | 14.12      | 18.64 | 21.47 | 20.90         | 18.08 | 16.95 | 19.21      | 26.55 | 22.60 |
| Classe 4 | 10.17        | 8.47  | 12.43 | 12.43      | 11.86 | 12.99 | 15.82         | 15.25 | 16.38 | 14.69      | 15.25 | 15.25 |

Nous constatons que le meilleur schéma prévisionnel est celui qui utilise le champ mensuel des anomalies de la SST. La méthode statistique la plus performante est celle des analogues. De façon générale, la qualité des différentes approches statistiques est assez satisfaisante.

### 3. Modèle dynamique (ARPEGE-CLIMAT)

Le but de notre travail n'est pas la description du modèle ARPEGE, car ce dernier est bien connu. Seules ses sorties seront utilisées. Elles correspondent aux indices mensuels des précipitations pour les régions ici considérées couvrant une surface de 150x150 km<sup>2</sup>.

Pour ainsi dire, cela revient à contrôler les résultats de prévision à longue échéance que produisent les modèles dynamiques en les comparant aux données observées in situ ou obtenues par analyse objective des modèles numériques ainsi que les prévisions obtenues par les méthodes statistiques. Dans notre cas, ce sont les indices pluviométriques prévus par le modèle Arpège-Climat de Météo-France, sur la période 1979-1993, qui font l'objet de la vérification.

Outre les paramètres statistiques de validations définies dans la section en (2.4), on fait appel à d'autres critères. Il s'agit du coefficient de corrélation d'anomalie (ACC) et d'une Table de

Contingence spécifique dans laquelle le rapport ( $R_i$ ) entre la valeur observée et la valeur prévue, distribuée en trois classes, est utilisée pour estimer la qualité de la prévision.

Classe 1 :  $R_i < 0.5$  Prévision sous estimée.

Classe 2 :  $0.5 < R_i < 2$  Prévision acceptable.

Classe 3 :  $R_i > 2$  Prévision sur estimée.

Nous déterminons le nombre de cas, pour chacune de ces trois classes, de prévision ainsi que le pourcentage correspondant.

Dans la Table 4, les résultats ont été synthétisés pour une prévisibilité moyenne sur les quinze années, mesurée par le coefficient de corrélation.

**Tableau 4** : Coefficients de corrélation pour les prévisions statistiques et Arpège-Climat pour deux échéances (mensuelle et saisonnière)

| REGION | Mois de Décembre |            |        | Saison : Janv-Févr-Mars |            |             |
|--------|------------------|------------|--------|-------------------------|------------|-------------|
|        | Analogue         | Régression | ARPEGE | Analogue                | Régression | ARPEGE      |
| OUEST  | <u>0.6</u>       | 0.2        | 0.09   | 0.3                     | 0.2        | <u>0.46</u> |
| CENTRE | 0.2              | 0.1        | -0.13  | <u>0.5</u>              | 0.3        | <u>0.58</u> |
| EST    | 0.2              | 0.2        | -0.08  | 0.2                     | 0.1        | <u>0.47</u> |

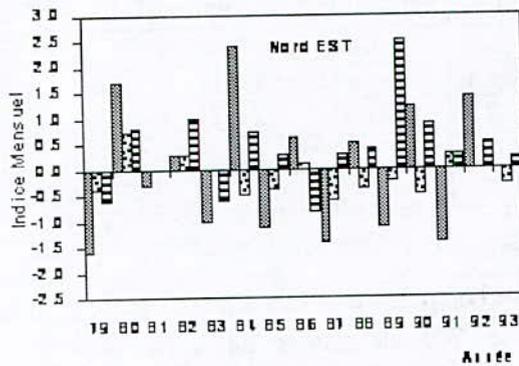
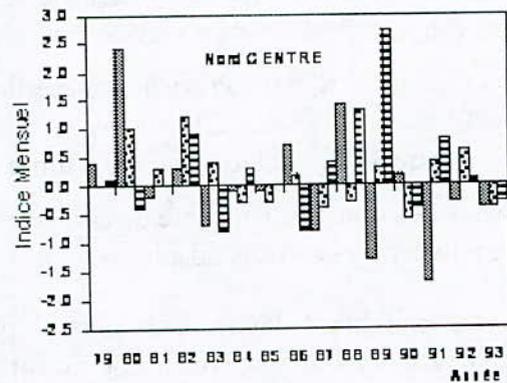
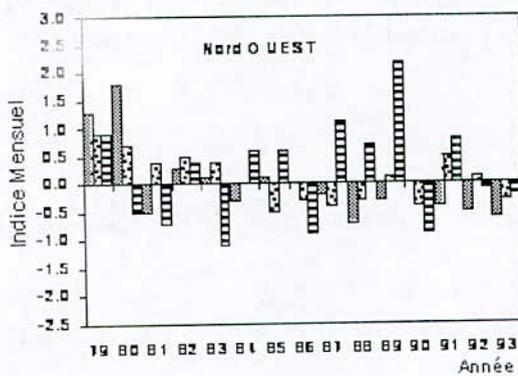
Pour les contrôles effectués en Algérie, ils se résument comme suit :

- Une qualité de prévision va en diminuant quand on passe de l'Ouest vers l'Est du pays.
- Dans bien des cas, cette prévision avoisine les 70% de succès, où la valeur prévue est comprise entre la moitié de la valeur observée et le double.
- Les anomalies maximales observées ne sont pas toujours prévues par les deux méthodes (numériques et statistiques), ne serait-ce que leur signe. Mais dans l'ensemble, nous notons assez souvent des succès, surtout à l'échelle de la saison (Janvier-Février-Mars : JFM). Les diagrammes des Fig. 5 et 6, sont une illustration de l'indice de précipitations pour les trois régions algériennes, issu de l'application des analogues, de ARPEGE-CLIMAT et ceux observés.

Sur les 48 prévisions (c'est à dire, les trois régions confondues de Juillet 1996 à Octobre 1997) :

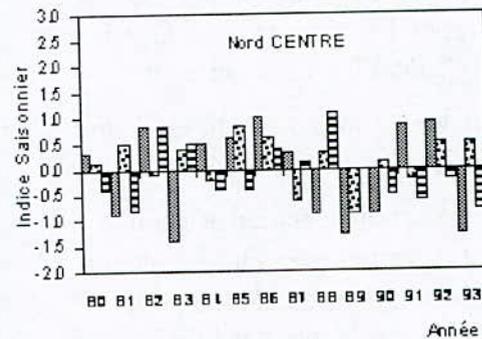
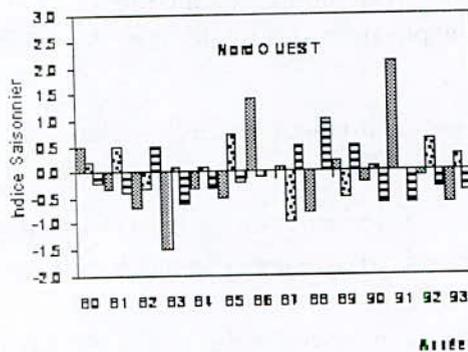
- La première échéance a donné 19/48 cas de prévisions proches ou égales à l'observation.
- La seconde échéance a donné 17/48, alors que la troisième et la quatrième donnent respectivement 5/48 et 6/48.

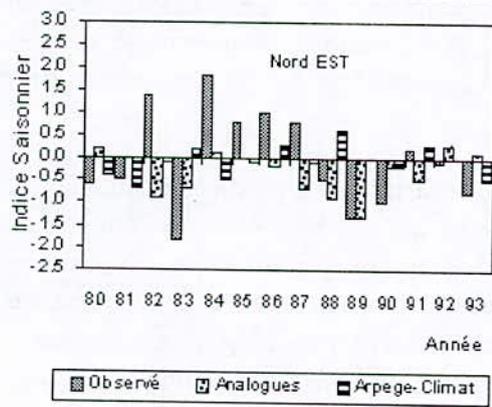
Sur les graphiques des Fig. 7, il apparaît que la prévision moyenne des quatre échéances est bien supérieure à l'observation dans 38 cas sur les 48 traités (période de Juillet 96 à Octobre 1997).



**Figure 5 :** Indices de précipitations pour les 15 mois de Décembre de 1979 à 1993, pour les trois régions NO, N-Centre et NE de l'Algérie.

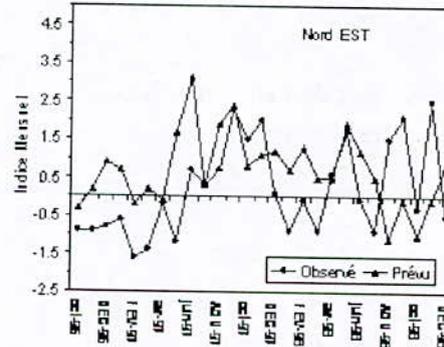
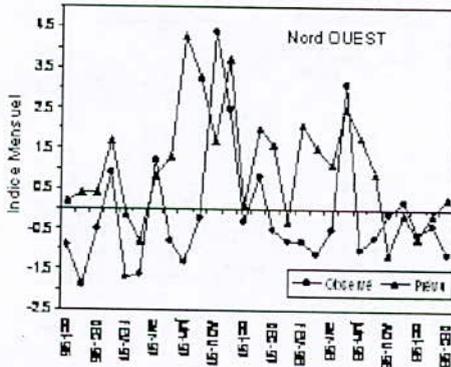
Comparaison de l'observation aux sorties du modèle numérique « Arpège-Climat », et celles obtenues par la méthode des analogues.





**Figure 6 :** Indices de précipitations pour les 15 trimestres 'Janvier-Février-Mars' de 1979 à 1993, pour les trois régions NO, N-Centre, NE de l'Algérie.

Comparaison de l'observation aux sorties du modèle numérique Arpège- Climat, et à celles obtenues par la méthode des analogues.



**Figure 7 :** Indice de précipitations observées, et de celles prédites par le modèle dynamique Arpège-Climat pour les régions du Nord de l'Algérie, d'Octobre 1996 à Décembre 1998.

La comparaison de l'erreur absolue moyenne commise en considérant la prévision donnée par l'échéance 1 et celle donnée par la climatologie montre que la climatologie est meilleure dans 20 cas alors que l'échéance 1 l'est seulement dans 9 cas, les cas restants étant identiques.

#### 4. Application à l'irrigation

La finalité de ce travail est l'application opérationnelle des prévisions à longue échéance. Ceci inclut la fourniture directe du produit aux usagers.

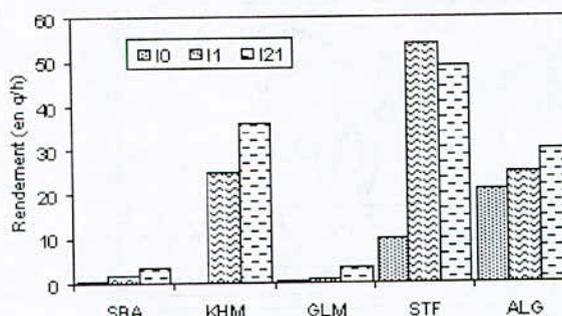
Des bulletins mensuels élaborés, ont été exploités directement à des fins d'irrigation d'appoint dans des parcelles agricoles de diverses régions climatiques du pays. Ce sont des sites expérimentaux situés à Alger (ALG), Sétif (STF), Guelma (GLM), Khemis Miliana (KHM) et Sidi Bél Abbès (SBA). Quatre parcelles d'expérimentation ont été mises en place dans différentes zones agro-climatiques:  $I_0$  (Parcelle témoin non irriguée quelles que soient les conditions pluviométriques prévalant),  $I_1$  (Parcelle irriguée ou pas selon les conditions pluviométriques réellement observées),  $I_{21}$  (Parcelle irriguée selon la prévision déficitaire) et  $I_{22}$  (Parcelle non irriguée compte tenu de la prévision excédentaire du mois considéré).

Cette expérimentation a abouti aux conclusions suivantes:

En égard à certaines conditions de démarrage, la mise en œuvre de l'expérience menée sur la culture du blé au niveau des différentes zones agro-climatiques a permis de mettre en évidence l'impact de ces prévisions sur le comportement et le développement de ces cultures.

Nous pouvons retenir que sur le plan agronomique les irrigations précoces apportées sur la base des prévisions déficitaires même non vérifiées des mois d'Avril et de Mai ont permis en général une bonne reprise de la végétation. Ceci se traduit par un impact positif sur le comportement de la culture et sur les composantes de rendement et par conséquent sur le rendement en grain. Cet effet positif a été bien entendu beaucoup plus important au traitement  $I_{21}$ . La Fig. 8 donne les rendements en quintal par hectare pour cinq sites soumis aux expériences  $I_0$ ,  $I_1$  et  $I_{21}$ .

**Figure 8 :** Rendement en q/hectare dans cinq sites d'expérimentation



## 5. Conclusion

D'après les résultats précédents, l'approche adoptée améliore nettement la prévision climatologique. On obtient un taux de prévision convenable par les deux méthodes, analogues et Arpège. Ce taux se situe entre 80 et 85 %. On trouve que la méthode des analogues est plus performante que les modèles statistiques linéaires. A l'échelle mensuelle, la qualité de ces modèles numériques se dégrade d'Ouest en Est. Pour 17 cas sur les 18 prévisions disponibles (3 régions x 6 mois) la méthode de régression donne des résultats meilleurs qu'avec Arpège. Les résultats obtenus par la méthode des analogues, permettent une prévision des précipitations en temps réel, Ils permettent de développer des applications dans la gestion des ressources en eau et le domaine de l'agro-climatologie.

## Références

- [1] Der Megreditchian: Le traitement statistique des données multidimensionnelles. Cours et manuels. Tome 01 et 02; N° 8 et 9; Météo-France, 1992 et 1993.
- [2] M. Déqué and J.Servain, 1989: Teleconnection between Tropical Atlantic Sea Surface Temperatures and Midlatitude 50 kPa Heights during 1964-1986. J. of Climate, V.2, N° 9.
- [3] Chi, W.C, A. Lo and D.H. Weidler Jr., 1981: A study of the possible statistical relationship between the Tropical Sea Surface Temperature and atmospheric circulation. Monthly Weather Review, Vol. 109, P. 1013-1020.

- [4] Shiling Peng and L.A. Mysak, May 1993: A teleconnection study of interannual S.S. Temperature fluctuations in the Northern North Atlantic and Run Off over Wester Siberia, in J. O. C, Vol. 6 N° 5.
- [5] Rapport 'EL MASSIFA', ''Prévision mensuelle et saisonnière du cycle des précipitations sur le bassin méditerranéen'', Médias France, 1998.
- [6] Zoltan Toth, 1989: Long-range Weather Forecasting using an Analogue approach. Journal of Climate, Vol.2, P. 594-607.
- [7] H.M Van Den Dol, 1989: A new look at Weather forecasting through Analogues. Monthly Weather Review, Vol. 117, P. 2230-2247.
- [8] Wasly Drosdowsky, 1994: Analogue (non-linear) forecasts of the Southern Oscillation Index Times Series. Weather and forecasting, Vol. 9, P. 78-84.
- [9] R.E.Livezey and A.G. Barnston, April 1994: Comparative Skill of two analogue Seasonal Temperature Prediction System: Objective Selection Predictors, JOC, Vol.7, P.608-615.
- [10] A.D.Moura: Perspectives de la prévision du climat à échéance saisonnière à interannuelle et application au développement durable. In bulletin OMM, Vol. 43 (3), P.222-230.
- [11] Sun. Zhaobo: Techniques statistiques empiriques en matière de prévision saisonnière, In Bulletin OMM, Vol. 43(3), P. 231-236.
- [12] R. Henry, Stanski, L.J. Wilson and W.R. Burrows: Survey of common verification methods in meteorology. Report N° 8; WMO/TD N° 385.



**LE TRANSFERTS DE MOLECULES EN SURFACE DES SOLS DU BASSIN VERSANT DE OUED CHERF, ET LE RISQUE DE POLLUTION DE BARRAGE DE FOUM EL KHANGA (WILAYA DE SOUK AHRASS)**

**THE TRANSFER OF MOLECULES IN SOIL'S SURFACE OF WATERSHED OUED ECHERF AND POLLUTION'S RISK OF DAM FOUM EL KHANGA (WILAYA OF SOUK AHRASS)**

**Nawal ABABSA, Mohamed KRIBAA, Lahbib TAMRABET et Dalila ADDAD.**

*E.mail : welnim@yahoo.fr*

*\*Centre Universitaire Larbi Ben M'Hidi Oum El Bouaghi*

**Résumé**

Le présent travail a pour objectif principal l'établissement d'un diagnostic général sur les transferts de molécules en surface, des sols du sous bassin versant de l'oued cherf, pouvant être source de pollution de barrage de Foum El Khanga.

Trois transects ont été choisis en fonction des faciès géologiques. Le suivi a été réalisé dans le temps et dans l'espace, sur les transferts des molécules et de la charge solide.

Les résultats ont trouvé une variabilité spatiale liée à la formation géologique du sous bassin versant et à l'effet anthropique couplé à l'occupation de sol.

La variabilité temporelle est expliquée par le régime des pluies qui définit les processus hydrologiques caractéristiques de chaque épisode d'humectation.

La détermination des niveaux de facteur étudiés est assurée par 4 variables (LF, Argile, CaCO<sub>3</sub> actif, SG).

**Mots clés :** Transfert hydrique, molécules, bassin versant, semi-aride.

**Abstract**

The present work aims to establish a general diagnostic about the soil particles transfer of the oued-echerf water catchment and its pollution potential impact on the Foum El Kanga dam.

Three transects were chosen in relation to their geological faciès. The particles and solid load transfer were monitored in time and space.

The results showed a spatial variability linked to natural and anthropological effects such as the geological competition of the water catchment and the occupation of soil respectively, however the temporal variability is due to the hydrological process.

The studied soil variables were silt, clay, sand and CaCO<sub>3</sub> active

**Key words:** Transfer, molecules, watershed, semi arid

**1. Introduction**

L'érosion hydrique est une forme de dégradation des sols qui engendre des conséquences directes d'une part sur la diminution de la fertilité des sols et la perte de surface cultivable (environ 6 millions hectares sont exposés à une érosion active) (Boukhari et Mederbal,

2006) et d'autre part l'envasement des barrages, ces derniers verront leur capacité diminuer de 24 % d'ici 2010 (Remini, 2005).

Avec pour souci de participer à la protection du milieu naturel, la présente étude a pour objectif principal l'établissement d'un diagnostic général sur les transferts de molécules en surface, des sols du sous bassin versant de l'oued cherf, pouvant être source de pollution de barrage de Foug El Khanga.

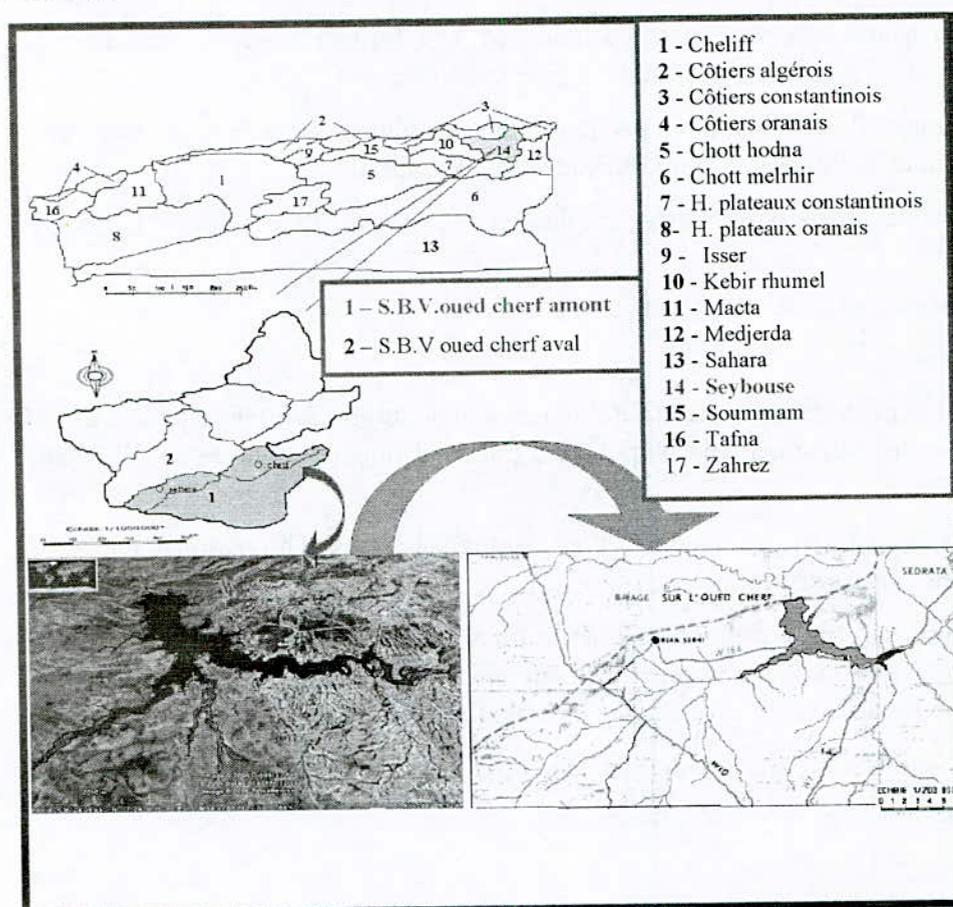
Nous avons investi dans trois sites subdivisés en trois positions et les prélèvements sont souvent réalisés après crues (février, mars, début avril, fin avril, mai et juin)

## 2. Matériel et méthode

### a. Présentation géographique

Le bassin versant d'oued charef est localisé au Nord – Est de l'Algérie, il fait partie du grand bassin versant de Seybouse (Figure 1). Il couvre une superficie de 1735 km<sup>2</sup>. Il est constitué de deux plaines, la plaine de Sedrata et la plaine de Zouabi.

Le barrage de Foug el khanga se trouve sur oued charef dans la partie de l'Est de l'Algérie septentrional. Il est de type remblai d'une hauteur de 60 m. Le but principal de ce barrage est d'assurer une retenue pour l'irrigation des superficies agricoles (ça capacité de stockage en eau est de 141 Hm<sup>3</sup>). Il peut irrigué une superficie de 4500 ha avec un facteur de garanti de 80 %.

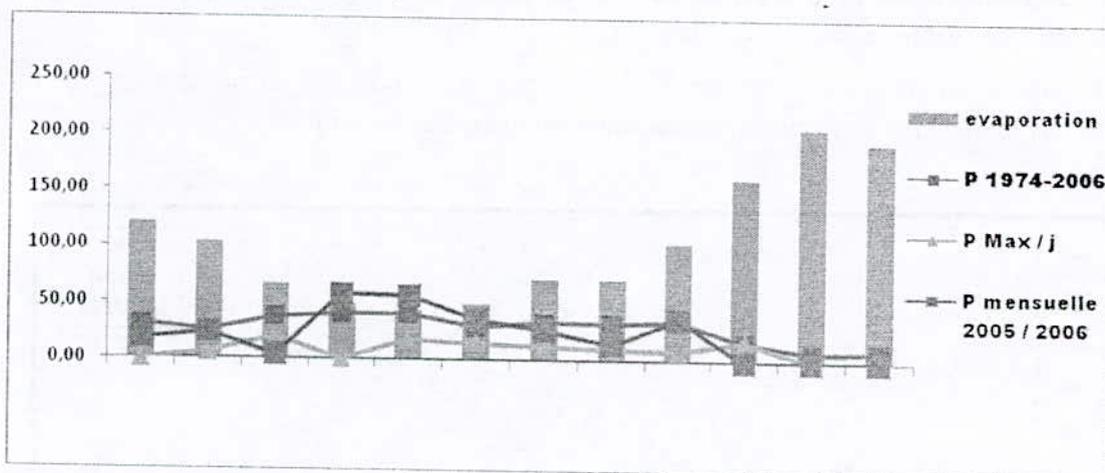


**Figure 1:** Localisation du périmètre d'étude

## b. Synthèse climatique

Le barrage de Foum el khanga se situ dans une région semi-aride caractérisée par un régime climatique très irrégulier. Ce climat se traduit par une très forte évaporation et un apport d'eau précipité très limité (la pluviométrie moyenne annuelle est d'environ 300 mm) orageux et violent.

L'observation de la pluviométrie enregistrée sur une période étalé sur 31 ans (1974 – 2006) nous a permis de mettre en évidence l'irrégularité de pluie inter et intra annuelle. Le mois de décembre est le plus pluvieux, avec une moyenne de 40.45 mm suivis par les mois de janvier et novembre, cependant le mois de juillet reste le mois le plus sec avec une moyenne de 7.97 mm. (figure 2).



**Figure 2 :** Précipitations et évaporation enregistrées dans le périmètre d'étude

La pluviométrie enregistrée durant l'année d'étude montre une variabilité remarquable en quantité de pluies enregistrée. Les deux mois décembre et janvier nous ont apportés des pluies en quantité presque record (58.1 et 56.6 mm; qui représentent presque le moitié du cumul enregistré 277.7 mm). Avec un maximum de pluie par jour de 16 et 13.7 mm. Cependant les mois de novembre, juin et juillet sont caractérisés par des pluviométries très faibles à voir nul (4.5 mm et 0 mm).

La variation mensuelle de l'évaporation (1996 - 2006) montre quelle est plus importante en saison estivale où nous avons enregistré un pic de 208.6 mm (mois de juillet), alors que l'hiver est la saison qui a enregistré les valeurs les plus faibles avec des valeurs de 52.4, 46.2 et 49.9 mm' en décembre, janvier et février)

## 3. Résultats et discussions

### a. Variation des teneurs en composée azotée

#### i. L'azote nitrique (NO<sub>3</sub>)

L'évolution temporelle montre que la concentration des nitrates est plus élevée au début de l'année avec une moyenne de 45.54 mg / l suivi par le prélèvement du mois de mars avec une moyenne de 18.18 mg / l. La figure 3, montre que les plus faibles concentrations des nitrates sont enregistrées pour la période : fin de printemps - début été.

## ii. L'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )

Comme le montre la figure 3, les valeurs les plus élevées sont enregistrées en fin d'Avril période qui a coïncidé avec des fortes précipitations (15.4 mm).

Sous les conditions propices à la minéralisation, l'ammonium est rapidement converti en nitrates (Mackague et al 2005), cela explique les concentrations faibles et assez variées d'ammonium dans les sites prospectés.

### b. Variations des teneurs en composés phosphorés

#### - Le phosphore assimilable - $\text{P}_2\text{O}_5$

Les concentrations de la solution du sol en  $\text{P}_2\text{O}_5$  augmentent régulièrement en présence des quantités croissantes d'humus dans le sol (Gervy, 1970).

L'évolution temporelle de ce paramètre révèle que la période de : mi- printemps – début d'été est marqué par des concentrations moyennement élevées en  $\text{P}_2\text{O}_5$ .

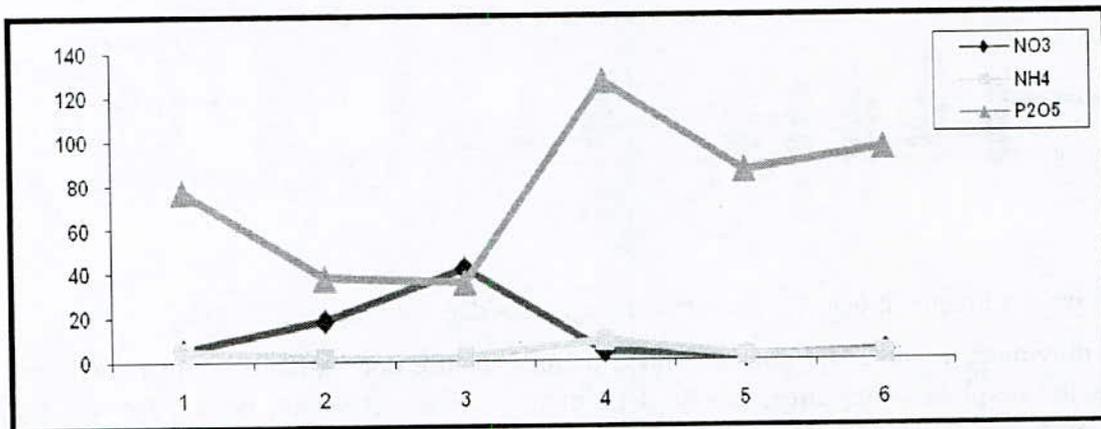


Figure 3 : Evolution de  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  et  $\text{P}_2\text{O}_5$  dans le temps

### c. Le pH du sol

Les variations spatiotemporelles ne montrent pas des différences importantes. Au niveau des trois sites prospectés le pH est de neutre à faiblement alcalin (caractéristiques des sols calcaires), les valeurs enregistrées presque ne se différencient pas pour les

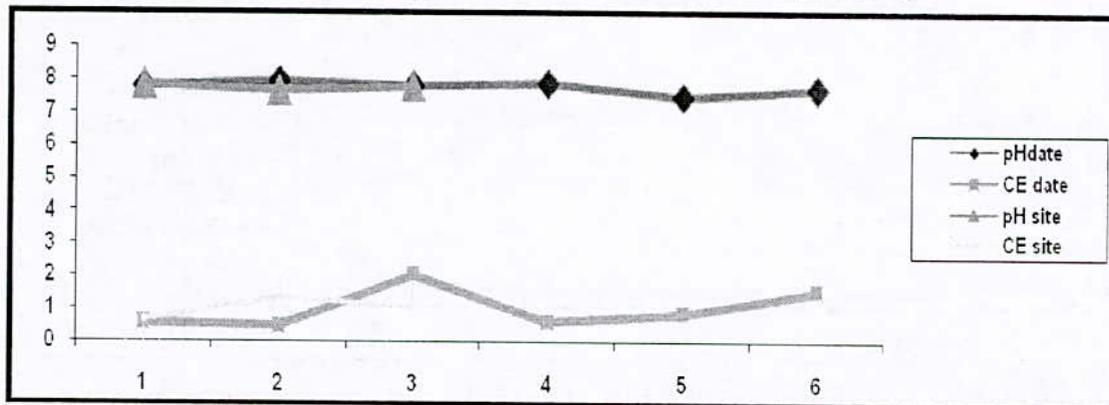
trois sites elles oscillent entre 7.33 et 8.10 (pour le premier site) 7.2 et 8.16 (pour le deuxième site) et en fin 7.2 et 8.17 (pour le troisième site), avec des moyennes de 7.82, 7.63 et 7.77 respectivement.

D'après Morel (1996), en hiver l'augmentation du volume relatif de la phase liquide en diminue la concentration en électrolytes et par la même, l'intensité des processus d'échange : la teneur en ions  $\text{H}^+$  diminue, le pH augmente; en été le phénomène inverse se produit ; le pH diminue.

### d. La conductivité électrique : CE

L'examen des valeurs de la CE révèle une très grande variabilité dans l'espace et dans le temps. L'évolution spatio-temporelle de ce paramètre montre qu'au niveau du premier site les valeurs les plus élevées sont enregistrées au début d'avril, alors qu'elles étaient moyennement faibles en fin d'hiver et début de printemps. Pour le deuxième site nous

avons enregistré des concentrations élevées dès le premier prélèvement en hiver, mais elles sont multipliées de 2 à 6 fois en dernier prélèvement où nous avons remarqué une très forte prolifération des plantes halophytes. Concernant le troisième site les fortes concentrations sont enregistrées comme pour le premier site au début d'hiver. (Figure 4)



**Figure 4 :** Évolution du pH et CE dans l'espace et dans le temps.

e. Le calcaire (Ca CO<sub>3</sub>) total

Appliquant les normes de Lozet et al (1990) cité par Zemoura (2005) ; Nous avons enregistré des teneurs en CaCO<sub>3</sub> moyenne à forte pour l'ensemble des sites prospectés car presque elles dépassent 20 % et arrivent même à 49 %.

L'évolution temporelle de CaCO<sub>3</sub> total montre que les valeurs les plus faibles sont enregistrées pour le premier, le troisième et le cinquième prélèvement (période caractérisée par des fortes crues).

f. Le calcaire actif

Le pourcentage de calcaire actif est plus important à connaître que celui de calcaire total. C'est la forme de calcaire qui peut passer dans la solution du sol sous l'action de l'eau chargée de CO<sub>2</sub> et l'acide humique (Gros, 1979).

Les concentrations en CaCO<sub>3</sub> actif révèlent moins importantes que celles du CaCO<sub>3</sub> total. Les faibles teneurs en CaCO<sub>3</sub> actif sont remarquées pour le premier site (2 à 22 % avec une moyenne de 11.61 %). Au niveau du deuxième site ce compartiment est bien représenté dans les échantillons prélevés et ces valeurs oscillent entre 6 et 39 % (avec une moyenne de 18.58 %). Le troisième site est marqué par des concentrations qui varient entre 10 et 27 % (19.97 %) (Figure 5)

g. La matière organique : MO

La matière organique exerce une grande influence sur les propriétés physiques et chimiques du sol, elle agit comme liant des particules du sol entre eux en agrégat plus résistant à l'érosion. Le taux de matière organique dans les sols minéraux varie entre 1 et 5 % (Anonyme, 2001).

La variabilité des teneurs de la matière organique enregistrée que se soit dans l'espace ou dans le temps révèle l'hétérogénéité.

L'évolution temporelle de ce paramètre montre que pour les trois sites ; le premier prélèvement est remarqué par des quantités moyennement élevées en matière organique.

Pour le deuxième et troisième site nous avons enregistré des quantités de pic dans le dernier prélèvement où la teneur en matière organique est importante (4.7 et 4.96 %).

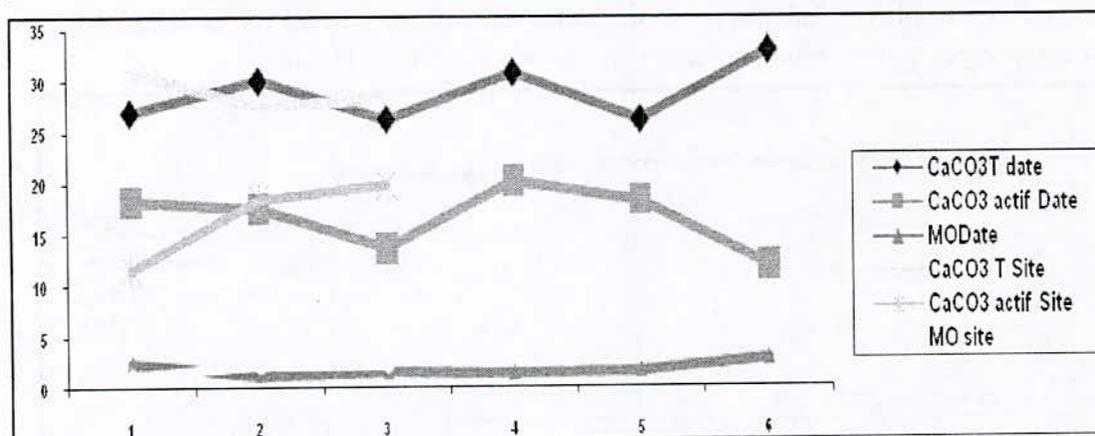


Figure 5 : Evolution du calcaire actif et total et de la MO dans l'espace et dans le temps.

#### h. La charge solide

##### i. L'argile

Les prélèvements effectués avec ou sans pluies révèlent des remarquables variations. La présence d'argile peut contrôler la mobilité de l'aluminium par les réactions d'absorption ou désorptions et cet élément à la surface des particules (Anonyme, 1999). Le rapport qui ressort de l'évolution temporelle met clairement en évidence que les variations des concentrations

en argile dans le temps sont limitées. Le plus grand taux d'argile est enregistré au premier prélèvement 40.11 % puis il y a une chute à 30.19 au début de mars ensuite il augmente à 37.39 % (début avril) et il reste presque similaire pour les prélèvements

##### ii. Sable fin

La figure : 6 illustre bien que pour l'ensemble des positions et des sites prospectées les faibles teneurs moyennes sont enregistrées en quatrième prélèvement (fin avril). D'après Wales et Le hir (2004), les sables fins sont transportés en suspension.

##### iii. Sable grossier

L'évolution temporelle pour ce paramètre montre que le taux était faible au début puis il augmente où nous avons enregistré la plus grande moyenne en quatrième prélèvement (32.74 %) puis diminuer au cinquième et sixième prélèvement, il est à noter que pour le quatrième prélèvement nous avons enregistré le plus faible taux de sable grossier.

##### iv. Limon fin

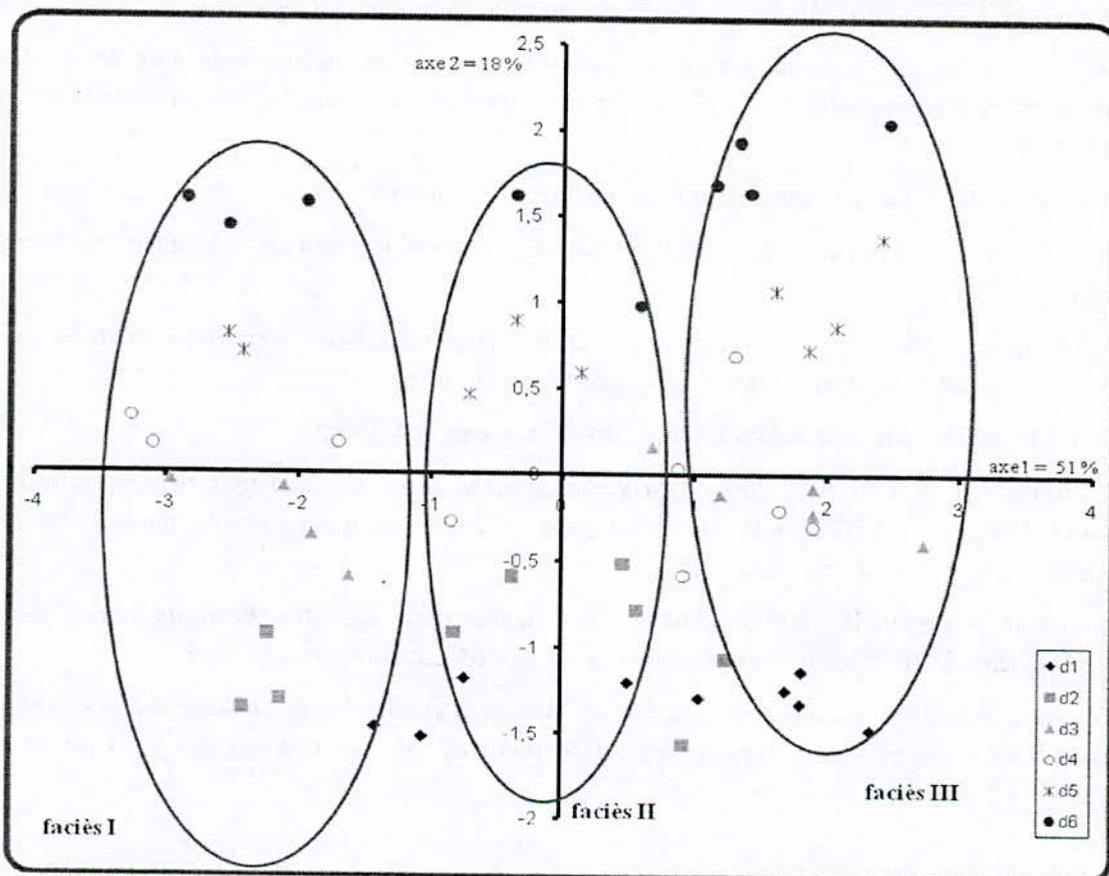
L'évolution temporelle pour ce paramètre montre que les taux les plus élevés sont enregistrés en période hivernal et estival et fin de printemps.

##### v. Limon grossier

L'évolution temporelle pour ce paramètre montre que les taux moyens sont presque similaires pour tous les prélèvements sauf pour le cinquième prélèvement qui a enregistré la plus faible valeur moyenne.

Afin de mettre en évidence les effets faciès géologiques et les effets épisodes de crues, nous avons réalisé une ACP, en utilisant l'ensemble des variables mesurées. L'identification primaire des individus en question a été très faible. Cela nous a obligé à sélectionner dans la matrice des corrélations, les variables les plus déterminantes (LF, Argile, CaCO<sub>3</sub> actif, SG).

A cet effet, nous avons procédé à une seconde ACP, qui prend uniquement les 4 variables déjà citées. Cette présentation graphique (figure 6), à deux axes explicatifs respectivement à 51.5 % et 18 %, présente les groupes d'individus correspondants au faciès, et à la période de transfert de l'eau chargée en molécules et en particules minérales. Les valeurs de ces 4 variables montrent des différences significatives dans la distribution des individus.



**Figure 6 :** Distribution des individus dans le plan 1-2, réalisé par les 4 paramètres mesurés.

Globalement, on distingue un premier groupe correspondant au premier faciès, lié à l'axe 1 ; ce groupe est opposé au troisième faciès, alors que le second groupe reste intermédiaire.

La participation de ces quatre variables explicatives (LF, Argile, CaCO<sub>3</sub> actif, SG) a bien discriminé les épisodes de crues, et a révélé des différences importantes entre les facteurs et les niveaux de facteurs étudiés.

Le groupage est lié à l'axe 1 à 51 %, où les événements de crues s'opposent clairement.

#### 4. Conclusion

Il ressort de notre étude que l'action érosive est différente au sein du bassin versant d'un site à l'autre. Cette variabilité spatiale du taux d'érosion résulte principalement de la différence de la lithologie, du couvert végétal, de la topographie et des types

d'interprétation du facteur anthropique dans chaque site. Nous espérons que cette modeste recherche sera poursuivie, afin de dégager une série de mesures techniques et législatives, car le phénomène de l'érosion des sols est actuellement un défi à la politique agricole et environnementale durable, recherchée par le pouvoir public. Il constitue une priorité parmi les actions entreprises dans le domaine environnemental.

### Références bibliographiques

- Anonyme, 1999. *Toxicological profiles for Al. Agency for toxic substances & disease registry* ATLANTA, GA: US department for health & human services.
- Anonyme, 2001. *Guide de fertilisation des cultures, Direction de l'aménagement des terres* (DAT2001) Agriculture, pêche et aquacultures. Brunswick Canada 34 p.
- Boukhari et Mederbal, 2006. *Etude de l'érosion en zone montagneuse « cas de montes de beni choagrane Mascara*. 1<sup>er</sup> séminaire international sur la désertification et la désertisation. P 54.
- Gervy R. 1970. *Les phosphates et l'agriculture*. Ed. Dunod, 298 p.
- Gros A. 1979. *Engrais, guide pratique de la fertilisation*. Edition la maison rustique. 309p.
- MackagueK., Ried K., Simpson H., 2005. *Répercussions environnementales de l'utilisation de N en agriculture*. Fiche technique. Ontario.
- Morel R. 1996. *Les sols cultivés*. Deuxième Ed. Lavoisier. 378 p.
- Remini B. et Remini W., 2005. *La sédimentation dans les barrages de l'Afrique du Nord. Congrès international*. De l'eau pour le développement durable dans le bassin méditerranéen. AJOT. Pp : 237 – 247.
- Wales B. et Le Hir P., 2004. *Modélisation du transport de sédimentations mixtes (vase et sable fin)*. VIII<sup>ème</sup> journées nationales Génie civil-Génie côtier : 241 – 249.
- Zemoura A., 2005. *Etude comparative de quelques méthodes de dosage du phosphore assimilables des sols calcaires en région semi- aride*. Mémoire de Magister, Université Batna, 182 p.

## **ÉCOULEMENT D'EAU ENTRE DEUX CYLINDRES COAXIAUX INSTABILITÉS ET TRANSITION VERS LA TURBULENCE**

**A. AIT AIDER\*, H. YAHI**

*\* Université Mouloud Mammeri Tizi Ouzou  
[aitaider@yahoo.com](mailto:aitaider@yahoo.com)*

### **Résumé**

L'écoulement se produisant dans un espace annulaire partiellement rempli d'eau est communément appelé écoulement de Taylor-Dean. La stabilité d'un tel écoulement a d'abord été étudiée par Brewster et al., puis par Chandrasekar. Nous l'appelons écoulement de Taylor-Dean généralisé lorsqu'il y a apport de fluide externe. Il est alors paramétré par le nombre de Taylor défini à partir de la vitesse de rotation et par un nombre adimensionnel  $\tau$  qui traduit l'importance relative du débit de fluide injecté à celui induit par la rotation du cylindre. A priori, on aurait pu s'attendre, lors de la transition vers la turbulence, à une compétition entre l'écoulement de Taylor-Couette dû à la seule rotation du cylindre intérieur et l'écoulement de Dean généré par le fluide injecté par la pompe dans le canal courbe. Cependant, l'étude expérimentale que nous présentons montre, à l'évidence, que la naissance et le développement des régimes menant l'écoulement de Taylor-Dean généralisé vers le chaos présentent des caractéristiques qui ne se retrouvent pas dans les deux cas limite.

**Mots clés :** *Ecoulement- Stabilité - Transition*

### **Abstract**

The study of the secondary motions induced by centrifugal forces in curved channel flows is an important area of theoretical, numerical or experimental investigations. The closed Taylor-Couette system was the most used configuration to study the hydrodynamic instability, the laminar-turbulent transition or the deterministic chaos. The curved Poiseuille flow, called Dean flow, received more attention these last years. But, excepted some authors who tried to find, numerically, analogy with Taylor-Couette flow in its evolution towards turbulence, most of these studies were concerned only by the primary instability.

The purpose of this work is to study experimentally and numerically the Taylor-Dean flow, a combination of the Taylor-Couette flow with the Dean flow.

**Key words :** *flow- Stability – Transition - Couette*

### **1. Introduction**

L'étude des mouvements secondaires induits par les forces centrifuges dans les écoulements se produisant dans un canal courbe est un important domaine de recherche tant expérimentale que numérique ou théorique. Le système classique de Taylor-Couette fermé a été la configuration

la plus utilisée pour étudier les instabilités hydrodynamiques, la transition laminaire-turbulent ou le chaos. L'écoulement de Poiseuille courbe, appelé aussi écoulement de Dean, a reçu un peu plus d'attention ces dernières années. Mais, exceptés quelques rares chercheurs qui essayèrent de trouver, numériquement, une analogie avec l'écoulement de Taylor-Couette dans son évolution vers la turbulence, la plupart de ces études ne se sont intéressées qu'à la première instabilité.

Ce travail se propose d'étudier, expérimentalement et numériquement, l'écoulement de Taylor-Dean, une combinaison des écoulements de Taylor-Couette et de Dean, en ayant à l'esprit les résultats des nombreux travaux consacrés à l'étude de l'écoulement de Taylor-Couette.

Dans une première partie A, l'écoulement général est étudié expérimentalement dans un système où l'on peut produire les écoulements de base qui le composent.

1. En pompant du fluide dans l'espace annulaire, tout en maintenant les cylindres fixes, on obtient l'écoulement de Dean.
2. La rotation seule du cylindre intérieur induit un écoulement forcé de s'inverser par un diaphragme. C'est l'écoulement de Taylor-Dean.
3. Un écoulement plus général est obtenu par l'action simultanée de pompage et de rotation du cylindre intérieur.

Les instabilités et les régimes d'écoulement qui s'ensuivent, sont présentés.

Dans la deuxième partie B, la cavité cylindrique est limitée azimuthalement à  $\theta_1=\pi$  par des frontières rigides. L'écoulement induit par la rotation seule du cylindre intérieur est simulée avec le code "Fluent", une technique numérique basée sur la méthode des éléments finis.

L'apparition, à la sortie de l'écoulement, de cellules longitudinales et azimuthales est présentée.

## **2. Etude expérimentale de l'écoulement de Taylor - Dean généralisé**

L'écoulement se produisant dans un espace annulaire partiellement rempli de fluide est communément appelé écoulement de Taylor-Dean. Nous l'appelons écoulement de Taylor-Dean généralisé lorsqu'il y a apport de fluide externe. La stabilité d'un tel écoulement a d'abord été étudiée par Brewster et al. [1], puis par Mutabazi et al. [2] et Chen et al. [3].

L'écoulement de Taylor-Dean que nous traitons est réalisé dans un système de cylindres coaxiaux dont seul le cylindre intérieur peut tourner (Figure 1). Une ouverture axiale le long du cylindre extérieur permet l'injection et l'évacuation azimuthales d'un fluide qu'un diaphragme empêche de faire le tour complet de l'espace annulaire. L'étude de la stabilité de l'écoulement menée par Chandrasekar [4] montre que l'espace annulaire se subdivise en couches stables et instables (Figure 2).

A priori, on aurait pu s'attendre, lors de la transition vers la turbulence, à une compétition entre l'écoulement de Taylor-Couette dû à la seule rotation du cylindre intérieur [5] et l'écoulement de Dean [6] généré par le fluide injecté par la pompe dans le canal courbe.

Cependant, l'étude expérimentale que nous présentons, montre à l'évidence que la naissance et le développement des régimes menant l'écoulement de Taylor-Dean généralisé vers le chaos présentent des caractéristiques qui ne se retrouvent pas dans les deux cas limite.

Nos observations visuelles [7] montrent, par exemple, que l'écoulement se structure différemment dans trois zones distinctes: l'entrée et la sortie azimutales de l'espace annulaire et sa partie centrale. L'entrée et la sortie sont définies selon le sens de rotation du cylindre intérieur. Pour chacune des zones, nous décrivons les instabilités locales faisant apparaître le chaos. Nous remarquons que ce dernier s'étend progressivement de la sortie vers l'entrée.

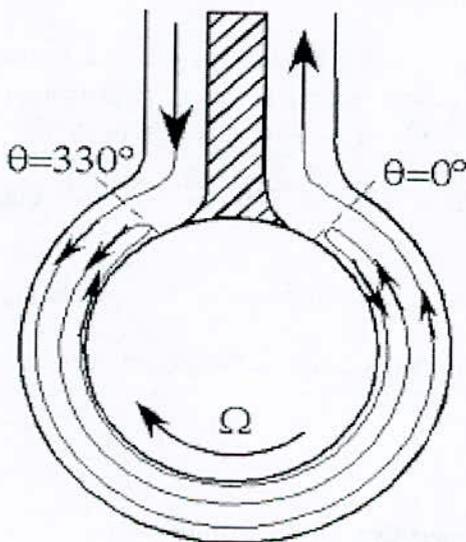


Figure 1 : Système d'écoulement

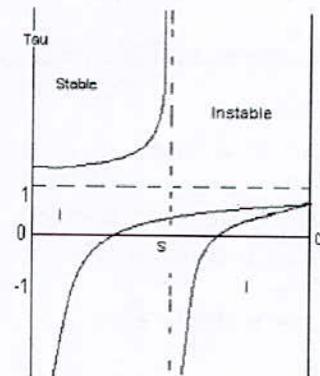
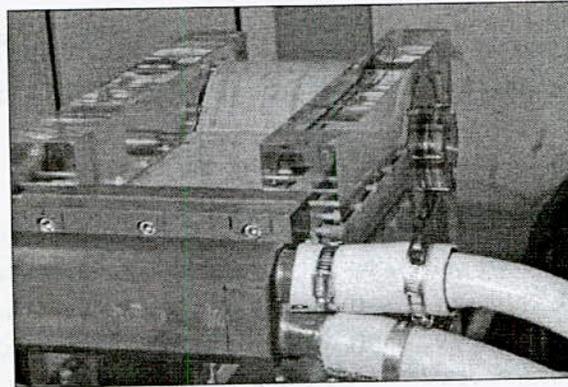


Figure 2 : Régions stables (S) et instables (I)

### 3. Montage et conditions expérimentales

Les expériences sont menées dans un canal courbe composé de deux cylindres coaxiaux espacés de 6mm et longs de 100mm, le rayon du cylindre intérieur tournant étant  $R_1 = 38,5\text{mm}$ . La cellule de mesure est délimitée entre  $0 < z < 10\text{cm}$  selon le plan axial et  $0^\circ < \theta < (2\pi - 30^\circ)$  selon le plan azimutal,  $\theta = 30^\circ$  étant l'angle de positionnement du diaphragme qui empêche l'écoulement de faire une rotation complète (Figure 3).

La rotation du cylindre intérieur, couvrant la plage de vitesses  $-17 < \Omega < 17 \text{ rad/s}$ , est assurée par un moteur. Le débit de l'écoulement de Dean, variant entre 0 et  $1\text{m}^3/\text{h}$ , est assuré par une pompe et contrôlé par un débitmètre électromagnétique. Le fluide utilisé est un mélange d'eau et d'Emkarox qu'on ensemence de particules d'Iridin.

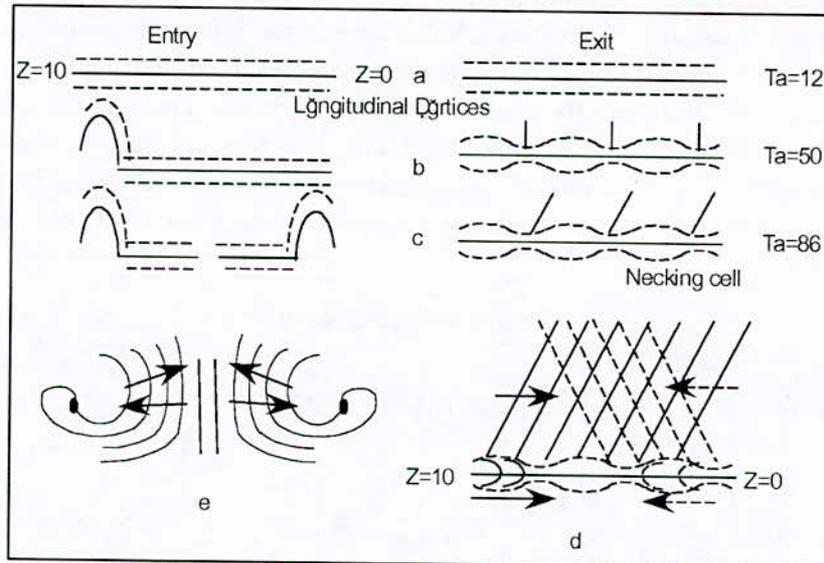


**Figure 3** : Montage expérimental

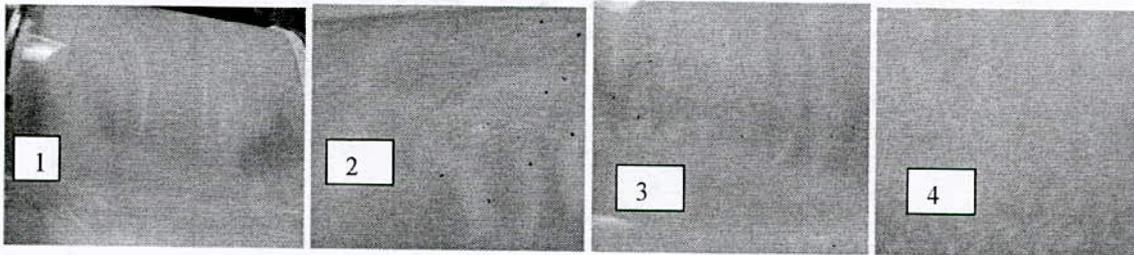
Les expériences sont réalisées avec différentes viscosités pour produire la première instabilité et atteindre la turbulence développée à des vitesses pour lesquelles l'observation est relativement aisée; les viscosités sont de l'ordre  $10^{-6} < \nu < 5 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ . L'évolution de l'écoulement est décrite dans un espace à deux paramètres  $(Ta, \tau)$  :  $Ta = \frac{\Omega_1 R_1 d}{\nu} \sqrt{\frac{d}{R_1}}$  étant le nombre de Taylor où  $\Omega_1$  est la vitesse de rotation du cylindre intérieur et  $\tau = \frac{2V_q}{V_c}$  le rapport des débits dus à la pompe et au cylindre intérieur tournant,  $V_q$  étant la vitesse débitante et  $V_c$  la vitesse linéaire du cylindre intérieur.

#### 4. Les instabilités

Les figures 4 et 5 montrent l'apparition et le développement des instabilités pour  $\tau = 0$ , le cas particulier pour lequel l'écoulement de Taylor-Dean s'inverse complètement. La première déstabilisation de l'écoulement est azimutale. Elle se manifeste vers  $Ta = 12$ , sous forme de deux tourbillons axiaux situés, l'un à  $\theta = 0^\circ$ , l'autre à  $\theta = 330^\circ$  (a). A  $Ta = 50$ , le tourbillon de l'entrée éclate, un bulbe s'en détache à  $(z = 10, \theta = 0^\circ)$  alors que de fines cellules azimutales commencent à être visibles à la sortie (b). A  $Ta = 86$ , un autre bulbe se forme à  $(z = 0, \theta = 0^\circ)$ , alors qu'à la sortie, une cellule "ourlet" prend place (c). Au niveau de la sortie, aux alentours de  $Ta = 130$ , les rouleaux, inclinés d'environ  $20^\circ$ , se mettent à se propager axialement, de  $z=10$  à  $z = 0$  et inversement, d). A partir de  $Ta = 190$ , les tourbillons en coin, apparus à l'entrée rentrent en activité et émettent des rouleaux qui se propagent en diagonale (e). Ce phénomène est à rapprocher de celui décrit par R.W.Walden et al. [8] dans un système de convection d'un mélange de deux fluides et qui consiste en un mouvement de rouleaux générés dans un coin de la cellule de mesure et qui se déplacent continûment vers le coin opposé.



**Figure 4 :** Naissance et développement des instabilités à l'entrée et à la sortie pour  $\tau = 0$



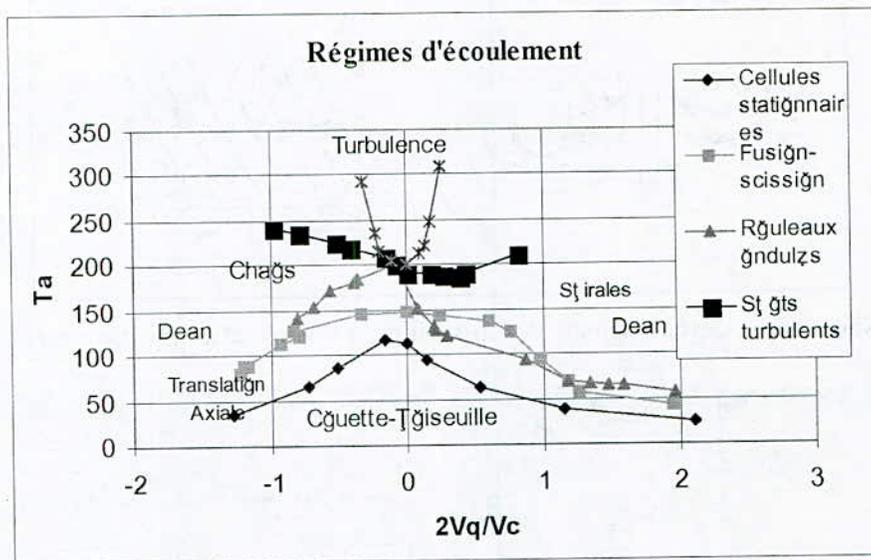
**Figure 5 :** 1) Entrée, 2) Partie centrale, 3) Sortie 4) Turbulence développée

### 5. Les régimes d'écoulement

En faisant varier  $\tau$  de  $-\infty$  à  $+\infty$ , nous recensons les étapes par lesquelles passe l'écoulement en cheminant vers la turbulence. Il s'agit, pour un débit extérieur imposé et donc un nombre de Dean fixé, de faire varier le nombre de Taylor en augmentant la vitesse de rotation du cylindre intérieur. La figure 6 montre les principaux régimes relevés avant que ne soit atteint l'état chaotique. Lorsque  $|\tau| > \frac{2}{3}$ , il n'y a pratiquement plus d'écoulement retour ; l'écoulement de

Dean prédomine. Dans le domaine  $-\frac{2}{3} < \tau < \frac{2}{3}$ , nous observons, qualitativement, les mêmes phénomènes que pour le cas Taylor-Dean « fermé », c'est à dire sans flux externe de matière. En augmentant  $Ta$  pour un nombre de Dean fixé, l'écoulement laminaire de base subit les modifications suivantes: lignes de concentration de vorticité axiale à l'entrée et à la sortie ; cellules, axisymétriques en légère translation axiale pour  $\tau < 0$ , enroulées en spirale pour  $\tau > 0$ ; lignes de concentration de vorticité azimutales ; formation de cellules stationnaires de part et d'autre de ces lignes ; mouvement fusion-scission des cellules ; régime mixte de cellules et

d'ondes azimutales soumises ensuite à une modulation due à deux trains d'ondes opposés ; rouleaux en translation axiale ; spots turbulents ; nappes tourbillonnaires; rouleaux en coin se propageant en diagonale et enfin la turbulence complètement développée où toutes les structures éclatent en petits tourbillons, contrairement au cas classique de couette où les cellules de Taylor persistent même aux plus grands nombres de Taylor. Il est à noter que l'émission des structures se propage de la sortie vers l'entrée de l'espace annulaire. Les structures autour des tourbillons de l'entrée seront les dernières à être fossilisées.



**Figure 6 :** Cheminement de l'écoulement de Taylor-Dean généralisé vers la turbulence

## 6. Conclusion

Dans le cas limite où les cylindres sont fermés et où seul celui qui est à l'intérieur tourne, la séquence globale relevée par tous les auteurs [9] est la suivante : pour de faibles vitesses angulaires, l'écoulement de base est purement circulaire si on considère les cylindres infinis ; au delà d'une valeur seuil, on observe que cet écoulement devient instable, et il apparaît un motif de rouleaux toriques qui s'étendent tout autour du cylindre intérieur tout en s'entassant le long de l'axe des cylindres; en augmentant encore la vitesse angulaire, cet écoulement stationnaire va transiter vers le chaos temporel via le régime d'ondes. Trois scénarii sont admis à ce jour : la quasi-périodicité, le dédoublement de période et l'intermittence.

Dans le deuxième cas limite où les cylindres sont fixes la séquence globale relevée par [10] et qui tend à être universelle [11] peut se résumer ainsi : cellules stationnaires – fusion-scission des cellules – grandes ondes – petites ondes – chaos. Le seul scénario que nous avons relevé par l'analyse locale faite avec la vélocimétrie laser [12] est celui de la transition par quasi-périodicité avec parfois des accrochages de fréquences. Ce scénario se retrouve aussi dans le cas général présenté dans ce papier et pour lequel nous avons décrit, qualitativement, les instabilités observées et les régimes auxquels elles donnent naissance.

---

**Références**

- [1] D.B. Brewster, P. Grosberg, and A.H Nissan, The stability of viscous flow between horizontal concentric cylinders, *Proc. R. Soc. Lond. A Math. Phys. Sci.*, 251 (1959), 76-91
- [2] I. Mutabazi, J.J Hegseth, C.D. Andereck and J.E.Weisfreid, Pattern formation in the flow between two horizontal coaxial cylinders with a partially filled gap, *Phy. Rev. A*, 38(1988) 4752-4760
- [3] K.S. Chen, A.C. Ku, T.M. Chan and S.Z. Yang, Flow in the half filled annulus between horizontal concentric cylinders in relative rotation, *J. Fluid Mech.*, 213, (1990)149-169
- [4] S. Chandrasekar, *Hydrodynamic and Hydromagnetic Stability*, Oxford University, London, 1961,343-361
- [5] G.I. Taylor, Stability of a viscous liquid contained between two rotating cylinders, *Philos. Trans. R. Soc.*, A223, (1983), 289-343.
- [6] W.R., Dean, "Fluid motion in a curved channel", *Proc. R. Soc. Lond.*, A121, 402-420, 1928.
- [7] A. Ait Aider, S. Skali , J.P. Brancher, Visualisation de l'écoulement de Taylor-Dean ouvert, *C.R Mécanique*, 333, (2005), 197-203
- [8] R.W. Walden, P. Kolodner, A.Passner and C.M.Surko,Traveling waves and chaos in convection in binary fluid mixtures , *Phy. Rev. Lett.*, 55, 5, (1985), 496-499.
- [9] C. Di Prima, H.L. Swinney, Instabilities and transition in flow between concentric rotating cylinders, in *Hydrodynamics instabilities and the transition to turbulence*, Topics in Applied Physics, Springer, 45, (1985), 139-180.
- [10] W.H. Finlay, J.B. Keller and J.H. Ferziger, "Instability and transition in curved channel flow", *J. Fluid Mech.*, 194, 417-456, 1988.
- [11] A. Ait Aider, "Visualization of Flows in the Gap between Concentric Cylinders" *Journal of Visualization*, Vol.8, No.4 (2005) 287.
- [12] A. Ait Aider, S. Skali , J.P. Brancher, "Laminar-turbulent transition in Taylor-Dean flow" *Journal of Physics: Conferences Series* 14 (2005) 118-127.



**THE DEVELOPMENT IN THE USE OF ASPHALTIC CONCRETE  
IN HYDRAULIC STRUCTURES (FOR EXAMPLE ALSOURANI DAM  
IN SYRIA)**

**LE DEVELOPPEMENT D'UTILISATION DU BITUME ASPHALTIC  
DANS LES OUVERAGES HYDRAULIQUES (EXEMPLE: BARRAGE  
ALSOURANI EN SYRIE)**

**Prof. Mohamad AL CHIBLAK**

*Damascus University Faculty of Civil Engineering  
e-mail: Chiblak@SCS-net.Org*

**Abstract**

Asphaltic concrete lining for dams and storage reservoirs are today classed as state of the art Storage reservoirs and dams are sealed with asphaltic concrete –world –wide.

However, certain prerequisites are absolutely necessary for the successful use of this sealing method. First, there must be careful selection and suitability testing of the construction materials and then the subsequent elaboration of the mix composition for the various layers of the lining package. Professional placement and careful compaction are of the critical importance for the quality of the finished lining.

Asphaltic concrete as an impervious material is used in many countries for more than 60 years. In the Arab region the asphaltic concrete is used in Oman, Algeria, Iraq, UAE, Saudia Arabian... for sealing of dams and storage reservoirs.

The first use of asphaltic concrete in Syria was the sealing of Al sourani dam in Tartus by the use of asphalt facing with inclination of 1:2.25. The construction of the asphalt facing was finished in November 2003.

In this paper, we shall explain the property of the construction materials, lining design, quality control, and thermal condition in such semi-arid area.

**Keywords :** Asphalt – Dams – Testes - Construction materials - Bitumen

**1. Introduction**

Nowadays, linings for dams are usually manufactured from asphalt. This type of sealing also proves to be advantageous in the case of large dams for irrigation water, drinking water, and water for industrial uses.

Asphaltic linings are also suitable for replacing or overlaying old sealing made of concrete or mineral materials, which have become less efficient for one reason or another.

Asphalt is a mixture of bitumen and mineral aggregates. With a suitable composition, if professionally placed, Asphaltic concrete can be manufactured in such a way that it is waterproof.

The advantageous characteristics of an Asphaltic lining in relation to its basic requirement, namely impermeability to water that: it can absorb pressure forces as well as bending and

shearing forces, and up to a certain limit, it is compatible with regard to consolidation settlements.

To a certain extent, as a result of the visco-elastic characteristics of the bitumen, tensile stresses in the film of the bonding agent between the adjacent grains of mineral can be reduced without the development of cracks. This feature, exploited in the Asphaltic linings with large areas, can be produced without seams.

Asphaltic mixes can be composed in such a way that in addition to the desired consistency and flexibility they also have sufficient suitability to be placed on slopes with an inclination of up to 1:1.3, [Shoenian, 1999].

The first use of the Asphaltic concrete in Syria was the sealing of **Al-Sourani Dam** in **Tartous** by the use of asphalt facing with an inclination of 1:2.25. The construction of the asphalt facing was finished in Nov. 2003.

In this paper, we shall explain the property of the construction materials, lining design, quality control, and thermal condition such semi-arid area.

## **2. Construction materials**

### a. Bitumen

The usual classification of bitumen in grades is done according to penetration. In fact, this represents the viscosity at a certain temperature [Geiseler, 1996].

It is the value in 1/10 mm, by which a needle loaded with 100g penetrates the bitumen at 25°C in 5 seconds. In hydraulic engineering, bitumen with a penetration range of 50 and 70 is usually designated as B65, and penetration of between 70 to 100, designated as B80.

The penetration of the bitumen used in **Al-Sourani Dam** was 71. It has also the following properties :

Ductility 150 mm

Ring and ball 65°C

### b. Mineral aggregates

The mineral aggregates should be from healthy rock, free of all swellable components and with a good affinity to bitumen. Impact shatter values and compression strength are not important as in road engineering [Geiseler, 1996].

Fillers < 0.09mm, manufactured sand, natural sand of 0.09-2mm, crushed aggregates in sizes of 2/5mm, 5/8mm, 8/11mm, 11/16mm and if needed 16/32mm for drainage layers, are used.

The aggregates used for Al-Sourani Dam were from healthy rock from area near **Lattakia (Rassion)**. The grain-size distribution for the used aggregates is shown in **Figure (1)** for impervious layer.

## **3. Lining design**

The cross section of the asphalt facing used in Al-Sourani Dam is shown in **figure (2)**, [Ludewig, 1992]. It consists of :

- Asphaltic mastic seal coat approx. 1-2mm (70% filler+30% bitumen).

- Impervious Asphaltic concrete course (25×cm).
- Asphalt binder course (0-25mm), thickness 10cm.
- Bituminous emulsion 2Kg/m<sup>2</sup>.
- First transition layer (0-56mm), thickness 100cm.
- Second transition layer (0-32mm), thickness 100cm.

#### 4. Qualification tests

Qualification tests must demonstrate, on a Marshal specimen compacted with an effort comparable to that achievable on site, that a final void content in a range well below the maximum value of 3% vol. is attainable [Asbeck, Van, Baron W.F, 1968].

Final compaction by the rollers will varies according to mix temperature, slope and equipment used for the considered project. In the design of the mix the number of Marshal Blows on each side of the specimen must be adapted to the compaction that finally can be expected with the equipment. It is the responsibility of the contractor to select the right number of blows to represent the compaction effort achievable in practice on the slope.

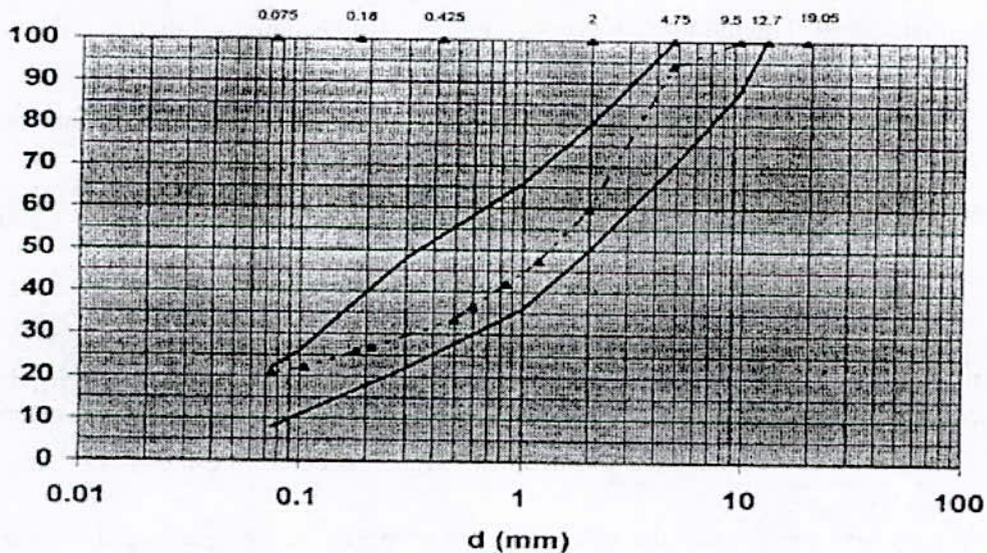
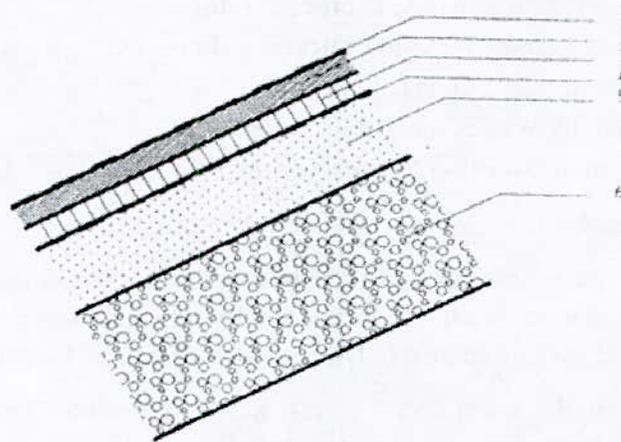


Figure 1 : The grain-size distribution for the used aggregates in AL-Sourani dam



**Figure 2** : The cross section of the asphalt facing used in **Al-Sourani** Dam

From experience it is known that the number of blows can vary between 7 and 35 [Shoenian, 1999]. The number of blows should always be stated when the void content of a sample prepared in the laboratory mix is given.

The weight of the roller used in **Al-Sourani** Dam was about 5 ton and the marshal blows were 30.

In the qualification tests, mix compositions of aggregate and bitumen was tested with [Shoenian, 1999; Asbeck, Baron W.F, 1968]:

- 8 different amounts of bitumen, with increments of 0.5%, (7%, 8%, 9%, 9.5%, 10%, 10.5%).
- 3 specimens were made for each bitumen content, and compaction was carried out with the standard Marshal hammer.
- The specimen was weighed in air and in water to determine the mass density of the compacted mix.
- At each bitumen content the following mix properties were determined (average of the three specimens):
  - Marshal stability and flow;
  - Voids in the mineral aggregate in the compacted specimen  $V(ma)$ ;
  - Air voids of the compacted specimen (VA).

These properties were entered into **Figure (3a-e)**. The  $V(ma)$  for hydraulic mixes with sufficient bitumen content will normally be positioned just beyond the minimum on the rising branch of the curve and it must be less than 22% [Shoenian, 1999].

While the mass density  $\rho_A$  will be positioned just beyond the maximum on the falling branch [Shoenian, 1999]. The bitumen content must be so-coordinated in such a way that, on the one hand there is a sufficient coating of the mineral particles, on the other hand, the stability on slope is guaranteed.

The optimal bitumen content is a function of the type of aggregate employed, of the necessary workability of placing temperatures, of the layer thickness and required service life [Ludewig, 1992]. **Figure (3a-e)** shows the relationships between bitumen content and Marshall Stability, flow, density,  $V(ma)$  and void content.

From **Figure (3a-e)** the optimal content of bitumen is selected to be 9% and the air void was about 1.66%, Marshall stability=7.37 KN,  $V(ma)=21.6\%$ , Marshall flow=8.17mm, density=2.28  $g/cm^2$

## 5. Special test methods

### Flexibility tests

To test the flexibility of Asphaltic layers an apparatus was manufactured for this purpose described in [Shoenian, 1999] where the sample was exposed to water pressure equivalent to the water height upstream the dam, the thickness of the sample was about 50mm and the diameter 500mm. The space below the test specimen was only partially filled with sand, so there was free space left. The partial filling forms a saucer with depth (h) equal to one tenth of the diameter (s) of the trough ( $h/s = 1/10$ ). The pressure was increased in the way described in [Shoenian, 1999] and consequently the sample remained quite impermeable.

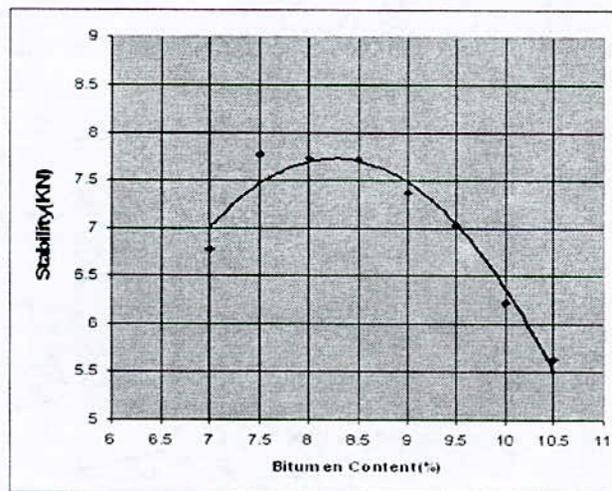


Figure 3-a : Relationship between Marshal Stability and bitumen content

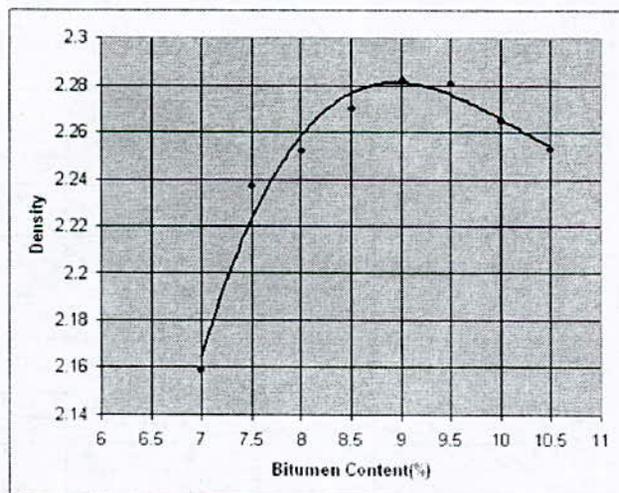


Figure 3-b : Relationship between densities of Marshal Specimen and bitumen content

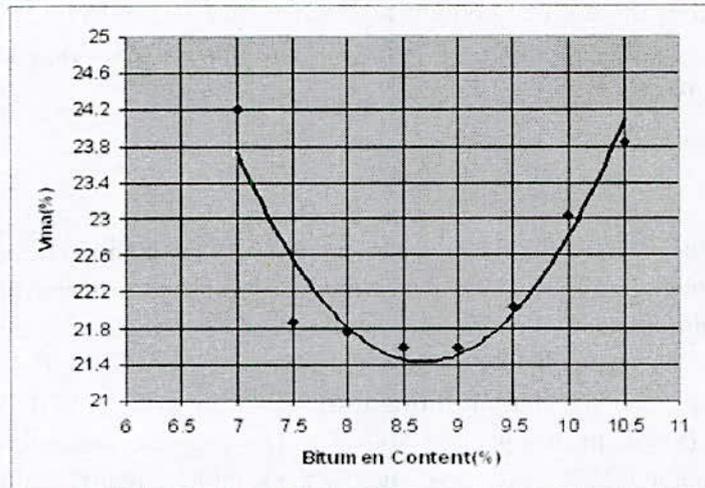


Figure 3-c : Relationship between V(ma) and bitumen content

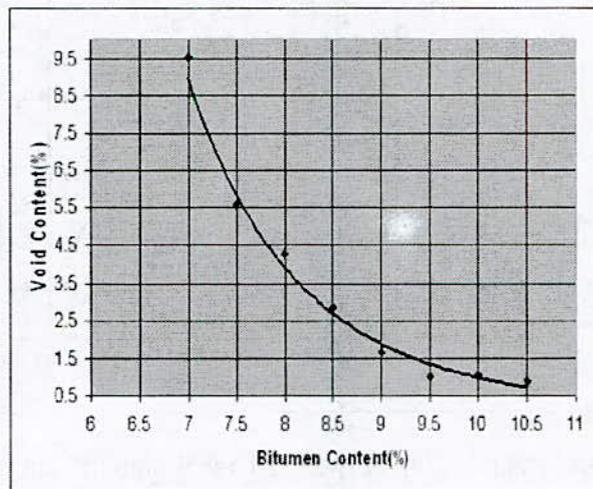


Figure 3-d : Relationship between void content and bitumen content

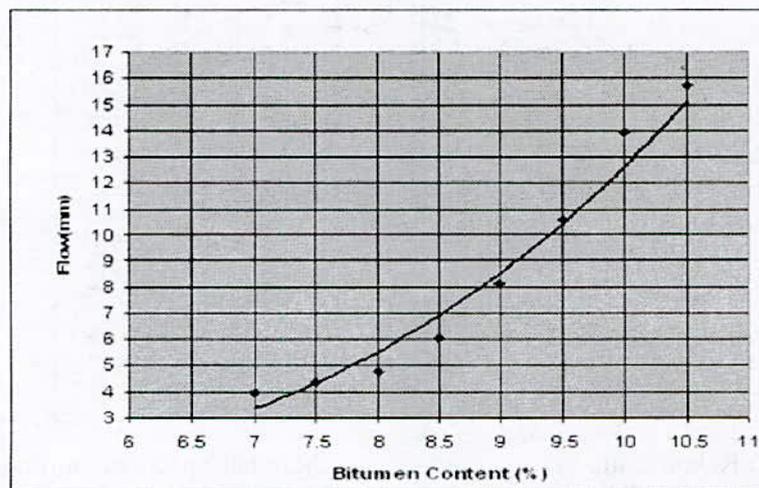


Figure 3-e : Relationship between flow after Marshal and bitumen content

## 6. Other mix properties

The table (1) shows the requirements for impervious layer [Ludewig ,M,1992]

Table (1)

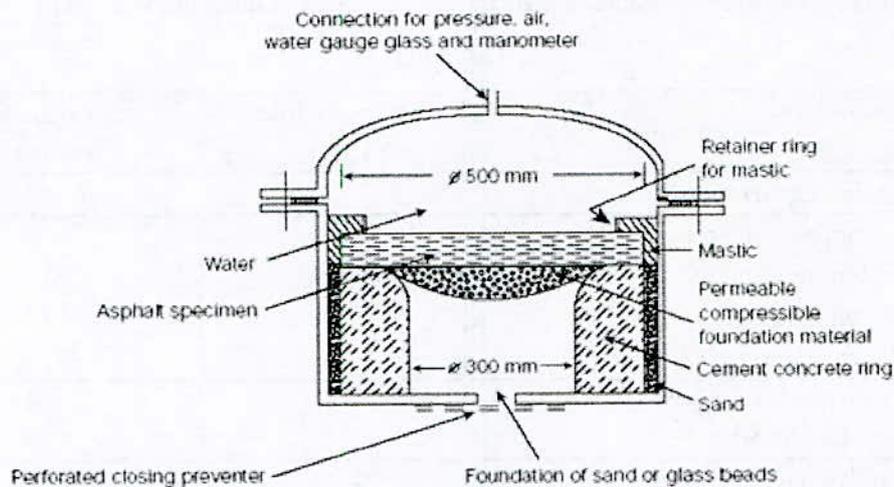
|          | Properties   | Permissible values | Experimental values   |
|----------|--|--------------------|-----------------------|
| <b>A</b> | <b>basic requirements</b>  |                    |                       |
| 1        | Compression strength<br>At temperature 20°C- R20<br>At temperature 50°C- R50<br>At temperature 0°C- R0 | 30<br>15<br>-      | 55<br>20.15<br>126.43 |
| 2        | Coefficient of thermal stability<br>Kt=R 20/R 50   | 2-2.5              | 2.734                 |
| 3        | Coefficient of water resistance<br>after test performed in vacuum.                                     | >0.9               | 0.92                  |
| 4        | Coefficient of elasticity<br>Ke=R0/R20   | 2-2.8              | 2.295                 |
| 5        | Coefficient of permeability (cm/s)   | <10E-7             | 6.8×10E-8             |
| <b>B</b> | <b>Supplementary requirements</b>  |                    |                       |
| 1        | Water absorption in % of the volume.   | <1.5               | 0.3                   |
| 2        | Swelling in % of the volume.   | <0.5               | 0.038                 |
| 3        | Bond index of the asphalt with the surface of mineral aggregated                                       | >90%               | 95%                   |
| 4        | Marshal stability  | >6KN               | 7.37KN                |
| 5        | Marshal stability after 14days water laying down.  | 5.4KN              | 6.7KN                 |
| 6        | Flow according to Marshal.   | (4-8mm)            | (8mm)                 |

a. Slope stability tests for Asphaltic concrete mixes

– *Determination of maximum temperature of the Asphalt facing*

Temperature has been measured in many depths in an experimental area that was built near the location of the dam site witch has the same inclination (1:2.25), the measurements were taken for two consecutive years.

The maximum temperature on the surface was about 60°C during the measuring period. To obtain the maximum temperature which may occur, a mathematical-physical model was established through which the maximum expected temperature could be calculated on the surface of the Asphaltic facing and at various depths. This model depends on the energy budget equation at the surface of the Asphaltic facing [Al chiblak,1989]. The model requires climatic information such as (air temperature – atmospheric pressure, air turbidity etc..) as well as geographic information such as (latitude, height above sea level etc..) and information related to properties of heat transfer of Asphaltic concrete.



**Figure 4 :** Illustrates the used apparatus that was manufactured according to [Shoenian, 1999]

The above mentioned model and the respective program with the actual measures performed in the experimental area were tested and results showed good conformity between the calculated values through the model and the measured values in the experimental area. For determining the maximum temperature of the Asphaltic concrete may be exposed, search was made for the highest air temperature in the dam area during fifty-year period and this temperature was 41°C.

Other accidental climatic conditions that lead to maximum temperature were also indicated. By using the mathematical-physical model the maximum temperature that could be occur once every fifty-year period was calculated and it was about 73°C and temperature was also calculated on various depths of the asphaltic facing as illustrated in **Figure (5)**.

#### - *Stability test*

For testing slope stability [Shoenian, 1999] showed an apparatus, **Figure (6)**. As a simpler method, it is recommended to take Marshall specimens, cut them in two half-cylinders and store them for 48 hours in an oven at the highest ambient temperature to be expected (for **Al-Sourani** Dam in Syria at 73°C), the specimens were taken from the executed layers and were placed on a tilted plate with the inclination of the projected structure (1:2.25) and held by a metal strip about 1mm high, the rest of the cylinder height of ca.65mm being free to deform.

Deformation of the specimen was small within the first 24 hours and not further increase substantially during the second 24 hours, so we can say the layer is stable on the slope [Shoenian, 1999].

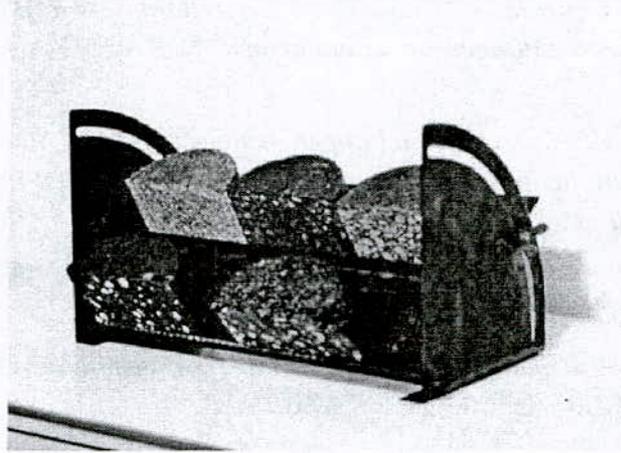


Figure 5

### Site inspection

During the execution period specimens were continuously taken from the asphaltic mix and from executed layers after compaction. The void content and the mass density were determined. Experiment results showed that the values of void content were less than 3% of the specimen taken from the executed layers and laboratory specimens prepared by using the hot mix. The average rate of compaction was more than 97%.

Permeability factor of specimens of the executed layer was also indicated and the average value of six specimens was  $4.2 \cdot 10^{18}$  cm/s.

Grain-size distribution was also controlled many times per day and the abnormal mixes were refused.

### Discussion and conclusion

Asphaltic concrete linings for dams are today classed as state of art. Many dams are sealed with asphaltic concrete world-wide.

**Alsourani** dam was the first dam sealed with asphaltic concrete in Syria.

However, prerequisites are absolutely necessary for successful use of this sealing method. First, there must be careful selection and suitability testing of construction materials and then the subsequent elaboration of the mix compaction for the various layers.

Professional placement and careful compaction are of critical importance for the quality of finished lining. Moreover, continuous control of the construction material, mix and layer placed is imperative.

### Acknowledgement

The Author is very grateful to the Engineers in Water Resources Administration in Syria for their collaboration in dealing with such problems.

### References

Shoenian E., 1999. *The shell bitumen hydraulic engineering*, Handbook, published by Shell International Petroleum Company, London,

Ludewig M., 1992 : *Konstruktive Grundlagen, Herstellung-und Einbautechnologie der Asphaltbetonaussenhautdichtungen an Astaudaemen*, STRABAG-AG Schriftreihe Nr.46 Koeln.

Al chiblak M. 1989: *Untersuchungen ueber die Standsicherheit von Asphaltbetonaussenhautdichtungen im wasserbau in ariden-und semi ariden Klimatischen Bedingungen*,Diss. A Tu Dresden, Germany.

Asbeck, Van., Baron W.F 1968 : *Bitumen im Wasserbau,Band 2*,Verlaganstalt Huething und Dreyer GmbH and Shell Aktiengesellschaft.

Geiseler W. D. 1996 : *Introduction to the technology of Asphaltic Linings for Storage Reservoirs*, STRABAG-AG Schriftreihe Nr.51 Koeln.

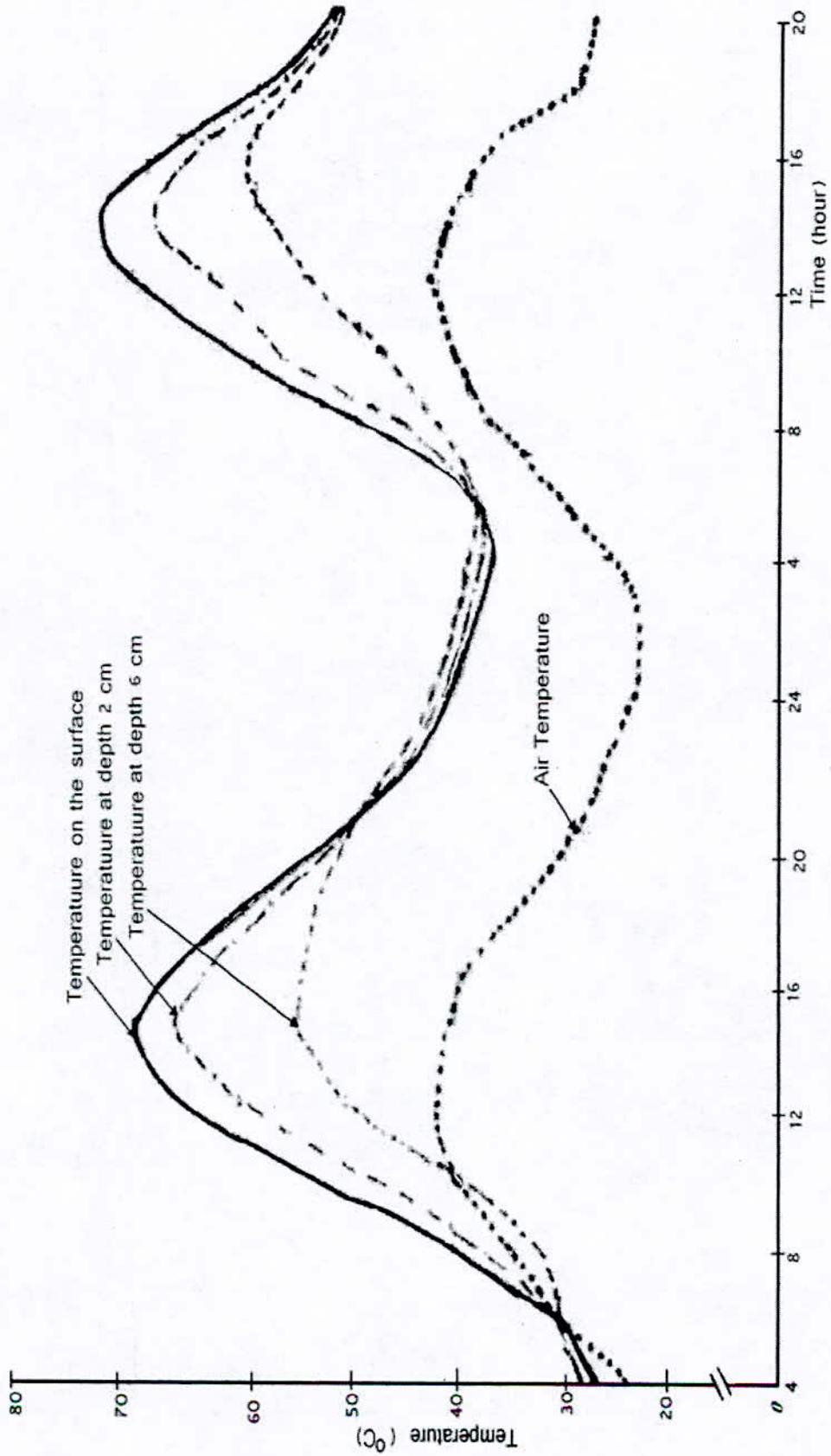


Fig (5)- Temperature changes in the asphaltic concrete facing in Alsourani dam

Figure 1. A map of the study area showing the location of the study sites.

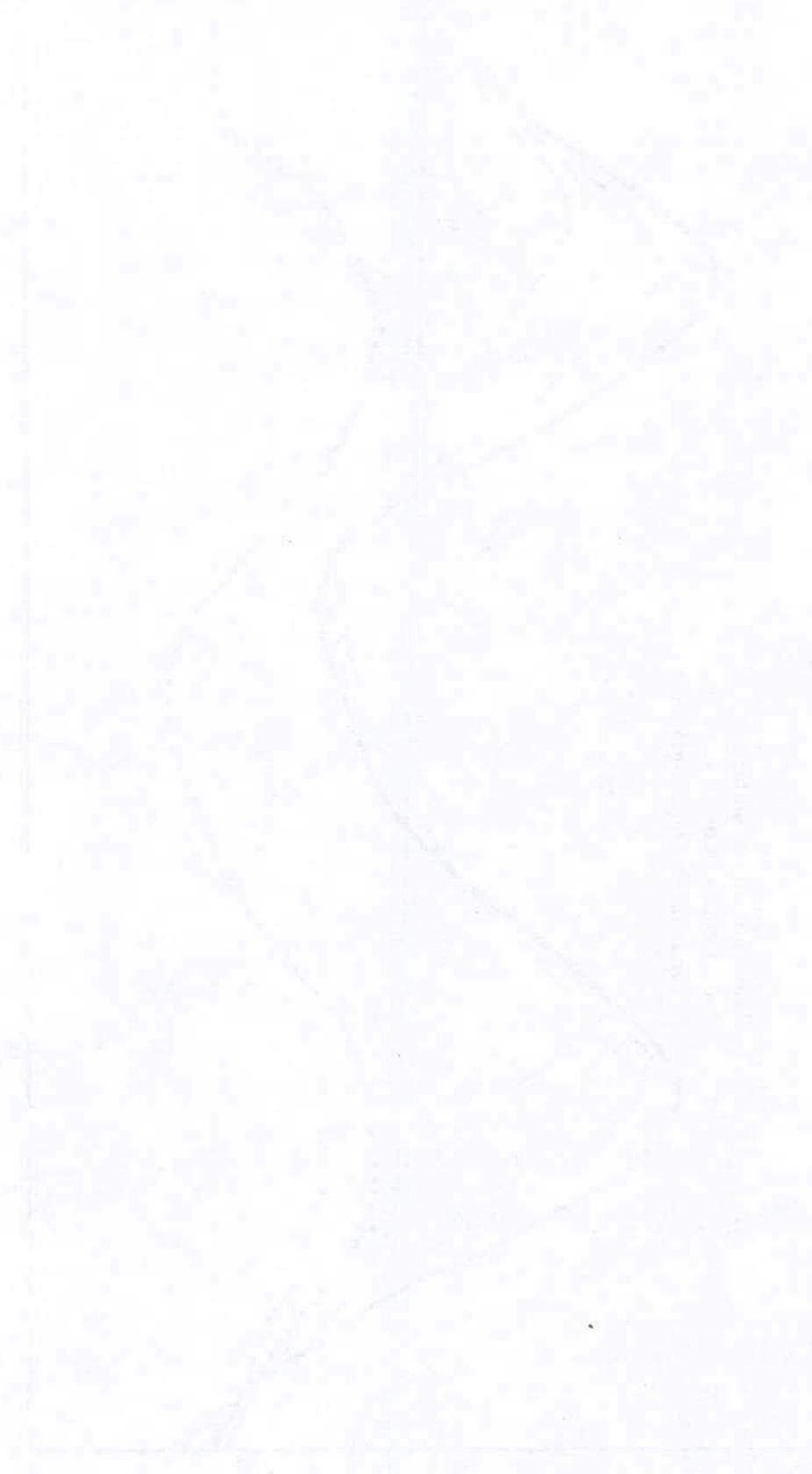


Figure 2. A map of the study area showing the location of the study sites.

## **LE SIG, UN OUTIL D'AIDE A LA PRISE DE DECISION ET DE GESTION DES INFRASTRUCTURES D'EAU DANS LA VILLE DE SOUK-AHRAS**

### **GIS, A DECISION SUPPORT FOR THE MANAGEMENT OF WATER INFRASTRUCTURES: CASE OF THE CITY OF SOUK-AHRAS**

**A.S. ARAIBIA<sup>1</sup>, Y. DJEBBAR<sup>2</sup> ET H. ABIDA<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Centre Universitaire de Souk-Ahras (Antérieur Ingénieur, Direction de l'hydraulique de la Wilaya de Souk-Ahras; [as.araibia@gmail.com](mailto:as.araibia@gmail.com))

<sup>2</sup> Centre Universitaire de Souk-Ahras (Antérieurement Ingénieur Senior, GVRD, Vancouver, Canada); [Ydjebbar@yahoo.com](mailto:Ydjebbar@yahoo.com)

<sup>3</sup> Université de Sfax, Sfax, Tunisie [Habib.Abida@yahoo.fr](mailto:Habib.Abida@yahoo.fr)

#### **Résumé**

Cette étude présente la mise en place d'un Système d'Information Géographique d'Aide à la Décision en utilisant MapInfo pour le système d'assainissement de la ville de Souk-Ahras (SIGAD-SA). Le SIGAD-SA apporte des réponses informationnelles de type graphique et textuelle et permet d'opérer et diagnostiquer le réseau. Ce système veut apporter des solutions aux difficultés que rencontrent les services techniques dans la gestion et l'exploitation spatiale des infrastructures d'assainissement. Il permet de mettre en place une nouvelle dynamique de gestion basée sur des dispositifs adéquats, structurés et planifiés. Les Systèmes d'Informations Géographiques d'Aide à la décision, dédiés à la gestion et à l'exploitation des infrastructures hydrauliques se présentent comme une réponse pertinente à la problématique posée ci-dessus. Les systèmes SIG s'imposent à travers l'accès immédiat aux données technico-économiques et administratives, leur capacité de présentation visuelle et géographique, leur intégration avec des outils de modélisation et d'analyse standard, et leur facilité d'utilisation. La mise en place de ce système passe par les étapes suivantes :

1. Diagnostic et collecte des données structurelles et fonctionnelles du système,
2. Modélisation hydrologique du système,
3. Modélisation hydraulique du système,
4. Mise en place d'un Système d'information géographique, et
5. Intégration d'un système d'aide à la prise de décision

**Mots Clés :** Diagnostic, modélisation hydrologique et hydraulique, système d'information géographique, Souk-Ahras, réseaux d'assainissement.

#### **Abstract**

This study presents a Geographic Information System (GIS) Decision Support System using MapInfo for the city of Souk-Ahras wastewater collection system (SIGAD-SA). The SIGAD-SA provide graphical and textual information and help operate and spatially diagnostic wastewater infrastructure. It helps implement a new, adequate, systematic and planned management system. GIS and decision support systems for the management and operation of water resources infrastructures is the answer to the problems enumerated earlier. SIG provides immediate access to technical, economical, and administrative data, standard analysis, and facilitate their use. The design of the system goes through the following steps:

1. Diagnosis of the collection system both structurally and functionally

2. Hydrologic and hydraulic modeling
3. construction of SIG structure
4. Integration of a decision support system

**Keywords:** Diagnosis, hydrologic and hydraulic modeling, geographic information system, Souk-Ahras, wastewater collection system.

## **Introduction**

Le secteur de l'eau et de l'assainissement comporte de nombreuses « obligations de service public » : il s'agit d'un bien public essentiel auquel tous les habitants doivent avoir accès, ce qui implique des mesures particulières de cohésion et de solidarité. Compte tenu de la rareté de la ressource, des mesures spécifiques de protection, de sécurité à court et à long terme sont nécessaires. La gestion de renouvellement des infrastructures d'eau et d'assainissement et l'exploitation spatiotemporelle s'avèrent un outil incontournable de développement durable. Cependant, pour atteindre cet objectif, la question qui se pose est: quelle stratégie faut-il mettre en œuvre pour assurer un équilibre approprié entre réalisation nouvelle et maintenance de ces réseaux? Les SIG, avec l'essor des techniques d'information et de communication sont devenus des outils incontournables de la connaissance et de la gestion du territoire.

Les outils SIG ont connu, depuis quelques années, une évolution très rapide vers une gamme de produits élargis, allant de la station de travail au produit bureautique, permettant à chacun d'adapter ses choix à ses besoins. Deux types d'outils peuvent être utilisés par les gestionnaires de réseaux :

- Des outils SIG généraux par lesquels il est possible de développer tout type d'application (Géoconcept, ArcInfo, ArcView, Mapinfo, etc.). Ils présentent aujourd'hui des interfaces utilisateurs ergonomiques et conviviales, utilisables par des "non-spécialistes."
- Des outils spécialisés intégrant des fonctions très performantes, spécifiques au domaine des réseaux d'eau et d'assainissement. Leur champ d'utilisation est limité aux tâches du gestionnaire mais des liens vers d'autres systèmes sont possibles. On note ici les systèmes CMMS (Computer Management and Maintenance Systems) tel que OASIS (McKinney, 2006).

Les Systèmes d'Informations Géographiques d'Aide à la Décision, dédiés à la gestion et l'exploitation des infrastructures hydrauliques se présentent comme une réponse pertinente à la problématique posée ci-dessus. La maintenance a pour but d'optimiser le fonctionnement, la performance des réseaux et le prolongement de leurs durées de vie avant de penser à de nouvelles infrastructures. Plus qu'un outil, SIG est une démarche novatrice et transversale pour le traitement de l'information. Les performances du SIG sont accessibles à toutes les entreprises indépendamment de leur taille. Afin d'y aboutir, il faudra d'abord définir une stratégie de gestion, pour ensuite définir le système de maintenance et les outils à mettre en œuvre dans la concrétisation de cette stratégie.

La région concernée dans cette application est la partie sud-est de la ville de Souk-Ahras (Figure 1).

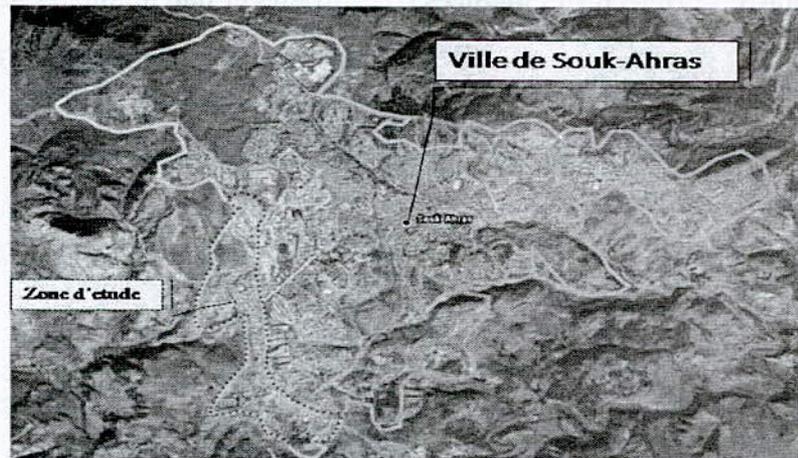


Figure 1 : Délimitation de la ville de Souk-Ahras et la zone d'étude ; (Image Google Earth)

Une approche systématique dans la mise en place du système d'information géographique et d'aide à la décision, appelé SIGAD-SA, a été adopté. Elle est basée sur les étapes suivantes (Figure 2) :

1. Diagnostic et collecte des données structurelles et fonctionnelles du système,
2. Modélisation hydrologique du système, et développement des plans de conception ;
3. Modélisation mathématique du réseau d'assainissement appliqué à la maintenance
4. Mise en place d'un Système d'information géographique, et Intégration d'un système d'aide à la prise de décision à travers la prédiction et l'analyse des scénarios.

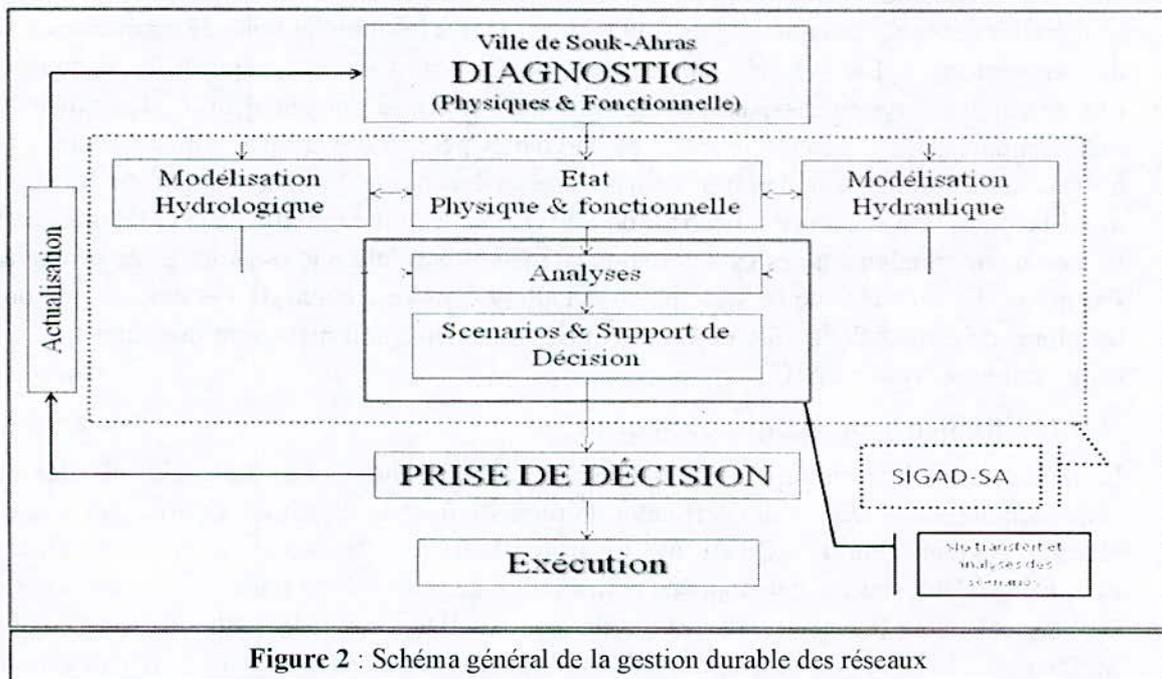
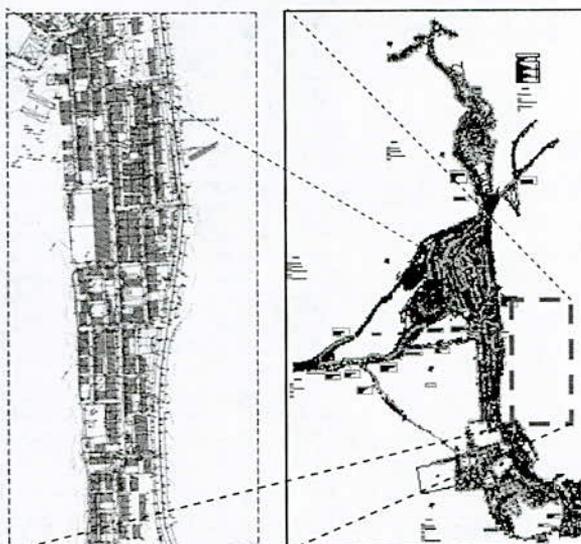


Figure 2 : Schéma général de la gestion durable des réseaux

## **1. Diagnostic et collecte des données structurelles et fonctionnelles du système**

L'inspection des structures d'assainissement de la ville de Souk-Ahras et leur gestion a démontré une situation, du moins, inquiétante, à savoir (Djebbar et Chabi, 2005):

- Manque de plan directeur d'assainissement et d'une politique de maintenance
- Conceptions hydrauliques inappropriées et solutions précipitées (gestion d'urgence)
- Manque de coordination entre services (eau, assainissement, voiries, déchets solides, etc.)



**Figure 3 : Diagnostic physique de la zone d'étude**

Le diagnostic du réseau d'assainissement représente le pilier de toute démarche désirant gérer ce dernier d'une manière durable. Le diagnostic couvre les trois états du réseau à savoir : structurelle, fonctionnelle, et environnementale.

Les services techniques tels que la Direction d'Hydraulique de la Wilaya (DHW), l'Office National d'Assainissement (ONA) et la municipalité assurent le développement et la gestion des réseaux d'assainissement, qui incluent toutes les interventions de maintenance et de rénovations. Le système de gestion de la maintenance proposé ici centralise l'information du système existant (diagnostic structurel), la demande future, les exigences réglementaires, les différents niveaux de service et peut, à travers des outils d'analyse et d'évaluation d'option sur des bases financières et technique, proposer des plans d'action multi facettes. Un schéma explicatif d'un tel système, comme indiqué dans la Figure 2, est loin de cerner totalement ces caractéristiques, mais il présente une ossature assez générale. Parmi les éléments clés de ce système en détaillera dans ce qui suit, le système de gestion, les pluies de projets de la ville de Souk-Ahras, la modélisation mathématique du réseau, et l'intégration du système SIG.

## **2. Modélisation hydrologique du système**

La modélisation hydrologique est basée sur la méthode rationnelle. Les éléments clés de cette formule, la surface et le coefficient de ruissellement sont estimés à partir des images satellites Google Earth. Quant à l'intensité de pluie, des courbes, Intensité Durée Fréquence (IDF), ont été développées pour la ville de Souk-Ahras basée sur les travaux de Djebbar et Chabi (2004). La dérivation des courbes IDF a suivie la méthode discutée dans McPherson (1978) et en utilisant les données pluviométriques enregistrées par la station météorologique de la ville de Souk-Ahras depuis 1969. La Figure 4 présente les résultats de cette analyse. Ces courbes jouent un rôle très important dans cette étude en donnant:

- Les pluies de conception pour l'évaluation de la capacité du réseau d'assainissement et l'identification des étranglements.
- Les pluies courantes pour l'évaluation de la capacité d'auto curage du réseau.

Un système intégré de modélisation hydrologique du réseau d'assainissement est mis en place et intégré au SIGAD-SA.

### 3. Modélisation hydraulique du système

La modélisation utilisée dans cette étude est basée sur l'hypothèse d'un écoulement uniforme en utilisant les caractéristiques des structures résultantes du diagnostic structurel. Les résultats d'une telle analyse sont présentés dans la Figure 5. Trois catégories de charges ont été utilisées :

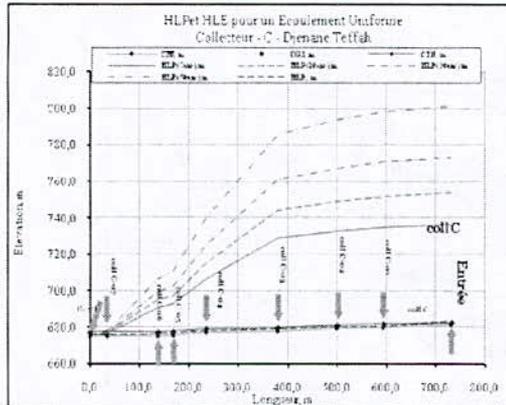


Figure 5 : Simulation du réseau d'assainissement pour différentes pluies de conception ; hauteur de ligne piézométrique (HLP) et d'énergie (HLE).

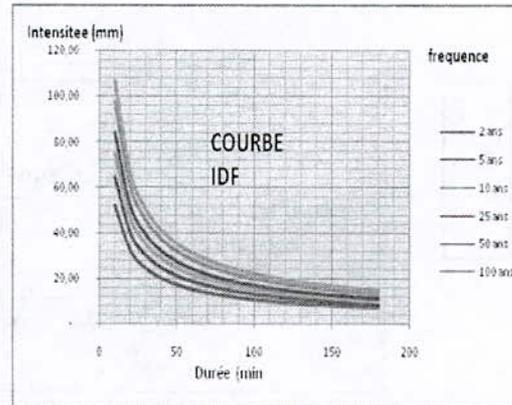


Figure 4 : Représentant les Courbes IDF propre à la ville de Souk-Ahras

- La première consiste à soumettre le réseau à une pluie d'une période de retour supérieur à une année pour évaluer la capacité d'évacuation des conduites.
- La deuxième consiste à soumettre le réseau à la charge du débit d'assainissement uniquement pour déterminer les sections qui nécessitent un effort de maintenance et de nettoyage accru.
- La troisième consiste à soumettre le réseau à une charge égale au 1/5 d'une pluie de période de retour de 2 ans pour évaluer la capacité d'auto curage du système. Cette période de retour est choisie pour représenter une pluie courante et pour évaluer la capacité de curage du débit correspondant.

### 4. Mise en place d'un système d'information géographique

Le projet SCADA-SA développe un outil d'aide à la prise de décision et à la gestion des réseaux d'eaux d'assainissement. Il offre aux utilisateurs quatre fonctionnalités principales :

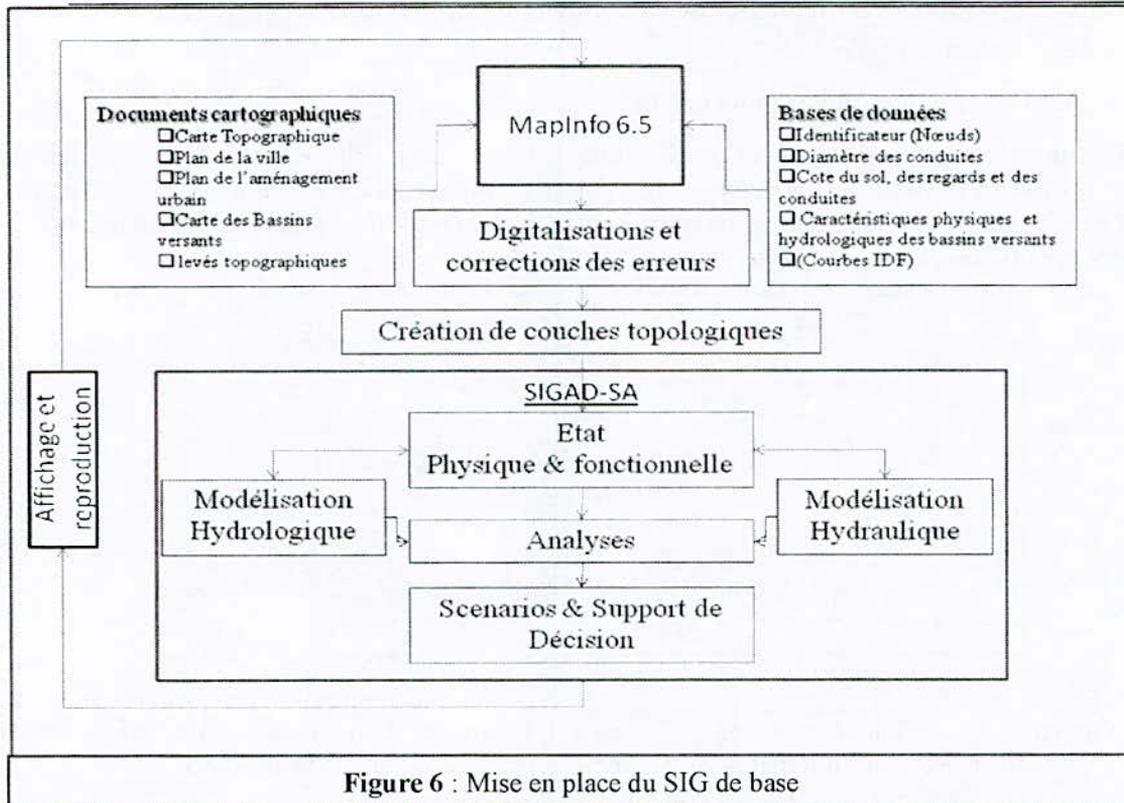
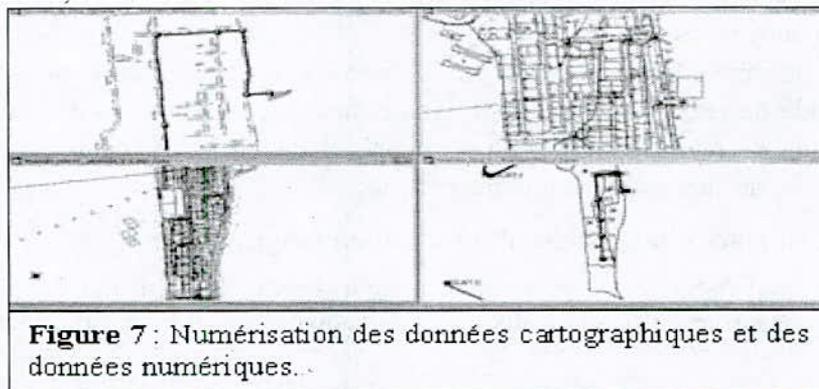


Figure 6 : Mise en place du SIG de base

- Il permet l'affichage des données, spatiales et statistiques.
- Il permet ensuite d'agir sur les données, à travers quatre fonctions: (i) ajout de nouvelles données, (ii) modification de données existantes, (iii) suppression de données existantes et (iv) propositions libres, sous forme de données ou de carte.



- Il offre également la possibilité de consulter et d'ajouter des informations sur les différents nouveaux projets de la gestion urbaine, sous forme de fichiers de projet.
- Finalement, Il offre la possibilité de présenter les résultats d'analyse hydrologique et hydraulique à travers un 'Graphic User Interface' (GUI). Ceux-ci sont présentés à travers une structure par layers résultats (à savoir débits, max/min, vitesses au dessous des minima et supérieures aux maxima, caractéristiques des surfaces comme la pente, densité de population, coefficient de ruissellement, etc.).

Les cartes thématiques élaborées sont combinées dans un SIG où des requêtes multicritères sont effectuées. Il ne s'agit pas d'un simple stockage de données mais plutôt d'un ensemble organisé de

données graphiques et non graphiques, pour avoir une description détaillée des principaux paramètres relatifs aux réseaux et comportent l'interaction entre les différentes données.

La construction du SCADA-SA passe par les étapes principales suivantes :

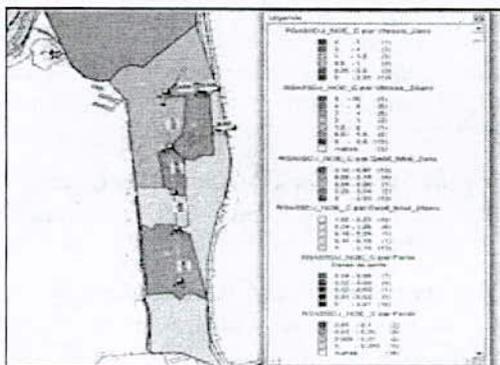
a. Numérisation des données cartographiques et création des bases de données numériques sous MapInfo

Comme représenté sur la Figure 7, la géométrie des objets disposés sur le calque (AUTOCAD) a été récupérée par numérisation automatique à l'aide d'une table à digitaliser (scanner) et sous le logiciel MapInfo 6.5 en mode vectoriel. Ainsi, la visualisation des couvertures en couches et les unités cartographiques sont des points, des polygones ou des polygones et aussi autorisant l'accès, l'affichage, la modification et les diverses interrogations sur les données géoréférencées ou sur les données textuelles.

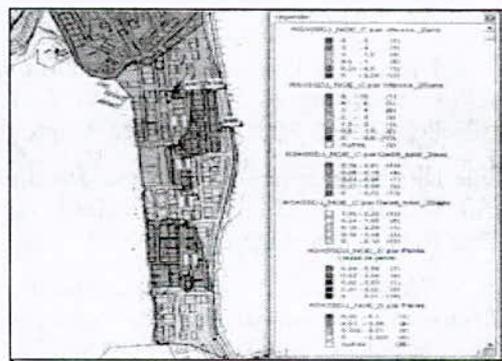
b. Analyses des données cartographiques et discussion des résultats

Les résultats obtenus lors de la modélisation et transférés au SIGAD-SA montrent les cartographies de vulnérabilité. Deux classes sont à distinguer :

- ✓ La Figure 8 montre une classe graphique pour la maintenance élaborée sur la base des vitesses d'auto-curage (vitesse inférieure à 0,5 m/s) dans les conduites d'assainissement à forte déposition de matière solide localisée principalement ouest de la zone d'étude. Cette vulnérabilité s'explique par l'insuffisance de pente et la défaillance dans le choix du système d'évacuation.
- ✓ La Figure 9 montre une seconde classe de vulnérabilité, celle des conduites ayant des capacités hydrauliques limitées sous la charge des pluies exceptionnelles (pluie de période de retours est de 20 ans). Cette vulnérabilité s'explique par l'insuffisance de pente ou diamètre, un taux d'urbanisation non prise en compte, et la défaillance dans le choix du système d'évacuation.



**Figure 8** : Affichage des résultats ; cas de maintenance vitesse min.



**Figure 9** : Affichage des résultats ; cas de renouvellement de conduite.

De l'analyse des résultats on peut préconiser pour la première classe un programme de maintenance et d'intervention périodique (dans les périodes d'étiage). Quant à la seconde classe on peut proposer un réseau adéquat à travers l'analyse des options (modélisation hydrologique et hydraulique).

## 5. Conclusion

Cette étude présente la mise en place d'un Système d'Information Géographique d'Aide à la Décision (SIGAD-SA) pour la gestion du réseau d'assainissement de la ville de Souk-Ahras. Le SIGAD-SA apporte une réponse informationnelle de type graphique et textuelle et permet de :

1. Acquérir une connaissance descriptive fiable du réseau,
2. Géo-localiser les différents ouvrages constituant les réseaux,

3. Cartographier et analyser géographiquement les données du réseau,
4. Disposer d'un véritable système d'aide à la décision pour gérer les réseaux, tels que l'implantation de différents nouveaux ouvrages, les travaux d'intervention, les politiques de priorités, etc.
5. Délimiter dynamiquement des zones géographiques en secteurs et sous secteurs ou en bassin et sous bassin versant.

On a présenté une approche systématique pour le développement d'une stratégie de gestion des infrastructures d'assainissement. Des outils intégrés d'analyse et d'aide à la décision ont été présentés. Pour la première fois, la ville de Souk-Ahras a une base de données et d'analyses qui peuvent uniformiser et unifier les bases d'opération (diverses et contradictoires) et de planification des réseaux d'assainissement.

Le déficit actuel se situe dans l'étape d'application au niveau des administrations concernés. Ces résultats viennent à temps au moment où le secteur de l'eau connaît des changements importants. Dans une approche de coopération, ces outils vont être testés et corrigés pour s'adapter encore plus aux conditions spécifiques de la ville.

## 6. Références bibliographiques

McKinney, D. C., 2004. *International Survey of Decision Support Systems for Integrated Water Management*. Technical Report, IRG Project N° 1673-000, Bucharest, Romania.

Cardosa, M., Coelho, S.; Matos, R.; et Alegre H., 2004. *Performance Assessment of Water Supply and Wastewater Systems*. Urban Water Journal, N° 1, pp: 55-67.

Yassine Djebbar, Chabi Moncef, 2005. "*Maintenance des infrastructures urbaines, par où commencer ? – le cas de la ville de Souk-Ahras*". 2ème Journée Nationale de la Maintenance; 29 et 30 Novembre 2005, Souk-Ahras, Algérie.

Chabi Moncef, Mechetel El Hadi, et Yassine Djebbar, 2005. *Diagnostic du Réseaux d'Assainissement de Souk-Ahras – un Outil de Maintenance*. 2ème Journée National de la Maintenance; 29 et 30 Novembre 2005, Souk-Ahras, Algérie.

Yassine Djebbar et Paul Kadota, 2005. *Maintaining Collection System using State of the Art Modelling Tools as Decision Support System*. Les journées Internationales de Maintenance Industrielle; 12 et 13 Mai 2005, Oujda, Maroc.

Yassine Djebbar et Paul Kadota, 2004. *Decision Support System for CSO and SSO Control using Neural Networks*. Séminaire International sur la Prise de Décision, Centre Universitaire de Saida Octobre 2004, Saida, Algérie.

Dent, S; Wright, L, Djebbar, Y et Kadota, P., 2000. *Comparing Rainfall Dependant Inflow and Infiltration Simulation Methods*. In Models and Applications to Urban Water Systems, Monograph 9, Edited by James, W., CHI, Guelph, Ontario.

Dent, S.; Wright, L.; Mosley, C.; Djebbar, Y. et Kadota, P., 2000. *Comparison of Wet Weather Flow Estimation Techniques*. WEFTEC 2000, Collection System Symposium, Water Environment Federation, October 14-18, 2000, Anaheim, CA.

Djebbar, Y. et H. Y. Lang, 1999. *Infiltration and Inflow using the Rational Method Concept*. Proceedings of the CWRA Annual conference, October 26-29, Vancouver, British Columbia.

Djebbar, Y. et P. Kadota, 1998. *Dry Weather flow Estimation Model Using Neural Network*. Water Science and Technology Journal. Vol. 38, No. 10, pp. 215-222.

Djebbar, Y., 2001. *Dynamic Control of Collection System Integrating O&M, SCADA, and Numerical Modeling Minimizes CSO and SSO.* WEF - Collection Systems 2001 Specialty Conference, July 8-11, 2001, Bellevue, Washington.

## SIMULATION NUMERIQUE DE LA DISPERSION D'UN POLLUANT ACTIF DANS UN CANAL PAR LE SCHEMA EXPLICITE DE MAC CORMACK

**S. BENMAMAR & S. BENZIADA & I. ABDOULAYE ARZAKE**

*Laboratoire de Recherches Sciences de l'Eau – Ecole Nationale Polytechnique d' ALGER  
benmamar@yahoo.fr*

### **Résumé**

Ce travail de recherche a pour objectif, la simulation numérique de la pollution dans les écoulements à surface libre.

Les ressources hydriques sont d'une importance capitale pour l'homme, la vie aquatique et l'agriculture. Cependant, la présence de plus en plus fréquente de pollutions ponctuelles dans les rivières incite à développer des outils de simulation numérique permettant de déterminer très précisément les champs de vitesses et de concentrations en fonction de l'espace et du temps. Ces outils permettent de donner facilement des informations plus complètes et les résultats recherchés en un temps plus faible et avec un coût relativement réduit.

L'évolution d'un polluant dépend principalement des caractéristiques de écoulement qui le transporte. Une présentation précise de tous les phénomènes hydrodynamiques présent dans le milieu récepteur s'avère donc nécessaire, en particulier la prise en compte de la turbulence.

Le but de ce travail, consiste en la réalisation d'un modèle numérique dans lequel on résout les équations générales de bilan de masse, de quantité de mouvement, concernant la progression de la pollution se modélise par une équation de convection dispersion.

Le modèle numérique élaboré à l'aide de la méthode différences finies globalement répond de manière très satisfaisante à de nombreux testes numériques.

**Mots clés :** Modélisation numérique - dispersion - un canal - schéma explicite de Mac Cormack - Polluant actif

### **1. Introduction générale**

La pollution de l'eau dans les écoulements à surface libre est un sujet qui suscite énormément d'intérêt chez les scientifiques. Par conséquent, les recherches menées sur la qualité de l'eau sont de plus en plus nombreuses. Elles répondent à une demande exprimée par les spécialistes de la protection de l'environnement.

Souvent, la qualité de l'eau est plus importante que sa quantité. La qualité de l'eau influe sur l'usage que nous en faisons, mais l'inverse est également vrai. Lorsque nous utilisons de l'eau, nous altérons sa qualité. Ce cercle vicieux indique que l'habitude que nous avons depuis toujours de rejeter les eaux d'égout non traitées et les déchets chimiques directement dans les rivières, les lacs et les mers en vue de leur éventuelle assimilation dans l'environnement n'est plus acceptable, que ce soit du point de vue technique ou moral.

L'explosion démographique, les activités industrielles et la vitesse à laquelle de nouveaux composés chimique et produits sont mis au point et utilisés posent une menace à

l'environnement mondial. Les processus naturels de décomposition dans les masses d'eau ne suffisent plus pour venir à bout de ces apports de polluants. La technologie peut servir dans bien des cas à réduire ou à éliminer les substances qui peuvent nuire à l'environnement.

Mais qu'arrive-t-il lorsque les contaminants ne sont pas éliminés, même aux moyens des méthodes de traitement de l'eau les plus modernes ? Ils peuvent être présents en quantité minime seulement ; toutefois, comme ils sont persistants ils peuvent s'accumuler pour donner lieu à des concentrations très nuisibles. Dans ce cas, il n'existe qu'une seule façon de protéger les générations futures et tout l'écosystème, empêcher les produits chimique dans le réseau hydrographique.

Dans cette optique, les modèles numériques de qualité des eaux reconstituent les différents mécanismes présents dans le milieu et fournissent l'ensemble des informations nécessaires.

L'importance du champ de vitesse dans le transport de la pollution rend nécessaire sa représentation par un modèle mathématique très précis qui prend en compte tous les processus physiques concernés. En ce qui concerne, les substances polluantes gouvernées presque entièrement par le brassage du fluide, la prise en considération de la turbulence est essentielle.

Malgré les nombreuses recherches qui ont été menées sur la modélisation numérique des dispersions de polluants en cours d'eau, certains phénomènes demeurent pris en compte de manière très simplifiée.

## 2. Modèle mathématique

Dans un écoulement turbulent, il est possible d'imaginer l'existence de deux écoulements séparés : moyen et de fluctuation ; quoiqu'en réalité il n'existe qu'un mouvement instantané. Dans ce travail, nous allons formuler les équations du mouvement moyen.

L'écoulement d'un fluide réel engendre des forces de frottement dues à la viscosité et à la turbulence, la présence de ces forces induit une perte de charge qu'est une transformation irréversible de l'énergie mécanique en énergie thermique, de plus nous considérons que le fluide est incompressible.

Dans un grand nombre de cas d'écoulement à surface libre, la nature tridimensionnelle de l'écoulement est d'une importance secondaire. En effet, dans les exemples qui nous intéressent, les dimension x et z étant beaucoup plus importantes.

Les six équations disponibles sont :

Equation de continuité : 
$$\frac{\partial \bar{U}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{W}}{\partial z} = 0 \quad (1)$$

Equations de quantité de mouvement :

$$\left( \frac{\partial \bar{U}}{\partial t} + \bar{U} \frac{\partial \bar{U}}{\partial x} + \bar{W} \frac{\partial \bar{U}}{\partial z} \right) = F_x - \frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{P}}{\partial x} + (\nu + 2\nu_t) \frac{\partial^2 \bar{u}}{\partial x^2} + (\nu + \nu_t) \frac{\partial^2 \bar{U}}{\partial z^2} + \nu_t \frac{\partial^2 \bar{W}}{\partial z \partial x} - \frac{2}{3} \frac{\partial \bar{k}}{\partial x} \quad (2)$$

$$\left( \frac{\partial \bar{W}}{\partial t} + \bar{U} \frac{\partial \bar{W}}{\partial x} + \bar{W} \frac{\partial \bar{W}}{\partial z} \right) = F_z - \frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{P}}{\partial z} + (\nu + 2\nu_t) \frac{\partial^2 \bar{W}}{\partial z^2} + (\nu + \nu_t) \frac{\partial^2 \bar{W}}{\partial x^2} + \nu_t \frac{\partial^2 \bar{U}}{\partial x \partial z} - \frac{2}{3} \frac{\partial \bar{k}}{\partial z} \quad (3)$$

Equations du modèle  $k - \epsilon$  :  $\nu_t = C_\mu \frac{k^2}{\epsilon}$  (4)

$$\frac{\partial \bar{k}}{\partial t} + \bar{U} \frac{\partial \bar{k}}{\partial x} + \bar{W} \frac{\partial \bar{k}}{\partial z} = \frac{\nu_t}{2} \left[ \left( \frac{\partial \bar{U}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{U}}{\partial x} \right)^2 + \left( \frac{\partial \bar{U}}{\partial z} + \frac{\partial \bar{W}}{\partial x} \right)^2 + \left( \frac{\partial \bar{W}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{U}}{\partial z} \right)^2 + \left( \frac{\partial \bar{W}}{\partial z} + \frac{\partial \bar{W}}{\partial z} \right)^2 \right] + \frac{\partial}{\partial x} \left( \nu_t \frac{\partial \bar{k}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( \nu_t \frac{\partial \bar{k}}{\partial z} \right) - \epsilon$$
 (5)

$$\frac{\partial \bar{\epsilon}}{\partial t} + \bar{U} \frac{\partial \bar{\epsilon}}{\partial x} + \bar{W} \frac{\partial \bar{\epsilon}}{\partial z} = \left[ \left( \frac{\partial \bar{U}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{W}}{\partial z} \right)^2 + \left( \frac{\partial \bar{U}}{\partial z} + \frac{\partial \bar{W}}{\partial x} \right)^2 + \left( \frac{\partial \bar{W}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{U}}{\partial z} \right)^2 + \left( \frac{\partial \bar{W}}{\partial z} + \frac{\partial \bar{W}}{\partial z} \right)^2 \right] + \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{\nu_t}{1,3} \frac{\partial \bar{\epsilon}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( \frac{\nu_t}{1,3} \frac{\partial \bar{\epsilon}}{\partial z} \right) + 1,44 \frac{C_\mu}{2} \bar{k} - 1,92 \frac{\epsilon^2}{2}$$
 (6)

Equation relative au polluant :

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{U} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} + \bar{W} \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} = D_m \left( \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial z^2} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left( D_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( D_z \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} \right) - k_r \bar{C}$$
 (7)

### 3. Modélisation numérique

Le transport d'une variable scalaire  $\phi$  dépend tant de la valeur que de la direction du champ local de vitesse. Nous évoquerons dans le présent travail, l'évolution d'une pollution dans un hydrosystème qui dépend étroitement des caractéristiques de l'écoulement.

Nous ne pouvons pas garantir une bonne représentation du comportement de la pollution sans une description extrêmement fine de l'ensemble des variables du système gouvernant l'écoulement, afin d'injecter le résultats obtenus dans l'équation de la concentration relative au polluant considéré. Dans le but de simplifier la résolution numérique nous avons négligé les variations de température.

#### a. Schémas de discrétisation

Choisir un schéma de discrétisation, revient à faire des considération additionnelles par rapport à la substitution mécanique des dérivées par des expressions discrètes. Mais avant d'admettre la représentativité de la solution par un schéma aux différences, il faut s'assurer que le schéma représente correctement l'équation d'origine. Ensuite, nous devons être certains que les erreurs mêmes très petites, ne s'amplifient pas. Et finalement, nous devons vérifier que la solution calculée représente correctement la solution du problème.

L'application du schéma de mac Cormack se fait comme suite:

#### ➤ Etape de prédiction

$$\tilde{U} = U_{i,j}^k + \tau_x (E_{i,j}^k - E_{i-1,j}^k) + \tau_z (F_{i,j}^k - F_{i,j-1}^k) - \Delta t S_{i,j}^k \begin{cases} 2 \leq i \leq n-1 \\ 2 \leq j \leq m-1 \end{cases}$$
 (8)

#### ➤ Etape de correction

$$\hat{U} = \tilde{U}_{i,j} + \tau_x (\tilde{E}_{i+1,j} - \tilde{E}_{i,j}) + \tau_z (\tilde{F}_{i,j+1} - \tilde{F}_{i,j-1}) - \Delta t \tilde{S}_{i,j} \begin{cases} 2 \leq i \leq n-1 \\ 2 \leq j \leq m-1 \end{cases} \quad (9)$$

où,  $\tau_x = \frac{\Delta t}{\Delta x}$  ;  $\tau_z = \frac{\Delta t}{\Delta z}$

**b. Détermination du champ de pression**

La principale difficulté dans la résolution des équations de Reynolds réside dans l'absence d'une équation de transport de la pression ; en effet la pression n'est présente que dans les équations de conservation de la quantité de mouvement, et ceci sous forme de gradient.

Une autre difficulté est qu'on doit s'assurer qu'à chaque pas temps l'équation de continuité est vérifiée pour avoir des résultats de bonne qualité.

**i. Description de la méthode de la viscosité artificielle**

La méthode de la viscosité artificielle est basée sur une modification de l'équation de continuité en y ajoutant un terme fictif de dérivée temporelle de la pression (Schiestel, 1993).

Ainsi, l'équation de continuité s'écrit : 
$$\frac{\partial P}{\partial t} + \alpha^2 \left( \frac{\partial U}{\partial x} + \frac{\partial W}{\partial z} \right) = 0 \quad (10)$$

Le coefficient  $\alpha$  est choisi de façon arbitraire afin d'assurer la convergence du système. Il est à noter que cette équation n'aura de sens physique que quand le régime permanent est atteint.

**ii. Les conditions initiales**

Le choix des valeurs initiales des quatre variables  $P_0, \bar{U}_0, \bar{V}_0$  et  $\bar{C}_0$ , sera fait à partir de la limite amont.

Soit  $Q_0$  un débit initial ; à partir de ce débit, nous définissons la hauteur initiale  $H_0$  et par suite, nous calculons  $U_0$  comme suite : 
$$U_0 = \frac{Q_0}{b * H_0} \quad (11) \text{ où, } b \text{ est la largeur du canal.}$$

Nous admettons une vitesse transversale initiale nulle : 
$$W_0 = 0 \quad (12)$$

Nous considérons la pression hydrostatique au cours de la résolution du problème, par conséquent,  $P_0$  est calculée à partir de  $H_0$ .

Pour l'énergie cinétique turbulente et son taux de dissipation, nous utilisons les formules empiriques données comme suite (Buil, 1992) :

$$k_0 = 0.002 * U_0^2 \quad (13) \quad \varepsilon_0 = \frac{k_0^{3/2}}{0.3 * \frac{2Hb}{H+b}} \quad (14)$$

En ce qui concerne le phénomène de transport, nous avons considéré une concentration initiale nulle sur tout le domaine.

**iii. Conditions aux limites**

- **Conditions aux parois** (Rastogi, Rodi, 1978)

Dans un écoulement turbulent, on constate qu'à proximité des parois solides l'existence d'une zone dite sous-couche visqueuse où les contraintes visqueuses sont plus importantes que les contraintes turbulentes provoquant une baisse sensible du nombre de Reynolds. Pour cette raison, on ne doit pas spécifier des conditions directement liées à la paroi dans la mesure où l'utilisation de ces conditions implique le maillage de la sous-couche visqueuse. Or, le modèle de turbulence que nous avons utilisé pour la fermeture du problème était basé sur l'hypothèse de grand nombre de Reynolds, par conséquent n'est plus valable dans la sous-couche visqueuse caractérisée par de faible nombre de Reynolds.

Pour pallier à ce problème, nous avons choisi les premiers points de maillage en dehors de la sous-couche visqueuse. Les lois de parois caractérisant cette région et donnant la vitesse  $U$ , l'énergie  $\bar{k}$  et la dissipation  $\bar{\varepsilon}$  pour un canal rugueux sont :

$$\frac{U_{\text{par}}}{u_*} = \frac{1}{\kappa} \ln(E y^+) \quad (15) \quad \bar{k} = \frac{u_*^2}{\sqrt{C_\mu}} \quad (16) ; \quad \bar{\varepsilon} = \frac{u_*^3}{\kappa y^+} \quad (17)$$

avec,  $\kappa$  : Constante de Von Karman :  $\kappa = 0.419$  ;  $U_{\text{par}}$  est la vitesse parallèle aux parois.

La vitesse perpendiculaire aux parois est considérée nulle.  $y^+ = y \frac{u_*}{\nu}$  (18)

$y^+$  : distance adimensionnelle à la paroi ;  $y$  : distance à la paroi ;  $E$  : Paramètre de rugosité de parois ( $E = 9.793$  pour des parois hydrauliquement lisses),  $\nu$  : viscosité cinématique du

fluide ;  $u_*$  : la vitesse de frottement donnée par :  $u_* = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}}$ , où  $\tau_0$  : contraintes de frottement

à la paroi exprimée par :  $\tau_0 = \rho u_*^2 = \rho C_f V_m^2$  (19)

avec,  $V$  : vitesse moyenne de l'écoulement donnée par :  $V_m = \sqrt{U^2 + W^2}$

$C_f$  : coefficient de frottement empirique dont l'intensité dépend de la rugosité du fond. Pour des canaux rugueux la loi de Manning donne :  $C_f = \frac{n^2 g}{H^{1/3}}$  (20)

$n$  : est le coefficient de Manning,  $H$  la hauteur de l'écoulement et  $g$  l'accélération de la pesanteur

Notons que ces formules empiriques ne sont valables que dans la zone turbulente c'est-à-dire pour ( $30 < y^+ < 100$ ).

La vitesse normale et le flux de concentration sont nuls dans la zone des parois.

#### 4. Discussions et validation des résultats

Nous avons validé notre modèle à partir des résultats expérimentaux obtenus sur un canal rectangulaire par les chercheurs du laboratoire LRS - Eau.

Une analyse paramétrique plus approfondie a été effectuée afin de mettre en évidence les différents paramètres qui jouent un rôle prépondérant dans les processus de transport d'un polluant actif. A ce niveau, plusieurs scénarios ont été réalisés afin de vérifier la sensibilité de notre programme aux variations de débits, de la distance à partir du point d'injection,

aux variations du coefficient de réaction et de la concentration initiale ainsi qu'aux variations de pente.

Des expériences sur la dispersion du phénol dans un canal rectangulaire ont été menées au laboratoire d'Hydraulique de l'Ecole Nationale polytechnique. Les caractéristiques du sont données comme suite : Longueur :  $L=10\text{m}$ , la largeur :  $B = 0.39\text{m}$  et sa hauteur :  $H = 0.39\text{m}$ .

Deux cas de pollution ont été étudiés : Pollution discontinue (accidentelle) et pollution continue.

a. Variation des profils de concentration pour différents débits dans le cas d'une pollution discontinue

La figure 1 illustre l'évolution de la concentration en fonction du temps pour les données obtenues à partir du modèle numérique pour  $Q = 0.4 \text{ l/s}$  et  $Q = 0.5 \text{ l/s}$  à une distance de  $1\text{m}$  à partir du point d'injection. Nous avons considéré une source discontinue de concentration  $C_0 = 500\text{mg/l}$  et un coefficient de réaction de  $0.013$ .

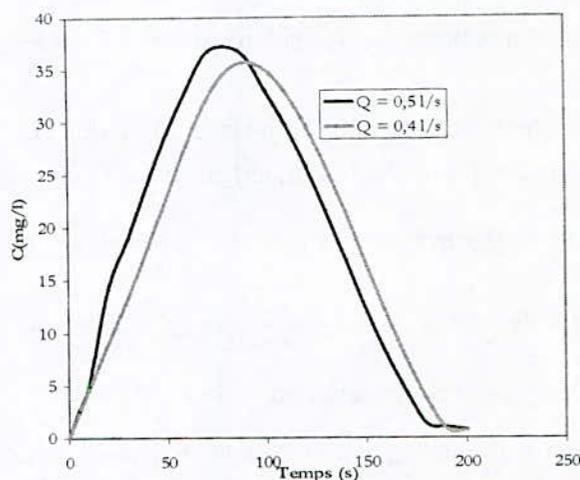


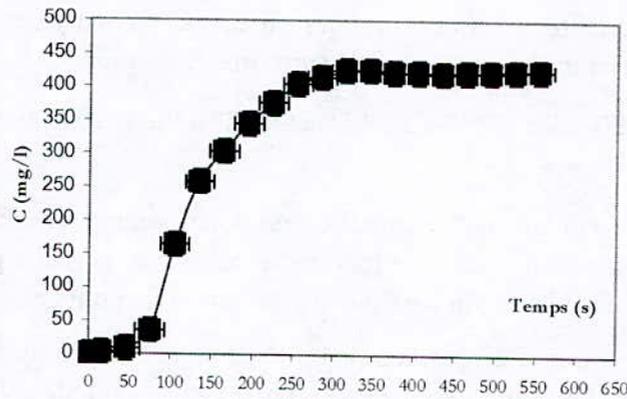
Figure 1 : Variation de la concentration en fonction du temps à  $x = 1\text{m}$ ,  $k_r = 0,013$ ,  $C_0 = 500 \text{ mg/l}$  pour différents débits

Nous observons d'abord une montée pour atteindre un pic avant de redescendre. Les profils obtenus à partir des données numériques montrent une montée et une descente progressives.

Nous remarquons une augmentation de la concentration en fonction de l'augmentation du débit. C'est tout à fait logique car plus le débit augmente, plus la vitesse augmente, ce qui entraîne aussi une augmentation des phénomènes d'advection et de diffusion qui jouent un rôle prépondérant dans le processus de transport.

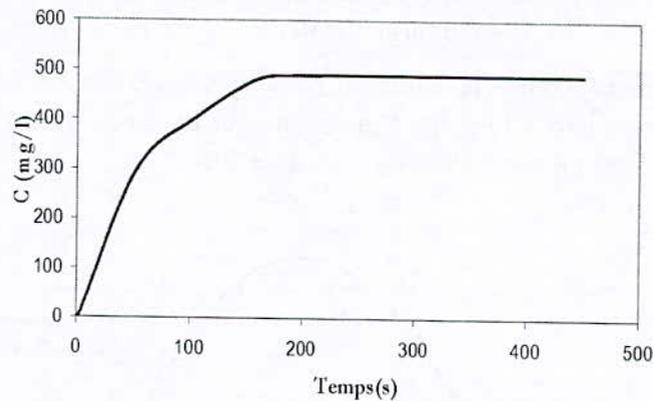
b. Cas d'une source continue

La figure 2, montre l'évolution de la concentration en fonction du temps obtenue à partir des données expérimentales pour une source de pollution continue de concentration  $C_0 = 500 \text{ mg/l}$  au point  $x = 1\text{m}$  avec un débit d'écoulement de  $0.4 \text{ l/s}$ .



**Figure 2 :** Variation de la concentration en fonction du temps pour les données issues des expériences pour une source continue  $C_0=500$  mg/l à  $x = 1$  m

La figure 3 montre l'évolution de la concentration en fonction du temps obtenue à partir de notre modèle numérique pour une source continue  $C_0 = 500$ mg/l au point  $x = 1$  m. Le débit de l'écoulement étant de 0.5l/s. Nous avons utilisé un coefficient de réaction de 0.013.



**Figure 3:** Variation de la concentration en fonction du temps pour une source continue à  $x = 1$  m ,  $Q = 0,5$  l/s,  $k_r = 0,013$ ,  $C_0 = 500$  mg/l

Les deux profils ont presque la même allure. Dans les deux cas, la variation de la concentration se fait comme suite :

D'abord une montée très rapide s'observe dans le cas du profil obtenu par les données numériques. Sur le profil expérimental, cette montée s'observe aussi, mais elle commence très lentement avant de devenir rapide : c'est la période convective.

La dernière phase se caractérise par une montée très lente, qui devient au file du temps presque constante : c'est la période diffusive.

Nous observons un pic plus important pour le profil obtenu à partir des données numériques. Cela est probablement dû au fait que nous avons utilisé un débit plus important ( $Q = 0.5$  l/s) alors que le débit utilisé pour les données expérimentales est de 0.4 l/s.

Nous remarquons durant le passage du polluant, les concentrations données par le modèle numérique sont supérieures à celles issues des expériences. A ce niveau, nous pouvons dire que pour une source continue, notre modèle surestime les valeurs de la concentration.

c. Analyse des autres paramètres intervenant dans la résolution numérique de notre problème

Nous venons de valider notre modèle en confrontant résultats numériques et expérimentaux. Nous remarquons que lors des expériences, certains paramètres n'ont pas été pris en compte : c'est le cas du coefficient de réaction du polluant.

Dans ce paragraphe, nous testerons la sensibilité de notre modèle numérique à la variation de ce coefficient de réaction. Nous mettrons en évidence comment le modèle numérique répond aux variations de la concentration initiale. Une analyse de la variation de la pente sera effectuée pour ressortir son influence sur le phénomène de transport de polluants.

i. *Effet du coefficient de réaction*

Le coefficient de réaction joue un rôle déterminant dans le transport des substances réactives. Il indique le taux avec lequel la substance diminue au cours temps. Sa détermination se fait expérimentalement.

Pour se rendre compte de son influence sur le transport d'un polluant actif, nous avons réalisé plusieurs scénarios en le faisant varier.

La **figure 4**, nous montre la variation de la concentration en fonction du temps à une distance  $x = 1m$  à partir du point d'injection pour une source discontinue de concentration  $C_0 = 500mg/l$ , avec un débit d'écoulement de  $0.4l/s$ .

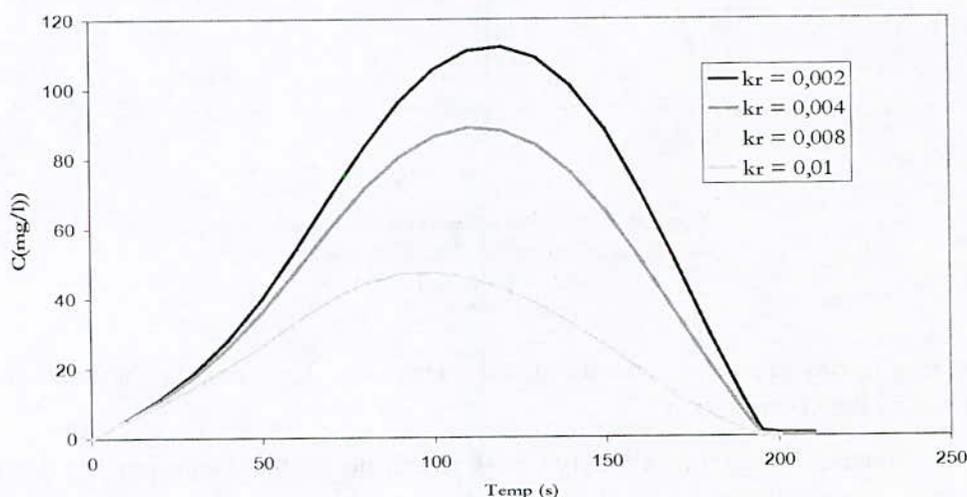


Figure 4 : Variation de la concentration en fonction du temps à  $x = 1m$ ,  $Q = 0,4l/s$ ,  $C_0 = 500 mg/l$ ,  $\sigma_{ox} = 0,0001$  pour différents  $k_r$ .

Bien que les conditions d'écoulement soient les mêmes une faible diminution ou augmentation de  $k_r$  entraîne une variation importante de la concentration.

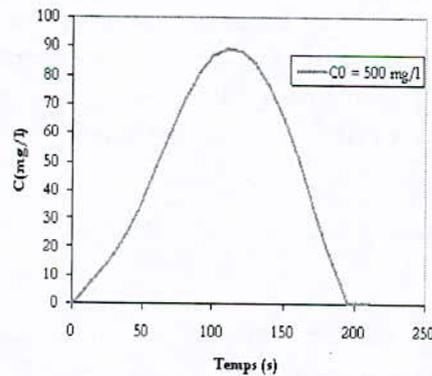
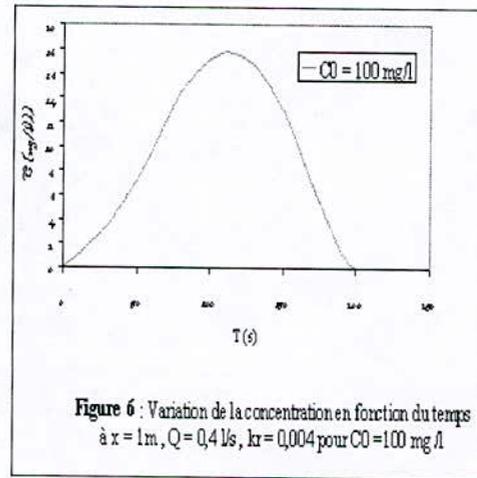
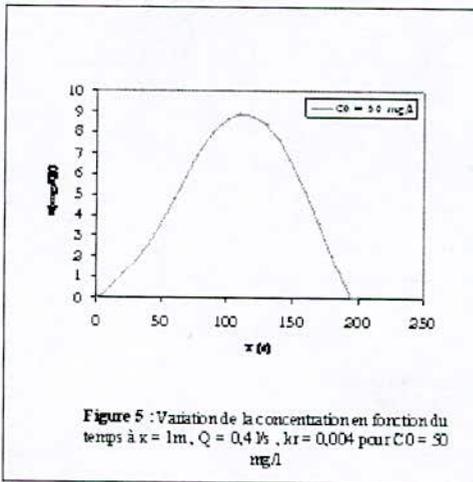
La **figure 4**, nous fait ressortir une augmentation importante de la concentration à chaque diminution du coefficient de réaction. Cela est tout à fait logique car ce coefficient indique

la vitesse de réaction du polluant. Ainsi plus  $k_r$  est important, plus la réaction devient importante, donc la diminution de la concentration devient aussi importante.

ii. *Effet de la variation de la concentration initiale du polluant*

Pour mettre en évidence la réponse de notre modèle numérique à la variation de la concentration, nous avons considéré les mêmes conditions d'écoulement ( $Q = 0.4$  l/s) et le même coefficient de réaction. Nous avons considéré l'injection d'une source discontinue de concentration  $C_0 = 50$  mg/l, 100 mg/l et 500 mg/l.

Les figures 5÷ 7 montrent la variation de la concentration en fonction du temps à une distance  $x = 1$  m de la zone d'injection pour différentes concentration.



Nous voyons que dans les trois cas, les profils ont rigoureusement les mêmes allures. Aussi, il est logique de constater que plus la concentration injectée est importante, plus les quantités transportées sont importantes.

En définitive, notre modèles répond correctement aux variations de la concentration ; même à faible concentration initiale une courbe de variation de la concentration en fonction du temps en un point donné est obtenue.

iii. *Effet de la pente*

Afin de faire ressortir les capacités de notre modèle à répondre aux variations de la pente, nous avons réalisé des scénarios où nous avons fait varier la pente longitudinale du fond du canal. Nous avons considéré la pente transversale nulle.

Sur la **figure 8**, nous avons reproduit les profils de la concentration en fonction du temps pour différentes pentes à une distance  $x = 1\text{m}$  de la source. La concentration initialement injectée de la source discontinue est de  $C_0 = 500\text{mg/l}$  pour un coefficient de réaction de 0.004. Les conditions d'écoulement sont les mêmes avec un débit de 0.4 l/s.

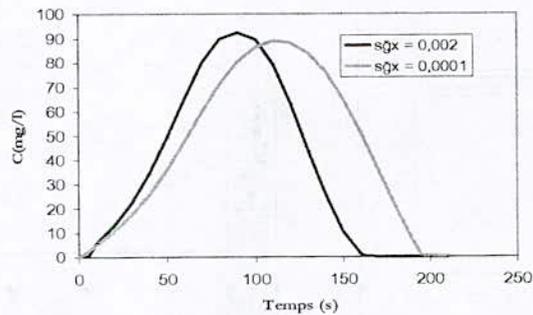


Figure 8 : Variation de la concentration en fonction du temps à  $x = 1\text{m}$ ,  $Q = 0,004\text{l/s}$ ,  $C_0 = 500\text{ mg/l}$ ,  $k = 0,004$  pour différentes valeurs de la pente

Nous constatons que lorsque la pente augmente, la concentration augmente également. En effet, il est clair qu'une augmentation de la pente entraîne automatiquement une augmentation de la vitesse d'écoulement ; d'autre part, nous savons que lorsque la vitesse augmente, le transport convectif devient aussi important, ce qui entraîne une augmentation du pic.

Il est aussi logique de constater que le pic obtenu pour la pente élevée soit plus important.

### Conclusion

D'une manière générale, les résultats obtenus sont intéressants. Cependant ces résultats doivent être améliorés en essayant une autre méthode pour la détermination de la pression. A ce niveau, nous suggérons d'utiliser la méthode de Sorin et Temam (méthode de projection) ou encore la méthode de MAC à la place de la méthode de la viscosité artificielle qui fait intervenir un coefficient arbitraire dont son mauvais choix peut porter atteinte à la qualité des résultats obtenus.

Pour minimiser les dégâts en cas de pollution accidentelle dans une rivière, le coefficient de réaction de tous les produits pouvant être source de pollution doivent être rigoureusement déterminés d'avance. En effet quelque soit la performance des modèles utilisés, l'obtention des bons résultats est fortement conditionnée par ce coefficient.

Des études plus poussées doivent être effectuées sur le problème de la dispersion afin d'étendre notre modèle en dimension 3D en tenant compte d'autres paramètres comme la dispersion suivant la hauteur car en réalité, au voisinage de la zone d'injection, le mélange se réalise dans toutes les directions de l'espace.

Des modèles pouvant prendre en charge les écoulements non permanent doivent également mis en places pour une meilleure simulation de la dispersion.

### **Références**

Buil N., (1999). «*Modélisation tridimensionnelle du transport de polluants dans les écoulements à surface libre de rivières*». Thèse Lyon1, pp. 299.

Rastogi, A. K. & Rodi, W., 1978. «*Prediction of Heat and Mass Transfert in Open Channels*». Journal of the Hydraulics Division, Volume 104, N°3, pp 397- 417.

Schiestel, R., 1993. «*Modélisation et simulation des écoulement turbulents*». Edition Hermes, Paris, pages.



**ÉCOULEMENT SUPERCRITIQUE A TRAVERS UNE  
CONTRACTION SYMETRIQUE DE CANAL -  
ETUDE PARAMETRIQUE-  
SUPERCRITICAL FLOW THROU A SYMETRICAL CHANNEL CONTRACTION  
-PARAMETRICAL STUDY-**

**A. BERREKSI<sup>1,2</sup> & A. KETTAB<sup>2</sup>, B. REMINI<sup>3</sup>, S. BENMAMAR<sup>2</sup> & T. IKNI<sup>4</sup>**

<sup>1</sup>Université de Bejaïa - <sup>2</sup>Laboratoire de Recherches en Sciences de l'Eau "LRS-EAU" (E. N. Polytechnique d'Alger) - <sup>3</sup>Université de Blida - <sup>4</sup> Université de M'Sila (Algérie)

*Ali\_Berreksi@yahoo.fr, Kettab@yahoo.fr, Reminib@yahoo.fr, Benmamar@yahoo.fr, Ikni\_Tahar@yahoo.fr*

**Résumé**

Les écoulements supercritiques dans une contraction de canal à ciel ouvert sont gouvernés par les équations bidimensionnelles des écoulements non permanents, données par Saint Venant. Ces équations sont résolues numériquement par le schéma aux différences finies explicite de MacCormack. Les profils de la ligne d'eau au niveau de l'axe de symétrie et de la paroi de la contraction sont déterminés dans une première étape. Dans une seconde étape, une analyse sur l'effet de la variation du nombre de Froude et du nombre de Manning sur l'écoulement sera présentée.

**Mots clés :** Contraction de canal - Supercritique - Saint Venant - Simulation numérique - Schéma Explicite - MacCormack.

**Abstract**

The supercritical flows through open channel contractions were governed by the two dimensional unsteady Saint Venant equations. The equations of motion are solved numerically by the MacCormack explicit finite difference scheme. The surface water profiles along the symmetrical axes and along the solid side wall of the contraction are calculated in the first case. In the second time, the study of the effect of the variation of the Froude and the Manning numbers are presented.

**Key words :** Channel contraction - Supercritical - Saint Venant - Numerical simulation - Explicit scheme - MacCormack.

**1. Introduction**

L'étude des écoulements de l'eau représente un axe de recherche assez vaste et assez complexe ; en particulier, si ces écoulements sont à ciel ouvert, car la présence d'une surface libre engendre souvent des variations des sections liquides le long de la longueur du courant, et ceci même dans le cas d'obstacles insignifiants. Cette complexité est d'autant plus importante si les écoulements à ciel ouvert sont bidimensionnels non permanents et supercritiques et traversant des structures hydrauliques convergentes -Contraction de canal- appelées souvent transitions du fait qu'elles sont utilisées sur de courtes distances seulement.

Ces structures, qui sont très utilisées dans le domaine de l'hydraulique, notamment dans les coursiers d'évacuateurs de crues, sont le siège d'apparition des ondes transversales engendrant une grande perturbation de l'écoulement dans la contraction dès le passage d'un écoulement supercritique.

Dans le but de simuler ce type d'écoulements, le modèle mathématique représenté par les équations d'un écoulement bidimensionnel non permanent à surface libre donné par Barré de Saint-Venant a été utilisé.

Malgré la nature des équations du mouvement, qui sont du type hyperbolique non linéaire, une solution théorique est vraiment impossible, par conséquent une solution numérique s'impose. La résolution de ce système d'équations est alors faite moyennant un schéma aux différences finies explicite du type "prédicteur-correcteur" de second ordre, à savoir le schéma de MacCormack.

Le modèle numérique ainsi élaboré a été utilisé pour analyser un écoulement supercritique dans une contraction rectiligne symétrique.

Dans une première étape, on déterminera les profils des lignes d'eau le long de l'axe de symétrie et le long de la paroi latérale de la transition.

Dans une seconde étape, on passera à une étude paramétrique, dans laquelle on analysera l'influence de la variation du nombre de Froude et du nombre de Manning sur l'allure de la surface libre dans la contraction en question.

## **2. Écoulement dans une contraction**

Tout changement de section ou de direction d'un canal considéré entraîne une surface d'écoulement irrégulière et ondulée. Les irrégularités ainsi générées sont négligeables pour des écoulements fluviaux, mais deviennent très importantes pour des écoulements torrentiels ou supercritiques (Engelund and Munch-Peterson, 1953 ; Hager, 1992). Ces irrégularités sont caractérisées par des ondes transversales qui sont fréquemment présentes dans des canaux non prismatiques pour des écoulements en régime supercritique (Sturm, 1985 ; Heggen, 1988).

De ce fait, on peut dire que la conception des rétrécissements de canaux dans un écoulement supercritique engendre plusieurs complications contrairement à un cas subcritique. En effet, des ondes transversales obliques prennent naissance et peuvent se propager loin à l'aval nécessitant ainsi des hauteurs considérables des parois du canal ; à moins que la transition soit conçue de manière à minimiser ce phénomène, qui peut entraîner beaucoup d'air et un bassin d'amortissement situé à l'extrémité du coursier peut aussi souffrir d'un écoulement entrant dissymétrique (Ippen and Dawson, 1951 ; Berreksi et Kettab, 2002).

L'amélioration des conditions de l'écoulement dans une contraction rectiligne symétrique, afin d'éviter l'apparition des perturbations à l'aval dépend principalement d'un choix correct de l'angle de contraction. Une contraction bien conçue se caractérise par un écoulement presque uniforme dans la partie du canal rétrécie (Hager and Bretz, 1987 ; Berreksi et al., 2006).

## **3. Equations du mouvement**

Les écoulements supercritiques à travers une contraction de canal sont gouvernés par les équations bidimensionnelles d'un écoulement graduellement varié en régime non permanent dans des canaux découverts. Ces équations de bases données par Saint-Venant, sont obtenues en appliquant les principes de conservation de la masse et de la quantité de mouvement moyennant certaines hypothèses simplificatrices (Abbot, 1979 ; Garci and Kahawita, 1986 ; Berreksi, 1998). Elles sont comme suit :

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(uh) + \frac{\partial}{\partial y}(vh) = 0$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(uh) + \frac{\partial}{\partial x}\left(u^2h + g\frac{h^2}{2}\right) + \frac{\partial}{\partial y}(uvh) = gh(S_{ox} - S_{fx}) \quad (1)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(vh) + \frac{\partial}{\partial x}(uvh) + \frac{\partial}{\partial y}\left(v^2h + g\frac{h^2}{2}\right) = gh(S_{oy} - S_{fy})$$

Où  $S_{0(x,y)}$  et  $S_{f(x,y)}$  sont dans l'ordre, les pentes de fond du canal et les pentes de frottement suivant  $x$  et  $y$ .

$$S_{ox} = \sin \alpha_x \quad (2) \quad S_{oy} = \sin \alpha_y \quad (3)$$

$$S_{fx} = \frac{n^2 u \sqrt{u^2 + v^2}}{h} \left(\frac{b+h}{bh}\right)^{1/3} \quad (4) \quad S_{fy} = \frac{n^2 v \sqrt{u^2 + v^2}}{h} \left(\frac{b+h}{bh}\right)^{1/3} \quad (5)$$

#### 4. Résolution numérique

Les écoulements non permanents à surface libre sont régis par un système d'équations aux dérivées partielles du type hyperbolique, non linéaire. De telles équations ne peuvent être résolues théoriquement que dans des cas particuliers (problèmes très simples ou de géométrie très particulière), difficilement retrouvés dans la réalité.

Ainsi, on peut dire que plusieurs problèmes en hydraulique exigent, par manque de solution analytique, une solution numérique des équations aux dérivées partielles, et l'une des méthodes classiques pour approcher cette solution est l'utilisation de la méthode des différences finies.

On optera dans notre cas pour les schémas aux différences finies explicites du type "prédicteur-correcteur" du second ordre, où on utilisera le schéma numérique de MacCormack (MacCormack, 1971 ; Fennema and Chaudhry, 1990 ; Berreksi et Benmamar, 1998).

#### 5. Applications

##### a. Contraction rectiligne symétrique

On se propose dans ce premier cas, d'analyser un écoulement supercritique à travers une contraction rectiligne symétrique de canal à ciel ouvert et à section transversale rectangulaire. Ce cas a été étudié expérimentalement par Coles et Shintaku (Bhallamudi and Chaudhry, 1992 ; Berreksi et al., 2004) et numériquement par Bhallamudi et Chaudhry, 1992.

Les principales données du problème sont :

- La largeur à l'amont de la contraction est de 0.61 m.
- La largeur à l'aval de la contraction est de 0.305 m.
- La longueur de la transition est de 1.45 m.
- Les conditions aux limites de la transition sont :  $h_0=0.0305$  m,  $u_0=2.188$  m/s et  $v_0=0$  m/s.
- Les pentes de fond et de frottement sont supposées négligeables.

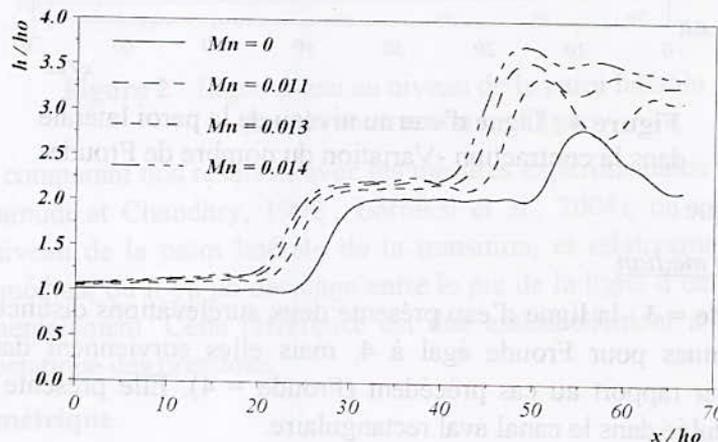
- Pour **Froude = 5** : la ligne d'eau subit une seule élévation supérieure mais décalée par rapport à celle obtenue avec "Froude = 4". Elle présente par ailleurs, une certaine stabilité à la sortie de la contraction.
  - Pour **Froude = 8** : la ligne d'eau présente une seule surélévation brusque décalée encore plus loin vers l'aval avec une hauteur plus grande par rapport au cas de référence (Froude=4).
- Le long de la paroi
- Pour **Froude = 3** : la ligne d'eau présente aussi deux surélévations, l'une à l'intérieur de la transition, et l'autre plus importante au début du canal aval. Cette ligne d'eau présente des perturbations qui disparaissent plus loin dans le canal rectangulaire.
  - Pour **Froude = 5** : le profil de la surface libre à l'intérieur de la contraction est stable avec une hauteur un peu élevée que celle correspondant à Froude égal à 4. Mais, vers la sortie, le profil présente une légère diminution de hauteur avant d'enregistrer une élévation plus importante que la première sans pour autant atteindre la hauteur du pic du profil de référence (Froude = 4).
  - Pour **Froude = 8** : la surface libre subit une élévation brusque au début, suivie d'une certaine stabilité, puis on constate une nette diminution en aval (canal rectangulaire).

En conclusion, on peut dire que l'allure de surface libre change en variant le nombre de Froude amont. Pour un nombre de Froude supérieur à 5, la hauteur d'eau sera plus élevée au niveau de l'axe de symétrie, et moins élevée au niveau de la paroi. Ces grandeurs sont constatées dans le canal aval rectangulaire.

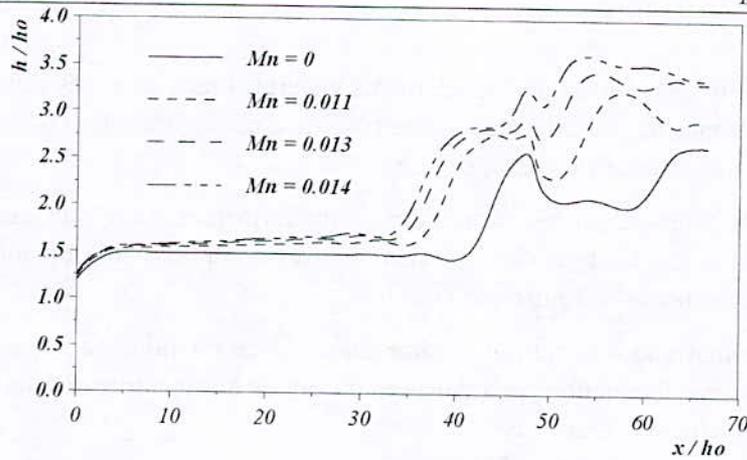
## ii. Variation du nombre de Manning

A présent, on analysera l'effet de la variation du nombre de Manning sur l'écoulement dans la contraction en question. On prendra les nombres de Manning suivants :  $Mn=0.011$  (ciment lisse : bon état),  $Mn=0.013$  (ciment lisse : mauvais état) et  $Mn=0.014$  (canaux revêtue de béton : bon état).

Les figures (5) et (6) donnent les profils de la surface libre au niveau de l'axe médian et de la paroi pour les différentes valeurs du nombre de Manning.



**Figure 5** : Ligne d'eau au niveau de l'axe de symétrie dans la contraction -Variation du nombre de Manning-



**Figure 6 :** Ligne d'eau au niveau de la paroi latérale dans la contraction -Variation du nombre de Manning-

A travers ces figures, on constate que :

▪ Le long de l'axe de symétrie

- Pour **Mn=0.011** : Il y a un décalage (avancement) du profil de la surface libre par rapport à celui de référence (Mn=0). Les hauteurs dans ce cas sont élevées, avec la présence d'un deuxième pic loin à l'aval.
- Pour **Mn=0.013** : Les mêmes observations sont constatées ici, avec une ligne d'eau plus élevée. A l'aval, la surface libre présente un deuxième pic avec des perturbations.
- Pour **Mn =0.014** : Une augmentation de la hauteur du profil de la surface libre est constatée aussi dans cette variante. Le profil est avancé par rapport aux autres profils (Mn=0.011, Mn=0.013 et Mn=0). A l'aval, on observe aussi des perturbations de la surface libre.

▪ Le long de la paroi latérale :

- Pour **Mn =0.011** : La ligne d'eau dans ce cas est plus élevée que celle de Mn=0, avec un avancement par rapport toujours à la courbe de référence. Il y a aussi la présence d'un deuxième pic plus important, loin à l'aval (dans le canal rectangulaire).
- Pour **Mn=0.013** : la hauteur de la surface libre est plus élevée que celles de Mn=0.011 et Mn=0. A l'aval, le profil augmente de nouveau et le sommet est à un point avancé par rapport au sommet correspondant à Mn=0. Des perturbations sont observées sur la surface libre.
- Pour **Mn=0.014** : l'allure de la ligne d'eau ici, est plus élevée que toutes les lignes précédentes, avec un avancement aussi. Les pics observés sont encore plus importants. La surface libre présente des perturbations à l'aval.

En conclusion, on peut dire que le profil de la surface libre change d'allure pour chaque variation du nombre de Manning. Plus on augmente la valeur du nombre de Manning, plus la ligne d'eau est décalée par rapport à celle correspondant à Mn=0, et plus la hauteur d'eau augmente aussi (élévation plus importante par rapport au cas pris comme référence). On constate aussi l'apparition des perturbations à l'aval, dans le canal rectangulaire.

## 6. Conclusion

L'intérêt accordé aux problèmes des écoulements supercritiques dans des canaux découverts, à travers les différents travaux de recherches relevés dans la littérature spécialisée dans ce domaine dénote l'importance que revêt ce sujet.

On a présenté une analyse sur les écoulements supercritiques traversant des canaux à ciel ouvert non prismatiques. Ce type d'écoulement est très complexe du moment qu'il engendre toujours des surfaces libres irrégulières et ondulées.

Un modèle mathématique qui permet la simulation de ce phénomène a été présenté. Il est constitué d'un système d'équations aux dérivées partielles du type hyperbolique, non linéaire, qui a rarement une solution théorique.

La résolution de ces équations a été faite en employant un schéma aux différences finies du type "prédicteur-correcteur", précis à l'ordre deux, en espace et en temps, en l'occurrence, le schéma explicite de MacCormack.

Le calcul de la ligne d'eau dans un convergent rectiligne symétrique donne des résultats satisfaisants avec le schéma numérique de MacCormack, le long de la paroi latérale, et de moins bons résultats le long de l'axe médian du canal, où l'hypothèse d'une distribution hydrostatique des pressions n'est plus valide (présence de chocs).

En variant le nombre de Froude amont (condition au limite amont), on a constaté que pour chaque variation de ce nombre, il ya une variation de la forme la surface libre. Pour des valeurs inférieures à la valeur de référence ( $Fr=4$ ), la surface libre présente des ondulations (perturbations), mais pour des valeurs supérieures à la valeur de référence, on aura des lignes d'eau avec des hauteurs plus grandes.

La variation du nombre de Manning influe aussi sur l'allure de la surface libre dans la contraction étudiée, que ce soit au niveau de l'axe ou au niveau de la paroi. Plus on augmente le nombre de Manning, plus la ligne d'eau présente des hauteurs plus importantes par rapport à celle de référence correspondant à un nombre de Manning nul.

## Références bibliographiques

Ippen, A. T., and Dawson, J. H., 1951. *Design of channels contractions. Symposium on High-Velocity Flow in Open Channels*, Trans. Amer. Soc. Civ. Engrs., Vol. 116, pp. 326-346.

Engelund, F., and Munch-Peterson, J., 1953. *Steady flow in contracted and expanded rectangular channels*. La Houille Blanche, Vol. 8, No. 4, pp. 464-474.

MacCormack, R. W., 1971. *Numerical solution of the interaction of a shock wave with laminar boundary layer*. Lecture Notes in Physics, Springer-Verlag, Vol. 8.

Abbot, M. B., 1979. *Computational hydraulics: Element of the theory of free surface flow*. Pitman Publishing limited Edition, London.

Sturm, T. W., 1985. *Simplified design of contractions in supercritical flow*. Jour. of Hydr. Engrg., ASCE, Vol. 111, No. 5, pp. 871-875.

Garcia, R., and Kahawita, R. A., 1986. *Numerical solution of the Saint Venant equations with the MacCormack finite-difference scheme*. Inter. Jour. for Num. Meth.

in Fluids, Vol. 6, pp. 259-274.

Hager, W. H., and Bretz, N. V., 1987. *Discussion to: Simplified design of contractions in supercritical flow*. Jour. of Hydr. Engrg., ASCE, Vol. 113, No. 3, pp. 422-425.

Heggen, R. J., 1988. *Choke angle in supercritical contractions*. Jour. of Hydr. Engrg., ASCE, Vol. 114, No. 4, pp. 441-444.

Fennema, R. J., and Chaudhry, M. H., 1990. *Explicit methods for 2-D transient free-surface flows*. Jour. of Hydr. Engrg., ASCE, Vol. 116, No. 8, pp. 1013-1034.

Bhallamudi, S. M., and Chaudhry, M. H., 1992. *Computation of flows in open channel transitions*. Jour. of Hydr. Research, Vol. 30, No. 1, pp. 77-93.

Hager, W. H., 1992. *Spillways, shockwaves and air entrainment. Review and Recommendation*, Commission Internationale des Grands Barrages, CIGB, bulletin 81, Paris.

Berreksi, A., 1998. Simulation des écoulements à surface libre dans des canaux à faible et à forte pente à géométrie variable. Thèse de Magister, E. N. Polytechnique, Alger.

Berreksi, A., et Benmamar, S., 1998. Simulation des écoulements à surface libre dans des canaux non prismatiques à faible pente. Troisième Séminaire National sur l'Hydraulique, Biskra, Algérie.

Berreksi, A., et Kettab, A., 2002. Simulation numérique des écoulements non permanents à surface libre -Étude d'un rétrécissement rectiligne symétrique -. Colloque International sur l'Eau dans le Bassin Méditerranéen : Ressources et Développement Durable, Monastir, Tunisie.

Berreksi, A., Kettab, A., Remini, B. et Ikni, T., 2004. Contraction de canal en écoulement supercritique. Premier Séminaire National sur les Sciences de la Terre au Service du Développement Durable, Tébessa, Algérie.

Berreksi, A., Kettab, A. et Remini, B., 2006. Écoulement torrentiel à travers une contraction de canal à pente variable. Troisième Conférence Internationale sur l'Eau dans le Bassin Méditerranéen, WATMED 3, Liban.

The first part of the document discusses the importance of maintaining accurate records of all transactions. It emphasizes that every entry should be supported by a valid receipt or invoice. This ensures transparency and allows for easy verification of the data. The second part of the document provides a detailed breakdown of the financial data for the quarter. It includes a table showing the revenue generated from various sources, as well as the associated costs and expenses. The final part of the document concludes with a summary of the overall financial performance and offers recommendations for future improvements. It suggests that by implementing more rigorous controls and streamlining processes, the organization can achieve better financial stability and growth in the coming year.

**MODELE NUMERIQUE DE PREDICTION DE LA  
SEDIMENTATION  
D'UNE RETENUE DE BARRAGE  
NUMERICAL MODEL FOR PREDICT THE SALTING DAM S**

**M. BESSENASSE<sup>1</sup> – A. PAQUIER<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Université de Blida – Algérie- Adresse : B.P 26 D – Hadjout W. Tipaza 42200

é-Mail : [mbessenasse@yahoo.fr](mailto:mbessenasse@yahoo.fr)

<sup>2</sup>Cemagref, Unité de Recherche Hydrologie – Hydraulique, 3 bis quai Chauveau, 69336 Lyon Cedex  
09 - France. Mèl : [paquier@lyon.cemagref.fr](mailto:paquier@lyon.cemagref.fr)

**Résumé**

L'envasement des barrages en Algérie réduit rapidement et considérablement leur volume utile. En effet, le taux d'envasement moyen annuel est très élevé, il peut atteindre pour certaines retenues des valeurs de l'ordre de 5%. La prédiction de ce phénomène est alors primordiale afin de cerner son intensité, et définir les actions nécessaires à sa minimisation. A cet effet, l'utilisation de modèles mathématiques prédictifs constitue un outil intéressant, en particulier pour le choix de l'implantation des nouveaux projets de construction des retenues.

Sur la base de ces différents modèles existants, dans le contexte Algérien, seules quelques retenues ont et pourront être soumises à des observations suffisantes.

Le modèle hydraulique développé est bidimensionnel horizontal, appliqué sur la retenue de Zardezas de la région de Skikda en Algérie.

Les résultats récoltés de notre simulation nous permettent d'avoir des informations simultanées sur la sédimentation des retenues existantes, en voie de réalisation ou bien encore prévisionnelles. Pour ce dernier cas, il est possible de simuler des situations de sédimentation à différents emplacements de futures retenues, au vue de la meilleure variante, ce qui contribue fortement dans le développement durable sur le plan hydrique, qui représente un paramètre important dans la définition d'une stratégie pour la préservation des ressources en eau.

En définitif, le modèle numérique adopté constitue. En final, ce type de modèles constitue un vecteur très important dans la gestion et la préservation des ressources en eau et représente une base de données importante pour la conception et la réalisation de barrages à l'échelle du Maghreb Arabe.

**Mots clés :** Modèle – Hydrogramme de crue – Sédiments – Barrage – Préservation.

**Abstract**

The method to build a numerical model intended to predict the formation and the change of sediment deposits upstream from a dam is presented. From information about the inputs of water and sediments coming from the catchment supported by a QdF type hydrological analysis, a horizontal 2-D hydraulic model which couples shallow water equations and one equation for advection and diffusion of sediment concentration is used. Applying this model to Zardezas reservoir in Skikda (Algeria) region shows, on the one hand, the practical

difficulties met on such case and, on the other hand, the potentialities of such a method for the management of Algerian reservoirs.

It can be concluded that the proposed method provides useful results although some improvements are requested: sediment exchange relations between the flow and the bottom, refining the calculation grid and reducing the uncertainty about the inputs which means accurate and regular measurements of both discharges and sediment concentrations. The method should be further validated on other existing reservoirs in same hydroclimatic context.

**Keys words:** Numerical model, Flood hydrograph, Sediments, Dam, Preservation.

### 1. Introduction

En Algérie, pour certaines retenues, la sédimentation annuelle peut représenter des valeurs de l'ordre de 5 % du volume total (voir tableau 1). Elle réduit donc rapidement et considérablement leur volume utile.

L'envasement des retenues constitue sans doute la conséquence la plus grave de l'érosion hydrique et le potentiel hydraulique perd annuellement environ 20 à 30 millions de mètres cubes, ce qui est très important. La prédiction de ce phénomène est alors primordiale afin de cerner son intensité et définir les actions nécessaires à sa réduction, en particulier, dans le cadre du choix de l'implantation des nouveaux projets de construction des retenues. A cet effet, l'utilisation de modèles mathématiques simulant les dépôts dans la retenue en fonction du régime hydrologique constitue un outil intéressant, complémentaire de l'analyse globale des apports du bassin versant et qui doit déboucher sur un mode de gestion adapté (Poirel, 2001).

**Tableau 1 :** Etat d'envasement de quelques barrages Algériens

| BARRAGE         | WILAYA        | Année de mise en eau | Capacité initiale Mm <sup>3</sup> | Capacité estimée en 1998 Mm <sup>3</sup> | Dépôt annuel estimé en 1998 Mm <sup>3</sup> | Perte de volume utile % | Volume dépôt annuel % |
|-----------------|---------------|----------------------|-----------------------------------|--|---|-------------------------|-----------------------|
| B. Amrane       | Boumerdes     | 1988                 | 16,0                              | 7,1                                      | 0,89  | <b>56</b>               | <b>5,5</b>            |
| Bouhanifia      | Mascara       | 1948                 | 73,0                              | 42,5                                     | 0,61  | <b>42</b>               | 0,8                   |
| Fergoug         | Mascara       | 1970                 | 18,0                              | 7,0                                      | 0,39  | <b>61</b>               | 2,0                   |
| F. Gherza       | Biskra        | 1950                 | 47,0                              | 17,2                                     | 0,51  | <b>63</b>               | 1,0                   |
| F. Gueiss       | Khenchela     | 1939                 | 3,0                               | 1,6                                      | 0,03  | <b>47</b>               | 1,0                   |
| <b>Zardezas</b> | <b>Skikda</b> | <b>1947</b>          | <b>31</b>                         | <b>17,3</b>                              | <b>0,27</b>                                 | <b>44</b>               | <b>0,8</b>            |

Source : Agence Nationale des Barrages A.N.B-Alger

La construction d'un modèle numérique destiné à prédire le dépôt de sédiments à l'amont d'un barrage nécessite, d'une part, une analyse critique des données disponibles et de leur fiabilité relativement à la précision des résultats attendus et, d'autre part, le choix d'une

méthode de calcul adaptée à la fois aux données, aux processus dominants et aux objectifs de l'étude (Bessenasse et *al.*, 2003).

## 2. Matériel et méthodes

### a. Présentation du site

La retenue de ZARDEZAS est située dans la région de Skikda, à l'Est d'Alger, à 40 km de la mer, à une altitude moyenne de 200 m. La superficie du bassin versant amont est de 345 km<sup>2</sup>. Pour une hauteur de précipitation moyenne de 940 mm/an, l'apport moyen annuel est de 45 millions de m<sup>3</sup> soit un coefficient d'écoulement de 14% (*figure 1*). La retenue a pour vocations principales de fournir l'eau potable (21 Mm<sup>3</sup>/an) et de permettre l'irrigation (4 Mm<sup>3</sup>/an).

### b. Démarche

Les informations fournies par la station hydrométrique permettent de reconstituer les apports en eau et en sédiments à l'amont de la retenue. Dans la retenue, le transit des sédiments par suspension (le charriage pouvant être négligé) est simulé par un modèle 2D horizontal qui permet de rendre compte de la sédimentation différente sur la largeur d'un même profil en travers (alors que les modèles bidimensionnel vertical et unidimensionnel ne donnent pas d'information sur le transfert latéral sauf cas particulier, (Bouchard, 2001)), et de préciser les zones d'eaux mortes à l'amont immédiat du barrage.

L'étude peut être décomposée en deux phases :

- Une première phase de calage du modèle. La seule période disponible est 1975-1986. En partant de la bathymétrie de 1975, on s'efforce de simuler une situation finale en 1986 aussi proche que possible de la bathymétrie de 1986. L'utilisation d'un modèle 2D horizontal permet d'avoir accès à une bathymétrie détaillée, ce qui autorise une comparaison locale des niveaux c'est-à-dire un examen comparé entre simulation et mesures qui ne se limite pas au seul volume global de dépôts (Bessenasse et *al.*, 2004).
- Une seconde phase d'exploitation du modèle pour définir une stratégie de gestion permettant de réduire le volume de sédiments déposé dans la retenue. Dans cette phase, il est possible de réutiliser la chronique d'apports 1975-1986 mais il est plus pertinent de simuler d'autres chroniques puisque l'Algérie a été marquée par une succession de décennies aux pluviométries plus ou moins abondantes. Ces chroniques pourront être construites à partir de l'analyse du régime hydrologique.

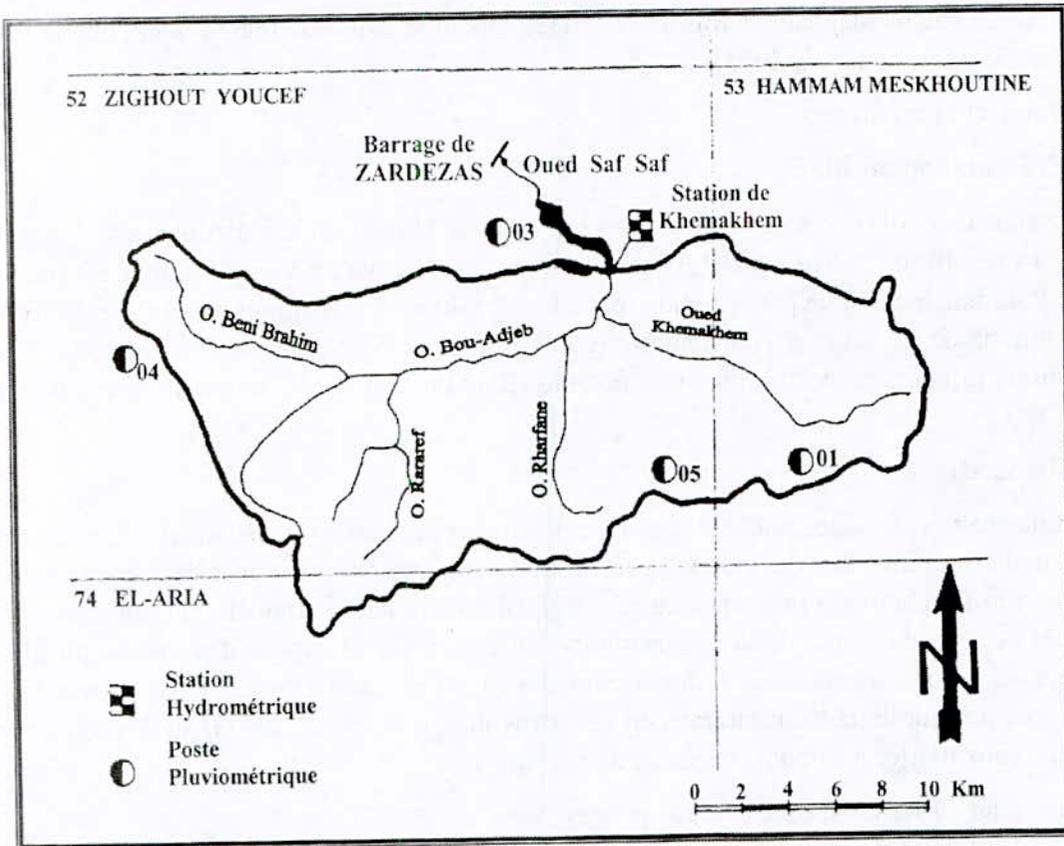


Figure 1 : Bassin versant alimentant l'oued Saf – Saf.

### c. Modélisation hydrodynamique

#### i. Définition des apports pour la simulation de calage

Pour la simulation de la période 1975-1986, nous avons préféré utiliser des hydrogrammes proches des événements observés. Les hydrogrammes ont été reconstitués à partir des données rassemblées en se basant sur les débits de pointe enregistrés et sur les débits moyens journaliers avec des durées de crue multiples de 24 heures, les mesures en cours de crue n'ayant pu que rarement être utilisées. Finalement, on aboutit pour la période 1975-1986 aux 11 crues (sélection d'une crue par an en moyenne).

Les sédiments déposés sont relativement grossiers (sables et limons) mais leurs caractéristiques varient fortement sur toute l'étendue de la retenue sans que des tendances générales d'évolution aient pu être dégagées.

#### ii. Présentation du modèle bidimensionnel

Les équations hydrodynamiques du problème sont les équations de Saint Venant écrites sous la forme suivante :

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial(hu)}{\partial x} + \frac{\partial(hv)}{\partial y} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial(hu)}{\partial t} + \frac{\partial\left(hu^2 + g\frac{h^2}{2}\right)}{\partial x} + \frac{\partial(huv)}{\partial y} = -gh\frac{\partial Z}{\partial x} - g\frac{u\sqrt{u^2+v^2}}{K_s^2 h^{1/3}} + K\left(\frac{\partial}{\partial x}\left(h\frac{\partial u}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(h\frac{\partial u}{\partial y}\right)\right) \quad (2)$$

$$\frac{\partial(hv)}{\partial t} + \frac{\partial(huv)}{\partial x} + \frac{\partial\left(hv^2 + g\frac{h^2}{2}\right)}{\partial y} = -gh\frac{\partial Z}{\partial y} - g\frac{v\sqrt{u^2+v^2}}{K_s^2 h^{1/3}} + K\left(\frac{\partial}{\partial x}\left(h\frac{\partial v}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(h\frac{\partial v}{\partial y}\right)\right) \quad (3)$$

où  $h$  est la hauteur d'eau,  $Z$  la cote du fond,  $u$  la vitesse selon l'axe  $Ox$ ,  $v$  la vitesse selon  $Oy$ ,  $g$  l'accélération de la pesanteur,  $K$  une constante de viscosité (ou diffusion),  $K_s$  le coefficient de Strickler.

Une méthode en volumes finis fondée sur un schéma explicite de type Godunov avec deuxième ordre en temps et en espace (méthode de Vanleer (1979)) est utilisée pour résoudre ces équations sur un maillage constitué de quadrilatères et de triangles (Paquier, 1998).

L'équation de convection – diffusion de la concentration est écrite :

$$\frac{\partial(Ch)}{\partial t} + \frac{\partial(Chu)}{\partial x} + \frac{\partial(Chv)}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x}\left(hD_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(hD_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) + E + S \quad (4)$$

où  $C$  est la concentration volumétrique de sédiments dans l'eau moyennée sur la verticale (à multiplier par la masse volumique pour obtenir une concentration en  $kg/m^3$ ),  $h$  la hauteur d'eau (m),  $u$  et  $v$  les vitesses suivant  $Ox$  et  $Oy$  (m/s),  $D_x$ ,  $D_y$  les coefficients de diffusion suivant  $Ox$  et  $Oy$  ( $m^2/s$ ),  $E$  le taux d'érosion,  $S$  le taux de sédimentation.

Le terme source peut être défini comme la somme de deux termes, le taux d'érosion  $E$  et le taux de dépôt  $S$ . Plusieurs relations sont possibles dans le logiciel. L'option utilisée pour la retenue de Zardezas est de choisir un terme unique d'échange avec le fond proportionnel à la vitesse de chute et à l'écart entre concentrations effective et à l'équilibre, relation déjà proposée par (Jobson et Sayre, 1970) et (Celik et Rodi, 1988) et écrite de la manière suivante :

$$E + S = -\alpha w_s (C - C_e) \quad (5)$$

où  $C_e$  est la concentration d'équilibre,  $\alpha$  est un paramètre de calage adimensionnel,  $w_s$  est la vitesse de chute des sédiments (m/s) estimée en fonction du diamètre médian  $d_{50}$  par la loi de Stokes.

Une fois la méthode de calcul de la concentration à l'équilibre choisie, on limite le calage du modèle à optimiser la valeur du paramètre  $\alpha$ , supposée ne pas varier dans le temps car étant essentiellement liée aux caractéristiques des sédiments..

### 3. Résultats

#### a. Mise en oeuvre du modèle hydrodynamique

Les conditions aux limites sont, à l'amont, l'hydrogramme et les concentrations, à l'aval, une loi de tarage correspondant au fonctionnement du barrage vannes ouvertes soit l'addition d'une loi de vanne pour les 5 vannes et d'une loi de déversoir pour le volet déversant servant d'évacuateur de crue.

Pour la simulation pendant la période 1975-1986, la ligne d'eau initiale correspond au niveau d'eau estimé, d'après les relevés mensuels à l'arrivée de la crue. En cohérence avec

l'hypothèse d'une évolution lente hors crue, la concentration initiale est supposée égale à la concentration d'équilibre. Pour des raisons de simplicité de mise en oeuvre, une seule simulation enchaînant les différentes crues est effectuée (BESSENASSE et al.1998). Cela permet d'obtenir un état initial pour chaque crue qui correspond à un faible débit ( $10 \text{ m}^3/\text{s}$  utilisé) avec des concentrations réalistes. Le maillage (figure 2) comprend 1005 mailles. Il s'appuie sur les profils en travers levés et des lignes directrices joignant les points caractéristiques de ces profils en travers. La dimension des mailles varie de 10 à 80 mètres. Un coefficient de Strickler de  $40 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  a été choisi du fait du lissage de la topographie par les dépôts de sédiments et les coefficients de diffusion ont été pris à  $0,001 \text{ m}^2/\text{s}$ . Le coefficient  $\alpha$  a été pris égal à 0,02.

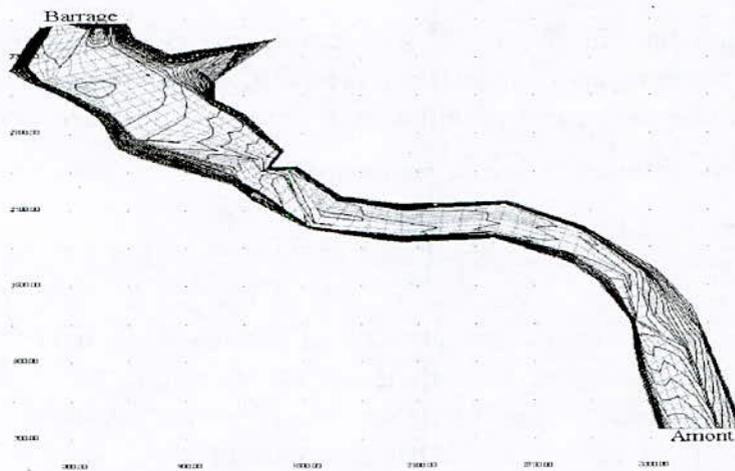


Figure 2 : Maillage de calcul et courbes de niveau de la topographie de 1975

b. Résultats de la période 1975-1986

Le profil en long du fond (point le plus bas) de la retenue en 1986 a été présenté Sur la figure 3 tel que mesuré et tel que simulé en partant de la situation en 1975. Les résultats montrent que l'épaisseur calculée des dépôts est relativement constante (autour de 4 m) et est, en cela relativement proche des phénomènes constatés. Les dépôts calculés apparaissent trop faibles à l'aval ; ceci peut être attribué à une représentation inadéquate des courants à proximité du barrage où les vitesses verticales ne sont plus négligeables mais l'effet des petites crues non modélisées, ou l'influence de la granulométrie étendue peuvent être d'autres causes possibles. La figure 4 donnant la section en travers située au quart amont (PK 1300) de la retenue montre assez bien que la disposition transversale des dépôts n'est pas non plus exacte

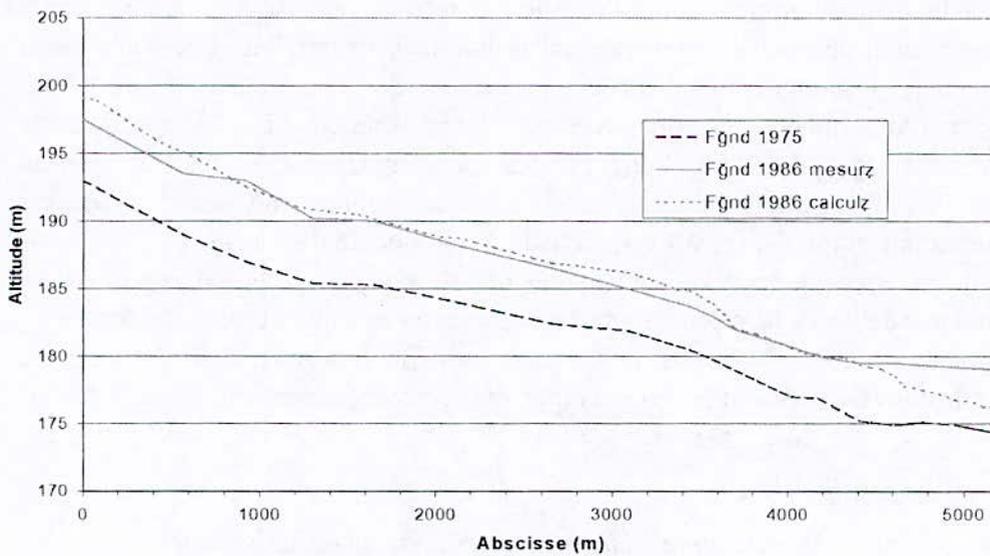


Figure 3 : Profil en long du fond de la retenue

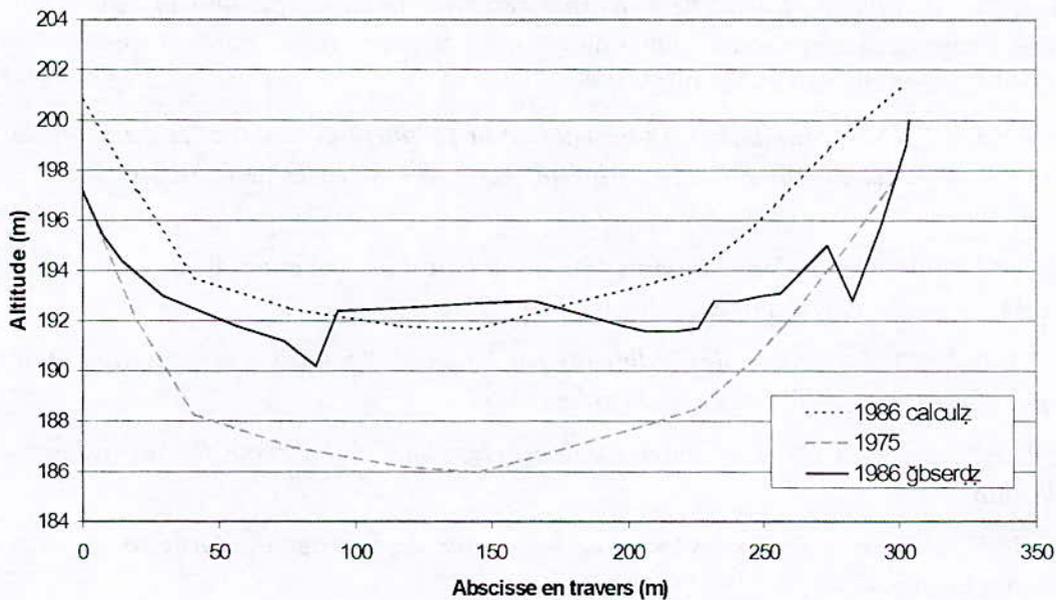


Figure 4 : Profil en travers à 1300 m en amont de la retenue

#### 4. Discussion et conclusion

La simulation numérique effectuée sur la retenue de Zardezas en Algérie, par l'utilisation d'un modèle hydraulique bidimensionnel horizontal, donne un volume total de sédiments proche du volume réel déposé dans la retenue pendant la période 1975-1986. Grâce au calage d'un paramètre, le dépôt est, en moyenne, positionné convenablement dans la retenue.

La limitation de la durée de la période simulée aux fortes crues ne semblant pas avoir d'influence notable (selon les test préliminaires menés consistant à ajouter des petites crues à l'échantillon sélectionné), il est certain que la part essentielle de l'incertitude sur les résultats résulte de l'incertitude sur les entrées.

L'application de la méthode proposée pour la gestion de retenues existantes ou pour le choix des sites d'implantation de nouvelles retenues est techniquement possible. Elle s'appuierait sur la génération de scénarios constitués d'une succession de crues de périodes de retour données. Les hydrogrammes d'apports correspondants seraient bâtis à partir d'une représentation synthétique de l'hydrologie par les modèles QdF. Ces données seraient complétées par l'hypothèse d'une faible variation de la concentration moyenne de sédiments d'une forte crue à une autre. Ce travail peut constituer un modèle de travail pour les chefs d'exploitation des retenues de barrage, pour définir une stratégie de gestion qui rentre dans le développement durable et la préservation des ressources en eau. Le modèle développé peut être adaptable à toutes les retenues de barrage similaires à la retenue de Zardezas, en l'occurrence celles du Maghreb Arabe par exemple, qui sont confrontées au même problème d'envasement.

### Références bibliographiques

- Bessenasse M., *al.* 2004. *Modélisation bidimensionnelle du dépôt de sédiments dans un barrage en Algérie*: La Houille Blanche, N°1/2004, pp 31 – 36.
- Bessenasse M., *al.* 1998. *Sediment deposits in a reservoir possible methods of estimation and choice*. Séminaire international annuel du groupe Amhy de Friend. Rapport annuel N°6 (1997 – 1998), Istanbul, Turkey, octobre 1998, 137 – 144.
- Bessenasse M., *al.* 2003. *Simulation numérique de la sédimentation dans les retenues de barrages : cas de la retenue de Zardezas, Algérie*. Revue des Sciences de l'Eau, Vol.16, N°1 -pp103 – 122.
- Bessenasse M. 2004. *Dépôt des sédiments fins à l'amont d'une retenue*, thèse de doctorat d'état, Ecole Nationale Polytechnique d'Alger, juillet, 218p.
- Bouchard J. P., 2001. *La gestion des sédiments par chasse (2) : outils d'optimisation et de prévision d'impact*: La Houille Blanche, N°6/7, 62-66.
- Bravard J. P., Petit F., 1998. *Les cours d'eau : dynamique du système fluvial*, Editions Armand Colin, Paris.
- Geokart., 1987. *Expertise de l'envasement de la retenue du barrage de Zardezas*. Agence Nationale des Barrages, Alger.
- Kassoul M., Abdelgader., A., Belorgey M., 1997. *Caractérisation de la sédimentation des barrages en Algérie*: Revue des Sciences de l'Eau, 10, 339-358.
- Poirel A., 2001. *La gestion des sédiments par chasse (1) : retour d'expérience sur quelques aménagements hydrauliques alpins*: La Houille Blanche, N°6/7, 55-61.
- Ramez P., 1995. *Erosion et transport solide en rivière : Tome 1 : Guide pour la compréhension des phénomènes*, Cemagref, Antony.
- Van Rijn L., 1984. *Sediment Transport, Part II, Suspended Load Transport*: Journal of Hydraulic Engineering, 110, 1613-1641.
- Vanleer B., 1979. *Towards the ultimate conservative difference scheme. V. A second-order sequel to Godunov's method*: Journal of Computational Physics, 32, 101-136.

**MODELISATION NUMERIQUE TRIDIMENSIONNELLE DES  
ECOULEMENTS AUTOUR DES BATARDEAUX AXISYMETRIQUES  
CIRCULAIRES SANS FOUILLE**

**A THREE-DIMENSIONAL NUMERIC MODELLING OF  
GROUNDWATER FLOW  
WITHIN CIRCULAR COFFERDAMS WITHOUT EXCAVATION**

**Farid BOUCHELGHOU<sup>1</sup>, N. BENMEBAREK<sup>2</sup>, S. BENMEBAREK<sup>3</sup>  
R. KASTNER<sup>4</sup>**

<sup>1</sup>Sciences Hydrauliques, Université de Biskra – Unité de Recherche en Hydraulique – LRGC Biskra  
Mail : fbou60@yahoo.fr

<sup>2</sup>Université de Biskra - Algérie

<sup>3</sup>Université de Biskra – Algérie Laboratoire de Recherche en Génie Civil de Biskra (LRGCB)  
BP 145, Biskra (07000) Algérie

<sup>4</sup>Institut National des Sciences Appliquées - Unité de Recherches en Géotechnique INSA de Lyon France

**Résumé**

Le phénomène élémentaire provoquant le renard est bien connu et expliqué par la notion de gradient hydraulique critique. Par contre, l'application de cette notion au problème de l'écoulement autour d'un écran étanche est complexe, cet écoulement n'étant pas uniforme de plus, le frottement interne du sol s'oppose partiellement au soulèvement généralisé. En pratique, le problème est encore compliqué par l'hétérogénéité marquée du sol vis à vis de la perméabilité. L'étude de l'enceinte *axisymétrique* ou à symétrie de révolution autour d'un axe noté *Oz*, revêt un grand intérêt pratique, et leur calcul peut être notablement simplifié lorsque les charges appliquées et les conditions sont également symétriques. L'analyse des résultats existants a permis de conclure que les schémas simplifiés qui sont proposés en écoulement *plan* sont d'une application limitée. Afin de mettre au point un nouvel outil de calcul de ces grandeurs dans les écoulements *axisymétrique*, des abaques à base de calcul numérique conçu à l'aide du code **Flac2D** (en *axisymétrie*) sont proposés. Ils fournissent aux praticiens des approches numériques réalisés en *trois dimensions* proches à la réalité, car la plus part des abaques ou méthodes existants sont réalisées en *deux dimensions* : elles sous-estiment les valeurs des gradients moyen et de sortie d'un coté, et surestiment les valeurs des coefficients de sécurité contre la boulangerie et le soulèvement d'un autre coté.

**Mots clés** : Modélisation numérique axisymétrique, Renard, Ecoulement, Boulangerie, Soulèvement.

**Abstract**

Elementary phenomenon provoking a piping is known well and is explained by notion of the critical hydraulic gradient. On the other hand, the application of this notion to out-flow problem around a cut off wall is complex, this out-flows not being besides uniform, and the internal rubbing of soil partially opposes the generalized heaving. In practice, the problem is complicated again by heterogeneity marked of soil towards permeability. The survey of circular shape surrounding wall or to symmetry of revolution around an axis noted *Oz*, dons a big convenient interest and their calculation can be simplified considerably when applied loads and boundary conditions are also symmetrical. The analysis of existing results

permitted to conclude that simplified charts that are proposed in two-dimensions are of a *limited application*. In order to finalize a new tool of calculation of these sizes in out-flows symmetry axis problems, *abacuses* based of conceived numerical computation using the **Flac2D** code (in symmetry axis) are proposed. They provide to practitioners of numeric approaches achieved in *three-dimensions* near to measurements reality, because the more part of abacuses or methods exist are achieved in two measurements; they *underestimate* the safety gradients, exit gradient in the one hand, and *overestimate* the values of safety factors against boulance and heaving in the other hand.

**Key-Words:** Symmetry-axis numerical modelling, Circular excavation, Piping, Groundwater, Boiling, Heaving.

## 1. Introduction

L'étude d'un problème physique passe par la représentation mathématique du phénomène grâce aux équations aux dérivées partielles. Ainsi, ces dernières constituent l'un des importants thèmes de la compréhension scientifique, et un moyen rapide de développement dans toutes les branches des sciences physiques, en particulier le domaine de l'hydraulique (Bouchelghoum et al 2007). L'impact des grands calculateurs a été d'une très grande importance dans le traitement des problèmes décrits par ces équations (Bouchelghoum et al, 2005).

Dans cette présente étude, on traite le cas d'un ouvrage de révolution. Ce type de calcul ne résulte pas d'une théorie de structure à proprement parler mais d'une technique de résolution utilisant des propriétés remarquables de la géométrie et des conditions appliquées. Lorsque l'enceinte est *axisymétrique*, la dimension de l'espace de travail peut être réduite et l'étude d'un problème **3D** est ramenée à l'étude d'un problème **2D**. Mais il y'a des conditions à cela : conditions sur la géométrie, conditions particulières sur les chargements. L'étude de l'enceinte *axisymétrique*, ou à symétrie de révolution autour d'un axe noté *Oz*, revêt un grand intérêt pratique, et leur calcul peut être notablement simplifié lorsque les charges appliquées et les conditions sont également symétriques (Jean Pierre, 1998). Le principe de modélisation des batardeaux à symétrie de révolution consiste donc à ramener, sans dégradation de la précision des résultats, le problème 3D à un problème à 2D défini soit dans un plan *méridien* (i.e., le plan est défini par l'axe de révolution *Oz* et un point de la structure. Dans ce cas, la modélisation numérique *tridimensionnelle* est lourde. Par contre, sous certaines conditions, la modélisation en *axisymétrie* est rapide. Nous présentons dans ce qui suit une confrontation entre un modèle *axisymétrique* conçu à l'aide du code Flac2D avec un modèle *tridimensionnel* conçu à l'aide de l'analogie électrique réalisée par Kastner, 1982. Nous nous sommes intéressés dans ce travail aux calculs hydrauliques du débit d'exhaure et pertes de charge dans un premier temps, et au phénomène de renard causant la perturbation de la stabilité du batardeau et du fond de fouille, dans un second temps. Dans ce contexte, nous avons effectué plusieurs tests pour valider les résultats de calcul numérique.

## 2. Travaux antérieurs

Fréquemment, les configurations réelles sont telles (enceinte ramassée) que le problème ne peut être considéré comme plan. L'écoulement vers la fouille n'est plus alors à filets parallèles mais à filets convergents, ce qui introduit une perte de charge supplémentaire. L'hypothèse de l'écran *circulaire* constitue une approche commode de ces écoulements

tridimensionnels, la symétrie de révolution permettant d'en faire l'étude dans le plan  $(r, z)$ . Les résultats pratiques concernant ce problème sont cependant assez peu nombreux :

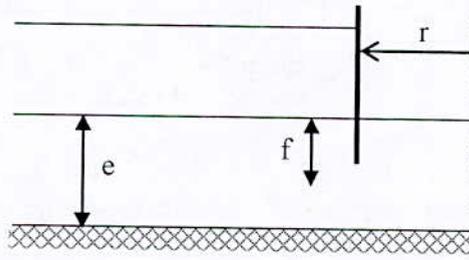
Brillant, 1975 a modifié la relation en écoulement plan : 
$$\frac{Q}{H\sqrt{K_v K_h}} = \frac{1}{\pi} \ln \frac{2b}{f} \quad (1)$$

pour l'adapter au cas de la symétrie de révolution.

Davidenkoff et Franke, 1965 ont étudié au moyen d'une cuve rhéoelectrique le cas de l'enceinte *circulaire*, mais la lourdeur de la méthode ne leur a pas permis de faire une étude systématique de l'influence des paramètres géométriques principaux. Ces auteurs ont estimé la précision de leurs résultats à environ 5 % mais il faut noter qu'une part de cette erreur est systématique et provient de l'écran dont l'épaisseur est loin d'être négligeable dans certaines configurations.

Les résultats de ces diverses études étant trop fragmentaires, Kastner a construit un réseau de résistances qui a permis, moyennant quelque précautions, de simuler ces écoulements *axisymétriques* avec une précision de l'ordre du pourcent. A l'aide de ce modèle il a étudié les batardeaux circulaires sans fouille, avec fouille ainsi que l'alimentation radiale. Au terme de leurs simulations à l'aide d'une cuve rhéoelectrique, Davidenkoff et Franke proposent de calculer le débit unitaire pour un batardeau circulaire sans fouille comme si le problème était plan, puis de multiplier le résultat par un coefficient égal à **0.8**. Ce résultat approximatif est le reflet du domaine assez étroit qu'ils ont étudié et ne peut être adopté comme règle générale. En particulier, un batardeau de rayon infini pouvant être assimilé à un batardeau plan, le coefficient minorateur qu'ils ont défini doit tendre vers l'unité. Pour préciser ces résultats, Kastner avait exploré avec leur réseau le domaine suivant (Figure 1) :  $0.5 < 2r/e < 8.75$  et  $0.125 < f/e < 0.875$ .

Il avait donné les résultats de ces simulations sous forme d'abaque donnant le débit en fonction du rayon et de la fiche relative. La concordance avec les résultats de Davidenkoff et Franke est bonne, mettant toutefois en évidence l'erreur systématique liée à l'épaisseur de l'écran dans leur modèle.



**Figure 1** : Batardeau circulaire sans fouille

En effet, les configurations qui ont été présentés par Kastner et des autres auteurs supposent que la coupure est infiniment mince. Cette hypothèse, justifiée pour les écrans réalisés en palplanches, peut être critiquable pour les parois moulées épaisses ou pour les écrans obtenus par injection. Kastner a proposé de tenir compte de manière approchée de cette épaisseur en admettant qu'elle provoque une perte de charge supplémentaire  $H_e$  donnée par la relation présentée sur la Figure 2 : 
$$H_e = \frac{Q E}{K_h (f - e)}$$

Le problème a été traité par Vuez, 1969 dans le cas particulier d'un batardeau de largeur infinie.

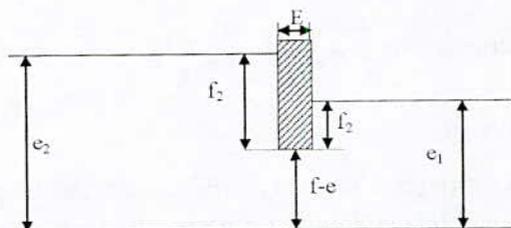


Figure 2: Prise en compte de l'épaisseur de l'écran.

### 3. Procédure de modélisation numérique

#### a. Cas étudié

Dans ce présent travail, on considère le cas des batardeaux *axisymétriques circulaires sans fouille* dans un *milieu fini* avec *alimentation verticale* de rayon  $r$  pénétrant d'une profondeur  $f$  où  $f$  est la fiche du batardeau, dans un sol homogène anisotrope reposant sur une base imperméable. La couche de sol a une épaisseur  $e$  en m. Cet écran a une épaisseur qui varie de 0.5 à 1.6 m (écran étanche en paroi moulée en béton armé), et 0.05 m pour le cas d'une palplanche, est soumis à une charge hydraulique  $H$  comme indiqué sur la Figure 3.

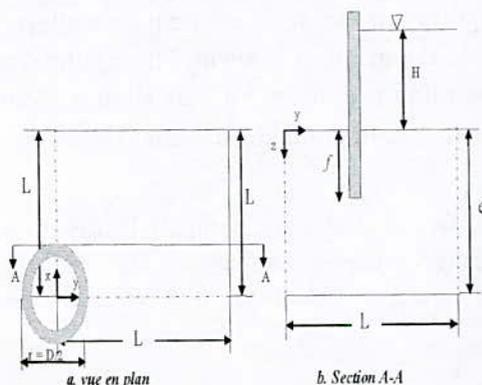


Figure 3 : Batardeau circulaire sans fouille

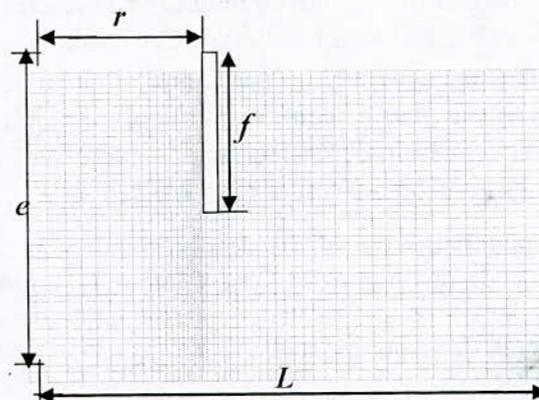


Figure 4 : Détail du maillage axisymétrique adopté en Flac2D. - Batardeau circulaire sans fouille -

avec,  $e$  : épaisseur de la couche perméable ;  $L$  : étendu du milieu ;  $r$  : rayon du batardeau circulaire ;  $f$  : la fiche de l'écran étanche et  $H$  : la perte de charge totale.

#### b. Procédure de modélisation

Le problème est axisymétrique et seulement une moitié du domaine peut être considérée dans l'analyse. Le système des axes ( $roz$ ) de coordonnées est défini avec l'origine au centre du coté aval dans le plan de la surface de sol. La Figure 3 montre un croquis des conditions du problème. Il convient tout d'abord de rappeler les coefficients et les paramètres qui vont être pris en compte dans cette étude et le comportement du sol qui est considéré comme un matériau élastique. Le sol et l'eau ont les propriétés suivantes: le module volumique  $K$   $1e4$  MPA, la densité de l'eau  $\rho_w$   $1000$   $kg/m^3$ , la densité sèche du sol  $\rho_d$   $1700$   $kg/m^3$ , la densité de l'écran  $\rho_{wall}$   $1500$   $kg/m^3$ , le module de cisaillement  $G$   $1e8$  MPA, la perméabilité  $k$   $10-10$   $m^2/Pa-s$ , la cohésion  $coh$   $1e8$ , la porosité  $n$   $0.3$ , la tension  $1e10$ , le module volumique du fluide  $K_f$   $1.0$   $10^3$  PA et le module  $g$  du vecteur de gravité peut être rapproché à  $10$   $m/s^2$ . La

Figure 4 montre les dimensions du maillage adopté pour la simulation en Flac2D. Ce maillage est raffiné au voisinage de l'écran étanche où les gradients hydrauliques sont importants et la partie où on calcule le débit sortant. Le maillage se fait d'une manière automatique. Afin de voir l'influence du côté du batardeau (augmentation ou décroissance), on fait varier l'étendu du sol avec le rapport  $r/f$ .

Pour des raisons numériques et afin d'accélérer la convergence du modèle, le module volumique de l'eau ( $K_f$ ) est aussi pris égal à  $1.0 \cdot 10^3 \text{ PA}$ . La charge dans le côté aval est nulle ( $H_2 = 0$ ) d'où la pression est nulle ( $P = 0$ ).

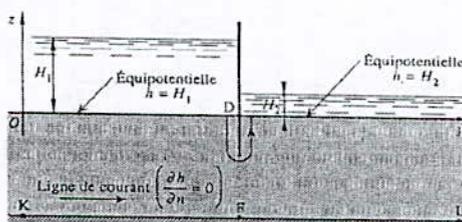


Figure 5 : Conditions aux limites hydrauliques

#### 4. Résultats et discussion

##### a. Calcul du débit d'exhaure et pertes de charge

Afin de comparer nos résultats de calculs du débit d'exhaure et pertes de charge aux résultats de Kastner, 1982, Davidenkoff et Franke, 1965, nous avons exploré avec notre modèle le domaine suivant :  $0.1 < 2r/e < 10$  donc  $1\text{m} < r < 40\text{m}$  où  $2 < D = 2r < 80\text{m}$  et  $0.125 < f/e < 0.875$  qui comprend la gamme de Kastner :  $0.5 < 2r/e < 8.75$  et  $0.125 < f/e < 0.875$ . Les résultats obtenus par le code de calcul numérique Flac2D sont présentés sur les Figures 6, 7, 8, 9 et 10 sous formes d'abaques donnant respectivement la variation du débit et des pertes de charge en fonction de la fiche et de la largeur relative du batardeau. On peut noter qu'en terme de débit d'exhaure, les résultats obtenus en axisymétrie sont très voisins de ceux donnés par l'approche expérimentale en 3D de Kastner et quasi identiques pour les grandes fouilles comparées aux relations analytiques. Les différents résultats obtenus, nous montrent que le débit total augmente avec l'augmentation du diamètre et la diminution de la fiche relative du batardeau. Néanmoins, le débit n'augmente plus avec la largeur du batardeau dès que le rapport  $2r/e$  est supérieur à 2.7 quelle que soit la valeur de  $f/e$ . Ce domaine caractérise les batardeaux circulaires larges.

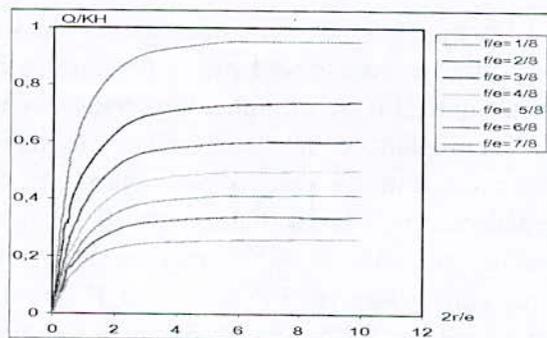


Figure 6 : Variation du débit total en fonction de  $2r/e$ .

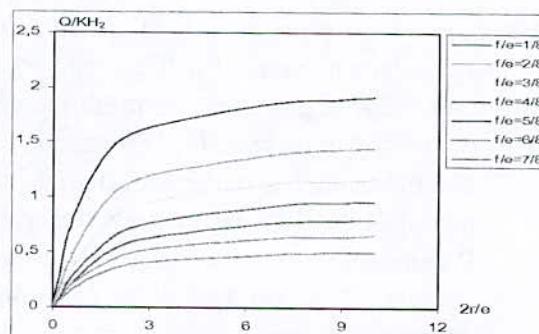


Figure 7 : Variation du débit en fonction de  $2r/e$  dans le côté aval.

Pour le coté aval (Figure 8), on peut noter que la perte de charge relative augmente au fur et à mesure que l'écran s'enfonce dans le sol et diminue avec l'élargissement du batardeau et devient constant pour des valeurs de la largeur relative supérieures à 2.7.

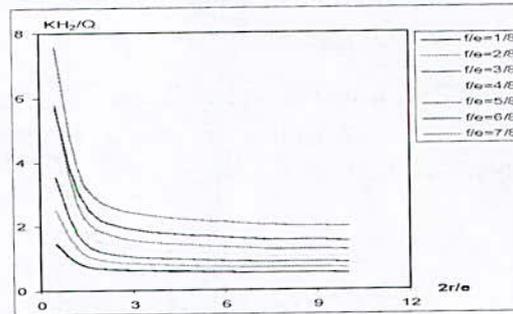


Figure 8 : Variation de la perte de charge en fonction de  $2r/e$  dans le coté aval.

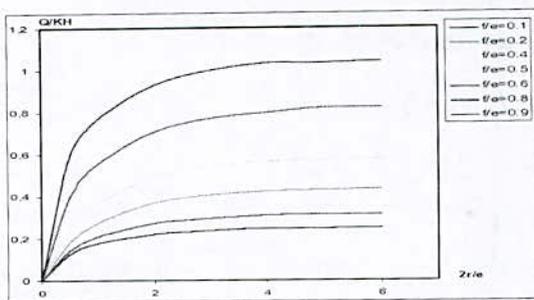


Figure 9 : Variation du débit total en fonction de  $2r/e$ .

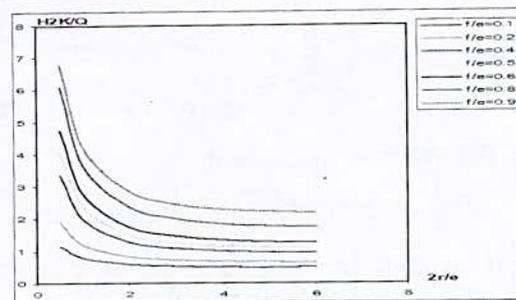


Figure 10: Variation des pertes de charge en fonction de  $2r/e$  dans le coté aval.

Pour les faibles valeurs du diamètre relative, les pertes de charges en aval dues à l'écoulement sont très fortes et le débit dans ce cas dépend uniquement de la perméabilité verticale. Donc, lorsque le batardeau est très large, le flux d'eau reste concentré au voisinage de l'écran étanche : les trois quarts du débit débouchent dans la fouille dans une bande de largeur  $e\sqrt{k_v/k_h}$ . Ce débit dépend alors à parts égales de la perméabilité verticale et horizontale du sol (Figure 11).

Quant aux batardeaux étroits, l'écoulement est quasi uniforme en fond de fouille dès que :

- $2r/e < 1$  pour  $f/e = 0.75$  (**forte fiche**)
- $2r/e < 0.5$  pour  $f/e = 0.25$  (**fiche faible**) Dans ce cas, les pertes de charges dues à l'écoulement vertical à filets convergents entre les écrans sont prépondérantes et le débit dépend plus de la perméabilité verticale que de la perméabilité horizontale. Afin de voir l'influence de l'épaisseur de l'écran étanche sur les résultats du débit d'exhaure et les pertes de charge, nous avons fait les calculs pour deux cas de batardeaux : l'un est en *palplanche* d'épaisseur de l'écran étanche  $e' = 0.05$  m et l'autre en *paroi moulée* (béton armé) avec épaisseur  $e' = 0.5$  m dans le même domaine. Les résultats de calculs sont regroupés dans les Figures 12 et Figure 13 donnant respectivement la variation du débit total et les pertes de charge en fonction de la largeur et de la fiche relative du batardeau.

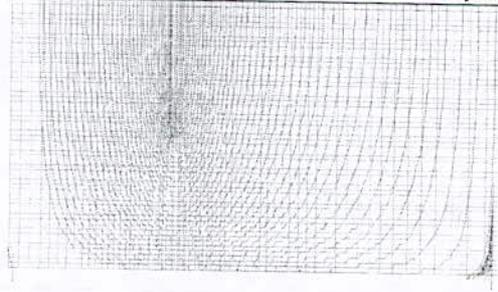


Figure 11 : Réseau d'écoulement pour les batardeaux larges.

On note en effet, que pour les largeurs  $2r/e < 1$  on marque une petite différence entre les deux résultats, et dès que  $2r/e > 2$ , l'écart augmente avec l'augmentation de la largeur et le débit pour un écran d'épaisseur 0.05 m est nettement supérieur à celui d'épaisseur 0.5 m et cela est bien clair sur la Figure 12, car on voit bien que les courbes des débits avec une épaisseur de l'écran étanche égale à 0.05m (les courbes sans points) sont au-dessus des courbes avec une épaisseur de 0.5m ( les courbes avec points). Cette différence est expliquée par la perte de charge supplémentaire provoquée par l'augmentation de l'épaisseur de l'écran étanche illustrée dans la Figure 13, qui augmente avec l'augmentation de la fiche relative du batardeau (fortes fiches). Par conséquent, on ne doit pas négliger l'influence de l'épaisseur de l'écran étanche dans les calculs de l'écoulement contournant les écrans étanches.

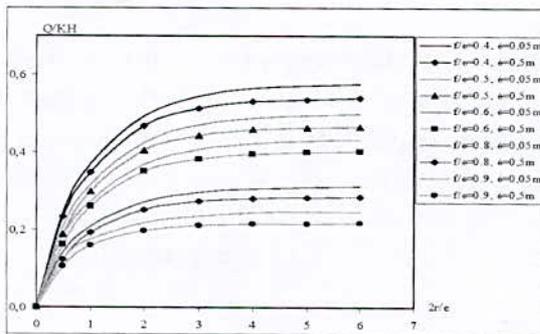


Figure 12: Comparaison du débit de l'épaisseur de l'écran  $e' = 0.05$  m et  $e' = 0.5$  m.

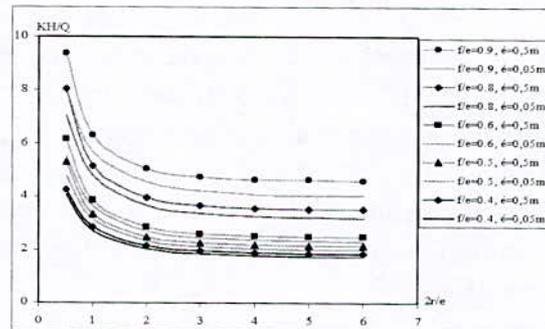


Figure 13: Comparaison des pertes de charge pour l'épaisseur de l'écran  $e' = 0.05$  m et  $e' = 0.5$  m.

La Figure 14 qui présente la variation du rapport des débits d'exhaire en fonction de la largeur et de la fiche relative du batardeau pour une épaisseur de l'écran étanche égale à 0.5m sur  $Q_{e=0.05}$  m, montre bien que ce rapport augmente avec l'augmentation de la largeur pour  $2r/e < 2.5$ , ce qui représentent les fouilles étroites, et sa valeur diminue à partir de  $2r/e = 2.7$  qui représentent les fouilles larges.

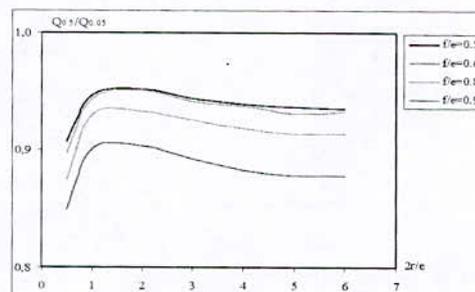
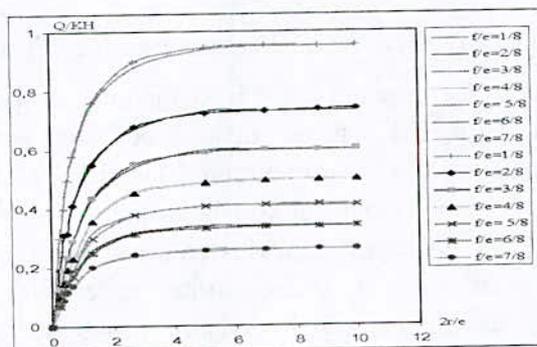


Figure 14: Variation du rapport des débits  $Q_{0.5}/Q_{0.05}$  m.

- Pour les fortes fiches du batardeau, le rapport des deux débits décroît ce qui montre que plus que la fiche augmente plus que l'influence de l'épaisseur de l'écran devient importante. L'erreur comparée avec l'abaque donnée par analogie de Kastner en 3D est comprise entre

0.1 et 4%. Par conséquent, Le résultat en terme de débit du calcul *axisymétrique* est comparable au résultat du calcul 3D en analogie électrique réalisé par Kastner. La Figure 15 présente l'évolution du débit d'exhaure en fonction de la fiche relative du batardeau donnée par Kastner et le code numérique Flac2D, elle montre une bonne concordance entre les deux approches, l'écart ne dépassant pas 04.1 % montrant ainsi l'aptitude du modèle *axisymétrique* à décrire correctement le comportement d'un modèle *tridimensionnel* à symétrie de révolution.



**Figure 15 :** Comparaison du débit total en fonction de  $2r/e$  Kastner et Flac2D.

- Pour les batardeaux étroits, la concordance des résultats Flac2D et ceux de Davidonkoff et Franke est bonne, mettant toutefois en évidence l'erreur systématique liée à l'épaisseur de l'écran dans leur modèle.
- La comparaison de nos résultats aux résultats en *écoulement plan* confirme que la réduction de débit due à la convergence de l'écoulement varie avec le rayon de l'écran étanche et décroît avec lui. En particulier, les débits coïncident à 2.5 % près dès que le rayon relatif  $2r/e$  est égal à 4 alors que le débit est réduit d'environ 50 % quand :  $2r/e = 0.5$ . Si l'on admet une erreur maximale de 5 % (toujours par excès donc dans le sens de la sécurité), les relations établies par Mandel, 1951 pour l'écoulement plan sont valables dès que  $2r/e = 2.7$ .

**Tableau 1 :** Ecarts entre les deux approches au niveau des débits d'exhaure. ( $f/e = 0.125$ )

| $2r/e$ | $r$ (m) | Le débit unitaire<br>- Fouille circulaire - d'après Flac2D | Le débit unitaire plan<br>d'après Mandel | Erreur<br>*100 % |
|--------|---------|--|--|------------------|
| 0.25   | 1       | 0,302  | 0,959058455                              | <b>0,685</b>     |
| 0.5    | 2       | 0,4975   | 0,959058455                              | <b>0,481</b>     |
| 0.67   | 2.68    | 0,578358209  | 0,959058455                              | <b>0,397</b>     |
| 1.34   | 5.36    | 0,76119403   | 0,959058455                              | <b>0,206</b>     |
| 2.7    | 10.8    | 0,900001   | 0,959058455                              | 0,05             |
| 5      | 20      | 0,945  | 0,959058455                              | 0,015            |
| 7      | 28      | 0,953571429  | 0,959058455                              | 0,006            |
| 10     | 40      | 0,9525   | 0,959058455                              | 0,007            |

Ainsi, autant pour les fortes largeurs du batardeau que pour les petites valeurs, l'approche *axisymétrique* donne des résultats voisins de l'approche *tridimensionnelle* de Kastner, et des méthodes de calcul en écoulement *plan* pour les batardeaux larges.

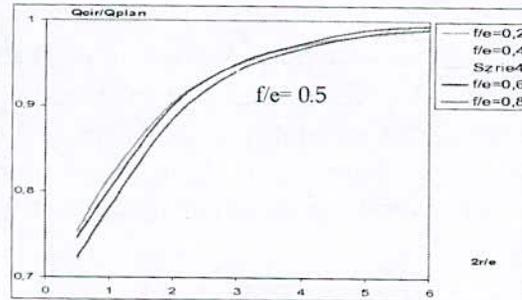
D'une manière générale, les batardeaux circulaires de grandes largeurs sont souvent considérés comme de batardeaux plans. Pour vérifier cette hypothèse, on a effectué une comparaison de nos résultats obtenus par le logiciel Flac2D en axisymétrie avec ceux obtenus par le même logiciel et les mêmes programmes en symétrie plane (Tableau 2).

**Tableau 2 :** Comparaison entre les batardeaux plans et circulaires pour  $f/e = 0.5$ .

| $2r/e$ | $r$ (m) | Le débit unitaire<br>- Fouille circulaire -<br>d'après Flac2D | Le débit unitaire<br>plan<br>d'après Flac2D | $Q_{circulaire}/Q_{plan}$ |
|--------|---------|---|---|---------------------------|
| 0.5    | 2.5     | 0.20872   | 0.2902                                      | 0.72                      |
| 1      | 5       | 0.3169  | 0.40675                                     | 0.78                      |
| 2      | 10      | 0.4255  | 0.48175                                     | 0.88                      |
| 3      | 15      | 0.46966   | 0.50025                                     | 0.93                      |
| 4      | 20      | 0.488   | 0.50575                                     | 0.96                      |
| 5      | 25      | 0.4956  | 0.50445                                     | 0.98                      |
| 6      | 30      | 0.49916   | 0.50485                                     | 0.99                      |

Le Tableau 2 et la Figure 16 confirment que le batardeau circulaire peut être considéré comme plan vis-à-vis les calculs du débit pour les batardeaux dont le diamètre relatif supérieur à 2.7 avec une erreur inférieure à 5 %.

Dans la Figure 16 les courbes ne sont pas classées en ordre et trois courbes sont confondues ce qui nous permettra de représenter ce rapport par une courbe unique.



**Figure 16:** Variation du rapport  $Q_{cir}/Q_{plan}$  en fonction de  $2r/e \sqrt{\frac{K_h}{K_v}}$ .

## b. Phénomène de Renard

### - Méthodes de calcul négligeant le frottement

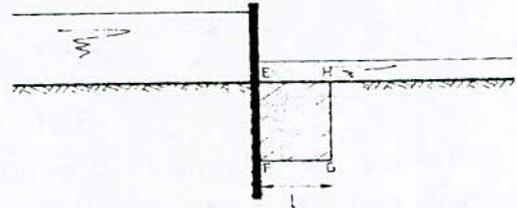
Terzaghi, 1922 a introduit la notion de gradient critique conduisant, pour un écoulement unidirectionnel vertical, au soulèvement en masse du sol. De nombreux auteurs ont adapté cette notion à l'écoulement autour d'un écran étanche : ils considèrent qu'il y aura renard si, en un point du fond de fouille, le gradient vertical atteint sa valeur critique. Il s'agit en fait d'un critère de boullance. En milieu homogène, le point de plus fort gradient est le point  $E$  au contact de la palplanche (Figure 17). Mc Namee, (1949) Gray et Nair (1967) ont donné des abaques permettant le calcul du gradient en ce point appelé gradient de sortie pour certaines configurations de batardeaux. Krizek, 1968 et Reddy, 1971 ont calculé  $i_e$  dans le cas d'une palplanche inclinée : Cette solution s'applique au cas où la direction de la perméabilité principale du sol serait inclinée sur l'horizontale. L'écran étanche vertical apparaîtra incliné après application de la transformation géométrique classique qui permet de se ramener, pour le calcul, à un sol isotrope. Cependant, il est vite apparu que cette notion de gradient de sortie est insuffisante, le renard pouvant se déclencher avant qu'il y ait boullance. Boumgart, 1993 et Davidenkoff, 1929 repris par Davidenkoff, 1954 ont calculé les forces d'écoulement s'exerçant sur le prisme de sol  $EFGH$  situé au contact de la fiche (Figure 17) négligeant le frottement du sol sur les faces  $EF$  et  $GH$ , ils montrent que le prisme le plus défavorable correspond à une largeur  $FG$  très faible. Dans ces conditions, il y

a renard lorsque le gradient moyen compté sur  $FG$  est critique. Pour les sols homogènes, le point  $F$  le plus défavorable est le pied de palplanche  $P$ . Sur la base de ses expériences, Terzaghi, 1943 propose que le prisme ait une largeur  $l$  égale à  $F/2$ , la charge hydraulique diminuant lorsque l'on va de  $F$  à  $G$ , cette règle de calcul conduit à des résultats plus favorables que la précédente. L'adoption de cette largeur  $l = F/2$  apparaît comme une prise en compte détournée du frottement sur les faces verticales du prisme.

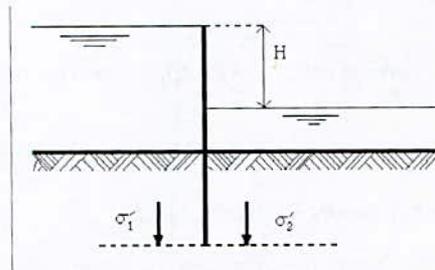
Mandel, 1951 modifie le schéma de Davidenkoff en s'inspirant des travaux de Caquot et Kerisel, 1993 sur la force portante des fondations, négligeant les forces de frottement sur les faces verticales, il rajoute aux forces d'écoulement l'effet du sol situé coté extérieur (Figure 18) qui se traduit par la relation suivante :

$$\sigma'_1 < \sigma'_2 e^{\pi \text{tg} \phi} \cdot \text{tg}^2 \left( \frac{\pi}{4} + \frac{\phi}{2} \right) \quad (3)$$

Où,  $\sigma'_1$  et  $\sigma'_2$  sont les contraintes effectives s'exerçant sur une facette horizontale de part et d'autre du pied de l'écran, et  $\phi$  le frottement interne du sol. Cette règle de calcul, négligeant d'une part le frottement du sol de part et d'autre du rideau au-dessus du pied de palplanche et d'autre part la variation rapide de la charge hydraulique en pied d'écran conduit à des résultats très pessimistes si on les compare aux données expérimentales.



**Figure 17 :** Schémas de soulèvement en masse de Davidenkoff, Boumgart et Terzaghi.



**Figure 18 :** Schémas de calcul de Mandel

– *Méthodes de calcul considérant le frottement*

Bazant, 1963 prend en compte le frottement en considérant une rupture circulaire se développant à partir du pied de l'écran sous l'effet des forces d'écoulement (Figure 19). Assimilant les lignes de courant à des ellipses, il a construit des abaques donnant la hauteur critique relative  $H_c/f$  en fonction du potentiel en pied d'écran  $H_p$  et de l'angle de frottement interne du sol. Notons qu'à leur limite, lorsque  $\phi = 0$ , ces abaques indiquent une perte de charge critique nulle, ce qui signifierait que le renard se déclenche dès qu'il y a écoulement. Ce résultat est erroné de toute évidence, le renard ne pouvant se déclencher que lorsque les forces d'écoulement équilibrent le poids de l'élément de sol  $EIP$  (Figure 19).

Il est certain que le critère de stabilité défini par le gradient critique de Terzagui est insuffisant et que sa validité est limitée au cas des sols qui, tout à la fois, présentent une compacité suffisante et ne représentent pas de risque d'entraînements.

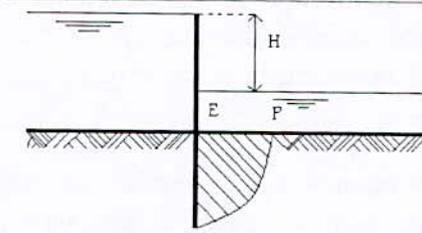


Figure 19 : Schéma de rupture de Bazant

L'introduction par Monnet, 1998 d'une seule hypothèse supplémentaire, l'existence d'un gradient critique de renard, permet de quantifier toutes les ruptures observées dans les essais de Skempton et Brogan, 1994. Kastner, 1982 avait proposé une méthode permettant de calculer simplement et précisément ces deux grandeurs dans le cas des écoulements plans. Elle mériterait d'être étendue aux problèmes *tridimensionnels* (*fouilles rondes, carrées* ou *rectangulaires*), les corrections proposées dans ce cas par Davidenkoff et Franke étant trop imprécises (Bouchelghoum et al, 2006). Par des simulations numériques avec le code Flac2D, 2002, Benmebarek et al, 2005 ont montré que l'angle de dilatation du sol a une influence significative sur la forme du mécanisme de rupture. Pour un matériau dilaté, le critère de rupture d'un prisme rectangulaire par soulèvement est obtenu. Afin de mettre au point un nouvel outil de calcul de ces grandeurs dans les écoulements tridimensionnels, des abaques à base de calcul numérique sont proposés. On présente ainsi sur la Figure 20 les variations des valeurs du gradient de sortie obtenues par le code numérique Flac2D en fonction de la fiche relative des batardeaux axisymétriques circulaires *sans fouille* dans un milieu fini. La Figure 21 quant à elle présente les variations des coefficients de sécurité en fonction de la largeur et de la fiche relative du batardeau. On constate que le gradient de sortie augmente lorsque  $f/e < 0.45$ , et dès que  $f/e > 0.45$ , le gradient de sortie diminue. En outre, les valeurs des coefficients de sécurité restent constantes dès que  $2r/e = 2.5$  ce qui représente les fouilles larges.

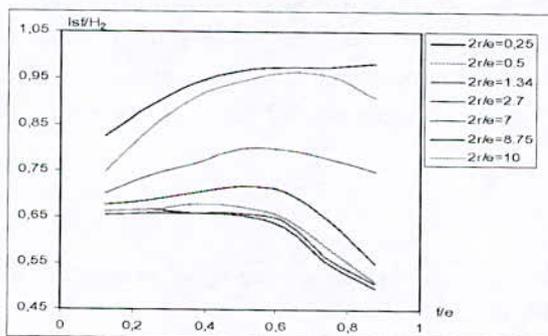


Figure 20 : Variation du gradient de sortie en fonction de  $f/e$ .

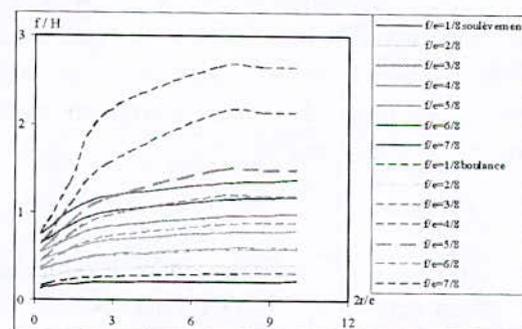


Figure 21 : Variation des coefficients de sécurité en fonction de  $2r/e$ .

Il apparaît de ces diverses simulations que le potentiel le long de la palplanche n'est pas affecté par l'alimentation du domaine si  $f/e$  et  $f/2r$  sont simultanément faibles. Tout se passe alors, au voisinage de la palplanche, comme si elle était fichée dans un milieu *semi-infini*. Lorsque  $f/2r$  est élevé, on constate que le rapport adimensionnel  $Is.f/h_2$  tend vers 1 pour les fouilles étroites. L'écoulement entre les deux écrans devient sensiblement uniforme. On peut voir de la Figure 21 que les deux critères définissant la boullance et le soulèvement sont presque équivalents. En outre, l'augmentation de la largeur et de la fiche relative du batardeau induit une augmentation de la valeur du coefficient de sécurité et dès que  $2r/e$

=2.7 cette valeur reste constante quelque soit la fiche relative. Le facteur de sécurité contre le *soulèvement* est toujours un peu plus bas que celui contre la *boulance* donc le soulèvement doit être considéré comme le mode de rupture le plus critique.

## 5. Conclusion

La réalisation d'un calcul numérique sur un modèle *axisymétrique* de batardeau circulaire nous a permis de vérifier la validité de ce modèle par rapport aux calculs tridimensionnels. Le modèle axisymétrique que nous avons implanté dans le code de calcul Flac2D a été validé sur le modèle d'analogie électrique de Kastner et les méthodes de calcul en *plan* pour les fouilles larges. Il ressort de cette présente étude que la vitesse de résolution obtenue par un modèle numérique en *axisymétrie* permet d'effectuer des études en un court laps de temps tout en obtenant des résultats similaires à ceux du calcul en **3D**. L'analyse des résultats existants a permis de conclure que les schémas simplifiés qui sont proposés pour le calcul du débit contournant les écrans étanches sont d'une application limitée. De nombreuses simulations numériques effectuées à l'aide du code Flac2D en axisymétrie, nous ont permis de proposer un outil de calcul simple des écoulements de contournement des écrans *circulaires*. Il est constitué de méthodes de calcul approchées, à base d'abaques, et couvre de nombreux cas rencontrés en pratique : batardeaux *circulaires* sans fouille, milieu fini alimentés verticalement, protégés par des parois minces ou épaisses.

Les résultats de calculs numériques obtenus montrent que :

- Les relations établies par Mandel en écoulement plan pour les batardeaux sans fouille dans un milieu fini sont valables dès que  $2r/e=2.7$ . De plus, les résultats de Davidonkoff et Franke en **3D** sont seulement valables pour les batardeaux étroits et l'erreur peut dépasser 15 % pour les batardeaux larges. En particulier, nous avons pu vérifier l'hypothèse d'un batardeau circulaire de rayon infini pouvant être assimilé à un batardeau plan, et on a montré que le coefficient minorateur qu'ils ont défini tend vers l'unité.
- Nous avons effectué une étude du phénomène de renard tout en calculant le gradient adimensionnel et les facteurs de sécurité contre la boullance et le soulèvement. On a fait alors évaluer le gradient critique qui cause ce phénomène. Ceci nous a conduit aux valeurs correspondantes du gradient moyen et de sortie et par conséquent les valeurs des coefficients de sécurité.

## Références

Bazant, Z., 1949. *Measuring soil deformation caused by the pressure of seepage*. 17<sup>th</sup> International Navigation Congress, Sect.1, 1949, pp. 195-198.

Benmebarek, N., Benmebarek, S., Kastner, R., 2005. *Numerical studies of seepage failure of sand within a cofferdam*. Computers and Geotechnics, in press 2005.

Bouchelghoum, F., Kadri, M., Hamidou, M., 2007. *Modélisation numérique bidimensionnelle des infiltrations à travers un barrage en terre*. 2<sup>ème</sup> Colloque International sur l'eau et l'environnement. ENSH de Blida – Alger, 31p.

Bouchelghoum, F., Kadri, M., Hamidou, M., 2005. *Etude numérique des écoulements à travers un milieu poreux*. 1<sup>er</sup> Séminaire national sur la mobilisation et l'exploitation des ressources en eau. Université de Batna, Algérie, 169p.

- Bouchelghoum, F., Benmebarek, N., Benmebarek, S., 2006. *Prévision numérique du phénomène de renard et débit d'exhaure des batardeaux carrés*. 1<sup>er</sup> Séminaire International des Géosciences au service du développement durable, Tebessa, 31p.
- Boumahrat, M., Gourdin, A., 1993. *Méthodes numériques appliquées*. Office des Publications Universitaires. Alger, 1993. pp 422 - 424.
- Caquot, A., Kerisel, J., 1966. *Traité de mécanique de sol*. Gautier-Villars, Paris 1966.
- Davidenkoff, R.N., Franke, O.L., 1965. *Untersuchung der räumlichen Sickerströmung in eine umspundete Baugrube in offenen Gewässern*. Die Bautechnik, 9, pp 298-307.
- Davidenkoff, R.N., 1954. *Zur Berechnung des hydraulischen Grundbruches*. Wasserrwirtschaft N° 46, 1954, pp 298-307.
- Gray, H., Nair, K., 1967. *A note on the stability of seepage forces adjacent to a sheet pile*. The Institution of Civil Engineers, London, N° 17, 1967, pp 136-144.
- Itasca Consulting Group, Inc., 2002. *Flac<sup>2D</sup> Manual version 4.00*. Minneapolis, Minnesota, 2002.
- Jean Pierre, M., 1998. *La pratique des calculs tridimensionnels en géotechnique*. Journée d'étude, Paris 24 et 25 Novembre 1998, pp 7.
- Kastner, R., 1982. *Excavations profondes en site urbain : problèmes liés à la mise hors d'eau. Dimensionnement des soutènements butonnés*. Thesis of docteur Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Laboratoire de Géotechnique. France.
- Krisek, R.J., Anand, V.B., 1968. *Flow around a vertical sheet pile embedded in a inclined stratified medium*. Water Resources Research, Vol 4, N°1, 1968, pp 113-123.
- Mandel, J., 1951. *Écoulement de l'eau sous une ligne de palplanche – Abaque pour la condition de renard*. Travaux N° 197, Mars 1951, pp 223-241.
- Mc Namee, J., 1949. *Seepage into a sheeted excavation*. Géotechnique, The Institution of Civil Engineers, London, Vol 1, N°4, 1949, pp 229-241.
- Monnet, A., 1998. *Boullance, érosion interne, renard, les instabilités sous écoulement*. Revue Française de Géotechnique, N° 82, 1998, pp 3-10.
- Reddy A, S., Mishra E.C., Seetharamian, K., 1971. *Flow around inclined sheet pile*. ASCE Journal of the Hydraulics Division, July 1971, pp 1101-1115.
- Skempton, A.W., Brogan, J.M., 1994. *Experiments on piping in sandy gravels*. The Geotech, N°3, 1994, pp 440-460.
- Terzaghi, K., 1922. *Der grundbruch an stanwerken und seine verhütung*. Wasserkraft 17, 1922, pp 445-449 in, From theory to practice in soils mechanics', Wiley New-York 1922, pp 114-118.
- Terzaghi, K., 1943. *Theoretical soil mechanics*. John Wiley & Sons, New-York 1943.



## **RECENT ADVANCES IN THE SEISMIC DESIGN AND ANALYSIS OF DAMS AND CONVEYORS IN LEBANON, WITH PARTICULAR EMPHASIS ON CONCRETE FACE ROCKFILL DAMS"**

**Adib GEADAH**

*Senior Hydraulic Engineer and Consultant  
Former Department Head, Planning and Design  
Litani River Authority*

*P.o. Box 13-6195, Beirut, Lebanon, Tel (+961) 1 793207, Fax (+961) 1 660476,  
E-mail: [ageadah@litani.gov.lb](mailto:ageadah@litani.gov.lb)*

### **Abstract**

Lebanon is located along the active fault of Yammouneh extending to the Jordan Valley Rift and the Dead Sea, with exposure to seismic hazard.

There is as yet no formal code of practice for seismic design available in Lebanon. The paper analyzes four recent projects in Lebanon with their seismic hazard assessment, so that adequate earthquake engineering measures can be devised and implemented to maintain a reasonably low level of seismic hazard. These projects are:

1. The Qaraoun Dam : Concrete face rockfill, 220 Mm<sup>3</sup>, operating since 1964.
2. The Bisri Dam : Zoned clay core embankment, 131 Mm<sup>3</sup>: final design stage.
3. The Massa Dam : Zoned clay core embankment, 8 Mm<sup>3</sup>: Pre feasibility stage.
4. The Conveyor 800 : 52 - km main adduction for irrigation and domestic supply of Southern Lebanon: tendering stage

The safety of the existing Qaraoun Dam was reassessed in view of recent advances in the fields of fluid-structure interaction where the concrete face, the rockfill dam and water reservoir were modeled using finite elements. Both sinusoidal and seismic loading conditions were considered. Modeling concerned mainly:

- Effect of the H and V earthquake motions on the Dam,
- Separation and sliding between the concrete face and the rockfill dam,
- Effect of the flexibility of the CFRD on the earthquake - induced hydrodynamic pressure.

As a result, many of the assumptions previously used in the design of the dam are now un-conservative. It is proposed that a more conservative factor of horizontal to vertical earthquake motion should be applied (i.e.  $V= 1H$  instead of  $V= 2/3H$ ).

The pseudo-static design analysis is exposed for Bisri and Massa Dams.

Finally, risk levels and seismic design considerations and criteria are set up for the four Projects.

### **Abbreviations**

LRA : Litani River Authority, CDR : Council for Development and Reconstruction,  
C800 : Conveyor 800 Consultants (Lahmayer Int., Gauff Ing., Dar Al - HandasahShair)

ICOLD : International Commission of Large Dams, USCOLD : US Commission of Large Dams, USACE : US Association of Civil Engineers, CFRD : Concrete – Face Rock fill Dam, RCCD : Roller Compacted Concrete Dam, EC : Euro Code, V : Vertical Earthquake Motion, H : Horizontal Earthquake Motion, MCE : Maximum Credible Earthquake, CMCE : Most Critical MCE, MDE : Maximum Design Earthquake, OBE : Operating Basis Earthquake, DBE : Design Basis Earthquake, PGA : Peak Ground Acceleration,  $a_{eff}$  : Effective Acceleration = 0.5 to 0.8 PGA.

## **1. Introduction**

The Litani- Aouali Rivers integrated scheme in Lebanon is the most important and complex case of multipurpose hydro-electric and hydro-agricultural development and management plans. It encompasses a total catchment area of 2.480 Km<sup>2</sup> and constitutes the principal complex of surface and ground water resources of the country (Figure 1).

The Litani River Authority (LRA) is the semi-public authority in charge of this scheme and is worth with fifty years of experience. The overall Master Plan concerns the mobilization of 600 Mm<sup>3</sup> per annual dry season via 5 storage and regulating dams totaling a storage capacity of 500 Mm<sup>3</sup>, 3 hydro power plant totaling 190 MW, two main irrigation perimeters in the Central Bekaa Valley and in the South Lebanon totaling 66.000 ha and an additional domestic supply of 193 Mm<sup>3</sup> per annual dry season.

The key structure of this plan is the Qaraoun Dam (CFRD, 220 Mm<sup>3</sup>), operating since 1964 and is the largest one in Lebanon. The second dam in importance is the Bisri Dam (zoned clay core embankment, 131Mm<sup>3</sup>) on Aouali River; it is at the final design stage.

The Massa Dam (zoned clay core embankment, 8 Mm<sup>3</sup>) on a tributary of the upper Litani River, makes also part of the Master Plan and is at the technical prefeasibility stage.

Also, the on-going Conveyor 800 scheme for irrigation and domestic supply of South Lebanon from Qaraoun Dam (8.2 m<sup>3</sup>/s, 15.000ha) is at the tendering stage.

The above four reference projects were recently assessed for their respective seismic design and analysis. The paper summarizes their seismic design criteria and features towards a tentative contribution to the elaboration of the national code of practice for seismic design of large hydraulic structures.

## **2. Seismic hazard design criteria**

### **a. General**

A seismic hazard assessment is intended to identify the existing natural level of exposure, so that adequate earthquake engineering measures can be implemented to maintain a reasonably low level of seismic hazard. If the identification of the seismic hazard at the project site is considered to be well based, decisions on relaxing or increasing the degree of protection to be designed into the structures can be made with more confidence.

Seismic hazard assessment yields general qualitative statements and is normally based on a specific quantitative seismic design parameter - the Peak Ground Acceleration (PGA) (Fig.6). This parameter represents the highest pulse of ground acceleration during an earthquake. It remains the most widely used numerical assessment of the punch of an

earthquake. Many statistical relationships describing specific characteristics of an earthquake have been derived on the basis of PGA.

Unfortunately, there is as yet no formal code of practice for seismic design available in Lebanon. It is for this reason that the present paper analyzed available information from four reference projects of dams and Conveyors in Lebanon in order to set up a tentative seismic hazard design criteria.

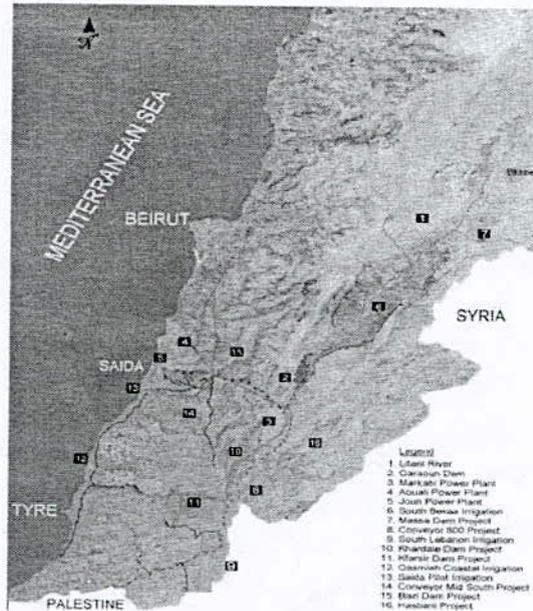


Figure1: Key Location Map

b. Seismic environment in the reference dams and conveyors area (figure 2)

The whole reference Projects are associated with the Yammouneh and Roum faulting, and since records indicate that the immediate area is seismically active, the design of the associated structures must include the use of appropriate seismic coefficients. Lebanon has been zoned with respect to seismic risk, and the seismic coefficients to be used can therefore be established. The seismic zoning map of Lebanon based on the most comprehensive data has been presented by Harajli, Sadek and Asbahan in their paper "Evaluation of the seismic hazard of Lebanon", prepared in September 2001 and published in the Journal of Seismology.

According to this map, the 3 reference dams, the Yohmor Tunnel and the remainder of the Main Conveyor 800 are located in Zone II, for which a peak horizontal acceleration of 0.30 g corresponds to a 10% probability of exceedence in 50 years, which is equivalent to a recurrence interval of roughly 500 years. The alignments of the secondary conveyors cross both Zone I and Zone II. For Zone I a peak horizontal acceleration of 0.20 g corresponds to a 10% probability of exceedence in 50 years. This paper also stated that an earthquake of such a recurrence interval would correspond to an even of magnitude 7.5 (in Zone II).

Figure 2 shows the 3 reference dams and the Conveyor 800 alignment with reference to the seismic zoning map of Lebanon.

**Zone I** applies to some limited areas in the south-eastern extremity of the country, and thus is applicable for some secondary conveyors only over the main Conveyor 800 scheme.

**Zone II** covers the central part of Lebanon from the far north to the far south within a roughly 30km wide band aligned parallel to the main (Yammouneh) fault line. Hence Zone II would be applicable for the three reference dams and for the greatest portion of the main Conveyor 800.



**Figure 2 :** Dams and Conveyors Location with Respect to the Seismicity of Lebanon

### c. International terminology

According to ICOLD and USACE terminology, an earthquake defined as in Section 2.2 (having a 10% probability in a 50-year exposure period) is normally considered to represent the Maximum Design Earthquake (MDE), which is the earthquake a structure is required to safely withstand even while suffering severe (but tolerable) and repairable damage. This level of earthquake would not however cause any form of catastrophic failure which could result in loss of life or significant damage.

By observation it can therefore be seen that the values proposed by Harajli and al. for Lebanon would correspond with the MDE.

The Maximum Credible Earthquake (MCE) is also taken normally to be the same or marginally higher than the MDE.

For general design application, a level of earthquake – the Operating Basis Earthquake (OBE) – is chosen on the basis of an acceptable risk level. The OBE is defined as being the earthquake which a structure must safely withstand with little or no damage and without any interruption of its function. Consequently, OBE values are more moderate than MDE values.

Some authorities refer to the so-called Design Basis Earthquake (DBE). This is a value of earthquake severity effectively comparable to the OBE, whereby a structure should withstand the DBE without serious damage or loss of life.

d. Risk levels

Different probabilities of exceedence of the design risk levels are selected for different structures during their economic life, depending on the consequences of damage or failure. Typical acceptable risk levels associated with the onset of structural damage (and the suspension of operation) are normally as follows:

- ICOLD (mainly for dams and associated structures): 90% probability of non-occurrence in a 25-year exposure period (equivalent return period approximately 237 years);
- USACE (mainly for flood protection works and associated structures): 50% probability of exceedence during the service life of 100 years (equivalent return period approximately 144 years);
- Typical assumption for ordinary buildings/structures: 15% or 20% probability of exceedence in 30 year or years (equivalent return period approximately 200 or 225 years).

Earthquake damage may put a structure out of commission temporarily — or even permanently in the case of extreme ground shaking — without inducing total failure. It is therefore necessary during design to select on economic and functional grounds the threshold at which damage starts to occur. This depends on the importance of the structure within a project, and implies that not all structures need be designed for the same level of earthquake resistance.

Accordingly, structures and facilities may be categorized according to their hazard potential. A reduction of seismic loading may be warranted for structures having a lower hazard potential. The structures interested by the four reference projects are deemed to have the following hazard potentials :

| Classification       | Rating  | Category       |
|----------------------|---|----------------|
| Direct Loss of Life  | None (rural location, structures not intended for permanent human habitation)         | Low - moderate |
| Lifeline Losses      | Disruption of essential facilities possible, even though the damage may be repairable | Significant    |
| Property Losses      | Isolated buildings, private agricultural land   | Low - moderate |
| Environmental Losses | Minimal incremental damage, no major mitigation required                              | Low - moderate |

e. Seismic design considerations

The relationships between the MDE (MCE) and the OBE (DBE) are therefore varied and generally valid only for the area for which they were developed. It should be noted that the reference values examined above are for dams, and would therefore be more conservative than those applicable for other types of structures or buildings.

Peak ground acceleration (PGA) (Figure 6) occurs only very few times during the course of an earthquake, and is insufficient to provoke damage resonance of the shaken structure.

Resonance is caused by the numerous, lower acceleration punches, known as the effective acceleration ( $a_{eff}$ ). The factor to be applied to convert peak acceleration to

effective acceleration has been reported by various sources to lie between 0.5 and 0.8. Thus if the PGA is 0.30g, corresponding with the MDE (MCE) event, the effective acceleration  $a_{eff}$  would be about 0.20g (assuming a factor of 0.67).

Especially in cases where the hazard potential is relatively low, as indicated in the table shown in Section 2.4, it is often found to be more economical to reduce the seismic design values still further and instead adopt a seismically defensive design, based on the accepted risk and economic considerations. Such defensive design measures could include the following:

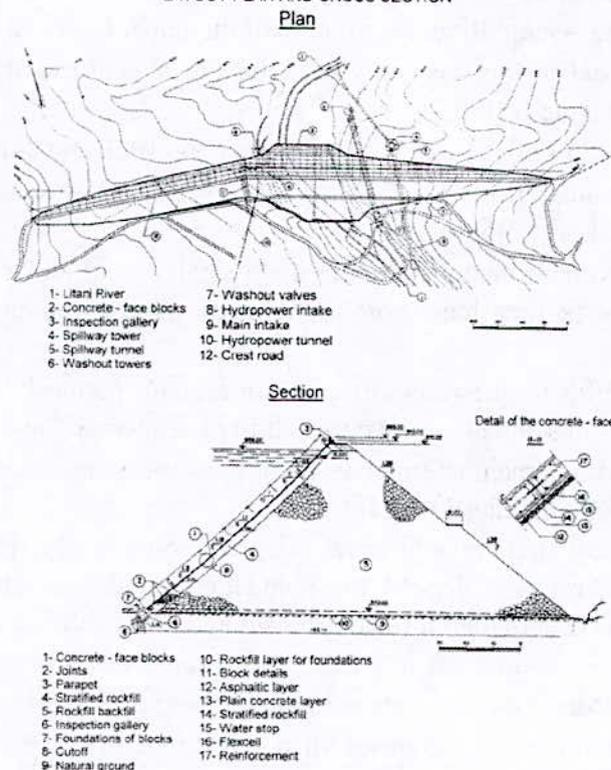
- Separation/jointing of structures (without keys)
- Symmetric or near symmetric arrangement of load-bearing elements
- Use of structural elements with similar deformation characteristics
- Avoidance of irregularities in vertical direction
- Connecting of prefabricated elements
- Use of flexible couplings in pipes
- Stiffening of lower portions of structures
- Avoidance of soil with different stiffness characteristics for founding structures
- Designing for similar settlement (avoidance of single footings).

### **3. Characteristics and specifications of the reference dams and conveyors**

#### **a. Qaraoun dam (Figure 3)**

- Multipurpose: hydropower generation of 190 MW, irrigation of 28800 ha and domestic supply,
- Located in the Middle Litani River at the tow end of the Central Bekaa Valley, at elevation 800 m,
- Constructed in 1964 and is still the largest dam in Lebanon,
- Concrete faced Rockfill dam,
- Total embankment volume : 2 million m<sup>3</sup>
- Total concrete faced area : 47,000 m<sup>2</sup>
- Thickness of the concrete face : 50 cm in the bottom and 30 cm in the top
- Crest elevation : 861 m
- Max. Height : 61 m
- Crest length : 1090 m
- Peak discharge inflow design flood : 760 m<sup>3</sup>/s
- Initial reservoir capacity at max. pool elevation of 858 m : 220 Mm<sup>3</sup>
- Morning glory type spillway, max. capacity at max. flood elevation of 860.78 m: 800 m<sup>3</sup>/s

Fig. 3 - QARAOUN DAM  
LAYOUT PLAN AND CROSS SECTION



b. Bisri dam project (Figure 4)

- For exclusive domestic supply of Greater Beirut,
- Final design stage. Located on Aouali River, 17 Km East of the Mediterranean shore,
- Peak discharge inflow design flood : 3,110 m<sup>3</sup>/s
- Peak discharge 100 - year frequency flood : 650 m<sup>3</sup>/s
- Peak discharge 25 year frequency flood : 440 m<sup>3</sup>/s
- Initial reservoir capacity at normal pool elevation of 461 m : 132 Mm<sup>3</sup>
- Embankment type, composite: zoned earth fill with RCC spillway section.
- Dam crest elevation : 469 m
- Dam max. Height : 73 m
- Crest length : 790 m
- Crest width : 10 m
- Upstream slope : 2.5H: 1V
- Downstream slope : 2.5H: 1V
- Spillway design capacity at max. flood level : 2,170 m<sup>3</sup>/s
- Spillway crest elevation : 461 m
- Intake structure elevation : 420 m
- Outlet structure normal release design capacity : 10 m<sup>3</sup>/s.
- Outlet structure max. release design capacity : 45 m<sup>3</sup>/s.

c. **Massa dam project (Figure 5)**

- Irrigation and domestic supply purposes,

- Technical prefeasibility stage,
- location in Yahfoufa – Janta River (a tributary of the upper Litani River),
- Location with respect to the seismicity of Lebanon: almost exactly on the border line between zone I and zone II (Fig.2),
- Catchment area of 153 km<sup>2</sup> ranging between elevations 1000 and 2400 m,
- Estimated mean annual flow of 16 Mm<sup>3</sup>, observed peak discharge about 8.5 m<sup>3</sup>/s, estimated spillway design: 450 m<sup>3</sup>/s,
- The dam and reservoir formations are limestone, chalky marl and alluvial deposits, with semi karstic and karstic limestones both upstream of the reservoir area and along the dam axis,
- Low marl permeability in the reservoir area, limestone's permeability of 10<sup>-5</sup> m/s, marl permeability of 10<sup>-8</sup> m/s and alluvium permeability between 10<sup>-4</sup> and 10<sup>-8</sup> m/s,
- Two dam axes and two main alternatives dam types were investigated: zoned clay–core embankment and concrete faced rock fill.

The zoned embankment alternative has been adopted; however, the relative cost difference between the two alternatives depend on foundation conditions and dam height. The possibility of a CFRD should therefore be reconsidered at the full feasibility study.

- Dam height between 35 and 40 m from foundation, dam crest elevation of 1030 m, stored volume of 7 Mm<sup>3</sup>, 80 % net annual reliable yield of 9.35 Mm<sup>3</sup> (4 years in 5),
- Results of stability analysis of the zoned fill clay – core dam:

| Load case              | Minimum Factor of Safety |          |
|------------------------|--------------------------|----------|
|                        | Calculated               | Required |
| Normal flow conditions | 2.00                     | 1.5      |
| Flood conditions       | 1.92                     | 1.2      |
| Rapid drawdown         | 1.91                     | 1.2      |
| Seismic (DBE)          | >1.17                    | 1.1      |
| Seismic (MCE)          | 1.17                     | 0.9      |

The stability factors of safety are all the minimum required. The seismic analysis for the DBE was found to be unnecessary as the MCE analysis met the required criterion for the DBE. However, the detailed seismic design is likely to provide the critical load case and will need to be the subject of more advanced methods at feasibility and detailed design stages.

#### d. Conveyor 800 project (Figure 1)

This main conveyor is intended to the hydro – agricultural development of South Lebanon, with gravity supply from the Qaraoun Dam.

The alignment of the Main Conveyor begins at the connection built into the existing Markabe Tunnel, downstream from the Qaraoun Dam and upstream from the Markabe Hydropower Plant. At the portal of the reconstructed Adit a new headwork's structure provides the regulation of the flow into the Conveyor 800 system. The conveyor then crosses the Litani River and connects to the Yohmor Tunnel, emerging into an open canal. This canal section comprises altogether approximately 6.2 km of open canal divided into four reaches by three siphons, with a combined length of 1.3 km, at difficult locations. From the southern end of the Canal the Main Conveyor takes the form of twin pressure pipes, includes two short tunnel sections, and then transitioning into a single pipe running to a break

pressure tank. From this break pressure tank a single pressure pipeline continues as far as the southern limit of the Main Conveyor.

From the southern end of the Yohmor Tunnel the Main Conveyor 800 has a length of about 44.4 km. Along this length a number of secondary conveyors, with a total length of some 19.1 km, branch off to supply 14 terminal reservoirs from which irrigation networks will be served under Phase II of the Project.

Further secondary conveyors branch off to supply an additional 6 terminal reservoirs. Their total length is about 33.7 m. There are 4 pump stations within the secondary conveyor systems.

The combined storage capacity of the 20 terminal reservoirs (from both concrete and embankment types) to be constructed under the Phase I works is 170,000 m<sup>3</sup>.

The total equipped irrigation area to be served by the Project is 14,700 ha. The Conveyor 800 itself had a design capacity of 8.07 m<sup>3</sup>/s at the headwork's, of which 7.43 m<sup>3</sup>/s are allocated for irrigation and 0.64 m<sup>3</sup>/s are for domestic supply, which correspond to annual volumes of 90 Mm<sup>3</sup> for irrigation and 20 Mm<sup>3</sup> for domestic supply.

The Phase I works are being funded jointly by the Arab Fund for Economic and Social Development, the Kuwait Fund for Arab Economic Development, and the Government of Lebanon. The construction work is expected to start in mid 2006.

#### **4. Seismic design of the reference dams and conveyors**

##### **a. Qaraoun dam**

###### **– *Problem definition***

Qaraoun Dam was built four decades ago. However, during the span of its life to date, the fields of earthquake engineering and fluid-structure interaction have witnessed major changes. In some instances, field observations after earthquakes could reveal a much more complex behavior than implied by current design considerations which are based on simplifying assumptions that ignore some important aspects of the problem. In addition, recent advances in computer software have facilitated the modeling of various phenomena. Hence a re-assessment of the safety of existing Qaraoun Dam is both beneficial and necessary. The methodology for re-assessing the margin of safety of this existing dam in view of these recent advances was developed as follows:

###### **(a) Horizontal and vertical earthquake excitation**

To assess the safety of the dam against earthquakes, the earthquake acceleration at the dam site must first be determined. The propagation of seismic waves from the source of the earthquake, to the dam site under consideration is dependent on several parameters including focal depth, focal distance, magnitude of the earthquake, and soil type. Current design spectra for the horizontal earthquake motion are constructed taking all these parameters into account.

To determine the vertical response spectrum, most codes assume the vertical earthquake motion to be two thirds of the horizontal one ( $V/H = 2/3$ ), which also implies that the vertical and horizontal earthquake motions have the same frequency content. The EuroCode 8 (EC8) adopts a slightly different approach where the V/H ratio varies with the frequency

under consideration, with a maximum value of 0.7 for low periods. Figure 7 shows the horizontal and vertical design spectrums based on EC8 guidelines. For buildings such a ratio was considered adequate due to the large factor of safety in the axial direction. However, the observed damage to buildings during recent earthquakes, in particular the Kobe earthquake, may be due to an underestimation of the vertical earthquake motion.

During these earthquakes, the measured ratio of vertical to horizontal peak ground accelerations was in excess of unity. Furthermore, vertical accelerations in excess of  $1g$  were measured at various sites. Hence there is a need for a more comprehensive V/H ratio which would take into account the focal depth, focal distance, soil type and magnitude of the earthquake .

Regardless of whether a V/H ratio of 2/3 is rigorous for buildings, it must be clear that the case of water retaining structures (e.g. dams and liquid storage tanks) requires a separate treatment. In this case the vertical accelerations are transformed into a hydrodynamic loading acting in the horizontal direction on the upstream face of the dam. The effect of the vertical acceleration is equivalent to an increase in the density of the water. Therefore, an underestimation of the vertical component of the earthquake motion is more likely to lead to a lower margin of safety than originally implied in the design procedure.

To summarize, recent field studies and field observations indicate that the ratio of V/H should be carefully selected based on the parameters discussed above. Furthermore, dams that were designed based on low V/H ratios must be re-analyzed to determine a more realistic estimate of their margin of safety.

*(b) Earthquake induced hydrodynamic pressures*

The increase in the earthquake induced water pressure, acting on the upstream face of the dam, may be divided into two components: that due to the vertical component of the earthquake and another due to the horizontal one.

All the methods discussed above are based on a two-step procedure: 1. the hydrodynamic pressure is calculated assuming a rigid structure, and 2. the maximum pressure determined in step (1) is applied as a static loading condition on the structure, and therefore fluid-structure interaction effects are ignored. However, the acceleration response of the dam was found to be smaller in the presence of water. In the analyses undertaken, the concrete face was restrained from any movement (both sliding and separating) along the rock interface. In order to prevent the accumulation of unrealistic tensile stresses, a tension-cut-off formulation was adopted.

The horizontal case is first considered. Most design regulations provide charts for determining the hydrodynamic pressures acting on dams due to horizontal earthquake excitation. These are usually determined from the solution of the Laplace equation and based on the following assumptions:

- i. The water is incompressible,
- ii. The dam is a rigid wall that moves as a unit with the foundation,
- iii. The displacement of the water is small, and
- iv. The flow of the water is two dimensional.

The expression given by design codes for the hydrodynamic pressure due to the vertical component of the earthquake motion is more straightforward. It is assumed that the change in the hydrodynamic pressure due to vertical earthquake motion is equivalent to an additional hydrostatic pressure due to a corresponding change in the density of the water. Again, an implicit assumption being that the dam behaves as a rigid body.

The flexibility of the dam is dependent on many factors and varies with the dam type. In some instances it may be realistic to assume that the dam is rigid. However, in the case of Qaraoun Dam (concrete face rockfill), the concrete face is highly flexible and fluid-structure interaction effects may play an important role in the determination of the hydrodynamic pressures.

### *(c) Out of phase vibration*

Even for seismic regions, CFRD dams are usually considered as safe since the potential cracking and leakage during strong earthquakes will not threaten the dams' integrity. However, few dynamic analyses are performed on such dams and a proper evaluation is rarely carried out. The concrete face is generally placed on the rockfill without any bonding and as such, the rockfill and the concrete face may vibrate out of phase during an earthquake due to their vastly different dynamic characteristics. It is realized that the concrete face is a highly flexible structure and therefore may follow the rockfill in phase. However without performing a dynamic analysis, this cannot be taken for granted. The out of phase vibration may cause cracking of the concrete and the subsequent loss of water. However the integrity of the dam may be maintained and the concrete face may be repaired.

Most analysis procedures assume that the concrete face will remain in contact with the rockfill dam through out the duration of the earthquake. In the present study, the possibility of separation between the concrete face and the rockfill dam, and the effects this separation may have on the stresses developed in the concrete face, has been investigated.

### *– Numerical Analyses on the Qaraoun Dam*

To examine the effects of fluid-structure interaction on the magnitude and distribution of the hydrodynamic pressures, finite element analyses were carried out using a fluid-structure interaction code. A new approach is adopted to solve the dynamic equations governing the motion of the CFRD (Figure 8). The rockfill material is modeled using two-dimensional plane strain triangular finite elements, while the concrete is modeled using two-dimensional plane strain quadrilateral elements. At the concrete rockfill interface, different node numbers are assigned to each material edge.

This allows the use of gap elements to model the behavior of the interface. Unlike earlier dynamic finite element analyses, the concrete is allowed to slide along the rock interface when the stresses in the tangential direction are bigger than the friction forces. In addition, separation is allowed to occur between the concrete and the rockfill material. If the two nodes of the gap element are moving towards each other, a "stiffness" penalty parameter is used to prevent one set of material particles artificially penetrating the other. If, on the other hand, the two nodes of the gap element are moving away from each other, no penalty parameter is applied, thereby allowing separation to occur.

Lagrangian, displacement-based fluid finite elements are used to model the water, while

sliding elements are used at the fluid-structure boundary to allow the water to slip. However, separation between the water and the concrete face is not allowed to occur. Finally, at the extremities of the water finite element mesh a non-reflecting boundary is employed to eliminate artificial reflections. Triangular elements are used to model the rockfill and quadrilateral elements are used to model the concrete. At the rockfill-concrete interface, the gap elements described above are employed. The width of the Qaraoun dam varies from a value of 160m at the base to a value of 6 m at the top. The slope of the concrete face is 1.2, 1.123, 1.1, 1 and 0.9 in the height ranges of 0-19 m, 19 – 26 m, 26 – 34 m, 34 – 51 m and 51 – 61 m respectively. The thickness of the concrete face ranged from a value of 50 cm at the bottom to a value of 30 cm at the top. The rockfill material is modeled as a two dimensional plane strain model with a bulk modulus equal to  $2.0E8\text{N/m}^2$ , Poisson ratio  $\nu = 0.25$ , mass density  $\rho = 2038\text{ Kg/m}^3$ . The concrete is modeled as a two dimensional plane strain material with a bulk modulus equal to  $13.8E9\text{ N/m}^2$ , Poisson ratio  $\nu = 0.2$  and a mass density equal to  $2400\text{ kg/m}^3$ .

The period corresponding to the first fundamental frequency of the rockfill dam, in the absence of the concrete is determined from the expression:  $T_1 = 2.6 H/S$  and is equal to 0.8 seconds. The dynamic loading conditions consist of a sinusoidal function with a period of 0.8 seconds and a magnitude of 0.5 g, applied for a total duration of 0.8 second. The earthquake motion is usually rich in many frequencies. However, the excitation frequencies which play a significant role in determining the response of the dam are those close to the natural frequencies of the dam. Therefore, two kinds of loading conditions are considered: 1. sinusoidal loading with a frequency equal to the natural frequency of the rockfill dam, and 2. earthquake records from the Corralitos Station during the 1989 Loma Prieta Earthquake.

Damping plays an important role in dynamic analyses. In this study Rayleigh damping was used. The first two fundamental frequencies were used to determine the values of the mass and stiffness coefficients that would produce a damping of 5% in both modes. Separate damping values were used for the concrete and rockfill.

Computer analyses were carried out to check for the following effects :

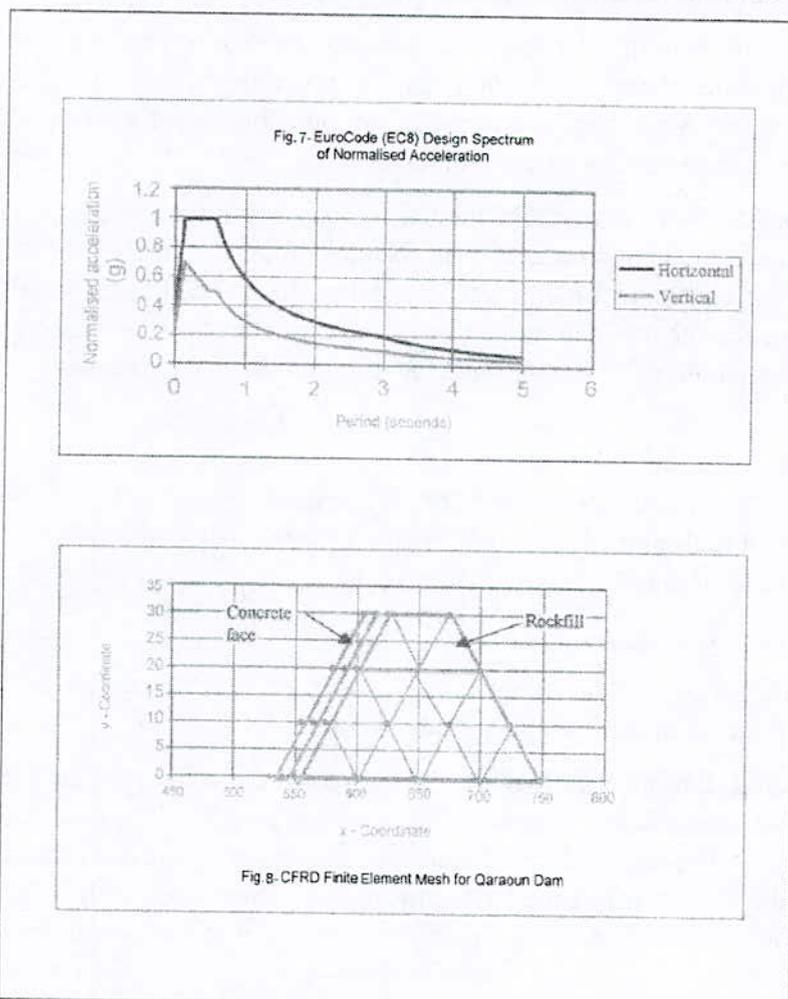
- i. Fluid-structure interaction
- ii. Horizontal and vertical excitation
- iii. Out of phase vibration
- iv. Effect of the remains of the multiple arch dam

The effects of fluid-structure interaction, remains of the multiple arch dam, and separation between the rockfill and concrete face way vary with the profile geometry and the frequency content of the loading. Hence, the above set of analyses must be repeated for a variety of dam cross-sections (profiles), and for each these cases, a group of carefully selected records must be considered.

#### **– Safety Inspection and Monitoring**

It is very important that all the potential failure and damage modes of the Qaraoun dam be identified and step taken to ensure the existence of an adequate factor of safety against all potential failure modes. Towards this end, a more detailed study is required.

The frequency of the inspection of the dam is a function of its age, its hazard class, its type and its condition during the last inspection. A very important factor is the availability of adequate equipment for the inspecting and measuring the response of the dam during its life time. The methods which are currently being employed at the Qaraoun Dam are not capable of accurately measuring its settlement. A more advanced methodology is required. Two seismographs are proposed to be installed at the bottom and the crest of the dam.



**– Concluding Remarks and Recommendations**

In order to study the effects of fluid-structure interaction, vertical excitation, the separation of the concrete face and rockfill dam and the effect of the remains of the multiple arch dam, a profile of the dam was chosen. It has been shown that each of the above effects may reduce the originally envisaged margin of safety in the dam. Therefore, a more extensive study is required to accurately assess the available margin of safety and to suggest any necessary measures which must be taken to strengthen the dam.

This study should identify all the potential failure modes of the Qaraoun Dam. Then numerical analyses will be carried out to determine the available factor of safety against these failure modes. In the event of a low factor of safety, a strategy for its increasing must be suggested. Any detailed re-assessment plan must include, but is not restricted to, the following points:

a. *Seismic survey.* A group of earthquake records should be carefully selected and scaled for the numerical simulation of earthquakes.

b. *At ten different profiles* (at least) along the dam length, seismic analyses should be carried out to determine which is the most critical point in the dam. The analyses carried out in this study should be repeated for each profile. In addition, the effects of the simultaneous action of the horizontal and vertical motions must be considered.

c. Alternatively, instead of carrying out ten sets of two dimensional analyses, three dimensional modeling of the whole dam may be possible. In this case the dam must be analyzed under three dimensional earthquake motion. This set of analyses should include modeling the joints between the concrete blocks

d. *Morning Glory Spillway Tower.* The natural frequencies of the flood evacuator have been determined for an equivalent structure in air. Natural frequency analyses will be carried out to determine the frequencies of the evacuator when surrounded with water. Furthermore, using the earthquake records determined in (a), dynamic analyses should be carried out to determine the strength of the evacuator and to suggest any necessary strengthening measures.

e. *Rockfill dam and Concrete Face Natural Frequencies.* The natural frequencies of the concrete face and rockfill dam must be determined numerically, and then used in determining which scaling method should be used for the generation of suitable earthquake records at the Qaraoun Site.

b. Seismic design of Bisri dam project

The geology and seismotectonic framework that served as the basis for the recommended criteria was worked out at the feasibility study stage.

Maximum Credible Earthquakes (MCE) - MCEs are the most severe earthquakes that are believed possible along faults, based on the age and length of the fault and the seismic history of the area. The two faults that were determined to be the ones that would develop the most critical MCEs to effect the Bisri site are the Yammouneh fault - 10 km to the east, and the Roum fault /flexure- possibly passing directly under the proposed embankment.

| Criteria                  | SOURCE FAULT |           |
|---------------------------|--------------|-----------|
|                           | Roum         | Yammouneh |
| Magnitude (Richter scale) | 7.3          | 8.5       |
| PGA                       | 0.70 g       | 0.55 g    |
| Duration (Sec)            | 20           | 45        |

**Magnitudes, Peak Ground Accelerations and Durations** - The magnitudes, peak ground accelerations (PGA), and bracketed durations for the MCEs are shown below:

**Target Response Spectra and Controlling MCE (CMCE)** - Target response spectra were developed for the two MCEs. The energy contents of the two response spectra were then compared to see which one would be the controlling earthquake, i.e., the one creating the greatest acceleration energy within the 0.1 to 0.5 second range. The controlling MCE is the M = 7.3 event on the Roum fault. The resulting "target" response spectra for Bisri, for a 5% damping ratio, will be the response spectra to be used for dynamic analysis of the

embankment dam and for rigid structures which require the 5% damping ratio. To be conservative, the 84 percentile curve should be the target line.

**Acceleration Time History Records** - Time history records of ground accelerations from actual earthquakes should be used as input for dynamic analyses requiring time-histories. The accelerations should not be scaled more than 2 times to match the desired PGA of 0.70g. The response spectra of the record should fall between the mean and 84 percentile line.

Preliminary search of data of earthquakes has shown that the time history records from the Corralitos Station during the 1989 Loma Prieta earthquake in Northern California have characteristics nearly identical to those required at Bisri. Utilizing all three records - 2 horizontal and 1 vertical - from this station, a scaling factor of less than 0.2 was all that was needed to obtain the required PGA.

The resulting record for one horizontal direction is shown in Figure 6.

**Seismic Coefficients** - The seismic coefficients that were used to calculate equivalent horizontal loads for simplified pseudo static analysis are equal to 17 % to 30 % of the horizontal PGA. Therefore, using the value of 0.70 g for the horizontal PGA, a conservative value for the seismic coefficient is calculated to be 0.21g. The vertical coefficient was taken 2/3 of the horizontal coefficient or 0.14g.

**Design Earthquakes** - It was recommended to use the MCE as the critical earthquake for design purposes for those components of the Bisri Project that would endanger human life should failure occur. Otherwise, a smaller earthquake, Operating Basis Earthquake (OBE) is suggested. The definitions of these earthquakes are as follows :

**MCE** : The Maximum Credible Earthquake is defined as the most severe earthquake that is believed to be possible at or near the site on the basis of geological and seismological evidence. It is determined by regional and local studies which include a complete review of all historic earthquake data of events sufficiently nearby to influence the project. All faults in the area are examined for the potential capability, i.e., is the fault active and, if so, what magnitude earthquake is it capable of causing? Each capable fault is assigned its MCE. The CMCE is the most critical of all of these MCEs. The CMCE is considered to be the MCE that would result in the most severe consequences for the dam.

**OBE** : The Operating Basis Earthquake represents the level of ground motion that can be expected to occur within the life of the project.

However, USCOLD defines the OBE as the earthquake motions at the site with a 50 % probability of not being exceeded in 100 years.

**DBE** : The Design Basis Earthquake is the one that will produce the maximum level of ground motion for which the dam or other structure should be designed or analyzed. According to USCOLD, the DBE for the dam structure is the CMCE where there is a hazard to life for dam failure. If there is no reasonable hazard to life, then the OBE or other earthquake can be used as the DBE. In this latter case, the cost of remedial measures should be compared to the cost of failure on a probabilistic basis (risk analysis) to determine the DBE and the optimum level of protection.

For the OBE at Bisri, the USCOLD 100 yr return event was used. The magnitude of this event can be calculated from an earthquake frequency curve. This curve can be constructed from the earthquake database records of the USGS Earthquake Information Center.

Where there is no reasonable possibility of loss of life in the event of failure of the structure that is to be analyzed, then the OBE will be used as the DBE.

To accommodate the expected seismic loadings at the Bisri site, a general set of criteria for defensive design measures has been adopted to serve as guidelines in the preparation of the dam embankment designs.

A dam crest settlement of 6 m has been estimated for the CMCE from empirical graphs developed from case histories of embankment settlement due to earthquake shaking.

Potential fault rupture displacement at the bedrock surface has been estimated to be 3 m for the CMCE.

### c. Seismic design of massa dam project

#### – **Dam Site and Alignment**

The identified dam site lies in a narrow gorge downstream of an open valley. This gorge is limestone, which observation and investigation have confirmed is karstic, with alluvial cobbles in the river bed. Alluvial deposits ranging from clays to cobbles overlying chalk marl cover the area upstream of the gorge and most of the reservoir area. The hydro geological mapping showed a secondary fault along the valley passing through the dam site. The area is known to be strongly seismic.

Two possible alternative dam alignments were investigated by boreholes. These were:

- 1- The conventional location across the narrowest section of the gorge,
- 2- The location further upstream to avoid the area of karstic limestone,

Cavities were found extensively on alignment 1. The boreholes on Alignment 2 confirmed the marl – limestone interface to be significantly higher at the proposed dam alignment.

A dam on Alignment 1 was not recommended because of the large karst cavities found in the limestone bedrock at depth beneath it. The pre-design was therefore based on Alignment 2.

#### – **Dam Seismic Pre-Design**

The type of dam appropriate to the above site conditions was investigated depending on:

- The nature of the foundation material,
- The materials available locally,
- The presence of a potentially active fault through the dam alignment,
- The highly seismic nature of the area,
- The relative cost of practicable options.

The secondary fault through the dam site is one of a number of parallel faults. Some of these show minor displacements, but none show major shear displacements between outcrops that are found on the major faults.

It has been assumed in the pre-design, the presence of a minor active fault which is essentially vertical. Confirmation will require further investigation by inclined boreholes.

The seismic record for Lebanon shows a large number of earthquake events largely centered along the major Yammouneh fault which follows the longitudinal western outskirts of the Central Bekaa Valley, but epicenter clusters also exist close to the dam site.

The Massa Dam site is located upstream of a large urban area and a rapid failure would flood this area. Under these circumstances the dam was designed to withstand the MCE. The dam should also be able to withstand a lower design standard, the DBE, without serious damage.

Seismic analysis for Bisri Dam already suggested that the MCE on the main Yammouneh fault would have a magnitude of 8.5 (Richter) and a PGA at a distance of 10 Km of 0.55 g. The Massa Dam site is located about 17 Km from the closest point on the Yammouneh fault and applying Donovan's relationship for epicenter distance, the MCE dynamic PGA at the Massa dam site is expected to be in the order of 0.45 g. For use in pseudo static design, this has been factored down to 0.225 g.

The DBE adopted was that normally used for structural design in Lebanon i.e., a dynamic PGA of 0.2 g factored down to 0.1 g for use with pseudo static methods.

Inspection of the borehole logs and trial pit results suggested that the widely – graded cohesive alluvium found at the site are unlikely to be liable to liquefaction problems, this is to be more investigated at the full feasibility stage.

#### – **Dam Pre-Design Options**

Four options were considered:

- An earth fill dam with a clay core,
- A gravel / cobble fill dam with a clay core,
- A rock fill dam with a clay core,
- A rock fill dam with an upstream concrete membrane

A dam at the investigated site is technically feasible so long as it is positively cutoff to the underlying chalk – marl stratum. Added to the economic balance of options, the practicable option was a zoned clay – core embankment dam (Figure 5).

#### d. Final Seismic Design Criteria of Conveyor 800 Project

With due consideration of type of structures on the Conveyor 800 Project, the related risks, the appropriateness of defensive design measures, as well as the overall economy of design, it was proposed to apply the following seismic acceleration values for detailed design purposes :

– **Horizontal Acceleration**

| Seismicity zone (Fig.2) | Type of Structure   | Design Return Period (years)                             | MCE ( $a_{eff}$ ) | OBE    | Ratio OBE/MCE |
|-------------------------|---|--|-------------------|--------|---------------|
| I                       | All structures  | 500 years *  | 0.20 g            | 0.13 g | 0.65          |
| II                      | Litani River crossing bridge, other bridging structures (roads, wadi crossings etc) | 500 years *  | 0.30 g            | 0.20 g | 0.67          |
|                         | Headwork's structure, reservoirs (both embankment and concrete type)                | 250 years **   | 0.24 g            | 0.16 g | 0.67          |
|                         | Pump station  | 150 years ***  | 0.21 g            | 0.14 g | 0.67          |
|                         | Underground structure, tunnels  | Special considerations apply for design of tunnel lining |                   |        |               |

\* 90% probability of non-occurrence in 50 years, equivalent to a 477 (500) year return period,

\*\* 90% probability of non-occurrence in 25 years, equivalent to a 237 (250) year return period,

\*\*\* 50% probability of non-occurrence in 100 years, equivalent to a 144 (150) year return period.

– **Vertical Acceleration:**

- For bridges and bridge-like (spanning or suspended) structures :  $V = 1 \times H$
- For all other structures :  $V = 2/3 \times H$

➤ **Application**

The OBE is regarded as an 'unusual' load case and the MDE as an 'extreme' load case. For instance, if for the check of safety against overturning the 'normal' load case (i.e. not including earthquake) requires a safety factor of 1.5, the 'unusual' load case including OBE would require only a reduced safety factor of 1.3, and the 'extreme' load case including MDE would require only a further reduced safety factor of 1.1.

Structural analyses have been performed using the Seismic Coefficient (pseudo-static) method, except where soil conditions (e.g. liquefaction risk) warrant special analysis. For structures which are found to be stable using the Seismic Coefficient method, no further analysis is required. If however they are found to be unstable using this method, or if the induced stresses are found to exceed allowable stresses, then a pseudo-dynamic analysis or a dynamic analysis should be performed - this has however not been necessary on this Project.

**5. Conclusions and recommendations**

The seismic design and analysis of the four reference dams and Conveyors in Lebanon could provide recent and additional contribution for the formal establishment of a national code of practice for seismic design.

The design and analysis undertaken concluded to the following main results :

Î – Seismic Analysis of Qaraoun Dam (CFRD)

A safety assessment of the existing Qaraoun Dam was conducted, and deals mainly with the hydrodynamic forces and the fluid-structure interaction, applying recent design considerations and methods which have improved significantly since the original design in 1960 through advances in computer applications.

The assessment also addresses the ratio of horizontal to vertical earthquake motion. It concludes that the usual practice of assuming a ratio of 2/3 H for V is not necessarily correct, as it varies depending on many factors (distance from and depth to the seismic event, soil parameters, magnitude of the earthquake). It is acknowledged that assuming a lesser value for V for buildings etc. might be justifiable, but it is proposed that a more conservative factor (i.e.  $V = 1 \times H$ ) should be used for high risk structures such as CFRD dams.

ÏÏ- Final Design Criteria for Bisri Dam project,

This dam is in the final design stage and is located within Zone II. The seismic coefficients recommended for the analysis of this dam using the simplified pseudo-static analysis method (also referred to as the Seismic Coefficient Method) are accelerations of 0.21 g horizontally and 0.14 g (= 2/3 x H) vertically.

ÏÏÏ- Pre-Design Criteria for Massa Dam Project

This dam is in the pre-design stage and is located almost exactly on the borderline between Zone I and Zone II. The design acceleration values derived for the pseudo-static design analysis of this dam are 0.225 g (MCE) and 0.10 g (DBE).

ÎV- Summary

| Ref. | Location             | MCE<br>(MDE)          | OBE<br>(DBE) | Factor      | Magnitude | Vertical |
|------|----------------------|-----------------------|--------------|-------------|-----------|----------|
| (i)  | Conveyor 800 zone I  | 0.20 g                | -            | -           | -         | -        |
| (ii) | Conveyor 800 zone II | 0.30 g                | -            | -           | 7.5       | -        |
| (a)  | Qaraoun Dam          | -                     | -            | -           | -         | 1 x H    |
| (b)  | Bisri Dam            | 0.21 g <sup>(?)</sup> | -            | -           | 7.3 - 8.5 | 2/3 x H  |
| (c)  | Massa Dam            | 0.20 g / 0.225 g      | 0.10 g       | 0.89 / 0.44 | 8.5       | -        |

Examples (a) to (c) above refer to dams. They are localized features, for which individually applicable distances to potential epicentres could be identified for analysis. In contrast the Conveyor 800 Project covers a large area featuring a complex fault structure running virtually in all directions, which warrants the application of the zone-based hazard assessment for the seism city of Lebanon

Dams represent high-risk structures where conservative coefficients and rigorous designs are required. It is however normal practice to apply a certain degree of relaxation when deriving seismic design parameters for other types of structures, which do not carry the same level of risk.

## References

1. Litani River Authority (LRA). "Five – year Development Plan 1999 – 2003", Beirut, August 1999
2. LRA, "*Barrage de Qaraoun, Conception et Exécution*", Beyrouth, Juillet 1963
3. A. Geadah. "*Expérience de l'Office National du Litani en Matière de Barrages – Réservoirs et leur Impact sur le Milieu : Cas d'Étude*", Séminaire Stockage Superficiel de l'Eau, Ressources, Environnement, École Supérieure des Ingénieurs de Beyrouth, Beyrouth, Décembre 1999
4. LRA / UNDP / Imperial College (UK): Dr. F.H. Hamdan. "*Recent Advances in the Analysis of Concrete Face Rock fill Dams, with Particular Emphasis on the Qaraoun Dam*", Beirut, September 1997
5. M. Harajli, S. Sadek and R. Asbahani. "*Evaluation of the Seismic Hazard of Lebanon*". Department of Civil and Environmental Engineering, AUB, Beirut, in Journal of Seismology, September 2001.
6. CDR / LRA / ECI and Dar Al – Handasah (N. Taleb). "*Bisri Dam. Updated Design Criteria for Final Design and Technical Specifications (Draft)*". Beirut, 1997
7. LRA / HALCROW – ACE. "*Massa Dam on Yahfoufa – Janta River*". Technical Prefeasibility Study. Final Report". Beirut, March 1999
8. CDR / LRA / Conveyor 800 Consultants. "*Hydro – Agricultural Development of South Lebanon, Irrigation and Water Supply Scheme – Conveyor 800: Final Detailed Design Report*". Beirut, May 2005

**PROCESSUS D'ENVASEMENT DES BARRAGES**  
**(Cas du barrage de CHEURFA II)**  
**PROCESS OF SILTING OF the STOPPINGS**  
**(Case of the stopping of CHEURFA II)**

**Abbes MERABET, Zhor LABIOD, Mohamed MAKHLOUF**

*Laboratoire d'Hydrologie et Matériaux*

*[merabet.abbes@yahoo.fr](mailto:merabet.abbes@yahoo.fr) [labiodzh@yahoo.fr](mailto:labiodzh@yahoo.fr)*

**Résumé**

La rareté et l'irrégularité de la pluviométrie associée à la fragilité des bassins versants font de la région du Maghreb l'une des zones la plus exposée au phénomène érosif, ceci engendre en premier lieu dans notre zone d'étude l'envasement des barrages. Les conséquences de ce phénomène ne se résument pas uniquement à la réduction de la capacité de stockage mais également à la sécurité de l'ouvrage lui-même - mauvais fonctionnement des organes de vidange de fond aux poussées plus importantes sur les barrages. Le problème s'est posé pour le barrage de Zardezas à Skikda ;

En Algérie, le taux de vase qui se dépose chaque année dans les cuvettes des barrages est évalué, en moyenne à 20 millions de m<sup>3</sup> par an (Remini, 1999), ce qui contribue à une réduction annuelle de 0.3% des capacités de stockage d'eau estimées à 6,2 milliard de m<sup>3</sup>.

La démarche que nous vous proposons dans le présent exposé est :

- On présentera les différentes étapes du processus d'envasement des barrages,
- On quantifiera le taux d'envasement on prendra comme exemple le barrage de Cheurffa II.
- Notre perspective est de donner des méthodes pour Lutter contre l'envasement des barrages.

**Mots clés :** Hydrologie - Ressource en eau - Erosion - Barrage - Transport solide - Envasement - Dragage.

**Abstract**

The scarcity and the irregularity of pluviometry associated with brittleness with the basins slopes make area of the Maghreb one of the zones the most exposed to the effect of silting of the stoppings. The consequences of this phenomenon are not summarized solely with the reduction in the capacity of storage but also so that it can even generate like effect on safety of the work him (faulty operation of the bodies of basic draining to thorough more important on the stoppings). In Algeria, the volume of materials which settle each year in reserves of the stoppings is evaluated, on average to 20 million m<sup>3</sup> per annum (Remini, 1999), which contributes to an annual reduction of 0.3% of the storage capacities of water estimated at 6,2 billion m<sup>3</sup>.

The step that we propose to you in this talk will be articulated with the turn of the points according to:

- Definition of the various stages of the process of silting of the stopping.
- Quantification of the silting of the stopping of CHEURFA. Fight
- against the silting of the stopping

**Key words:** The silting - Solid Transport - Stopping - Unsilting.

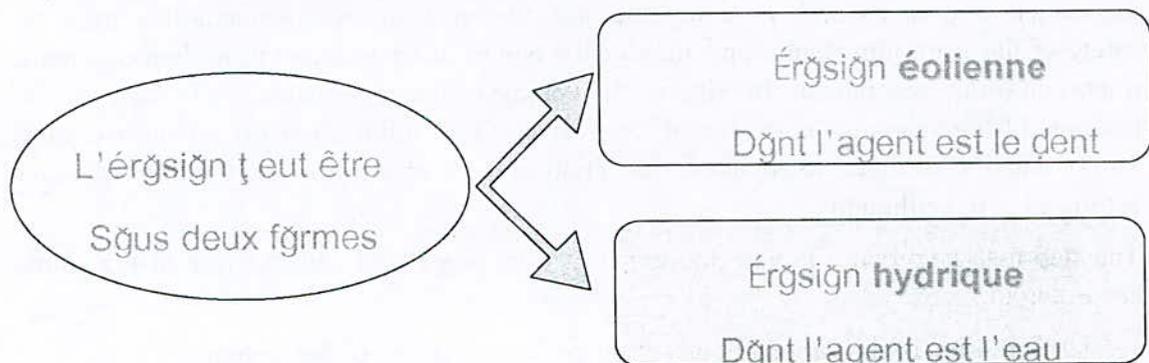
## Introduction

La menace d'un envasement rapide des barrages et les constats mettant en relief une sous exploitation des forages et des nappes souterraines ont été, récemment, à l'ordre du jour des institutions compétentes et en première ligne, l'Agence des bassins hydrographiques (ABH) qui couvre à l'échelle de la région est, une zone de compétence regroupant 14 wilayas et s'étendant sur une superficie de 44 348 km<sup>2</sup>.

Cette zone classée par la tutelle aux premiers rangs des régions les plus arrosées du pays est définie comme la plus contrastée, du fait qu'elle aurait accusé un important retard en matière d'équipements. Une préoccupation désormais inscrite parmi les priorités de l'heure, il tire la sonnette d'alarme en mettant l'accent sur l'envasement rapide des 15 barrages de la région dont le déficit serait, d'après des études dont la fiabilité n'est pas mise en doute, de l'ordre de 2 à 3% par an, nonobstant les grands retards enregistrés entre la réalisation et l'exploitation des équipements de transfert, de pompage et de traitement des eaux. D'où, estime-t-il, la nécessité d'apporter au plus vite des aménagements complémentaires à travers la construction de petits barrages et de retenues collinaires. S'agissant des potentialités offertes par les eaux souterraines, elles seraient de l'ordre de 1500 hm<sup>3</sup>/an, mais un tiers seulement serait exploité, selon ses estimations. Même constat concernant les forages. Sur les 1912 forages recensés, seuls 619 seraient exploités. Sur cette base, souligne ce dernier, il n'y a pas d'autre choix que le recours aux ressources non conventionnelles pour combler un déficit chronique et rétablir ainsi le rapport entre l'offre et la demande en matière d'alimentation en eau potable et en eaux vouées à l'industrie. Un recours inéluctable qui aura également pour but de répondre aux besoins sans cesse croissants de l'irrigation des terres agricoles. Des alternatives qui reposent, de son point de vue, sur le traitement des eaux usées tout en reconnaissant que les stations d'épuration existantes sont caractérisées par un taux de dépollution faible, un fonctionnement aléatoire et une sous-exploitation. Sur le long terme, ce dernier estime qu'au niveau des zones littorales, le dessalement de l'eau de mer s'imposera comme la solution incontournable et la plus compétitive, compte tenu des progrès spectaculaires enregistrés par cette technologie.

## 1. Erosion

D'une manière générale, l'érosion des sols correspond au "détachement" et au "transport" des particules de sol, par différents agents (gravité, eau, vent, glace), de leur emplacement d'origine à un endroit de "dépôt" à l'aval.



L'érosion **hydrique**, est un phénomène largement répandu, elle peut entraîner des pertes de

terre irréversibles et un envasement des barrages diminuant ainsi leurs capacités de stockage.

### Principaux agents de l'érosion hydrique

#### Intensité et agressivité des précipitations

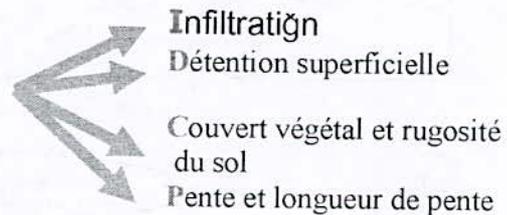
La dégradation et le détachement des particules du sol résulte du «travail» exercé par les gouttes de pluie. Donc lié à l'énergie cinétique de ces gouttes  $E_c$ . Il existe une relation empirique reliant l'intensité d'une pluie et son énergie cinétique (Remy, J.C. et al., 1998).

$$E_c = 11.9 + 8.73 \log I_p$$

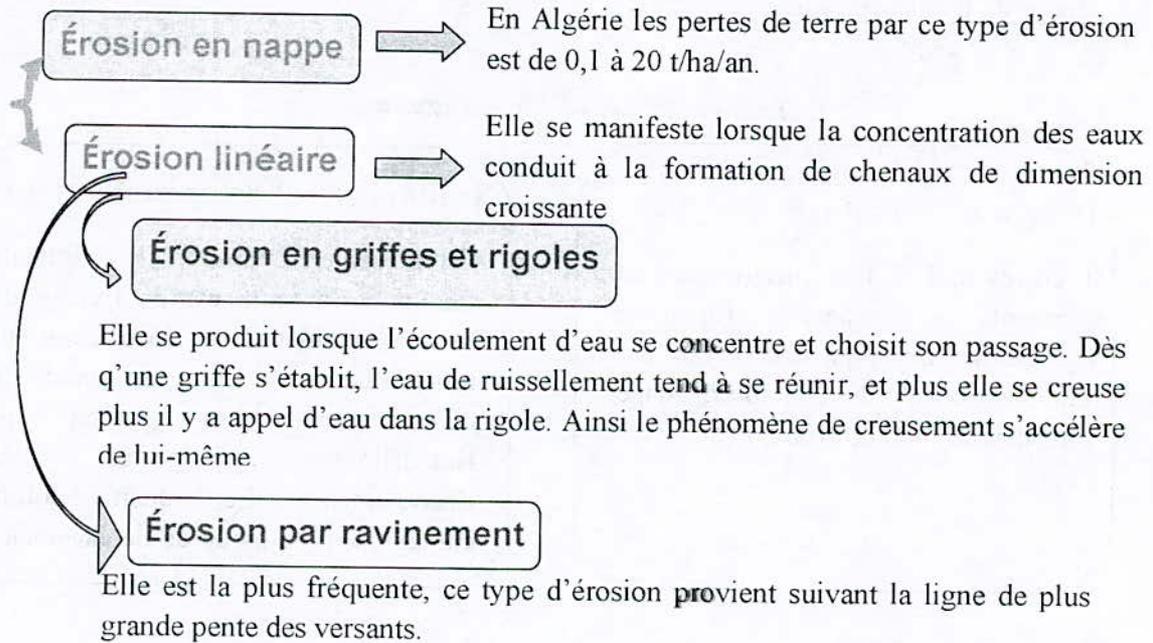
$E_c$  : Énergie cinétique en  $j/m^2/mm$ ;  $I_p$  : intensité de pluie en  $mm/h$ .

#### Le ruissellement

Les facteurs qui régissent le ruissellement sont principalement



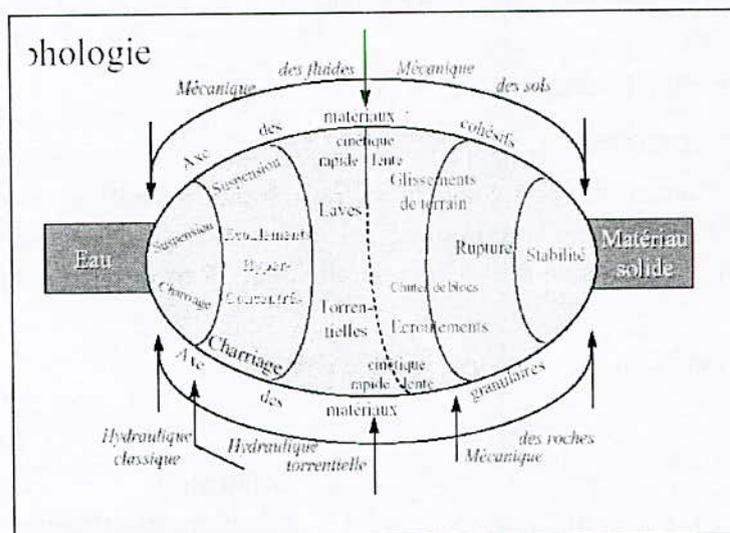
#### État hydrique initial des sols



### Formes de manifestation de l'érosion hydrique

Se divise en deux :

Le Transport Solide

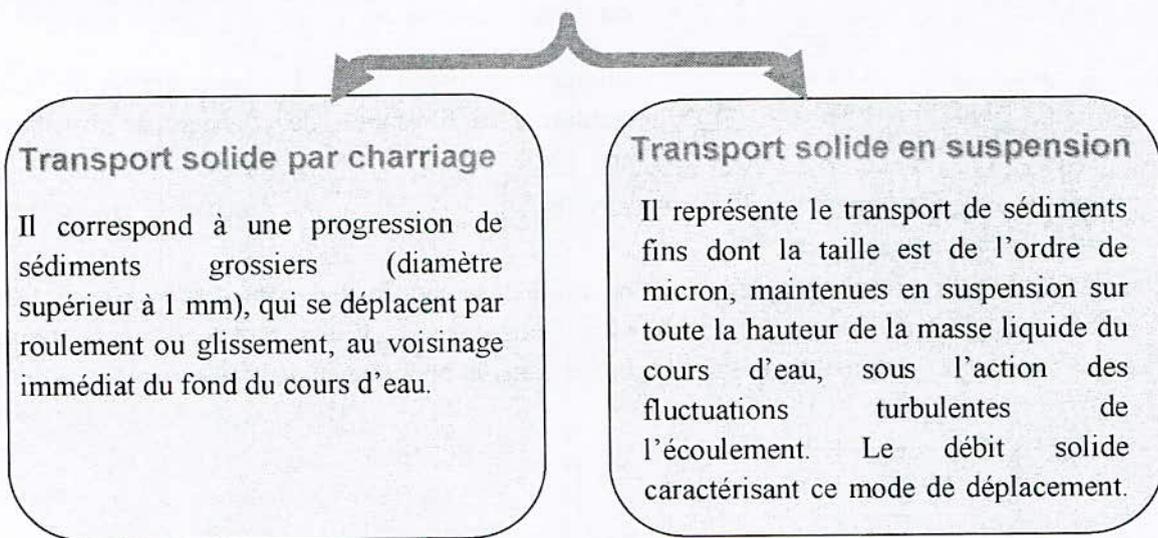


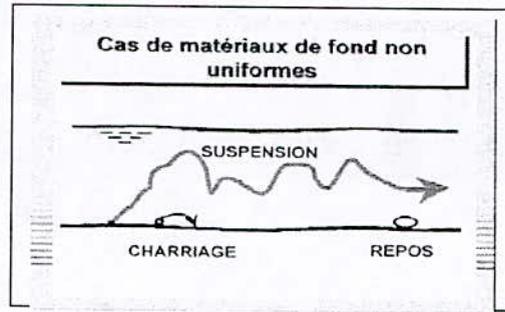
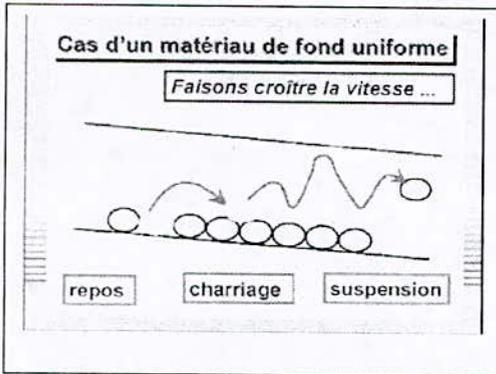
Mi-chemin entre :

- L'hydraulique classique
- La mécanique des sols
- La géomorphologie

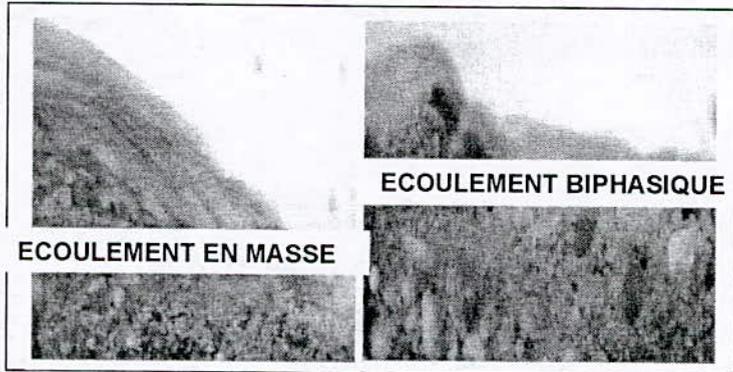
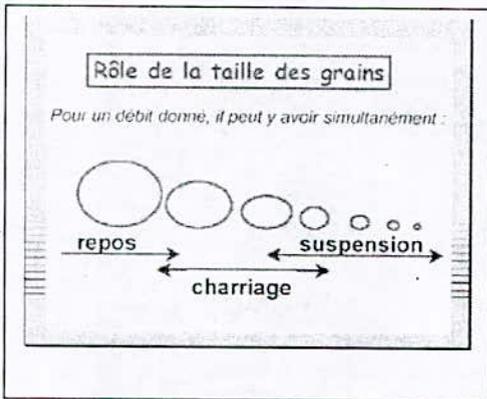
**TRANSPORT SOLIDE**

Le transport solide qui relève essentiellement du ruissellement des eaux constitue la seconde phase de l'érosion. En fonction de la taille des sédiments, on peut distinguer **deux modes de transport solide**:





**PHYSIQUE DU TRANSPORT SOLIDE**

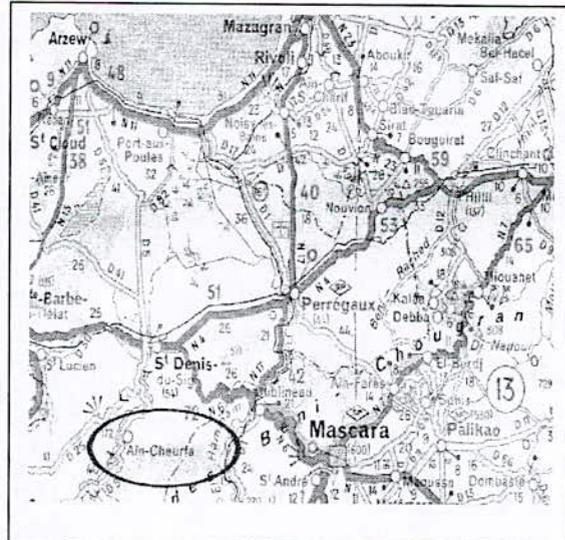


**ENVASEMENT DU BARRAGE DE CHEURFA**

Le barrage Cheurfa II sur l'oued Mekerra qui se situe à environ 20 Km au sud de la ville de Sig a été réalisé pour remplacer le celui de Cheurfa I. Ce dernier a été construit entre 1880 – 1882 d'une capacité de **14,6 Hm<sup>3</sup>** à la côte de **229 m**.

La cuvette de ce barrage était soumise à un envasement intense et accéléré. En 1951 et à la côte pré - citée sa capacité était de **5 Hm<sup>3</sup>**.

**Situation et caractéristiques du barrage**

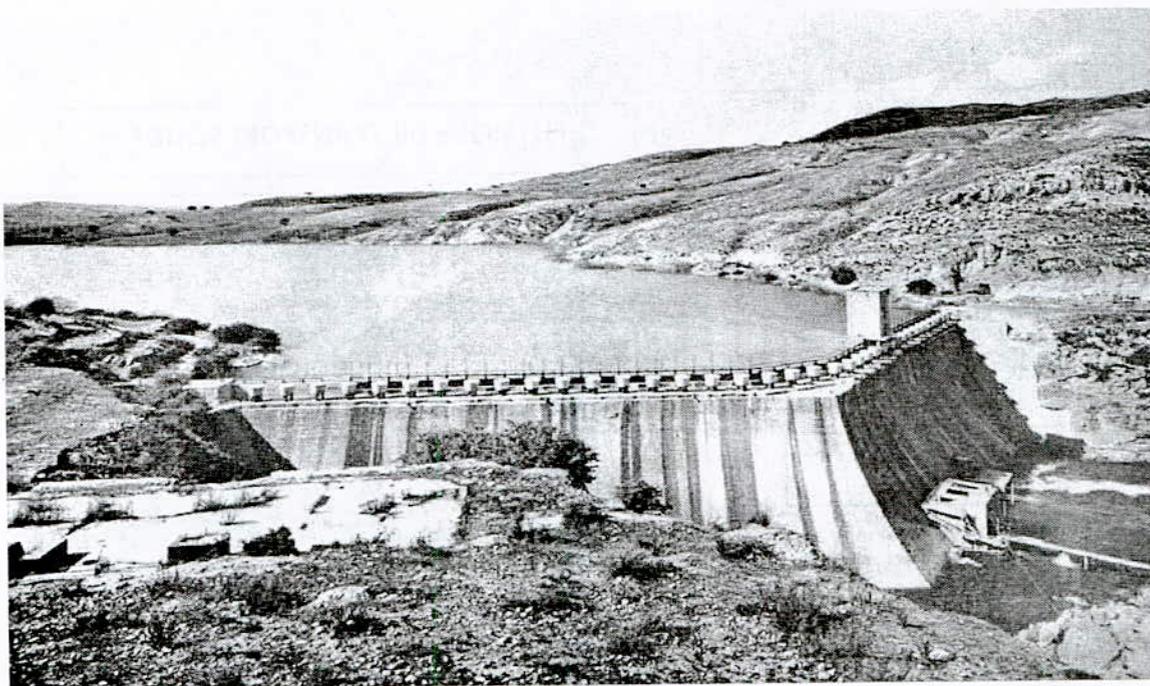


## Barrage CHEURFA I

Année de réalisation: 1880 – 1882

Capacité à la côte 229m:  $14,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$

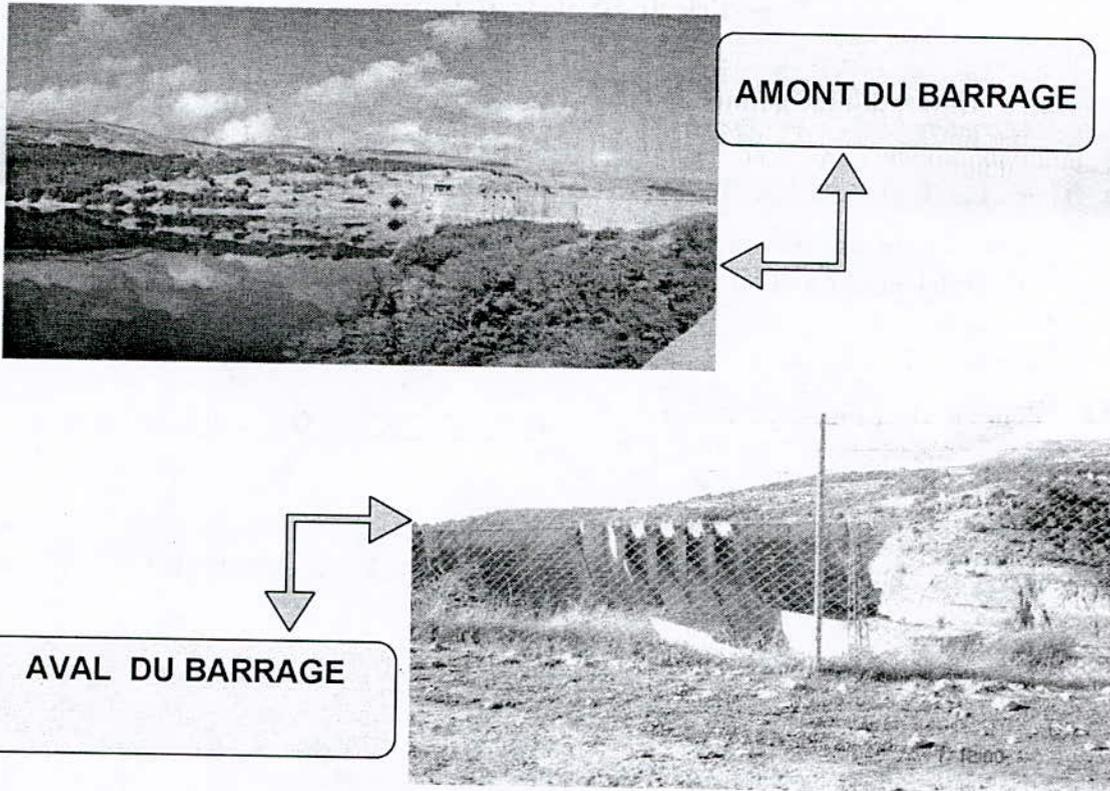
Capacité en 1951 à la côte 229m:  $5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$



Vue sur la cuvette et la digue du barrage de CHEURFA II

## Principales caractéristiques du barrage de CHEURFA II

|                              |                                  |
|------------------------------|----------------------------------|
| Nom de l'oued                | : Mabtouh                        |
| Superficie de bassin versant | : 4190 Km <sup>2</sup>           |
| Type de barrage              | : Poids                          |
| Hauteur du barrage           | : 69 m                           |
| Capacité initiale            | : 82 Hm <sup>3</sup>             |
| Volume d'apport liquide      | : 57 Hm <sup>3</sup> /an         |
| Volume d'apport solide       | : 0,36 Hm <sup>3</sup> /an       |
| Type d'évacuateur            | : Vanne                          |
| Capacité d'évacuateur        | : 2160 m <sup>3</sup> /s         |
| Destination                  | : Irrigation du périmètre de Sig |
| Date de mise en eau          | : 1992                           |



### Envasement du barrage de CHEURFA

La détermination du taux d'envasement d'un barrage nécessite l'estimation du transport solide.

Cette estimation peut être définie à l'aide de mesures de concentrations solides au niveau des cours d'eau. La concentration moyenne instantanée de l'oued Mekerra au niveau de la station hydrométrique de Sidi Ali Ben Youb (1977 – 2001) est de **15,83 g/l**, variant de **0,10g/l** le **16 Septembre 1997** à **159,20 g/l** le **16 Août 1997** (Source ANRH).

Le calcul du débit solide en suspension est basé sur la mesure du débit liquide de l'écoulement puisque :  $Q_s = C.Q_L$

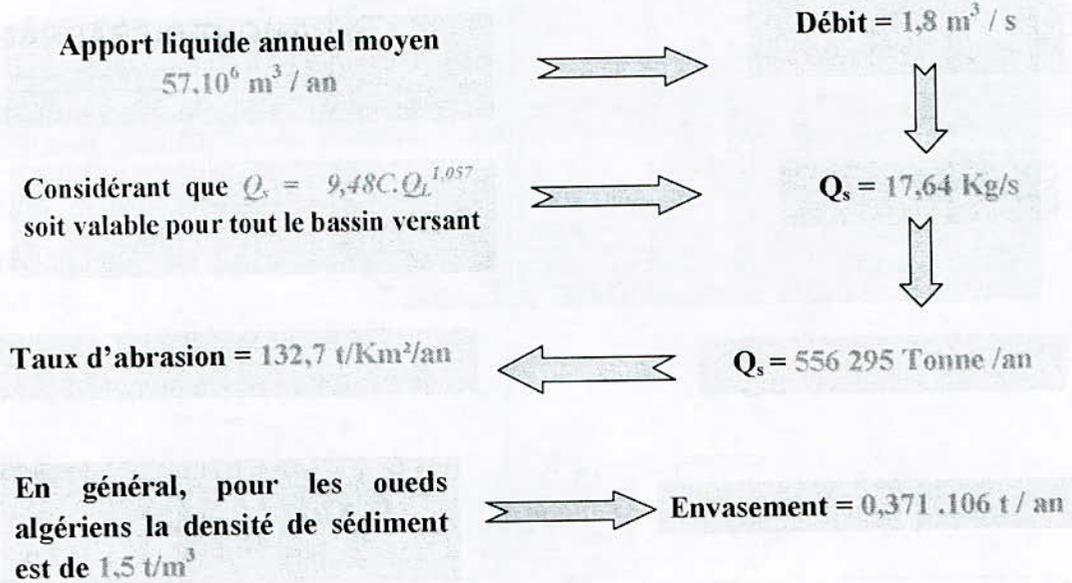
$Q_s$  : Débit solide en suspension (kg/s)

$Q_L$  : Débit liquide (m<sup>3</sup>/s)

$C$  : Concentration ou turbidité (g/l)

Pour une série de **24 années d'observation** avec **1606 mesures** instantanées au niveau de la station de Sidi Ali Ben Youb la relation précédente devient de la forme:  $Q_s = 9,48C.Q_L^{1,057}$  (Source ANRH).

Superficie du BV de la Mekerra = 4190 Km<sup>2</sup>



Lutte contre l'envasement des barrages

Réduction de transport solide par traitement du bassin versant

1. Correction torrentielle
2. Reboisement
3. Réalisation et réfection de Banquette

Dévasement du barrage

- 1 - Evacuation du courant de densité
- 2 - Dragage de la vase

**Conclusion**

Nous avons remarqué que le taux de l'envasement est très élevé dans les barrages de notre pays, et cela revient à l'absence d'une bonne politique de gestion et de l'aménagement des cours d'eau, et de la protection des sols.

Ce qui rend ces barrages exposés directement à l'accumulation des matériaux solides transportés par les cours d'eaux

Dans l'absence de la prévention contre l'érosion nous avons un envasement certes des retenues des barrages.

A ce propos, une série de solutions techniques peuvent être proposées pour combattre en première phase l'érosion dans le bassin versant et en deuxième phase, le dévasement des barrages avec des différents techniques. On connaît maintenant que le menace pour l'infrastructure hydroélectrique, dont les conséquences sont la réduction rapide de la capacité utile de l'ouvrage et l'envasement des canaux d'irrigation.

L'érosion des sols et l'envasement des barrages sont connus comme étant des problèmes fondamentaux dans les régions arides comme les pays du Maghreb. L'envasement des retenues ne doit pas être vu uniquement comme problème technique, mais il doit aussi considéré du point de vue socio-économique et écologique des régions amont et aval des barrages.

Face aux problèmes pratiques posés par l'envasement des retenues devient absolument urgent et primordiale de se fixer des objectifs pour lutter contre l'envasement.

- Limiter la venue des sédiments dans la retenue (préventifs).
- Prévoir des moyens de dévasement des barrages doit se concentrer sur l'origine de l'érosion des sols. Il y a des raisons physiques ainsi que socio-économique qui sont inter- reliées d'une façon assez complexe et plus ou moins directe.
- La lutte contre l'envasement des retenues est donc une préoccupation importante des gestionnaires des barrages.

### **Bibliographie**

- 1- Labiod Z., 1998: *Caractéristique de la vase du barrage de Bouhanifia en vue de sa valorisation*. Mémoire de magister 1998. Centre universitaire de MASCARA
- 2- Microcentrales : menace ou fantasme ? » de la Lettre eau N°5 (juillet 1997)
- 3- [http://www.prim.net/citoyen/definition\\_risque\\_majeur/dossier\\_risque\\_rupture\\_barrage/lerisquerupture.htm](http://www.prim.net/citoyen/definition_risque_majeur/dossier_risque_rupture_barrage/lerisquerupture.htm)
- 4- *Des réserves d'eau pour le bassin de l'Autize : un projet de dupes ?* de la Lettre eau N°36 (septembre 2006), 14p.
- 5- *Quête de l'or blanc : les milieux naturels de montagne payent le prix fort !* » de la Lettre eau N°29 (décembre 2004)
- 6- Trézence, 2000. *Un barrage reconnu d'inutilité publique*. De la Lettre eau N°12-13.
- 7- « *Aménagements hydroélectriques et risques* ». De la Lettre eau N°30 (mars 2005).



## **ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE D'UNE SMECTITE BRUTE ET D'UNE SMECTITE SODIQUE PURIFIEE SYNTHETISEE**

**A . MESSABEB <sup>A</sup>, M .BANNA-ZAYANI, N . KBIR-ARIGUIB, M . TRABELSI-AYADI**

*<sup>a</sup>Laboratoire d'application de la chimie aux ressources et aux substances naturelles à environnement.  
Faculté des sciences de Bizerte, Zarzouna,7021, Bizerte ,Tunisia  
mail: mesoua@yahoo.fr*

### **Résumé**

Une smectite purifiée homoionique sodique est obtenue afin d'échanger les cations compensateurs de smectite brute naturelle par un seul type de cations, cette purification est réalisée en mettant l'argile brute au contact d'une solution de chlorure de sodium 1M. La détermination de ces caractéristiques physico-chimiques est faite; les méthodes utilisées sont la diffraction des rayons X qui présente sur les spectres un pic à 14,63Å et à 13,93Å respectivement pour l'argile brute et sodique qui révèlent l'existence d'une fraction argileuse smectitique, les pics à 3,01Å, 7,50Å et 3,32Å correspondent respectivement à la calcite, le gypse et le quartz., la spectroscopie infrarouge confirme la nature des impuretés, la spectrométrie atomique et la spectrophotométrie UV-Visible assurent la détermination de la capacité d'échange cationique des deux types d'argile , l'analyse chimique permet de calculer la formule chimique de cette argile et les analyses thermique et thermogravimétrique permettent la confirmation de l'existence d'une fraction argileuse prépondérante en présence des impuretés précédemment citées. Cette caractérisation physico-chimiques pourrait donner une valeur ajoutée au smectite brute et sodique et améliorer sa qualité ce qui les rendre utilisables dans les industries et le domaine de traitement et de dessalement d'eau.

**Mots clé:** smectite, smectite sodique, purification ,échange cationique.

### **1. Introduction**

Les smectites sont connues sous le nom commercial de « bentonites ». Cette famille regroupe les phyllosilicates de type 2/1 dont l'équidistance des feuillet est de 10Å. Cette distance basale peut varier selon le type du cation compensateur de charge et le taux d'humidité. Ainsi une smectite sodique séchée à l'air libre présente une équidistance plus que 12,6Å, alors qu'une smectite calcique présente une équidistance plus que 14Å.

Les smectites présentent la particularité de gonfler en présence de plusieurs solvants polaires. Une smectite sodique traitée avec l'éthylène glycol donne lieu à une distance basale égale à 17Å.

La famille des smectites comprend une série quasi-continue de minéraux argileux qui diffèrent par leurs charges par maille (entre 0,4 et 1,2) et par leurs taux de substitutions isomorphiques.

L'utilisation des argiles dans les différents domaines industriels dépend de leurs propriétés. Ainsi une argile conviendra pour une application donnée mais sera inutilisable pour d'autres. Les propriétés des argiles découlent de la structure cristalline particulière pour chaque type d'argile. Par exemple, certaines argiles peuvent se disperser dans l'eau sous

forme de très petites particules qui entraînent une surface importante alors que d'autres ne peuvent pas former de suspensions stables.

Les smectites sodiques sont exploitées pour leur pouvoir liant et leur propriété de gonflement remarquable. Elles sont utilisées dans les moules de fonderies ou dans la préparation des fluides de forage, dans la formulation des peintures, dans l'industrie pharmaceutique, cosmétiques, détergents, céramiques, ... grâce d'une part à leur haute capacité d'échange cationique et d'autre part à leur grande surface spécifique (He hogping & Frost, 2003). Par conséquent les smectites brute et même purifiée peuvent être effectivement employé comme adsorbant de plusieurs eaux usées polluées (Andini & Cioffi; 2006).

## **2. Matériel et méthode**

L'argile a été prélevée du gisement de Oued El Bagra dans le Bassin de Gafsa située au sud ouest de la Tunisie. L'échantillonnage a été réalisé de sorte à avoir un échantillon le plus représentatif du gisement. L'argile brute est obtenue après un concassage suivi d'un quartage et enfin un broyage et un tamisage à 100 $\mu$ m afin d'avoir un échantillon représentatif et une granulométrie à sec contrôlée, cette argile contient des impuretés puisqu'elle est brute, donc elle sera purifiée par une solution aqueuse de Chlorure de sodium d'où la synthèse du smectite sodique parce que les cations organiques sont fortement préférés dans les sites d'échange relative aux ions Na<sup>+</sup> (Wolfe et al. , 1986)

La smectite brute notée SB va être saturée par des cations Na grâce à un lavage répétitif avec une solution de Na Cl, cette étape est effectuée en mélangeant 4 g d'argile avec 120 cm<sup>3</sup> d'une solution Na Cl 1M, centrifugée la suspension et décanté le surnageant, ce processus est répété sept fois. Na-smectite notée Na-S est lavée par la suite plusieurs fois avec de l'eau distillée (2 fois/jour/7 jours), la dialyse est stoppé lorsque le test de l' AgNO<sub>3</sub> pour les ions du chlore est négatif. Ce mélange après est sédimenté pendant 24heures par la suite la suspension est lavé à 60°C, séché, broyé et tamisé à 100 $\mu$ m.

L'analyse minéralogique d'un échantillon est primordiale pour une éventuelle étude technologique. Elle permet d'une part, d'identifier les phases argileuses et le type d'impuretés présentes dans l'échantillon étudié et d'autre part, de conclure quant à la possibilité de son emploi dans des domaines industriels. C'est donc le point de départ de toute étude appliquée.

SB et Na-S sont caractérisées par diffraction de rayon X, la spectroscopie infrarouge, la spectrométrie atomique et la spectrophotométrie UV-Visible, l'analyse chimique et les analyses thermique et thermogravimétrique.

L'analyse chimique permet de déterminer de manière quantitative la composition des argiles qui est souvent exprimée en pourcentage d'oxyde par rapport à 100g d'argile (Gorrindaraju, 1965). Avant toute analyse les argiles sont mises en solution chimiquement selon le protocole opératoire suivant :

Pour l'analyse de la silice 0,25g d'argile sont mélangés avec 10cm<sup>3</sup> de mélange d'acide fluorhydrique (HF : 40%) et d'acide chlorhydrique (HCl : 36%) concentrés (1V/1V), et mis dans une bombe en Téflon. La bombe est fermée et mise à l'étuve à 105°C pendant deux heures.

L'échantillon dans la bombe fermée est ensuite refroidi pendant 12 heures, puis additionné de 15cm<sup>3</sup> du mélange HCl-HF et enfin mis dans une fiole jaugée de 250cm<sup>3</sup> (en Téflon) et complété avec de l'eau distillée.

Pour l'analyse des éléments autres que la silice 0,25g d'argile sont mis dans un bêcher en Téflon puis additionnés de 5cm<sup>3</sup> d'acide perchlorique (HClO<sub>4</sub> : 70-72%), 2cm<sup>3</sup> d'acide nitrique (HNO<sub>3</sub> : 65%) et 20cm<sup>3</sup> d'acide fluorhydrique (HF : 40%). Le mélange est alors chauffé jusqu'à sec sur une plaque chauffante ou dans un bain de sable à 140°C. L'échantillon sec est traité par 10cm<sup>3</sup> de HCl (37%) et laissé refroidir, couvert d'un verre de montre. Le contenu du bêcher est ensuite versé dans une fiole jaugée de 250cm<sup>3</sup> et additionné de 10% en volume d'acide chlorhydrique et de 10% de chlorure de lanthane (tampon spectral). Ce mélange est enfin complété avec de l'eau distillée. Les solutions ainsi obtenues ont été analysées par spectrométrie d'absorption atomique.

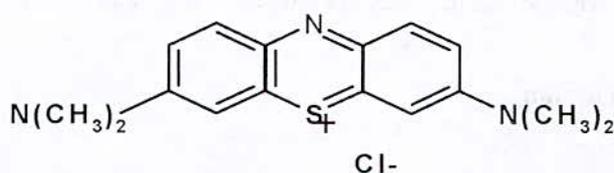
La charge des phyllosilicates 2:1 est liée aux substitutions isomorphiques dans la couche tétraédrique (Si /Al) et/ou dans la couche octaédrique (Al /Mg ; Mg /Li). La capacité d'échange cationique (CEC) est définie comme étant le nombre de cations monovalents qu'il est possible de substituer aux cations compensateurs pour équilibrer la charge électrique de 100g d'argile calcinée. La CEC est exprimées en méq/100g d'argile calcinée.

Plusieurs méthodes sont proposées dans la littérature pour la mesure de la capacité d'échange cationique. Nous citons dans le cadre de ce mémoire les deux méthodes qui ont été utilisées.

- Méthode du bleu de méthylène

Le bleu de méthylène présente la particularité de s'adsorber sur l'argile et sa surface ainsi que sa structure sont connues (Phan Thi Hang et Brindley, 1970).

**molécule du Bleu de méthylène**



La méthode consiste à mettre des échantillons d'argile en poudre dans des solutions de bleu de méthylène de concentrations différentes. Après agitation mécanique pendant deux heures, une centrifugation à 4000 tours min<sup>-1</sup> pendant 5min permet de récupérer l'excès de bleu de méthylène non adsorbé. Ce dernier est alors dosé par spectrophotométrie dans le domaine du visible à une longueur d'onde maximale  $\lambda_{\max}=662\text{nm}$ . Les quantités adsorbées sont ainsi déduites. Et c'est l'établissement de l'isotherme d'adsorption qui permet de remonter à la valeur de la capacité d'échange cationique de l'argile.

- Méthode de l'éthylène diamine de cuivre

Cette méthode est basée sur l'exploitation du caractère sélectif du complexe éthylène diamine de cuivre (Cu (EDA)<sub>2</sub>)<sup>2+</sup> qui se fixe sur l'argile de façon irréversible. Elle consiste à saturer l'argile avec une solution du complexe éthylène diamine de cuivre (II). L'excès du complexe est ensuite séparé de l'argile saturée par centrifugation. Après destruction du complexe, l'excès du cuivre (II) est dosé par spectroscopie d'absorption atomique (Bergaya

et Vayer, 1997). L'appareil utilisé est un spectrophotomètre d'absorption atomique type Perkin Elmer 306.

Les minéraux argileux ont la propriété de se présenter sous forme de fines particules. Ils possèdent, de ce fait une très grande surface de contact avec les solutions dans lesquels ils baignent.

Le rapport entre cette surface et la masse de l'échantillon est appelé surface spécifique totale. Le tracé des isothermes d'adsorption du bleu de méthylène sur les échantillons étudiés permet d'estimer la surface spécifique totale de l'argile.

Le principe de la méthode d'isotherme d'adsorption du bleu de méthylène (BM) est le même que celui de la détermination de la capacité d'échange cationique. La méthode consiste à estimer la surface de la quantité de BM adsorbée et donc permet la détermination de la surface spécifique de l'argile (Phamthi Hang, 1970).

Le tracé des isothermes d'adsorption du bleu de méthylène sur les échantillons étudiés a permis d'estimer la surface spécifique de l'argile en utilisant la formule suivante :

$$S_{st} = Am.M_f.6,023.10^{-2} \text{ (m}^2.\text{g}^{-1}\text{)}$$

Avec,  $S_{st}$ , la surface spécifique totale ;  $Am$ , la surface occupée par une molécule de bleu de méthylène adsorbée ( $Am = 132\text{\AA}^2$ ) (Taylor, 1985);  $M_f$  la quantité adsorbée en milliéquivalent de bleu de méthylène par 100g d'argile.

Tous les diffractogrammes ont été enregistrés sur un diffractomètre en réflexion type Siemens D 8000 à anode tournante avec la radiation  $K_{\alpha 1}$  du cuivre ( $1,5405\text{\AA}$ ) alimenté par un générateur fonctionnant sous 40kV avec une intensité de 20mA. Les enregistrements des spectres infrarouges ont été réalisés à l'aide d'un spectromètre Infra rouge avec transformée de Fourier type Perkin Elmer 1000. Le spectrophotomètre d'absorption atomique utilisé est un Perkin Elmer 560. Les thermogrammes ont été enregistrés sur un appareil d'ATG-ATD couplées type SETARAM 92. Le gaz vecteur est l'argon et la vitesse de chauffage est de  $10^{\circ}\text{C min}^{-1}$ .

### 3. Résultats et discussion

#### a. Analyse chimique

Cette analyse est très importante dans l'étude des argiles car en plus de la composition centésimale des minéraux argileux, elle permet de déterminer la formule structurale globale de l'argile, les taux de substitutions octaédrique et tétraédrique, les paramètres de la maille et la capacité d'échange cationique.

Les résultats de l'analyse chimique des SB et Na-S sont consignés dans le tableau 1.

**Tableau 1 :** Composition centésimale des argiles SB et Na-S

| Oxyde                          | SB (% massique) | Na-S (% massique) |
|--------------------------------|-----------------|-------------------|
| CaO                            | 14,63           | 5,90              |
| MgO                            | 2,13            | 2,04              |
| SiO <sub>2</sub>               | 39,66           | 46,83             |
| Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | 5,12            | 6,67              |
| Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | 10,71           | 13,86             |

|                   |       |       |
|-------------------|-------|-------|
| Na <sub>2</sub> O | 0,43  | 0,40  |
| K <sub>2</sub> O  | 0,69  | 0,72  |
| TiO <sub>2</sub>  | 0,37  | 0,55  |
| Pf                | 25,09 | 22,08 |
| Total             | 98,83 | 99,05 |

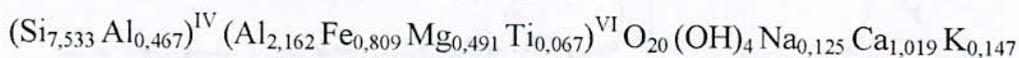
Les compositions centésimales sont exprimées en pourcentages massiques en oxydes des éléments majeurs. A partir de ces résultats, la formule structurale moyenne de l'argile SB contient des impuretés riches en calcium puisque le pourcentage de ce dernier diminue après purification de l'argile. la fraction argileuse est riche en fer (8,67% en masse d'argile calcinée). Ce taux élevé indique probablement la présence du fer dans la structure de l'argile.

Le rapport SiO<sub>2</sub>/(Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> + Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> + Mg O) de l'argile purifiée et calcinée, égal à 2,07 montre le caractère dioctaédrique de la fraction argileuse du type 2/1 (TOT).

La formule structurale moyenne de l'échantillon purifié a été établie en considérant l'argile comme un phyllosilicate 2/1 (TOT). Comme une maille de smectite renferme 22 atomes d'oxygène, les calculs ont été ramenés à 22 atomes d'oxygène pour déterminer le nombre de cations par maille.

A l'aide des nombres de cations trouvés, il faut chercher à garnir chacune des couches tétraédrique et octaédrique en réservant le reste pour les cations échangeables.

**La formule structurale moyenne de l'argile purifiée est alors :**



b. Analyse par diffractions des rayons X

*i. Les échantillons en poudre*

L'analyse et la comparaison de deux diffractogrammes de SB (figure 1) et de Na-S (figure 2) permettent de conclure que la fraction argileuse est probablement une smectite puisque le pic, relatif à la bande (001), à 14,63Å pour l'argile SB se déplace à 13,93Å après purification et qu'il n'y a pas d'autres pics caractéristiques d'une autre argile. la fraction argileuse est à caractère dioctaédrique (1,49Å). Les impuretés présentes dans cette smectite brute sont principalement la calcite (3,01Å), le gypse (7,50Å) et le quartz (3,32Å).

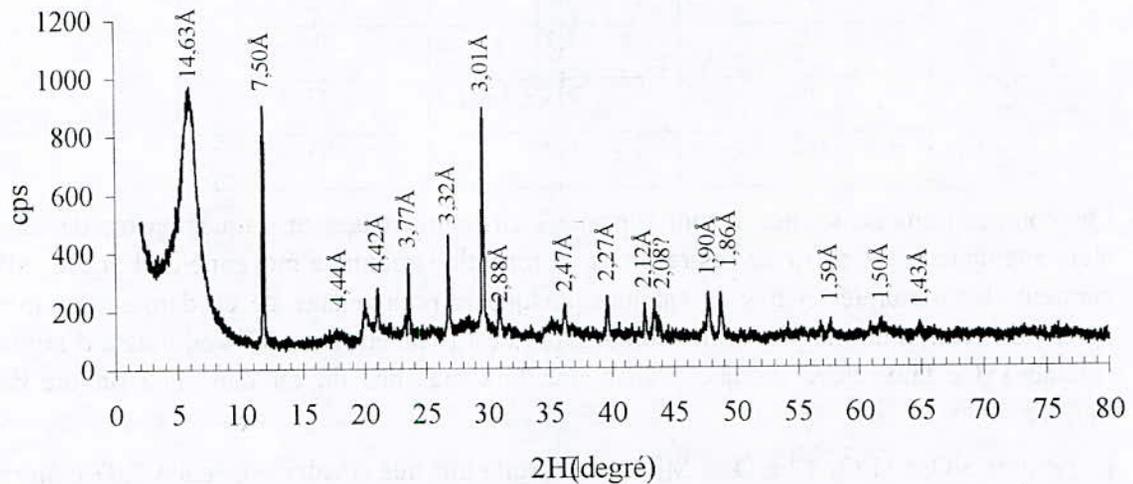


Figure 1: Diffractogramme de poudre de SB

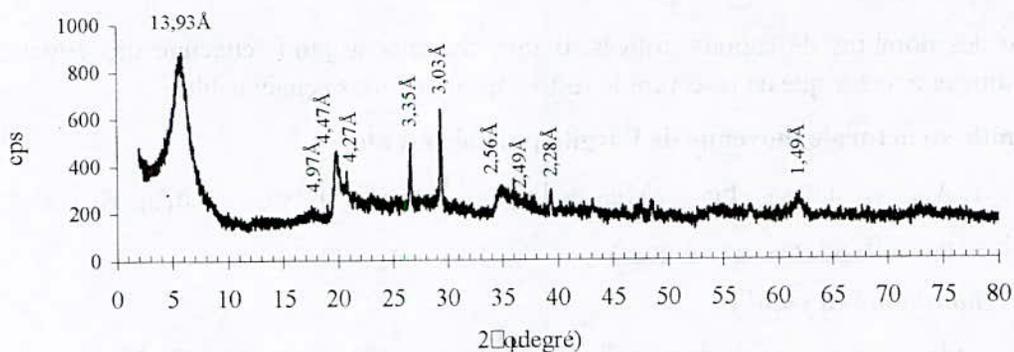


Figure 2 : Diffractogramme de poudre de Na-S

## ii. Les échantillons orientés

### – Lame orientée et séchée à l'air libre

Sur le diffractogramme de la lame orientée SB, ne figure que la réflexion (001) de la smectite (13,93Å) et les deux réflexions de la calcite et du quartz (Figure 3).

### – Lame orientée et traitée à l'éthylène glycol

Lorsque la lame orientée et séchée à l'air libre est traitée à l'éthylène glycol, la réflexion relative à la montmorillonite qui apparaît sur le diffractogramme à 13,93Å se déplace à 17Å (Figure 4) confirmant ainsi la présence de la phase smectite gonflante et élimine l'hypothèse que l'argile soit une vermiculite pour laquelle ce même traitement aurait présenté une réflexion (001) à 14,5Å [Brindley et Brown, 1980].

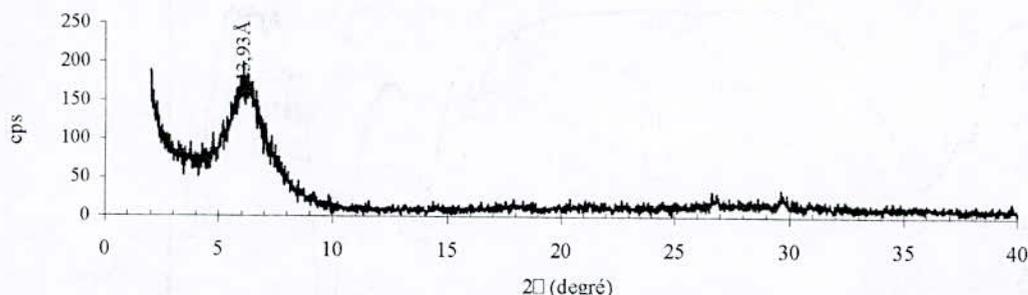


Figure 3 : Diffractogramme de lame orientée de Na-S séchée à l'air libre

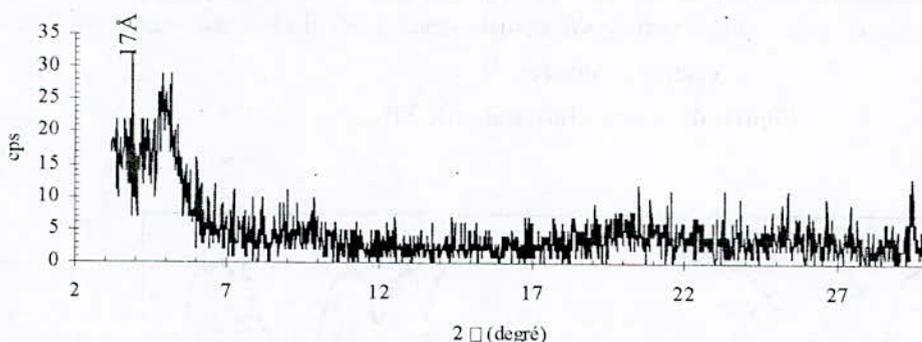


Figure 4 : Diffractogramme de lame orientée de Na-S et traitée à l'éthylène glycol

– Lame orientée chauffée

Le diffractogramme de la lame orientée de l'argile Na-S, chauffée préalablement à 550°C, est représenté sur la figure 5. Le déplacement de la raie (001) de la smectite de 13,93Å vers 9,87Å montre le départ de l'eau d'hydratation des cations interfoliaires et la fermeture des feuillets [Caillere, 1989].

Au terme de ces différents traitements pour la caractérisation par diffraction des rayons X de la fraction argileuse de l'échantillon SB, prouve que cette fraction s'agit bien d'une smectite

**c. Spectroscopie d'absorption Infrarouge**

Les spectres infrarouges de SB et Na-S (Figures 6 et 7) confirment certains résultats de la diffraction des rayons X et ramènent d'autres informations sur la structure de l'argile étudié.

En effet, la présence du quartz, du calcite et de le gypse comme impuretés majeures dans l'échantillon brut est confirmée par la présence, sur le spectre de la SB, des bandes qui se situent respectivement à 794 cm<sup>-1</sup>, 1428 cm<sup>-1</sup> et à 714cm<sup>-1</sup>.

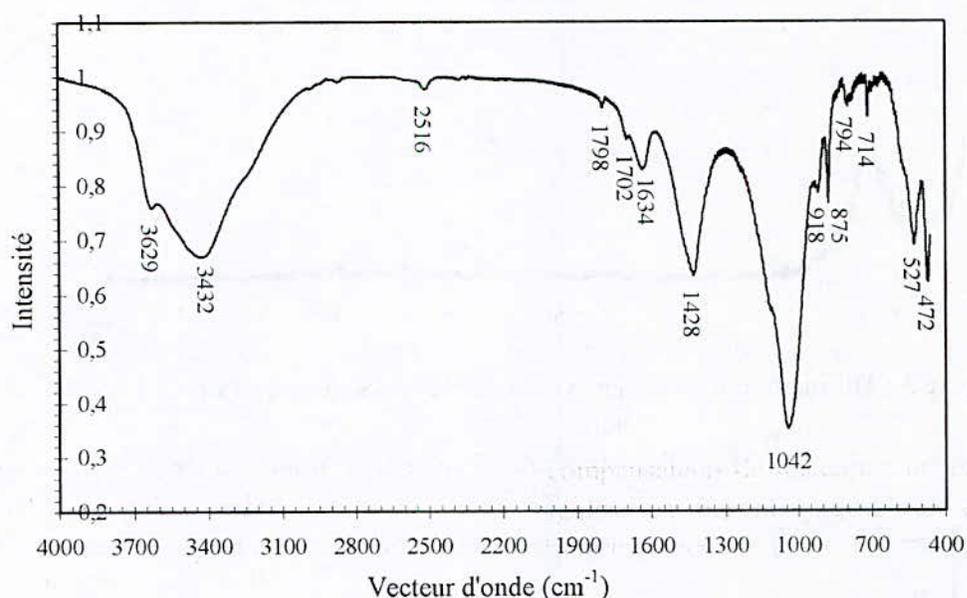


Figure 6 : Spectre Infrarouge de SB

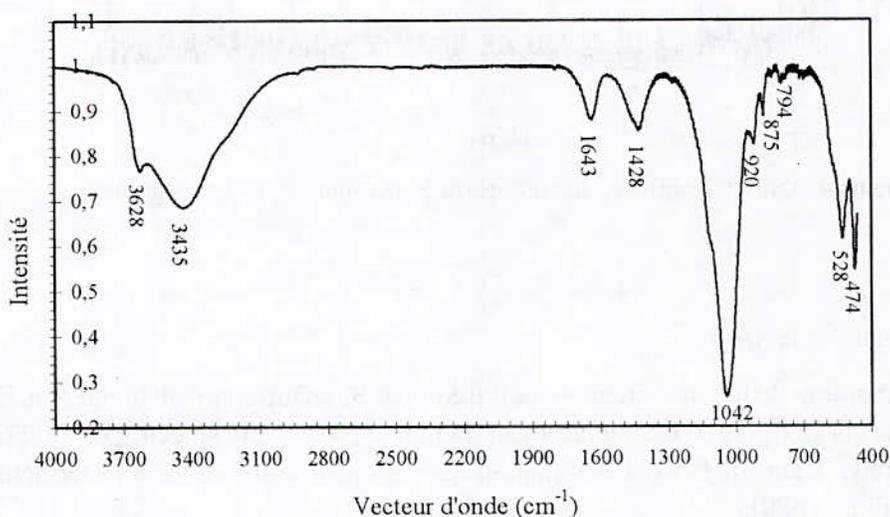


Figure 7 : Spectre Infrarouge de Na-S

La présence en faible quantité d'impuretés organiques d'acide humique est visualisée par le pic de faible intensité à  $2516\text{cm}^{-1}$  qui disparaît après purification de l'argile.

Les bandes de valences à  $3628\text{cm}^{-1}$  et de déformation à  $918\text{cm}^{-1}$  correspondent à la vibration de Al-Al-OH signalant le caractère dioctaédrique de l'argile (Caillère et Hénin - 1982 ) et plus précisément qu'il s'agit d'une smectite dioctaédrique (Dixon et Weed- 1977 Sposito -1983).

Les bandes situées respectivement à  $3435\text{cm}^{-1}$  et  $1639\text{cm}^{-1}$  sont relatives aux vibrations de valence et de déformation des OH de l'eau d'hydratation.

La bande à  $1042\text{cm}^{-1}$  correspond aux vibrations Si-O-Si du réseau argileux.

La bande à  $875\text{cm}^{-1}$  est relative à la vibration de déformation des OH de Al-Fe-OH prouvant ainsi l'existence de substitutions isomorphiques, dans la couche octaédrique, du Al par Fe.

La bande située à  $473\text{cm}^{-1}$  est relative à la vibration de déformation de Si-O-Mg et celle à  $528\text{cm}^{-1}$  à la vibration de déformation de Si-O-Al.

**d. Capacité d'échange cationique (CEC)**

Les valeurs de la capacité d'échange cationique de la SB, déterminées en utilisant la méthode de l'éthylène diamine de cuivre, et celle du bleu de méthylène sont groupés dans le tableau 3.

**Tableau 3 :** Capacités d'échanges cationiques de la smectite brute et de la smectite sodique synthétisée

| Méthode<br>Echantillons | CEC (méq. /100g d'argile calcinée) |   |
|-------------------------|------------------------------------|---|
|                         | Méthode du bleu de méthylène       | Méthode de l'éthylène diamine de cuivre |
| SB                      | 73,84                              | 87,96                                   |
| Na-B                    | 84,54                              | 94,11                                   |
| Smectite                | 80 - 150                           |   |

Les valeurs trouvées pour la CEC de SB sont inférieures à celles de Na-B. Ceci est prévisible puisque les impuretés ne contribuent pas dans la CEC.

Par ailleurs les valeurs de la capacité d'échange cationique de l'argile purifiée confirment qu'il s'agit bien d'une argile smectitique.

**e. Surface spécifique ( $S_{st}$ )**

L'isotherme d'adsorption du bleu de méthylène (BM), représentant la variation de la concentration du BM adsorbé en fonction de sa concentration initiale, est représentée par la figure 8.

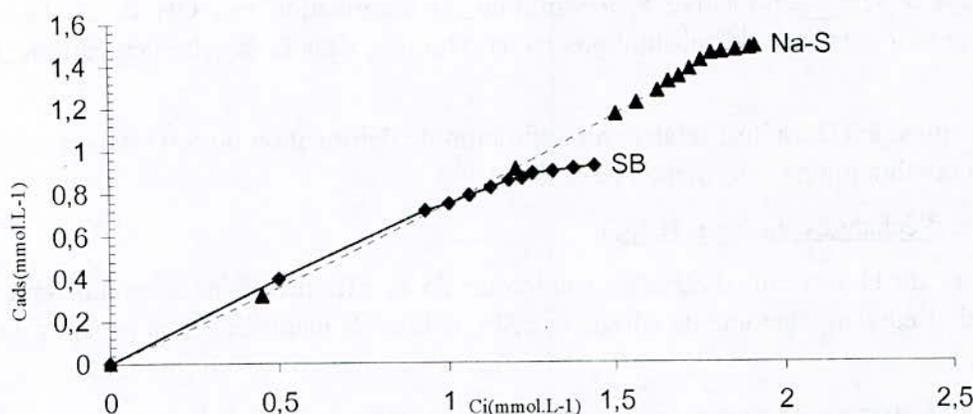
La C.E.C de chaque échantillon est déterminée en détectant le point où la courbe cesse d'être linéaire puisque que cette courbe présente une évolution linéaire jusqu'à la saturation.

La surface spécifique est alors calculée en utilisant la formule déjà donnée au paragraphe II. Les valeurs trouvées sont regroupées dans le tableau 4.

**Tableau 4 :** Surfaces spécifiques

| Echantillon | $S_{st}$ ( $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ ) |
|-------------|---|
| SB          | 672,123                                 |
| Na-S        | 747,853                                 |

L'augmentation de la surface spécifique après purification de l'argile est due au départ des impuretés.



**Figure 8 :** Isotherme d'adsorption du bleu de méthylène par SB et Na-S calcinée

f. Analyses thermique différentielle et thermogravimétrie (ATD , ATG)

Les thermogrammes de la SB et de Na-S (Figures 9 et 10) présentent essentiellement cinq phénomènes thermiques :

1. Deux pics endothermiques très proches à 160 et 185°C pour la SB et un à 150,9°C pour l'argile Na-S. Ces pics correspondent à l'élimination de l'eau interfoliaire dite d'hydratation. Les pourcentages de pertes de masse étant respectivement de 8,7 et 10,1% pour les argiles SB e tNa- S.
2. Deux épaulements endothermiques à 266,4 et 293,3°C pour la SB et à 263,4 et 292,3°C pour la Na-S. Ces phénomènes sont accompagnés de faibles pertes de masse (0,43% pour OBB et 0,41% pour Na-S). Ils peuvent être attribués au départ de l'eau interfoliaire associée à des cations divalents [Caillère et al. 1982 et 1989].
3. Un pic endothermique à 509,5°C pour SB et à 523,9°C pour Na-S correspondant au départ de l'eau de constitution (déshydroxylation) de l'argile. La perte de masse relative est de 2,3% pour SB et 3% pour Na-S.
4. Un pic endothermique très intense à 810°C accompagné d'une perte de masse égale à 10,7% pour l'argile SB et à 752,4°C pour OBP avec une diminution notable de l'intensité du pic et de la perte de masse qui devient égale à 3%. Ce phénomène pourrait être attribué à la décomposition de la calcite qui persiste dans l'échantillon purifié.
5. Deux pics l'un endothermique à 871°C et l'autre exothermique à 921°C, observés pour l'OBP sans perte de masse indiquant une dislocation de la structure du feuillet à ces températures [Caillère et al. 1982 et 1989].

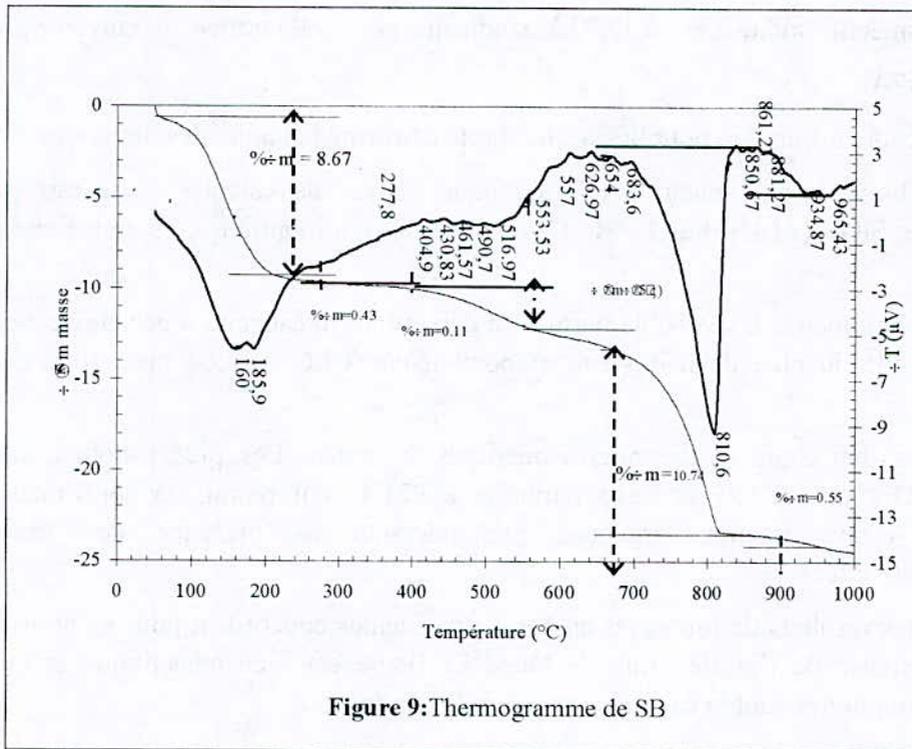


Figure 9: Thermogramme de SB

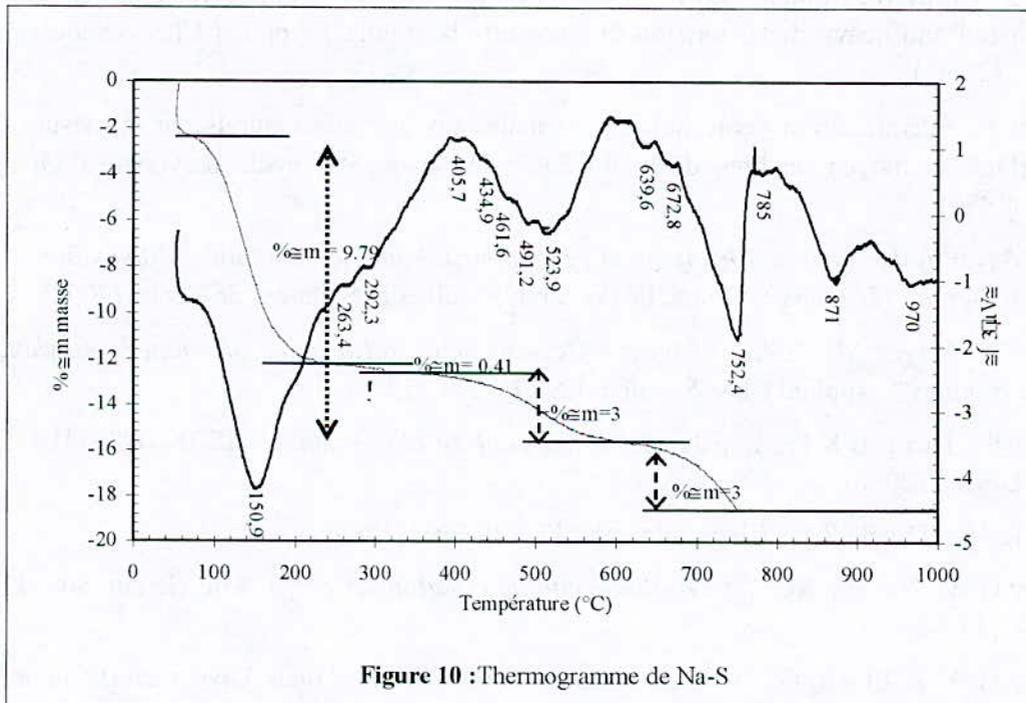


Figure 10: Thermogramme de Na-S

### Conclusion

L'étude de la caractérisation physico-chimique à l'état brut et sodique synthétisée d'une smectite tunisienne provenant du bassin de Gafsa mène aux résultats suivants.

Les diffraction des rayons X permettent de présenter pour l'argile brute sur les spectre de poudre un pic à 14,63Å qui révèle l'existence d'une fraction argileuse smectitique, les pics à 3,01Å, 7,50Å et 3,32Å correspondent respectivement à la calcite, le gypse et le quartz,

le pic de la smectite sodique est à 13,93Å, tandis que pour celle traitée à l'éthylène glycol le pic est à 17Å.

La spectroscopie infrarouge pour la smectite brute confirme la nature des impuretés.

L'analyse chimique par spectrométrie atomique permet de calculer Le rapport des pourcentages  $\text{SiO}_2 / (\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{Mg O})$  égal à 2,07 qui montre qu'il s'agit d'une argile du type 2/1.

La spectrophotométrie UV-Visible permet de déterminer la capacité d'échange cationique par la méthode du bleu de méthylène a abouti à une CEC = 73,84 méq./100g d'argile calcinée.

Les analyses thermique et thermogravimétrique présentent Les pics endothermiques à 185°C, 523,9°C, 871°C et exothermique à 921°C ont permis la confirmation de l'existence d'une fraction argileuse prépondérante en présence des impuretés précédemment citées.

En résumé les résultats de toutes les analyses précédentes concordent pour montrer que la fraction argileuse de l'argile brute de Oued El Bagra est bien smectitique et que ses principales impuretés sont la calcite, le gypse et le quartz.

### **References bibliographique**

- Andini S., Cioffi R., Montagnoro F., Pisciotta F., Santoro L., "Simultaneous adsorption of chlorophenol and heavy metal ions on organophilic bentonite". *Applied Clay Science*. 31, 126-133. (2006).
- Beaulieu J., "Identification géotechnique des matériaux argileux naturels par la mesure de leur surface au moyen du bleu de méthylène". Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle université d'Orsay, France. (1979).
- Benna M., "*Physico-chimie, Rhéologie et Filtration statique de bentonites. Application aux argiles de Berka et Haïdoudi*". Thèse de doctorat, Faculté des Sciences de Tunis. (2001).
- Bergaya F., Vayer M., "CEC of clays: Mesurment by adsorption of cooper ethylene diamine complex". *Applied Clay Science*. 12, 275-280. (1977).
- Bergaya F., Theng B.K.G., Lagaly G. "*Hand book of clay science*". ISBN 0080441831. 600p. Elsevier. (2006).
- Bish D.L, Von Dreele R.B., *Clays Minerals*. 37, 289-296. (1989).
- Brindley G.W., Nakaira M., "The kaolinite mullite reaction series", *J. Am. Ceram. Soc.* 42, 311-324. (1959).
- Brindley G.W. & Brown G., "*Crystal structure of minerals and their X-ray identification*", Mineralogical Society ed ; London.(1984).
- Caillere S., Henin S. & Rautureau M., "*Minéralogie des argiles*", Tomes 1 et 2 Masson. (1982).
- Caillere S., Henin S. & Rautureau M., "*Les argiles*" 2<sup>ème</sup> édition", Septima. (1989).
- Clavert C. S., Palkowsky D. A. & Peveral R. A., "*Combined X-ray powder diffraction and chemical methode for quantitative mineral analysis of geologic samples Quantitative*

Meal", Analysis of clay. D. R. Pevear and F. A. Mumpton, edition. Clay Minerals Society, Bloomington Indiana. 157-166. (1989).

Framer V.C., "*The infrared spectra of minerals*". Mineralogical society, London. (1974).

Grim R.E., "*Clay mineralogy*". Mac Graw Hill. New York. 33, 372p. (1963).

Ghiaci M., Kalbasi R.J., Khani H., Abbaspur A., Shariatamadari H., "*free-energy of adsorption of a cationic surfactant on to Na-bentonite (Iran) inspection of adsorption layer by X-ray spectroscopy*". J. chem. Thermodynamics. 36, 707-713. (2004).

Jamoussi F., Srasra E., "*Mineralogy of smectites clay of gafsfa area and their industrial application*". Miner. Petrol Acta. VI 35, 135-145. (1992).

Mackenzie R.C., "*Differential thermal Analysis*". Academic press. (1970).

Pedro G., "*Commentaires sur la classification et la nomenclature des minéraux*". Bull. Grp. Français des argiles. 19, 69-86. (1967).

Phan Thin Hang & Brendly G.W., "*Methylene blue adsorption by clay minerals determination of surface areas and cation exchange capacities*". Clays and Clay minerals. VI 18, 203-212. (1969).

Taylor k., "*Cation exchange in clays and mudrocks by methylene blue*". J Appl. Tech biotechno. 35, 195-207. (1985).

Taylor H. F.W., Clay Mineral. Bull. 5, 28, 44-55. (1968).

Vander Marel & Beutels Pacher, "*Atlas of IR spectroscopy of minerals and their admixtures*". Elsevier scientific publishing company, Amest, Amesterdam, Oxford, New York. (1976).

Velde B., "*Introduction to minerals*". Chapman and Hall. London. (1992).



## **RETENTION DU PARANITROPHENOL PAR UN MATERIAU COMPOSITE DANS UNE SOLUTION AQUEUSE**

**\*M.A. ZENASNI, B. MEROUFEL**

*Centre Universitaire Bechar BP 417, Département et Institut des Sciences Exactes*

*\*E-mail : mohamedaminez@gmail.com*

### **Résumé**

La préparation de nouveaux matériaux adsorbants basés sur l'adsorption de la poly(4-vinylpyridine) (P4VP) sur les feuillets de la bentonite (BC) nous apporte de nouvelles propriétés au niveau de leur rhéologie, stabilité, ainsi que leur préparation facile et moins coûteuse. Les résultats obtenus par ATG et DRX montrent la pénétration partielle du polymère à l'intérieur de la bentonite (Zenasni, 2005).

Des études récentes révèlent la présence de diverses substances toxiques, telles que des sous produits industriels, des produits pharmaceutiques et des pesticides, dans les eaux superficielles et souterraines partout dans le monde. Parmi ces produits phytosanitaires, nous nous sommes intéressés à un pesticide c'est le paranitrophenol du fait de sa forte solubilité et sa mobilité ce qui facilite son transfert dans les eaux de surface et sa filtration dans les eaux souterraines.

Cette étude propose l'élimination du paranitrophenol du milieu aqueux par adsorption sur le matériau BPHCl 4.

Mots – Clés : Matériaux composites, bentonite, poly (4-vinylpyridine), rétention, adsorption, paranitrophenol

### **Abstract**

The preparation of new adsorbent materials based on the adsorption of poly (4-vinylpyridine) (P4VP) on the layers of bentonite (BC) brings new properties on the level of their rheology, stability, also their easy and less expensive preparation. The results obtained by TGA and DRX show the penetration partial of polymer inside bentonite (Zenasni, 2005).

Recent studies reveal the presence of various toxic substances, such as under industrial products, pharmaceutical products and pesticides, in surface and underground waters everywhere in the world. Among these toxic products, we were interested by a pesticide it is the paranitrophenol because of its strong solubility and its mobility what facilitates its transfer in surface water and its filtration in subsoil waters.

This study proposes the elimination of the paranitrophenol aqueous medium by adsorption on the material BPHCl 4.

### **1. Introduction**

La pollution des eaux et des sols, par certains produits chimiques d'origine industrielle (hydrocarbures, benzènes, phénols, colorants, etc) ou agricole (pesticides, engrais, etc) constitue une source de dégradation de l'environnement et suscite à l'heure actuelle un intérêt particulier à l'échelle internationale (Bojemueller et al, 2001 ; Boyd, 1996).

Les composés aromatiques en général et les dérivés benzéniques en particulier, ont une toxicité certaine et sont considérés aujourd'hui comme des polluants cancérigènes et

dangereux même lorsqu'ils existent sous forme de traces. Ils ont pour source généralement les industries chimiques et pétrochimiques et sont à l'origine dans la plupart des cas de la contamination de différents endroits de notre planète. A cela, s'ajoute l'utilisation abusive et parfois sauvage de certains pesticides très toxiques qui posent un problème majeur et complexe. En effet, en plus de leur rémanence dans les sols, ils génèrent des produits de dégradation qui peuvent être parfois encore plus toxiques (El Dib et al, 1978).

De nos jours, une nouvelle famille de solides microporeux à porosité contrôlée semblable aux zéolithes, appelés communément argiles est très largement étudiée par de nombreux chercheurs de différents horizons pour des applications variées dont notamment l'adsorption et la catalyse. De nombreux travaux sur la catalyse rapportent des informations sur les différentes méthodes de synthèse et de caractérisation ainsi, une grande variété de catalyseurs à base d'argiles a été mise en œuvre et utilisée dans plusieurs réactions chimiques (alkylation, craquage, déshydrogénation, époxydation, etc) (Fripiat et al., 1971 ; Martin-Mousset et al., 1997).

L'idée de départ, était de modifier la structure de la bentonite en intercalant des polycations poly (4-vinylpyridine) quaternisé dans le volume interlamellaire, puis de donner un caractère organophile au matériau. Il est admis aujourd'hui, du point de vue économique, que les MOA reviennent moins chers que les charbons actifs et nos travaux antérieurs ont montré le fort potentiel de cette nouvelle génération de matériaux adsorbants avec la possibilité d'envisager des abattements importants des différents polluants organiques hydrosolubles testés.

Les suspensions d'argile établies sont des adsorbants effectifs pour la rétention des polluants organiques. Les matériaux préparés sont de bons adsorbants des molécules hydrophiles, pour cela nous avons utilisé le BPHCl4 comme un support composite et le paranitrophenol (PNP : produits intermédiaires dans la production des colorants, des pigments et des pesticides), comme polluant organique soluble dans l'eau.

## **2. Matériaux et méthodes**

### **a. Préparation et caractérisation des Matériaux Bentonite-P4VP quaternisés (Zenasni, 2005).**

Le P4VP est un polymère de moyenne densité commercialisé par la société Aldrich. Sa quaternisation par HCl nous donne un polyélectrolyte de taux de charge définie.

L'argile utilisée est la Maghnite de la société de Maghnia. C'est une montmorillonite sodique (dopée en ion sodium par traitement de l'argile naturelle), la montmorillonite obtenue est notée BC.

La capacité de la matrice à pénétrer les galeries de l'argile est utilisée afin de préparer des P4VP-BC intercalés. De plus la polarité du P4VP quaternisés permet d'effectuer l'élaboration à partir de Na-montmorillonite, c'est à dire non organiquement modifiée.

L'échantillon est préparé en dispersant tout d'abord séparément la BC et le P4VP quaternisé dans de l'eau distillée. Les deux solutions sont ensuite mélangées et la solution obtenue est filtrée et le solide est séché à l'étuve.

La quantité de P4VP adsorbée dans la bentonite a été estimée par l'analyse thermogravimétrie ATG. Les mesures ont été effectuées sous air en utilisant un analyseur

TA instruments 2950 avec une vitesse de chauffage de 10°C/mn dans un intervalle de température de 20 à 800°C.

Nos essais ont été réalisés sur un appareil à Détecteur Inel CPS 120, et une source XRG 3000.  $2d \sin \theta = \lambda$  avec  $\lambda = 1.54$ .

b. Paranitrophénol (PNP) retenu par le matériau composite (BPHCl4)

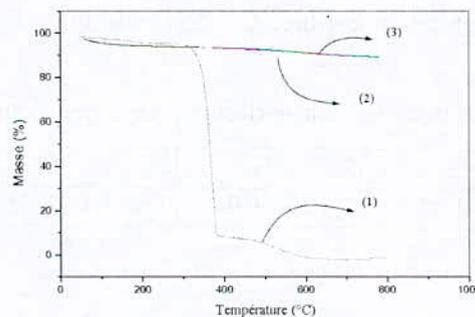
Des échantillons de 20 mg de BPHCl 4 avec des échantillons de 10 ml d'une solution de PNP ayant différentes concentrations initiales connues (C0) dans l'eau variant de 15 à 600 ppm à pH = 5 ont été secoués pendant un temps de contact de 5h à 293K. Après ces secousses, les valeurs d'absorbance des solutions restantes sans adsorption ont été mesurées avec un spectromètre UV -Visible Unicam UV1. Le spectre UV-Vis de PNP présente une absorption maximale à la longueur d'onde  $\lambda_{max} = 319$  nm à pH = 5.

Cette analyse nous permet d'étudier les deux isothermes d'adsorptions celle de Freundlich et de Langmuir.

### 3. Résultats et discussions

a. Taux de P4VP quaternisé intercalé

Il apparaît que la préparation du P4VP avec l'acide chlorhydrique HCl donne une phase organique faiblement fixée sur la bentonite. La réaction avec l'acide chlorhydrique crée une charge positive sur l'azote du polymère, ce qui induit une augmentation des dimensions moyennes des chaînes des polymères, ceci est dû aux répulsions électrostatiques internes. Cet effet, ainsi que la gêne stérique du P4VP hydrolysé, gêne probablement la diffusion du polymère entre les feuillets.



**Figure 1** : Thermo ATG de P4VP (1), BC (3), BPHCl 4 (2) (Zenasni, 2005)

L'examen de ce résultat montre que globalement la quantité de polymère P4VP intercalé restent dans l'intervalle 6 à 10 % en poids de la bentonite BC de départ, pour un rapport initial de P4VP/BC de 10%.

b. DRX des matériaux

Les diffractogrammes des matériaux BC et BPHCl4 présentés sur la Figure 4 révèlent la présence du P4VP dans l'espace interlamellaire.

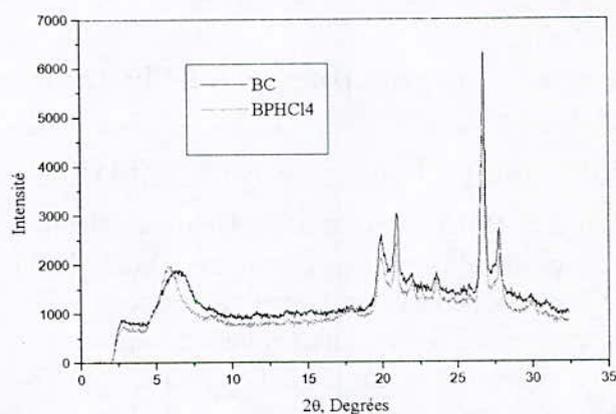


Figure 2. : Spectres de RX de BC, BPHCl4 (Zenasni, 2005)

Nous observons un pic de diffraction présent pour l'échantillon BPHCl4. Son déplacement d'un angle de 6,39° à 5,88° traduit un élargissement de l'espace interlamellaire c'est à dire l'augmentation de la distance entre les feuillets cristallins qui passe de 13,8 Å à 15 Å. Celui-ci doit résulter de la pénétration partielle du polymère dans les galeries de l'argile qui conserve sa structure cristalline en feuillets.

c. Rétention du paranitrophenol.

i. *Courbe d'étalonnage du PNP*

L'absorbance des composés dans le proche UV et le visible est exploitée de manière intensive en analyse quantitative par l'application de la loi de Beer – Lambert ( $A = \epsilon L C$ , A : absorbance, L : longueur de la cellule, C : concentration,  $\epsilon$  : coefficient d'extinction moléculaire l. mol<sup>-1</sup>.cm<sup>-1</sup>).

Tableau 1 : Résultats obtenus pour la courbe d'étalonnage de paranitrophenol pH = 5.

| C0 (ppm)   | 15   | 20   | 30   | 40   | 60   | 80   |
|------------|------|------|------|------|------|------|
| Absorbance | 0.92 | 1.30 | 1.97 | 2.56 | 3.73 | 5.02 |

$\epsilon L = 0.06209$

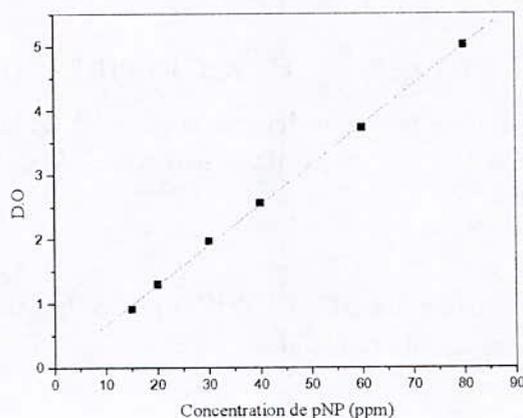


Figure 3 : Courbe d'étalonnage de PNP à pH = 5.

ii. Isothermes d'adsorption à température ambiante

Les résultats obtenus dans le tableau 2 sont représentés sous forme d'une courbe donnant la quantité de polluant adsorbé par gramme de support  $q_e$  (mg/g) en fonction de la concentration du surnageant à l'équilibre  $C_e$  (ppm ou mg/l) :  $q_e(\text{mg/g})=f(C_e, \text{ppm})$ ,  $q_e$  est calculée à partir de  $C_e$ , directement obtenue par spectrométrie UV visible.

**Tableau 2** : Rétention de PNP à partir d'une solution aqueuse par le support BPHCl 4

BPHCl 4:  $C_0$  : Concentration initiale PNP ;  $q_e = (C_0 - C_e) * VT / ms$  : (mg PNP / g support);  $C_e$  : la concentration de PNP dans le surnageant à l'équilibre; Volume total de la solution = 10 ml ;  $ms$  : Masse de support = 20 mg ; pH = 5; temps de contact = 5 h.

|         |                 |       |       |       |       |       |       |        |
|---------|-----------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| BPHCl 4 | $C_0$<br>(ppm)  | 15    | 50    | 100   | 200   | 300   | 400   | 600    |
|         | $C_e$<br>(ppm)  | 12.6  | 44.8  | 93.2  | 190.2 | 288.8 | 389.2 | 588.4  |
|         | Log $C_e$       | 1.10  | 1.65  | 1.97  | 2.28  | 2.46  | 2.59  | 2.77   |
|         | $q_e$<br>(mg/g) | 1.2   | 2.6   | 3.4   | 4.9   | 5.6   | 5.4   | 5.8    |
|         | Log $q_e$       | 0.079 | 0.415 | 0.531 | 0.690 | 0.748 | 0.732 | 0.763  |
|         | $C_e/q_e$       | 10.50 | 17.23 | 27.41 | 38.81 | 51.57 | 72.07 | 101.45 |

a) L'isotherme de Freundlich

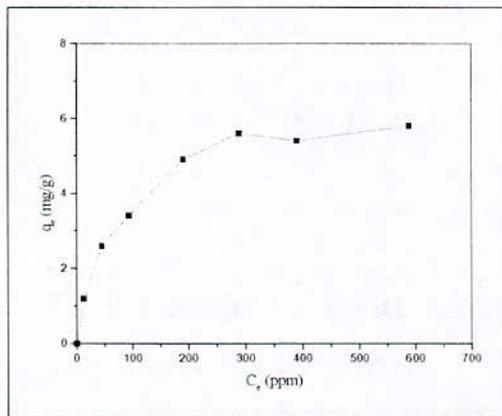
L'isotherme de Freundlich est décrite par l'équation :  $q_e = K C_e^{1/n}$  (1)

$q_e$  (mg/g) : quantité du paranitrophenol adsorbée par gramme d'adsorbant,  $C_e$  (mg/l) : concentration du paranitrophenol dans le surnageant à l'équilibre,  $K$  (l/g) et  $1/n$  : constantes de Freundlich associés respectivement à la capacité d'adsorption et à l'affinité de l'adsorption (Fushiwaki et Urano, 2001).

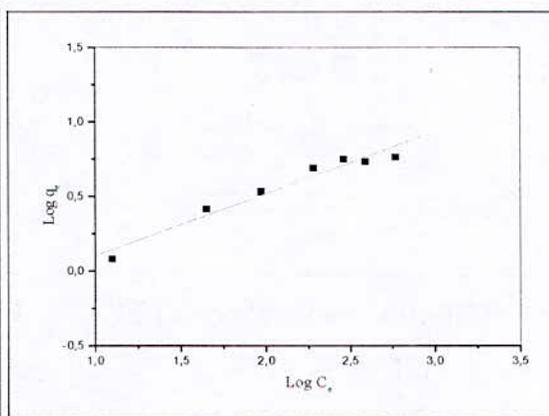
La forme logarithmique donne une équation linéaire :  $\text{Log } q_e = \text{Log } K + 1/n \text{ Log } C_e$  (2)

Dans l'équation (2),  $1/n$  représente la pente de l'isotherme. Lorsque  $1/n$  est égale à l'unité, il y'aurait une répartition constante du soluté entre l'adsorbant et la phase liquide.

Le modèle de Freundlich permet une représentation suffisante des valeurs obtenues lors de l'étude de l'adsorption du paranitrophenol par BPHCl 4 (figure 5).



**Figure 4** : Isotherme d'adsorption de pNP sur BPHCl 4



**Figure 5** : Droite de Freundlich à pH = 5.

On constate que l'isotherme obtenue augmente continuellement en fonction de la concentration et il y a un palier observé. Ceci montre qu'il y a formation de monocouche.

A partir des valeurs expérimentales de  $C_e$  et  $q_e$ , nous avons alors calculé au moyen de la régression linéaire, les valeurs de  $K$  et  $1/n$ ; les valeurs obtenues sont regroupées dans le tableau 3.

Le traitement des valeurs expérimentales nous donne un coefficient de corrélation hautement significatif. Ce résultat indique que le modèle Freundlich décrit l'isotherme obtenue (figure 5).

La valeur de coefficient  $K$ , traduisant le pouvoir adsorbant de l'échantillon BPHCl 4 conditionné ( $K = 0,49$ ) pour le PNP, confirme que la fixation du PNP est favorisée avec BPHCl 4.

**Tableau 3.** : Constantes de Freundlich caractérisant l'isotherme d'adsorption du PNP sur l'échantillon BPHCl 4 à pH = 5.

|         | pH | K    | 1/n  |
|---------|----|------|------|
| BPHCl 4 | 5  | 0,49 | 0,41 |

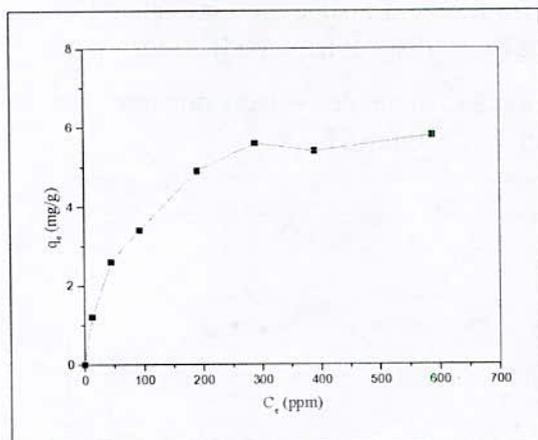
*b) L'isotherme de Langmuir*

L'isotherme d'adsorption du PNP sur le BPHCl 4 est décrite suivant le modèle de Langmuir selon l'équation suivante :  $q_e = q_m b C_e / (1 + b C_e)$  (3)

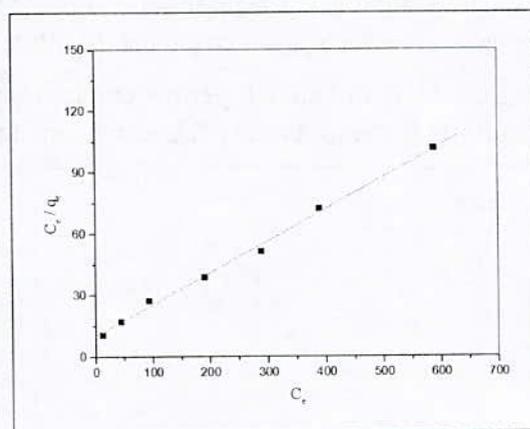
$C_e$  (mg/l) : concentration du PNP à l'équilibre,  $q_e$  (mg/l) : quantité adsorbée à l'équilibre par gramme de sorbant,  $q_m$ : capacité maximum d'adsorption,  $b$  : constante d'équilibre (Koumanova et Peeva-Antova, 2002).

La linéarisation de l'équation (3) conduit à :  $C_e/q_e = 1/(b q_m) + C_e/q_m$  (4)

La figure 6 représente l'isotherme d'adsorption correspondant à l'adsorption du PNP sur l'échantillon BPHCl 4.



**Figure 6 :** Isotherme d'adsorption de pNP sur BPHCl 4 à pH =5.



**Figure 7 :** Droite de Langmuir à pH = 5.

On note que l'isotherme (figure 6) présente un palier indiquant la saturation des sites de la surface et la formation de la monocouche. En outre, les résultats expérimentaux coïncident parfaitement avec la forme linéaire du modèle de Langmuir (figure 7).

La capacité d'adsorption  $q_m$  déterminée à partir de la pente de la droite représentée sur la figure 6, est égale à 6,25 mg/g et la constante d'équilibre  $b$  est égale à 0,017 l/mg.

#### **4. Conclusion**

De l'ensemble des résultats obtenus à partir de l'étude de l'élimination du paranitrophenol par adsorption sur l'échantillon BPHCl 4 dans une solution aqueuse, il ressort que :

L'isotherme d'adsorption confirme que la fixation du PNP est favorisée avec BPHCl 4 car elle présente un palier indiquant la saturation des sites de la surface et la formation de la monocouche.

L'adsorption du PNP par le matériau adsorbant se traite aussi bien par l'équation de Freundlich que celle de Langmuir.

Les résultats obtenus dans ce travail, ont montré que, sur le plan scientifique, le matériau BPHCl4 mérite d'être retenu comme agent adsorbant en vue d'éliminer le PNP de l'eau.

#### **5. Référence**

Zenasni, M.A., 2005. Immobilisation des P4VP quaternisées sur la bentonite. Mémoire de magister, Université de Tlemcen Algérie.

Bojemueller, A., Nennemann, A., Lagaly, G., 2001. Enhanced pesticide adsorption by thermally modified bentonites. *Appl. Clay. Sci.*, 18:277-284.

Boyd, S. A., 1996. In situ clay modification for environmental remediation., *Book of abstracts*,

211 th ACS National meeting, New orléans, March 24-28.

El Dib, M.A., Moursy, A.S., Badawi, M.I., 1978. Role of adsorbents in removal of soluble aromatic hydrocarbons from drinking waters, *Water Res*, 12:1131-1137.

Fripiat, J.J., Chaussion, J., Jelli, A., 1971. *Chimie physique des phénomènes de surfaces. Application aux oxydes et aux silicates*, Ed Masson et Cie.

Martin-Mousset, B., Croue, J. P., Lefebvre, E., Legube, B., 1997. Distribution et caractérisation de la matière organique dissoute d'eaux naturelles de surface, *Water Res*, 31:541-553.

Fushiwaki, Y., Urano, K., 2001. *J. of Health Sci.*, 47, 4: 429 -132.

Koumanova, B., Peeva-Antona, P., 2002. Adsorption of p-chlorophenol from aqueous solution on bentonite and perlite, *J. Hazardous Materials.*, 90:229-234.



**EFFET DE L'INCLINAISON DU CANAL SUR UNE ONDE DE  
RUPTURE D'UN BARRAGE  
EFFECT OF THE CHANNEL DIP ON A WAVE OF A DAM'S  
RUPTURE**

**Tahar IKNI<sup>1</sup>, Ali BERREKSI<sup>2</sup>, Saadia BENMAMAR<sup>3</sup> & Ahmed KETTAB<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> *Université de M'Sila (département hydraulique)*

<sup>2</sup> *Université de Bejaia (Algérie) -LRS-EAU (E. N. Polytechnique) - Laboratoire de Recherches (Hydraulique  
Appliquée et Environnement) (U. Bejaia)*

<sup>3</sup> *E. N. Polytechnique -LRS-EAU (E. N. Polytechnique)  
10, Av. Hacène Badi, BP 182, El-harrach., Alger*

**Résumé**

La forte urbanisation entraînant la suppression des lits naturels, l'effet de serre, certaines activités humaines et une mauvaise prédiction ou une sous estimation d'une crue font que nos barrages reçoivent souvent plus d'eau qu'il en faut, ce qui les soumet donc à des fortes sollicitations.

L'onde de rupture d'un barrage est plus connue sous le nom « DAM-BREAK » a été le centre d'occupation de plusieurs investigateurs et cela pendant plusieurs décennies.

Elle a pris beaucoup d'ampleurs par la suite surtout vers la fin des années soixante où l'on assistait à la construction des centrale nucléaires à l'aval des barrage retenant des millions de mètres cubes d'eau.

La rupture d'un barrage, bien que rare de nos jours reste cependant possible et compte tenue de le l'ampleur d'un tel accident, le problème mérite d'être pris au sérieux. Cette rupture se manifeste par la libération des eaux retenues qui se propage ainsi vers l'aval de l'ouvrage.

Le caractère imprévu de cette rupture, et le coût élevé des modèles réduits d'études fait qu'il est nécessaire d'élaborer des modèles numériques permettant la prédiction de l'évolution dans le temps et dans l'espace de l'onde de submersion.

Cette onde de rupture de barrage n'est qu'un écoulements à surface libre, comme son nom l'indique, a la particularité de comporter une surface libre en contact avec l'air et dont la forme peut varier, ce qui implique une variation possible de la forme et des dimensions de la section transversale du canal.

Ces écoulements sont régis par des équations de Barre Saint-Venant qui sont été établies sur la base des principes de conservation de la masse et de conservation de la quantité de mouvement après avoir établi un certain nombre d'hypothèses simplificatrices et de conditions aux limites.

La simulation numérique de phénomènes physiques est devenue un enjeu majeur dans la phase de conception de tout système. Cette discipline doit faire face à de nouvelles exigences tant du point de vue de la richesse et de la complexité des simulations, qui doivent alors prendre en compte des aspects multi-échelles ou multi-physiques, que du point de vue économique avec la

nécessité de s'adapter aux nouvelles générations de calculateurs ou à toute solution informatique conduisant à une réduction des coûts. Dans ce Travail, le schéma de TVD Runge-Kutta qui est de type différence finie explicite est utilisé pour trouver une solution numérique du système de Saint-Venant. Ce schéma du troisième ordre est un schéma robuste pouvant capter les chocs et les discontinuités. La comparaison des résultats obtenus avec le modèle mathématique et les résultats obtenus expérimentalement laisse conclure que les résultats obtenus concordent d'une manière satisfaisante avec les résultats expérimentaux.

**Mots-clés :** Equations de Saint venant, Écoulement à surface libre , Simulations numériques des écoulements, Schema de TVD MacCormack, Onde de destruction d'un barrage, Ecoulement gravitaire , Schéma de TVD Runge-Kutta

### **Abstract**

The strong urbanization involving the suppression of the natural beds ,the effect of the greenhouse, some human activities and a bad prediction or an under estimation of a rising make that our dams receive often more water more than it is necessary, which thus subjects them to strong solicitations. The wave of the dam's rupture is more known under name of "DAM-BREAK" was the center of the occupation of several investigators and that during several decades.

It took many widths thereafter especially towards the end of Sixties where they attended the construction of the nuclear station below dams retaining millions cubic meters of water.

The rupture of a dam, although is rare nowadays, however remains possible and count held of the extensiveness of such accident.the problem deserves to be taken seriously. This rupture appears by the release of selected water which is propagated thus towards the downstream of the dam.

The unforeseen character of this rupture and the high cost of the reduced scale models of the studies makes that it is necessary to work out digital models allowing the prediction of the evolution in the time and the space of the wave of submersion.

This wave of dam rupture is only one flow on free face, as its name indicates it, It has the characteristic to include a free face in contact with the air and whose form can vary, which implies a possible variation of the form an dimensions of the cross section of the channel.

These flows are governed by equations of Barre Saint-Venant, which are established on the basis of principle of conservation of the mass and conservation of the momentum after having established a certain number of simplifying assumptions and boundary conditions.

The digital simulation of physical phenomena became a major stake in the phase of design of any system. This discipline must face new requirements so much from the point of view of the richness and complexity of simulations, which must then take into account multi-scales or multi-physical aspects that from an economic stand-point with the need for adapting to new generations of calculators or any data-processing solution leading to a reduction of the costs .

In this work, the diagram of TVD Runge-Kutta of the third order is used to find a numerical solution of the equation system of Saint-Venant 1D and 2D. This diagram, which is third order, is a robust one being able to collect the shocks and discontinuities.

The comparison of results lets conclude, that the results obtained agree in satisfactory way with the analytical and experimental ones.

**Key words:** Equation of Saint- Venant, Flow of free face, Numerical simulations of the flows, Scheme of TVD Mac McCormack , Wave of destruction of a dam, gravitating flow, Scheme of TVD Runge-Kutta.

## 1. Introduction

Il est bien connu que les simulations numériques pour la rupture des barrages sont difficiles, en raison de la présence de la variation raide du gradient. Les premiers travaux sur les la rupture des barrages, la simulation impliquée est la méthode des caractéristiques.

Plus récemment, on a proposé un certain nombre de schémas numériques pour résoudre les équations de Saint Venant.

Par exemple, Fennema et Chaudhry (1987) avaient utilisé le schéma de MacCormack pour simuler la rupture du barrage en utilisant le modèle de Saint Venant unidimensionnel et bidimensionnel des écoulements. En 1992 Bhallamudi et Chaudhry ont résolu le modèle de saint venant à deux dimensions dans les canaux à géométrie variable.

Akhilesh Kumarjha et al, (1996) ont utilisé un schéma totalement conservatif de Beam et Warming pour simuler les écoulements transitoires en canal à surface libre application pour le cas de la rupture d'un barrage.

Rahman et Chaudhry (1998) ont combiné le schéma de MacCormack et une technique adaptative de grille pour calculer de tels écoulements.

Ming-Hseng Tseng (1999) a utilisé le schéma de Roe et ENO pour résoudre le système d'équation unidimensionnel.

ABDUL.A.KHAN (2001) a résolu le modèle de Saint Venant unidimensionnel dans le cas de la rupture d'un barrage par la méthode des éléments finies (Petrov-Galerkin).

Dans cette étude, le schéma de TVD d'ordre trois est appliqué pour résoudre les deux modèles de Saint Venant. Des résultats de la simulation des deux modèles actuels sont vérifiés avec une solution analytique et des données expérimentales.

## 2. Modèle mathématique

Pour un écoulement dans un canal prismatique à section rectangulaire, les deux systèmes d'équations de Barré Saint Venant 1D et 2D s'écrivent sous les formes conservatives.

$$U_t + \frac{\partial F}{\partial x} + S = 0 \quad (1)$$

$$\text{Avec, } U = \begin{pmatrix} h \\ uh \end{pmatrix}, F = \begin{pmatrix} uh \\ u^2h + g \frac{h^2}{2} \cos(\alpha) \end{pmatrix}, S = \begin{pmatrix} 0 \\ -gh(S_0 - S_f) \end{pmatrix} \quad (2)$$

Ce système d'équation est composé d'une équation de conservation de la masse et d'une équation quantité de mouvement suivant de le sens de l'écoulement.

$h$ , est la profondeur hydraulique ;  $A(x,h)$  est la section mouillée,  $R$  rayon hydraulique ;  $S_0(x)$  est le pente du lit,  $g$  l'accélération et  $S_f = \frac{n^2 u^2}{R^{4/3}}$  est la pente énergétique des frottements et  $n$  le coefficient de Manning.

$$U_t + E_x + F_y + T = 0 \quad (3)$$

$$\text{avec, } E_x = \begin{bmatrix} uh \\ \frac{u^2}{2} + gh \cos(\alpha)_z \\ uv \end{bmatrix}, F_y = \begin{bmatrix} vh \\ uv \\ \frac{v^2}{2} + gh \cos(\alpha)_z \end{bmatrix} \quad \text{et} \quad T = \begin{bmatrix} 0 \\ -g(S_{ox} - S_{fx}) \\ -g(S_{oy} - S_{fy}) \end{bmatrix} \quad (4)$$

### 3. Méthode des différences finies

L'avantage fondamental de la méthode des différences finies est l'approximation d'équations différentielles par des équations algébriques. En effet, il est procédé au remplacement d'une équation différentielle continue, dont l'espace solution est généralement de dimension infinie, par un ensemble d'équations algébriques dont l'espace solution est de dimension finie.

#### Schéma aux différences finies explicite de TVD R-K d'ordre 3

Les deux systèmes d'équations différentielles qui gouvernent l'écoulement à surface libre (3) et (4) seront résolus par un schéma explicite. Ce schéma est composé de trois étapes de calcul qui sont:

$$U^1 = U^n + \frac{\Delta t}{\Delta x} F(U^n, t^n) \quad \text{Schéma de troisième ordre de TVD Runge-Kutta (shu and Osher 1988)}$$

$$U^2 = \frac{3}{4}U^n + \frac{1}{4}U^1 + \frac{\Delta t}{4\Delta x} F(U^1, t^n + \Delta t^n)$$

$$U^3 = \frac{1}{3}U^n + \frac{2}{3}U^2 + \frac{2\Delta t}{3\Delta x} F\left(U^2, t^n + \frac{\Delta t^n}{2}\right)$$

$$F = -\left(\frac{\partial E^n}{\partial x} + T^n\right) \quad \text{cas unidimensionnel}$$

$$F = -\left(\frac{\partial E^n}{\partial x} + \frac{\partial G^n}{\partial y} + T^n\right) \quad \text{cas bidimensionnel}$$

La valeur au  $j^{\text{ème}}$  nœuds de la courbe lissée (cas unidimensionnel) :

$$\bar{f}_j = a_0 \quad (5)$$

$$a_0 = \frac{-\Delta x_{j-1} \Delta x_{j+1}}{2\Delta x_{j-2} (\Delta x_{j+2} - \Delta x_{j-2})} f_{j-2} + \frac{-\Delta x_{j+1}}{2(\Delta x_{j-1} - \Delta x_{j+1})} f_{j-1} + \left( \frac{\Delta x_{j-1} \Delta x_{j+1}}{2\Delta x_{j-2} \Delta x_{j+2}} + \frac{1}{2} \right) f_j + \frac{\Delta x_{j-1}}{2(\Delta x_{j-1} - \Delta x_{j+1})} f_{j+1} + \frac{\Delta x_{j-1} \Delta x_{j+1}}{2\Delta x_{j+2} (\Delta x_{j+2} - \Delta x_{j-2})} f_{j+2} \quad (6)$$

$$a_1 = \frac{\Delta x_{j+2} + \Delta x_{j+1} + \Delta x_{j-1}}{2\Delta x_{j-2} (\Delta x_{j+2} - \Delta x_{j-2})} f_{j-2} + \frac{-1}{2(\Delta x_{j+1} - \Delta x_{j-1})} f_{j-1} + \left( \frac{\Delta x_{j-2} + \Delta x_{j-1} + \Delta x_{j+1} + \Delta x_{j+2}}{2\Delta x_{j-2} \Delta x_{j+2}} \right) f_j + \frac{\Delta x_{j-1}}{2(\Delta x_{j-1} - \Delta x_{j+1})} f_{j+1} + \frac{\Delta x_{j-1} \Delta x_{j+1}}{2\Delta x_{j+2} (\Delta x_{j+2} - \Delta x_{j-2})} f_{j+2} \quad (7)$$

$$a_2 = \frac{-1}{\Delta x_{j-2} (\Delta x_{j+2} - \Delta x_{j-2})} f_{j-2} + \frac{1}{\Delta x_{j-2} \Delta x_{j+2}} f_j + \frac{1}{\Delta x_{j+2} (\Delta x_{j+2} - \Delta x_{j-2})} f_{j+2} \quad (8)$$

où,  $f_j$  est la valeur au nœud  $j$  avant le lissage.

Aux nœuds extrêmes :

$$\begin{aligned} \bar{f}_0 &= a_0 + a_1 \Delta x_0 + a_2 \Delta x_0^2 \\ \bar{f}_1 &= a_0 + a_1 \Delta x_1 + a_2 \Delta x_1^2 \quad (\Delta x_k = x_k - x_2) \\ \bar{f}_{n-1} &= a_0 + a_1 \Delta x_{n-1} + a_2 \Delta x_{n-1}^2 \\ \bar{f}_n &= a_0 + a_1 \Delta x_n + a_2 \Delta x_n^2 \quad (\Delta x_k = x_k - x_{n-2}) \end{aligned} \quad (9)$$

#### 4. Expérimentations numériques (Validation du modèle)

##### a. La géométrie du canal

Le canal a une largeur  $b = 1\text{m}$  et une longueur  $L = 100\text{m}$  ( $-500\text{m} < x < +500\text{m}$ ).

La pente du canal est nulle, le barrage est placé au milieu du canal ( $x = 0$ ).

La pente de frottement est nulle.

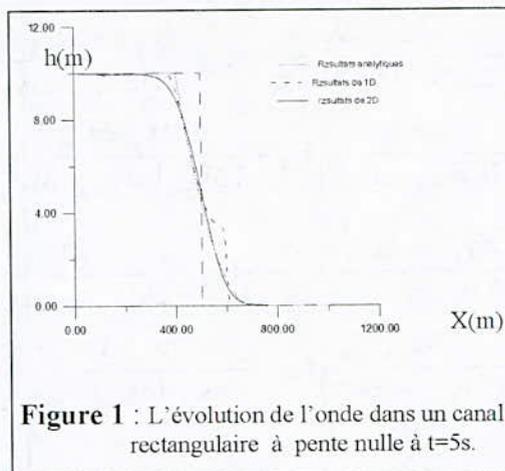
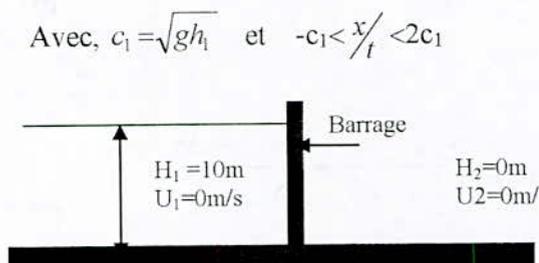
##### Les conditions aux limites

Pour  $x < 0\text{m}$  la hauteur d'eau égale  $h = 10\text{m}$ .

Pour  $x > 0\text{m}$  la hauteur d'eau égale  $h = 0\text{m}$ .

La solution analytique de Ritter pour ce problème est :

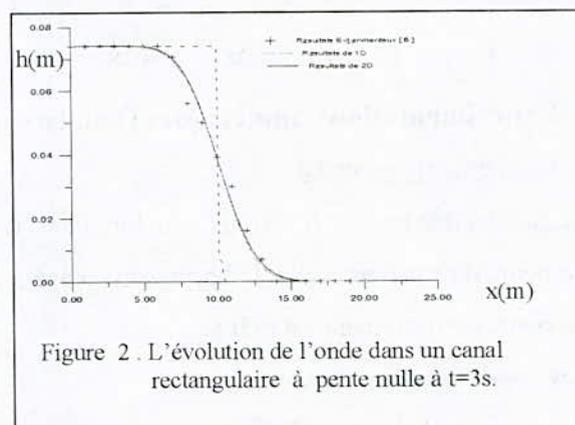
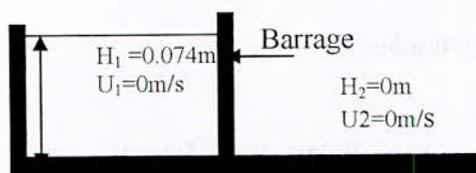
$$h = \frac{h_1}{9} \left( 2 - \frac{x}{c_1 t} \right)^2 \quad \text{et} \quad u = \frac{2c_1}{3} \left( 1 + \frac{x}{c_1 t} \right)$$



La figure 1 montre la hauteur d'eau à t=5 secondes dans un canal rectangulaire à pente nulle obtenue par simulation numérique et analytiques. On remarque dans cette application les résultats obtenus sont satisfaisant.

b. Expérience sur un barrage à pente nulle (essai laboratoire)

L'expérience comportait plusieurs séries de mesure, elle a été réalisée dans un canal de 20m de longueur, 0.096m de large et une inclinaison  $S_0=0$ . Dans cette expérience le barrage a été placé au milieu du canal. La hauteur d'eau à l'amont de barrage est de 0.074m et à l'aval la hauteur d'eau est nulle [Abdul Khan, 2001].



Le pas de discrétisation suivant l'espace est 0.1m.

La figure 2 montre la hauteur d'eau à t = 3s dans un canal rectangulaire à pente nulle obtenue par simulation numérique et par mesures expérimentales [Abdul Khan, 2001].

Dans cette application on remarque qu'il y a une bonne concordance entre les deux résultats expérimentaux et numériques.

c. Expérience sur un barrage à faible pente

L'expérience comportait plusieurs séries de mesure, elle a été réalisée dans un canal de 122m, de longueur, 1.22m de large, le coefficient de Manning  $n = 0.0085$  et une inclinaison  $S_0 = 0005$ . Dans cette expérience, le barrage a été placé au milieu du canal. La hauteur d'eau à

l'amont de barrage est de 0.305m et à l'aval la hauteur d'eau est nulle. Le pas de discrétisation suivant x est de 1m.

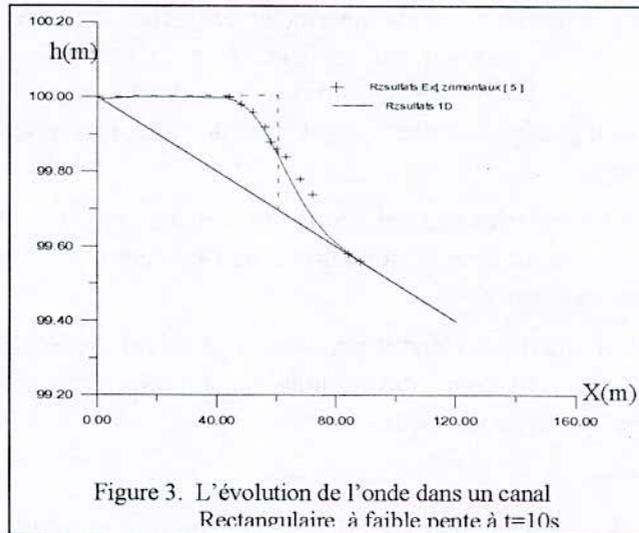


Figure 3. L'évolution de l'onde dans un canal Rectangulaire à faible pente à t=10s

La figure 3 montre la hauteur d'eau à t = 10s dans un canal rectangulaire à pente faible obtenue par simulation numérique et par l'expérimentale [5].

On remarque qu'il y a une légère différence à l'amont du barrage. Les résultats obtenus sont aux dessus des résultats expérimentaux [Abdul Khan, 2001]. Par contre à l'aval du barrage ils sont légèrement aux dessous des résultats expérimentaux

Les résultats obtenus par la figure 4 concordent bien avec les résultats expérimentaux. Par contre au niveau de la figure 5, il y a une sur estimation de la crue.

Le décalage entre les résultats expérimentaux et numériques est dû au modèle mathématique car pendant l'élaboration du modèle, il a fallu poser certaines hypothèses. L'imposition des condition au limite et la discrétisation des équations ne se font pas sans erreurs négligeables qu'elles soient, tandis que l'expérience intègre la réalité qui régie l'écoulement.

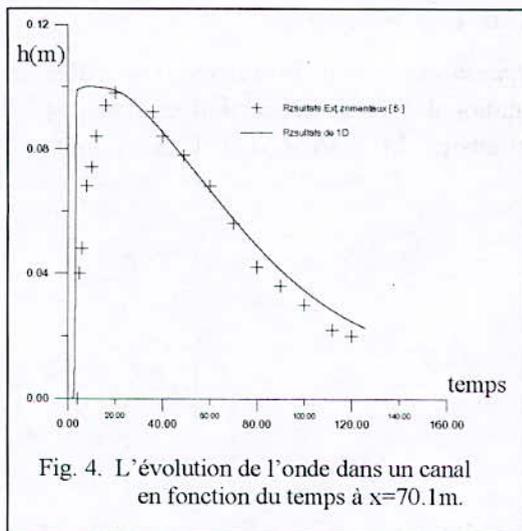


Fig. 4. L'évolution de l'onde dans un canal en fonction du temps à x=70.1m.

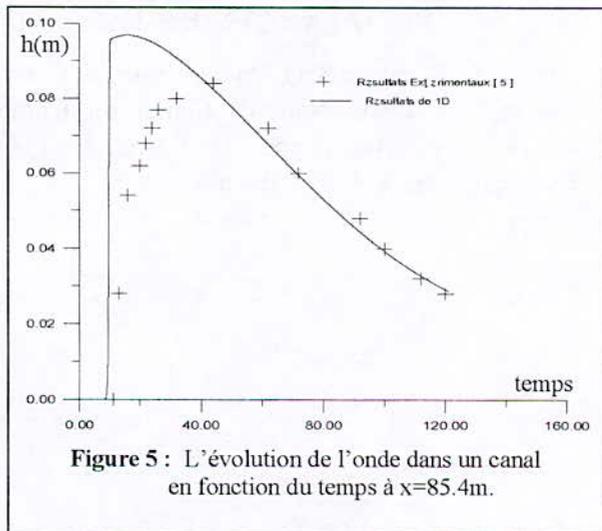


Figure 5 : L'évolution de l'onde dans un canal en fonction du temps à x=85.4m.

## 5. Conclusion

Le décalage entre les résultats théoriques et l'expérimentaux est dû au modèle mathématique car pendant l'élaboration du modèle, il a fallu poser certains nombres d'hypothèses. L'imposition des conditions aux limites et la discrétisation des équations ne se font pas sans erreurs négligeables qu'elles soient. Tandis que l'expérience intègre la réalité qui régit l'écoulement.

En général les modèles mathématiques de Sain Venant à une et deux dimensions ont donné des résultats satisfaisants dans la simulation de l'évolution de l'onde dans un canal rectangulaire à faible pente et à pente nulle.

Le modèle numérique élaboré permettant le calcul des écoulements à surface libre dans un canal rectangulaire, donne des résultats satisfaisants. Il est aussi préférable de le tester dans les ruptures de barrage à géométrie variable.

## Références

- Fennema R.J., and Chaudhry M.H. (1987) "*Simulation of one-dimensional dam-break flows*", *Journal of Hydraulic Research*, Vol. 25, pp.41-51
- Bhallamudi S. M. And Chaudhry M. H., (1992). *Computation of flow in open-channel transitions*. *Journal of Hydraulic Research*, volume 30, N°1, pp. 77-93.
- Akhilesh K., Juichiro A. et Saru U., (1996). *Un schéma totalement conservatif de Beam et Warming pour calculer les écoulements transitoires en canal à surface libre*. Water Resources Consultant, Aggie Consult co., Ramkamheng, *Journal of Hydraulic Research*. Vol.34. 1996. N°5.
- Rahman, M. and Chaudhry M.H., (1998). *Simulation of dam-break flow with grid adaptation*. *Advances in Water Resources*, Vol. 21, No.1, pp.1-9.
- Ming-Hseng Tseng, (1999). *Verification of 1D Transcritical Flow Model in Channels*. *Engineering Applied Research II*, National Center for High-performance Computing Proc.Natl. Scl. Counc. ROC(A) vol.23 NO. 5. 1999. pp 654 - 664.
- Abdul. A. Khan, (2001). *Modélisation de l'écoulement sur un lit initialement sec*. Research assistant professor, National Center for Computational Hydroscience and engineering, the University of Mississippi, 102 Carrier Hall, University, Ms 38677. *The U S A Journal of Hydraulic Research*. Vol.38. 2000. N°5.

## **SIMULATION DES ECOULEMENTS DANS LES CANAUX EN MARCHES D'ESCALIERS PAR LA METHODE DES VOLUMES FINIS**

**K. KHERBACHE & S. BENMAMAR**

*Ecole Nationale Polytechnique- Laboratoire de Recherche des Sciences de l'eau  
Département d'hydraulique, 10 Avenue Hassen badi, 16000 Alger- Algérie  
Email : [Benmamar@yahoo.fr](mailto:Benmamar@yahoo.fr), [kherbache\\_khadidja@yahoo.fr](mailto:kherbache_khadidja@yahoo.fr).*

### **Résumé**

Une simulation numérique des écoulements diphasique eau air dans les canaux en marches d'escaliers, basée sur le modèle mathématique de Reynolds est présenté.

Un modèle numérique qui permet de prévoir les caractéristiques des écoulements uniformes et les écoulements extrêmement turbulent dans les canaux en marches d'escaliers a été élaboré en utilisant le modèle mathématique de Reynolds, en tenant compte des caractéristiques de la couche limite.

Ce modèle mathématique a été discrétisé par la méthode des volumes finis, et résolu par l'algorithme Simpler développé par Patankar et Spalding.

**Mots clés :** Ecoulement uniforme, écoulement extrêmement turbulent, modèle mathématique de Reynolds, méthode des volumes finis, algorithme Simpler.

### **1. Introduction**

Les barrages sont protégés des crues par un système de décharge « évacuateur de crues ». L'écoulement sur le coursier de cet évacuateur atteint des vitesses importantes de l'ordre de 50 m/s. Dans de telles conditions, les dommages d'érosion par cavitation sont inévitables et détériorent progressivement l'ouvrage.

Par conséquent, la présence d'air dans les écoulements à hautes vitesses permet de ralentir ou de prévenir les dommages dus à l'érosion par cavitation. D'où l'intérêt de placer des marches le long du coursier qui forment une macro-rugosité et accélèrent le processus d'entraînement d'air.

Dans les canaux en marches d'escaliers existe deux types de régime d'écoulement :

- Régime d'écoulement en nappe est caractérisé par des ressauts partiellement développés.
- Régime d'écoulement extrêmement turbulent.

On s'intéresse à étudier l'écoulement extrêmement turbulent, en déterminant en tout point de cette zone, la distribution de la concentration en air, ainsi que les profils des vitesses.

Les résultats de la simulation numérique sont comparés avec les résultats obtenus par Benmamar (Benmamar, 2006).

### **2. Entraînement d'air en régime d'écoulement extrêmement turbulent**

A l'amont d'un écoulement sur le coursier de l'évacuateur de crues en marches d'escaliers, une couche limite turbulente se développe au long du coursier, et atteint la surface libre en un point. A partir de là, les vitesses de fluctuations turbulentes sont suffisamment

importantes pour entraîner une certaine quantité d'air. Le point du début de l'entraînement d'air, est appelé point d'inception.

A l'aval de ce point, l'accroissement de la quantité d'air entraînée est graduel et continu. Les profils de concentrations en air et de vitesse se redistribuent lentement (régime d'écoulement graduellement varié), et tendent vers des profils d'équilibre dans la région d'écoulement uniforme, loin en aval (Wood, 1983).

La zone d'étude concerne la zone d'écoulement graduellement varié aéré, située à l'aval du point d'inception.

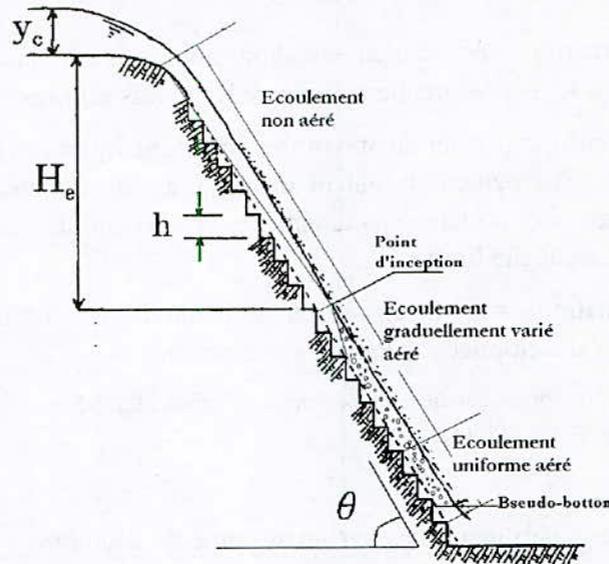


Figure.1 : Entraînement d'air dans un écoulement extrêmement turbulent sur un évacuateur de crues en marches d'escaliers.

### 3. Modélisation mathématique de l'écoulement graduellement varié aéré à l'aval du point d'inception

Pour établir le modèle mathématique régissant l'écoulement turbulent dans un canal en marches d'escaliers, on introduit les hypothèses suivantes :

- ✓ Le canal est suffisamment large pour que dans l'axe le phénomène soit peu modifié par la présence des parois latérales,
- ✓ L'écoulement est turbulent graduellement varié aéré et bidimensionnel,
- ✓ La masse volumique considérée est celle du mélange air-eau,

Pour le calcul de la masse volumique du mélange  $\rho$ , nous avons utilisé la théorie des écoulements homogènes,

$\rho = \rho_e(1 - C_{moy})$  avec,  $\rho_e$  : La masse volumique de l'eau;  $C_{moy}$  : La concentration en air moyenne.

- ✓ La distribution de la pression est hydrostatique. Elle est exprimée par :  
 $P = \rho g \cos \alpha (d - y)$

Le modèle mathématique de l'écoulement varié est représenté par le système d'équations suivant :

a. Equation de continuité

$$\frac{\partial U}{\partial x} + \frac{\partial V}{\partial y} = 0 \quad (1)$$

b. Equations de quantité de mouvement

i. Suivant la direction x

$$\frac{\partial U}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left[ UU - (\nu + 2\nu_t) \frac{\partial U}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[ VU - (\nu + \nu_t) \frac{\partial U}{\partial y} \right] = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x} + g \sin \alpha + \frac{\partial}{\partial y} \left( \nu_t \frac{\partial V}{\partial x} \right) - \frac{2}{3} \frac{\partial k}{\partial x} \quad (2)$$

ii. Suivant la direction y

$$\frac{\partial V}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left[ UV - (\nu + \nu_t) \frac{\partial V}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[ VV - (\nu + 2\nu_t) \frac{\partial V}{\partial y} \right] = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial y} - g \cos \alpha + \frac{\partial}{\partial x} \left( \nu_t \frac{\partial U}{\partial y} \right) - \frac{2}{3} \frac{\partial k}{\partial y} \quad (3)$$

$\rho$  : La masse volumique du mélange air-eau ;  $P$  : La pression ;  $\nu$  : La viscosité cinématique.

c. Equations du modèle k- $\varepsilon$

$$\frac{\partial k}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left[ Uk - \frac{\nu_t}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[ Vk - \frac{\nu_t}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial y} \right] = \nu_t \left[ \left( \frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right)^2 + 2 \left( \frac{\partial U}{\partial x} \right)^2 + 2 \left( \frac{\partial V}{\partial y} \right)^2 \right] - \varepsilon \quad (4)$$

$$\frac{\partial \varepsilon}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left[ U\varepsilon - \frac{\nu_t}{\sigma_\varepsilon} \frac{\partial \varepsilon}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[ V\varepsilon - \frac{\nu_t}{\sigma_\varepsilon} \frac{\partial \varepsilon}{\partial y} \right] = C_{\varepsilon 1} \nu_t \frac{\varepsilon}{k} \left[ \left( \frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right)^2 + 2 \left( \frac{\partial U}{\partial x} \right)^2 + 2 \left( \frac{\partial V}{\partial y} \right)^2 \right] - C_{\varepsilon 2} \frac{\varepsilon^2}{k} \quad (5)$$

avec,  $\nu_t = C_\mu \frac{k^2}{\varepsilon}$  ;  $C_\mu = 0.09$  ;  $C_{\varepsilon 1} = 1.44$  ;  $C_{\varepsilon 2} = 1.92$  ;  $\sigma_\varepsilon = 1.00$  et  $\sigma_k = 1.30$ .

d. Equation de la concentration en air moyenne

$$\frac{dC_{\text{moy}}}{dx} = (1 - C_{\text{moy}})^2 (C_n - C_{\text{moy}}) \frac{U_r \cos \alpha}{q}$$

avec,  $U_r$  : Vitesse limite d'ascension des bulles d'air prise égale à 40cm/s ;  $C_n$  :

Concentration en air moyenne, pour un écoulement uniforme données par l'expression suivante :

$$C_n = 0.9 \sin \alpha \quad \text{si} \quad \alpha < 50^\circ$$

$$C_n = 1.44 \sin \alpha - 0.08 \quad \text{si} \quad 6^\circ < \alpha < 34^\circ$$

et  $0.1 < k_s < 0.35$  où,  $k_s$  : Rugosité uniforme du canal,  $k_s = h \cos \alpha$ .

e. Profondeur d'eau pure

$$\frac{d}{dx}d = \frac{\sin \alpha d^3 - f \left( \frac{q^2}{8g} \right) \left( \frac{f_e}{f} \right)}{\cos \alpha d^3 - 1.05 \left( \frac{q^2}{g} \right)}$$

avec,  $f$  : Coefficient de frottement ;  $\left( \frac{f_e}{f} \right) = \frac{1}{\left( 1 - 3.2\sqrt{f} \log_{10}(1 - Cmoy) \right)^2}$

f. Point d'inception

Les coordonnées du point d'inception sont données par les formules de Chanson :

$$\frac{L_i}{k_s} = 9.52 (F_r)^{0.72} (\sin \alpha)^{0.08}$$

$$\frac{D_i}{k_s} = \frac{0.42}{(\sin \alpha)^{0.04}} F_r^{0.59} \quad \text{où, } F_r = \frac{q}{\sqrt{g \sin \alpha (h \cos \alpha)^3}}$$

avec,  $F_r$  : Nombre de Froude,  $h$  : Hauteur de la marche,  $\alpha$  : Pente du canal. Et  $k_s$  : Rugosité uniforme du canal.

**4. Modélisation numérique de l'écoulement graduellement varie aéré à l'aval du point d'inception**

Le comportement d'un système physique est généralement représenté par un système d'équations aux dérivées partielles, associée à des conditions aux limites sur le domaine considéré. La complexité de ces équations ne permet pas de les résoudre analytiquement, donc on est amené à la résolution numérique. A cette étape, intervient le concept de la discrétisation.

Pour notre étude, on s'est limité à la méthode des volumes finis. Cette méthode consiste à intégrer, sur des volumes élémentaires, les équations écrites sous forme intégrale. C'est une méthode particulièrement bien adaptée à la discrétisation spatiale des **lois de conservation**, et est ainsi très utilisée en mécanique des fluides.

Le schéma à maillage décalé a été utilisé pour les deux composantes de la vitesse (U,V).

La discrétisation est divisé en deux étapes :

a. Discrétisation temporelle

Nous avons utilisé le schéma totalement implicite.

b. Discrétisation spatiale

Nous avons adopté le schéma de la loi de puissance.

Le modèle numérique régissant l'écoulement dans un canal en marches d'escaliers est donnée par les relations suivantes :

i. Equation de continuité

$$F_e - F_o + F_n - F_s = 0 \tag{6}$$

**ii. Equation de quantité de mouvement**

- Suivant la direction x

$$a_M U_M = a_E U_E + a_O U_O + a_N U_N + a_S U_S + b + \frac{1}{\rho} (P_o - P_e) \Delta y \quad (7)$$

avec,  $a_M^0 = \frac{\Delta x \Delta y}{\Delta t}$  (8)

$$a_M = a_M^0 + a_E + a_O + a_N + a_S - S_M \Delta x \Delta y \quad (9)$$

$$b = S_C \Delta x \Delta y + U_M^0 a_M^0 \quad (10)$$

- Suivant la direction y

$$a_M V_M = a_E V_E + a_O V_O + a_N V_N + a_S V_S + b + \frac{1}{\rho} (P_s - P_n) \Delta x \quad (11)$$

avec,  $a_M^0, a_M$  : Sont données par les expression (8) et (9) ;

$$b = S_C \Delta x \Delta y + V_M^0 a_M^0 \quad (12)$$

**iii. Modèle k-ε**

- Equation de k :  $a_p K_p = a_E K_E + a_O K_O + a_N K_N + a_S K_S + b$  (13)

$a_M^0, a_M$  : Sont données par les expression (8) et (9) ;

$$b = S_C \Delta x \Delta y + k_M^0 a_M^0 \quad (14)$$

- Equation de ε  $a_p \varepsilon_p = a_E \varepsilon_E + a_O \varepsilon_O + a_N \varepsilon_N + a_S \varepsilon_S + b$  (15)

$a_M^0, a_M$  : Sont données par les expression (8) et (9) ;

$$b = S_C \Delta x \Delta y + \varepsilon_M^0 a_M^0 \quad (16)$$

**iv. Discrétisation des termes sources pour différentes équations de transport**

- Equation de quantité de mouvement

Suivant la direction x :

$$S_M = 0$$

$$S_C = g \sin \alpha + \frac{\left[ (v_t)_{i,j+1} \left( \frac{V_{i,j+1} - V_{i,j-1}}{\delta x} \right) \right] - \left[ (v_t)_{i,j} \left( \frac{V_{i,j} - V_{i-1,j}}{\delta x} \right) \right]}{\Delta y} - \frac{2 k_{i,j} - k_{i-1,j}}{3 \delta x} \quad (17)$$

Suivant la direction y :

$$S_M = 0$$

$$S_C = -g \cos \alpha + \frac{\left[ (v_t)_{i+1,j} \left( \frac{U_{i+1,j} - U_{i+1,j-1}}{\delta y} \right) \right] - \left[ (v_t)_{i,j} \left( \frac{U_{i,j} - U_{i,j-1}}{\delta y} \right) \right]}{\Delta x} - \frac{2}{3} \frac{k_{i,j} - k_{i,j-1}}{\Delta x} \quad (18)$$

• Modèle k-ε

Equation de k :

$$S_M = 0$$

$$S_C = (v_t)_{i,j} \left[ \left( \frac{U_{i,j+1} - U_{i,j-1}}{2(\delta y)} + \frac{V_{i+1,j} - V_{i-1,j}}{2(\delta x)} \right) \cdot \left( \frac{U_{i,j+1} - U_{i,j-1}}{2(\delta y)} + \frac{V_{i+1,j} - V_{i-1,j}}{2(\delta x)} \right) \right]$$

$$S_C = 2 \left( \frac{U_{i+1,j} - U_{i,j}}{(\Delta y)} \right)^2 + 2 \left( \frac{V_{i,j+1} - V_{i,j}}{(\Delta x)} \right)^2 - \varepsilon_{i,j} \quad (19)$$

Equation de ε :

$$S_C = \frac{C_{\varepsilon_1} (v_t)_{i,j}}{k_{i,j}} \left[ \left( \frac{U_{i,j+1} - U_{i,j-1}}{2(\delta y)} + \frac{V_{i+1,j} - V_{i-1,j}}{2(\delta x)} \right) \cdot \left( \frac{U_{i,j+1} - U_{i,j-1}}{2(\delta y)} + \frac{V_{i+1,j} - V_{i-1,j}}{2(\delta x)} \right) \right]$$

$$S_C = 2 \left( \frac{U_{i+1,j} - U_{i,j}}{(\Delta y)} \right)^2 + 2 \left( \frac{V_{i,j+1} - V_{i,j}}{(\Delta x)} \right)^2 - C_{\varepsilon_2} \frac{\varepsilon_{i,j}}{k_{i,j}} \quad (20)$$

$$S_C = 0$$

On définit le flux massique convectif par unité de surface par les relations suivantes :

$$F_e = (\rho U)_e \Delta y, F_o = (\rho U)_o \Delta y, F_n = (\rho V)_n \Delta x, F_s = (\rho V)_s \Delta x$$

On définit les conductances de la diffusion par les expressions dans le tableau suivant :

**Tableau 1** : termes de conductance de la diffusion.

| Equations                         | $D_e$   | $D_o$   | $D_n$   | $D_s$   |
|-----------------------------------|---|---|---|---|
| Equation de quantité de mouvement |   |   |   |   |
| Suivant la direction x            | $\left( \frac{(\nu + 2\nu_t)}{(\Delta x)} \Delta y \right)_e$     | $\left( \frac{(\nu + 2\nu_t)}{(\Delta x)} \Delta y \right)_o$     | $\left( \frac{(\nu + \nu_t)}{(\delta y)} \delta x \right)_n$      | $\left( \frac{(\nu + \nu_t)}{(\delta y)} \delta x \right)_s$      |
| Suivant la direction y            | $\left( \frac{(\nu + \nu_t)}{(\delta x)} \delta y \right)_e$      | $\left( \frac{(\nu + \nu_t)}{(\delta x)} \delta y \right)_o$      | $\left( \frac{(\nu + 2\nu_t)}{(\Delta y)} \Delta x \right)_n$     | $\left( \frac{(\nu + 2\nu_t)}{(\Delta y)} \Delta x \right)_s$     |
| Modèle de k-ε                     |   |   |   |   |
| Equation de k                     | $\left( \frac{(\nu_t / \sigma_k)}{(\delta x)} \Delta y \right)_e$ | $\left( \frac{(\nu_t / \sigma_k)}{(\delta x)} \Delta y \right)_o$ | $\left( \frac{(\nu_t / \sigma_k)}{(\delta y)} \Delta x \right)_n$ | $\left( \frac{(\nu_t / \sigma_k)}{(\delta y)} \Delta x \right)_s$ |

|                           |  |  |  |  |
|---------------------------|--|--|--|--|
| Equation de $\varepsilon$ | $\left( \frac{\left( \frac{v_t}{\sigma_k} \right) \Delta y}{(\delta x)} \right)_e$ | $\left( \frac{\left( \frac{v_t}{\sigma_k} \right) \Delta y}{(\delta x)} \right)_o$ | $\left( \frac{\left( \frac{v_t}{\sigma_k} \right) \Delta x}{(\delta y)} \right)_n$ | $\left( \frac{\left( \frac{v_t}{\sigma_k} \right) \Delta x}{(\delta y)} \right)_s$ |
|---------------------------|--|--|--|--|

Les coefficients  $a_E$ ,  $a_O$ ,  $a_N$  et  $a_S$  sont exprimés en fonction de nombre de Peclet par les relations suivantes :

$$a_E = D_e A(|P_e|) + \max[-F_e, 0] \quad (21)$$

$$a_O = D_o A(|P_o|) + \max[F_o, 0] \quad (22)$$

$$a_N = D_n A(|P_n|) + \max[-F_n, 0] \quad (23)$$

$$a_S = D_s A(|P_s|) + \max[F_s, 0] \quad (24)$$

où,  $P_e, P_o, P_n$  et  $P_s$  : Nombres de Peclet qui représente le rapport local de la convection à la diffusion.

$$P_e = \frac{F_e}{D_e}, \quad P_o = \frac{F_o}{D_o}, \quad P_n = \frac{F_n}{D_n}, \quad P_s = \frac{F_s}{D_s}$$

Avec  $A(|P|)$  est représenté par le schéma de la loi de puissance :

$$A(|P|) = \max\left[1, (1 - 0.5|P|)^5\right].$$

- Equation de la concentration en air moyenne

$$C_{moy}(i) = C_{moy}(i-1) + \Delta x \left[ (1 - C_{moy}(i-1))^2 (C_n - C_{moy}(i-1)) \frac{U_r \cos \alpha}{q} \right]$$

- Equation de la profondeur d'eau pure

$$d(i) = d(i-1) + \Delta x \frac{(d(i-1))^3 \sin \alpha - f \left( \frac{q^2}{8g} \right) \left( \frac{f_e}{f} \right)(i)}{(d(i-1))^3 \cos \alpha - 1.05 \left( \frac{q^2}{g} \right)}$$

La profondeur et la vitesse de référence respectivement  $y_{90}$ ,  $U_{90}$  sont déduites, par les

relations suivantes :  $y_{90}(i) = \frac{d(i)}{1 - C_{moy}(i)}$  et  $\frac{q}{y_{90}(i)U_{90}(i)} = -0.883C_{moy}(i) + 0.835$

### 5. Algorithme de résolution

Plusieurs algorithmes de résolutions ont été établis pour résoudre le système d'équations algébriques. Parmi ces algorithmes : Simple ; Simpler ; Simplec ; Piso et Simplest.

Notre choix s'est porté sur l'algorithme Simple.

Le principe de cet algorithme est de corriger petit à petit la pression ainsi que les composantes de la vitesse afin que ces variables qui vérifient les équations de la quantité de mouvement vérifient également l'équation de continuité.

## 6. Conditions aux limites

### a. Au niveau de la paroi

Au niveau de la paroi, la vitesse moyenne de l'écoulement est donnée par :  $U = U_*$  ,  $V = 0$

avec,  $U_*$  : Vitesse de frottement donnée par :  $U_* = \sqrt{fU_1^2/8}$  ; f : Coefficient de frottement

pour un écoulement non aéré ;  $U_1$  : Vitesse moyenne d'écoulement donnée par :  $U_1 = \frac{q}{d}$ .

b. A la surface libre :  $U = U_1$ ,  $\frac{\partial k}{\partial y} = 0$  et  $\varepsilon = \frac{k^{3/2}}{0.43d}$

### c. Région de paroi

Les formulations choisies pour caractériser cette région sont :

$U^+ = \frac{1}{\kappa} \ln\left(\frac{y}{k_s}\right) + 8.5$  ,  $k = \frac{U_*^2}{\sqrt{C_\mu}}$  ,  $\varepsilon = \frac{C_\mu^{3/4} k^{3/2}}{\kappa y}$  où,  $\kappa$  : Constante de Von Karman,

$\kappa = 0.41$ .

### d. Conditions initiales

Dans un canal en marches d'escaliers, les conditions initiales sont exprimées par les

relations suivantes :  $\frac{U}{U_1} = \left(\frac{y}{d}\right)^{1/N}$  ,  $k = 0.08 U_1^2 \left(1 - \frac{y}{d}\right)$

La dissipation de l'énergie cinétique turbulente  $\varepsilon$  , est fonction de l'échelle de longueur de turbulence, L déterminé par la relation suivante :

$$\begin{cases} L = \kappa y & 0 < y \leq \frac{C_\mu d}{\kappa} \\ L = 0.09d & y > \frac{C_\mu d}{\kappa} \end{cases} \quad \text{D'où, } \varepsilon = \frac{C_\mu k^{\frac{3}{2}}}{L}$$

## 7. Application

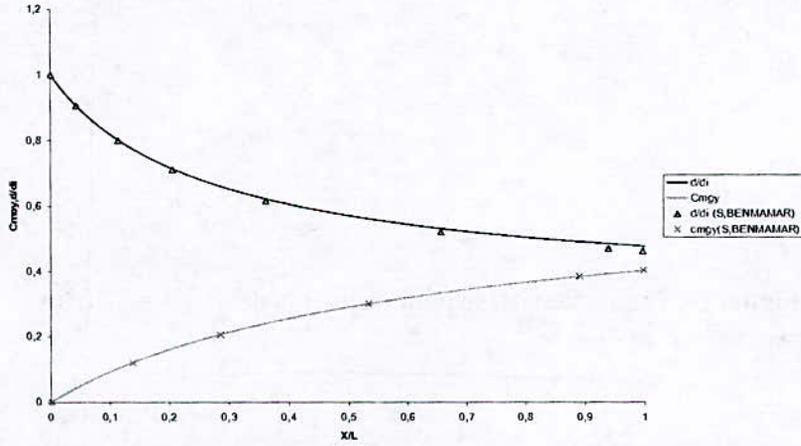
Nous avons étudié l'écoulement sur le coursier de l'évacuateur de crues en marches d'escaliers du barrage de M'Bali.

Ce barrage est caractérisé par :

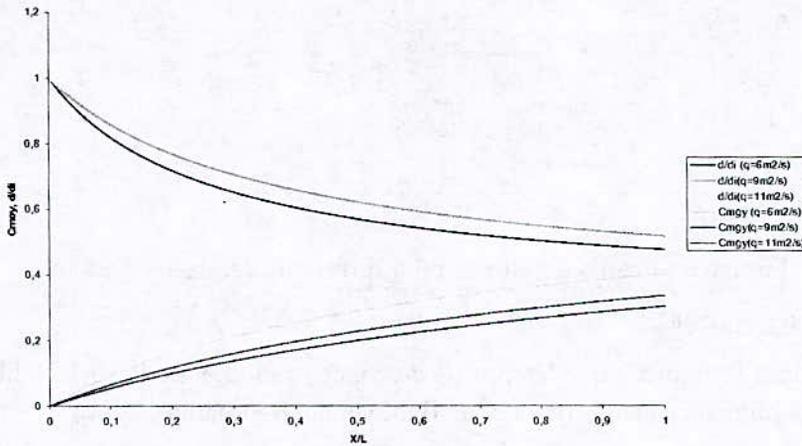
- La pente du coursier est :  $\alpha = 51.34^\circ$  ;
- Le coefficient de Strickler est  $K_s = 50$  ;
- Le profil du déversoir est du type Greager, caractérisé par un coefficient de débit  $C_d = 0.52$  ;
- La largeur du coursier est égale à 60m

- La longueur totale du coursier est de 37m ;
- Le nombre de marches est de 36 ;
- La hauteur de la marche est :  $h = 0.8m$

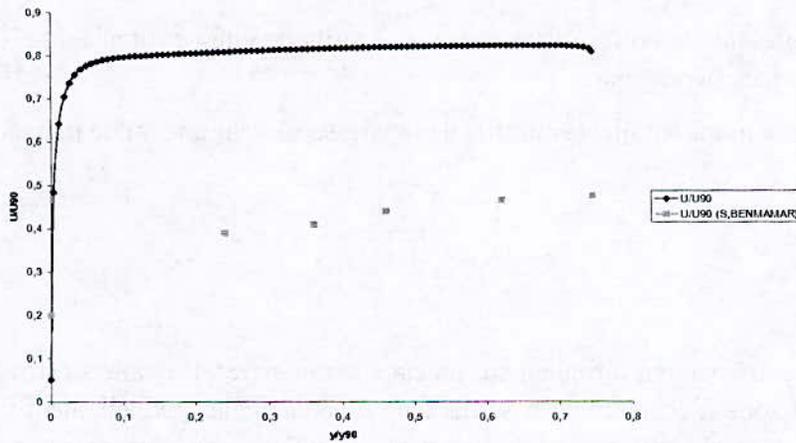
a. Résultats



**Figure 2 :** Profils de la concentration et de la ligne d'eau pour  $q = 6m^2/s$



**Figure.3 :** Profils de la concentration et de la ligne d'eau pour les différents débits à  $x = 22.68m$



**Figure 4 :** Profils de vitesse pour  $q = 6m^2/s$  à  $x = 22.68m$

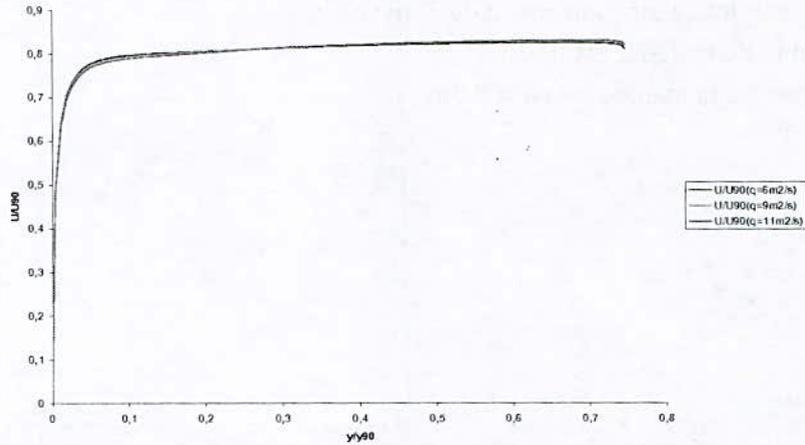


Figure 5 : Profils de vitesse pour différents débits à  $x = 22.68\text{m}$

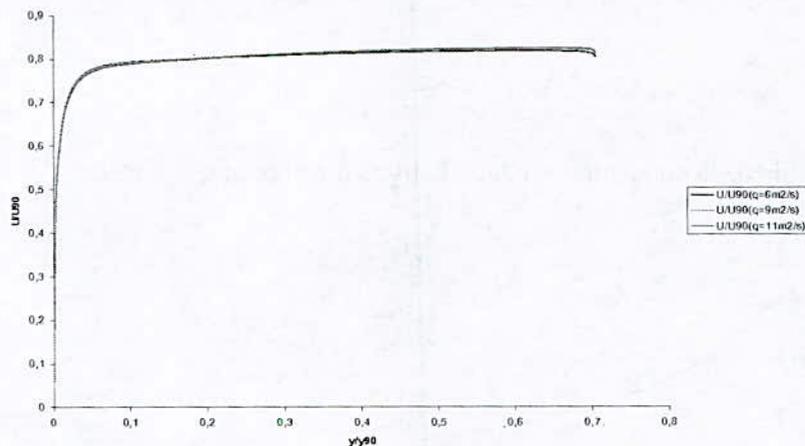


Figure 6 : Profils de vitesse pour différents débits à  $x = 35\text{ m}$

#### b. Interprétation des résultats

On remarque dans la figure 2 que les profils de concentration et de la surface libre sont les mêmes que ceux obtenus dans les travaux de Benmamar (Benmamar, 2006)..

La figure 3 montre que la concentration d'air diminue le long du coursier quant le débit unitaire, par contre la profondeur de l'eau pure augmente le long du coursier avec l'augmentation de débit unitaire.

La figure 4 représente la comparaison entre les profils de vitesse calculée et les profils de vitesse obtenus par Benmamar.

Les figures 5 et 6 montrent que les profils de la vitesse suivent une loi de puissance type :

$$\frac{U}{U_{90}} = a \left( \frac{y}{y_{90}} \right)^{\frac{1}{N}}$$

### 8. Conclusion

L'écoulement extrêmement turbulent sur un canal en marches d'escaliers est représenté par trois zones, la zone d'écoulement lisse, la zone d'écoulement graduellement varié aéré, et la zone d'écoulement uniforme aéré. Les deux premières zones sont départagées par le point d'inception.

En ce travail nous avons étudié l'écoulement turbulent dans un évacuateur de crues en marches d'escaliers à l'aval de point d'inception.

Un modèle numérique permettant de déterminer le point d'inception et le profil de la concentration et de la ligne d'eau et le profil de vitesse a été développé.

D'après les résultats, on remarque que :

- Le profil de vitesse suit une loi de puissance.
- Quant la concentration en air augmente le long du canal, la profondeur d'eau diminue.
- Pour les trois débits, la concentration de l'écoulement uniforme n'est pas atteinte, par le fait que la longueur de l'évacuateur de crues de barrage du M'Bali ne le permet pas.

### 9. Bibliographie

- 1- **Benmamar S.**, « Etude des écoulements dans les conduits à motifs périodique- Application aux évacuateurs de crues » Thèse de Doctorat d'état, ENP, 2006, 218p.
- 2- **Chanson, H.**, « Etude de des phénomènes d'entraînement d'air, application aux évacuateurs de crue ». La Houille Blanche N°6, 1989.
- 3- **Chanson, H.**, « Entraînement d'air dans les écoulements à surface libre, application aux évacuateurs de crues de barrages ». Houille Blanche N°4, 1992.
- 4- **Chen Qun, Dai Guang-qing et al.** « Numerical simulation for the stepped spillway overflow with turbulence model[J] ». **Journal of Hydrodynamics**, 2002, Ser. B, 14 (2): 58-63
- 5- **Chen Qun, Dai Guang-qing et al.**, « Three-dimensional turbulence numerical simulation of a stepped spillway overflow [J] ». **Journal of Hydrodynamics**, 2004, Ser.B, 16(1): 74-79
- 6- **Chen Qun, Dai Guang-qing et al.** «Influencing factors for the energy dissipation ratio of stepped spillways [J] ». **Journal of Hydrodynamics**, 2005, Ser.B, 17(1): 50-57
- 7- **Patankar S.V.**, «Numerical heat transfer and fluid flow» Publishing Corporation, 196p.



## **ETUDE DE L'ADSORPTION D'UN COLORANT DES REJETS TEXTILES SUR DU GRIGNON D'OLIVE TRANSFORME EN CHARBON ACTIF**

### **STUDY OF ADSORPTION OF DYE FROM TEXTILES EFFLUENTS ON OLIVE WASTES PREPARED ON ACTIVATED CARBON**

**Khaled BENRACHEDI**

*Laboratoire de Technologie Alimentaire . Faculté des Sciences de l'Ingénieur.*

*Université Boumerdès 35000 Algérie.*

*E-mail : benrachedik@yahoo.fr*

#### **Abstract**

The goal of the present work consists in an implementation of depollution properties in aqueous media of activated carbon prepared from olive wastes. In view to explore practical implications of this new activated materiel, we have studied adsorption of methylene blue in synthetic solutions as models of pollution. Adsorption rate of methylene blue onto activated olive wastes was studied as a function of several physical-chemical parameters such as temperature, initial concentration in solution and hydrodynamic conditions. Experimental results show that activated carbon prepared from olive wastes presents adsorption characteristics similar to those of commercial activated carbons and perfectly confirm the applicability of the new material in waste water treatment.

**Keys words :** Adsorption, dye, olive wastes, valorization, depollution

#### **Résumé**

Le but du présent travail consiste à une mise en œuvre des propriétés dépolluantes en milieu aqueux du grignon d'olive transformé en charbon actif. En vue d'étudier les implications pratiques de ce nouveau matériau activé, nous avons étudié l'adsorption du bleu de méthylène à partir de solutions synthétiques en tant que modèles de pollution. Le grignon d'olive est activé chimiquement et thermiquement pour modifier sa structure, la nature de ses sites et leurs répartitions à la surface de ce charbon, ce qui a permis d'améliorer sa capacité d'adsorption. La vitesse d'adsorption du bleu de méthylène sur le grignon d'olive activé a été étudiée en fonction de plusieurs paramètres physico-chimiques : la température, la concentration initiale en bleue de méthylène et des conditions hydrodynamiques telles que la vitesse d'agitation. Les résultats expérimentaux obtenus montrent que le grignon d'olive activé présente des caractéristiques d'adsorption très intéressantes et confirment parfaitement l'applicabilité du grignon d'olive activé dans le traitement des rejets colorés de l'industrie de textile.

**Mots clés :** Adsorption, colorant, grignon d'olive, valorisation, dépollution.

#### **1. Introduction**

Les rejets de l'industrie textile constituent d'énormes nuisances pour la santé humaine. Les différents colorants utilisés causent de sérieux problèmes en raison de leur stabilité et de leur faible biodégradabilité.

Ainsi, il est donc, nécessaire de traiter ces rejets avant qu'ils soient déversés dans le réseau d'assainissement.

Dans cette optique, plusieurs procédés ont été utilisés. En effet, le traitement biologique ou l'adsorption sur charbon actif se sont révélés efficaces mais, dans la plupart des cas, très onéreux. Les travaux de recherche se sont alors orientés vers des procédés de traitement utilisant des matériaux naturels tels que les argiles, les zéolithes, les matières agricoles (sciures de bois, charbons actifs, déchets agro-alimentaires,...) en raison de leur disponibilité et de leur faibles coûts (Hassler 1974).

L'origine de nos travaux a pour cadre la valorisation du grignon d'olive dans le domaine du traitement des effluents textiles colorés. Ce déchet est produit chaque saison en énormes quantités dans plusieurs pays et rejeté dans la nature. Or actuellement, aucune utilisation n'en est faite. Ce type de déchet possède toutes les caractéristiques propices pour qu'il devienne, en subissant au préalable des traitements chimiques et thermiques, un matériau adsorbant utilisable dans divers domaines en raison de sa structure physique, de la richesse de ses constituants carbonés et des propriétés tant polaires qu'apolaires des molécules qui le composent. Nous avons alors constaté que le matériau activé bénéficie d'un très important pouvoir adsorbant vis à vis des composés organiques. C'est pourquoi nous avons envisagé d'appliquer ce type de valorisation dans le domaine de l'épuration des effluents textiles.

A cet effet, nous nous sommes proposés d'étudier l'adsorption en batch avec agitation du milieu de la matière polluante- le bleu de méthylène : BM- par le matériau agro-alimentaire et par la suite d'envisager un mécanisme de transfert pour cette opération unitaire de séparation.

En conséquence, nous avons subdivisé le travail en deux étapes :

- La détermination expérimentale des isothermes d'adsorption à différentes températures donnant une information précise sur la capacité ultime d'adsorption de l'adsorbant.
- L'étude expérimentale de la cinétique d'adsorption en utilisant, en particulier, la masse du grignon d'olive activé, la température, la concentration initiale en colorant, le pH de la solution et la vitesse d'agitation.

Nous signalons qu'une étude pour l'adaptation d'un protocole expérimental d'activation a été entreprise au préalable. Les conclusions établies ont permis de conduire les expérimentations sur l'élimination du colorant sur le grignon d'olive avec un maximum de renseignements. A notre connaissance, la littérature ne comporte aucune indication sur ce sujet.

## **2. Partie expérimentale**

### **a. Produit**

Dans cette étude, l'adsorbant utilisé est un déchet agro-alimentaire provenant d'une région du nord Algérien ayant subi des traitements thermiques et chimiques.

Le grignon d'olive activé est pulvérisé à l'aide d'un broyeur et tamisé avec un appareil Prolabo équipé de tamis normalisés AFNOR. Le diamètre des particules choisi est inférieur ou égal à 50  $\mu\text{m}$ . La surface spécifique, déterminée par B.E.T. est environ égale à 632  $\text{m}^2/\text{g}$ . Etant donné les faibles concentrations de charbon utilisé et la finesse des grains, il n'a pas été observé de changement dans la granulométrie du charbon en fin d'expérience.

b. Colorant : adsorbat

Le colorant utilisé est le bleu de méthylène commercialisé par la société Labosi, est un colorant basique faisant partie de la classe des colorants thiazines, de formule chimique brute  $\text{C}_{16}\text{H}_{18}\text{C}_1\text{N}_3\text{S}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$  et de solubilité dans l'eau dépassant 100  $\text{mg/l}$ . Ce colorant dont la micelle élémentaire recouvre 135  $\text{\AA}$  se présente sous forme d'un parallépipède rectangle de dimensions 3.25  $\text{\AA}$  7.6  $\text{\AA}$  17  $\text{\AA}$ . Son utilisation dans l'industrie chimique est multiple.

c. Mode opératoire

Pour l'étude de la thermodynamique, nous avons utilisé une méthode (Cookson 1978) qui consiste à prendre différentes bouteilles chacune remplie par 100 ml de solution de colorant de concentration initiale connue et contenant une masse de grignon d'olive déterminée. Puis les bouteilles bien fermées et agitées par des agitateurs magnétiques sont mises dans un bain maintenu à température constante afin d'avoir une température intérieure et un système de contrôle identiques. L'avantage de la méthode réside dans sa rapidité, sa simplicité et son économie. En effet, elle permet de déterminer plusieurs points d'équilibre (entre 10 et 20) au même temps et dans des conditions expérimentales similaires ce qui permet de minimiser les erreurs de manipulation.

Bien que le temps d'équilibre soit inférieur à une heure nous avons prolongé les expériences pendant 24 heures. L'équilibre se manifestait par une constance (à 1 % près au maximum) de la concentration résiduelle en colorant.

En ce qui concerne l'étude de la cinétique d'adsorption, nous avons procédé de la manière suivante : dans un réacteur à double enveloppe de volume 2 litres maintenu à température constante muni d'un agitateur à pâles, nous introduisons un litre d'une solution de bleu de méthylène à des concentrations allant de 5 à 30  $\text{mg/l}$  et pour différentes masses de grignon d'olive activé variant de 0.075 à 0.25 g.

Les prélèvements effectués au cours du temps permettent de suivre l'évolution de la concentration du colorant restant en solution. Des échantillons de 5 ml sont prélevés puis centrifugés pendant une minute (au maximum) à une vitesse de 2000  $\text{tr/minute}$ . Ce mode de séparation a été utilisé par Pirbazari et col., 1981 et par Mattson et col., 1969. La concentration résiduelle de la solution en bleu de méthylène est en suite déterminée à partir de la courbe d'étalonnage.

- i. **Dosage :** Des essais en série d'adsorption sont réalisés sur des volumes de 11 l d'eau distillée ( $\text{pH} = 8,5$ ) contenant le colorant à différentes concentrations en présence de 1 g de grignon activé. Le mélange est agité à l'abri de l'air et au bout d'un temps déterminé, filtré sur filtre Millipore AP 20 pour éliminer le charbon actif. La concentration résiduelle

$C_R$  en colorant est déterminée par spectrophotométrie. Une courbe d'étalonnage (fig.1) est établie en mesurant la densité optique (D.O) à la longueur d'onde 269,7 nm de solutions aqueuses de colorant à différentes concentrations (0 à 60 mg/l).

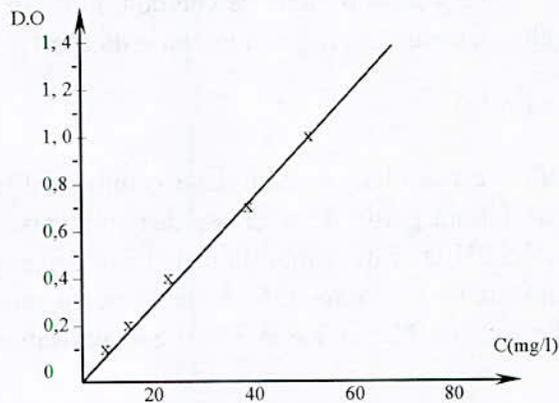


Figure 1 : Variation de la densité optique (D.O) en fonction de la concentration du colorant en mg/l (C variant de 0 à 60 mg/l et D.O de 0 à 1,2 à pH = 8,5)

- ii. **Procédé de préparation du Grignon Actif** : La matière de base utilisée est un grignon d'olive. Il a subi les traitements physico- chimiques suivants : (schéma 1).

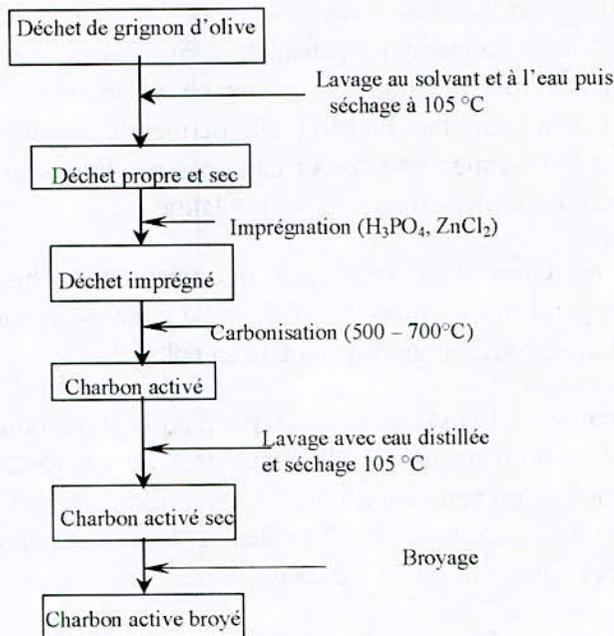


Schéma .1 : Protocole de préparation du grignon actif

#### d. Capacité d'adsorption du grignon d'olive activé

La capacité d'adsorption dépend de plusieurs paramètres. Dans une étude préliminaire, nous avons défini les meilleures conditions, à savoir :

- Une température de carbonisation de 600 °C.
- Un temps de carbonisation de 30 min.
- Un rapport massique.

$$\frac{\text{quantité de grignon d'olive}}{\text{quantité d'agent activant}} = \frac{1}{4}$$

Ce traitement confère au matériau des propriétés d'adsorption de solutés en raison :

- De sa structure physique (suite à l'activation chimique et thermique) : les macropores présents sur ces particules vont permettre la diffusion des solutés. La faible granulométrie des particules confère au matériau une surface spécifique relativement importante.
- De sa structure chimique du fait :
  - D'une part, de la présence de nombreux groupements fonctionnels susceptibles d'établir des liaisons.
  - D'autre part, des caractéristiques apolaires des macromolécules du grignon d'olive favorables à l'établissement d'interactions hydrophobes.

Ce matériau activé présente une grande affinité vis à vis des solutés organiques, tels que le bleu de méthylène.

#### e. Protocole opératoire d'adsorption

Les expériences d'adsorption ont été menées en discontinu en "batch process". On traite des volumes identiques de solutions de concentrations en polluant préparées à partir d'eau distillée et de polluant pur (de 1 à 30 mg/l) avec 1 g de charbon actif. On agite la solution et le charbon durant une période correspondant à un pseudo-équilibre, à une température constante et on sépare le charbon par filtration, puis on dose le polluant.

#### f. Conditions d'équilibre d'adsorption et tracé des isothermes

Le tracé des pseudo - isothermes d'adsorption en conditions statiques (équilibre apparent obtenu après la phase rapide de l'adsorption) peut être réalisé avec un charbon actif granulé ou pulvérulent. Le mode de préparation d'un charbon actif influe sur la capacité d'adsorption et en particulier la température et la granulométrie de ses grains. L'expérience montre que la vitesse de fixation de l'adsorbat est considérablement augmentée pour de petites particules de charbon.

L'approche d'une condition d'équilibre vrai dans la prédiction des performances d'adsorption est donc plus rapidement obtenue dans le cas d'un charbon pulvérulent ( $\phi < 50 \mu\text{m}$ ) utilisé pour des concentrations micromolaires ( $C < 1,3 \text{ mg/l}$ ) de polluant organique.

De nombreux auteurs ont établi des relations entre les concentrations de soluté et d'adsorbant, et les plus utilisés sont :

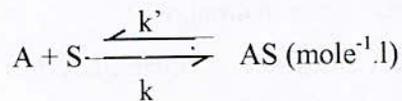
**Isotherme empirique de Freundlich :**  $\frac{C_{ad}}{m} = KC_R^{1/n}$

avec,  $C_{ad}$  : Concentration du soluté adsorbé à l'équilibre  $C_0 - C_R$ ;  $C_0$  : Concentration initiale ;  $m$  : Masse de l'adsorbant et  $C_R$  : Concentration résiduelle du soluté non adsorbé à l'équilibre.

$K$  et  $n$  étant des paramètres caractéristiques de l'efficacité du couple soluté – adsorbant.

Freundlich et al.1971, et Zeldovitch et al. 1971, considèrent qu'il y a différents types de sites d'adsorption d'énergie différente, mais de même entropie, distribués selon une loi exponentielle en fonction de la chaleur d'adsorption  $\Delta H_{ads}$ . La densité de sites décroît exponentiellement.

**Isotherme de Langmuir :** Dans le modèle de Langmuir 1916, tous les sites d'adsorption sont en absence d'interaction mutuelle énergiquement équivalents. L'isotherme d'adsorption est basée sur le principe de fixation du soluté  $S$  sur l'adsorbant  $A$  sous forme d'une couche mono-moléculaire selon l'équilibre :



$$K = \frac{k}{k'}$$

$K$  : constante thermodynamique d'équilibre de l'adsorption ;  $k$  et  $k'$  : étant respectivement les constantes de vitesses d'adsorption et de désorption.

$$\text{On a : } \Gamma = \Gamma^\infty \frac{K C_R}{1 + K C_R}$$

$$\text{Soit, après linéarisation : } \frac{1}{\Gamma} = \frac{1}{\Gamma^\infty K} \left( \frac{1}{C_R} \right) + \frac{1}{\Gamma^\infty}$$

$\Gamma$  : étant le nombre de mole  $S$  fixé par unité de masse de l'adsorbant  $A$  ;  $\Gamma^\infty$  : le nombre de mole  $S$  fixé par g de solide si toute la surface de l'adsorbant était recouverte : c'est la capacité ultime d'adsorption. On a par ailleurs :  $\Gamma = \frac{C_{ad}}{m}$

### 3. Résultats et discussion

#### a. Etude cinétique

A partir des résultats expérimentaux de l'adsorption du bleu de méthylène, on obtient la cinétique d'adsorption  $\frac{C_{ad}}{m}$  (mg / g) en fonction du temps (Figure 2).

L'examen des deux courbes met en relief l'affinité du bleu de méthylène vis à vis du grignon activé. L'équilibre étant atteint au bout de 60 mn.

Ce résultat peut être interprété par une fixation sur des sites hydrophobes mais peut être aussi par l'existence d'une interaction supplémentaire du type donneur – accepteur d'électrons entre les cycles aromatiques du réseau graphitique et ceux du bleu de méthylène. L'adsorption hydrophobe est obtenue avec une orientation horizontale du soluté à la surface du substrat de telle sorte que le nombre d'interactions hydrophobes soluté – substrat soit maximal.

Ces résultats sont conformes aux études de l'adsorption des composés types phénol (Robert et al.1982) qui montrent leur grande adsorption sur le charbon qu'il soit en poudre ou en grains.

Toutefois, ce résultat est inversé quand l'adsorbant est beaucoup plus polaire (par exemple laine carbonisée) augmentant ainsi les possibilités de fixation des molécules chargées (29).

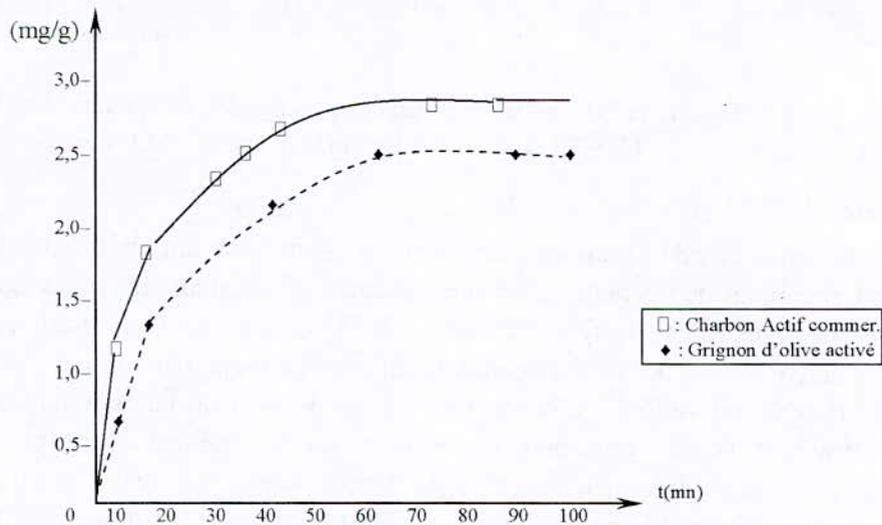
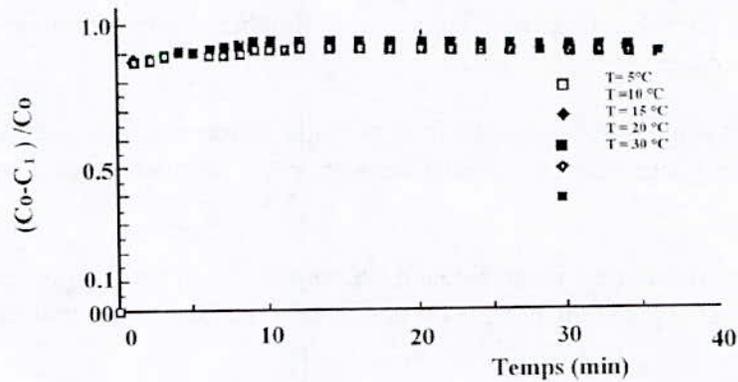


Figure 2 : Cinétique d'adsorption du bleu de méthylène : Variation de la quantité adsorbée  $\frac{C_{ad}}{m}$  en fonction du temps exprimé en min ( $C_0 = 30 \text{ mg/l}$  ;  $m = 1\text{g}$ )

#### b. Effet de la température

La figure 3 montre un effet peu marqué de la température sur le taux d'adsorption. Ce phénomène a été observé aussi par Périneau et col.1981, lors de l'adsorption des colorants basiques par du bois. L'élévation de la température a pour incidence de déstabiliser les forces physiques mises en jeu ; elle affecte principalement l'équilibre d'adsorption du grignon d'olive activé. Par ailleurs, ce paramètre agit au niveau de la structure du substrat. Son augmentation induit une dilatation des pores à des températures relativement élevées. Dans ces conditions, le soluté diffuse plus facilement dans le matériau et la surface d'adsorption augmente. De ce fait, le nombre de sites d'adsorption croît. Cet accroissement de porosité est attribué par Medley et al. 1959, à la rupture des liaisons les moins stables à l'intérieur de l'adsorbant donnant lieu à la formation de volumes libres. Ceux-ci doivent donc être d'autant plus importants que la molécule de soluté est plus grosse pour permettre sa diffusion. La faible amélioration de la fixation du bleu de méthylène apportée lorsqu'on élève la température s'explique par l'intervention des interactions hydrophobes. En conséquence, l'opération d'adsorption peut être conduite à la température ambiante : information très importante à l'échelle industrielle.

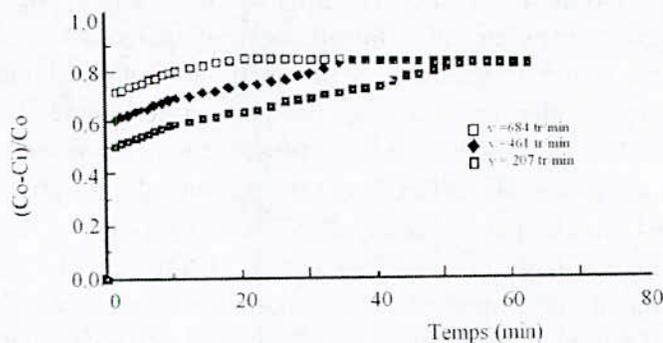


**Figure 3 :** Effet de la température sur la fraction de colorant adsorbé.  
 $C_0 = 30 \text{ mg/l}$  ;  $m = 0.1 \text{ g}$  ;  $\text{pH} = 6.3$  ;  $N = 461 \text{ tr/min}$

### c. Effet de l'agitation

Les phénomènes de transfert de matière sont conditionnés par les conditions hydrodynamiques de l'écoulement, cette influence est d'autant plus importante et complexe lorsque le système est de type liquide/solide. Nous suivons pour une masse de grignon d'olive activé de 0.1 g, une concentration en bleu de méthylène initiale de 30 mg/l et une vitesse d'agitation variable. L'adsorption est rapide pour un temps inférieur à 20 minutes puis se ralentit. D'autre part, nous remarquons que la cinétique d'adsorption dépend de la vitesse d'agitation. De plus, le temps de décoloration croît quand la vitesse d'agitation diminue. Ceci s'explique par le fait qu'une augmentation de la vitesse d'agitation évite une accumulation du solide dans le réacteur et contribue à maintenir en suspension toutes les particules, ce qui accroît la surface de contact solide-liquide et diminue la résistance au transfert de matière à l'intérieur du film liquide.

Enfin, après 55 minutes le taux d'élimination du colorant reste inchangé et l'agitation semble n'avoir aucun effet pour les vitesses supérieures à 684 tr/min.



**Figure 4 :** Influence de la vitesse d'agitation sur la fraction de colorant adsorbé.  
 $C_0 = 30 \text{ mg/l}$  ;  $m = 0.1 \text{ g}$  ;  $\text{pH} = 6.2$  ;  $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$

#### d. Influence du pH

Nous avons effectué différentes expériences pour des pH compris entre 4 et 8 (figure 5). Le pH est ajusté à l'aide de l'acide orthophosphorique et d'une solution de soude, puis mesuré à l'aide d'un pH-mètre.

Nous observons qu'en faisant varier le pH de 2 (milieu acide) à 8 (milieu basique), le rendement de l'adsorption atteint son maximum (95 %) à un pH de 7 (milieu neutre).

En outre, nous avons noté l'apparition d'une coloration violette pour le  $\text{pH} > 8$ , et qui peut être due à la destruction de la molécule de bleu de méthylène dans ce domaine.

L'influence du pH sur la variation du taux d'élimination du colorant se traduit par les forces de liaisons qui interviennent dans la formation du complexe molécule-grignon d'olive et qui regroupent :

- Les forces Coulombiennes : entre une surface chargée négativement et les composés chargés positivement ou entre la surface chargée positivement (ions ou oligo-éléments présents sur le matériau) avec un cation organique.
- Les forces de Van Der Waals : avec les interactions ion-dipôle, entre la surface du matériau et les composés organiques [10].

Nous pouvons conclure qu'en milieu acide ( $\text{pH} < 5$ ), l'adsorption est faible. Par contre, en milieu neutre ou basique ( $\text{pH} > 7$ ), la bonne adsorption du bleu de méthylène par le grignon d'olive activé est due en grande partie à :

- La configuration géométrique de la molécule.

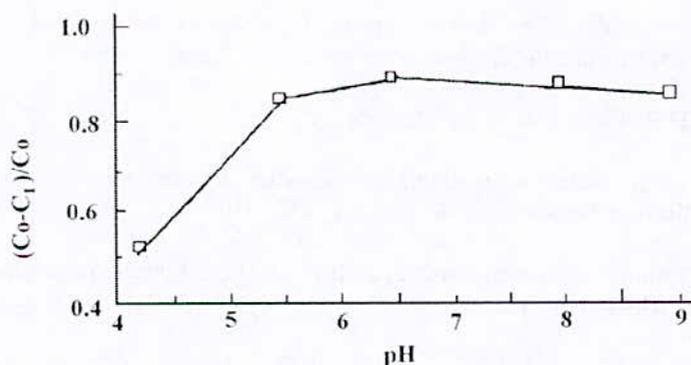


Figure 5 : Influence du pH sur la fraction de colorant adsorbé.

$C_0 = 20 \text{ mg/l}$  ;  $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$  ;  $N = 461 \text{ tr/min}$  ;  $m = 0.1 \text{ g}$

#### 4. Conclusion

Le grignon d'olive, considéré jusqu'à présent comme un déchet, peut être valorisé grâce à l'application d'un protocole opératoire d'activation en vue de son utilisation dans le traitement des effluents liquides.

Au cours de ce travail, les résultats expérimentaux, obtenus dans des conditions statiques, montrent la grande affinité du bleu de méthylène pour le grignon d'olive activé, ce qui

laisse supposer des interactions spécifiques entre le noyau aromatique de la molécule et le réseau graphitique du substrat. Toutefois, la capacité d'adsorption de ce matériau reste inférieure à celle d'un charbon actif habituel. Toute fois, l'étude thermodynamique d'adsorption du bleu de méthylène a permis :

- D'observer l'effet négligeable de la température sur le processus d'adsorption ;
- De montrer que le modèle de Langmuir décrit convenablement les données thermodynamiques d'adsorption et d'en déduire la capacité ultime d'adsorption.

Cette dernière est de l'ordre de 300 mg/g d'où l'utilité de ce matériau dans le domaine de traitement des eaux usées. L'adsorption est performante aux faibles concentrations, puis il devient de plus en plus difficile pour le soluté, lorsque sa concentration croît, de trouver un site de fixation. L'allure des isothermes indique que l'adsorption a lieu par voie chimique et que les molécules du soluté se disposent horizontalement à la surface du substrat de sorte que le nombre d'interactions hydrophobes entre le soluté et le substrat soit maximal.

Ces propriétés supérieures d'adsorption sur le matériau vis-à-vis du bleu de méthylène peuvent être dues à :

- Sa texture poreuse (taille et distribution des pores) particulièrement intéressante
- Sa composition chimique en surface

### Références bibliographiques

Hassler J.W., 1974. « *Chemical Publishing compagny* », Inc, New York

Cookson, J.T., 1978« *In Carbon Adsorption Handbook* » Ed by P.N Cheremisoff and F. Eiersbush. Science Publishers, Inc, Ann Arbor, Illinois, pp241 – 279.

Pirbazari M. and Weber W. J. Jr., 1981« Reprinted for chemistry in water ». Edited by W. J. Cooper, by Ann. Arbor Science Publishers Michigan. Rev. 2, pp285 – 307.

Mattson J.S.; Mark H.B. 1969; J. Colloid interface, Sc , 31, 131.

M. Pirbazari and W. J. Jr. Weber « Reprinted for chemistry in water » Ed. By W. J. Cooper, by Ann Arbor. Science Publishers Michigan (1981) Rev. 2, 285 – 307

Freundlich d'après Fripiat J., Chaussidon J. et Jelli A., 1971. « *Chimie physique des phénomènes de surface* » éditeurs Masson et Cie,

Zeldovitch J. Fripiat J., Chaussidon J. et Jelli A.,1971. « *Chimie physique des phénomènes de surface* ». Editeurs MASSON et Cie.

I. Langmuir ; J. Am. Chem. Soc, (1916), 38, 2221.

M. Dore ; B. Sohm ; B. Legun ; R. Brunet ; Environ. Technol. Lett (1982), 3, 375.

L. Robert, O. Hacini – 4<sup>ème</sup> Congrès Int. Protection Environnement. Toulouse, (1983) 20 Sept.

Perineau F., Molinier J., Gaset A. Can. J. Chem. Eng (1981), 59, 83.

Medley J.A.; Andrews M.W.; 1959. *The effect of a surface barrier on uptake rates of dye into wool fibers*. Text. Res.J. ; 29, pp398-403.

## **WATER RESOURCES STATUS IN TRIPOLI, LEBANON: PROBLEMS AND SOLUTIONS**

**Mervat EL-HOZ, Ph.D.**

*Department of Civil Engineering  
The University of Balamand  
P.O.Box 100, North Lebanon  
Phone: +961 06 930250, Fax: +961 06 930267  
[mervat.elhoz@balamand.edu.lb](mailto:mervat.elhoz@balamand.edu.lb)*

### **Abstract**

The water supply and sanitation sector has been both an example of remarkable progress and a source of continued frustration. Lebanon is, to date, most certainly “un château d'eau” compared to its neighbors but current water delivery systems do not meet the national demand for water.

Water resources in the Tripoli will face problems in the future due to increasing demand resulting from population growth, improved standard of living and lack of wastewater treatment plants. There are also a number of management problems such as lack of incentive measures, and lack of associated research and development.

To overcome these problems, this study will provide an overview of regional water quality management in the Caza of Tripoli (in terms of quality and quantity of water resources after being monitored and analyzed for their physical, chemical and biological status); an assessment of the issues and challenges facing the region (constraints, gaps, policies); and a proposed approach for strategy implementation (actions needed to integrate water quality management into the management of water resources).

**Keywords:** water availability/demand, analysis and management

### **Introduction**

Water resources of Lebanon are derived mainly from surface water, precipitation, rainwater and snow. Hydrology is closely related to geographic and climate factors such as location, elevation, temperature and humidity. The climate is typically Mediterranean, with a cool, humid winter season between late November and early April and a warm, dry summer. The coastal plain is characterized by moderate temperatures and an annual rainfall averaging between 700 and 900 millimeters. The amounts are subject to variations from year to year and the average annual rate can decrease by 35% in dry periods.

Tripoli city is the second largest city in Lebanon and the capital of the northern region. It is located on the coast at a distance of 85 kilometers north of the capital Beirut. The topographical features have great influence on the urban structure and land use activities. The city of Tripoli is divided into high to the northwest and low lands to the southeast with Abou Ali River lies between them. High land is composed mainly of two compact urbanized areas; Abou Samra and El Qoubba. In addition to these compact areas, the population and facilities are concentrated in the old city, and central area. Population of the Tripoli is about 320,000 inhabitants (MSA, 2001) with an area of 17,664 km<sup>2</sup> where highest density distribution is about 684 persons/ha, and average density is 325 persons/ha (UMUF, 2007). The city used to be a dominantly agricultural region, but the last three decades

witnessed a rapid development of urban construction at the expense of agriculture. Orange orchards became new Tripoli housing areas and the green belt of olive groves is under the same fate. Figure 1 shows the urban structure and topography of the city. Moreover, the urban/rural interface around Tripoli has also changed dramatically with great losses in prime land and resources. The immediate coastal foothills are highly urbanized close to the city which causes deterioration to the urban environment as green areas are disappearing.

The geological formations are mainly composed of fissured karstic limestone calcareous layers which are highly permeable and allow the infiltration of water into the underground layers thus forming major underground reservoirs, the fresh-water springs in the marine environment and seawater intrusion through fractures and conduits, especially where water demand is stressing, while the surface remains relatively dry.

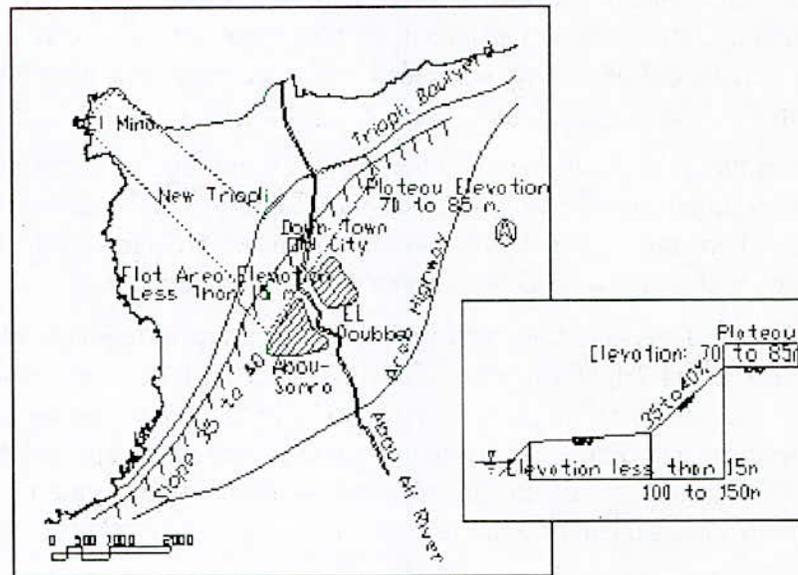


Figure 1 : Urban Structure and Topography Of Tripoli

This paper gives a general overview of the water resources in the city, examines laws and regulations under the current institutional framework, existing drinking water quality and quantity of Tripoli, addresses the potential problems facing water sector and propose solutions to meet future challenges in the light of existing legal and regulatory constraints and institutional capacities.

### *Water Resources in Tripoli*

The main water resources in Tripoli were two springs (Rachiine, Hab, and Abou Halka) located outside of the city. Hab spring is 3.6 km far from Tripoli, distributed through water channels connected to a water treatment plant (WTP). The capacity of this spring decreases in October and November of each year and its water quality varies especially in winter where it is high in turbidity, and color levels due to the presence of the untreated liquid waste coming from the olive oil presses in the upper villages and which is thrown arbitrarily in the valleys. At the end of 1975, the water channels of both springs were assaulted. These led to think seriously to rely on groundwater wells and compensate the shortage of water need. Therefore, in 1976 (during the war), 20 public artesian wells were drilled at 150 to 250 meter depth, based on the need for water and not scientific

methodology pumped to the WTP, then connected to the 7 water reservoirs located in different places of the city. Table 1 shows the official public water resources in Tripoli. Between 1977 and 1986, large residential areas were constructed along the Rachiine spring flowing line between Zaghata and Tripoli boundaries which decreased the spring's water quantity. Moreover, the water treatment plant stopped working in 1986 due to the lack of maintenance, and water was treated only with chlorine as disinfection. This encourages more to rely on groundwater. 249 private licensed wells drilled abundantly with very loose control, in addition to about 3 or 4 times more private not licensed and unmetered wells to cover for water supply shortages. Most of these unlicensed wells are not treated and thus the water is not proper for home usage, in many of them. This created also further stressing to the hydro-regime as excessive water pumping resulted in the ground salinity. In 2001, the Abou Halka submarine spring, located outside of Tripoli is used only in summer when there is a shortage of water, a standby spring highly turbid in winter. So, groundwater is practically the only water resource in the Tripoli city in addition to bottled water.

**Table 1:** Public Water Resources in Tripoli

| <b>Springs</b>                      | <b>Capacity</b>            |
|-------------------------------------|----------------------------|
| Rachiine                            | 10,500 (m <sup>3</sup> /d) |
| Hab                                 | 40,000 (m <sup>3</sup> /d) |
| Abou Halka                          | 30,000 (m <sup>3</sup> /d) |
| <b>Water Reservoirs</b>             |                            |
| Water Treatment Plant's Reservoir 1 | 20,000 (m <sup>3</sup> )   |
| Water Treatment Plant's Reservoir 2 | 20,000 (m <sup>3</sup> )   |
| Hawouz (Abou Samra)                 | 3000 (m <sup>3</sup> )     |
| Al-Manar                            | 30,000 (m <sup>3</sup> )   |
| Water Castle (Kobbeh)               | 3,000 (m <sup>3</sup> )    |
| Dahr Al-Mogr (Kobbeh)               | 10,000 (m <sup>3</sup> )   |
| Ayrounieh                           | 30,000 (m <sup>3</sup> )   |

### **Laws and Regulations**

The Ministry of Water and Energy (MWE) and the Ministry of Finance are the main government bodies in charge of this sector. Under the MWE's tutelage there were 22 independent water authorities and 200 committees in charge of projects and operations. In May, 2000 and under the water organization law No. 221, institutional reforms have brought these 222 water authorities and reduced them to five agencies located in five regions, Establishment of North Lebanon (ENL) that is located in Tripoli is one of them. These establishments were based on the fact that water aquifers in each region are independent. This reform becomes functional in June 2005. The importance of conserving water and the need to ensure the efficient management of resources and their sustainability have been recognized by the government that has developed a ten-year water strategy and is working on its implementation. Among the mandates of the newly created agencies is the management of the water sector and monitoring the quality of potable and irrigation water. However, the water strategy does not address water quality or the need to protect and preserve water resources from pollution apart from the construction of wastewater treatment plants as an amendment to the water law ratified by Parliament. A 4-year management contract (started in February 2003) to finance infrastructure work in the Tripoli Water Authority in accordance with the water and wastewater law was awarded to a

private company under a project financed by Agence Francaise de Developpement (ADF). The main objective is defined as "the conclusion of a service and management contract with a private contractor to strengthen the Tripoli Water Authority.

**Water Quality and Quantity of Tripoli**

Through the implementation of the water management contract, water quality and quantity in Tripoli have been improved in many areas of the city, but the contract's requirements have not been achieved completely (ENL, 2007). So far and after the termination of the management contract, there are still technical, financial and administrative deficiencies in the water sector in the city. 72% of the buildings are connected to the public water network which was rehabilitated, 25% have problems in infrastructure (old systems, water leak in plumbing installation, etc.) while 3% are not connected. Metering flow was introduced in only 10% of the buildings, and water gauge covered 87%. 73% have good water pressure in their distribution systems while 27% still have low one (ENL, 2007). There have been many attempts to estimate current and future water consumption, but it is very difficult to determine the actual breakdown as a large share of water in public distribution systems are lost through system leakages although water supply coverage which is estimated at close 90% in the city, and most private wells are unlicensed and therefore not monitored. Currently, water supply by the ENL is 40,000m<sup>3</sup>/day treated through the water treatment plant which was rehabilitated and restarted its full operation in 2004. Table 2 shows the status of water in Tripoli during the last four years. As noticed, the failure to secure the required quantities could not be attained completely and losses are still exceeding 60% of its original capacity. Moreover, the management of Tripoli's water resources is still poor. Not all customers pay for their water. Since water systems are not fully metered, customers are charged a flat fee and water users, both domestic and commercial, are not provided with incentive to save water.

**Table 2:** Status of Water in Tripoli during the Last Four Years

| Year | Water Production (Average) | Water Consumption (Average) | Leakage (Average) |
|------|----------------------------|-----------------------------|-------------------|
|      | m <sup>3</sup> /d          | m <sup>3</sup> /d           | m <sup>3</sup> /d |
| 2003 | 85,839                     | 29,883                      | 55,956            |
| 2004 | 88,132                     | 29,015                      | 59,117            |
| 2005 | 84,486                     | 30,000                      | 54,486            |
| 2006 | 86,318                     | 31,176                      | 55,142            |

People in Tripoli rely on one or more resource for drinking water. The study showed that 26% have only one resource, while 50% have two resources and 24% have three different water resources. Of the main reasons that many people use more than one resource of water is the electricity interruption which is unstable for decades, low pressure in network, problems in the quality of water (in the old distribution systems) or in the building infrastructure. Figure 2 shows the resources of drinking water in Tripoli.

**Experimental Work**

The drinking water is subjected to many tests to ensure its safety before it is distributed to the public. Therefore, over a period of 6 months, from January to June 2007, samples were collected twice a month in sterile bottles from 20 miscellaneous private wells in Tripoli, mainly from Kobbah, Abi Samra, Downtown, and Tebbaneh which are the most

overcrowded suburbs of the city to determine their physical, chemical and biological parameters. Table 2 describes the Lebanese Drinking Water Standards (LDWS) of the parameters that were studied; in addition to the 12 locations covered by the Establishment of North Lebanon (ENL) as a double check of its monitoring and Figure 3 shows their locations. Samples were tested at the University of Balamand Laboratory. The bottles were placed in plastic cooler containers packed with ice and brought to the laboratory to be tested within 3 to 4 hours after collection especially to obtain accurate results for biological test detection.

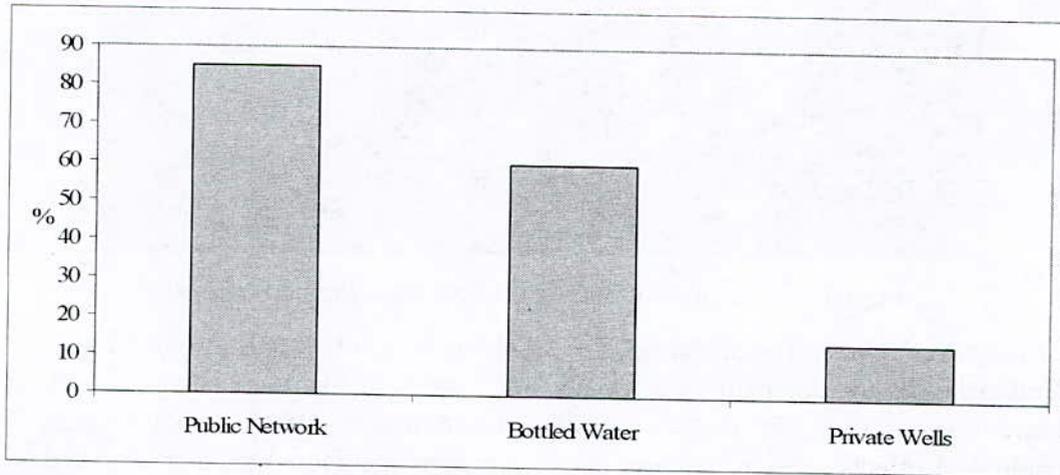


Figure 2: Drinking Water Resources in Tripoli

Table 2 : Lebanese Drinking Water Standards (LIBNOR, 1999)

| Parameters    | Unit | Lebanese Standards |
|---------------|------|--------------------|
| pH            |      | 6.5 – 8.5          |
| Fluoride      | Mg/L | 1.5                |
| Chloride      | mg/L | 200                |
| Nitrate       | mg/L | 50                 |
| Nitrite       | mg/L | 0.05               |
| Sulfate       | mg/L | 250                |
| TDS           | mg/L | 500                |
| <i>E.coli</i> | mg/L | 0                  |
| Turbidity     | NTU  | 10                 |

#### *Springs and Public Wells Data Analysis*

It was found that all the physical, chemical, and biological parameters of the samples taken from the 12 locations covered by ENL were within LDWS's limits and very close to the data monitored by its laboratory.

#### *Private Wells Data Analysis*

##### *Physical Parameters*

*pH:* pH data sampling were found within the LDWS. pH outside the standard range can cause problems for organisms due to a number of factors.

*Turbidity:* this is a measure of the suspended material in the water. The average turbidity values was found below LDWS.



**Figure 3:** Locations of Samples Taken from Public Sources

*Total Dissolved Solids:* The amount of Total Dissolved Solids (TDS) in ground water is a general measure for comparing and evaluating water quality. Groundwater with TDS concentrations of over 500 mg/l is considered undesirable due to its potential adverse physiological effects, objectionable taste or corrosiveness. Moreover, turbidity and total dissolved solids are indicative of the presence of excess concentrations of specific substances not included in the LDWS, which would make water objectionable.

*Taste and Color:* The analysis showed taste and color are presented in the unlicensed private wells. Certain odors may be indicative of organic or non-organic contaminants that originate from municipal or industrial waste discharges or from natural sources. Figure 4 shows the physical results of samples taken from public and unlicensed private sources.

#### *Chemical Parameters*

The inorganic parameters fluoride, chloride, sulfate and nitrate are indicative of groundwater contamination, since human activity and animal wastes are their primary sources. Elevated levels of these parameters show potential problem areas. It was found that some of these wells are polluted with fluoride, nitrate, nitrite and chloride as various ranges were above limits in the old city, Abou Samra and kobbeh areas while all sulfate were within limits.

#### *Biological Parameters*

*E-Coli:* E-coli group is considered by EPA to be a very good indicator of true human and animal risks. Its presence in water indicates of fecal contamination abundant in human and animal feces. Using only the results of this parameter, one can say that water in the samples from one of the wells in Kobbeh and another in Abou Samra are polluted and not safe for drinking as it appears above the maximum permissible limit which equals to 0 mg/L in LDWS. Figure 5 shows the chemical and biological data analysis of the unlicensed private wells.

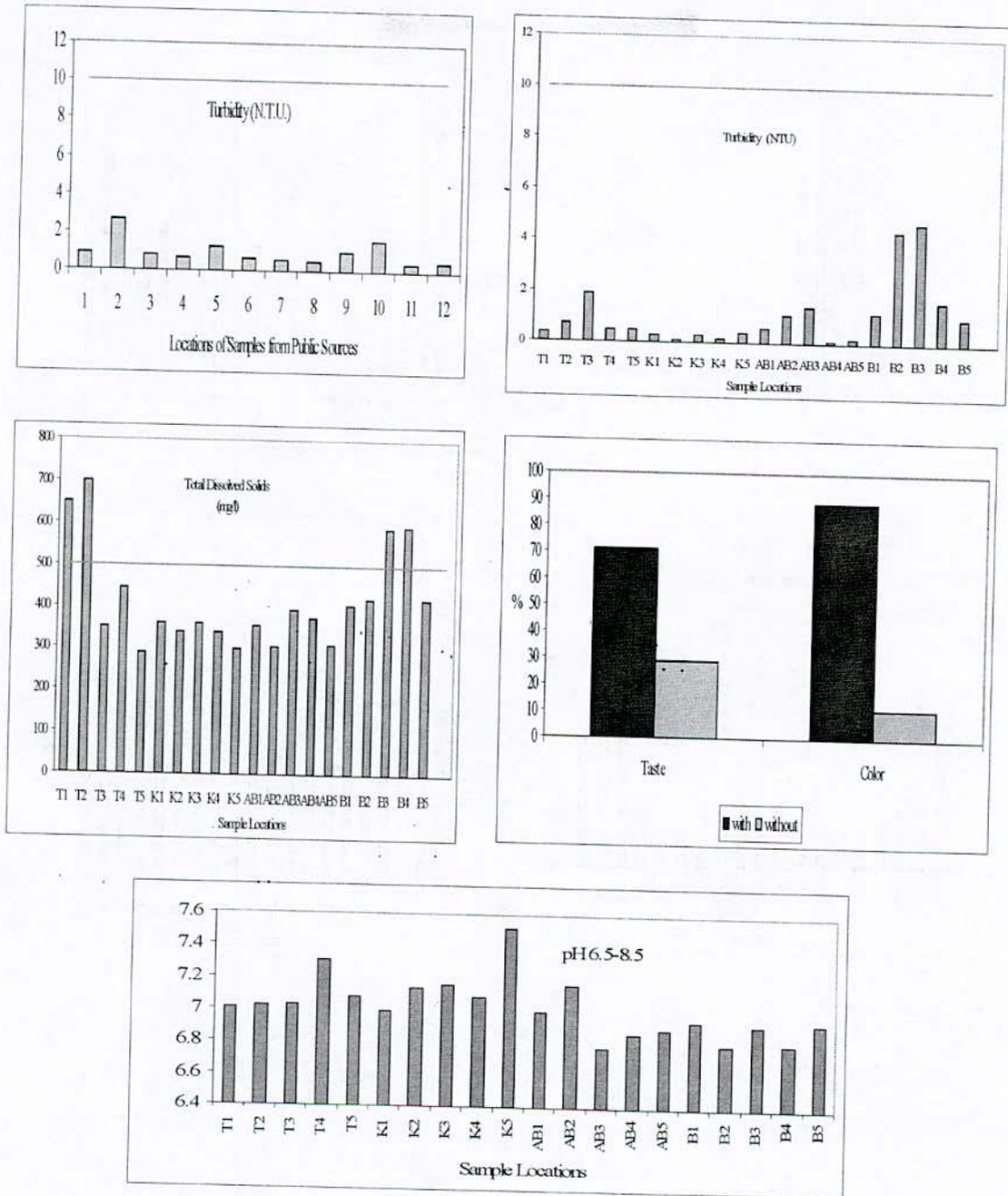
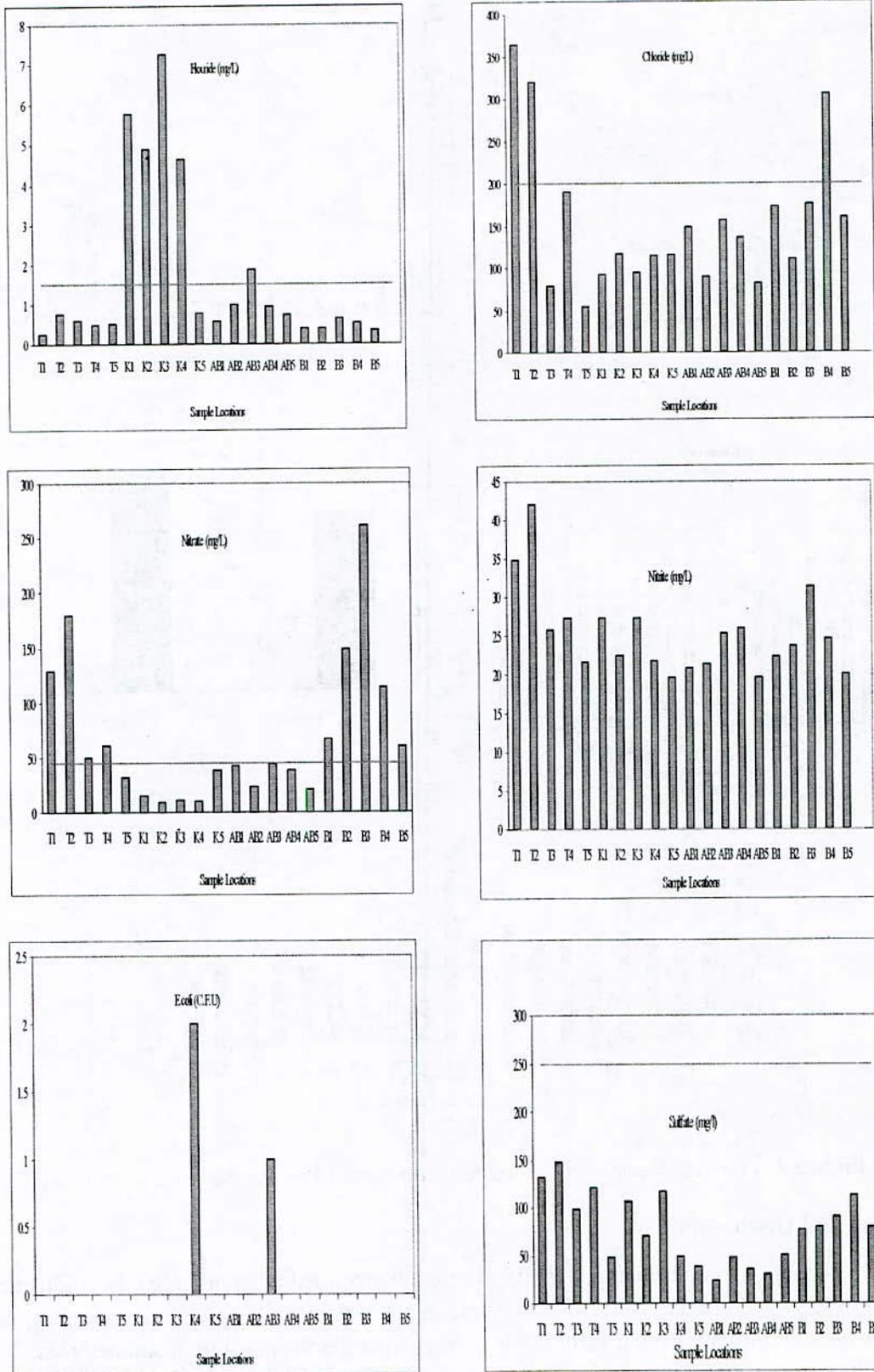


Figure 4: Physical Parameters of Tested Unlicensed Private Wells in Tripoli

**Results and Discussion**

As observed from experimental results, Tripoli water quality is affected by industrial, agricultural and domestic wastewaters. There is no well-developed sewage network, nor wastewater control, nor proper solid waste collection and/or disposal in upstream areas. The major problem is the seepage of pollutants, leachates, and chemicals into the ground water affecting its quality. It is difficult to accurately estimate the pollution loads into water bodies since data on effluent generation from industries are poorly monitored, and there is insufficient data on effluent routes (i.e, direct discharge on land or into nearby water courses and the Mediterranean Sea, indirect discharge into sewer networks, with or without pre-treatment).



**Figure 5:** Chemical and Biological Parameters of Tested Unlicensed Private Wells in Tripoli

The water is of poor quality in some places and especially in private wells, this is attributed to the above mentioned problems, in addition to the fact that some utilities have standby pumps and generators to maintain water supply distribution in the event of power failure therefore subjected the city to break water in times of power outages. In addition, there are still inadequate distribution systems with inadequate old secondary water supplies connections and in buildings plumbing problems which have not been rehabilitated yet.

Water with poor quality affects performance in a number of ways. High concentrations of bacteria or potentially toxic elements in the water may affect normal physiological processes of the body, which can result in inferior performance. These concentrations may also reduce the absorption of nutritionally important substances, or reduce the efficacy of therapeutic treatments. It is recommended that well owners test for chemical and biological quality when there is a change in water taste, color or odor.

### **Difficulties Facing the Water Sector in Tripoli**

The water sector in Tripoli faced a variety of technical, administrative, and financial difficulties and problems coupled with political and social problems. The most important problems are: absence of a general guideline water scheme, relatively increased water scarcity, dispute over water distribution between the various sectors, weak administration and institutions sectors, inadequate collection of fees, inadequate tariff for water for decades, ineffectiveness of the recovery cost, administrative restrictions, weak institutional and administrative regulations, old laws and regulations for water quality and water resources protection dated back to 1925 and have not been updated nor complemented with additional laws and application decrees, lack of regulations particularly with regard to network digging wells, and inadequate maintenance of the water distribution networks.

### **Conclusions**

Groundwater contamination can occur wherever conditions are favorable. Sampling of private wells is conducted for the purpose of problem assessment. The selection of pH, turbidity, total dissolved solids, chloride, fluoride, sulfate, nitrite and nitrate, and E.coli. was because they portray information on the potability of the water.

The sampling tests of the unlicensed private wells were not suitable for drinking in different locations of the city. Effects of urbanization and the presence of pollutants from untreated municipal wastewater discharge, industrial effluents, improper solid waste disposal and agricultural runoff were detected.

Therefore, the need for integrated approaches to groundwater management that include regulatory, economic, technical and other measures is potential. To prevent the usage of private wells, a clear law and decree rationalize water consumption with strong enforcement should be set, a metering flow and gauge on each well should be provided to control the water consumption and fees should be applied especially on the extra amount of water withdrawn. In addition, regulations on aquatic and water ecosystem protection should be enacted and economical and financial regulation of water management should be placed.

Expansion of the Hab water treatment plant is essential to cover all the resources needed for water demand of the city. Moreover, it is very essential to continue the rehabilitation of the main and secondary water distribution systems, connect all the utilities with this system to get the capability of controlling water demand and reduce leakages.

Furthermore, a hydro-geological map at a scale of 1:2500000, showing groundwater flow patterns, water-quality levels, aquifer boundaries, existing development, and areas for potential future development should be produced for a future groundwater management area. There should be also a program that focused on groundwater water resources management that elaborates the quality and quantity monitoring network for groundwater basin.

At the end, with data acquired from this research, the concerned institutions should formulate short- to medium-term community-based sensitization and educational awareness campaign programs on the connections between the state of the quality of wells and health status of the city's citizens. If action is not taken now, future generations will pay the price of current bad practice in water management.

### **Acknowledgements**

The author would like to thank the ENL Director General, directors of the engineering department, operation of the water treatment plant and the laboratory for their extensive supports in addition to the Water Quality Engineering Laboratory at the University of Balamand for making this study possible.

### **References**

- ENL, 2007: Personal communications with the General Directorate of ENL Mr. Jamal Krayem.
- Lebanese Institution for Specifications and Standards, LIBNOR, 1999. Lebanese Standard Specification, Drinking Water, No. 161, ICS 13.060.20
- Ministry of Social Affairs (2001). Central Administration for Statistics
- Urban Municipal Union of Al-Fayhaa (2007). Observatory of Environment and Development, report 24.

**EVALUATION DES VARIATIONS TEMPORELLES DE LA QUALITE DES EAUX DU SURFACE DES HAUTES PLAINES CAS DES BARRAGE KOUDIET MEDAOUR (TIMGAD.W. DE BATNA) ET LA RETENUE COLLINAIRE D'OURKIS (W.OUM EL-BOUAGHI).**

**EVALUATION OF THE TEMPORAL VARIATIONS OF THE SURFACE WATER QUALITY OF THE HIGH PLAINS CASE OF STOPPING KOUDIET MEDAOUR (TIMGAD. BATNA) AND RESERVE COLLINEARE OF OURKIS (OUM EL-BOUAGHI).**

**BENSACI Tayeb<sup>1,3</sup>, MERZOUG Djemou<sup>1</sup>, NOUIDJEM Yacine<sup>2,3</sup>, BOUZEGAG Abdelaziz<sup>2,3</sup>, SAHEB Menouar<sup>1,3</sup> et HOUHAMDI Moussa<sup>2,3</sup>.**

1- Centre Universitaire Larbi BenM'hidi Oum El Bouaghi.

2- Université du 08 Mai 1945 Guelma.

3- Laboratoire de recherche des zones humides. Université de Annaba.

E-Mail : [bensacitayeb@yahoo.fr](mailto:bensacitayeb@yahoo.fr) [houhamdimoussa@yahoo.fr](mailto:houhamdimoussa@yahoo.fr)

**Résumé**

Les hautes plaines de l'Est algérien, situées dans l'étage bioclimatique à végétation semi-aride à aride (100 à 400 mm/année de précipitation), recèlent une grande diversité d'hydro systèmes, appartiennent à un régime hydrographique endoréiques, ces derniers sont sujets à une anthropisation accrue qui doivent être étudiés plus précisément surtout après l'intervention de l'homme qui a entraîné des changements dans les conditions biologiques originales.

L'objectif de notre travail est la contribution à l'étude du comportement des écosystèmes aquatiques en milieu semi-aride; cas de barrage de Koudiet Medaouar (Timgad, Wilaya de Batna) et la retenue collinaire d'Ourkis (Wilaya d'Oum El Bouaghi) vis-à-vis des différentes sources de pollution et des variations climatiques saisonnières, ces recherches sont menées durant la période de décembre 2005 jusqu'à juillet 2006.

La structure temporelle mis en évidence par une analyse factorielle multi variée AFC, fait ressortir l'influence primordiale des variations saisonnières de l'aspect morpho dynamique, des régimes hydrologiques, de la nature des terrains traversées et des différentes activités anthropiques, notamment le rejet des eaux usées et l'agriculture le long du bassin versant des deux sites d'étude.

Notre étude a permis de déceler la concentration microbienne des germes à contamination fécale et l'absence des germes pathogènes.

**Mots clés :** Barrage Timgad, retenue collinaire d'Ourkis, qualité physico-chimique et bactériologique des eaux, pollution.

**Abstract**

The high plains of Eastern Algerian, located in the bioclimatic stage at semi-arid vegetation at arid (100 to 400 mm/year of precipitation), cover a great diversity of hydro systems, belong to a mode hydrographic endoreic, are prone to an increased anthropisation which

must be studied more precisely especially after the intervention of the man who involved changes under the original biological conditions.

The objective of our work is the contribution to the study of the behavior of the watery ecosystems in semi-arid medium; case of stopping of Koudiet Medaour (Timgad, Batna) and collinear retained of Ourkis (Oum El Bouaghi) with respect to the various sources of pollution and the seasonal climatic variations, this research undertaken during the period of December 2005 until July 2006 the temporal structure highlighted by a factorial analysis multi varied AFC, emphasizes the paramount influence of the seasonal variations of the dynamic aspect morpho, the hydrological modes, the nature of the grounds crossed and different the anthropic activities, in particular the discharge of worn water and agriculture along catchment area of the two sites of study.

Our study made it possible to detect the microbial concentration of the germs with fecal contamination and the absence of the pathogenic germs.

**Key words:** Timgad stopping retained collinaire of Ourkis, physicochemical and bacteriological quality of water, pollution.

## **1. Introduction**

L'eau représente un élément vital indispensable à notre vie elle existe sous différentes formes, pour répondre à nos besoins biologiques, domestiques et agricoles.

En même temps les causes de pollution se sont étendues et sont devenues plus nocives, plus variées et plus insidieuses.

Ces milieux n'ont pas cessé d'être dégradé sous l'effet des fortes expositions des activités humaines le long du bassin versant. En effet, de part leur proximité des activités anthropiques et urbaines, ces milieux sensibles sont sujets à différentes sources de pollution, le rejet des eaux usées brutes et l'intensification des activités agricoles, en bordure et dans les lits des oueds. (Bensaid, 1994).

La multitude et la diversité de ces sources de pollution, leur variation spatio-temporelle ainsi que la particularité des conditions climatiques constituent une véritable menace de la structure hydrographique de la région des hauts plateaux de l'est algérien.

En milieu semi-aride à aride, l'étude de ces écosystèmes est souvent difficile en raison du manque d'informations suffisantes et la grande variabilité des situations. Cette variabilité est causée par le jeu complexe de paramètres géographiques, climatiques, hydrologiques, géochimiques et autres.

Le contrôle de la qualité de l'eau joue un rôle important dans la santé publique car celle-ci est susceptible d'engendrer des altérations catastrophiques sur le sol, sur l'organisme humain et même de toucher à la santé de toute une population (Roux, 1987; Staudard, 1996 et Ramad, (1982).

Donc vu cette importance, nous avons axé notre travail dans cette étude sur les analyses physico- chimiques et bactériologiques des eaux du barrage Koudiet Medaour, Timgad Wilaya de Batna, et la retenue collinaire d'Ourkis Wilaya d'Oum El Bouaghi qui font partie du grand transfert de l'Est de Beni Haroun dans le but d'apprécier les variations temporelles de sa qualité.

## 2. Présentation des sites d'étude

### a. Le barrage de Timgad (Koudiet Medaour) (35°.31"N) (06°.24"E)

Il est localisé à 35Km à l'est de la wilaya de Batna dans la commune de Timgad, a une altitude moyenne de 900m. (Meghni, 2001).

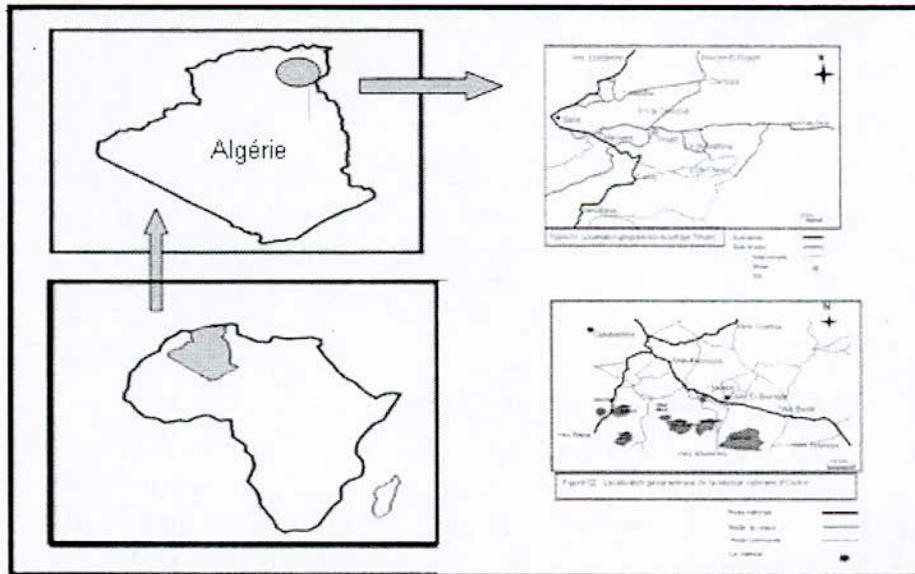
Le barrage ayant fait l'objet de nos études est délimité par les bassins versant de Boulefreis et les bassins versants de Timgad, qui a leur tour font partie du bassin versant des hauts plateaux constantinois, avec une superficie de 59000ha et une capacité initiale d'emmagasinement d'eau de 62,00 Hm<sup>3</sup> et un volume réglementaire de 20 Hm<sup>3</sup>/ an. dont l'eau est destinée essentiellement à l'alimentation en eau potable (A.E.P.) des villes de Batna, Arriss, Khenchla, Barika et à l'irrigation des plaines de Chemorah, Batna et Touffana Il fait partie de grand transfert de l'est de Beni Haroun et a pour rôle principal le stockage des eaux provenant du barrage de Beni Haroun transitant par le barrage de Oued Athmania (A.N.B, 2003) (Figure 01).

### Le réseau hydrographique

Les principales sources d'eau sont : l'Oued Chemorah et Oued Reboa, (ce dernier fait une jonction avec Oued Amizraguen avant de se déverser dans le barrage), qui drainent respectivement une superficie de 280.5 et 189Km<sup>2</sup>. (Bouziane et al, 1996) (figure 1).

### b. La retenue collinaire d'Ourkis: (35°.94"N) (06°.25"E)

Il est situé dans la commune d'Oum El Bouaghi, Wilaya d' Oum El Bouaghi à côté de la route nationale N° 48, avec une superficie de 55 ha alimentée principalement par Oued Ourkis. Cet ouvrage est destiné essentiellement à l'irrigation des terres agricoles situées en aval. (D.H.W.O.E.B, 2005) (Figure 1).



## 3. Matériels et méthodes

### a. Prélèvements

Les prélèvements sont effectués selon une répartition et une fréquence différente d'un site à un autre, on a réalisé quatre prélèvements pour chaque site durant une période de huit (8)

mois allant de décembre 2005 jusqu'à juillet 2006 avec un fréquence d'un prélèvement chaque deux mois.

b. Mesures in situ

Cinq paramètres physico-chimiques (T, pH, Eh, conductivité, O<sub>2</sub>) ont été mesurés in situ, immédiatement à l'aide d'un appareil multiparamètres Consort.

c. Analyse au laboratoire

On a effectué les analyses bactériologiques et les éléments chimiques au laboratoire sur les mêmes échantillons les quelles on a mesuré in situ.

i. *Analyses bactériologiques*

Le contrôle de la qualité bactériologique de l'eau est basé sur la recherche et le dénombrement des germes fécaux et les germes pathogènes, ces derniers sont éliminés par les matières fécales (eaux usées).

Les germes fécaux que l'on appelle souvent germes «tests» ou «témoins» de contamination fécale sont des micro-organismes saprophytes, parmi les quels on trouve.

- Les coliformes; Klebsiella, Enterobacter, Escherichia coli.
- Les streptocoques fécaux : streptocoques du groupe «D» de lancifield.
- Les anaérobies sulfite-réducteur (ASR).

Des coliformes et plus particulièrement des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux.

Une analyse bactériologique normale d'une eau de surface comporte une recherche bactériologique. Si la recherche directe des germes pathogènes (Salmonelles, Vibrions Cholérique) ne se justifie pas dans le cadre de contrôles bactériologiques courants elle revêt une importance particulière lors d'enquêtes épidémiologiques pour la surveillance des eaux de surface. (Saison estivale)(Mouffok.F., 2001).

ii. *Analyses chimiques*

Les analyses des éléments chimiques effectuées lors de notre étude sont: Ca<sub>2</sub><sup>++</sup>, Mg<sub>2</sub><sup>++</sup>, Cl<sup>-</sup> et HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, et les nutriments NO<sub>3</sub><sup>-</sup> PO<sub>4</sub><sup>-2</sup> par méthodes colorimétriques, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> par méthode granulométrique, à l'aide d'un spectrophotomètre, toutes ces analyses sont effectuées suivant les méthodes de Rodier, 1996 .

### 3. Résultats et Discussion

a. Les analyses bactériologiques

Les analyses bactériologiques des eaux de surface ont montré une grande variation des concentrations des bactéries, ces derniers dépassent les normes internationales des eaux potables mais inférieures aux normes des eaux destinées à l'irrigation. Afin de bien comprendre ces variations nous avons suivi l'évolution des germes fécaux dans les deux sites d'une part, d'autre part, nous avons fait une comparaison entre les normes maximales admissibles des eaux destinées à la consommation humaine fixé par l'OMS, et les normes des eaux destinées à l'irrigation fixées par le FAO.

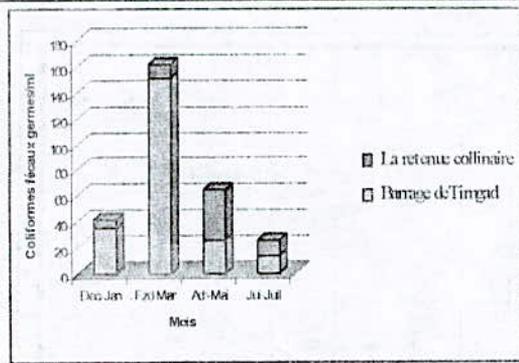


Figure 2 : Les variations du nombre de coliformes totaux (germes/100ml) dans le barrage de Timgad et la retenue collinaire durant la période d'étude

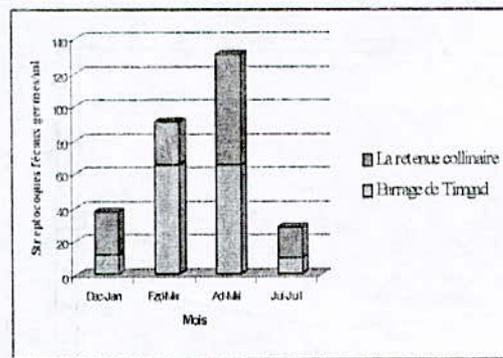


Figure 3 : Les variations du nombre de streptocoques fécaux (germes/100ml) dans le barrage de Timgad et la retenue collinaire d'Ourkis durant la période d'étude

### Les anaérobies Sulfito-réducteurs (ASR), Salmonella et Vibriion cholérique

Les résultats négatifs démontrent l'absence des germes sulfito-réducteurs (*Clostridium sp.*) responsable des botulismes et tétanos, (*salmonella typhie*) responsable de typhoïde et vibriion cholérique qui provoque le choléra, ce qui permet l'utilisation des eaux de deux sites.

L'évolution saisonnière très marquée par un maximum en concentration bactérienne lors de la saison printanière, ces abondances connaissent des chutes assez importantes aux mois d'été (juin et juillet) et en hiver (décembre et janvier), les résultats concernant l'évolution saisonnière sont corrélés avec ceux d'autres paramètres, à savoir, la température et le rayonnement solaire Khamlich, (2002). En revanche nous marquons l'absence des germes pathogènes dans les deux sites. Donc, en se basant sur les normes de la grille de classification internationale de l'eau, nous pouvons nettement placer les eaux de nos deux sites d'étude dans la classe des eaux à qualité bactériologique "Mauvaise-Non Potable".

#### b. Les analyses Physico-chimiques

Les analyses physico-chimiques des eaux de surface de deux sites ; le barrage de Timgad et la retenue collinaire d'Ourkis ont montré une grande variation des concentrations des éléments chimiques; certaines inférieures et d'autres dépassant les normes de l'OMS des eaux destinées à la consommation humaine et dans certains cas les dépassant largement.

#### c. L'analyse statistique multi variée (Analyse factorielle des correspondances (AFC))

Cette analyse a été effectuée par le logiciel statistique ADE 4, C'est une méthode factorielle utilisant des combinaisons linéaires entre les variables pour analyse, et réduire les données. Elle nous permet de présenter géométriquement les variables et les observations, (Allali, 2004).

Notre analyse globale des composantes physico-chimiques principales a été effectuée sur les quatre campagnes d'échantillonnage de décembre 2005 jusqu'à juillet 2006, pour chaque site d'étude, dans le but de faire ressortir des traceurs physico-chimiques mesurés au cours des différentes périodes.

On a effectué une analyse sur tous les paramètres physico-chimiques de chaque site durant la période d'étude.

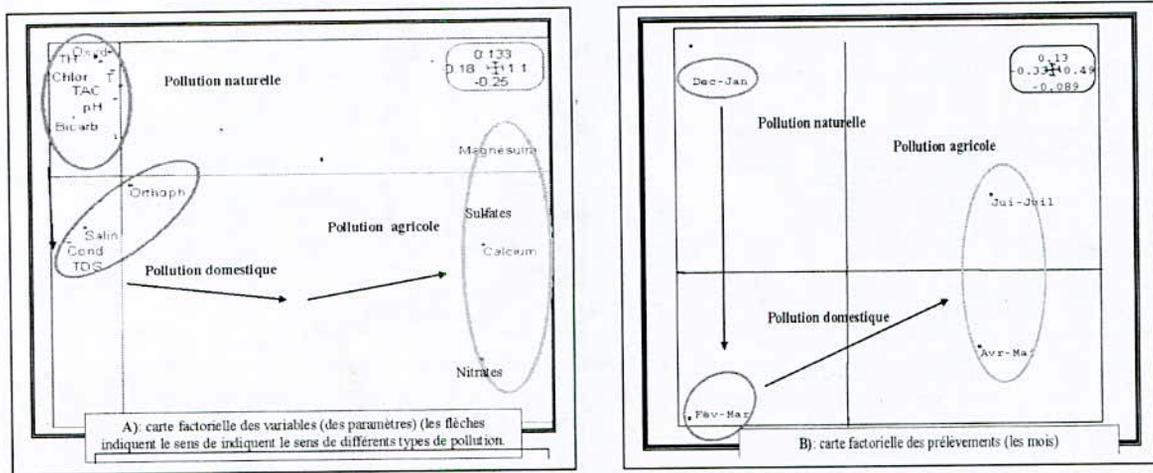


Figure 4 : Représentation graphique de l'analyse statistique multi variée AFC (1x2) des paramètres physico-chimiques de barrage de Timgad.

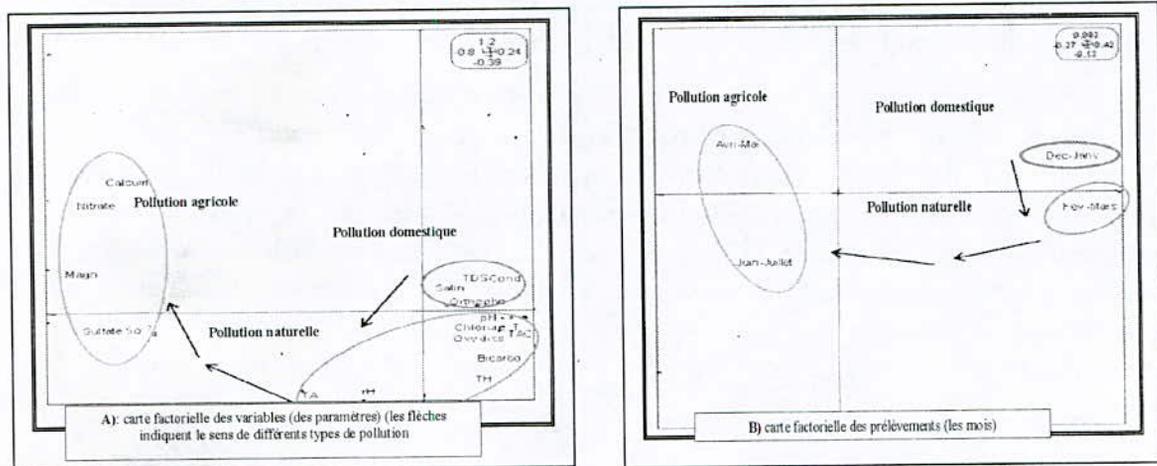


Figure 5 : Représentation graphique de l'analyse statistique multi variée AFC (1x2) des paramètres physico-chimiques de la retenue collinaire Ourkis

Ainsi, cette analyse nous a permis de montrer que les eaux de surface des deux sites sont soumises à plusieurs effets de pollution :

\* Pollution naturelle par l'effet de la salinité d'où la forte concentration en  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  et  $\text{Ca}^{2+}$ , l'origine d'augmentation de la concentration de ces éléments est principalement la dissolution des formations géologiques qui produit une augmentation importante de la salinité des eaux, pour la conductivité les valeurs commencent à devenir anormales lorsqu'elles dépassent  $500\mu\text{s}/\text{cm}$

(Nisbet et Verneaux, 1970), où nous avons enregistré des valeurs oscillant entre 728-3320  $\mu\text{s}/\text{cm}$  ce qui oppose les rejets domestiques d'après Khamlichi, (2002). Les apports naturels jouent un rôle principal dans l'acquisition des éléments chimiques par les eaux, par la dissolution des formations géologiques elles dépendent des précipitations évaporitiques, cependant les valeurs des concentrations dépendent plutôt de la nature exacte des épisodes hydrologiques qui précèdent le prélèvement (Fontvieille, 1987).comme le signale encore Carrel (1986). Le danger de ce processus apparaît lorsque les concentrations des ces éléments dépassent les limites de potabilité.

\* Pollution agricole marquée par la forte concentration en  $\text{NO}_3^-$

\* pollution domestique par la présence de  $\text{PO}_4^{2-}$  et l'augmentation anormale des valeurs de conductivité.(Djabri, 1996)

### Références bibliographiques

A.N.B (Agence Nationale des Barrages), 2003. Bultten n°1.

**Alalli A., 2004 :** *Contribution à la cartographie de la qualité physico-chimique et biologique des zones humides de la Numidie*, Thèse Magister en Chimie: Physicochimie des matériaux et des interfaces, 97p.

**Bensaid F., 1994 :** *Contribution à la modalisation de la qualité des eaux de l'oued Oum-Er Rabia*. Thèse 3<sup>ème</sup> cycle, Université Cadi Ayyad. Faculté des Sciences Marrakech, 166p.

[4] **Bouziane A., Chari-iar A. & Yakhlef A., 1996 :** *Etude hydraulique du bassin versant d'oued Chemorah*. Mémoire d'ingénieur en pédologie, Université de Constantine, p76

[5] **Carrel, 1986 :** *Caractérisation physico-chimique du haut-Rhone français et de ses annexes; incidences sur la croissance des populations d'alevins*. Thèse univ. Lyon, 149p.

[6] **D.H.W.O.E.B, 2006.** (Direction de l'hydraulique de la wilaya d'Oum El Bouaghi).

[7] **Djabri L., 1996.** *Mécanismes de la pollution et vulnérabilité des eaux de Seybouse. Origines géologiques industrielles, agricoles et urbaines*. Thèse. Doct. Es-Sciences, Univ. Annaba, 261p.

[8] **Fontvieille, D., 1987 :** *La circulation de carbone organique dans les écosystèmes lotiques: cas de phénomène d'autoépuration*. Thèse. Univ. Lyon -I, 135p, annexes

[9] **Khamlichi L., 2002 :** *Étude biochimique, morphologique et physiologique de la survie bactérienne dans les eaux usées brutes*. Thèse doctorat Université .Sidi Mohamed Abdellah. Faculté des Sciences Dhar El Mehraz. Fès. 129.p.

[10] **Meghni M., 2001 :** *Étude comparative de barrage de Koudiet. Medouar*. Thèse de Magister en hydraulique université de Batna, 248 p.

**Mouffok F., 2001 :** *Guide technique d'analyses bactériologiques des eaux de mer*. Institut Pasteur d'Algerie. 15p.

**Nisbet M. et Verneaux J., 1970 :** *Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et propositions de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques*. Annls. Limno., 6/2, 161- 190.

[OMS. 1994 : *Directive pour la qualité de l'eau de boisson* ; volume I recommandations

[14] **Ramade F., 1982 :** *Éléments d'écologie, écologie appliquée, l'action de l'homme sur la biosphère*. 2eEd. Masson, Paris, pp333-384 et p417-422.

Faint header text at the top of the page, possibly containing a title or date.

First main paragraph of text, starting with a faint opening word.

Second main paragraph of text, continuing the narrative or report.

Third main paragraph of text, providing further details.

Fourth main paragraph of text, possibly a transition or new section.

Fifth main paragraph of text, continuing the content.

Sixth main paragraph of text, providing more information.

Seventh main paragraph of text, possibly a conclusion or summary.

Eighth main paragraph of text, final part of the main body.

Ninth main paragraph of text, possibly a closing statement.

Tenth main paragraph of text, final lines of the document.

Faint footer text at the bottom of the page.

**EFFLORESCENCES DES CYANOBACTERIES TOXIQUES EN  
MILIEU D'EAU DOUCE EN ALGERIE ET EN TUNISIE ET  
CONSEQUENCES POUR LES ECOSYSTEMES ET LA SANTE  
HUMAINE**

**BLOOMS OF TOXIC CYANOBACTERIA IN FRESHWATER IN  
ALGERIA AND TUNISIA AND CONSEQUENCES FOR THE  
ECOSYSTEMS AND HUMAN HEALTH**

**Noureddine BOUAÏCHA<sup>1\*</sup>, Soumaya EL HERRY<sup>1</sup>, Hichem NASRI<sup>1,2</sup>**

<sup>1</sup>*Université Paris-Sud 11, UFR de Pharmacie, Laboratoire Santé Publique-Environnement  
5, Rue Jean Baptiste Clément, 92296 Châtenay-Malabry.*

<sup>2</sup>*Institut de Biologie, Centre Universitaire El Taref, Algérie*

*E-mail : noureddine.bouaicha@u-psud.fr*

**Résumé**

Des études antérieures menées en Algérie et en Tunisie sur plusieurs retenues de barrage et lacs naturels ont montré que ces milieux évoluent rapidement vers l'eutrophisation suite à une productivité accrue stimulée continuellement par les apports de fertilisants et un changement de climat de plus en plus sec. Parmi les principaux symptômes indésirables de cette eutrophisation, on trouve la prolifération massive de plus en plus préoccupante de cyanobactéries potentiellement toxiques. La présence des toxines de certaines espèces de ces microorganismes dans des retenues servant d'aires récréatives et/ou à la production d'eau potable constitue donc un risque de santé publique pour de nombreuses populations. Des études portant sur la biodiversité en cyanobactéries toxiques et leurs toxines menées dans le lac Oubeira (Algérie), les barrages Cheffia (Algérie) et Lebna (Tunisie) ont montré que le genre *Microcystis* est le plus impliqué dans la formation d'efflorescences dans ces retenues. Les concentrations en cyanotoxines de type microcystine, estimées par la méthode d'inhibition de phosphatase (PP2A), sont très fortes et peuvent atteindre 30 mg L<sup>-1</sup> durant les efflorescences de cyanobactéries souvent en été et en début d'automne.

**Mots-clés** : cyanobactéries, cyanotoxines, neurotoxines, hépatotoxines

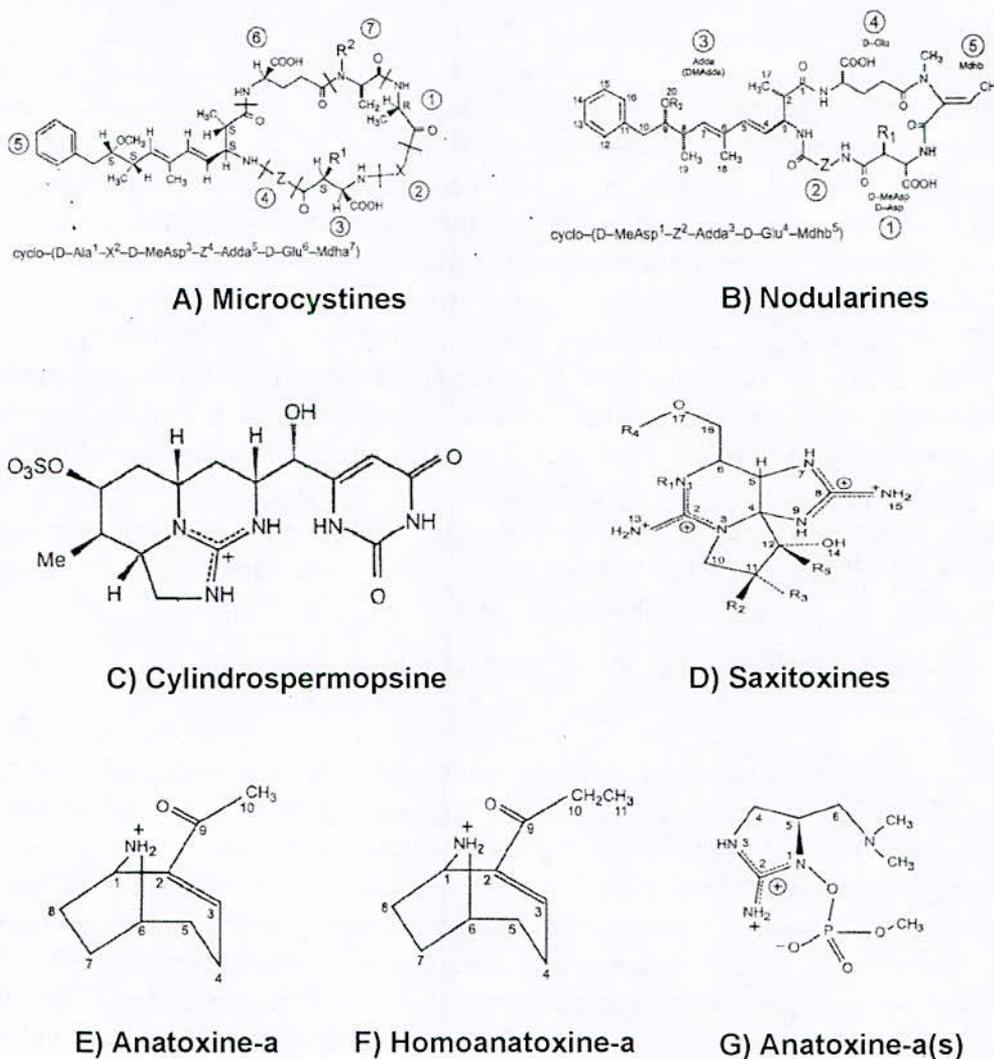
**Abstract**

Several studies undertaken in Algeria and Tunisia in freshwater dams and natural lakes showed that these mediums evolve quickly to eutrophication following an increased productivity stimulated continuously by the fertilizer contributions and a change of increasingly dry climate. Among the principal consequences of this eutrophication is the formation of toxic cyanobacterial blooms. The appearance of toxic cyanobacteria in water bodies used either as drinking water or for recreational purposes may present serious health risks for the human population. The biodiversity of toxic cyanobacteria and their toxins, undertaken in the lake Oubeira (Algeria) and the dams Cheffia (Algeria) and Lebna (Tunisia), showed that the *Microcystis* is the most implied genus in the formation of cyanobacterial blooms in these freshwater bodies. The concentrations of microcystins, estimated by the PP2A method, are very strong and can often reach 30 mg L<sup>-1</sup> during the period of cyanobacterial blooms in summer and at the beginning of autumn.

**Keywords** : cyanobacteria, cyanotoxins, neurotoxins, hepatotoxins

## 1. Introduction

L'eutrophisation croissante des rivières et des retenues de barrages se traduit par des phénomènes de proliférations de cyanobactéries (appelées algues bleues par les Anglo-Saxons) de plus en plus préoccupantes du fait de la toxicité potentielle de certaines espèces. Les toxines de cyanobactéries ou cyanotoxines sont essentiellement des endotoxines qui peuvent être libérées dans le milieu à la suite d'une lyse cellulaire (Codd et al., 1989) lorsque les cellules vieillissent ou à la suite d'un traitement algicide qui les fait éclater (Kenefick et al., 1993). Elles se classent en deux groupes principaux. Le premier rassemble les toxines responsables d'empoisonnements mortels, où l'on peut distinguer selon les symptômes présentés par les animaux empoisonnés : des hépatotoxines à potentiel cancérigène et des neurotoxines (Figure 1). Le second groupe comprend les dermatotoxines, qui ne présentent pas un impact sur la santé publique aussi important que celui des hépatotoxines et des neurotoxines (Sivonen et Jones, 1999).



**Figure 1 :** Hépatotoxines et neurotoxines de cyanobactéries

Les cyanotoxines, une fois libérées après une lyse cellulaire, peuvent avoir des effets nocifs à des niveaux trophiques plus élevés et peuvent être transférées dans les chaînes

alimentaires aquatiques (Kotak et al., 1996). Georges Francis, chimiste australien, fut le premier à impliquer les cyanobactéries toxiques dans le décès d'animaux d'élevage quand il rapporta la mort de bétail, moutons, chiens, chevaux et porcs qui avaient consommés de l'eau contenant des hépatotoxines de *Nodularia spumigena* dans le lac Alexandrina dans le Sud de l'Australie (Francis, 1878). Depuis cette date, plusieurs cas de mortalité d'animaux ont été rapportés dans la littérature (Carmichael et Falconer, 1993 ; Codd et al., 2005). Chez l'homme, de nombreux cas d'allergies ou d'intoxications ont été répertoriées, après contact avec ces microorganismes toxiques ou ingestion d'eau contaminée (Falconer, 2005). En 1996, une intoxication mortelle a eu lieu dans un centre d'hémodialyse à Caruaru au Brésil et a coûté la vie à plus de 50 personnes (Jochimsen et al., 1998). Ce dernier incident a fait apparaître ce sujet comme un des thèmes prioritaires dans les stratégies de protection des réserves d'eau. Ainsi, depuis le début de l'année 1998, l'OMS a mis en place une réglementation concernant ce type d'hépatotoxines, dont le taux maximal toléré pour une consommation orale est de 1 µg microcystine-LR par litre d'eau potable (WHO, 1998). Cependant, les dégâts provoqués par la consommation répétée de faibles quantités de toxines sont probablement plus fréquents que les intoxications aiguës. Ce type de toxicité est difficile à évaluer aussi bien par une étude épidémiologique que par des expérimentations. En effet, de nombreux aspects concernant ces toxines restent inconnus, notamment ceux relatifs à l'effet cancérogène de microcystines.

## **2. Matériels et Méthodes**

### **a. Sites d'étude, échantillonnage et mesure des paramètres biologiques et physico-chimiques**

Plusieurs plans d'eau ont été suivis au cours de cette étude : Le barrage Lebna situé dans la région du Cap Bon (Tunisie), Le barrage Cheffia situé dans la région d'Annaba (Algérie) et le Lac Oubeira situé dans la Wilaya d'El Taref (Algérie). La température, la salinité, le pH et l'oxygène dissous ont été mesurés *in situ* à l'aide d'un multiparamètre de type WTW 325. La transparence est estimée à l'aide d'un disque de Secchi. Les analyses des paramètres chimiques (nitrates, nitrites, ammonium et orthophosphates) ont été réalisées selon les méthodes décrites par Rodier (1996). Le dosage de la chlorophylle-a a été effectué selon la méthode décrite par Lorenzen (1967).

### **b. Identification de cyanoabctéries**

Des échantillons de phytoplancton ont été prélevés à l'aide d'un filet à plancton de 20 µm de vide de maille. Les concentrés d'algues recueillies ont été ensuite observés sous microscope photonique. Les différents taxons de cyanobactéries ont été identifiés selon les critères morphologiques établies par Komarek et Anagnostidis (1999 ; 2005) et Geitler (1932).

### **c. Evaluation du potentiel toxique des morphoespèces de cyanobactéries**

A partir d'un échantillon concentré d'eau brut, en période de prolifération des cyanobactéries, quelques colonies de chaque morphotype ont été isolées sous microscope photonique à l'aide d'une pipette Pasteur effilée. L'extraction de l'ADN génomique des cellules a été effectuée par la lyse de ces dernières, provoquée par 5 cycles alternés de gel-dégel respectivement (gel dans de l'azote liquide et dégel au bain marie à 55° C) (Iteman et al., 2000). L'évaluation du potentiel toxique de chaque morphoespèce a été réalisée par le test d'inhibition de phosphatase (PP2A) selon la méthode décrite par Bouaïcha et al. (2002)

et par la technique de PCR en amplifiant à l'aide des amorces spécifiques des opérons de *mcyA*, *mcyB* et *mcyC* responsables de la biosynthèse des microcystines (Tillett et al., 2001 ; Mikalsen et al., 2003 ; Ouahid et al., 2005).

#### **d. Détection des hépatotoxines de cyanobactéries de type microcystine**

Les échantillons d'eaux brutes des barrages Lebna et Cheffia et du lac Oubeira ont été filtrés puis concentrés par une extraction liquide-solide sur cartouche C18 selon la méthode décrite par Maatouk et al. (2002) avant d'être analysés par le test d'inhibition de phosphatase (PP2A) selon la méthode décrite par Bouaïcha et al. (2002). Les différents congénères de microcystines ont été identifiés par chromatographie liquide à haute performance couplée à la spectrométrie de masse (LC/MS/MS). La détection des cyanotoxines de type microcystine dans les différents organes (foie, viscères et chair) des tortues mortes a été effectuée selon la méthode décrite par Kaya et Sano (1999).

### **3. Résultats et discussion**

L'Algérie et la Tunisie, avec un climat semi-aride, voire même aride et des précipitations de 200 à 400 mm d'eau par an, se placent au premier rang des régions les plus déshéritées avec des ressources en eau faibles, irrégulières et localisées dans la bande côtière. Actuellement, l'approvisionnement de la population en eau potable dans certaines régions de ces pays est assuré à 100% par des retenues de barrages. Des études antérieures menées dans plusieurs barrages et lacs naturels dans ces pays ont montré que ces milieux évoluent rapidement vers l'eutrophisation suite à une productivité accrue stimulée continuellement par les apports de fertilisants et un changement de climat de plus en plus sec. Parmi les principaux symptômes indésirables de cette eutrophisation, on trouve la prolifération massive de plus en plus préoccupante de cyanobactéries potentiellement toxiques. Dans cette étude, les variations saisonnières des concentrations en microcystines et des paramètres physico-chimiques de l'eau des barrages Cheffia et Lebna (la température, le pH, l'oxygène dissous, les nitrates, les orthophosphates et la chlorophylle-a) ont été analysées. Les résultats obtenus ont montré que ces milieux sont riches en sels nutritifs. L'évaluation d'efficacité des procédés de traitement utilisés au niveau de la station Chaiba qui alimente les Wilayas d'Annaba et d'El Taref a été réalisée par le dosage des hépatotoxines de cyanobactéries de type microcystine en amont et en aval de cette station. Le dosage de ces toxines a été effectué par le test PP2A et l'identification des variantes de microcystines a été réalisée par LC/MS/MS. Pendant la période d'étude (décembre 2004–février 2005), les résultats obtenus au niveau du barrage Cheffia ont montré que le genre *Microcystis* est le plus dominant et les concentrations en microcystines varient entre 0,05 l et 28,9 µg L<sup>-1</sup>. La concentration la plus forte en toxine (29 µg L<sup>-1</sup>) a été observée en octobre 2004 avec une corrélation hautement significative entre les concentrations de ces toxines et celles de la chlorophylle-a. Trois congénères de microcystine ont été identifiés au niveau de ce barrage : la microcystin-LR, la microcystine-YR et la 6Z-Adda-microcystine-LR. Pendant la période d'étude, l'élimination totale de *Microcystis* sp. et des toxines au niveau de la station Chaiba a été réalisée par l'utilisation du charbon actif en poudre (Nasri et al., 2007).

Dans le lac Oubeira, nous avons identifié plusieurs genres de cyanobactéries, *Microcystis*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Pseudanabaena*. Il convient de mentionner que les cyanobactéries ont toujours été majoritaires par rapport aux autres microorganismes phytoplanctoniques (algues vertes, diatomées) présents dans l'eau. Parmi ces divers genres

observés, le genre *Microcystis* est le plus impliqué dans la formation de blooms dans ce lac. Les concentrations en cyanotoxines de type microcystines dans les eaux brutes sont très fortes et peuvent atteindre 25 à 30 mg L<sup>-1</sup> durant la période de développement massif de cyanobactéries souvent en été et en début d'automne (Nasri et al., 2004). En octobre 2005, la mortalité des deux espèces de tortues *Emys orbicularis* et *Mauremys leprosa* a été observée dans le lac Oubeira durant le développement massif de cyanobactéries. Une concentration très élevée en microcystines a été trouvée dans l'échantillon de cyanobactéries (1,12 mg équivalent microcystine-LR par g de matière sèche de cyanobactéries) prélevé durant cette période. Trois congénères de microcystines ont été identifiés dans l'extrait brut de cyanobactéries : la microcystine-LR, la microcystine-YR et la microcystine-RR. Parallèlement, nous avons détecté de microcystines par le test PP2A et la méthode de Lemieux oxydation-GC/SM (Kaya and Sano, 1999) dans le foie, les viscères et la chair des deux tortues mortes ce qui confirme l'implication de toxines de cyanobactéries dans la mortalité des tortues.

En Tunisie, dans une étude récente effectuée dans le barrage Lebna (janvier-décembre 2005), trois espèces potentiellement toxiques de cyanobactéries ont été identifiées : deux morphoespèces de *Microcystis* : *M. aeruginosa* et *M. wesenbergii* et une espèce filamenteuse : *Oscillatoria tenuis*. Ces trois espèces sont les plus prépondérantes dans les eaux de la retenue en particulier durant le mois de septembre 2005. Le test d'inhibition de la PP2A réalisé sur les extraits bruts (méthanol à 80%) de ces espèces indique la présence des toxines de type microcystine dans le contenu cellulaire de ces microorganismes. L'amplification partielle par PCR des gènes *mcyA*, *mcyB* et *mcyC* confirme la toxicité de ces trois espèces. Durant toute la période d'étude, la concentration totale en microcystines est comprise entre 0,004 et 5,6 µg L<sup>-1</sup>. La valeur maximale en toxines a été enregistrée durant le mois de septembre au fond de la retenue et elle a été corrélée avec un développement important de *Microcystis* spp. et *Oscillatoria tenuis* (El Herry et al., 2007). L'analyse de l'extrait brut de cyanobactéries durant ce mois de septembre par chromatographie liquide à haute performance couplée à la spectrométrie de masse a montré la présence de deux congénères de microcystine : la microcystine-LR et la microcystine-YR. Des études effectuées sur des extraits de cyanobactéries des divers plans d'eau dans le bassin Méditerranéen ont montré que la microcystine-LR est la toxine la plus rencontrée au Portugal (Vasconcelos et al., 1996), en France (Vezie et al., 1997), au Maroc (Oudra et al., 2002) mais souvent co-présente avec la microcystine-YR et la microcystine-RR au Maroc (Oudra et al., 2001) et en Algérie (Nasri et al., 2004, 2007). Par contre En Egypte, Brittain et al. (2000) ont rapporté que l'espèce *Oscillatoria tenuis* observée dans le Nil produit deux types de congénère la microcystine-LR et la microcystine-LHArg MCLR.

#### 4. Conclusion

Les concentrations en cyanotoxines de type microcystine dans les eaux brutes du lac Oubeira (Algérie) sont très fortes et peuvent atteindre 20 à 30 mg L<sup>-1</sup> durant la période de développement massif de cyanobactéries souvent en été et en début d'automne. Dans les barrages Cheffia (Algérie) et Lebna (Tunisie), les concentrations en toxines sont moins fortes, elles sont respectivement de 29 et 5,6 microgrammes par litre. Ceci pourrait s'expliquer par l'absence dans ces deux barrages de blooms à *Microcystis*, genre répertorié dans la littérature comme très toxique. Néanmoins, la présence des concentrations en toxines qui sont supérieures à la valeur guide (1 µg de microcystine-LR par litre d'eau

potable) dans des retenues servant à la production d'eau potable constitue donc un risque potentiel de santé publique pour de nombreuses populations, surtout dans les régions dont les usines de potabilisation associées à ces retenues ne disposant pas des moyens techniques et financiers permettant la mise en place de traitements efficaces pour l'élimination de ces cyanobactéries et de leurs toxines. De ce fait, il est indispensable de mettre en place des études relatives à la surveillance des cyanobactéries toxiques et leurs toxines dans les eaux de surface en vue de leur utilisation pour l'homme, l'agriculture et l'élevage.

## 5. Références bibliographiques

- Bouaïcha, N., Maatouk, I., Vincent, G., Levi, Y., 2002. A colorimetric and fluorometric microplate assay for the detection of microcystin-LR in drinking water without preconcentration. *Food Chem. Toxicol.*, 40:1677-1683.
- Brittain, S., Mohamed, Z.A., Wang, J., Lehmann, V.K.B., Carmichael, W.W., Rinehart, K.L., 2000. Isolation and characterization of microcystins from a River Nile strain of *Oscillatoria tenuis* Agardh ex Gomont. *Toxicon*, 38:1759-1771.
- Carmichael, W.W., Falconer, I.R., 1993. Diseases related to freshwater blue-green algal toxins and control measures. Dans I.R. Falconer (editeur), *algal toxins in seafood and drinking water*, Academic Press, London, pp. 187-209.
- Codd, G.A., Bell, S.G., Brooks, W.P., 1989. Cyanobacterial toxins in water. *Water Sci. Tech.*, 4:499-511.
- Codd, G.A., Morrison, L.F., Metcalf, S.J., 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 203:264-272.
- El Herry, S., Fathalli, A., Ben Rejeb-Jenhani, A., Bouaïcha, N., 2007. Seasonal occurrence and toxicity of *Microcystis* spp. and *Oscillatoria tenuis* in the Lebna Dam, Tunisia. *Water Res.*, (sous press).
- Falconer, I.R., 2005. Cyanobacterial poisoning of livestock and people. Dans I.R. Falconer, I.R. (editeur), *Cyanobacterial toxins of drinking water supplies: Cylindrospermopsins and microcystins*. CRC Press, Boca Raton, pp. 77-93.
- Francis, G., 1878. Poisonous Australian lake. *Nature*, 18:11-12.
- Geitler L., 1932. Cyanophyceae von Europa in Kryptogamen-Flora. Ed. Rabenhorst's. Koeltz Scientific Books. Koenigstein.W., Germany, pp. 825.
- Iteman, I., Rippka, R., Tandau de Marsac, N., Herdman, M., 2000. Comparison of conserved structural and regulatory domains within divergent 16S rRNA-23S rRNA spacer sequences of cyanobacteria. *Microbiol.*, 146:1275-1286.
- Jochimsen, E. M., Carmichael, W. W., An, J. S., Cardo, D. M., Cookson, S. T., Holmes, C. E., Antunes, M. B., de Melo Filho, D. A., Lyra, T. M., Barreto, V. S., Azevedo, S. M. et Jarvis, W. R., 1998. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *New Engl. J. Med.*, 338:873-8.
- Kaya, K., Sano, T., 1999. Total microcystin determination using erythro-2-methyl-3-(methoxy-d3)-4-phenylbutyric acid (MMPB-d3) as the internal standard. *Anal. Chim. Acta*, 386:107-112.
- Kenefick, S. L., Hurdey, S. E., Petterson, H. G. et Prepas. E. E., 1993. Toxin release from

- Microcystis aeruginosa* after chemical treatment. *Water Sci. Tech.*, 24:865-875.
- Komárek, J., Anagnostides, K., 1999. Cyanoprokaryota, Part 1: Chroococcales, Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd 19/1, Spektrum Akademischer Verlag.
- Komárek, J., Anagnostides, K., 2005. Cyanoprokaryota, Part 2: Oscillatoriales, Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd 19/2, Spektrum Akademischer Verlag.
- Kotak, B.G., Zurawell, R.W., Prepas, E.E., Holmes, C.F.B., 1996. Microcystin-LR concentration in aquatic foodweb compartments from lakes of varying trophic status. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53:1974-1985.
- Lorenzen C J., 1967. Determination of chlorophyll and pheophytin: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 52:165-174.
- Maatouk, I., Bouaïcha, N., Fontan, D., Levi, Y., 2002. Seasonal variation of microcystin concentration in the Saint Caprais reservoir (France) and their removal in a small full-scale treatment plant. *Water Res.*, 36:2891-2897.
- Mikalsen, B., Boison, G., Skulberg, O.M., Fastner, J., Davies, W., Gabrielsen, T.M., Rudi, K., Jakobsen, K.S., 2003. Natural variation in the microcystin synthetase operon *mcyABC* and impact on microcystin production in *Microcystis* strains. *J. Bacteriol.*, 185:2774-2785.
- Nasri, A.B., Bouaïcha, N., Fastner J., 2004. First report of microcystin containing bloom of the cyanobacteria *Microcystis spp.* in Lake Oubeira, Eastern Algeria. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 46:197-202.
- Nasri, A.B., Bouaïcha, N., Kaid-Harche, M., 2007. A new morphospecies of *Microcystis sp.* forming bloom in the Cheffia dam (Algeria): seasonal variation of microcystin concentrations in raw water and their removal in a full-scale treatment plant. *Environ. Toxicol.*, 22 :347-356.
- Ouahid, Y., Pérez-Silva, G., Del Campo, F.F., 2005. Identification of potentially toxic environmental *Microcystis* by individual and multiple PCR amplification of specific microcystin synthetase gene regions. *Environ. Toxicol.*, 20:235-242.
- Oudra, B., Loudiki, M., Sbiyyaa, B., Martins, R., Vasconcelos, V., Namikoshi, N., 2001. Isolation, characterization and quantification of microcystins (heptapeptides hepatotoxins) in *Microcystis aeruginosa* dominated bloom of Lalla Takerkoust lake-reservoir (Morocco). *Toxicon*, 39:1375-1381.
- Oudra, B., Loudiki, M., Vasconcelos, V., Sabour, B., Sbiyyaa, B., Oufdou, K., Mezrioui, N., 2002. Detection and quantification of microcystins from cyanobacteria strains isolated from reservoirs and ponds in Morocco. *Environ. Toxicol.*, 17:32-39.
- Rodier, J., 1996. Analyse de l'eau: eau naturelle, eau résiduaire et eau de mer. Dunold, 8<sup>ème</sup> édition.
- Sivonen, K., Jones, G., 1999. Cyanobacterial toxins. Dans : I. Chorus. et J. Bartram, (editeurs), *Toxic Cyanobacteria in water. A guide to their public Health consequences, monitoring and management.* WHO Ed. E & FN SPON, pp 41-111.
- Tillett, D., Parker, D.L., Neilan, B.A., 2001. Detection of toxigenicity by a probe for the microcystin synthetase a gene (*mcyA*) of the cyanobacterial genus *Microcystis*: Comparaison of toxicities with 16S rRNA and phycocyanin operon (phycocyanin

intergenic spacer) phylogenies. *Appl. Environ. Microbiol.*, 67:2810-2818.

Vasconcelos, V., Sivonen, K., Evans, W.R., Carmichael, W.W., Namikoshi, M., 1996. Hepatotoxic microcystin diversity in cyanobacterial blooms collected in Portuguese freshwaters. *Water Res.*, 30:2377-2384.

Vezie, C., Brient, L., Sivonen, K., Betru, G., Lefeuvre, J.C., Salkinoja-Salonen, M., 1997. Occurrence of microcystins containing cyanobacterial blooms in freshwaters of Brittany (France). *Arch. Hydrobiol.*, 139:401-413.

WHO. 1998. Guidelines for drinking-water quality. Addendum to vol. 2 Geneva: World Health Organisation.

## **POSSIBILITE D'ELIMINATION DES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES SUR LA BENTONITE**

**BOUGDAH N., DJAZI F., ZAGHDOUDI R.**

*LARMACS et LRPCSI – Faculté des Sciences et sciences de l'ingénieur  
Université de Skikda- BP.26 Skikda 21000 – Algérie  
Nabilboug\_dz@yahoo.fr*

### **Résumé**

Le développement technologique et son application aux niveaux industrielle et agricole, ont engendré une multitude de produits chimiques sont fabriqués et peuvent se retrouver dans l'eau, accidentellement (suite à des incidents industriels, des incidents dûs aux trafics, entraînement des pesticides, etc. ...), ou d'une manière structurelle (par les rejets gazeux ou liquides).

Ces pollutions chimiques ont des incidences plus ou moins graves sur la faune, la flore et les cours d'eau. Leur présence dans l'eau, même à des quantités infinitésimales, modifie sa saveur, sa couleur et son odeur la rendant impropre à la consommation voire toxique.

Parmi les composés organiques redoutés, le phénol et ses dérivés.

Afin de tester l'efficacité d'élimination de ces composés par des procédés simples et économiques, nous avons étudié l'adsorption d'une série de composés phénoliques sur la bentonite.

Les résultats obtenus montrent que la quantité de bentonite optimale pour une meilleure élimination est de 30mg, qui correspond à un rendement d'élimination important.

**Mots clés :** Eaux, pollution, produits phénoliques, adsorption, bentonite.

### **1. Introduction**

Le développement technologique est ses applications industrielles, a apporté des transformations de plus en plus profondes à nos activités et a conduit à la production de substances toxiques organiques et (ou) minérales.

La contamination des eaux par des micropolluants tels que phénol et dérivés du phénol accentue les problèmes de la production d'eaux à usage domestique et l'altération des organismes aquatiques. Il est donc important que ces eaux soient, d'une part, efficacement protégées contre toute nuisance et, d'autre part, qu'elles soient traitées dans le but de produire une eau dont la qualité satisfait à des normes physiques, chimiques et biologiques de potabilité.

Parmi les techniques de traitement utilisées, l'adsorption de polluants sur des solides.

Dans ce travail, nous présentons les résultats d'adsorption du 2,3-diméthyl phénol, 2,4-diméthyl phénol, 2,5-diméthyl phénol, et 2,6-diméthyl phénol sur la bentonite, ainsi que l'influence des différents paramètres sur les rendements d'élimination.

### **2. Matériel et méthodes**

La bentonite utilisée dans notre étude provient du gisement de M'zila (district de

Mostaganem) au Nord Ouest de l'Algérie, dont les caractéristiques physico-chimiques et minéralogiques de cette argile sont résumées dans les tableaux 1 et 2.

**Tableau-1 :** Caractéristiques physico-chimiques de la bentonite de Mostaganem

| Surface spécifique<br>(m <sup>2</sup> /g) | Poids spécifique<br>(g cm <sup>-3</sup> ) | pH | Capacité D'échange<br>(méq/100g) | Cations échangeables |                 |                  |       |
|---|---|----|----------------------------------|----------------------|-----------------|------------------|-------|
|   |   |    |                                  | Ca <sup>2+</sup>     | Na <sup>+</sup> | Mg <sup>++</sup> | Na/Ca |
| 65,0                                      | 2,71                                      | 9  | 75,8                             | 43,6                 | 25,2            | 4,8              | 0,52  |

**Tableau-2 :** Caractéristiques minéralogiques de la bentonite

| IDENTIFICATION DES MINERAUX |           |            |          |
|-----------------------------|-----------|------------|----------|
| Montmorillonite             | Quartz    | Feldspaths | biotites |
| 45 à 60 %                   | 15 à 20 % | 3 à 5 %    | 8 à 10 % |

a. Essais d'adsorption

Les essais d'adsorption sont réalisés en agitation mécanique, selon les conditions opératoires suivantes :

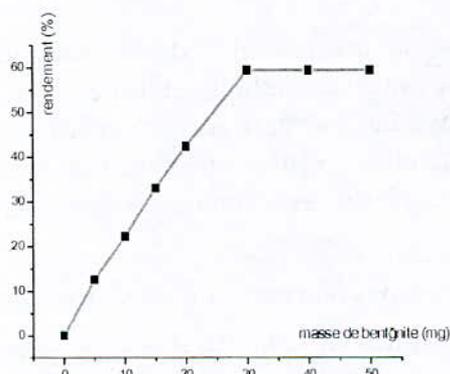
Dans un bécher, est introduit 500ml de solutions, préparées à partir d'une concentration de 5 mg/l du 2,3-diméthyl phénol, 2,4-diméthyl phénol, 2,5-diméthyl phénol, et 2,6-diméthyl phénol en contact avec des quantités croissantes de bentonite. Le temps nécessaire pour obtenir l'équilibre est de 5 heures.

b. Les cinétiques d'adsorption

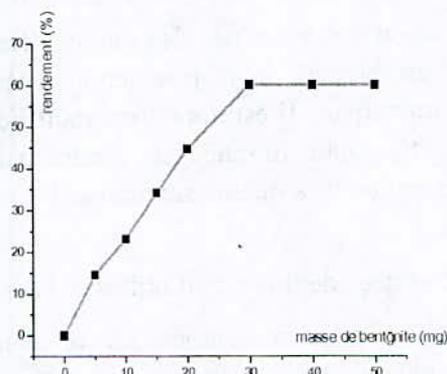
Les prélèvements au cours du temps et les dosages du soluté grâce à un spectrophotomètre UV à une longueur d'onde  $\lambda = 271$  nm pour le 2,3-diméthyl phénol et  $\lambda = 277$  nm pour le 2,4-diméthyl phénol et  $\lambda = 274$  nm pour le 2,5-diméthyl phénol et  $\lambda = 269$  nm pour le 2,6-diméthyl phénol à une concentration initiale de 5 mg/l et on procède au rajout d'une masse constante de bentonite (dose optimale).

**3. Résultats**

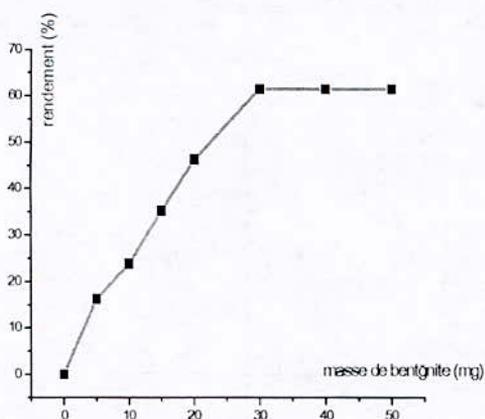
a. Influence de la dose en bentonite sur les taux d'élimination des dérivés phénoliques



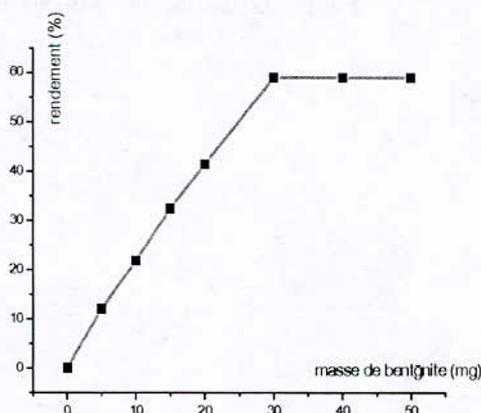
**Figure-1:** Influence de la masse de bentonite sur le rendement d'élimination du 2,3-diméthyl phénol.



**Figure-2:** Influence de la masse de bentonite sur le rendement d'élimination du 2,4-diméthyl phénol.

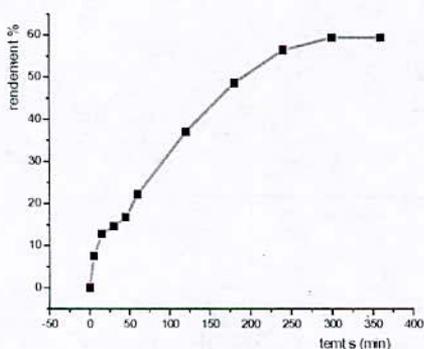


**Figure 3:** Influence de la masse de bentonite sur le rendement d'élimination du 2,5-diméthyl phénol.

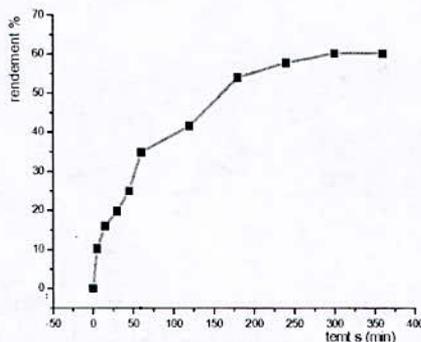


**Figure 4 :** Influence de la masse de bentonite sur le rendement d'élimination du 2,6-diméthyl phénol.

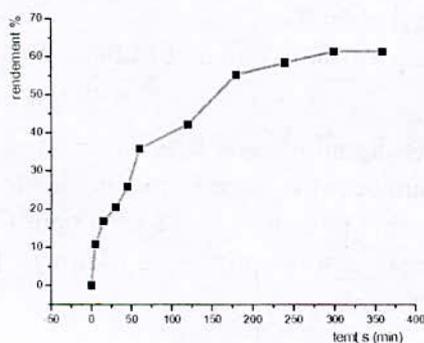
b. Variation des rendements d'élimination du dérivés phénoliques en fonction du temps



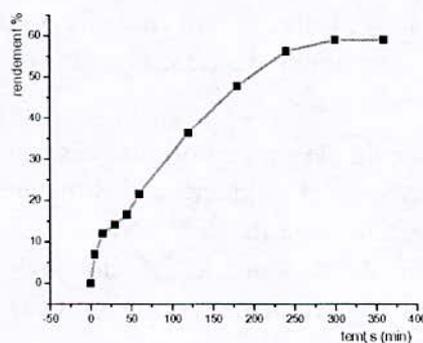
**Figure 5:** Variation des rendements d'élimination du 2,3-diméthyl phénol en fonction du temps.



**Figure 6:** Variation des rendements d'élimination du 2,4-diméthyl phénol en fonction du temps.



**Figure 7:** Variation des rendements d'élimination du 2,5-diméthyl phénol en fonction du temps.



**Figure 8:** Variation des rendements d'élimination du 2,6-diméthyl phénol en fonction du temps.

c. Influence du PH sur les rendements d'élimination des dérivés phénoliques

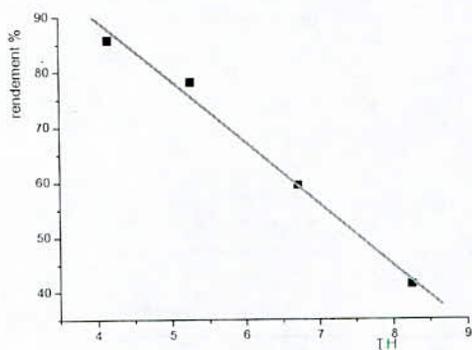


Figure 9: Influence du pH sur les rendements d'élimination du 2,3-diméthyl phénol.

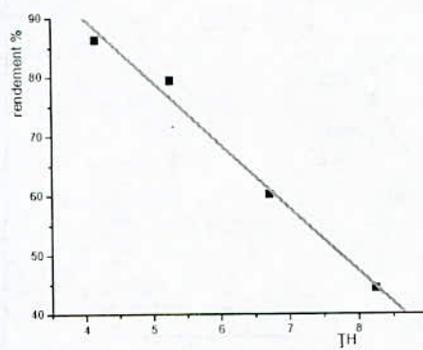


Figure 10: Influence du pH sur les rendements d'élimination du 2,4-diméthyl phénol.

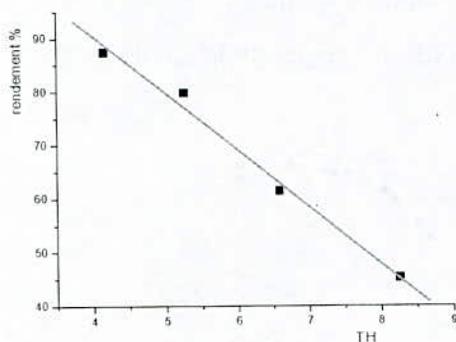


Figure-11: Influence du pH sur les rendements d'élimination du 2,5-diméthyl phénol.

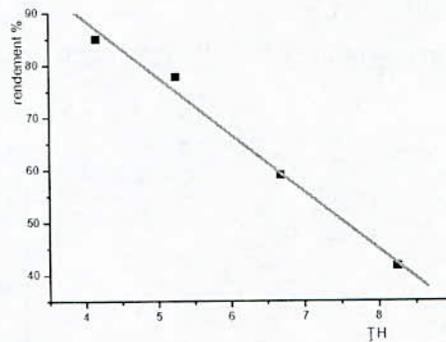


Figure-12: Influence du pH sur les rendements d'élimination du 2,6-diméthyl phénol.

#### 4. Discussion

Les résultats obtenus au cours de cette étude ont permis de montrer que les possibilités de rétention de ces composés organiques par la bentonite ne sont pas négligeables, les rendements d'élimination sont 59,4% et 60,2% et 61,4% et 59% respectivement pour le 2,3-diméthyl phénol et 2,4-diméthyl phénol et 2,5-diméthyl phénol et 2,6-diméthyl phénol. Ce maximum d'efficacité a été obtenu à partir de 30mg de bentonite pour tous les composés organiques.

L'étude de l'influence du pH sur l'adsorption des composés organiques sur la bentonite nous a permis de conclure que les rendements d'élimination diminuent lorsque le pH augmente. Les meilleurs rendements sont de 85,8% pour le 2,3-diméthyl phénol, 86,3% pour le 2,4-diméthyl phénol, 87,4% pour le 2,5-diméthyl phénol, et 85% pour le 2,6-diméthyl phénol. Ces pourcentages d'élimination sont obtenus à PH acide.

#### 5. Conclusion

Au cours de cette étude, il nous a été permis d'examiner les possibilités d'élimination des composés organiques par adsorption sur une bentonite algérienne avec un rendement important, les rendements d'élimination sont 59,4% et 60,2% et 61,4% et 59% respectivement pour le 2,3-diméthyl phénol, 2,4-diméthyl phénol, 2,5-

diméthyl phénol, et 2,6-diméthyl phénol. Ce maximum d'efficacité a été obtenu à partir de 30mg de bentonite. Ces résultats montrent qu'il est intéressant de considérer ce matériau qui coûte moins cher que le charbon actif.

## 6. Annexe

**Tableau-1** : Influence de la masse de bentonite sur les rendements d'élimination du 2,3-diméthyl phénol.

| Masse de bentonite m (mg) | Concentration d'équilibre $C_e$ (mg/l) | Rendement (%) |
|---------------------------|--|---------------|
| 0                         | 5.00                                   | 0             |
| 5                         | 4.37                                   | 12.6          |
| 10                        | 3.89                                   | 22.2          |
| 15                        | 3.35                                   | 33.0          |
| 20                        | 2.88                                   | 42.4          |
| 30                        | 2.03                                   | 59.4          |
| 40                        | 2.03                                   | 59.4          |

**Tableau-2** : Influence de la masse de bentonite sur les rendements d'élimination du 2,4-diméthyl phénol.

| Masse de bentonite m (mg) | Concentration d'équilibre $C_e$ (mg/l) | Rendement (%) |
|---------------------------|--|---------------|
| 0                         | 5.00                                   | 0             |
| 5                         | 4.27                                   | 14.6          |
| 10                        | 3.84                                   | 23.2          |
| 15                        | 3.29                                   | 34.2          |
| 20                        | 2.76                                   | 44.8          |
| 30                        | 1.99                                   | 60.2          |
| 40                        | 1.99                                   | 60.2          |

**Tableau-3** : Influence de la masse de bentonite sur les rendements d'élimination du 2,5-diméthyl phénol

| Masse de bentonite m (mg) | Concentration d'équilibre $C_e$ (mg/l) | Rendement (%) |
|---------------------------|--|---------------|
| 0                         | 5.00                                   | 0             |
| 5                         | 4.19                                   | 16.2          |
| 10                        | 3.81                                   | 23.8          |
| 15                        | 3.24                                   | 35.2          |
| 20                        | 2.69                                   | 46.2          |
| 30                        | 1.93                                   | 61.4          |
| 40                        | 1.93                                   | 61.4          |

**Tableau-4** : Influence de la masse de bentonite sur les rendements d'élimination du 2,6-diméthyl phénol.

| Masse de bentonite m (mg) | Concentration d'équilibre $C_e$ (mg/l) | Rendement (%) |
|---------------------------|--|---------------|
| 0                         | 5.00                                   | 0             |
| 5                         | 4.40                                   | 12.0          |
| 10                        | 3.91                                   | 21.8          |
| 15                        | 3.38                                   | 32.4          |
| 20                        | 2.93                                   | 41.4          |
| 30                        | 2.05                                   | 59.0          |
| 40                        | 2.05                                   | 59.0          |

**Tableau-5** : Influence du pH sur les rendements d'élimination du 2,3-diméthyl phénol.

| PH   | $C_0$ (mg/l) | $C_e$ (mg/l) | Rendement % |
|------|--------------|--------------|-------------|
| 4.15 | 5            | 0.71         | 85.8        |
| 5.25 | 5            | 1.09         | 78.2        |
| 6.71 | 5            | 2.03         | 59.4        |
| 8.30 | 5            | 2.93         | 41.4        |

**Tableau-6** : Influence du pH sur les rendements d'élimination du 2,4-diméthylphénol.

| PH   | $C_0$ (mg/l) | $C_e$ (mg/l) | Rendement % |
|------|--------------|--------------|-------------|
| 4.15 | 5            | 0.68         | 86.3        |
| 5.25 | 5            | 1.03         | 79.4        |
| 6.51 | 5            | 1.99         | 60.2        |
| 8.30 | 5            | 2.78         | 44.4        |

**Tableau-7** : Influence du pH sur les rendements d'élimination du 2,5-diméthyl phénol. **Tableau-8** : Influence du pH sur les rendements d'élimination du 2,6-diméthyl phénol.

| PH   | C <sub>0</sub><br>(mg/l) | C <sub>e</sub> (mg/l) | Rendement<br>% |
|------|--------------------------|-----------------------|----------------|
| 4.15 | 5                        | 0.63                  | 87.4           |
| 5.25 | 5                        | 1.01                  | 79.8           |
| 6.58 | 5                        | 1.93                  | 61.4           |
| 8.30 | 5                        | 2.74                  | 45.2           |

| PH   | C <sub>0</sub> (mg/l) | C <sub>e</sub> (mg/l) | Rendement<br>% |
|------|-----------------------|-----------------------|----------------|
| 4.15 | 5                     | 0.75                  | 85             |
| 5.25 | 5                     | 1.11                  | 77.8           |
| 6.68 | 5                     | 2.05                  | 59             |
| 8.30 | 5                     | 2.92                  | 41.6           |

### Bibliographie

- [1]: Décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles» JORF, (2001) 20381-20399.
- [2]: Marchal R., Barret J, Maujean A., Relation entre les caractéristiques physico-chimiques d'une bentonites et son pouvoir d'adsorption, Journal. Int. Sci. Vigne et du Vin, 1995, 29,1, 27-40.
- [3]: Abdelouahab C., Ait Amar H., Fixation sur des argiles bentonitiques d'ions métalliques dans les eaux résiduaires, Revue. Int. Sci de l'Eau, 1987, vol 3, 33-40.

## « CAS D'UNE POLLUTION : L'EUTROPHISATION DANS LES COURS D'EAU »

M. GAFSI<sup>1</sup> & A. KETTAB<sup>2</sup> & S. BENMAMAR<sup>2</sup> & S. BENZIADA<sup>2</sup>

(1) Université Ammar Telidji de Laghouat,

Email : [m.gafsi@mail.lagh-univ.dz](mailto:m.gafsi@mail.lagh-univ.dz)

(2) Laboratoire de recherches en Sciences de l'eau : LRS-EAU/ENP

Ecole Nationale Polytechnique, El Harrach, Avenue Hassen Badi, Alger,

Email: [lrs-eau@netcourrier.com](mailto:lrs-eau@netcourrier.com)

### Résumé

La nécessité de préserver la qualité des eaux superficielles est aujourd'hui reconnue et devient de plus en plus pressante. Les grands lacs constituent des réserves d'eau douces dans lesquelles l'humanité puise de plus en plus et peuvent être aussi de puissants centres d'intérêt touristiques et piscicoles capables de stimuler les économies régionales. A l'inverse de la pollution organique dont les effets se manifestent immédiatement dans la réserve, l'eutrophisation est un phénomène qui apparaît lentement. L'eutrophisation est une véritable pollution nutritionnelle qui résulte d'apport excessif dans les eaux des réserves d'éléments fertilisants provenant des activités humaines.

Les moyens de lutte ou de prévention contre l'eutrophisation sont nombreuses (chimiques, biologiques, mécaniques,...). Vu le coût excessif et le rendement relativement faible de quelque unes d'entre elles, le processus d'aération dynamique est un des moyen les plus prometteurs.

Le processus d'aération mécanique regroupe deux grandes catégories : la déstratification artificielle et l'aération hypolimnétique. Dans le premier cas, le lac entier est mélangé par la libération de l'air comprimé à partir des tubulures le long du fond du lac, tan disque le deuxième, l'objectif est d'oxygéner seulement l'hypolimnion tout en préservant la stratification thermique. La méthode la plus simple est la déstratification artificielle où l'air comprimé est introduit à travers des diffuseurs localisés au fond du lac. L'aération hypolimnétique est une stratégie utilisée pour maintenir un milieu aérobie dans l'hypolimnion tout en préservant la stratification thermique. La méthode la plus simple est la déstratification artificielle où l'air comprimé est introduit à travers des diffuseurs localisés au fond du lac.

Sur la base de ces recherches, l'étude présentée ici fait un état de synthèse sur un nombre d'issues liées à l'aération dans les lacs et réservoirs, incluant les avantages et les inconvénients de ces systèmes d'aération.

**Mots clés** : Eutrophisation – Aération – Déstratification - Aération hypolimnétique.

### 1. Introduction

Les problèmes des qualités des eaux sont reliés à la réduction dans le contenu de l'oxygène dissous de l'eau, particulièrement dans les couches basses (Davis, 1980 et Gafsi et al, 2004b), ces dernières peuvent se dégrader significativement, si l'oxygène dissous utilisé par les processus biochimiques n'est pas réapprovisionner par l'aération de la surface ou la photosynthèse (Zic et al, 1992 et Gafsi et al, 2005). Le contenu d'oxygène dissous de l'eau est l'une des mesures de la qualité de l'eau (Davis, 1980 et Kettab et al, 2005).

La stratification thermique des lacs et réservoirs peut résulter largement à une perte d'oxygène de l'hypolimnion, lequel peut avoir des impacts négatifs sur l'eau froide des poissons, l'eau d'alimentation et la qualité de l'eau à l'aval (McGinnis et al, 1998 ; McGinnis et al, 2001 ; Gafsi et al, 2004a ; Gafsi et al, 2004b). Aussi, ce déficit d'oxygène est causé par la glace couvrant la surface de l'eau pendant les saisons froides ; cette couverture de la glace empêche le transfert de l'oxygène à l'interface air eau, et par conséquent provoque la mort des poissons. Une concentration minimale de l'oxygène dissous (DO) de 2 à 2.5 mg/l est souhaitée pour éviter la mort des poissons. En pratique, une concentration de l'oxygène dissous de 3 mg/l est désirée (Stefan et al, 2000 et Gafsi et al, 2005 et Kettab et al, 2005 et Kettab et al, 2006).

La restauration des lacs doit améliorer le niveau d'oxygène hypolimnétique et de limiter le recyclage du phosphore à partir des sédiments dans l'eau du lac (Wuest et al, 1992 Gafsi et al, 2004a et Gafsi et al, 2004b et Kettab et al, 2005).

Les techniques utilisées pour résoudre l'état anaérobie des lacs peuvent être groupées en deux grandes catégories : la déstratification artificielle et l'aération hypolimnétique (McGinnis et al, 2001). Dans le premier cas, le lac entier est mélangé par la libération de l'air comprimé à partir des tubulures le long du fond du lac, tan disque le deuxième, l'objectif est d'oxygéner seulement l'hypolimnion tout en préservant la stratification thermique (Fast et al, 1973, Gafsi et al, 200a et Gafsi et al, 2004b)

## 2. Systèmes d'aération

### a. L'aération par le système de déstratification

L'aération par déstratification est premièrement exposée par Scott et Foley en 1919, cette technique est plus fréquemment achevée par injection de l'air à travers un seul diffuseur d'air, lié à un compresseur d'air à la partie la plus haute du lac localisé (Fig.1) (Fast, 1978 et Gafsi et al, 2004a et Gafsi et al, 2004b et Kettab et al, 2005).

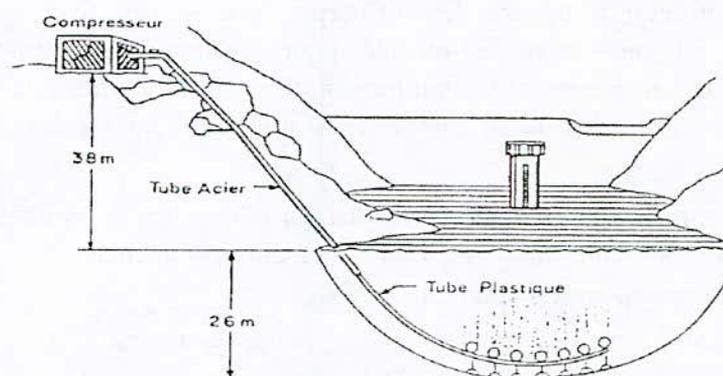


Figure 1 : Système de déstratification d'un lac (Fast, 1978).

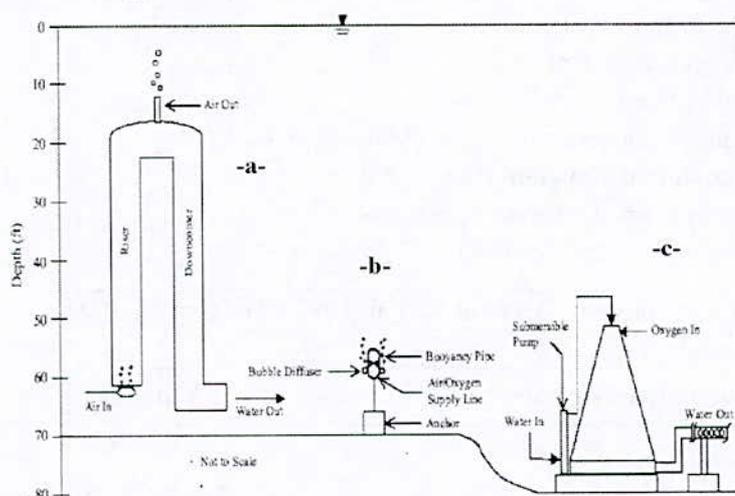
En plus de l'injection de l'air, d'autres techniques incluant le pompage de l'eau du fond du lac à la surface, et le pompage de l'eau de surface au fond du lac (Fast, 1978 et Gafsi et al, 2004a et Gafsi et al, 2004b et Kettab et al, 2005).

### b. L'aération hypolimnétique

La pratique de l'aération hypolimnétique est dirigée à introduire de l'oxygène seulement dans l'hypolimnion sans distribution du gradient de température.

\* Trois mécanismes principaux sont utilisés pour l'aération hypolimnétique (Figure 2) (McGinnis et al, 1997 et Gafsi et al, 2005 et Kettab et al, 2005 et Gafsi et al, 2007).

- L'aérateur d'élévation d'air (air lift) (Figure 2-a).
- Les bulles plumes (Figure 2-b).
- Le Speece Cône (Figure 2-c).



**Figure 2** : Représentation des trois mécanismes d'aération hypolimnétiques (McGinnis et al, 1997).

Typiquement, l'oxygène pur est utilisé dans le Speece Cône, l'air est utilisé dans les aérateurs d'élévation d'air (air lift), et les bulles plumes utilisent l'oxygène ou l'air (McGinnis et al, 1997 et McGinnis et al, 2001 et Gafsi et al, 2005 et Kettab et al, 2005). L'oxygène pur est utilisé pour l'oxygénation hypolimnétique pour empêcher l'accumulation des molécules d'azote, lesquelles peuvent être toxique aux poissons (Wuest et al, 1992 et Gafsi et al, 2005 et Kettab et al, 2005). Alors que l'aération avec l'air augmente la turbulence dans l'hypolimnion, qui par conséquent augmente la demande d'oxygène des sédiments, ou qui peut résulter à une déstratification accidentelle (Beutel, 2002 ; Gafsi et al, 2005 et Kettab et al, 2005).

Dans tous les trois mécanismes d'oxygénations, les bulles de gaz en contact avec l'eau facilitent le transfert inter facial de l'oxygène, aussi bien que l'azote et d'autres gaz solubles (McGinnis et al, 2001 ; Gafsi et al, 2005 et Kettab et al, 2005).

### c. Effets comparés des systèmes d'aération

#### i. *Effets comparés des systèmes d'aération hypolimnétiques*

Sur la base d'une étude faite dans lac Standley (en Colorado : USA), McGinnis et Little (1997), ont révélé une analyse technique et économique de ces trois systèmes d'aération (Fig. 2) pour sélectionner le mécanisme le plus approprié pour un lac spécifique ou réservoir et ainsi optimiser à la fois la conception et l'opération qui peut assurer la plus grande efficacité du transfert d'oxygène.

**Tableau 1** : Aérateur hypolimnétique d'élévation d'air partiel

(McGinnis et al, 1997 ; Gafsi et al, 2005 et Kettab et al, 2005)

| Variable et performances prévues                                  | Valeurs   |
|---|-----------|
| -Débit d'air (Nm <sup>3</sup> /s)                                 | 0.12      |
| -Hauteur du tube éleveur (m)                                      | 12.2      |
| -Diamètre du tube éleveur (m)                                     | 3.10      |
| -Débit d'eau écoule (m <sup>3</sup> /s)                           | 1.17      |
| -Augmentation dans la concentration d'oxygène (g/m <sup>3</sup> ) | 4.60      |
| <b>-Efficacité du transfert d'oxygène (%)</b>                     | <b>16</b> |
| -Transfert total d'oxygène (16 aérateurs) (kg/jour)               | 464       |
| -Transfert d'oxygène par aérateur (kg/jour)                       | 7400      |

**Tableau 2** : Les bulles plumes (McGinnis et al, 1997 ; Gafsi et al, 2005 et Kettab et al, 2005)

| Variable et performances prévues :            | Valeurs   |
|---|-----------|
| -Débit d'oxygène (Nm <sup>3</sup> /s)         | 0.069     |
| -Diamètre initiale des bulles (mm)            | 2.5       |
| -Longueur du diffuseur (m)                    | 2.500     |
| -Vitesse initiale de la plume (m/s)           | 0.038     |
| -Hauteur de montée de la plume                | 1.5       |
| <b>-Efficacité du transfert d'oxygène (%)</b> | <b>93</b> |
| -Transfert total d'oxygène (kg/jour)          | 7400      |

**Tableau 3** : Le Speece Cône (McGinnis et al, 1997 ; Gafsi et al, 2005 et Kettab et al, 2005)

| Variable et performances prévues :                                | Valeurs   |
|---|-----------|
| -Débit d'oxygène (Nm <sup>3</sup> /s)                             | 0.068     |
| -Diamètre initiale des bulles (mm)                                | 2.0       |
| -Débit d'eau imposée (m <sup>3</sup> /s)                          | 1.3       |
| -Temps de détention des bulles (min)                              | 2.0       |
| -Augmentation dans la concentration d'oxygène (g/m <sup>3</sup> ) | 66        |
| <b>-Transfert total d'oxygène (kg/jour)</b>                       | <b>94</b> |
| -Efficacité du transfert d'oxygène (%)                            | 7400      |

## ii. Résultats

McGinnis et Little (1997) ont montré que le diffuseur des bulles plumes est le système le plus économique et peut être le plus simple de ces trois systèmes. Leurs conclusions se sont basées sur les faits suivants (McGinnis et al, 1997 ; Gafsi et al, 2005 ; Kettab et al, 2005 ; Kettab et al, 2006 et Gafsi et al, 2007) :

- Dans l'aérateur d'élévation d'air, qui sont au nombre de 16, l'efficacité de transfert d'oxygène étant la plus faible d'une valeur de 16 %.
- Dans le Speece Cône, et les bulles plumes, les valeurs de l'efficacité de transfert d'oxygène sont très rapprochées de valeurs respectives 94 et 93 % ; en plus, une grande vitesse d'eau dans tout le cône doit être maintenue, et ceci pour assurer que les bulles n'atteignent pas l'équilibre avec l'eau dans le cône ; ceci pouvait conduire à une grande accumulation des bulles et une coalescence dans le cône, ce qui engendre une diminution dans l'efficacité totale.

iii. *Effets comparés des systèmes d'aération par déstratification et hypolimnétique*

Ruane et ses collaborateurs (1977) ont comparés les deux méthodes d'aérations (Tableau 4) avec les conditions sous lesquelles elles peuvent être appliquées au barrage Patrick Henry (au sud de la rivière Holston, USA) (Ruane et al, 1977 et Gafsi et al, 2005 et Kettab et al, 2005).

**Tableau 4 :** Domaine d'application des différentes méthodes d'aération pour le barrage Patrick Henry (Ruane et al, 1977 et Gafsi et al, 2005 ; kettab et al, 2005 et Gafsi et al, 2007).

| Conditions sous lesquelles la technique d'aération doit être appliquée | Déstratification |                 | Aération hypolimnétique avec diffusion |         |
|--|------------------|-----------------|--|---------|
|  | Pompage Méca.    | Diffusion d'air | Air                                    | Oxygène |
| Eaux froides   | -                | -               | +                                      | +       |
| Forte augmentation de DO   | -                | -               | ?                                      | ?       |
| Effet minimal sur la production d'énergie                              | +                | +               | +                                      | +       |
| Augmentation minimale dans l'azote dissous                             | ?                | ?               | ?                                      | +       |
| Faible coût  | +                | +               | -                                      | -       |

Note : + Indique un effet positif sur la méthode d'aération particulière  
 - Indique un effet négatif sur la méthode d'aération particulière  
 ? Indique un effet inconnu sur la condition indiquée

d. Constat

Ruane et ses collaborateurs (1977), ont constaté que la déstratification et l'aération hypolimnétique ne sont pas faisable au barrage Patrick Henry, car la première méthode pouvait augmenter la température de l'eau, ce qui peut engendrer des effets néfastes sur la vie piscicole, puisque le barrage en question est classé comme une pêcherie des eaux froides.

En plus l'aération hypolimnétique avec l'air cause des supersaturations de l'azote, et l'aération avec l'oxygène n'est pas attractive vu le coût élevé de l'oxygène (Ruane et al, 1977 ; Gafsi et al, 2005 ; Kettab et al, 2005 et Kettab et al, 2006). Des effets publiées de

l'oxygénation sur la concentration d'azote n'ont pas été consistantes, l'azote total et l'ammonium décroissent dans certaines, mais augmentent dans d'autres (Vickie et al, 2002). Sur la base de leurs études réalisées au barrage Patrick Henry, et en utilisant la diffusion d'oxygène dans une turbine d'aération, Ruane et ses collaborateurs, ont mentionné que la plupart des sources économiques de l'oxygène pouvaient être probablement de l'oxygène liquide à partir des provisions des réservoirs, plutôt que la production du gaz d'oxygène à ce site, parce que l'oxygène nécessaire est saisonnier, varie largement, et relativement faible (Ruane et al, 1977 et Gafsi et al, 2005 et Kettab et al, 2005).

La technique du gaz d'oxygène peut être utilisée à la place de l'air pour augmenter le contenu de l'oxygène de l'hypolimnion. L'avantage de cette technique, c'est que le compresseur n'est pas nécessaire, et que la sursaturation avec l'azote ne peut se produire (Ruane et al, 1977).

### **3. Effets comparés positifs de l'aération hypolimnétique et l'aération par déstratification**

#### **a. Systèmes d'aération par déstratification**

- La déstratification est généralement très effective, spécialement quand le sulfure d'hydrogène, fer, manganèse et d'autres conditions associées avec l'eau anaérobie est un problème (Fast, 1978).
- La déstratification peut limiter la croissance des algues, si le mélange est complet, et si le lac a une profondeur relativement suffisante à sa zone euphotique (Fast, 1978 et Gafsi et al, 2005).
- Plusieurs études avaient montré une augmentation substantielle dans la distribution de la profondeur des poissons associées avec la déstratification (Fast, 1978).
- Le système de déstratification peut empêcher en hiver les poissons d'être tués par oxygénation des glaces couvrant les lacs (Fast, 1978 et Stefan et al, 2000 et Gafsi et al, 2005 ; Kettab et al, 2005 ; Kettab et al, 2006 et Gafsi et al, 2007)).
- La déstratification peut parfois augmenter la production, en amenant à la surface les éléments nutritifs régénérés de l'hypolimnion, qui ne sont pas précipités par l'augmentation du potentiel redox ou avec  $\text{CaCO}_3$  (Fast et al, 1973).

#### **b. Systèmes d'aération hypolimnétique**

L'aération hypolimnétique a plusieurs avantages sur le système de déstratification, les éléments nutritifs (l'azote et le phosphore), ne sont pas transportés à l'épilimnion où ils peuvent stimuler la croissance algale, et le processus peut préserver un habitat d'eau froide pour les poissons tel que les truites et les saumons (Vickie et al, 2002). L'avantage de l'aération hypolimnétique est l'aptitude de réapprovisionner l'oxygène dissous tout en préservant la stratification thermique (McGinnis et al, 2001 et McGinnis et al, 2004 et Gafsi et al, 2005).

L'aération hypolimnétique peut augmenter une diversité des espèces par création d'un habitat convenable des poissons des eaux froides telles que les « truites » et les « saumons » (Fast, 1978).

L'aération hypolimnétique est parfois plus désirable que la déstratification dans la gérance de la pêche et dans la provision des eaux domestiques et industrielles, puisqu'un mélange complet peut promouvoir une croissance des algues (Fast et al, 1973 et Fast, 1978 et Gafsi et al, 2005 et Kettab et al, 2005).

L'aération hypolimnétique peut être aussi utilisée pour empêcher la mort des poissons en hiver. L'opération de ce système durant l'été oxyde les matières organiques et ainsi réduit la demande de l'oxygène en hiver (Fast, 1978 et Gafsi et al, 2004a et Gafsi et al, 2004b et Gafsi et al, 2005 ; Kettab et al, 2006 et Gafsi et al, 2007).

#### **4. Conclusion**

L'étude qui vient d'être menée, nous permet de conclure que :

- L'aération avec l'oxygène limite la saturation en gaz d'azote, tan dis que l'aération avec l'air crée une saturation en gaz d'azote.
- Parmi les systèmes d'aérations hypolimnétique, le système le plus efficace est le diffuseur des bulles plumes, quoiqu'une déstratification accidentelle puisse survenir.
- La déstratification peut être utilisée en hiver, parce que la température du lac n'est pas modifiée. L'aération hypolimnétique est quand à elle utilisée en été, afin d'éviter d'homogénéiser la température du lac pendant cette période de l'année.
- Pour les réservoirs ou barrage, la déstratification en été n'est pas rentable, car l'eau du réservoir s'échauffe, ce qui rend l'eau impropre à la consommation.

Cependant, des expériences ont montré que l'aération mécanique en elle-même n'est pas durable, car :

- Les tubulures des conduits sont fréquemment bouchées par les algues, ce qui rend leur entretien difficile ;
- Une fois l'aération mécanique arrêtée, le lac rechute rapidement et devient de nouveau eutrophisé ;
- Les installations de l'aération mécanique sont placées à environ 7 cm au dessus du fond du lac, cette disposition ne permet pas de restaurer la zone située en dessous, ce qui aura pour effet de provoquer la disparition des poissons peuplant le fond du lac par asphyxie.

En conclusion, nous distinguons qu'en fonction des profondeurs et des dimensions des exploitations deux types de restaurations :

- La restauration par déstratification paraît plus adapté par temps froid et pour des lacs ou réservoirs de faibles profondeurs ayant des exploitations destinées exclusivement à l'alimentation ou l'irrigation.
- L'aération hypolimnétique convient à des lacs ou réservoirs profonds destinées à diverses exploitations (alimentation, irrigation, loisirs, etc...), permettant l'amortissement des coûts investis dans le système.

Cependant, il faut remarquer dans les lacs ou retenues destinées à l'élevage de poissons, l'oxygénation hypolimnétique permet d'éviter les apports indésirables d'azote provenant de l'aération avec l'air, et de garantir la préservation des peuplades poissonnières.

On estime dans l'état actuel de nos connaissances et avec les réserves qu'impose la prudence, que le meilleur moyen de lutter contre la pollution croissante du milieu

aquatique, est de réduire la teneur en phosphore et en azote des décharges provenant des sources ponctuelles, les effluents domestiques en particulier.

### **Références bibliographiques**

Davis, J. M. (1980). Destratification of reservoirs- A design approach for perforated-pipe compressed-air systems. *Water Serv.*, 84, 497-505.

Fast, AW., Brian Moss, et Robert G. Wetzel. (1973). Effets of Artificial Aeration on the Chemistry and Algae of Two Michigan Lakes. *Water Resources Research*, 9, 624-647.

Fast, AW. (1978). Artificial Aeration as a lake restoration technique. *Proceeding of National Conf on lake restoration*, 121-131.

Gafsi, M., Kettab, A., Benmamar, S., et Benziada, S. (2004a). L'eutrophisation dans les eaux de Surface: Effets Comparés des Systèmes d'Aerations. *Seminaire International sur l'eau dans le contexte saharien, université de laghouat (Algerie) du 19 au 23 Novembre, 2004. Proceeding.....*

Gafsi, M., Kettab, A., Benmamar S., et Benziada, S. (2004b). Lutte contre l'Eutrophisation des Lacs par les Systèmes Mécaniques. *Workshop sur l'apport des technologies de l'information : Problématique de l'Eutrophisation., ENP d'Alger (Algérie), du 4 au 6 décembre, 2004.*

Gafsi, M., Kettab, A., Benmamar, S., et Benziada, S. (2005). Etat de Connaissance sur les Différents Systèmes Mécaniques Impliqués dans la restauration des Lacs et réservoirs. *Congrès International sous le thème : De l'Eau pour le développement Durable dans le Bassin méditerranéen, LRS-EAU/RMEI, le 21-22-23 Mai, 2005, Alger (Algérie). ALgerian Journal of Technologie (AJOT), Numéro spécial, 363-373, Mai, 2005.*

Gafsi, M., Kettab, A., Benmamar, S. (2007). L'aération artificielle et ses effets sur le contrôle de la pollution dans les réserves. *Acte du 9<sup>ème</sup> Symposium International de Cannes 2007 (France), 26-28 juin 2007.*

Kettab, M., Gafsi, M., Benmamar, S., et Benziada, S. (2005). Etudes Comparatives des Différents Systèmes Mécaniques Impliqués dans la Restauration des Lacs et Réservoirs. *6th International Conference. Menton. 7-10 September 2005.*

“Sharing a common vision for our water resources”. *Proceeding*

Kettab, M., Gafsi, M., Benmamar, S., et Benziada, S. (2006). Les Systèmes d'Aérations Mécaniques et leurs Effets sur le Contrôle de l'Eutrophisation dans les Réserves. *Acte du 8<sup>ème</sup> Symposiim International de Cannes 2006 (France), 26-28 juin 2006.*

Marc Beutel. (2002). Improving Raw Water Quality with Hypolimnetic Oxygenation. *AWWA 2002 Annual Conference Marc Beutel, Brown and Caldwell Environmental and Consulting 201 North Civic Drive, Walnut Creek, CA 94596 925-210-2844, [mbeutel@brwncald.com](mailto:mbeutel@brwncald.com)*

McGinnis, D.F et Little, J.C. (1997). Nutrient Control in Standley lake : Evaluation of Three Oxygen Transfer Devices. *In Proceeding of the IAWQ/IWSA joint Specialist Conference Reservoir Management and Water Supply-an Integrated System Prague, Czech Republic, May 1997.*

- McGinnis, D.F et Little, J.C. (1998). Bubble dynamics and oxygene transfer in Speece Cone. In Proceeding of the IAWQ/IWSA joint Specialist Conference, Reservoir Management and water Supply- an Integrated System, Prague, Czech Republic, 19-23 May, 1997.
- McGinnis, D.F, Little J.C and Wuest A. (2001). Hypolimnetic Oxygenation: Coupling Bubble-Plume and Reservoir Models. Proceedings of Asian WATERQUAL 2001, IWA Regional Conference, Fukuoka, Japan, September 2001
- McGinnis, D.F., A.Lorke, A.Wuest, A.Stockli, and J.C. Little. (2004). Interaction between a bulle plume and the near field in a stratified lake. *Water Resources Research*, Vol.40, W10206, doi:10.1029/2004WR003038, 2004.
- Richard J. Ruane, Svein Vigander, et William R. Nicholas. (1977). Aeration of Hydro Releases at Ft. Patrick Henry Dam. Proceeding of American Society of Civil Engineers, Vol. 103, N°. HY10, October, 1977, 1135-1145.
- Stefan A. McCord, P.E., S. Geoffrey Schladow, and Theron.(2000). Modeling Artificial Aeration Kinetics in Ice-Covered Lakes. *Journal of Environmental Engineering*, Vol.126, N°.1, January, 2000. Paper N°.17874. pp.21-31, 2000.
- Vickie L. Burris, Daniel F. McGinnis and John C. Little. (2002). Predicting oxygen transfer and water flow rate in airlift aerators. *Water Research* 36, 4605-4615.
- Wuest, A., Brooks, N.H.et Imboden, D.M.(1992). Bubble plume modelling for lake restoration. *Water Resources Research*, 28,12, 3235-3250.
- Zic, K., Stefan, H.G., and Ellis, C. (1992). Laboratory study of water déstratification by a bubble plume. *J. Hydraul. Res*, Vol. 30, N° 1. pp 7-27.

Nous avons suivi la méthodologie suivante. Dans la 1<sup>ère</sup> étape, nous avons effectué une recherche bibliographique concernant les indices de la qualité de l'eau utilisés pour l'estimation de la qualité de l'eau, les coefficients de biodégradation et d'autoépuration. Dans la 2<sup>ème</sup> étape, nous avons effectué une enquête afin de choisir un cours d'eau, identifier les points de rejet et choisir les stations de prélèvement. Dans la 3<sup>ème</sup> étape, nous avons effectué une partie expérimentale. Elle a été réalisée en 03 campagnes de mesure pendant la période d'étiage. Dans la 4<sup>ème</sup> étape, nous avons effectué une application sur un cours d'eau Algérien, situé au sud-ouest de la ville de Béjaïa appelé le cours d'eau oued Ghir, et par conséquent répondre aux objectifs recherchés.

Mots clés : Qualité, autoépuration, biodégradation, modélisation, cours d'eau

#### Abstract

This study aims at, on the one hand, to determine the quality of the water of a river by using two indices of quality: first to know the index of PRATI and the organic index of pollution (IPO), the study of the stability and rupture of the balance of a river through the two parameters (self-purification, biological breakdown). In addition, a modelling by the method of regression simple in order to highlight the existing relations between the two indices and the two coefficients.

We followed a methodology divided into four stages. In the 1<sup>st</sup> stage, we carried out a library search concerning the indices of the quality of water used for the estimate of the quality of water, the coefficient of biological breakdown and the coefficient of self-

water level. In the 4<sup>th</sup> stage, we carried out an application on an Algerian river, located at the south west of the town of Béjaïa called the river of oued Ghir, and consequently to answer the required objectives.

**Key words :** Quality, self-purification, biological breakdown, modelling, river.

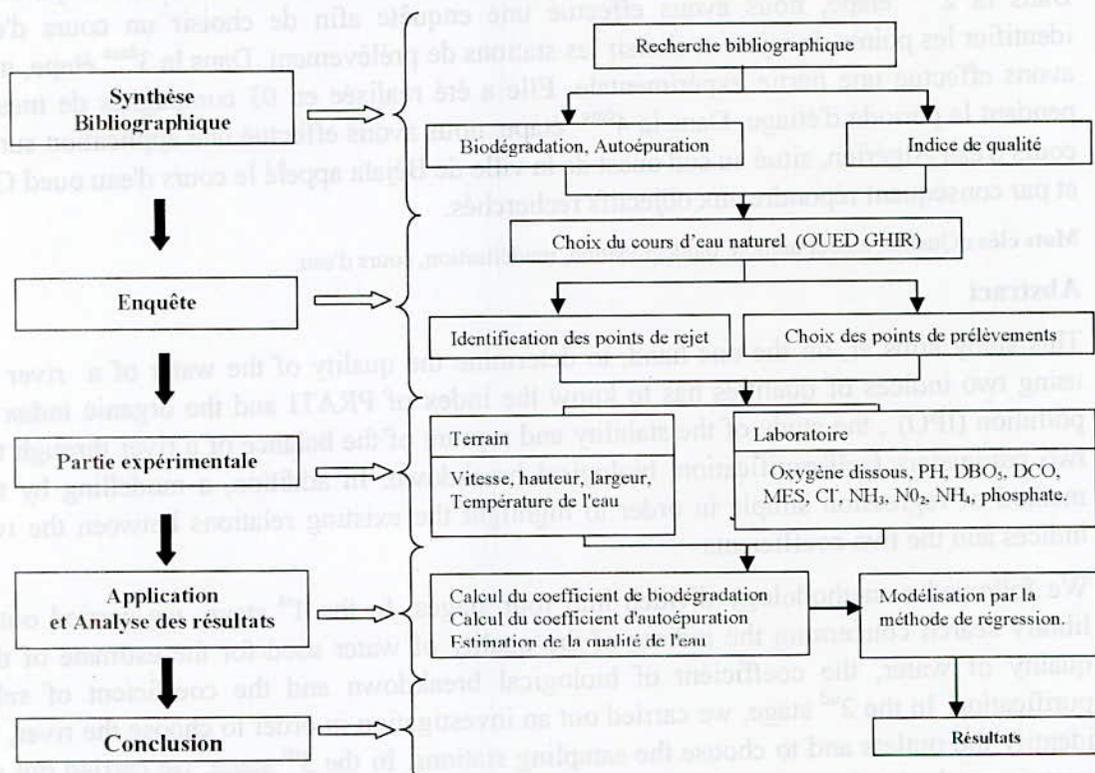
**1. Introduction**

Les cours d'eau reçoivent une large gamme de substances naturelles héritées du bassin versant. La nature de ces apports varie de façons quantitative et qualitative. En parallèle, il se développe dans les hydro systèmes un ensemble de réaction de métabolisation de ces apports variés.

Plusieurs termes et expressions sont utilisés pour décrire l'élimination naturelle de la pollution dans les eaux ; nous citerons l'autoépuration et la biodégradation. L'autoépuration en rivière est influencée par plusieurs facteurs à savoir le débit et la vitesse du courant, la température et la cinétique d'oxygénation de l'eau, la géomorphologie du biotope, et enfin la matière organique [03]. La biodégradation est influencée par la matière organique et les microorganismes présents dans l'eau. Les deux termes sont identifiés par des expressions mathématiques différentes. Leur représentation donne une idée sur la stabilité ou la rupture de l'équilibre d'une rivière car quant il y a introduction d'un rejet dans une rivière non polluée l'équilibre est rompu puis le cours d'eau effectue un certain nettoyage (biodégradation et épuration avec une consommation de l'oxygène dissous dans l'eau). Nous obtenons, par la suite, un retour vers l'état d'équilibre et si la pollution persiste et est importante le déséquilibre est irréversible.

**2. Méthodologie**

La méthodologie de travail se divise en cinq étapes.



**Figure 1 : Méthodologie générale de l'étude**

### 3. Recherche bibliographique

#### a. La qualité de l'eau

La qualité de l'eau des rivières est de plus en plus l'objet de contrôle. En effet, il existe de nombreuses méthodes permettant de détecter la présence de polluants dans l'eau.

Plusieurs chercheurs ont proposé des méthodes d'estimation de la qualité de l'eau, basées essentiellement sur des indices. Nous citerons l'indice de PRATI, PAVANELLE et PESARIN [1971] [05], l'indice de DOJLIDO et al [1974] [05], l'indice de SMITH [1990] [05], GUILBOT [1982] [05], l'indice de diversité et l'indice apparenté SHANNON [1948] et MARGALEF [1956] utilisé dans les lacs, l'indice de pollution organique (IPO) (Leclercq et Vandervan, 1987) [01], les indices diatomiques [10], l'indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP) [1997] [16], SEQ-Eau [07] [08] et les grilles de la qualité [06] [03] [12].

Dans notre étude nous avons utilisé l'indice de PRATI et al, et l'indice de pollution organique.

##### i. L'indice de PRATI et al

Il est basé sur le calcul d'une moyenne arithmétique de valeurs (Xi) attribuées à six paramètres (PH, Oxygène Dissous, DCO, MES, NH<sub>3</sub>, Cl).

Les valeurs Xi sont calculées à l'aide de formules de conversion Xi= f(Yi) ou (Yi) sont les valeurs des six paramètres mesurées au laboratoire. Les formules de calcul des (Xi) sont données dans le tableau 1.

**Tableau 1 :** Formules de conversion des paramètres de qualité Xi en fonction de Yi.

| N° | Paramètre (Yi)                | Formule de conversion (X)  |
|----|-------------------------------|--|
| 1  | pH                            | $X_1 = (Y_1 - 7)^2$ pour $7 < Y_1 < 9$   |
| 2  | Saturation en oxygène dissous | $X_2 = 4.2 - 0.437 - (100 - Y_2) / 5 + 0.042 [(100 - Y_2) / 5]^2$ pour $Y_2 < 50\%$<br>$X_2 = 0.08 (100 - Y_2)$ pour $50\% < Y_2 < 100\%$<br>$X_2 = 0.08 (Y_2 - 100)$ pour $Y_2 > 100\%$ |
| 3  | DCO                           | $X_3 = 0.1 Y_3$  |
| 4  | MES                           | $X_4 = 2^{2.11 \log(Y_4 - 10) / 10}$   |
| 5  | NH <sub>3</sub>               | $X_5 = 2^{2.11 \log(10 Y_5)}$  |
| 6  | Cl                            | $X_6 = 0.6 + 0.37 (Y_6 / 50) + 0.033 (Y_6 / 50)^2$ pour $50 < Y_6 < 300$ mg/l<br>$X_6 = 3.75 \sqrt{\frac{Y_6}{50}} - 5.2$ pour $Y_6 > 300$ mg/l  |

L'indice de qualité est défini comme suit :  $I_q = \frac{\sum_{i=1}^n X_i}{n}$

**Tableau 2 :** Qualité du cours d'eau selon les valeurs de l'indice de PRATI

| Iq      | Classe de qualité | Qualité          |
|---------|-------------------|------------------|
| 0,1 - 1 | 1                 | Excellente       |
| 1 - 2   | 2                 | Acceptable       |
| 2 - 4   | 3                 | Faible pollution |
| 4 - 8   | 4                 | Pollution        |
| > 8     | 5                 | Forte pollution  |

Cet indice permet d'apprécier la qualité globale d'une eau.

##### ii. L'indice de pollution organique (IPO)

Il a pour principe la répartition des valeurs mesurées de quatre éléments polluants (DBO<sub>5</sub>, Ammonium, Nitrites, Phosphates) en 5 classes, puis de déterminer, à partir de cette répartition, le numéro de la classe correspondant pour chaque paramètre puis de calculer la moyenne.

**Tableau 3 :** Les paramètres et leur classe dans le calcul de l'indice de pollution organique.

| Paramètres<br>Classes | DBO <sub>5</sub><br>(mg-O <sub>2</sub> /l) | Ammonium<br>mg-N/l | Nitrites<br>(µg-N/l) | Phosphates<br>(µg-P/l) |
|-----------------------|--|--------------------|----------------------|------------------------|
| 5                     | < 2  | < 0,1              | 5                    | 15                     |
| 4                     | 2 - 5                                      | 0,1 - 0,9          | 6 - 10               | 16 - 75                |
| 3                     | 5,1 - 10                                   | 0,1 - 2,4          | 11 - 50              | 76 - 250               |
| 2                     | 10,1 - 15                                  | 2,5 - 6,0          | 51 - 150             | 251 - 900              |
| 1                     | > 15                                       | > 6                | > 150                | > 900                  |

Il permet de classer l'eau analysée sur une échelle de 5 niveaux de pollution organique.

**Tableau 4 :** Les classes de qualité correspondantes aux valeurs de l'indice de pollution organique.

| IPO       | Classe de qualité | Pollution organique |
|-----------|-------------------|---------------------|
| 5,0 - 4,6 | 1                 | Nulle               |
| 4,5 - 4,0 | 2                 | Faible              |
| 3,9 - 3,0 | 3                 | Modérée             |
| 2,9 - 2,0 | 4                 | Forte               |
| 1,9 - 1,0 | 5                 | Très forte          |

#### b. Coefficient d'autoépuration

Le pouvoir autoépurateur se rattache à une écologie qui fait de la nature une entité bienveillante qui corrige spontanément nos erreurs [05]. Il s'exprime par un coefficient (F) cité comme un coefficient qui estime le pouvoir autoépurateur d'un cours d'eau dans le modèle de STREETER et PHELPS.

Le modèle décrit l'évolution de la concentration en oxygène dissous, à l'aval d'un rejet, à l'aide d'une équation différentielle composée d'un terme de désoxygénation (K<sub>1</sub>) et d'un terme d'échange gazeux avec l'atmosphère (K<sub>2</sub>) [03].

Le calcul du coefficient d'autoépuration s'effectue par la relation  $F = \frac{K_2}{K_1}$  [09].

**K<sub>1</sub>** : est fonction de la DBO<sub>5</sub> et de la DBO ultime (L<sub>0</sub>) [09] [04]. Ce coefficient est

déterminé par la relation  $DBO_5 = L_0 \cdot (1 - 10^{-5 \cdot K_1}) \implies K_1 = \frac{\log(1 - \frac{DBO_5}{L_0})}{-5}$

L<sub>0</sub> correspond au temps t = 25 jours. L'examen fait par certains chercheurs fait apparaître qu'au bout de 5 jours le pourcentage d'oxydation est de 68,4 % et il est de 99,7 % au 25 jours. (GOMELA, 1983) [04]

C'est à la base de ce principe que l'on peut estimer la valeur de la DBO ultime.

Il existe une autre méthode, dite méthode graphique de THOMAS, pour la détermination de ce coefficient. (H. YAHY, 2002) [09]

**K<sub>2</sub>** : est généralement défini par une relation du type  $K_2 = \frac{CV^n}{H^m}$  [02][14].

V: vitesse moyenne du cours d'eau (m/s) ; H : profondeur moyenne du cours d'eau (m).

Plusieurs valeurs publiées pour les coefficients C, n, m sont reprises dans la littérature. (PETER, 1974 ; BEDFORD, 1983 ; YAHY, 2002 ; BA, 2003 et MOKADEM, 2005).

La formule retenue pour notre cas est la formule de Churchill (BA, 2003).

$$K_2 = \frac{0.066.V^{0.969}}{H^{1.673}} \quad [2]$$

Le coefficient d'autoépuration nécessite la mesure de plusieurs paramètres (la DBO<sub>5</sub>, la vitesse, la profondeur et la température de l'eau).

#### c. Le coefficient de biodégradation

La biodégradation présente la dégradation de la matière organique par l'ensemble des microorganismes présents dans l'eau et en premier lieu par les bactéries qui y puisent l'énergie et les substances nécessaires à leur croissance et à leur métabolisme.

Le coefficient de biodégradation (K) est calculé par l'équation suivante  $K = \frac{DCO}{DBO_5}$  [16].

### 4. Enquête

#### a. Le choix du cours d'eau

Le choix du cours d'eau repose essentiellement sur plusieurs critères à savoir sa longueur, sa proximité par rapport à l'université, la disponibilité des données (topographiques (figure 2), hydrologiques (figure 3), etc.). En plus de ça et vu l'objectif de notre étude qui est l'évaluation de l'état général de la pollution d'un cours d'eau par rapport aux apports d'eau usée du bassin versant, nous avons donc choisi un cours d'eau que l'on maîtrise c'est-à-dire un cours d'eau où les rejets d'eau usée déversés sont bien définis.

C'est à partir de ces considérations que nous avons opté pour le cours d'eau oued Ghir car il présente une longueur importante ; il est situé à proximité de l'université de Bejaïa (à 20 kilomètres). Les services techniques des deux communes oued Ghir et Toudja nous ont fournis les données nécessaires pour l'élaboration de ce travail. Les points de rejets d'eau usée sont définis dans l'ensemble du bassin versant.

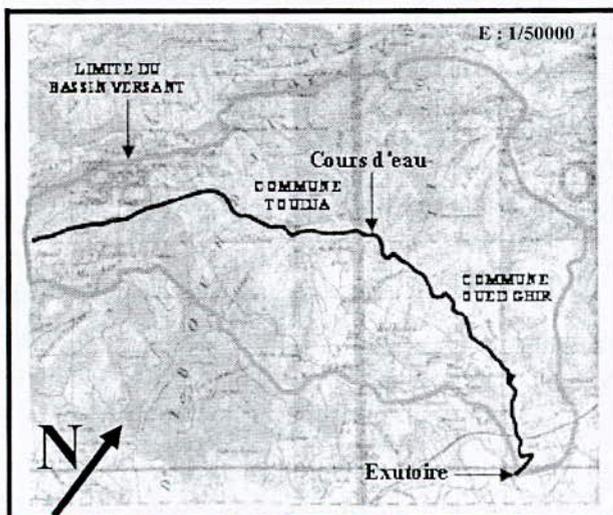


Figure 2 : Présentation de la zone d'étude et limitée du bassin versant.

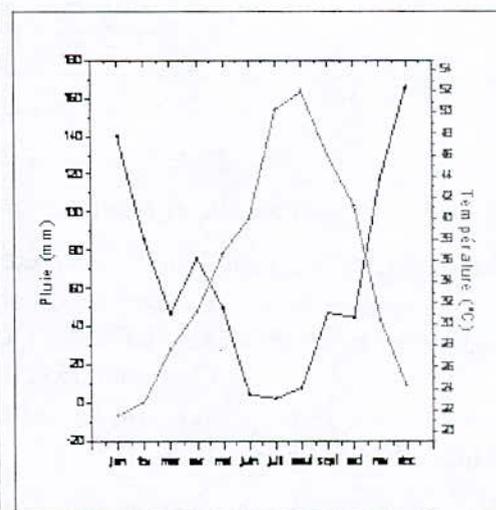


Figure 3 : La courbe ombrothermique pour la période (1998-2005).

**b. Présentation du bassin versant et du cours d'eau de oued Ghir**

La zone d'étude est située au sud ouest de la Wilaya de Béjaïa. Elle parcourt deux communes à savoir la commune de OUED GHIR et la commune de TOUDJA (figure 2).

Le cours d'eau qui s'étale sur une longueur de 14,00 km draine un bassin versant d'une superficie de 51,65 km<sup>2</sup> et son périmètre est de 36 km (figure 2).

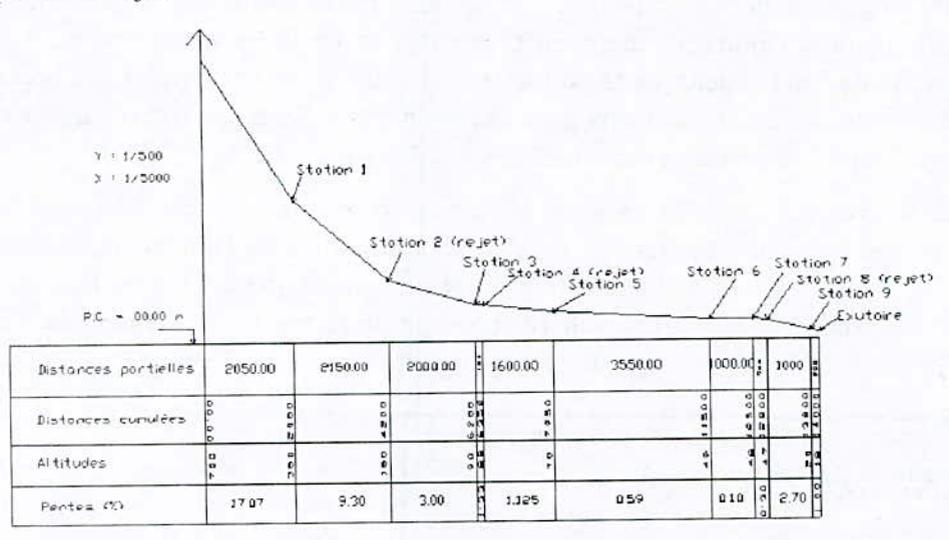
L'indice de compacité de GRAVELIUS (K)  $K = 0,28 \cdot \frac{P}{\sqrt{A}} = 0,28 \cdot \frac{36}{\sqrt{51,65}} = 1,403$

**c. Identification des points de rejet et choix des points de prélèvement**

L'identification des points de rejet s'est faite à l'aide de la contribution des services technique des deux communes, et après plusieurs sorties sur le terrain. Nous avons identifiés trois (03) points de rejet d'eau usée domestique que nous avons appelé station 02, station 04 et station 08.

Les six points d'échantillonnage effectivement exploités sont choisis pour leurs faciliter d'accès et pour leur représentativité de toutes les zones importantes du cours d'eau.

La figure 4 représente le profil en long du cours d'eau étudié et ses différentes caractéristiques. Nous y avons figuré le positionnement des neuf stations de prélèvement et les trois points de rejet.



**Figure 4 : Profil en long et caractéristiques du cours d'eau étudié.**

**5. Partie expérimentale et résultats obtenus**

La qualité de l'eau est définie par référence par plusieurs paramètres physiques, chimiques et bactériologiques, dans des conditions censées être les plus pénalisantes c'est-à-dire celles de l'étiage (MERLE, 1990) [07]. C'est ainsi que les campagnes de mesure, au nombre de trois de Mai à Juillet, sont réalisées durant la période de faible débit et de haute température. Cette période correspond à la période sèche défini par le tracé du diagramme Ombrothermique.

Le travail effectué a nécessité des moyens de transport, des moyens de conservation des échantillons (glaciaire) et des appareillages de mesure fournis par le laboratoire de recherche hydraulique appliquée et environnement de l'université de Béjaïa.

a. Protocole d'analyse [16] [18]

**Tableau 5 :** Appareillages et méthodes de mesure.

| Indicateur   | Méthodes et appareillages de mesures utilisées  |
|--|---|
| PH, Température, Oxygène Dissous, Conductivité   | Le multi – paramètre (WTW inolab Multi Level 1) |
| La DBO <sub>5</sub>  | La méthode manométrique (OxiTop® IS 6)          |
| La DCO   | La méthode du bichromate de potassium           |
| MES, NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , NH <sub>3</sub> , phosphate, chlore libre | Le colorimètre                                  |
| Les débits   | Le jaugeage au moulinet                         |

b. Résultats

Les résultats, mentionnée dans le tableau 6, sont les valeurs moyennés des trois compagnes de mesure effectuées.

**Tableau 6 :** Valeurs moyennes des résultats obtenus lors des compagnes de mesure (R : rejet).

| Paramètres analysés |                           | Stations |        |        |        |        |        |       |        |       |
|---------------------|---------------------------|----------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|-------|
|                     |                           | 1        | 2 (R)  | 3      | 4 (R)  | 5      | 6      | 7     | 8 (R)  | 9     |
| Terrain             | Température de l'eau (°C) | 18,167   | 19,667 | 17,767 | 19,867 | 17,93  | 17,967 | 17,93 | 19,167 | 17,35 |
|                     | Vitesse moyenne (m/s)     | 0,2127   | 0,2897 | 0,4167 | 0,3133 | 0,27   | 0,2663 | 0,56  | 0,38   | 0,765 |
|                     | Hauteur moyenne (m)       | 0,06     | --     | 0,248  | --     | 0,320  | 0,33   | 0,167 | --     | 0,143 |
|                     | Distance cumulée (km)     | 2,05     | 4,2    | 6,2    | 6,35   | 7,95   | 11,5   | 12,5  | 12,8   | 13,8  |
| Laboratoire         | Oxygène Dissous (mg/l)    | 8,507    | 2,573  | 6,027  | 2,147  | 6,320  | 7,067  | 6,740 | 3,013  | 7,370 |
|                     | Oxygène Dissous (%)       | 76,467   | 41,50  | 78,233 | 31,13  | 76,03  | 76,633 | 74,57 | 19,00  | 77,45 |
|                     | PH                        | 7,587    | 7,157  | 7,14   | 7,58   | 6,933  | 7,293  | 7,313 | 6,927  | 7,86  |
|                     | D.C.O (mg/l)              | 53,133   | 135,83 | 53,097 | 540,03 | 38,03  | 68,567 | 143,1 | 853    | 56,05 |
|                     | D.B.O <sub>5</sub> (mg/l) | 6,6667   | 76,667 | 10     | 286,67 | 14     | 10,667 | 8     | 523,33 | 7,5   |
|                     | M.E.S (mg/l)              | 4,11     | 61,667 | 7,11   | 191,53 | 4,777  | 5,7767 | 4,777 | 337,33 | 8,995 |
|                     | NO <sub>3</sub> (mg/l)    | 0,515    | 2,315  | 0,57   | 2,585  | 0,565  | 0,315  | 0,45  | 3,2    | 0,16  |
|                     | NH <sub>4</sub> (mg/l)    | 0,0403   | 1,399  | 0,123  | 2,3133 | 0,243, | 0,1843 | 0,084 | 1,8573 | 0,118 |
|                     | NH <sub>3</sub> (mg/l)    | 0,015    | 0,975  | 0,23   | 2      | 0,195  | 0,14   | 0,045 | 1,415  | 0,09  |
|                     | Phosphate (mg/l)          | 1,4533   | 2,4867 | 0,7677 | 2,4333 | 0,94   | 0,1267 | 0,51  | 2,6667 | 0,295 |
|                     | Chlore libre (mg/l)       | 13       | 110    | 23,3   | 78,7   | 32     | 50     | 28,7  | 86,7   | 50    |
|                     | Débit (m <sup>3</sup> /s) | 0,2567   | 0,17   | 1,8233 | 0,11   | 1,6    | 2,3667 | 2,467 | 0,1833 | 2,367 |

**6. Application et analyse des résultats**

a. La qualité, l'autoépuration et la biodégradation de l'eau

Le premier objectif étudié est l'estimation de la qualité de l'eau en utilisant les deux indices (Iq, IPO) ainsi que le suivi de la variation des coefficients de biodégradation et d'autoépuration.

Les résultats obtenus sont mentionnés dans le tableau suivant.

**Tableau 7 :** Récapitulatif des résultats obtenus sur les indices (Iq, IPO) et les coefficients (K,F).

| Indices et coefficients    | Station   |           |           |           |           |           |
|----------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
|                            | 1         | 3         | 5         | 6         | 7         | 9         |
| Iq                         | 2,1202552 | 1,6833168 | 1,7869164 | 2,5360003 | 4,6259938 | 2,6546623 |
| IPO                        | 3,083     | 3,193     | 2,637     | 3,277     | 3,193     | 3,165     |
| Coef d'autoépuration (F)   | 1319,4319 | 229,59108 | 97,073641 | 91,833449 | 584,59775 | 1019,1988 |
| Coef de biodégradation (K) | 8,6433    | 5,0533    | 2,773     | 6,6367    | 11,273    | 6,86      |

i. L'indice de PRATI (Iq)

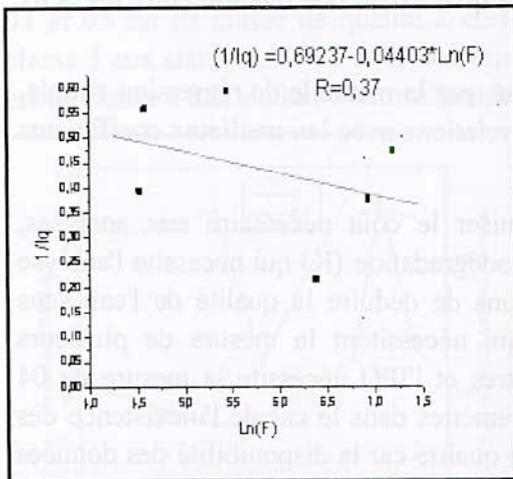


Figure 9 : Modélisation par régression de la relation coefficient d'autoépuration et l'indice de PRATI

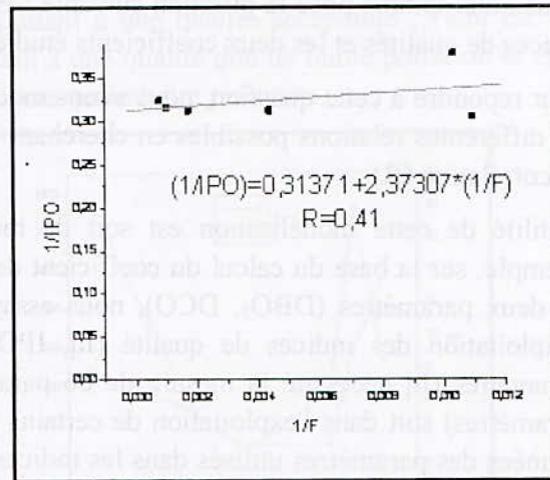


Figure 10 : Modélisation par régression de la relation coefficient d'autoépuration et de l'indice IPO

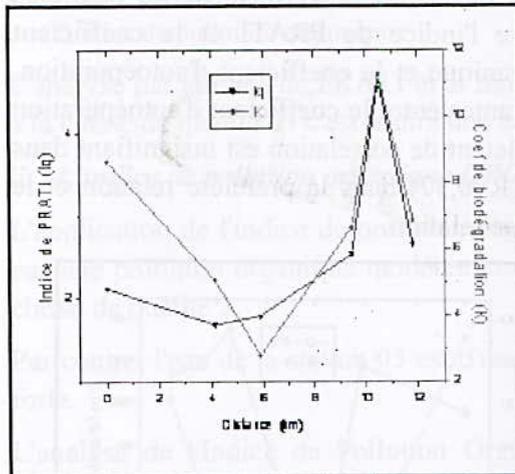


Figure 11 : Variation du coefficient de biodégradation et de l'indice de PRATI

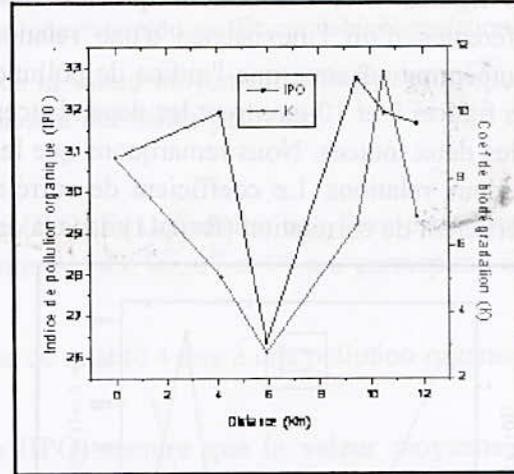


Figure 12 : Variation du coefficient de de biodégradation et de l'indice de pollution organique

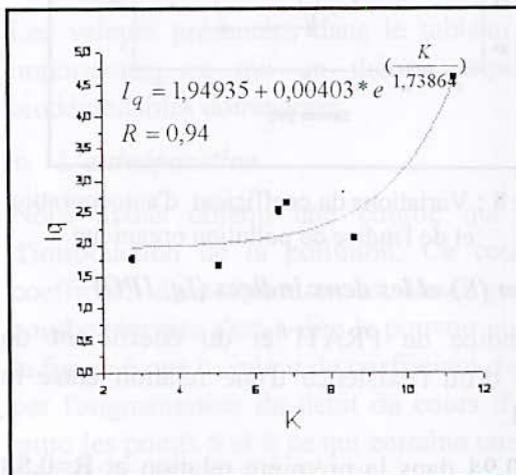


Figure 13 : Modélisation par régression de la relation coefficient de biodégradation et l'indice de PRATI

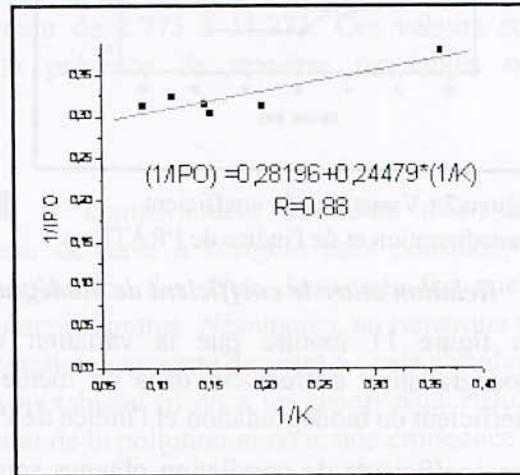
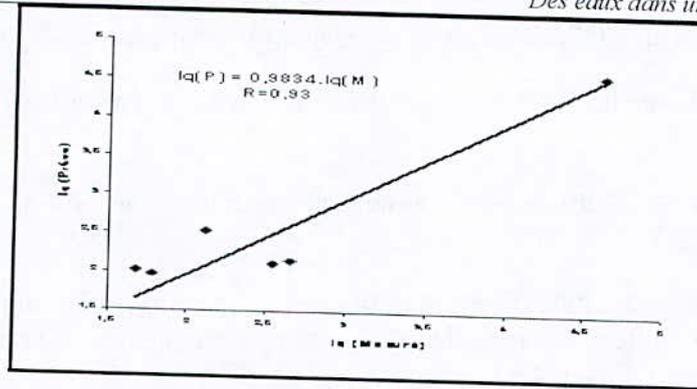


Figure 14 : Modélisation par régression de la relation coefficient de biodégradation et l'indice IPO



**Figure 15 :** Relation entre les valeurs de l'indice de PRATI mesurées et les valeurs de l'indice de PRATI prévues.

La figure 15 montre la bonne corrélation entre les valeurs  $I_q$  mesurées et les valeurs  $I_q$  prévues.

### 7. Conclusion

Le coût important des analyses des eaux et l'inexistence de mesure de certains paramètres présentent une contrainte importante pour l'estimation de la qualité de l'eau. C'est dans cette optique que nous avons vérifié l'existence de relations avec une bonne corrélation entre les coefficients de biodégradation et d'autoépuration et les indices de qualité, l'indice de PRATI ( $I_q$ ) et l'indice de pollution organique (IPO).

Les deux indices de la qualité utilisés ( $I_q$ , IPO) font apparaître que l'eau du cours d'eau est en moyenne de classe de qualité 3.

L'analyse des relations coefficient d'autoépuration et les deux indices de qualité ( $I_q$ , IPO), par la méthode de régression simple fait apparaître une relation inexistante entre le coefficient d'autoépuration et l'indice de PRATI ( $R=0,37$ ) et entre le coefficient d'autoépuration et l'indice de pollution organique ( $R = 0,41$ ).

L'analyse des relations coefficient de biodégradation et les deux indices de qualité ( $I_q$ , IPO), par la méthode de régression simple fait apparaître une relation importante entre le coefficient d'autoépuration et les deux indices. Le coefficient de corrélation ( $R=0,94$ ) pour

la relation  $I_q = f(K)$  et le coefficient de corrélation ( $R=0,88$ ) pour la relation  $\frac{1}{IPO} = f\left(\frac{1}{K}\right)$ .

Nous avons une bonne corrélation entre le coefficient de biodégradation et l'indice de PRATI c'est-à-dire les mesures de la  $DBO_5$  et de la DCO nous permettent de déduire la

qualité de l'eau en se basant sur la relation.  $I_q = 1,94935 + 0,00403 * e^{\left(\frac{K}{1,73864}\right)}$

### 8. Bibliographie

- [01] **Adjaoud Abdenour, 2006.** Caractérisation physico-chimique des eaux de la Soummam et contribution à l'étude de sa flore diatomique, mémoire de Magistère, université de Béjaïa.
- [02] **B.A. Cox 2003.** A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers, The Science of the Total Environment 314–316 (2003) 303–334.

- [03] **B. Chocat, 1997.** Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement.
- [04] **Cyril Gomella 1983.** Les eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales, 258P.
- [05] **Edline. F. ; 2001.** Le pouvoir autoépurateur des rivières. Une introduction critique. Editions TEC & DOC. 239 p.
- [06] **Elodie Wolf, 1994.** Elément pour la prise en compte de l'impact des rejets urbains sur les milieux naturels dans la gestion des systèmes d'assainissement. Thèse de doctorat, INSA de LYON.
- [07] **Etude des agences de l'eau N° 64.** Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau SEQ-EAU
- [08] **Gabrielle Bouleau, 2002.** Introduction à la qualité globale des cours d'eau, école nationale du génie rural, des eaux et des forêts.
- [09] **H. Yahi , M.S Metahri.** Modélisation du pouvoir autoépurateur de l'oued Sebaou. Le journal de l'eau et de l'environnement ENSH. N°01 Décembre 2002.
- [10] **J. Vizinet, 1995.** Impact d'une pollution chimiquement définie sur les populations de diatomées en rivière. Mémoire de D.E.A, université Pierre Et Marie Curie.
- [11] **Merle 1990, Cartoqe.** Un modèle simplifier pour la gestion de la qualité des eaux de rivière d'un département. La Houille Blanche.
- [12] **Mohamed Abdellatif Tabet Helal, Nacera Ghellai,** caractérisation des eaux du barrage "Hammam Boughrara" (Algérie Nord occidentale) destinées à la consommation humaines et à l'irrigation, Université Abou Bakr Belkaid Tlemcen, Gestion de l'eaux, 10 P.
- [13] **Mokadem Maamar, Dr. Achour Djillali.** Modélisation de la biodégradation dans les cours d'eau en zones semi-arides.
- [14] **Petre Roman 1974,** Aération naturelle des écoulements à surface libre, Thèse, Université Paul Sabatier de Toulouse.
- [15] **Philippe Namour, 1999.** Autoépuration des rejets organiques domestiques. Nature de la matière organique résiduaire et son effet en rivière. Thèse de Doctorat, université Claude Bernard – Lyon.
- [16] **Rodier. J., 1996.** L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Ed. Dunod Bordas, Paris, 8<sup>ème</sup> édition, 1383 p.
- [17] **Serge Hebert, 1997.** Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec, Québec, ministère de l'environnement et de la faune, direction des systèmes aquatiques, ENVIRODOQ N° EN/970102, 20 p.
- [18] **Tardat Henry Et Beaudry, 1984.** Chimie des eaux, édition le griffon d'argile INC.

## **EVALUATION QUALITATIVE DE LA POLLUTION DANS UN AQUIFERE ALLUVIAL**

**H. MAJOUR<sup>1</sup>, A. HANI<sup>1</sup>, L. DJABRI<sup>1</sup> & S. DJORFI<sup>1</sup>, C. LAMOUREUX<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> *Département de Géologie, Université Badji Mokhtar Amaba, [yah\\_majour@yahoo.fr](mailto:yah_majour@yahoo.fr)*  
<sup>2</sup> *UFR des Sciences de la Terre, Université des Sciences et Technologies de Lille*

### **Résumé**

L'impact de l'occupation du sol sur la qualité des eaux a été étudié sur plusieurs points de prélèvement dans les oueds Seybouse et Mellah et dans les eaux de la nappe alluviale de Bouchegouf (NE de l'Algérie). Les études entreprises durant l'année 2003 ont portées surtout sur les éléments indicateurs de pollution : les nutriments, conductivité, matières en suspension, DCO et germes pathogènes. Le traitement statistique des données physico-chimiques par l'analyse en composantes principales et par une classification hiérarchique a mis en évidence la menace réelle de pollution qui pèse sur le milieu récepteur (oueds Mellah, Seybouse et la nappe alluviale).

Par ailleurs, l'analyse des données a permis également l'évaluation de la charge polluante exprimée essentiellement par la DCO, MES et les nutriments (NH<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>). Aussi l'étude bactériologique a abouti à l'identification de certains germes pathogènes (coliformes et germes totaux), qui représenteraient un danger pour la santé humaine.

Dans cette étude, l'utilisation d'un modèle hydrodynamique et hydrodispersif a permis d'apporter de nouveaux résultats quant à la délimitation des périmètres de protection des ouvrages de captage.

**Mots clés:** Nappe alluviale, eaux de surface, pollution, nutriments, matières organiques, qualité de l'eau, modélisation, périmètre de protection.

### **1. Introduction**

La qualité des eaux de surface et souterraines a connu ces dernières années, une grande détérioration, en raison du développement urbain et industriel. Les rejets des agglomérations ainsi que celles des usines sont souvent rejetés directement au niveau des cours d'eau. Ce phénomène est surtout observé dans les pays les moins développés, là où le coût du traitement préalable des rejets est rédhibitoire. Dans ce contexte, la plaine alluviale de Bouchegouf est considérée parmi les aquifères les plus vulnérables aux pollutions urbaine, industrielle et agricole.

L'aquifère alluvial de la dépression de Bouchegouf est alimenté essentiellement par les pluies et par les eaux de ruissellement sur les reliefs grésos-argileux bordants le bassin. Cependant, l'intense activité industrielle qu'a connue la région pendant la dernière décennie a entraîné une dégradation de la qualité des eaux superficielles et souterraines. L'objectif de ce travail est de faire le point sur les caractéristiques physiques de l'aquifère et d'étudier la vulnérabilité des eaux de la région en s'appuyant sur la modélisation hydrodynamique et hydrodispersive.

Pour atteindre ces objectifs, un suivi mensuel de prélèvements, de mesures et d'analyses a été effectué durant l'année 2003.

## 2. Matériel et méthodes

### a. Présentation du site d'étude

La région de Bouchegouf se présente sous la forme d'une dépression bordée à l'ouest et au nord par des grès, au sud par des bancs de calcaires yprésiens constituant avec les précipitations les principaux apports à la nappe (Djabri *et al*, 2003a). Cette dépression est comblée par des alluvions déposées par la Seybouse sous la forme de trois terrasses. La région est caractérisée par un climat méditerranéen avec des précipitations moyennes de 670 mm et des températures qui oscillent entre 10.8 °C (février) et 27.7 °C (août). Le ruissellement serait de 100 mm et l'infiltration de près de 60 mm. Connue pour sa vocation agricole, Bouchegouf connaît ces dernières années un développement important de plusieurs activités industrielles. Celles-ci, rejettent leur déchets sans traitements préalables, dans le réseau hydrographique en particulier dans l'oued Seybouse (Djabri *et al*, 2001 ; Djabri *et al*, 2003b). Cette situation a entraîné une dégradation de la qualité des eaux de la région considérée. Ce qui représente une menace certaine pour l'équilibre de l'écosystème.

### b. Echantillonnage et analyse statistique

Afin de déterminer les caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des eaux de la région d'étude, plusieurs campagnes de prélèvements ont été réalisées en 2003. Ces analyses ont porté sur les eaux de surface (10 points de prélèvement) et sur celles de deux forages captant la nappe alluviale (fig. 1).

Les paramètres analysés : la conductivité (CE), le résidu sec (RS), pH, température de l'eau (T) sont mesurés *in situ* à l'aide d'un appareil multi paramètres WTW Multiline P3 PH/LF-SET. L'analyse des éléments chimiques a été effectuée selon deux méthodes : les cations majeurs par l'absorption atomique à flamme (Perkin Elmer, 1100B), les anions et les éléments traces par spectrophotométrie (Photolab Spektral de marque WTW). La DCO et les germes et coliformes totaux.

## 3. Résultats et interprétation

Les résultats montrent que pour les eaux de surface, les teneurs des éléments physico-chimiques analysés sont assez importantes, elles dépassent les normes de potabilité. La conductivité fluctue entre 1485 et 3190 µS/cm, les chlorures ont une teneur moyenne de 505.6 mg/l, les nitrites, l'ammonium et le phosphore présentent des valeurs relativement fortes avec des concentrations respectives de 3.41, 5.99 et 15.04 mg/l. L'élévation de ces teneurs peut être attribuée à plusieurs origines ; lessivage des sols, activités bactériologiques, rejets urbains, industriels et aux épandages des produits agricoles (D'après Djabri *et al*, 2003b).

Les résultats des analyses bactériologiques indiquent un nombre dépassant largement les normes en vigueur traduisant une contamination biologique pathogène.

**Tableau 1 :** Paramètres statistiques des éléments physico-chimiques des eaux de surface.

|       | T    | pH  | CE    | cl    | So <sub>4</sub> | HCO <sub>3</sub> | No <sub>3</sub> | Ca    | mg    | Na   | K     | No <sub>2</sub> | NH <sub>3</sub> | Sio <sub>2</sub> | P <sub>2</sub> o <sub>5</sub> | Fe   | Germe<br>s |
|-------|------|-----|-------|-------|-----------------|------------------|-----------------|-------|-------|------|-------|-----------------|-----------------|------------------|-------------------------------|------|------------|
| Moy.  | 19.7 | 7.6 | 2233  | 505.6 | 239.2           | 229.3            | 16.6            | 146.6 | 36.4  | 318  | 10.4  | 3.4             | 6               | 8.5              | 15                            | 0.6  | >          |
| Mini. | 12   | 5.0 | 1485  | 209.6 | 116.5           | 100.0            | 2.0             | 7.4   | 36.4  | 100  | 5.1   | 0.1             | 2.2             | 0.2              | 2.5                           | 0.03 | >          |
| Maxi. | 34   | 8.3 | 31.90 | 749.0 | 317.3           | 384.3            | 130.0           | 315.8 | 132.5 | 1120 | 100.4 | 23.5            | 40.4            | 80.5             | 62.5                          | 11.1 | >          |

**Pour les eaux souterraines**, les résultats des analyses chimiques effectuées sur les forages BSI (situé à l'amont du point de rejet de la levurerie et alimentant l'usine) et B2 (situé à l'aval du point de rejet de la levurerie) montrent une eau fortement minéralisée avec des teneurs excessives de 2.86 mg/l en NO<sub>2</sub>, 7,0 mg/l en NH<sub>3</sub>, 11,4 mg/l pour le P<sub>2</sub>O<sub>4</sub>. Ceci traduit la multiplicité des sources de pollution dans la région qui peuvent être matérialisées par les activités agricoles, les rejets des eaux usées et dans une grande mesure les rejets des activités industrielles en particulier la levurerie :

**Tableau 2 :** Paramètres statistiques des éléments physico-chimiques des eaux souterraines

|       | T    | pH  | CE   | Cl    | SO <sub>4</sub> | HCO <sub>3</sub> | NO <sub>3</sub> | Ca    | Mg    | Na    | K    | NO <sub>2</sub> | NH <sub>3</sub> | SiO <sub>2</sub> | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | Fe   |
|-------|------|-----|------|-------|-----------------|------------------|-----------------|-------|-------|-------|------|-----------------|-----------------|------------------|-------------------------------|------|
| Moy.  | 19.3 | 7.2 | 2536 | 743.5 | 202.7           | 293.3            | 19.6            | 187.8 | 69.0  | 341.3 | 4.65 | 2.9             | 7.1             | 9.4              | 11.4                          | 0.5  |
| Mini. | 18   | 7.1 | 1757 | 660.4 | 125.0           | 180.0            | 1.2             | 159.0 | 32.6  | 265.3 | 3.46 | 0.01            | 3.12            | 2.87             | 2.6                           | 0.28 |
| Maxi. | 21   | 7.5 | 3030 | 891.0 | 306.6           | 463.6            | 44.5            | 212.1 | 132.5 | 441.2 | 6.24 | 7.6             | 11.3            | 15.6             | 17.5                          | 0.9  |

a. Traitement statistique des données physico-chimiques

A partir des données analytiques ont été évalués les coefficients de corrélation entre les différents paramètres pour illustrer ainsi l'évolution physico-chimique des eaux dans l'aquifère. Les meilleures corrélations sont celles qui lient les NO<sub>3</sub>, Ca, Mg, Na, K, NO<sub>2</sub>, T, RS, MES, NH<sub>3</sub> SiO<sub>2</sub> et la DCO au pH, avec des coefficients de corrélations inverses très significatifs supérieurs à 0,8.

Cette corrélation inverse signifie que les valeurs des éléments mesurés diminuent quand le pH augmente. C'est le cas des nitrates calcium, magnésium, sodium, potassium, nitrites, ammonium, silice, phosphore, fer, température, résidu sec, matières en suspension et à un degré moindre la conductivité.

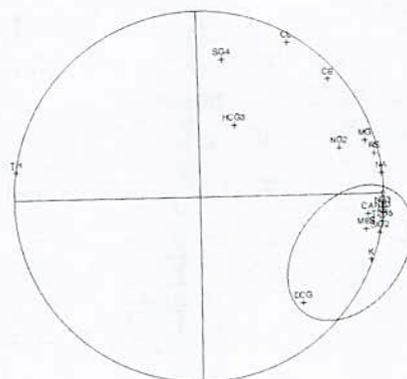
Afin d'étudier le comportement des éléments physico-chimiques et les mécanismes qui commandent l'évolution de la qualité des eaux de la nappe alluviale de Boucheghouf, les données ont été traitées par l'ACP. La démarche adoptée consiste à établir une ACP globale pour l'ensemble des campagnes d'échantillonnage (évolution dans l'espace). Cette ACP comporte 48 unités statistiques et 19 variables. Cette technique multivariable a permis l'identification de modèle et la visualisation par la projection des points (variables) sur un diagramme de corrélation. Par ailleurs, elle a permis également d'établir des similitudes et des différences entre les échantillons.

Pour les différentes campagnes d'analyse, on obtient des diagrammes factoriels qui montrent que

- Un important nuage de points regroupant les éléments de la minéralisation naturelle correspondant à la dissolution des formations géologiques (cas du magnésium, calcium et sodium) et ceux liés à une pollution de surface (nitrites nitrates et ammonium) contribuant ainsi à la minéralisation des eaux. Ces éléments sont bien représentés sur l'axe factoriel I et sont opposés au pH. Cette opposition exprime la mise en équilibre des eaux.

- Sur l'axe factoriel II sont représentés les chlorures les sulfates la conductivité et à un degré moindre les bicarbonates. Cet axe regroupe des eaux très minéralisées chargées en éléments empruntés à la matrice de la roche réservoir. Ces eaux proviennent des forages B2 et BSI correspondant à des eaux de profondeur. Néanmoins, ces eaux riches en chlorures sont touchées par une pollution de surface. Par ailleurs, l'opposition entre les paramètres liés à la minéralisation et les nutriments (nitrates, phosphore, ammonium) associés à la matière en suspension en présence d'une forte DCO révèle un phénomène

d'oxydo - réduction. En effet, on assiste à une nitrification (oxydation des produits azotés), suivi d'une dénitrification en milieu réducteur. Les nitrates se transforment en nitrites.



### 3. Modélisation des écoulements souterrains et de transferts de polluants

Le modèle mathématique que nous avons utilisé est le modèle numérique dit Modèle de Simulation des Aquifères « A.S.M. », mis au point par Kinzelbach et Rausch (1990). Il permet de simuler le comportement des écoulements souterrains par la résolution des équations par la méthode des différences finies. L'aquifère de Bouchegouf est divisé en 171 mailles carrées de 500 m de coté. Les conditions aux limites sont fixées en fonction de la géologie du terrain avec des limites à flux entrants au sud, au nord-ouest au sud-ouest et au nord-est correspondants aux grès numidiens et des limites à flux nuls à l'ouest et sud-est représentées par les argiles. Les limites à flux sortants sont localisées au nord. L'oued Seybouse et Mellah peuvent être considéré comme des limites à potentiel. Les caractéristiques géométriques et physiques sont fixées au milieu de chaque maille (figure 2).

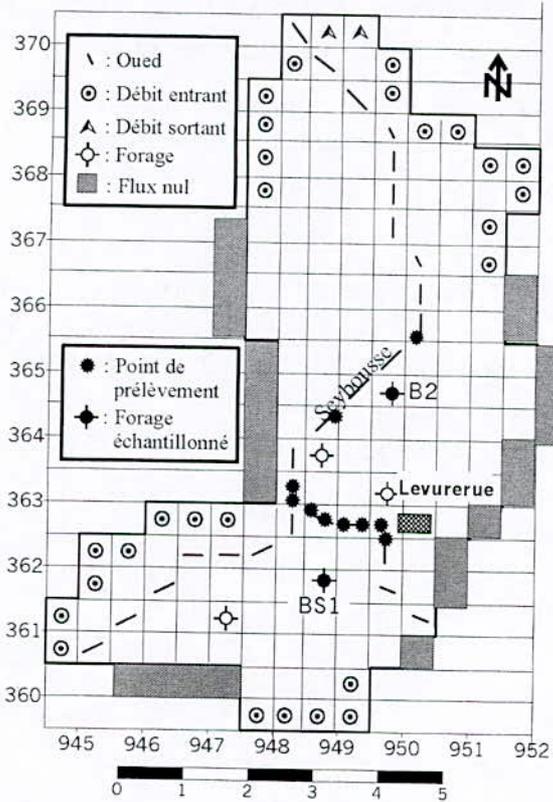
#### a. Données prises en compte

L'état de référence qui a permis de caler le modèle en régime permanent est la piézométrie de 1984 en période de basses eaux. Les perméabilités ont été déduites des transmissivités calculées à partir des pompages d'essais réalisés sur 15 forages. Les cotes du toit du substratum déterminées à partir du dépouillement des profils des sondages électriques. Les conditions aux limites et les conditions initiales sur les principaux oueds (Seybouse et Mellah) sont fixées en fonction du contexte géologique et de l'état de la piézométrie 1984. Le facteur de drainance permettant de calculer les débits échangés entre l'oued et la nappe

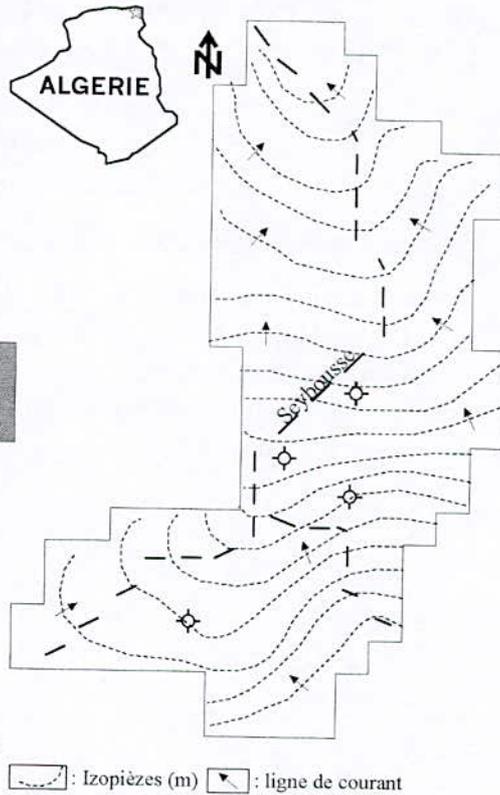
a été déterminée selon la formule : 
$$L = \frac{K' \cdot S}{b \cdot \frac{\Delta x}{\Delta y}}$$

avec, L : facteur de drainance ; K' : perméabilité sous le lit de l'oued (m/s) ; b : épaisseur séparant l'oued de la nappe ; S : surface de l'oued dans chacune des mailles ;  $\Delta x \Delta y$  : surface de la maille.

Les débits extraits sur les quatre forages destinés à l'alimentation en eau potable B1, B2, BS1 et BS2 sont respectivement de l'ordre de  $11.0 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $9.5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $9.0 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3/\text{s}$  et  $8.0 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$ .



**Figure 1 :** Discretisation de l'aquifère et conditions aux limites



**Figure 2 :** Calage en régime permanent

Le calage du modèle en régime permanent a été vérifié grâce à la bonne superposition des courbes piézométriques simulées et observées et à l'équilibre entre les entrées et les sorties. La carte piézométrique obtenue montre un resserrement des courbes indiquant un gradient hydraulique élevé dans le secteur Sud et un relâchement des isopièzes vers le Nord (figure 2). Le drainage de la nappe par la Seybouse est très marqué. Les perméabilités calées montrent une diminution progressive des valeurs du Sud vers le Nord. Les entrées, constituées essentiellement par les débits entrants par les bordures, sont de l'ordre de  $3.6 \text{ m}^3/\text{s}$  alors que les sorties principalement par les oueds sont de l'ordre de  $3.48 \text{ m}^3/\text{s}$ .

#### b. Simulation de la pollution

Le modèle ASM permet aussi de simuler la propagation des pollutions dans les aquifères. Le polluant chimique se déplace au moyen de particules affectées chacune d'une certaine masse, en tenant compte des phénomènes de dispersion longitudinale et transversale. Le polluant à une concentration donnée est réparti sous la forme de particules qui vont migrer au cours du temps sur une partie du maillage du modèle selon un algorithme de mouvement de particules calculé pour des pas de temps élémentaires auquel est associé une loi de probabilité de dispersion faisant appel à la méthode de Monté Carlo (marche au hasard).

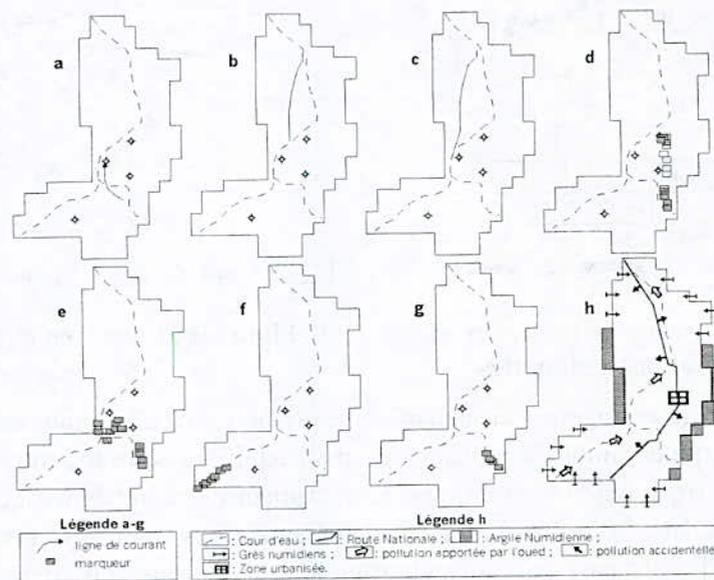
**Pathlines :** Connaissant la porosité effective et le facteur de retard nous pouvons tracer la ligne de courant sur laquelle se déplace le polluant selon les deux cas de figures suivants (fig. 3a-c); i) la source de pollution correspond au point de rejet de la levurerie de Bouchegouf ( $X = 949.50$  et  $Y = 362.52$ ). Dans ce cas le polluant mettra 30 jours pour atteindre le forage de captage. ii) la source de pollution correspond à l'oued au point le plus

proche des captages (X = 949.20 ; Y = 364.75 ; X = 948.45 ; Y = 363.50 ; X = 948.85 ; Y = 363.05 ; X = 948.10 ; Y = 362.50). Le temps de transfert varie de 20 à 1000 jours.

**Isochrones** : L'objectif est d'évaluer le temps de transfert des polluants matérialisés par les Isochrones et donc d'estimer les périmètres de protection des ouvrages de captage. On notera que les polluants mettront 50 jours pour atteindre les captages (fig. 3d-g).

### c. Inventaire des risques de pollution

Ainsi, dans la plaine de Bouchegouf les risques de pollution peuvent être de deux types (figure 3h) : i) les pollutions diffuses marquées par la forte activité agricole avec l'utilisation abusive des pesticides, les eaux usées domestiques et surtout par les rejets de la levurerie, ii) les pollutions accidentelles qui peuvent toucher toute la plaine et particulièrement les axes routiers (RN 16 et 20) et les pollutions transitant dans les oueds.



**Figure 3** : Simulation de la propagation des polluants et risque de pollution.

## 4. Conclusion

La région de Bouchegouf est caractérisée par une pluviométrie relativement importante qui permet une alimentation satisfaisante de la nappe alluviale. Cependant la présence d'un fort tissu industriel polluant et l'utilisation excessive de fertilisants et pesticides en agriculture conduisent à l'altération de la qualité de ses ressources hydrauliques. Ce qui représente une menace réelle sur l'équilibre environnemental. L'application de ACP a permis une analyse des corrélations possibles entre les différents paramètres mesurés. Elle a permis en outre de mettre en évidence deux familles d'eaux : l'une minéralisée, liée à la dissolution de la matrice et la mise en solution des minéraux constitutifs de la roche réservoir, l'autre en relation étroite avec le milieu ambiant. Cette dernière regroupe les points d'eaux vulnérables à une pollution de surface, riches surtout en nitrites, nitrates et ammonium. Le modèle observé suggère une modification considérable de la qualité de l'eau le long de l'oued Seybouse et Mellah.

Pour éviter que cette situation ne s'aggrave davantage nous suggérons quelques mesures de protection telles que :

- Délimiter les périmètres de protection des ouvrages de captage ;

- Traiter les eaux de rejets des usines polluantes avant évacuation ;
- Limiter l'utilisation abusive des fertilisants, pesticides et herbicides ;
- Elaborer des études d'impacts avant de réaliser des projets susceptibles de porter atteinte à la qualité de l'environnement et à la santé des populations.

### Références

**Kinzelbach W. and R. Rausch, 1990.** Aquifer Simulation Model « ASM ». Documentation, Version 2.0 (July 1990). *Intern. Ground Water Modelling Center, The Netherlands.*

**Djabri L., A. Hani, D. Messadi et J. Mudry, 2001.** Mise en évidence du processus de salinité des eaux superficielles. Vérification par les ACP dans le secteur Annaba-Boucheougouf-Guelma. *Tribune de l'eau*, vol. 54 - N° 610/2. pp : 29-43.

**Djabri L., R. Laouar, A. Hani, , J. Mania & J. Mudry, 2003a.** The origin of water salinity on the Annaba coast (NE Algeria). *IAHS Publ.* No 280. pp. 229-235

**Djabri L., A. Hani, R. Laouar, J. Mania, J. Mudry and A. Louhi, 2003b.** Potential pollution of groundwater in the valley of the Seybouse River, north-eastern Algeria. *Environmental Geology*, vol 44, no 6. pp : 738-744 .



## LA VARIATION SAISONNIÈRE DES CONCENTRATIONS EN MICROCYSTINES DANS LE BARRAGE CHEFFIA ET L'ÉLIMINATION DE CES CYANOTOXINES AU NIVEAU DE LA STATION DE TRAITEMENT

### SEASONAL VARIATION OF MICROCYSTIN CONCENTRATIONS IN THE RAW WATER OF DAM CHEFFIA AND THEIR REMOVAL IN A FULL-SCALE TREATMENT PLANT

**H. NASRI (1,2), N. BOUAICHA (2,3), M. KAID HARCHE (4)**

(1) Institut de Biologie, Centre Universitaire El Taref, El taref 36 000.

(2) Agence Nationale de Développement de la Recherche en Santé (A.N.D.R.S.).

(3) Lab. Santé Public Environnement, Faculté de Pharmacie, Université paris-sud, France.

(4) Département de Biotechnologie, Faculté des Science, Université des Sciences et de technologie d'Oran,

E-mail : [Nasri\\_cyanobacteria@yahoo.fr](mailto:Nasri_cyanobacteria@yahoo.fr)

#### Résumé

Des études menées sur des barrages et des lacs naturels, notamment le lac Oubeira et le barrage Cheffia (Est-Algérien), ont montré que ces milieux évoluent rapidement vers l'eutrophisation. Parmi les principaux symptômes indésirables de cette eutrophisation, on trouve la prolifération massive de plus en plus préoccupante des genres de cyanobactéries potentiellement toxiques. Dans cette étude, les variations saisonnières des concentrations en microcystines ont été analysées. L'évaluation d'efficacité des procédés de traitement utilisés au niveau de la station Chaiba qui alimente la wilaya de Annaba et El taref a été réalisée par le dosage des hépatotoxines de cyanobactéries de type microcystine en amont et en aval de cette station. Le dosage de ces toxines a été effectué par le test PP2A. La concentration la plus forte en toxine ( $29 \mu\text{g l}^{-1}$ ) a été observée en octobre 2004. Pendant la période d'étude, l'élimination totale de *Microcystis sp.* et des toxines a été réalisée par l'utilisation du charbon actif en poudre.

#### Abstract

Toxic cyanobacterial blooms are an increasing problem in Algeria. The production of cyanotoxins (microcystins) and their presence in drinking water represent growing hazards to human health. In this study, seasonal variabilities in the concentrations of total microcystins were analyzed in the Cheffia dam (Algeria) mainly used to supply drinking water. The removal of cyanobacterial cells and microcystins were also evaluated in full-scale plant associated with the Cheffia reservoir. The levels of microcystins (MCYSTs) in both raw and treated water were evaluated by the protein phosphatase type 2A (PP2A) inhibition test as MCYST-LR equivalents. The MCYST-LR equivalent concentrations in raw water varied between 50.8 and 28,886 ng L<sup>-1</sup>. The highest level of toxins was observed in October 2004. During the bloom period, total elimination of *Microcystis sp.* and toxins were achieved through a classical treatment plant comprised of coagulation and flocculation, powdered activated carbon at 15 mg L<sup>-1</sup>, slow sand filtration and chlorination before storage.

**Mots-clés :** Cyanobactéries, *Microcystis sp.*, microcystines, test PP2A, traitement des eaux.

#### 1. Introduction

L'importance de la ressource « eau » a émergé devant le constat que de nombreux pays souffrent actuellement de pénuries d'eau mais, surtout, devant les prédictions pour les vingt-cinq prochaines années. Celles-ci indiquent que 49% de la population vivront avec moins de

1700 m<sup>3</sup> d'eau, soit une quantité d'eau inférieure au seuil établi par l'ONU pour définir une situation de pénurie d'eau (Bouchard, 2004). L'origine de cette pénurie planétaire d'eau vient du fait que l'eau douce ne représente qu'une part infime de la réserve mondiale, soit 2,5% ([www.webencyclo.com](http://www.webencyclo.com), 2004). En plus certains facteurs contribuent à la diminution de l'offre. C'est le cas de la dégradation des écosystèmes aquatiques en même temps que de la qualité de leurs eaux, conduisant généralement au phénomène d'eutrophisation, défini comme étant l'enrichissement d'un plan d'eau par des éléments nutritifs utiles à la croissance des plantes ou autres producteurs primaires, souvent sous forme azotée et phosphorée (Wetzel & Likens, 2000).

L'eutrophisation des écosystèmes aquatiques est à l'origine un phénomène naturel résultant de l'enrichissement des eaux en sels minéraux nutritifs. En effet, le lessivage des sols et les eaux de ruissellement contribuent naturellement à augmenter le stock des éléments nutritifs des hydrosystèmes. Il en résulte un accroissement de la production de biomasse végétale (phytoplancton, macrophytes), une diminution de l'oxygénation des systèmes concernés, une accumulation de matière partiellement dégradée contribuant à l'épaississement de la couche de sédiment et finalement, un comblement progressif. (Wetzel, 1983).

L'eutrophisation implique également une modification de la composition et de la structure des peuplements végétaux. Ainsi, d'une communauté phytoplanctonique riche en espèces, les systèmes aquatiques en voie d'eutrophisation évoluent progressivement vers un peuplement peu diversifié. Ce phénomène implique souvent le développement massif d'un nombre limité d'espèces voire même une seule espèce. On parle alors d'efflorescence, de fleur d'eau ou de « bloom », selon la dénomination anglo-saxonne (Smayda, 1997). En eau douce, ces efflorescences sont souvent dominées par des cyanobactéries qui peuvent persister de quelques jours à plusieurs mois et la densité de ces microorganismes devient si importante qu'il se forme à la surface de l'eau une mousse verdâtre (dite fleur d'eau). En fait, ces fleurs d'eau correspondent à des explosions démographiques appelées "blooms" et leur flottabilité est due à la présence dans le cytoplasme des cellules des cyanobactérie, de vésicules à gaz (Klemar, 1990).

Les problèmes liés aux efflorescences algales sont variés, depuis l'asphyxie du milieu du à la consommation excessive d'oxygène par les microorganismes décomposeurs, en passant par des problèmes purement esthétiques dans les aires récréatives quand les efflorescences forment une écume colorée et souvent malodorante à la surface de l'eau, ou des problèmes techniques liés au colmatage des filtres des stations de pompage et de traitement pour la production d'eau potable (Kenefick *et al.*, 1993). A ces problèmes habituels s'ajoutent les productions éventuelles de toxines par les efflorescences à cyanobactéries dont 40 à 75 % sont susceptibles de synthétiser divers peptides cycliques hépatotoxiques, ainsi que des alcaloïdes neurotoxiques, dermatotoxiques ou cytotoxiques, qui présentent des effets adverses sur la faune et la flore aquatiques, la vie animale et la santé humaine. Ces dernières années, de nombreux pays à travers le monde ont été confrontés à de graves problèmes de toxicité dus à des proliférations ou des accumulations excessives de cyanobactéries dans les réservoirs d'eau potable et les aires de loisirs aquatiques (Carmichael & Falconer, 1993 ; Falconer, 1996 ; 1999 ; Kuiper-Goodman *et al.*, 1999 ; Hitzfeld *et al.*, 2000). Les espèces productrices de ces toxines et ayant été impliquées dans de tels incidents appartiennent essentiellement aux genres *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix*, *Oscillatoria* et moins souvent *Gomphosphaeria*, *Coelosphaerium*, *Gloeotrichia*, *Nodularia* et *Nostoc* (Sivonen & Jones, 1999).

En Algérie, bien qu'on soit également concerné par ce phénomène, le manque de connaissances et d'informations sur la biodiversité, l'écologie et les risques sanitaires et écologiques engendrés par les blooms à cyanobactéries toxiques reste encore important. Ce travail s'articule autour de deux objectifs. L'étude de la variation temporelle des microcystines dans le barrage Cheffia (eau brute) est le premier objectif alors que le second objectif est de rechercher ces toxines dans les échantillons d'eau traitée dans l'usine de potabilisation associée à cette retenue et ceci dans le but d'évaluer l'efficacité de différents types de traitements destinés à l'élimination de ces composés.

## **2. Matériel et Méthodes**

### **a. Présentation des sites d'études**

#### **i. Barrage de la « Cheffia »**

Le barrage Cheffia se situe à la Wilaya d'El Tarf (Algérie) sur l'oued Bou Namoussa à 50 Km au sud – est de la Wilaya d'Annaba (**figure 01**). Le bassin de Bou Namoussa, prend sa source au Koudiet Ben Ahmed à une altitude de 1223 m. On l'appelle alors Oued Kebir qui à son entrée dans la plaine de Asfour prend le nom de la Bou Namoussa.

Ce barrage construit à l'entrée des gorges de la Cheffia a une capacité de 170 Km<sup>3</sup> et permet d'emmagasiner 140 Km<sup>3</sup>, il régularise annuellement 95 millions de m<sup>3</sup> : 61 sont réservés à l'agriculture et 34 millions aux villes et à l'industrie. La mise en service des installations date de 1969. (Anonyme, 1985)

#### **ii. La station de traitement Chaïba**

La station de traitement « Chaïba » se trouve en Algérie, Wilaya d'Annaba, dans la commune de Sidi Amar située à une hauteur de 78 mètres par rapport au niveau de la mer.

Le transfert de l'eau du barrage « Cheffia » vers la station de traitement « Chaïba » se fait par l'intermédiaire d'une conduite d'adduction en béton d'une longueur de 50 km qui assure un prélèvement de 120.000 m<sup>3</sup> / J. La station de suppression, située au pied de la colline de Chaïba permet un refoulement vers le réservoir d'eau brute de 3.600 m<sup>3</sup> soit 1000 l/s et vers la station de traitement par l'intermédiaire d'un G.E.P. de 1.400 l/s et H<sub>MH</sub> 90 m (+ G.E.P en secours).

Compte tenu du parcours effectué et de l'état physique dans lequel il se trouve, les eaux de surface passent d'abord par une étape de tranquillisation, et puis l'eau est finalement prête pour subir les phases de traitement suivants :

#### **1 ère phase : La pré chloration**

Dans cette phase on apporte à l'eau une dose de chlore pour éliminer les matières organiques telles que les algues. Les produits utilisés dans cette étape sont le chlore gazeux, le sodium ou à défaut le calcium.

**2<sup>ème</sup> phase : La coagulation – floculation :** C'est un procédé physico-chimique de clarification des eaux, il réside dans la formation par addition de coagulant, de trames flocunneuses appelées floques. Cette opération vise les particules colloïdales et les dispersions fines et également les substances dissoutes. Le mécanisme de la coagulation est un processus de déstabilisation où le réactif le plus utilisé est le Sulfates d'aluminium, mais pour la floculation c'est l'adjuvant de floculation (polymère anionique).

**3ème phase : La décantation :** C'est une étape purement physique dans laquelle le floc permet aux matières colloïdales en suspension de s'attacher entre elle, par partie et de se concentrer dans les concentrateurs pour être évacué ensuite par les extractions de boues à l'extérieur de la station. Cependant l'eau extraite de boue « eau décantée » remonte à la surface du décanteur et pénètre par les trous de goulotte « conduites » pour être récupérée dans le canal d'eau décantée. Ce canal conduit l'eau décantée vers la filtration.

**4ème phase : La filtration:** C'est un procédé de séparation <solide/liquide> définition par excellence. La méthode consiste à faire passer l'eau chargée de matières solides à travers un filtre rempli d'un matériau inerte, le sable (d'une couche de 0.8 à 1.2 mm avec une épaisseur de 0.80 à 1 m) ou le charbon actif.

**5ème phase : La désinfection :** Dans cette phase l'eau traverse un canal souterrain d'eau traitée dans lequel on injecte une dose de chlore afin d'assurer une dose de départ de 1,2 mg/l. La sortie du canal est reliée à une conduite en acier Ø 930 qui achemine l'eau vers le réservoir d'eau traitée 1000 m<sup>3</sup> qu'on appelle réservoir de transit, à partir duquel se fait la distribution par gravité vers la ville de Annaba et ses périphériques (Anonyme, 2005).

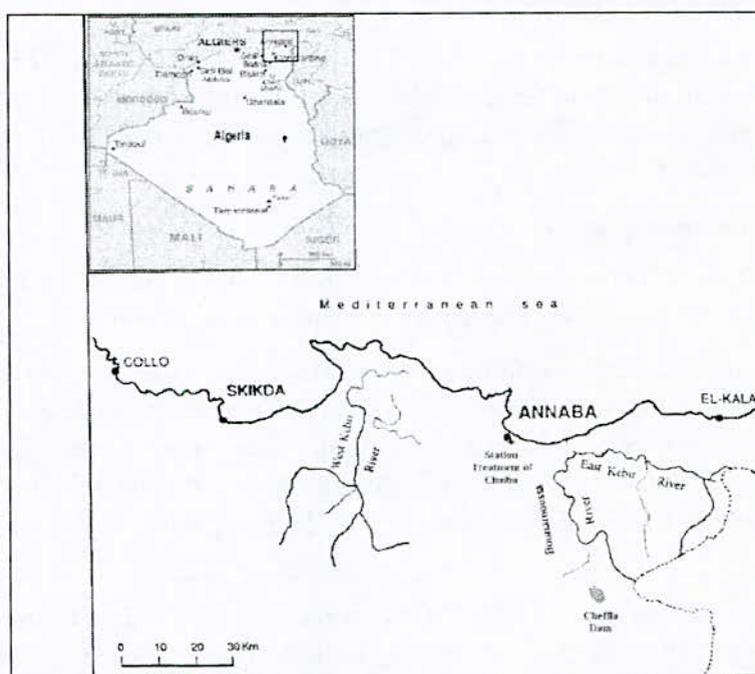


Figure 1: Situation géographique du Barrage Cheffia (Wilaya El teref)

b. Extraction et dosage des Cyanotoxines

i. *Préconcentration des échantillons d'eau brute par extraction sur phase solide*

Les échantillons d'eaux brutes et d'eau potable au niveau du barrage Cheffia et de la station de traitement Chaiba ont été filtrés puis concentrés par une extraction liquide-solide sur cartouche C<sub>18</sub> (Lawton et al., 1994 ; Maaouk et al., 2002) avant d'être analysés par le test d'inhibition phosphatases (PP2A) et la Chromatographie liquide à hautes performances (CLHP). Ces deux techniques permettent le dosage et l'identification des toxines.

Un volume de 500 ml a été filtré sur membrane en fibre de verre (Whatmann GF/C). pour séparer les toxines dissoutes dans l'eau brute (filtrat), des toxines contenues dans les Cyanobactéries et/ou adsorbées sur les particules solides (filtre).

Le filtre sur lequel sont retenues les particules solides et les microorganismes, est extrait par 10 ml de méthanol à 80 %, puis il faut le stocker dans le frigo pendant une nuit, afin de lyser les cellules et libérer les toxines. L'extrait est ensuite passer à travers une seringue filtre et évaporé par le Rota Vapor à 35 – 40 °C. Le résidu sec est repris dans 500µl de méthanol à 50% et stocké à -20°C avant d'être analysé.

Pour la Pré concentration du filtrat des échantillons d'eau par extraction sur phase solide on a suivi les étapes suivantes :

- Conditionnement de la cartouche avec 10 ml de méthanol à 100 %, puis 10 ml d'eau distillée goutte à goutte et il ne faut pas laisser à sec ;
- Percolation de l'échantillon d'eau ;
- Rinçage de la cartouche avec 5 ml de méthanol à 20% goutte à goutte et il ne faut pas laisser à sec ;
- Séchage de la phase par aspiration d'air pendant 5 mn ;
- Elution des toxines par 3 ml de méthanol acidifié avec de l'acide trifluoroacétique TFA (0,1% v/v) toujours goutte à goutte et il ne faut pas laisser à sec ;
- Récupération de l'éluat dans un tube en verre à fond conique ;
- Evaporation du solvant organique de l'éluat par le Rota Vapor à 35 – 40 °C ;
- Reprise du résidu sec dans 500µl de méthanol à 50% ;
- Stockage à -20 °C avant d'être analysés par PP2A et CLHP.

A partir du filtrat, on peut donc évaluer la teneur en toxines dans l'eau brute et l'eau potable. A partir du filtre, on peut évaluer la quantité de toxines présente dans les micro-organismes ainsi que celles adsorbées sur les particules solides.

## ***ii. Dosage des hépatotoxines de type microcystine par le test d'inhibition de l'activité de la protéine phosphatase de type 2A***

### ***a). Principe et protocole du test colorimétrique (PP2A)***

Le test d'inhibition de la protéine phosphatase du type 2A (PP2A) est un test colorimétrique basé sur la déphosphorylation par cette protéine du para-nitrophénylphosphate (p-NPP), qui est transformé en un produit coloré le para-nitrophénol (p-NP) . L'activité enzymatique est donc évaluée en fonction du taux de production du composé coloré, le para-nitrophénol, par absorption à 405 nm. On mesure ainsi l'inhibition de la déphosphorylation du p-NPP. Plus l'échantillon contient d'hépatotoxines (microcystines et nodularine), moins la coloration est importante (Bouaïcha et al., 2002).

La réaction enzymatique est effectuée dans des plaques multi-puits (96 puits). Les plaques sont séparées en deux, avec 12 demies colonnes de 4 puits en haut et 12 demies colonnes de 4 puits en bas. Chaque demie colonne (4 puits) est traitée par une concentration d'un échantillon. Le volume réactionnel dans chaque puits est de 100µl.

Les réactifs à préparer pour une plaque sont :

- Solution de tampon Tris/HCl :  
Le Tris/HCl (6,304 g/l) + MgCl<sub>2</sub> (3,236 g/l) ; EDTA (1,169 g/l).

Le pH est ajusté à 8,3 avec une solution 2 N de NaOH (Conservation à 4 °C pendant 6 mois)

- Préparation du Tampon complet : 40 ml de tampon Tris/HCl + 0.0248 g D.T.T. (1,4 – Dithio- D, L- threitol High Purity for Molecular Biology : CH<sub>10</sub> O<sub>2</sub> S<sub>2</sub>).
- Solution de Substrat : 6 ml du tampon complet + 0.063 g p.N.P.P. (4 – Nitrophénylphosphate Disodium Hexahydrate- Phosphatase Substrat 5 g C<sub>2</sub> H<sub>4</sub> NO<sub>6</sub> Na<sub>2</sub> . 6 H<sub>2</sub> O).
- Préparation du Tampon enzyme : 8 ml Tampon complet + 0.004 g B.S.A. (Albumine de sérum de veau)
- Préparation de l'enzyme : Pour un ml du tampon enzyme il faut 6 µl d'enzyme.

Le protocole expérimental comprend les étapes suivantes :

- Prélèvement du volume V<sub>1</sub> d'échantillon à tester ;
- Ajout un volume V<sub>2</sub> du tampon complet (dont la quantité de l'échantillon et du tampon complet est de 500 µl, 1 ml ou 2 ml) ;
- Agitation, puis ajout de 100 µl du mélange dans chaque puits ;
- Addition de 50 µl du Tampon enzyme dans chaque puits dans la première ligne et 50 µl de la solution enzymatique dans chaque puits dans les trois lignes qui reste de chaque demi plaque ;
- Agitation, puis incubation à 37°C pendant 5 minutes ;
- Ajout de 50µl de substrat (para-nitrophénylphosphate) dans chaque puits dans les quatre ligne de la demi plaque ;
- Agitation, puis incubation à 37°C pendant 1 heure ;
- Lecture de la densité optique à 405 nm, longueur d'onde maximale d'adsorption du p-NP.

#### *b). Evaluation de la concentration en cyanotoxines*

Le test d'inhibition enzymatique nous permet de donner une toxicité globale sans distinction possible des différents types d'hépatotoxines inhibitrices de la PP2A. On mesure ainsi l'inhibition totale de cette protéine. Le dosage des hépatotoxines (microcystines ) dans les échantillons d'eau à tester est fiable, lorsque l'inhibition de l'activité est située dans le domaine linéaire de la courbe standard. Par conséquent, l'échantillon à tester sera donc dilué ou concentré. Le résultat sera ensuite présenté en équivalent microcystine-LR.

### **3. Résultats et interprétation**

#### a. Variation temporelle de la concentration en toxines

La toxicité globale d'une fleur d'eau peut être incertaine en raison des variations dans la concentration des toxines dans le temps et dans l'espace dans une masse d'eau présentant une fleur d'eau (Hrudey *et al.*, 1994 ; Ransom *et al.*, 1994).

A ce jour, plus de 70 variants de microcystines ont été identifiés, ils diffèrent essentiellement par la nature de l'acide aminé en position 2 et 4, et par la méthylation des acides aminés en position 3 et 7 (Sivonen, 1998).

La microcystine-LR, produite comme métabolite secondaire par *Microcystis aeruginosa* et par d'autres espèces d'algues bleues, semble être la microcystine la plus commune (Carmichael, 1992b) et la plus abondante dans *Microcystis* (Kotak *et al.*, 1995 ; Vasconcelos *et al.*, 1995 ; Cuvin-Aralar *et al.*, 2002).

À ce jour, la majorité des travaux sur les microcystines ont été réalisés en utilisant cette variante car elle est rencontrée dans la plupart des pays qui ont signalé des épisodes de

toxicité (Fawell *et al.*, 1993). La microcystine-LR a un poids moléculaire d'environ 1000 daltons. Sa toxicité ne semble pas être très différente de celle des autres microcystines (Carmichael, 1992a).

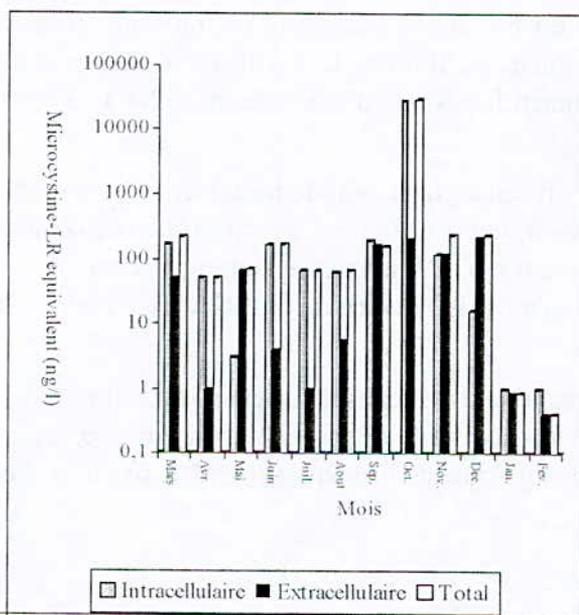
Les résultats du test d'inhibition enzymatique de la PP2A, réalisés sur les filtres et les filtrats du barrage Cheffia durant la période s'étendant de mars 2004 à février 2005, sont présentés dans la **figure 2**.

Les filtres (toxines intracellulaires) ont montré une activité inhibitrice de PP2A très significative pendant toute la période d'étude avec des concentrations en hépatotoxines allant de 0 à 28679.80 ng/l en équivalent microcystine-LR. Par ailleurs, de très faibles niveaux d'activité inhibitrice de phosphatases ont été retrouvés dans les filtrats (toxines extracellulaires) au cours de la période d'étude.

Les faibles teneurs en toxines sont enregistrés du mois de mars au mois d'août avec des teneurs qui varient de 50,8 à 217.04 ng/l. De plus, pour les mois de janvier et février 2005 les concentrations en toxines sont presque nulles. En revanche, la **figure 2** met en évidence la présence de fortes concentration en hépatotoxines durant la saison automnale allant de 227,47 à 28886.48 ng/l avec une concentration significative en hépatotoxine le mois d'octobre (un pic de  $\cong 29 \mu\text{g/l}$ ). Ce pendant, les résultats décrits ci dessus, nous laissent à penser que l'espèce *Microcystis sp.* la souche présente dans le barrage cheffia durant le mois d'octobre pourrait produire des hépatotoxines inhibitrices de sérine/thréonine phosphatases de type microcystines.

Par ailleurs, l'examen microscopique des échantillons d'un bloom de cyanobactéries à forte concentration en toxines (29,163  $\mu\text{g/l}$ ) dans le lac Oubeira montre la dominance du genre *Microcystis* (Nasri *et al.*, 2004).

Les concentrations les plus élevées en toxines sont souvent observées aux intensités lumineuses optimales. Les teneurs en toxines varient en général dans un rapport de deux à trois en relation avec les conditions d'éclairement (Van der Westhuizen & Eloff, 1985 ; Codd & Poon, 1988 ; Sivonen, 1990b ; Rapala *et al.*, 1993, 1997). En effet, dans le lac Grand-Lieu en France les toxines étaient présentes dans les fleurs d'eau entre juin et octobre. Avec de fortes doses le mois de septembre (Vezie *et al.*, 1998).



**Figure 2:** Variation mensuelle des microcystines (ng/l) au niveau du barrage Cheffia (mars 2004 au février 2005).

b. Evaluation de l'efficacité du traitement des eaux sur les cyanobactéries au niveau de la station de traitement Chaiba

**Tableau 1:** Différents procédés de traitement des eaux du barrage Cheffia au niveau de la station de traitement Chaiba (mars 2004-fevrier 2005).

| Procédés de traitements  | Pré- chloration | Coagulation         | Floculation             | Filtration *   | Stérilisation |
|--------------------------|-----------------|---------------------|-------------------------|----------------|---------------|
| Réactifs utilisés (mg/l) | Naocl ou Caocl  | Sulfate d'aluminium | Adjuvant de floculation | Charbon actifs | Chlore        |
| <b>Mars</b>              | 0.99            | 60                  | 0.2                     | 0              | 1.32          |
| <b>Avril</b>             | 0.99            | 54                  |                         | 0              | 1.32          |
| <b>Mai</b>               | 0.77            | 100                 |                         | 0              | 1.32          |
| <b>Juin</b>              | 1.12            | 100                 |                         | 0              | 1.32          |
| <b>Juillet</b>           | 0.76            | 60                  |                         | 0              | 1.64          |
| <b>Aout</b>              | 0.64            | 60                  |                         | 0              | 1.67          |
| <b>Septembre</b>         | 0.99            | 60                  |                         | 0              | 1.66          |
| <b>Octobre</b>           | Arret           | 60                  |                         | <b>15</b>      | 1.42          |
| <b>Novembre</b>          | Arret           | 90                  |                         | 0              | 1.42          |
| <b>Decembre</b>          | 0.97            | 80                  |                         | 0              | 0.99          |
| <b>Janvier</b>           | 0.99            | 60                  |                         | 0              | 0.99          |
| <b>Février</b>           | 0.99            | 60                  |                         | 0              | 0.99          |

\* Pour la filtration : tous les mois c'est sur sable sauf pour le mois d'octobre sur

**Charbon actif.**

La concentration maximale en MC-LR dans les eaux de consommation est fixée à 1 µg/l par la réglementation en vigueur. Or, elle peu être nettement plus importante dans l'eau brute, en présence de forte croissance algale (Duguet, 2001). Par conséquent, l'abattement de la concentration de cette toxine dans les filières de production d'eau de consommation est un enjeu majeur. Ainsi, plusieurs études ont été menées sur ce sujet (Maatouk et al., 2002 ; Rapala et al., 2002 ; Haider et al., 2003 ; Newcombe & Nicholson, 2004).

Le but de cette nouvelle partie d'étude est d'évaluer le potentiel d'élimination des toxines de cyanobactéries , à l'échelle pilote, au cours des différents procédés de traitement. Un volume d'eau de 3.600 m<sup>3</sup> a été pompé dans le réservoir de Chaiba puis traité par plusieurs procédés (pré chloration, coagulation – floculation, décantation, filtration et stérilisation). L'eau brute a été prélevée puis traitée dans cette station pendant la période d'étude de mars 2004 au février 2005 (tableau 1).

Deux prélèvements mensuelles de 500 ml au niveau de la station de traitement Chaiba (un en amont avant traitement et l'autre en aval après traitement) ont été effectués. Les échantillons ont été filtrés sur membrane en fibre de verre (GF/C, Whatmann), puis pré concentrés sur cartouche d'extraction C<sub>18</sub>. La recherche de l'activité inhibitrice de la PP2A a été réalisée sur les filtres et les filtrats.

Pour le mois d'octobre 2004, la filtration d'eau brute a été réalisée sur charbon actif (15 mg/l), période qui correspondait au développement massif de l'espèce *Microcystis sp.* et aux concentrations en microcystines d'environ 29 µg équivalent microcystine-LR par litre d'eau brute

Les résultats d'analyse de l'activité inhibitrice de la PP2A par les différents échantillons d'eau brute et traitée sont représentés dans le **tableau 2**.

**Tableau 2:** Evaluation d'efficacité des différents procédés de traitement des eaux pour l'élimination des toxines au niveau de la station Chaiba (mars 2004- février 2005).

| Mois    | Eau brute<br>Toxines<br>(ng L <sup>-1</sup> equiv. MCYST-LR) |         |          | Eau traitée<br>Toxines<br>(ng L <sup>-1</sup> equiv. MCYST-LR) |         |        | % d'efficacité |
|---------|--|---------|----------|--|---------|--------|----------------|
|         | Filtre   | Filtrat | Total    | Filtre   | Filtrat | Total  |                |
| Mar-04  | 168.72   | 48.32   | 217.04   | 131.90   | 4.23    | 132.13 | 39.1           |
| Avr-04  | 50.80  | 0       | 50.80    | 41.80  | 0       | 41.80  | 17.7           |
| Mai-04  | 3.12   | 64.60   | 67.72    | 0  | 0       | 0      | 100            |
| Juin-04 | 161.47   | 3.84    | 165.31   | 47.50  | 2.15    | 49.65  | 70.0           |
| Juil-04 | 64.42  | 0       | 64.42    | 14.76  | 0       | 14.76  | 77.1           |
| Aout-04 | 61.20  | 5.53    | 66.73    | 43.30  | 0       | 43.30  | 35.1           |
| Sep-04  | 191.60   | 160.34  | 351.94   | 9.81   | 0       | 9.81   | 97.2           |
| Oct-04  | 28679.80   | 206.68  | 28886.48 | 26.77  | 9.61    | 36.38  | 99.8           |
| Nov-04  | 115.40   | 121.47  | 236.87   | 11.20  | 6.21    | 17.41  | 92.6           |
| Dec-04  | 15.65  | 211.82  | 227.47   | 20.90  | 12.70   | 33.60  | 85.2           |
| Jan -05 | 0  | 0,83    | 0,83     | 0  | 0       | 0      | 100            |
| Fev-05  | 0  | 0,41    | 0,41     | 0  | 0       | 0      | 100            |

Les concentrations en microcystines dans les eaux traitées pendant toute la période d'étude semble être très faible (ne dépasse pas 0,134 µg/l) par rapport au norme de l'OMS pour l'eau potable de 1 µg/l (Who, 1998)

Selon Vlaski *et al.* en 1996; Hitzfeld *et al.* en 2000 et Hoeger *et al.* en 2002, l'efficacité des traitements classique pour l'élimination des toxines dépend de plusieurs facteurs surtout la densité de l'espèce de cyanobactéries et la concentration et le type de floculent et de charbon actif utilisés.

Au niveau de la station de traitement Chaiba, le pourcentage d'élimination des microcystins varié de 17,7 à 100 % durant la période d'étude (mars 2004-février 2005). Pour les mois de mai, juin, juillet et décembre les pourcentage d'élimination des microcystines sont respectivement de 100, 70.0, 77.1 et 85,2 %. En fait , pour les deux mois de mai et de décembre 2004 les concentrations en toxines extracellulaire représentent plus de 93 % du total des toxines pendant ces deux mois, Nicholson *et al.* en 1994 ont montré que la préchloration pourrait être très efficace pour l'élimination des MCYST-LR extracellulaires.

En revanche, l'élimination des microcystines est incomplète en mars, avril et août avec des pourcentages qui varient entre 17,7 et 39,1 %, cela peut être expliqué par la présence de quelques espèces filamenteuses appartenant aux genres *Phormidium*, *Pseudanabaena*, *Oscillatoria* et *Lyngbya*. En effet, ces espèces sont de petite taille et passent par le système de filtration sur sable. Steffensen & Nicholson en 1994 constatent que l'efficacité de l'ozonoflotation dans l'élimination des *Microcystis* est de 40-80 % et seulement 30 % pour *Oscillatoria*. La variation de ces pourcentages peut résulter de la différence de taille et de la forme cellulaire de ces deux genres.

Par ailleurs, pendant l'automne (septembre-novembre 2004), période qui coïncide avec la prédominance de l'espèce *Microcystis sp.* dans le barrage Cheffia, l'élimination d'hépatotoxines inhibitrices de PP2A est supérieure à 92%. Cependant, pour le mois d'octobre 2004, où la concentration totale en microcystines dans l'eau brute est de 28.9 µg/l, l'élimination est très efficace (99.8 %). Pendant ce mois la pré-chloration n'a pas été utilisée et 15 mg/l de charbon actif en poudre (PAC) a été ajouté au processus de traitement (filtration).

Cependant, l'efficacité du charbon actif en poudre (PAC) a été démontrée (Himberg et al., 1989 ; Hrudey et al., 1999 ; Newcombe & Nicholson, 2004 ; A.F.S.S.E., 2006). Des études antérieures effectuées par Donati et al. en 1993 ont montré qu'une meilleure qualité de charbon actif en poudre à une dose de 25 mg/l permettait d'éliminer 98% de microcystine-LR dissoute à une concentration initiale de 50µg/l.

Enfin pour les deux mois (janvier et février) les concentrations en microcystines dans l'eau brute sont presque nulles donc on peut pas juger l'efficacité du traitement.

#### **4. Discussion**

Les modèles climatiques prévoient une augmentation globale de la température moyenne de 1°C à 2,5°C en 2050 (Allen et al., 2000) qui risque de modifier les conditions limnologiques et provoquer un changement de succession du phytoplancton (Pierce, 2004). En effet, les changements des conditions climatiques liés au phénomène El Niño de 1997 dans le Nord-Est brésilien ont modifié les conditions écologiques de plusieurs réservoirs, dont celui d'Ingazeira (Brésil) avec la présence de l'efflorescence de *Cylindrospermopsis raciborskii* toute l'année 1998 (Bouvy et al., 1999). En fait l'eutrophisation s'accroît en raison du rapport évapotranspiration/précipitation augmentant avec les conditions de sécheresse, ce qui réduit le temps de renouvellement hydraulique du lac, ainsi que l'effet de dilution (Schindler, 1997).

L'ensemble des conditions liées au réchauffement climatique (stratification plus importante, température plus élevée de l'eau, etc...) pourrait donc favoriser l'eutrophisation anthropique qui est un processus accélérant de façon drastique l'évolution du plan d'eau vers un état eutrophe. Les diverses pressions anthropiques induisent généralement une pollution des eaux douces (rejets d'effluents industriels, agricoles, domestiques, etc...), qui se traduit fréquemment par une eutrophisation des eaux, tant en zone tempérée qu'en zone tropicale, avec l'apparition d'efflorescences de cyanobactéries (toxiques ou non). Ces efflorescences sont souvent à l'origine des déséquilibres écologiques mais aussi d'intoxications dans le cas de libération de toxines (Chorus & Bartram, 1999). Elles représentent un problème croissant pour les activités économiques liées au milieu aquatique (tourisme, pisciculture, aquaculture), mais surtout pour la distribution d'eau potable et plus généralement pour la santé humaine (Falconer, 1999).

Les risques sanitaires et les conséquences néfastes sur la qualité des eaux contaminées par ces efflorescences d'algues nuisibles sont bien connus. Nombreux sont les cas d'intoxications et de mortalité de poissons, d'oiseaux et de bétail qui ont d'ailleurs déjà été signalés dans et à proximité de certaines de ces retenues (barrages et lacs). Bien que les causes exactes de ces incidents soient restées méconnues, l'existence et la prolifération massive, dans ces milieux, de souches cyanobactéries potentiellement toxiques ont été suspectées (Mc barron & May, 1966 ; Sivonen, 1990b ; Bouaicha, 2002 ).

Actuellement, seuls les pays industrialisés ont développé des recherches dans le domaine ainsi qu'un réseau de surveillance. Quelques pays tels la Chine et le Brésil ont commencé à s'y intéresser suite à des incidents toxiques parfois graves : mort de patients dialysés au Brésil (Jochimsen *et al.*, 1998 ). En revanche, l'Afrique, le Moyen Orient, l'Asie centrale sont des régions très peu documentées sur les efflorescences à cyanobactéries et les cyanotoxines.

En Algérie, jusqu'à ce jour, peu de travaux ont porté sur les cyanobactéries. Le seul travail que l'on peut citer est celui de Nasri *et al.* en 2004 qui a porté sur l'identification générique des cyanobactéries toxiques et dosage de leurs toxines dans le Lac Oubeira. Cependant, notre étude est le premier rapport d'évaluation quantitative et qualitative des cyanobactéries et de leurs toxines dans le barrage de Cheffia. Au sein de ce travail, l'objectif principal de la thèse est de vérifier l'ampleur de la contamination de l'eau par les cyanobactéries et leurs toxines dans le Barrage Cheffia, la station de traitement Chaiba et le Lac Oubeira.

Pour évaluer les concentrations en hépatotoxines de type microcystine dans les eaux du barrage avant et après traitement, nous avons utilisé le test d'inhibition de phosphatase (PP2A).

De fortes concentrations en hépatotoxines de type microcystine ont été trouvées dans les eaux du barrage durant la saison automnale allant de 227,5 à 28886,5 ng équivalent Microcystine-LR/l avec la concentration la plus forte observée en octobre 2004 (29 µg équivalent microcystine-LR/l).

Les concentrations en microcystines observées en Afrique varient de quelques µg à 19.800 µg équivalent MCYST-LR par g de lyophilisat (Berger, 2005). Cette valeur est la plus élevée jamais répertoriée si on se réfère à la liste exhaustive établie par Sivonen & Jones en 1999 (max. 7.300 µg équivalent MCYST-LR par g de lyophilisat, en Chine et au Portugal). Toutefois il est nécessaire de nuancer ces observations car dans un échantillon naturel ces valeurs varient en fonction :

- De l'échantillonnage sur une même retenue d'eau, si un échantillon est prélevé dans une zone d'accumulation des cyanobactéries (efflorescence, écume, mat) ou bien au large, les valeurs pourront être très différentes ;
- De la méthode d'analyse utilisée. Les tests Elisa et PP2A ne donnent qu'une estimation exprimée en équivalent MCYST-LR or toutes les microcystines n'ont pas la même toxicité et ne répondent pas de façon identique (Robillot, 2001) ;
- De même, lorsque ces concentrations sont évaluées pour des souches isolées, il faut également tenir compte des conditions de culture susceptibles de faire varier l'expression de la synthèse des toxines en fonction des phases de croissance (Robillot, 2001 ; Hamilton *et al.*, 2005).

Une des conséquences de l'apparition des blooms de cyanobactéries est l'augmentation de la concentration en toxines dans les eaux douces, ce qui constitue un grave problème de santé publique. Ces toxines contaminent aussi bien des retenues servant d'aires récréatives que des réservoirs d'eau potable. Les dispositifs de traitement des eaux ne semblent pas filtrer parfaitement les cyanobactéries, ni éliminer complètement leurs toxines. La population humaine risque alors d'être exposée à des doses croissantes de ces toxines. L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a élaboré une valeur guide pour l'eau potable de 1 µg microcystine-LR/l (Who, 1998). C'est la valeur en dessous de laquelle la consommation d'eau peut-être considérée sans danger. Pour une exposition chronique, une valeur de 0,1 µg/l a été suggérée (Falconer, 1996).

Au niveau de la station de traitement Chaiba, nous avons décelé la présence de faibles concentrations en toxines dans les eaux ayant subi le traitement, ce qui montre l'inefficacité des traitements employés. Aussi, nous estimons que les procédés de traitements conventionnels utilisés au niveau de cette station, comprenant pré chloration, coagulation – floculation, décantation, filtration et stérilisation ne sont pas efficaces pour l'élimination totale des microcystines. En effet, selon Himberg et *al.* en 1989, les procédés conventionnels de traitement de l'eau, comme la coagulation, la floculation par l'alun et la filtration sur sable, sont incapables de retenir les cyanotoxines. Quant à la chloration, des résultats divergents sont rapportés : certaines études font état de l'élimination des microcystines après une exposition de 30 minutes à 0,5 mg/l de chlore libre, alors que d'autres mettent en évidence des effets négligeables (Lambert et *al.*, 1994 ; Yoo et *al.*, 1995).

Pendant le mois d'octobre 2004, la filtration d'eau brute au niveau de la station de traitement Chaiba a été réalisée sur charbon actif (15 mg/l) période qui correspondait aux concentrations en microcystines d'environ 29 µg équivalent microcystine-LR par litre d'eau brute du barrage Cheffia. En effet, les traitements qui se sont révélés très efficaces sont l'utilisation du charbon actif et l'ozonation. Le charbon actif en poudre à une concentration supérieure à 20-30 mg/l permettrait de réduire la concentration des microcystines de plus de 90% alors qu'une concentration résiduelle de 0,1 mg/L d'ozone oxyderait plus de 99% des toxines. D'autres traitements comme l'irradiation UV (Tsuji et *al.*, 1994) et les couplages ozonation-filtration par le charbon actif en grain et flottation-ozonation (Benoufella et *al.*, 1995) ont donné de bons résultats pour la dégradation des microcystines. La microfiltration et l'ultrafiltration sur membranes sont également très efficaces pour éliminer les Cyanobactéries et les cyanotoxines. Une faible proportion de cellules endommagées suite à la filtration a été observée, avec une augmentation non significative de toxines dans le filtrat (Hrudey et *al.*, 1999). Par ailleurs, en périodes d'efflorescences algales, l'association d'un traitement sur flottation à une ultrafiltration sur membrane est apparue très efficace (Chevalier et *al.*, 1995). Neuman & Weckesser (1998) ont montré que le niveau de rétention des membranes d'osmose inverse pour la microcystine-LR est de 97 à 100%. L'élimination des cyanotoxines peut aussi se réaliser par des processus naturels et moins coûteux comme la biodégradation par les bactéries. Ainsi, l'efficacité de certaines souches bactériennes du genre *Pseudomonas* a été démontrée en présence de microcystine-LR (concentration inférieure à 1 mg l<sup>-1</sup>). Ces bactéries sont capables de dégrader 95% de toxines en environ 4-8 jours (Jones et *al.*, 1994b) et pour l'anatoxine-a (concentration initiale 80 µg l<sup>-1</sup>) 65% environ en un mois (Kirivanta et *al.*, 1991).

Le traitement d'une eau contaminée par des cyanobactéries toxiques doit succéder à d'autres mesures préalables de contrôle et de gestion des blooms dans les plans d'eau. Ces mesures peuvent intégrer des interventions directes et/ou indirectes. L'intervention indirecte consiste en général à manipuler les variables qui régulent la croissance des cyanobactéries comme la lumière, la disponibilité des nutriments et la stabilité physique du milieu. Les actions directes correspondent à des techniques qui minimisent l'accès des masses de cyanobactéries aux systèmes d'approvisionnement telles que le choix de la profondeur de la prise d'eau, l'utilisation de barrières flottantes pour limiter le déplacement des écumes en surface ou l'infiltration des eaux à travers des sols poreux et stockage souterrain (Hrudey *et al.*, 1999 ; Hitzfeld *et al.*, 2000). L'utilisation d'algicides pour détruire une efflorescence algale en amont d'une prise d'eau potable ou dans une zone récréative est à proscrire, compte tenu du fait que la lyse cellulaire entraîne la libération et la dispersion des toxines (Jones & Orr 1994). Toutefois, cette technique peut être utilisée à condition d'éviter l'utilisation de l'eau pendant les semaines qui suivent le traitement (Lam *et al.* 1995).

Si des traitements curatifs existent et sont efficaces vis-à-vis des toxines qui posent le plus de problèmes aujourd'hui, il est néanmoins nécessaire de poursuivre les investigations afin de mieux définir les limites des différents techniques de traitement, de mieux connaître les toxines mal connues ou qui non pas encore fait l'objet d'études spécifiques. Dans tous les cas, des actions préventives doivent être engagées afin de réduire la fréquence des blooms toxiques. En plus, si aucun accident dû aux Cyanobactéries toxiques n'a été décelé jusqu'à présent dans cette région, c'est parce-qu'aucun lien entre la présence de Cyanobactéries toxiques et la mort d'animaux n'a été établi. Une étude est nécessaire pour pouvoir affirmer qu'il y a corrélation entre les deux phénomènes. Selon Carmichael en 1997, l'impact des toxines de cyanobactéries toxiques est suffisamment important pour considérer ces organismes dangereux pour la santé humaine, qu'ils se développent dans les lacs, barrages ou même sur le littoral des plages.

Il semblerait donc qu'il existe un lien entre la diversité spécifique des cyanobactéries et le risque que représentent ces organismes pour la santé humaine et animale. Ainsi, le maintien de la diversité serait un moyen de prévenir l'apparition d'efflorescences à cyanobactéries. Or, il est aujourd'hui acquis que l'eutrophisation des systèmes aquatiques aboutit à une diminution de la biodiversité phytoplanctonique ainsi qu'à une augmentation des proliférations de cyanobactéries (Reynolds, 1984 ; 1987 ; Chorus, 2001). Les actions préventives consistent donc à lutter contre l'installation de conditions favorables ou aggravantes pour le développement de ces efflorescences de micro-algues et de cyanobactéries. Celles-ci passent par une gestion intégrée des ressources, avec la prise en considération d'un certain nombre de paramètres tels que les caractéristiques du bassin versant, le nombre d'habitants et de leurs rejets, le volume de la retenue d'eau, le temps de renouvellement de la masse d'eau, son exploitation.

Ceci rejoint la notion de « bon état écologique » d'une eau de surface qui s'appuie sur des éléments de qualité associés aux communautés aquatiques (éléments de qualité biologique), mais aussi aux caractéristiques physicochimiques et hydromorphologiques ayant une influence sur la biologie (Lefevre & Guiral, 2005). Si l'état de santé des écosystèmes aquatiques est une préoccupation croissante des pays du Nord (e.g. Directive Cadre sur l'Eau en France) cet aspect est d'autant plus important à prendre en considération dans les pays où la ressource en eau est précieuse comme les pays d'Afrique sub-saharienne. Ces derniers

devront donc tenir compte des connaissances acquises et prendre en considération les trois grands axes que sont la prévention des développements de cyanobactéries toxiques, la détection et le suivi des biomasses des espèces toxiques et des cyanotoxines et l'élimination efficace des toxines en cas de contamination.

## 5. Conclusions

Le processus d'eutrophisation des hydrosystèmes constaté un peu partout dans le monde en relation avec l'anthropisation des bassins versants, conduit généralement, à certaines périodes de l'année, à l'apparition d'efflorescences algales dites fleurs d'eau ou blooms (des Anglo-saxons) de certaines espèces de cyanobactéries toxiques. Le développement massif de ces derniers microorganismes dans des retenues servant d'aires récréatives et/ou des réservoirs de production d'eau potable, constitue un risque potentiel de santé publique pour de nombreuses populations. Dans plusieurs pays, un certain nombre de cas d'allergies ou d'intoxications aiguës ont été répertoriés chez l'homme, après contact avec des cyanobactéries toxiques ou ingestion d'eau contaminée par les cyanotoxines. Certaines espèces de cyanobactéries appartenant entre autres aux genres *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Planktothrix*, *Nodularia* et *Cylindrospermopsis* biosynthétisent principalement deux types de toxines : des neurotoxines et des hépatotoxines. Les hépatotoxines inhibitrices de sérine/thréonine phosphatases telles que les microcystines et les nodularines et la cylindrospermopsine sont, dans l'état actuel des connaissances, les seules à poser des problèmes d'exposition chronique en raison de leur potentiel cancérigène.

Les résultats obtenus au niveau du barrage Cheffia nous ont permis de mettre en évidence :

- La présence d'un risque sanitaire potentiel compte tenu de la présence de fortes concentrations en microcystines avec un pic de  $29 \mu\text{g l}^{-1}$  le mois d'octobre 2004 dans l'eau brute du barrage. Trois variantes de microcystines : microcystine-LR, -YR et -RR ont été identifiées dans l'extrait brut de l'espèce *Microcystis sp.* prédominante dans les eaux du barrage ;
- À la station de traitement Chaiba et après traitement, les concentrations en microcystines dans l'eau traitée sont très faibles (ne dépasse pas  $0,134 \mu\text{g/l}$ ) par rapport à la valeur guide fixée par l'OMS pour l'eau potable et qui est de  $1 \mu\text{g}$  microcystine-LR par litre d'eau potable. Cependant, il faut rester vigilant car chez l'homme les incidents de santé provoqués chez les personnes amenées à consommer de manière répétée de faibles quantités de microcystines sont probablement plus fréquents que les intoxications aiguës. Une évaluation précise des risques pour la santé publique est encore impossible, car de nombreux aspects concernant ces toxines sont insuffisamment connus, notamment ceux relatifs à l'effet cancérigène possible des microcystines ;
- Les procédés conventionnels de traitement de l'eau, comme la coagulation, la floculation par l'alun et la filtration sur sable, sont inefficaces pour l'élimination de cyanobactéries et leurs toxines. Cependant, l'efficacité du charbon actif en poudre (PAC) a été démontrée au niveau de la station de traitement Chaiba. En effet, la filtration avec  $15 \text{ mg/l}$  de charbon actif en poudre en absence d'une étape de préchloration (qui pourrait faire éclater les cellules de cyanobactéries et augmenter la concentration en toxines solubles) semble être très efficace pour l'élimination de la

forte concentration en microcystines détectée dans les eaux brutes du barrage (29 µg/l) avec un rendement de destruction de 99,8 %.

## 6. Références

- Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail (A.F.S.S.E.T.), 2006.** Rapport sur l'évaluation des risques liés à la présence de Cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux.
- Anonyme, 2005.** – L'Algérienne Des Eaux « A.D.E.) Chaiba, exploitation de la station de traitement des eaux.
- Allen M. R., Stott P.A., Mitchell J.F.B., Schnur R. & Delworth T.L., 2000.** Quantifying the uncertainty in forecasts of anthropogenic climate change. *Nature*, **407** : 617-620.
- Benoufela F., Laplanche A., Boisdon V. & Bourbigot M.M., 1995.** Elimination de trois genres d'algues de type cyanobactéries par un procédé d'ozonation. Approche de la toxicité avant et après traitement. *Tech. Sci. Méthodes*, **10**, 737-742.
- Berger C., (2005).** Cyanobactéries du Bas Delta du Fleuve Sénégal : Diversité, toxicité, toxines et risque associés. Thèse de Docteur du Muséum National d'Histoire Naturelle en Eco toxicologie, Paris, France
- Bouchard V.M., 2004.** Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin: dynamique à court terme et stratification, Université Laval.
- Bouaïcha N., Maatouk I., Vincent G. & Levi Y., 2002.** A colorimetric and fluorometric microplate assay for the detection of microcystin-LR in drinking water without preconcentration. *Food and Chemical Toxicology* **40**: 1677–1683.
- Bouvy M., Molica R., Oliveira S., Marinho M. & Beker B., 1999.** Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquat. Microb. Ecol.* **20** : 285-297.
- Carmichael W.W., 1992a.** A status report on planktonic cyanobacteria (blue-green algae) and their toxins. EPA/600/R-92-079, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. 141 pp.
- Carmichael W.W., 1992b.** Cyanobacteria secondary metabolites –The cyanotoxins. *Journal of applied bacteriology* ,**72**: 445-459.
- Carmichael W.W., 1997.** The Cyanotoxins. *Adv. Bot. Res.*, **27**, 211,-256.
- Carmichael W. W. & Falconer I. R., 1993.** Diseases related to freshwater blue-green algal toxins and control measures, Dans : Falconer, I. algal toxins in seafood and drinking water, *Academic Press*, London. pp. 187-209.
- Chevalier M.R., Brodard E. & Mevelec P., 1995.** Influence d'un bloom algal sur les performances de l'ultrafiltration. *Tech. Sci. Méthodes*, **10**, 728-731.
- Chorus I., 2001.** Cyanotoxins : occurrence, causes, conséquences. Ed. Ingrid Chorus, Springer Publishing. 357p

- Chorus I. & Bartram J., 1999.** Toxic cyanobacteria in water : a guide to public health significance, monitoring and management. Spon, London, 416 pp.
- Codd G.A. & Poon G.K., 1988.** Cyanobacterial toxins. In : Proc. Phytochem. Soc. Europe, 28. Eds. Gallon J.G., Rogers L.J., Oxford University Press, Oxford, 283-296.
- Cuvin-Aralar M-L., Fastner J., Focken U., Becker K. & Aralar E -V., 2002.** Microcystins in natural blooms and laboratory cultured *Microcystis aeruginosa* from Laguna de Bay, Philippines. System. Appl. Microbiol. 25, 179-182.
- Duguet J-P., 2001.** Efficacité des traitements de potabilisation des eaux destinées à la consommation humaine vis-à-vis des toxines algales; Technique Science et Méthodes, Numéro 9 pages 75-83.
- Falconer I.R., 1996.** Potential impact on human health of toxic cyanobacteria, Phycologia 35. p. 6-11.
- Falconer I.R., 1999.** An overview of problems caused by toxic blue-green algae (cyanobacteria) in drinking and recreational water. *Environmental Toxicology*, 14, 5-12.
- Fawell J.K., Hart J., James H.A. & Parr W., 1993.** Blue-green algae and their toxins — analysis, toxicity, treatment and environmental control. *Water Supply*, 11(3/4): 109–121.
- Jochimsen E.M., Carmichael W.W., An J., Cardo D.M., Cookson S.T., Holmes C.E.M., Antunes M.B.C., Melo Filho D.A., Jyra T.M., Barreto V., Azevedo S.M.F.O. & Jarvis W.R., 1998.** Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *New Engl. J. Med.* 338, 873-878.
- Jones G.J., Orr P.T., 1994.** Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Wat. Res.*, 28:871-876.
- Hamilton P.B., Ley L.M., Dean S. & Pick F.R., 2005.** The occurrence of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in Constance Lake: an exotic cyanoprokaryote new to Canada. *Phycologia* 44: 17-25.
- Haider S., Naithani V., Viswanathan P. N. & Kakkar P., 2003.** Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern. *Chemosphere*, 52, 1-21.
- Himberg K., Keijola A.M., Hiisvirta L., Pyysalo H. & Sivonen K., 1989.** The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: a laboratory study. *Water Res.*, 23, 979-984.
- Hitzfeld B.C., Hoger S.J. & Dietrich DR., 2000.** Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment, and human risk assessment. *Environ Health Perspect* 108:113-22.
- Hoeger S.J., Dietrich D.R. & Hitzfeld B.C., 2002.** Effect of Ozonation on the Removal of Cyanobacterial Toxins during Drinking Water Treatment. *Environ Health Perspect* 110:1127-1132.
- Hrudey S., Burch M., Drikas M., Gregory R., 1999.** Remedial mesures. In *Toxic Cyanobacteria in water : A guide to their public health consequences, monitoring and management.* E & FN Spon, London. 416p.

- Hrudey S.E., Lambert T.W. & Kenefick S.L., 1994.** Health risk assessment of microcystins in drinking water supplies. Dans : Toxic cyanobacteria — a global perspective. 28 mars 1994, Adelaide, South Australia. Australian Centre for Water Quality Research, Salisbury, Australia. pp. 7–12.
- Hutchinson G.E., 1967.** A treatise on limnology. ed. Wiley, 1115p.
- Kenefick S.L., Hurdey S.E., Petterson H.G. & Prepas E.E., 1993.** Toxin release from *Microcystis aeruginosa* after chemical treatment, Water Sc. Technol. 24 (3-4) : 865-875.
- Kirivanta J., Sivonen K., Lahti K., Luukkainen R., Niemela S.I., 1991.** Production and biodegradation of cyanobacterial toxins – a laboratory study. Arch. Hydrobiol., 121(3):281-294.
- Klemar A.R., 1990.** Effects of nutritional status on cyanobacterial buoyancy, blooms and dominance, with special référence to inorganic carbon. Can. j. Bot. :69, pp.1133-1138
- Kotak B.G., Lam A. K-Y., Prepas E.E., Kenefick S.L. & Hrudey S.E., 1995.** Variability of the hepatotoxin microcystin-LR in hypertrophic drinking water lakes. J. Phycol., 31:248-263.
- Kuiper-Goodman T., Falconer I. & Fitzgerald J., 1999.** Human health aspects, Dans : Chorus, I. et Bartram, J. (Eds.). Toxic Cyanobacteria in water. A guide to their public Health consequences, monitoring and management. WHO Ed. E & FN SPON, pp 113-53.
- Lam A.K., Prepas E.E., Spink D. & Hrudey S.E., 1995.** Chemical control of heparotoxic phytoplankton blooms: implications for human health. Water Res., 29, 1845-1854.
- Lambert T.W., Boland M.P., Holmes C.E.B & Hrudey S.E., 1994.** Quantification of the microcystin hepa- totoxin in water at environmentally relevant concentration with the protein phosphatase bioassay, Environ. Sc. Technol. 28 : 753-755.
- Lawton L.A., Edwards C. & Codd G.A., 1994.** Extraction highperformance liquid chromatographic method for the determination of microcystin in raw and treated waters. Analyst ;119:1525–30.
- Lefevre J. C. & Guiral D., 2005.** La prise en compte par la France des polluants chimiques et d'origine microbiologique présents dans les eaux dans le cadre de la mise en oeuvre de la Directive Cadre dur l'Eau, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. 279 pp.
- Maatouk I, Bouaïcha N., Fontan D. & Levi Y., 2002.** Seasonal variation of microcystin concentration in the Saint Caprais reservoir (France) and their removal in a small full-scale treatment plant. Water Research 36, 2891-2897.
- Nasri A.B., Bouaïcha N. & Fastner J., 2004.** First Report of a Microcystin-Containing Bloom of the Cyanobacteria *Microcystis* spp. in Lake Oubeira, Eastern Algeria. Arch Environ Contam Toxicol 46:197-202.
- MC Barron E.J. & May V., 1966.** Poisoning of sheep in New South Wales by the blue-green alga *Anacystis cyanea* (Kuetz) Dr. and Dail. Aust. Vet. J., 42, 449-153.
- Neumann U. & Weckesser J., 1998.** Elimination of microcystin peptide toxins from water by reverse osmosis. Environ. Toxicol. Water Qual., 13, 143-148.

- Newcombe G. & Nicholson B.C., 2004.** Water treatment options for dissolved cyanotoxins ; Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA, Volume 53, numero 4, pages 227-239.
- Rapala J., Sivonen K., Luukkainen R. & Niemelä S.I., 1993.** Anatoxin-a concentration in *Anabaena* and *Aphanizomenon* at different environmental conditions and comparison of growth by toxic and non-toxic *Anabaena* strains, a laboratory study. J. App. Phycol., 5:581-591.
- Rapala J., Sivonen K., Lyra C. & Niemelä S.I., 1997.** Variation of microcystins, cyanobacterial hepatotoxins, in *Anabaena spp.* as a function of growth stimuli. App. Environ. Microbiol., 64: 2206-2212.
- Rapala J., Lahti K., Rasanen L.A., Esala A.L., Niemela S.I. & Sivonen K., 2002.** Endotoxins associated with cyanobacteria and their removal during drinking water treatment ; Water Research, volume 36, numero 10, Pages 2627-2635.
- Ressom R., Soong F.S., Fitzgerald J., Turczynowicz L., El Saadi O., Roder D., Maynard T. & Falconer I., 1994.** Health effects of toxic cyanobacteria (Blue-green algae). National Health and Medical Research Council of Australia, Commonwealth Department of Human Services and Health. Australian Government Publishing Service, Canberra, Australia. 108p.
- Reynolds C.S., 1987.** Cyanobacterial water blooms. Adv. Biol. Res. 13, 67-143.
- Reynolds C.S., 1984.** The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, 384 p.
- Robillot C., 2001.** Etude de la complémentarité des méthodes analytiques et bioanalytiques pour la détermination des contaminants organiques environnementaux - Application aux toxines de cyanobactéries et aux xéno-oestrogènes, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. 280 pp.
- Schindler D.W., 1997.** Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in North America. *Hydrol.Process.*, 11 : 1043-1067.
- Sivonen K., 1990b.** Toxic cyanobacteria in Finnish Freshwaters and the Baltic Sea. PhD academic Dissertation in Microbiology, University of Helsinki, Finland.
- Sivonen K., 1998.** Toxins Produced by Cyanobacteria. In: Miraglia, M., Van Egmond, H., Brera, C., Gilbert, J. (Eds.), *Mycotoxins and Phycotoxins—Development in Chemistry, Toxicology and Food Safety*, USA, pp. 547–568.
- Sivonen K. & Jones G., 1999.** Cyanobacterial toxins. In *Toxic Cyanobacteria in water : A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spon, London. 416p.
- Smayda, T.J., 1997.** Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea, *Limnol. Oceanogr.* 42 (5), 1137–1153.
- Steffensen D.A. & Nicholson B.C., 1994.** Toxic cyanobacteria: Current status of research and management. Proceedings of an international Workshop, Adelaide, Australia. American Water Works Association Research Foundation- Australian Centre for Water Quality Research, Centre for Water Research, Belgium, p. 172.

- Tsuji K., Nalto S., Kondo F., Ishikawa N., Watanabe M.F., Suzuki M. & Harada K.-I., 1994.** Stability of microcystins from cyanobacteria: effect of light on decomposition and isomerization. *Environ. Sci. Technol.* 28, 173-177.
- Van der Westhuizen A.J. & Eloff J.N., 1985.** Effect of temperature and light on the toxicity and growth of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* (UV-006). *Planta*, 163:55-59.
- Vasconcelos V. M., Sivonen K., Evans W.R., Carmichael W.W. & Namikoshi M., 1995.** Isolation and characterization of microcystins (heptapeptide hepatotoxins) from Portuguese strains of *Microcystis aeruginosa* Kutz. emend Elekin. *Arch. Hydrobiol.* 134, 295.
- Vezie C., Brient L., Sivonen K., Bétru G., Lefeuvre J.C. & Salkinoja-Salonen M., 1998.** Variation of microcystin content of cyanobacterial blooms and isolated strains in Grand-Lieu Lake (France). *Microbiol. Ecol.* 35: 126-135.
- Vlaski A., van Breemen A. & Alaerts G., 1996.** Optimisation of coagulation conditions for the removal of cyanobacteria by dissolved air flotation or sedimentation. *Journal Water SRT-Aqua* 45:253-261.
- Wetzel R.G., 1983.** *Limnology*. ed. W.B. Saunders co. Philadelphia, 767p.
- Wetzel R. G. & Likens G.E., 2000.** *Limnological Analyses* 3rd edition *Springer-Verlag*. 429p.
- World Health Organization (WHO), 1998.** *Guidelines for Drinking-water Quality*. 2nd edition, Addendum to Vol. 2. *Health Criteria and Other Supporting Information*. World Health Organization, Geneva. 416 p
- Yoo S.R., Carmichael W.W., Hoehn R.C. & Hruday S.E., 1995.** *Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins: A Resource Guide*: AWWA Research Foundation and American Water Works Association



## SCÉNARIO DE CHANGEMENT DE L' UTILISATION DE TERRE EN CHYPRE PAR UN LOGICIEL HYDROLOGIQUE INTÉGRÉ AVEC GIS

### LAND USE CHANGE SCENARIOS IN CYPRUS VIA AN INTEGRATED HYDROLOGY-GIS SOFTWARE

**D. Fotakis<sup>1</sup>, E. Sidiropoulos<sup>1</sup>, A. Loukas<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>*Department of Rural and Surveying Engineering, Aristotle University, 54006 Thessaloniki, Greece*

<sup>2</sup>*Department of Civil Engineering, University of Thessaly, 38334 Volos, Greece*

*Corresponding author: E. Sidiropoulos, e-mail: [nontas@topo.auth.gr](mailto:nontas@topo.auth.gr), tel. ++30 2310 996143*

#### Résumé

Chaque logiciel utilisé pour des objets opérationnel doit posséder fiabilité des résultats, ainsi que flexibilité en choisir et tester des paramètres. Le model bassin versant UBC contient un large spectre des paramètres, qui expriment des caractéristiques météorologiques, géologiques, ainsi que écologiques du bassin. Le model hydrologique a été accouplé au MapInfo GIS et le logiciel créé comme ceci a été appelé Watershed Mapper. Watershed Mapper possède beaucoup des caractéristiques, qui permettent l'utilisation opérationnelle. Ces caractéristiques comprennent visualisation des données introduites et de la géométrie du bassin versant, exportation des résultats statistiques et des cartes thématiques et variation interactive des paramètres contestées. A fin qu' on applique Watershed Mapper, le bassin de Germasogeia en Chypre a été choisie, qui couvre une superficie de 160.4 km<sup>2</sup>. Changements de l'utilisation des terres ont été considérés, qui convertissent des étendues boisées en terres agricoles et des terres agricoles en régions du développement et du commerce. L'effet de ces changements sur le ruissellement et sur l'écoulement souterrain a été évalué comme un résultat des simulations mises à exécution en exploitant les caractéristiques combinées géographiques et hydrologiques du logiciel présenté. Les conclusions quantitatives obtenues peuvent être très importantes pour planification et décision.

#### Abstract

Watershed simulation software used for operational purposes must possess both dependability of results and flexibility in parameter selection and testing. The UBC watershed model contains a wide spectrum of parameters expressing meteorological, geological, as well as ecological watershed characteristics. The hydrological model was coupled to the MapInfo GIS and the software created was named Watershed Mapper. Watershed Mapper is endowed with several features permitting operational utilization. These include input data and basin geometry visualization, exporting of statistical results and thematic maps and interactive variation of disputed parameters. For the application of Watershed Mapper, the watershed of Germasogeia covering an area of 160.4 km<sup>2</sup> in Cyprus was selected. Land use changes were considered that converted forest areas to agricultural ones and agricultural lands to development and commercial areas. The effect of these changes on surface runoff and on deep groundwater percolation was evaluated as a result of simulations performed by exploiting the combined geographical and hydrological features of the presented software. The obtained quantitative conclusions can be of crucial importance in planning and decision making.

**Keywords:** watershed modeling; GIS; land cover change

## **1. Introduction**

The objective of Operational Hydrology is to control the operation of water systems and to provide aid in dealing with problems of water use and water management. Watershed simulation software used for operational purposes must possess both dependability of results and flexibility in parameter selection and testing.

The UBC watershed model, created initially at the University of British Columbia (Quick & Pipes, 1976), has been extensively applied and tested in watersheds around the world, under a great variety of climatic conditions and physiographic characteristics (Druce, 2001; Hudson & Quick, 1997; Morrison et al., 2002; Loukas et al., 2000; Fotakis et al., 2007). Also, it contains a wide spectrum of parameters expressing meteorological, geological, as well as ecological watershed characteristics.

The objective of this study was the development of software which would improve the facility and the flexibility of the use of UBC Watershed Model. The UBC source code has been rewritten in a Visual Basic 6 environment and subsequently the hydrological model was coupled to MapInfo GIS, via a code written in MapBasic, the programming language associated to MapInfo. The software thus created was named Watershed Mapper (Fotakis, 2003). Watershed Mapper is endowed with several features permitting operational utilization. These include input data and basin geometry visualization, exporting of statistical results and thematic maps and interactive variation of disputed parameters.

Possible scenarios of land cover changes, due to forest fires for instance, can be introduced into the Watershed Mapper and their effect can be evaluated on the hydrology of the watershed. Related sensitivity studies can also be carried out. The impacts on land use changes can easily be evaluated and facilitate decision making.

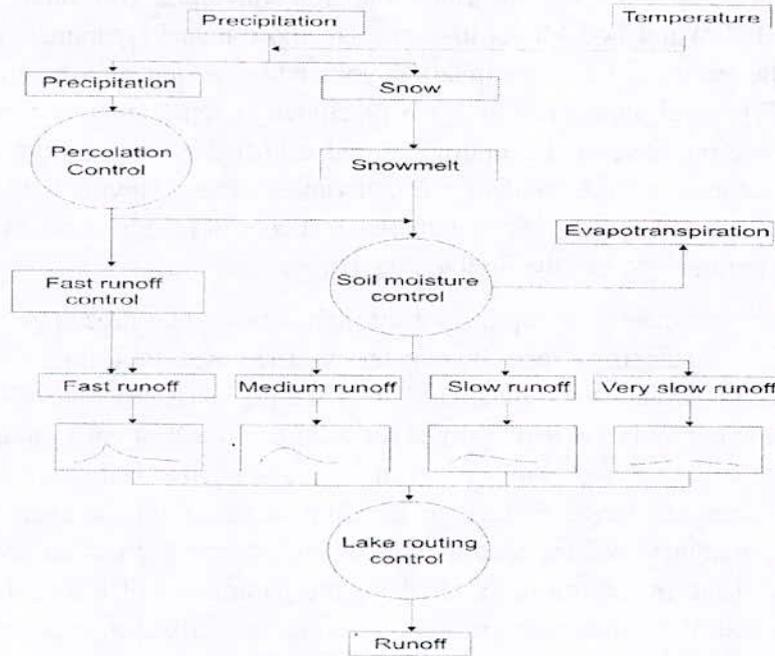
## **2. The UBC Watershed model**

The main features of the UBC Watershed Model are outlined below, under the light of its Visual Basic version that allows a better accessibility to the various parameters involved and a greater flexibility in communication with external related software applications. The Watershed Model is designed to operate on daily or hourly meteorological data inputs of maximum and minimum temperatures and precipitation. From these inputs the Watershed Model calculates estimates of daily watershed outflows. Additional information, such as snow pack, soil moisture deficit and groundwater storage values, is also computed.

The watershed model is designed primarily for mountainous watersheds and calculates the total contribution from snow and glacial melt as well as rainfall runoff. These are calculated on an elevation band by band basis. The model has been used for watersheds ranging from a few square kilometres up to areas of several thousand square kilometres, as cited the preceding introduction. The factors influencing the choice of watershed size are the available stream flow reference data for calibration and the available meteorological data base.

In general, the meteorological data base is sparse for most of the mountainous regions modelled. In the majority of situations the meteorological data is from valley stations. As a result of these data constraints, an important aspect of the Watershed Model is the elevation distribution of data. Functional relationships are specified describing the

variability of temperature lapse rates. The temperature lapse rate is a key relationship because it influences the precipitation distribution, and it is also very significant in determining snowmelt rates at various elevations. Precipitation inputs are made functionally dependent on elevation and on temperature regime. This functional variation of precipitation automatically recognizes that precipitation undergoes greater orographic enhancement during the winter than it does during warm summer rainstorms. The general structure of the UBC Watershed Model is indicated in the flow chart, Figure 1.



**Figure 1 :** The UBC watershed model flow chart

Water allocated to each of the components of runoff, namely fast, medium, slow and very slow components, are subjected to a routing procedure which produces a time distribution runoff. The routing procedure for each component is based on the same underlying concept, namely the linear storage reservoir. The fast and medium components of runoff are subjected to a cascade of reservoirs which is essentially identical to unit hydrograph convolution. The lower components of runoff simply use a single linear reservoir, thus avoiding the necessity to convolute for the final outflow.

Three main steps are necessary for the application of UBC Watershed Model: a) Observation of historical meteorological and flow data of the watershed, b) Watershed description, c) Calibration of the parameters, so the flow is conformed to the historical data. A parameter file divided into ten (10) groups of parameters, each dealing with a particular aspect of the modeling process, provide the Watershed Model with run control instructions and a physical description of a watershed which determines how it responds to temperature and precipitation inputs. These groups are:

- Time and date run control
- Meteorological and flow data
- Elevations and parameters for AES stations
- Description of the watershed
- Distribution of meteorological variables

- Snowmelt function
- Water distribution
- Initial conditions
- Initial values of outflows from routing storages
- Monthly parameters

Some of these, such as the physical description of the watershed, must be modified for each watershed. Others, such as the snowmelt function variables, will rarely, if ever, be changed. The UBC Watershed Model has, in total, more than 90 parameters. However, application of the model to various climatic regions and experience have shown that only the values of 17 general parameters and two precipitation representation factors for each meteorological station have to be optimized and adjusted during calibration, and the majority of the parameters take standard constant values. These varying model parameters can be separated into three groups: the parameters that control precipitation distribution, the water allocation parameters, and the flow routing parameters.

The above model parameters are optimized through a two-stage procedure. At the first stage, a sensitivity analysis of each parameter is performed to estimate the range of parameter values for which the simulation results are the most sensitive. At the second stage, a Monte Carlo simulation is performed for each parameter of each group by keeping the parameters of the other two groups constant. The parameters values are sampled from the respective parameter range defined in the first stage of the procedure (sensitivity analysis). The parameters values that maximize the objective function are put in the parameter file and the procedure is repeated for the parameters of the next group. The procedure starts with the optimization of the precipitation distribution parameters and ends with the optimization of the flow routing parameters. The objective function of the above

optimization procedure is defined as:  $EOPT = Eff - \left| 1 - \frac{V_{sim}}{V_{obs}} \right|$  (1)

where,  $V_{sim}$  and  $V_{obs}$  are the simulated and the observed flow volumes, respectively and

$Eff$  is the Nash-Sutcliffe (1970) efficiency defined as:  $Eff = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs_i} - Q_{sim_i})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs_i} - \overline{Q_{obs}})^2}$  (2)

where,  $Q_{obs_i}$  is the observed flow on day  $i$ ,  $Q_{sim_i}$  is the simulated flow on day  $i$ ,  $\overline{Q_{obs}}$  is the average observed flow and  $n$  is the number of days for the simulation period.

The object oriented nature of UBC Watershed Model (VB environment) opened the possibility for all the above parameters and features to be advantageously utilised by an external GIS.

### 3. Watershed Mapper

Watershed Mapper is embedded into MapInfo Professional. It was created and developed with the help of MapBasic 6.5, the programming language of MapInfo Professional (MapInfo MapBasic Developer Guide), and Visual Basic 6.0. It is a tool which allows the user to employ the UBC Watershed Model in the environment of MapInfo Professional by collecting, managing, analysing, and displaying spatial and temporal inputs and outputs.

For the connection of UBC Watershed Model and Watershed Mapper, DDE (Dynamic Data Exchange) was used. Furthermore, certain changes and additions were made in the code of UBC Watershed Model, regarding its appearance and incorporation. Watershed Mapper allows the update of two groups of UBC Watershed Model parameters: a) Watershed Description and b) Time run control.

a. Import and processing of source data

Source data is the term for scanned maps, aerial photographs and satellite images used for input data such as watershed's limits, heights, land use – land cover, geology and soil. Watershed Mapper builds a database and a grid for the proper distribution of these data. The size of the grid cells depends on source data accuracy and is defined by the user. Every cell of the watershed carries information on: a) elevation, b) north-south orientation, c) impermeable fraction, d) forested fraction and e) forest canopy density. All this information as well as the start and end dates of runs are fed into the UBC Watershed Model.

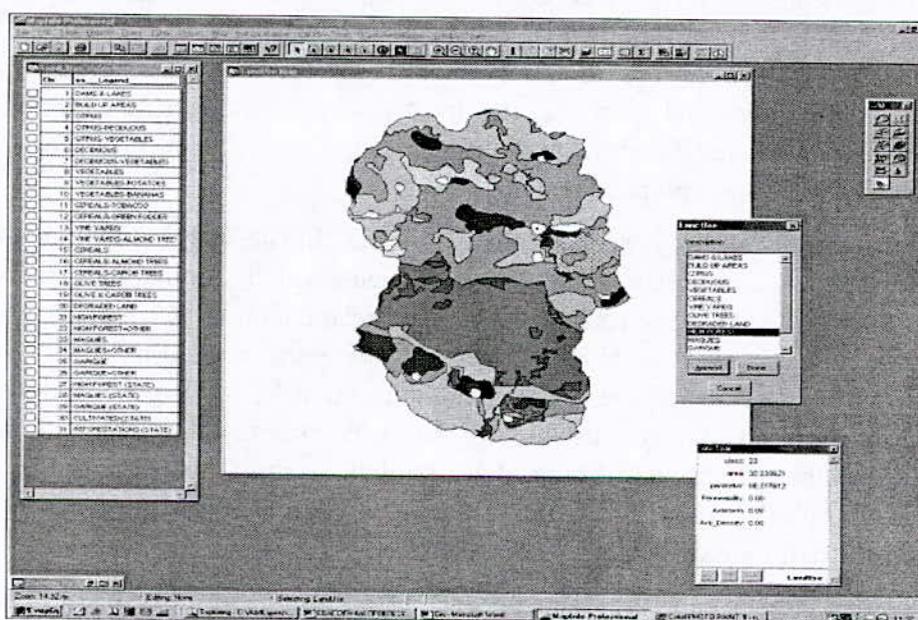


Figure 2 : Appending data with Watershed Mapper

b. Communication with the UBC Watershed Model

Watershed Mapper and UBC Watershed Model are two separate programs, which collaborate. The connection and collaboration were achieved with the help of DDE (Dynamic Data Exchange). DDE functions as a connector between a client and a server application. In our case, the client application is the Watershed Mapper, and the server application is the UBC Watershed Model. The client application begins the exchange establishing a “dialogue” with the server application by sending out commands. The “dialogue” starts with a request for data or operations. The server application responds by providing results to the client application. Finally, the UBC Watershed Model fully works in the MapInfo environment (Fotakis, 2003; Fotakis et al., 2007).

c. Displaying outputs

The third function of the software connection is the procedure during which the UBC processing results are received by the Watershed Mapper and suitably displayed within the GIS environment.

Examples of UBC processing results are contained in the following twenty six (26) new fields: Observed Flow, Calculated Flow, Difference Flow, SnowMelt Outflow, Glacial Contribution, Rainfall Outflow, Groundwater, Solar Radiation, Albedo %, Snow Cover Area, Potential Evapotranspiration Loss, Cloud Cover, Snowpack Water Equivalent, Maximum Temperature, Minimum Temperature, Interception, Snowfall, Rainfall, Snowmelt, Upper Groundwater, Deep Zone Groundwater, Snowmelt Interflow, Rainfall Interflow, Snowmelt Fastflow and Rainfall Fastflow.

The import of these fields into the GIS allows the user to take advantage of GIS features like SQL (Structured Query Language) questions, thematic maps, statistic reports, layouts etc.

#### **4. Land use change scenario and its impact on water flows**

For the application of Watershed Mapper, the watershed of Germasogeia in Cyprus was selected. It is located at 34°49' latitude, on the southern side of mountain Troodos of Cyprus, and roughly 5 km north of Limassol city. The watershed area is 160.4 km<sup>2</sup> and its elevation ranges from 70 m up to 1400 m. Most of the area is covered by typical Mediterranean type forest and sparse vegetation. A reservoir with storage capacity of 13.6 million m<sup>3</sup> was constructed downstream the mouth of the watershed in 1969, for irrigation and municipal water supply purposes.

The area is characterized by a Mediterranean maritime climate with mild winters and hot and dry summers. The precipitation is usually generated by frontal weather systems moving eastwards. The average basin wide annual precipitation is 640 mm, ranging from 450 mm at the low elevations up to 850 mm at the upper parts of the watershed. The mean annual runoff of Germasogeia River is about 150 mm, and 65% of it is generated by rainfall during winter months. The river is usually dry during summer months. The peak flows are observed in winter months and produced by rainfall events. The Germasogeia area is afflicted with problems of water scarcity. Land use and the extent of canopy affect significantly the hydrological regime of the basin.

Forest is the major land use in the watershed, accounting for 61% of the total land whereas agriculture covers 4.3% and urban areas 1.4%. In order to demonstrate the versatility of the compound tool, a land use change scenario is simulated and its effect on water flows is analyzed using Watershed Mapper. The entire Germasogeia watershed is divided into 2419 cells, with the size of each cell equal to 9 ha. Digital elevation data at a scale of 1:50,000 were used. Maps of the same scale were used for the extraction of geological, soil, and land cover data. Good quality daily precipitation from three meteorological stations located at 70 m, 100 m, and 995m of elevation were used. Data of maximum and minimum temperature measured at the low elevation station (70 m) were used in this study. In total, twelve years of meteorological and streamflow data (October 1986 – September 1998) were available from the Germasogeia watershed. The Watershed Mapper was used to derive the input parameters and generate the data for the UBC model. UBC was run to produce estimates of water flows. The simulated land use change scenario consisted in converting all the forest land to agricultural and all the agricultural land to residential and commercial development areas. These conversions represent an expansion of the current urban and agricultural land by about 6.9 km<sup>2</sup> and about 83 km<sup>2</sup> respectively. Assuming topography and soil remaining the same, the UBC Watershed Model was run to simulate the effect of the changed land use

on surface runoff, and deep ground water percolation. The simulation result is summarized in Figure 3 and 4.

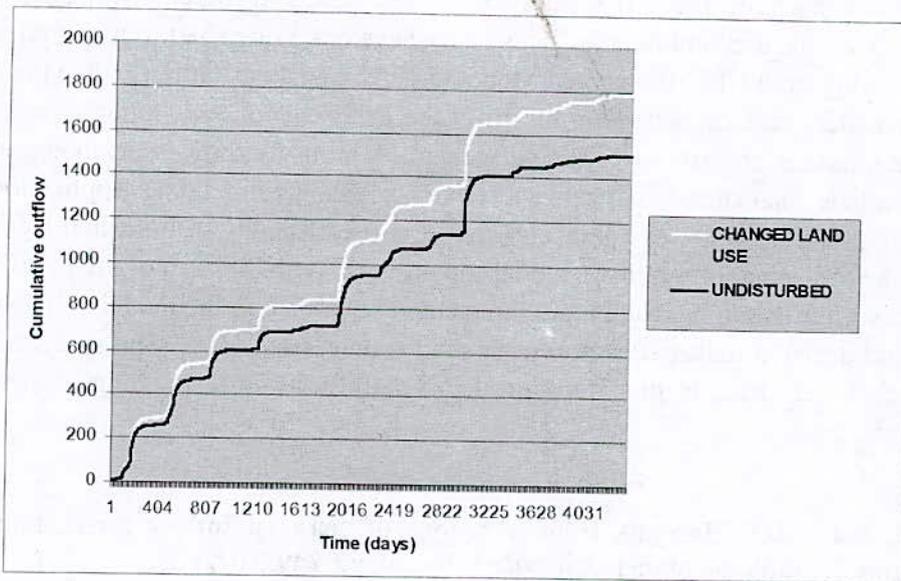


Figure 3 : Comparison between outflows

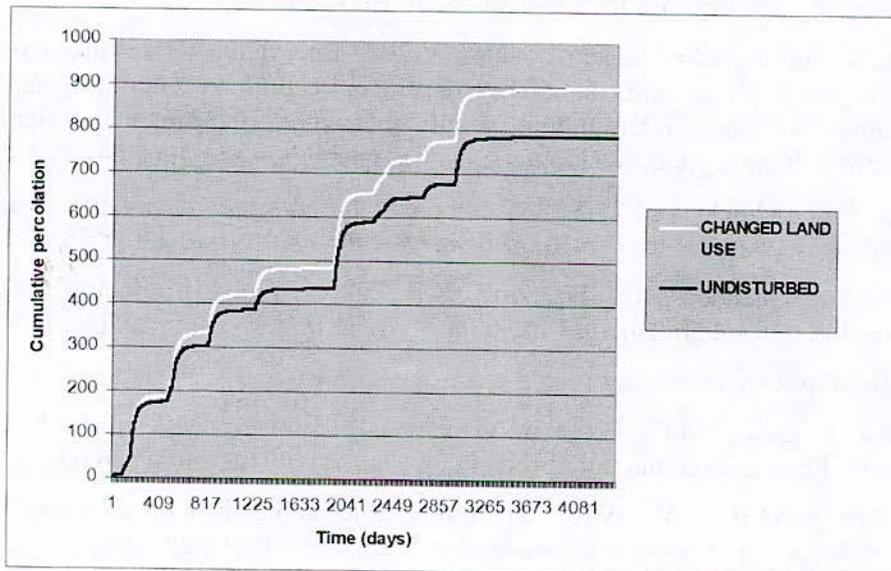


Figure 4 : Comparison between ground water percolation

The cumulative surface runoff and cumulative ground water percolation for twelve years are estimated for the hypothetical scenario and compared to the undisturbed scenario. An increase of about 18% and 14%, respectively, was observed, as illustrated in Figure 3 and 4. In simulating the effect of urban land expansion on water flows, this study assumed that the land cover and related surface conditions and management practices were the only parameters to be changed and other factors such as soil and topography remained same.

## 5. Conclusions

A compound tool was developed that couples the UBC Watershed Model to the MapInfo GIS. This tool combines the reliability and multiplicity of parameters of UBC with the data management and mapping capabilities of the GIS.

The Germasogeia watershed in Cyprus was used as a case study for our tool. UBC Watershed Model requires multiple input parameters. Manual input of these input parameters for each of the 2419 cells in the Germasogeia watershed would be time consuming, tedious, and problematic. This study develops Watershed Mapper, an interface between MapInfo and UBC Watershed Model to derive, analyze, and visualize the required model parameters and simulated results from the databases of soil, topography and land cover. The interface consists of parameter generator, input file processor, model executor, output visualizer, statistical analyzer, and land use change simulator. Application of the interface to study the watershed indicates that it is user friendly, robust, and significantly improves the efficiency of the flows modelling process. With the help of the interface, land use change scenarios can be readily and interactively explored in the model to help resource planners and decision makers develop watershed management plans. The specific land use scenarios that were tried in this study produced significant corresponding changes in the flow regimes.

### References

1. Druce, D.J., 2001. Insights from a history of seasonal inflow forecasting with a conceptual hydrologic model. *Journal of Hydrology*, **249**, 102-112.
2. Fotakis, D., 2003. Coupling of hydrological model with a GIS (In Greek). MSc Thesis, Faculty of Engineering, Aristotle University of Thessaloniki.
3. Fotakis, D., Sidiropoulos, E. and Loukas, A. 2007 Integration of a hydrological model within a geographical information system: Application to Germasogeia, Cyprus. Proceedings of the International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics, Skiathos island, Greece, June 24-28, 2007.
4. Hudson, R.O., Quick, M.C., 1997. Component based water chemistry simulator for small subalpine watersheds. *Canadian Water Resources Journal*, **22**(3), 299-325.
5. Loukas, A., Vasiliades, L., Dalezios, N.R., 2000. Flood producing mechanisms identification in southern British Columbia. *Journal of Hydrology*, **227**(1-4), 218-235.
6. MapInfo MapBasic Developer Guide v.6.5.
7. Morrison, J., Quick, M.C., Foreman, G.G., 2002. Climate change in the Fraser River watershed: Flow and temperature projections. *Journal of Hydrology*, **263**(1-4), 230-244.
8. Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models. Part-1 A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, **10**(3), 282-290.
9. Quick, M.C., Pipes, A., 1976. A combined snowmelt and rainfall-runoff model. *Canadian Journal of Civil Engineering*, **3**(2), 449-460. MapInfo MapBasic Developer Guide v.6.5.

**APPROCHE GEOCHIMIQUE DU FONCTIONNEMENT DE LA  
NAPPE DU CONTINENTAL INTERCALAIRE (SUD TUNISIEN)  
GEOCHEMICAL APPROACH TO THE FUNCTIONING OF THE  
CONTINENTAL INTERCALAIRE AQUIFER (SOUTHERN TUNISIA)**

**K. ABID<sup>1</sup> & K. ZOUARI<sup>1</sup> & B. ABIDI<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>*Ecole Nationale d'Ingénieurs de Sfax. BP: W.3038.Sfax. Tunisie*

<sup>2</sup>*Arrondissement des Ressources en Eau. Commissariat Régionale au Développement Agricole de Gabès.  
Route de Médenine, 6019 Gabès, Tunisie*

*E-mail: [abidkameltn@yahoo.fr](mailto:abidkameltn@yahoo.fr) & [kamel.zouari@enis.rnu.tn](mailto:kamel.zouari@enis.rnu.tn) & [laabidiib@yahoo.fr](mailto:laabidiib@yahoo.fr)*

**Résumé**

Le Sud tunisien est caractérisé par la superposition de deux principales couches aquifères, dont la superficie est de l'ordre de 80.000 Km<sup>2</sup>. Il s'agit, du bas en haut, de la formation du Continental Intercalaire (CI) et la celle du Complexe Terminal (CT). Le fonctionnement hydrogéologique de ce système aquifère multicouche est largement influencé par la tectonique. L'écoulement des eaux du CI se fait généralement à partir des plateaux et des reliefs de bordure et converge vers la région du seuil d'El Hamma. La minéralisation totale des eaux augmente d'une façon générale avec le sens d'écoulement de la nappe. Les données chimiques et isotopiques prouvent que cette nappe est localement rechargée par infiltration directe d'eau de pluie à partir des affleurements carbonatés et sableux du Crétacé et du Miocène, respectivement. L'étude du diagramme Oxygène 18-Deutérium montre que l'eau de la nappe du Continental Intercalaire, dans certains secteurs, est affectée par l'effet d'évaporation. Les faibles activités du 14C, enregistrées dans les parties les plus confinées de la nappe, confirment l'origine ancienne des eaux de ce système aquifère multicouche.

**Mots clés :** aquifère multicouche, fonctionnement hydrodynamique, origine ancienne, recharge, mélange, évaporation.

**Abstract**

Southern Tunisia is characterized by the superposition of two principal aquifers, whose surface is about 80.000 km<sup>2</sup>: the "Complex Terminal" (CT) which forms the surface aquifer and the "Continental Intercalaire" (CI) which constitutes the deep aquifer. The hydrodynamic functioning of this multi-layer aquifer system is largely influenced by tectonics. The groundwater flow in the CI aquifer takes place towards a single discharge zone in the Gulf of Gabes and in the Chott Djerid region of Tunisia. The total mineralization evolution shows an increase from the peripheries of the basin to the El Hamma hydraulic sill zone. Chemical and isotopic data show that the different aquifer levels are locally recharged by direct infiltration of rainwater through carbonate and sandy outcrops of the Cretaceous and Miocene, respectively. The study of Oxygen 18-Deuterium plot, show that water of CI aquifer, in some compartments, is affected by evaporation effect. The low activities of 14 C, recorded in the most confined parts of this aquifer, confirm the old origin of water in this multi-layer system.

**Key words:** Multi-layer aquifer, hydrodynamic functioning, old origin, recharge, mixing, evaporation.

**1. Introduction**

L'exploitation des ressources en eaux souterraines en Tunisie s'est accrue ces dernières années, parallèlement au développement économique et démographique. De ce fait, ces ressources connaissent de plus en plus une dégradation qualitative et quantitative, résultant des contraintes anthropiques citées précédemment (les prélèvements sont largement supérieures à la recharge actuelle) et naturelles (climat généralement de type aride et variabilité importante des hauteurs des précipitations). Cependant, la bonne gestion de ces ressources en eau nécessite au préalable une bonne connaissance des caractéristiques hydrogéologiques, géochimiques et isotopiques du système aquifère. C'est essentiellement dans cette optique que cette étude a été réalisée.

La présente étude se propose d'élucider par les méthodes chimiques et isotopiques, le problème de communication entre les différentes couches aquifères au niveau de certaines zones de relais potentielles, supposées sur la base des données géologiques et structurales régionales. Elle vise à contribuer à une meilleure compréhension du fonctionnement hydraulique des unités hydrogéologiques du Sud tunisien et comprendre les mécanismes qui gouvernent la salinisation des eaux souterraines.

#### a. Cadre général

La zone d'étude est limitée à l'Ouest par la frontière algérienne et à l'Est par le dôme de Chott El Fedjej et la chaîne du Dahar. Elle recouvre toute la partie du territoire comprise entre l'Extrême sud du pays et la chaîne de Gafsa-Métlaoui au Nord (Figure 1). Le climat qui règne dans ce bassin est de type aride à semi-aride avec des tendances sahariennes. Les précipitations se caractérisent par leur irrégularité et leur violence, elles ne dépassent qu'exceptionnellement 100 mm/an.

#### b. Cadre géologique et hydrogéologique

D'un point de vue géologique et hydrogéologique, la nappe du CI est logée dans les formations du Crétacé inférieur (Néocomien, Barrémien, Aptien, et Albien). Elle est séparée de l'aquifère du CT par les formations argileuses, gypseuses et calcaires, d'âge Cénomaniens.

L'étude des cartes piézométriques a permis de mettre en évidence l'existence de trois principales directions d'écoulements (Figure 2 : Annexe) :

- Une direction Ouest-Est : cette ligne de flux, provenant de l'Algérie représente l'écoulement principal de la nappe alimentant les exutoires de la nappe ;
- Une direction Sud Ouest-Nord Est : cette direction d'écoulement acheminé vers l'exutoire tunisien, en passant par la région Douz-Sabria, provient de la frontière Algéro-Libyenne.
- Une direction Sud Est-Nord Ouest : cette ligne d'écoulement provient du massif du Dahar, et plus précisément des affleurements Crétacé localisés sur ce massif.

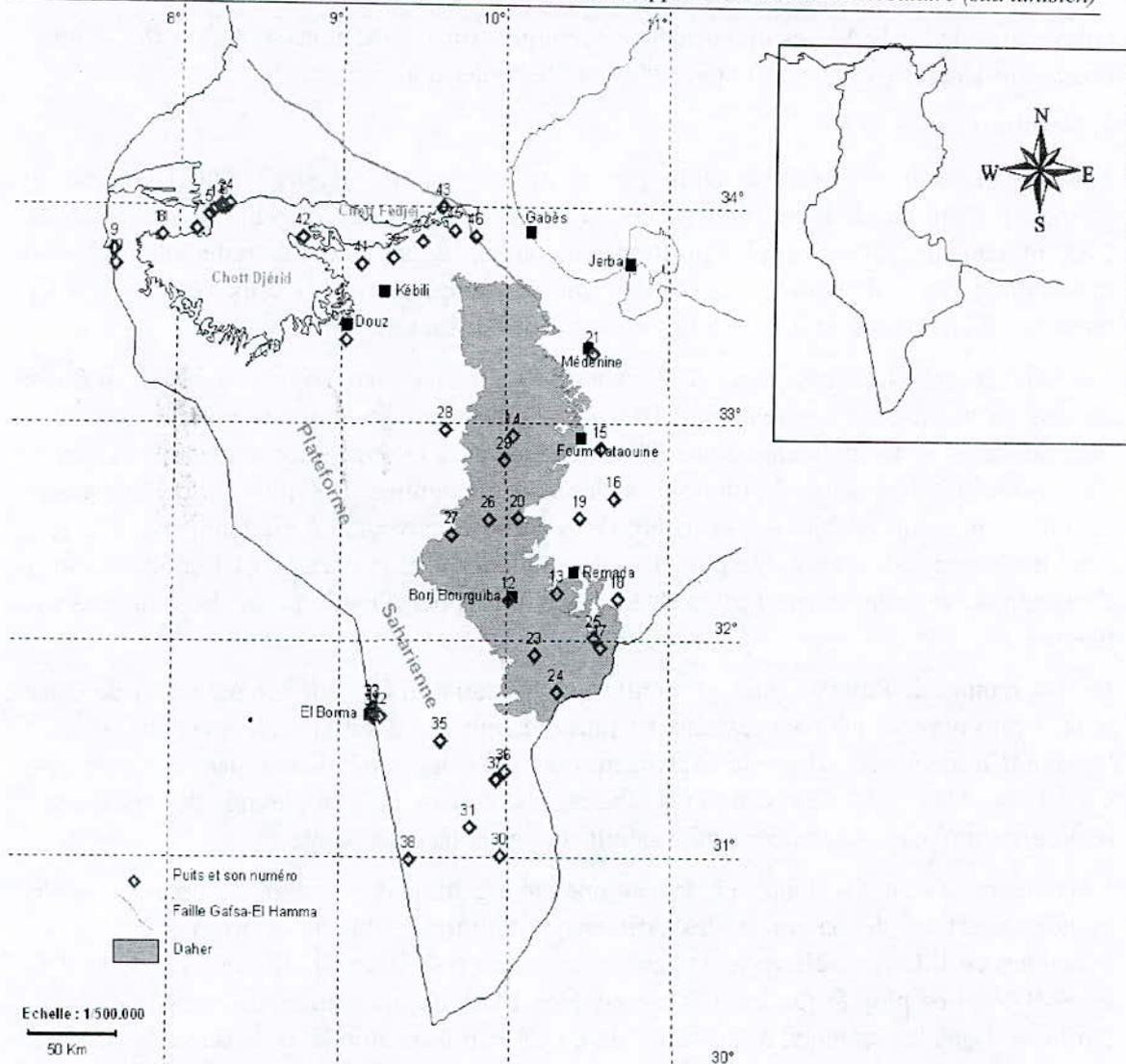


Figure 1 : Carte de localisation des différents prélèvements de la nappe du CI du sud tunisien

Les transmissivités sont relativement hétérogènes et varient entre  $10^{-3}$  et  $10^{-2} \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ . Pour cette étude, les prélèvements ont été effectués au cours de la période Janvier - Avril 2004, période où la mobilisation hydrodynamique est maximale (c'est-à-dire fin de la saison humide, favorable à la recharge, et exploitation accrue, liée à l'utilisation de l'eau par l'agriculture).

## 2. Matériel et Méthodes

La figure 1 met en évidence la localisation des différents points où des prélèvements ont eu lieu dans la nappe du Continental Intercalaire en Janvier - Avril 2004. Les paramètres physico-chimiques (pH, conductivité, température) ont été mesurés in situ. Les analyses chimiques des éléments majeurs et les teneurs en carbone 14 ont été réalisées au Laboratoire de Radio-Analyses et Environnement de l'ENIS. Les activités en  $^{14}\text{C}$  ont été mesurées par scintillation liquide sur des précipités de carbonate de baryum préparés sur le terrain. Les teneurs isotopiques des eaux ( $^{18}\text{O}$ ,  $^2\text{H}$ ,  $^{13}\text{C}$ ) ont été déterminées au

Laboratoire de l'AIEA. Les incertitudes analytiques sur les mesures sont de  $\pm 0.2\%$  pour l'oxygène-18 et le carbone-13 et de  $\pm 2\%$  pour le deutérium.

### 3. Résultats

Tous les résultats des analyses chimiques et isotopiques sont reportés dans le tableau 1 (Annexe). La profondeur des puits est comprise entre 53 m, dans les zones de recharges, et 2900 m, dans les parties les plus profondes du bassin. En surface, l'activité tectonique est matérialisée par l'alignement de sources dont la température des eaux (environ 30°C) témoigne d'une remontée depuis plusieurs centaines de mètres.

La conductivité électrique varie de 994 à 8570  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , en relation avec les teneurs élevées en sels dissous (entre 0,89 et 10,5  $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Les analyses chimiques montrent que la minéralisation totale augmente d'une façon générale avec le sens d'écoulement de la nappe, c'est-à-dire des régions de bordures vers les zones exutoires. Les plus fortes valeurs de salinité semble être résultées à la nature de la roche encaissante, à prédominance d'argile avec des passées de gypse. De plus, la surexploitation des réserves du CI contribuerait à l'augmentation de la minéralisation de ses eaux par appel d'eau à partir des aquifères ci-dessus.

Le diagramme de Piper (Figure 3) montre que les eaux du CI sont généralement de deux types : chloruré sodique pour les eaux les plus minéralisées et sulfaté calcique pour les eaux les moins minéralisées. Il existe également, pour les eaux minéralisées, des faciès de type Ca-Cl et Mg-Cl. Ces différents faciès soulignent la complexité des processus hydrogéochimiques qui gouvernent la salinité des eaux de cette nappe.

Les teneurs en isotopes stables présentent une large gamme de variation compte tenu de la grande superficie du bassin et des différences d'altitude (480 m environ). Les teneurs moyennes en 18O et en 2H varient respectivement entre -9.16 et -5.12‰ et -72.7 et -36.2‰ vs SMOW. Les plus fortes teneurs en oxygène-18 sont enregistrées dans les régions de bordures. Dans les secteurs, où la nappe du CI est la plus profonde, on observe les teneurs en isotopes lourds les plus basses, avec des teneurs en 18O comprise entre -8 et -9‰ vs SMOW.

### 4. Discussion et conclusions

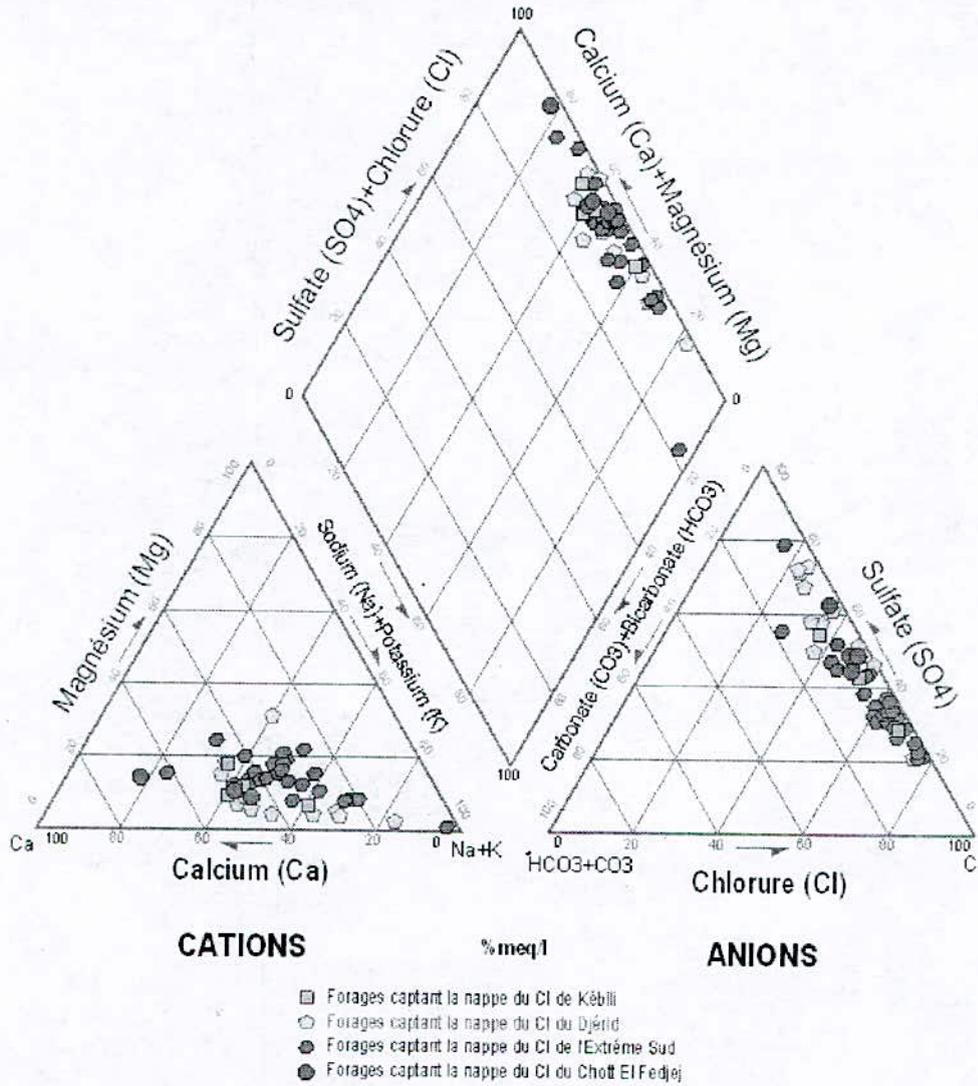
#### a. Mécanismes de l'acquisition de la charge saline

Dans cette partie, nous allons tenter de mettre en évidence les différents phénomènes géochimiques pouvant avoir lieu au sein des aquifères étudiés. Nous utiliserons, dans un but de comparaison, les corrélations établies entre les éléments majeur et le résidu sec (RS) des eaux souterraines (Figure 4).

D'une façon générale, les teneurs en sodium, en chlorure et en calcium augmentent avec la charge saline dans les différents niveaux aquifères, et sont donc déterminantes dans la minéralisation des eaux. Toutefois les teneurs en sulfate participent significativement à l'augmentation de la charge saline, surtout des eaux de la région des Chotts (zone exutoire). Cependant, les concentrations en magnésium et en bicarbonate ne montre pas une nette corrélation avec le résidu sec, indiquant une faible participation de ces ions à la salinisation des eaux souterraines.

Le programme WateqF (Truesdell & Jones, 1974; Plummer et al., 1976) a été utilisé pour calculer les indices de saturation des eaux vis-à-vis des phases minérales présentes dans les

réservoirs aquifères. Généralement, les eaux sont sous-saturées (indice de saturation, IS < 0) vis-à-vis du gypse et de l'halite et sursaturées (IS > 0) vis-à-vis de la calcite et de la dolomite (Figureure 5), ce qui suppose, a priori, une possibilité de dissolution des deux premiers minéraux et de précipitation des deux seconds.



**Figure 3 :** Faciès chimiques des eaux profondes de la nappe du CI (Sud Tunisien) : diagramme de Piper

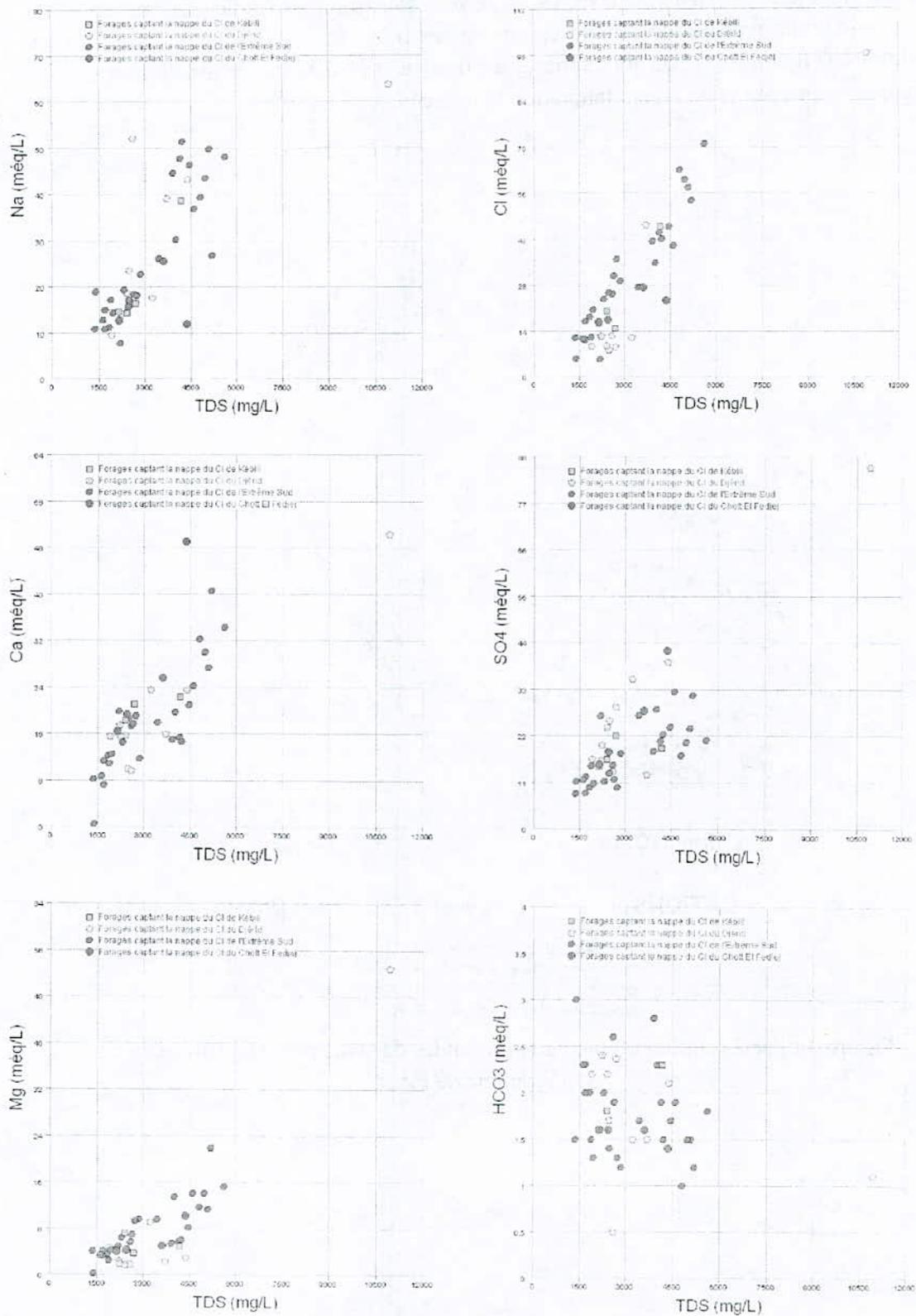
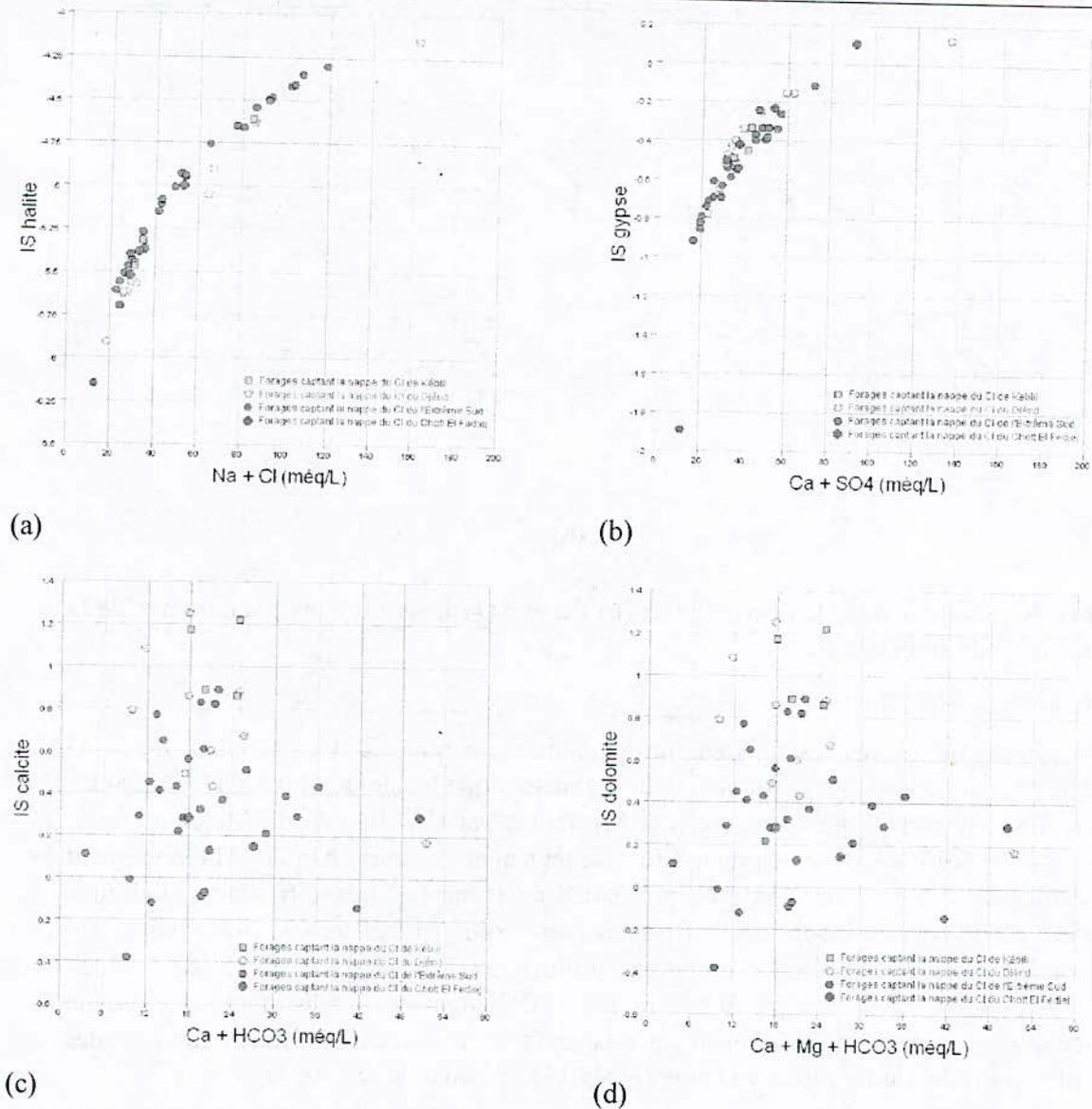
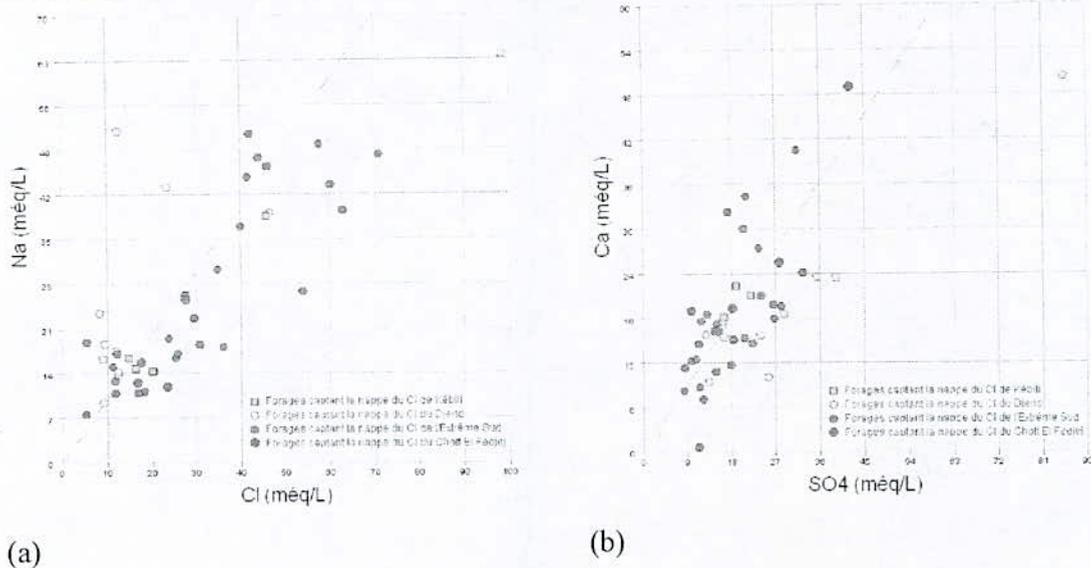


Figure 4 : Variation des concentrations des éléments majeurs en fonction du résidu sec



**Figure 5 :** Corrélation des indices de saturation des eaux vis-à-vis de l'halite, du gypse, de la calcite et de la dolomite en fonction de Na+Cl (a), Ca+SO<sub>4</sub> (b), Ca+HCO<sub>3</sub> (c) et Ca+Mg+HCO<sub>3</sub> (d) respectivement

Les corrélations établies entre les chlorures et le sodium et les sulfates et le calcium confirment la participation de ces ions dans la minéralisation totale des eaux par la dissolution éventuelle de l'halite, du gypse et/ou de l'anhydrite. Cependant, les points analytiques situés au-dessous de la droite de mise en solution du gypse traduisant un déficit en Ca<sup>2+</sup> qui peut être attribué à une précipitation secondaire de calcite. Cette hypothèse est déjà suggérée par l'état de sursaturation de l'eau vis-à-vis de ce minéral. Cependant, les points analytiques situés au-dessus de la droite de mise en solution du gypse traduisant un excès en Ca<sup>2+</sup> qui peut être le résultat des phénomènes d'échange de base (Na/Ca) sur les minéraux argileux, dont l'intervention est suggérée par un déficit de Na<sup>+</sup> par rapport à Cl<sup>-</sup> pour la plupart des points (Figure 6).



**Figure 6 :** Relation entre (a) Na et Cl et (b) Ca et SO<sub>4</sub> dans les eaux souterraines de la nappe du CI du sud tunisien

#### b. Hydrologie isotopique

Nous avons reporté nos résultats sur le diagramme classique  $\delta 2H$  en fonction de  $\delta 18O$  (Figure 8), où nous avons positionné la droite météorique locale de Sfax ( $\delta 2H = 8\delta 18O + 13$ ) et la droite météorique mondiale (DMM) définie par CRAIG (World Meteoric Water Line :  $\delta 2H = 8\delta 18O + 10$ ). Les points situés nettement en dessous de la DMM représentent les eaux issues des parties les plus profondes de la nappe. Les différences d'altitude relevées sur le bassin ne sont pas suffisantes pour expliquer des teneurs aussi basses qui témoignent donc de la présence d'une eau infiltrée sous un climat différent de l'actuel. Cette hypothèse, confortée par les activités  $14C$  nettement faibles, indique l'origine ancienne de ces eaux, probablement en relation avec leur recharge durant les périodes humides et froides du Pléistocène (Fontes et al., 1983 ; Zouari et al., 2003).

La position de la majorité des points représentatifs des échantillons prélevés de la nappe du CI de la région du Djérid, dans le diagramme  $18O/2H$  (Figure 8), montre un effet d'évaporation qui affecte les eaux avant leur infiltration. En effet, le ralentissement de la circulation des eaux dans la ride de Tozeur, favorise ce phénomène d'évaporation. L'intersection de cette droite d'évaporation avec celle de précipitation mondiale (DMM) affiche une valeur de -8 ‰ vs SMOW pour l'oxygène-18 et -53 ‰ vs SMOW pour le deutérium. Ces valeurs représentent la composition isotopique initiale des eaux des précipitations qui ont contribué à la recharge locale de la nappe avant leur infiltration et avant toute évaporation.

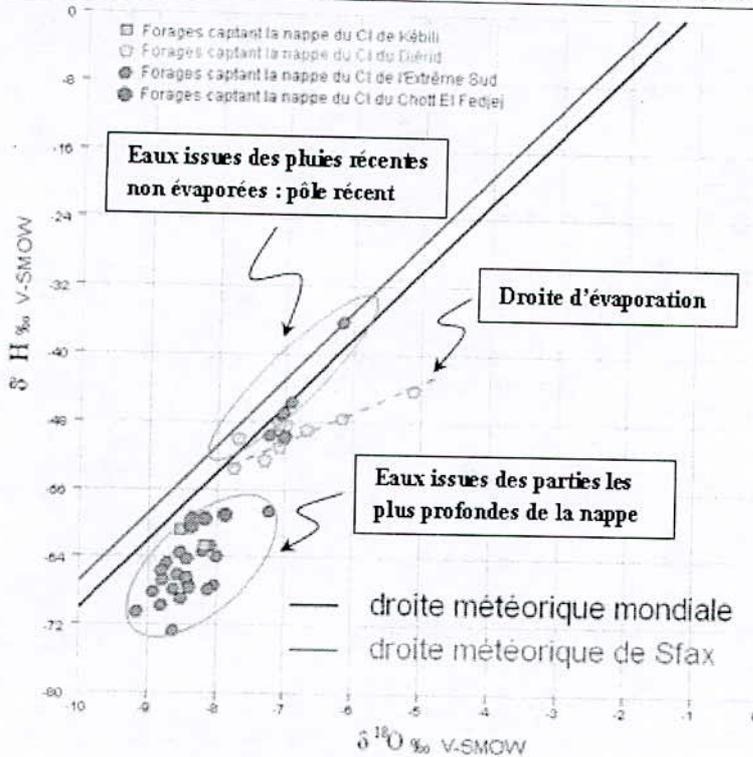


Figure 8 : Relation 2H vs 18O des eaux de la nappe du CI du sud tunisien

La majorité des points prélevés sur le massif du Daher sont situés entre la droite météorique de Sfax et la DMM ou légèrement au dessous de celle-ci, ce qui exclut tout effet d'évaporation de ces eaux. Cet enrichissement en isotopes stables, enregistrées dans les zones les plus arrosées du Dahar, confirment la recharge actuelle de la nappe du Continental Intercalaire. Cependant, compte tenu des faibles quantités de pluie et leur irrégularité les apports aux nappes sont relativement faibles.

### c. Conclusion

Cette étude sur les eaux souterraines de la nappe du Continental Intercalaire du sud tunisien a pu mettre en évidence, les différents phénomènes géochimiques pouvant avoir lieu au sein de cet immense aquifère. L'application des outils hydrogéochimiques a permis de préciser son fonctionnement, généralement influencé par la tectonique et les différentes variations lithostratigraphiques.

Les analyses chimiques montrent que les eaux du CI sont généralement de deux types : chloruré sodique pour les eaux de l'extrême sud et sulfaté calcique ailleurs. La salinisation des eaux semble être principalement due à la dissolution des minéraux évaporitiques. Elle croît généralement des régions de bordures vers les zones exutoires. L'étude isotopique a permis de mieux comprendre le fonctionnement hydrodynamique et l'origine de la minéralisation de cet aquifère. D'après les teneurs en isotopes stables, les affleurements Crétacé constituent les principales zones de recharge de la nappe du Continental Intercalaire. Les eaux les plus profondes de cette de cette nappe, provenant d'une recharge paléoclimatique affichent les valeurs les plus appauvris en isotopes lourds et les activités les plus faibles en 14C.

5. Annexe

Tableau 1 : Concentration ioniques (mg/L) et isotopiques des eaux de la nappe du Continental Intercalaire du sud tunisien (campagnes Janvier-Avril 2004).

| Aquifère                    | N°               | Nom échantillon           | pH   | Cond.* | T °C | TDS*  | Ca     | Mg    | K      | Na     | HCO3  | CO3    | Cl     | SO4    | 18O   | 2H     | 13C    | 14C  |
|-----------------------------|------------------|---------------------------|------|--------|------|-------|--------|-------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|-------|--------|--------|------|
| Eaux du CI du Djérid        | 1                | Hamma CI 4                | 8.2  | 3510   | 69   | 2860  | 201.1  | 23.7  | 73.4   | 539.6  | 103.7 | 12     | 294.4  | 1227.4 | -6.99 | -48.48 |        |      |
|                             | 2                | Degache CI 3              | 6.7  | 3000   | 74   | 2410  | 349.9  | 29.6  | 66.8   | 316.7  | 231.8 | 12     | 436.7  | 777.5  | -7.09 | -48.31 |        |      |
|                             | 3                | Mahacen CI 2              | 8.7  | 2650   | 69   | 2755  | 190    | 21.1  | 68.2   | 1195.8 | 30.5  | 0      | 442.5  | 649.7  | -7.02 | -49.94 |        |      |
|                             | 4                | Tazrarit CI               | 7.3  | 6210   | 71.5 | 3898  | 316.8  | 28.2  | 99.5   | 897.2  | 91.5  | 30     | 1643.9 | 612.4  | -7.02 | -49.87 |        |      |
|                             | 5                | Hamma CI 1bis             | 7.5  | 3230   | 73   | 2710  | 314.1  | 19.5  | 37.8   | 427.9  | 134.2 | 6      | 334.3  | 1145.9 | -6.16 | -47.64 |        |      |
|                             | 6                | Ceddada CI                | 7.9  | 3200   | 74   | 2470  | 308.3  | 22.2  | 52.9   | 326.1  | 146.3 | 6      | 437    | 950.6  | -6.69 | -49.03 |        |      |
|                             | 7                | Tozeur CI 4               | 7.3  | 6140   | 69   | 5000  | 469    | 35.3  | 49.4   | 991.8  | 128.1 | 6      | 827.3  | 1889.5 | -5.12 | -44.35 |        |      |
|                             | 8                | Nefta CI 3                | 7.6  | 4400   | 70   | 3500  | 470.4  | 111.3 | 24.7   | 402.1  | 91.5  | 3      | 421.5  | 1700.9 | -7.09 | -51.07 |        |      |
|                             | 9                | Mzaraa CI                 | 6.8  | 2930   | 73   | 1927  | 309.4  | 56.9  | 76.3   | 215.9  | 134.2 | 18     | 327    | 788.6  | -7.75 | -53.59 |        |      |
|                             | 10               | Hazoua CI                 | 7    | 2430   | 60   | 10937 | 1007.2 | 641.2 | 168.4  | 1465.3 | 67.1  | 0      | 3486.5 | 4099.4 | -7.3  | -52.58 |        |      |
|                             | 11               | Nefta CI 2                | 7.2  | 4700   | 72   | 2717  | 371    | 43.4  | 62.9   | 374    | 144   | 0      | 320    | 1380   | -7.7  | -50    | -8.96  | 0.48 |
| Eaux du CI de l'Extrême Sud | 12               | Borj Bourguiba            | 6.9  | 3810   | 26.4 | 2670  | 346    | 69.5  | 35.6   | 377.5  | 158.6 | 0      | 897.7  | 721.7  | -8.41 | -67.2  | -7.84  | 9    |
|                             | 13               | Segdel 3                  | 7.9  | 2850   | 26   | 1730  | 245.4  | 42.8  | 41.8   | 258.1  | 122   | 12     | 652.5  | 477.7  | -7.99 | -64    |        |      |
|                             | 14               | Guelb Fguira              | 8    | 3100   | 15   | 2180  | 217.6  | 29.7  | 0      | 394.1  | 91.5  | 12     | 431.9  | 712.1  | -7.23 | -49.6  | -7.8   | 10.9 |
|                             | 15               | Mustafa El Alout (Brigua) | 8    | 5200   | 25.7 | 3750  | 352.3  | 84.3  | 5.8    | 424.9  | 115.9 | 12     | 1091.1 | 567.2  | -7.23 | -58.6  |        |      |
|                             | 16               | Kambout                   | 7.9  | 3530   | 25   | 2570  | 372    | 53    | 31     | 394.5  | 85.4  | 6      | 918.3  | 627.8  | -8.04 | -67.4  | -8.86  | 8.87 |
|                             | 17               | Mertebea 3                | 8    | 994    | 25.2 | 1800  | 227.3  | 39.7  | 39.2   | 249.4  | 122   | 6      | 604    | 405.3  | -8.11 | -67.9  |        |      |
|                             | 18               | Fazrat                    | 8.5  | 2110   | 26   | 1320  | 11.6   | 3.1   | 3.3    | 435.5  | 183   | 18     | 196.6  | 539.7  | -8.5  | -69    | -10.01 | 7.3  |
|                             | 19               | Daghzen 6                 | 7    | 2520   | 25.2 | 1620  | 142.6  | 50.7  | 13.3   | 345.5  | 140.3 | 12     | 396.7  | 591    | -6.91 | -45.7  |        | 37   |
|                             | 20               | Daghzen 7                 | 7.6  | 2650   | 23.6 | 1900  | 174.3  | 40.9  | 18.8   | 292.7  | 140.3 | 6      | 414.8  | 552.9  | -7.04 | -47.2  | -7.6   | 22.5 |
|                             | 21               | Oued El Ghar              | 8.1  | 3300   | 26.2 | 2320  | 398.2  | 60.3  | 0      | 175.9  | 97.6  | 12     | 187.9  | 1279.3 | -6.16 | -36.2  | -6.64  | 27.8 |
| 22                          | El Borma Henchir | 7.5                       | 6870 | 34.8   | 4510 | 307.6 | 70.2   | 0     | 1096.6 | 115.9  | 0     | 1565.7 | 999.2  | -8.78  | -66.8 | -10    | 16.5   |      |
| 23                          | Makhroura        | 7.5                       | 3770 | 22.1   | 2640 | 290.3 | 78.22  | 0     | 447    | 122    | 0     | 843.1  | 541.9  | -8.62  | -67.9 | -10.75 | 5      |      |
| 24                          | Lorzot           | 7.9                       | 3070 | 20.7   | 2120 | 250.7 | 51.6   | 0     | 329.4  | 79.3   | 12    | 725.14 | 517.4  | -8.39  | -67.7 |        |        |      |
| 25                          | Ouni             | 7.5                       | 2300 | 24.6   | 1580 | 164.8 | 50.17  | 0     | 251.3  | 91.5   | 0     | 421    | 399.6  | -8.19  | -63.3 |        |        |      |
| 26                          | Oued Lisseri     | 7.5                       | 4360 | 20     | 3050 | 234.8 | 116.5  | 0     | 520.3  | 73.2   | 6     | 1044.4 | 858.5  | -8.1   | -62.7 |        |        |      |
| 27                          | SP4              | 7.5                       | 8130 | 27     | 5330 | 645.8 | 141.8  | 0     | 906.8  | 61     | 0     | 2234.5 | 835.5  | -8.53  | -63.5 | -10.97 |        |      |

| Aquifère     | N° | Nom échantillon  | pH   | Cond.* | T°C  | TDS*  | Ca     | Mg     | K     | Na     | HCO <sub>3</sub> | CO <sub>3</sub> | Cl     | SO <sub>4</sub> | 18O    | 2H     | 13C    | 14C |
|--------------|----|------------------|------|--------|------|-------|--------|--------|-------|--------|------------------|-----------------|--------|-----------------|--------|--------|--------|-----|
| Eaux du CI   | 28 | Ksar Ghilane     | 7.6  | 6360   | 34   | 4860  | 483.8  | 171.9  | 0     | 849.3  | 115.9            | 12              | 1417.7 | 1561            | -7.01  | -49.7  |        |     |
|              | 29 | El Angoud        | 8.1  | 5660   | 20.6 | 4190  | 394.4  | 163    | 0     | 693.56 | 140.3            | 18              | 1236.5 | 1356.8          | -7.02  | -46.9  |        |     |
|              | 30 | Tiert            | 7.2  |        |      | 890   | 382    | 114.1  | 0     | 415.9  | 79.3             | 0               | 1276.6 | 475.7           | -8.62  | -72.7  |        |     |
| de l'Extrême | 31 | Echebka El Bidha | 7.5  | 4770   | 30.3 | 3520  | 359    | 115.5  | 0     | 603.5  | 103.7            | 0               | 974.6  | 1286.8          | -9.16  | -70.5  | -8.21  | 7   |
|              | 32 | El Borma A8      | 7.8  | 4800   | 33.6 | 4360  | 293.4  | 74     | 0     | 1180.7 | 91.5             | 30              | 1492.2 | 1070.6          | -8.92  | -68.2  |        |     |
|              | 33 | El Borma A9      | 7.5  | 5770   | 35.8 | 4280  | 420.6  | 100    | 0     | 1064.6 | 103.7            | 0               | 1629.6 | 1156.3          | -8.73  | -64.7  |        |     |
|              | 34 | El Borma A6      | 7.6  | 6190   | 33.6 | 4250  | 302    | 65.3   | 0     | 1025.5 | 170.8            | 0               | 1469.3 | 882.2           | -8.8   | -65.7  |        |     |
| Sud          | 35 | Larich           | 7.4  | 7550   | 26.8 | 5240  | 549    | 137.6  | 0     | 1144.7 | 91.5             | 0               | 2046.7 | 1133.7          | -8.56  | -66.1  | -10.47 | 3.8 |
|              | 36 | Oued Zar         | 7.4  | 8570   | 31.5 | 6090  | 688    | 184.5  | 0     | 1104.4 | 109.8            | 6               | 2515.6 | 1009.6          | -8.43  | -64.3  | -10.66 | 5.1 |
|              | 37 | Bir Hammouda     | 7.4  | 8570   | 31.5 | 5400  | 601.1  | 172.5  | 0     | 998.6  | 91.5             | 0               | 2136.5 | 985             | -8.43  | -66.4  |        |     |
|              | 38 | Ech-Choutech     |      |        |      | 5580  | 812.06 | 266.52 | ND    | 614.28 | 73.2             | 12              | 1910   | 1510            | -8.8   | -69.7  |        |     |
| Eaux du CI   | 39 | Saidane          | 7.7  | 3620   | 55.6 | 3155  | 421.1  | 46.8   | 24.3  | 377.4  | 231.8            | 0               | 524.7  | 1058.7          | -8.52  | -60.84 |        |     |
|              | 40 | Lazala (Douz CI) | 7.6  | 5900   | 51.6 | 4105  | 446.7  | 60.2   | 97.8  | 888.1  | 140.3            | 6               | 1623.6 | 913.1           | -8.16  | -62.6  |        |     |
| de Kébili    | 41 | Lymaguess        | 8    | 3250   | 69.7 | 2558  | 327    | 52.9   | 30.7  | 338.1  | 97.6             | 12              | 574.6  | 707.7           | -8.38  | -60.19 |        |     |
|              | 42 | Bled Faroun      | 8    | 3380   | 32.7 | 2410  | 364.9  | 86.7   | 0     | 330.8  | 109.8            | 12              | 712.9  | 791.4           | -10.42 | 6.7    |        |     |
| Eaux du CI   | 43 | Menzel Habib 2   | 7    | 3040   | 67.6 | 1759  | 327.5  | 49.4   | 45.1  | 290.6  | 97.6             | 24              | 592.3  | 729.5           | -8.18  | -59.6  |        |     |
|              | 44 | Oued Nakhla      | 7.2  | 7260   | 32   | 4470  | 981.3  | 124.2  | 21.6  | 274    | 85.4             | 18              | 831.3  | 2025.6          | -8.38  | -60.4  | -6.66  | 7   |
| du Fedjej    | 45 | CF 3 bis         | 3670 | 52     | 2695 | 387.1 | 52.7   | 36.4   | 361.7 | 97.6   | 12               | 620.1           | 877.3  | -8.34           | -59.48 |        |        |     |
|              | 46 | El Hamma Sud CI  | 5250 | 50     | 4029 | 511   | 60.9   | 28.1   | 586.4 | 97.6   | 12               | 974.8           | 1339.5 | -7.87           | -58.98 |        |        |     |

\*TDS = Résidu sec en mg/L ; Cond. = conductivité en  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$

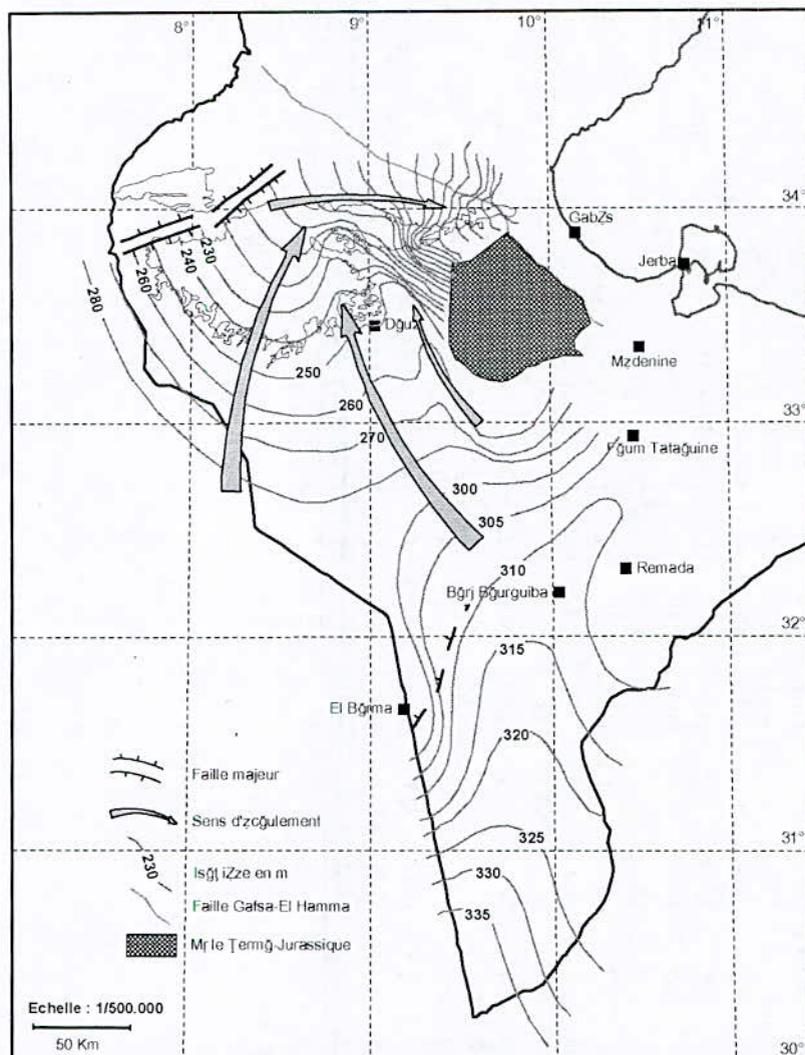


Figure 2 : Carte piézométrique de la nappe du CI du sud tunisien (BEN BACCAR, ABIDI, 2000)

## 6. Références

- Abidi B., 2001. La nappe du Continental Intercalaire du Sud-Est Tunisien : Analyse de la situation actuelle. DGRE 2001, 228p.
- Appelo C.A.J., Postma D., 1993. Geochemistry, Groundwater and pollution. Rotterdam, Balkema.
- Bouaziz S., 1995. Etude de la tectonique cassante dans la plateforme et l'Atlas Sahariens (Tunisie Meridionale): Evolution des paleochamps de contraintes et implications géodynamiques. Thèse de Doctorat, Fac. Sc. De Tunis, 301p.
- Burollet P.F., 1956. Contribution à l'étude stratigraphique de la Tunisie (Thèse, Alger). Ann. Mines et Géol. Tunis, n°18, 352p.
- BUSSON G. 1967. Mésozoïc of southern Tunisia In Ninth Annual field conference of Petroleum. Exploration Society of Libya, 1967, pp. 131-152.
- Castany G., 1954. L'accident Sud tunisien et ses relations avec l'accident Sud-atlasique. G.R. Acad. Sci. 1954, N° 238, p 916.
- Clark I., Fritz P., 1997. Environmental Isotopes in Hydrogeology. Lewis, Boca Raton.

Edmunds W. M., Shand P., Guendouz A. H., Moulla A. S., Mamou A., Zouari K., 1997. Recharge characteristics and Groundwater Quality of the Grand Erg Orientale Basin. British Geological Survey.

Eress, 1972. Etude des Ressources en Eau de Sahara Septentrional. UNESCO, Paris. (7 Vols. and Annexes).

Gonfiantini R., Conrad G., Fontes J-Ch., Sauzay G., Payne B.R., 1974. Etude isotopique de la nappe du CI et ses relations avec les autres nappes du Sahara Septentrional. In : Proc. Symp. Isotope Hydrology, Vienna, March 1974. IAEA, Vienna. Pp. 227-241.

Gries S., (2000) : Etude géochimique et isotopique des nappes profondes du Sahara-Sahel ; Implications pour la gestion des ressources en eau et les reconstitutions paléoclimatiques. Thèse Doct. Univ. Paris XI. U.F.R. Scientifique D'ORSAY, 318 p.

Guendouz A., 1885. Contribution a l'étude géochimique et isotopique des nappes profondes du Sahara nord-est septentrional, Algérie. Thèse 3ème cycle, Univ. Paris-Sud, Orsay.

Jeribi L., (1997) : Contribution à la mise en évidence de l'alimentation de la nappe du Complexe Terminal à partir de la chaîne de Mélaoui-Gafsa. Mémoire de DEA, 89p.

Mamou A., (1990) : Caractéristiques, Evaluation, Gestion des Ressources en eau du Sud Tunisien. Thèse de Doctorat. Es Science, Université, Paris Sud.

SASS, (2002) : Système aquifère du Sahara septentrional : Gestion commune d'un bassin transfrontière. Rapport de synthèse. OSS, 129 p.

Yahyaoui H., (1996) : Etude hydrogéologique des aquifères du Piémont Oriental et du flanc Occidental du Dahar (Régions de Remada et de Déhibat). Thèse Doct, Fac. Sc. De Tunis, 171 p

Zargouni F., 1986. Tectonique de l'Atlas méridional de Tunisie, évolution géométrique et cinématique des structures en zones de cisaillement. Thèse de 3ème cycle, Univ. Louis Pasteur, Strasbourg, France.

Zargouni F., Rabia, M. C. et Abbes C., 1985. Rôle des couloirs de cisaillement de Gafsa et de Negrine-Tozeur dans la structuration du Faisceau Sud-atlasique. C.R. Acad. Sc. Paris. T-301, série II ; PP – 831 – 834.

Zargouni F., Ruhland M., 1981. Style des déformations du Quaternaire récent lié au coulissement de la faille de Gafsa, et chronologie des phases tectoniques de l'Atlas méridional de Tunisie. C.R. Acad. Sc., Paris, 292, II, 913-915.

1. The first part of the document discusses the importance of maintaining accurate records of all transactions and activities. It emphasizes the need for transparency and accountability in financial reporting.

2. The second part of the document outlines the various methods and techniques used to collect and analyze data. It highlights the importance of using reliable sources and ensuring the accuracy of the information gathered.

3. The third part of the document focuses on the interpretation and analysis of the collected data. It discusses the various statistical and analytical tools used to draw meaningful conclusions from the information.

4. The fourth part of the document discusses the importance of communication and reporting. It emphasizes the need for clear and concise communication of the findings and conclusions to the relevant stakeholders.

5. The fifth part of the document discusses the importance of ethical considerations in the research process. It highlights the need for honesty, integrity, and respect for the rights and privacy of the participants.

6. The sixth part of the document discusses the importance of ongoing evaluation and improvement. It emphasizes the need for regular monitoring and assessment of the research process to ensure its effectiveness and relevance.

7. The seventh part of the document discusses the importance of collaboration and teamwork. It highlights the need for effective communication and coordination among team members to achieve the research objectives.

8. The eighth part of the document discusses the importance of documentation and record-keeping. It emphasizes the need for maintaining accurate and up-to-date records of all research activities and findings.

9. The ninth part of the document discusses the importance of dissemination and sharing of research findings. It highlights the need for making the results of the research accessible to the wider community and relevant stakeholders.

10. The tenth part of the document discusses the importance of reflection and learning from the research experience. It emphasizes the need for regular reflection on the process and outcomes to identify areas for improvement and learning.

## **ESTIMATION DES DEBITS LIQUIDE DES OUEDS EN SE BASANT SUR L'EQUATION DE CHIU.**

### **ESTIMATION OF OUED'S DISCHARGES BASED ON CHIU'S EQUATION.**

**A. AMMARI & B. REMINI**

*Ecole Nationale Supérieure de l'Hydraulique, 09000 Blida Algérie.  
Institut de génie rural. Université de Saad Dahleb, 09000 Blida Algérie.  
[ammariabdelhadi@yahoo.fr](mailto:ammariabdelhadi@yahoo.fr) & [rremini@yahoo.fr](mailto:rremini@yahoo.fr)*

#### **Résumé**

Le concept d'entropie introduit par Chiu au domaine d'hydraulique a permis de développer une méthode simple et rapide pour la détermination des débits des cours d'eau naturels. L'application de cette méthode sur quatre Oueds du nord algérien a permis de dégager un modèle linéaire vitesse moyenne- vitesse maximale, déduire les valeurs du paramètre d'entropie M et les expressions des sections d'écoulement pour les cours d'eau et déduire ainsi le débit avec une exactitude très satisfaisante.

L'équation de la distribution des vitesses de Chiu a pus, entre autre, décrire la forme des profils des vitesses des cours d'eau étudiés malgré la grande variabilité des régimes d'écoulement caractéristique des cours d'eau Maghrébins.

**Mots clés :** Entropie, Débit, Vitesses, jaugeage, oueds.

#### **Abstract**

The introduction of the entropy concepts in hydraulics by Chiu gives the possibility to develop a simple method to measure discharges in natural streams. The application of this method on four streams in north Algeria made the possibility to develop linear mean-max velocity modèles, deduce the entropy parameters and the cross sectional areas expressions for all streams.

The Chiu's velocity distribution equation was also checked for a large range of discharges.

#### **1. Introduction**

Les difficultés rencontrées lors de la mesure des débits dans les cours d'eau engendrent beaucoup d'incertitudes de mesure avec un net manque de données surtout en périodes de crues, où les taux les plus importants des débits liquides et solides sont véhiculés.

Ainsi, au cours des crues importantes les jaugeages par moulinet sont impossibles à conduire, de ce fait les techniques des flotteurs, ou optiques sont utilisées pour mesurer les vitesses de surface seulement. Cette vitesse de surface est multiplié par un coefficient pour estimer la vitesse moyenne, d'où les incertitudes d'estimation de la vitesse moyenne réelle et par la suite le débit. En plus de ce problème, la détermination des débits par les méthodes traditionnelles nécessite beaucoup de temps et d'efforts, de ce fait un impact économique considérable.

Afin de dépasser ces inconvénients, la méthode de Chiu (Chiu, 1987) est sans doute la mieux adaptée pour la mesure des débits dans les cours d'eau naturels avec un minimum de temps et d'efforts et un maximum de précision. Pour vérifier ces dires, cette méthode fut appliquée sur quatre cours d'eau du nord Algérien. Les objectifs seront donc:

- 1- Etudier la relation linéaire vitesse moyenne et maximale.
- 2- Vérifier la concordance de la loi spatiale de distribution des vitesses de Chiu avec les profils des vitesses mesurées à différentes verticales.
- 3- Déterminer les débits liquides en se basant sur les vitesses moyennes et les sections estimées par la loi de Chiu.

## 2. Equation de distribution des vitesses:

En se basant sur le concept d'entropie, Chiu a développé une expression simple, qui peut décrire un profil possible de vitesses, (Chiu, 1988, 1989), (figure 1).

$$u = \frac{u_{\max}}{M} \left[ 1 + (e^M - 1) \frac{\xi}{\xi_{\max}} \right] \quad (1)$$

où,  $u$  : la vitesse,  $u_{\max}$  : la vitesse maximale,  $M$  : paramètre d'entropie,  $\xi$  : paramètre adimensionnel avec lequel  $u$  varie,  $\xi_{\max}$  la valeur maximale de  $\xi$ .

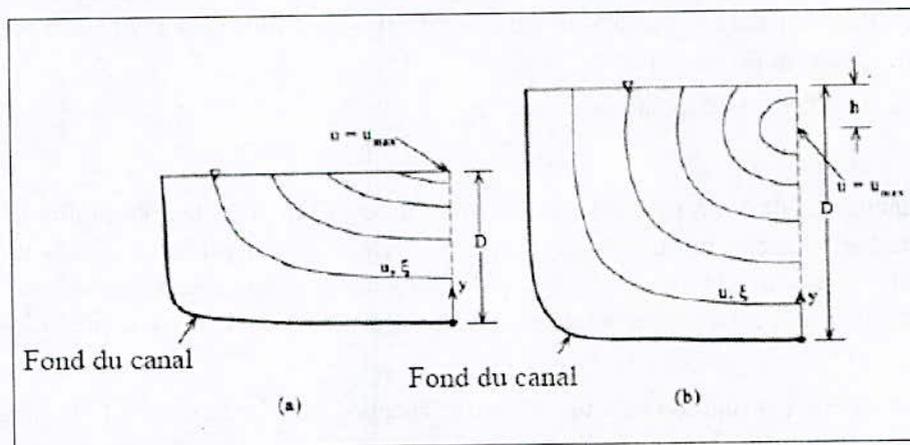


Figure 1 : Distribution des vitesses : (a)  $h \leq 0$  , (b)  $h \geq 0$ .

Dans le cas des sections irrégulières,  $\xi$  peut être exprimée comme une fonction de  $y$ , (Chiu et Chen, 1999) :

$$\xi = \frac{y}{D-h} \exp\left(1 - \frac{y}{D-h}\right) \quad (2)$$

$D$  : la profondeur de l'eau à la verticale  $y$ ,  $y$  : la distance verticale à partir du fond du canal, et  $h$  : un paramètre.

Si  $u_{\max}$  apparaît au dessous de la surface,  $h$  est considéré comme la profondeur de  $u_{\max}$  au dessous de la surface libre, et si  $u_{\max}$  se produit à la surface libre,  $h$  est considéré comme un

paramètre qui décrit la pente du profil des vitesses au voisinage de la surface libre, cette relation est capable de décrire entre autre la repartitions des vitesses même au voisinage des parois où l'effet des parois est appréciable (Moramarco et al., 2004).

La relation entre la vitesse moyenne et la vitesse maximale d'une section de mesure peut être décrite par, (Chiu et Saïd, 1995) :  $u_m = \Phi(M)u_{max}$  (3)

$$\Phi(M) = \frac{u_m}{u_{max}} = \frac{e^M}{e^M - 1} - \frac{1}{M} \quad (4)$$

$\Phi(M)$  est toujours constant pour une section de mesure, donc M est aussi constant et peut décrire le profil des vitesses suivant l'expression (1).

Cette technique fut utilisée aux USA (Mississipi, Ohio, Alleghny) et à Taiwan (rivière Tanshui), (Chiu et Chen, 1999), ainsi qu'en Italie (Burnelli et al., 2006) et a donné de très bons résultats.

Cette méthode sera appliquée dans ce qui suit sur quatre Oueds du nord Algérien, à savoir ; Oued Chiffa, Oued Sebaou, Oued Mazafran et Oued Belah. Les Oueds de l'Algérie et du Maghreb en général, pour leurs majorités, présentent un régime d'écoulement très variable (Sec en été, torrentiel en hiver) avec des taux de transport solide très important surtout au début de la saison humide.

### 3. Présentation de la zone d'étude

Les quatre Oueds sujets de l'étude se trouve au sein du bassin hydrographique «Côtiers Algérois», caractérisé par un climat méditerranéen avec une précipitation moyenne annuelle de 800mm. Les caractéristiques des bassins versants de l'étude sont représentées sur le tableau suivant :

Tableau 1 : Caractéristiques des bassins versants

| Bassins versant | Alt. Min (m) | Alt. Max (m) | Alt. Moy (m) | Surface (km <sup>2</sup> ) | Périm. (km) | Long. Talweg principal (km) | Densité Drainage (km/km <sup>2</sup> ) | Indice compa. |
|-----------------|--------------|--------------|--------------|----------------------------|-------------|-----------------------------|--|---------------|
| Oued Chiffa     | 290          | 1629         | 833          | 314                        | 73          | 35                          | 3,3                                    | 1,17          |
| Oued Sebaou     | 20           | 2305         | 590          | 2390                       | 200         | 92                          | 1,14                                   | 20            |
| Oued Mazafran   | 10           | 1629         | 446          | 1900                       | 185         | 96                          | 1,3                                    | 1,19          |
| Oued Belah      | 25           | 736          | 257          | 55                         | 18          | 16                          | 3,6                                    | 0,67          |

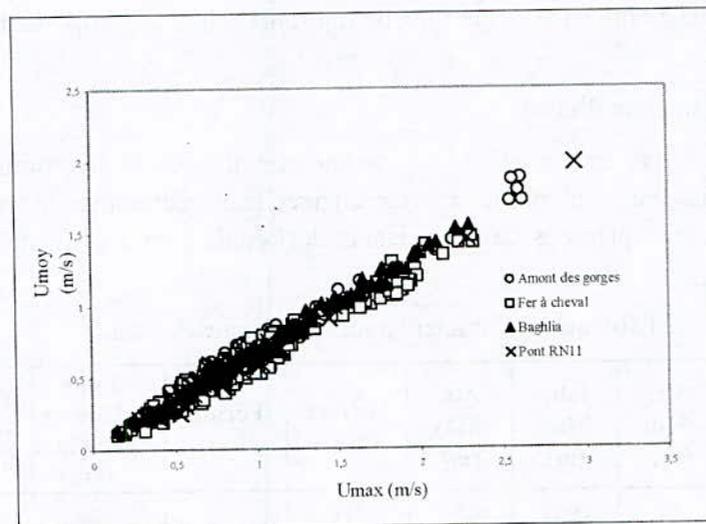
Pour développer la relation entre la vitesse moyenne et la vitesse maximale aux sections de mesures, les données de jaugeage des stations hydrométrique furent collectées et mises en forme.

**Tableau 2** : Caractéristiques de l'écoulement : Q : débit, D : Profondeur maximale, N : nombre de mesures disponible.

| Oued     | Stations         | N   | Q (m <sup>3</sup> /s) | D (m)     | Période   |
|----------|------------------|-----|-----------------------|-----------|-----------|
| Chiffa   | Amont des gorges | 166 | 0,015-27,96           | 0,1-1,1   | 1990-2004 |
| Sebaou   | Baghlia          | 121 | 0,01-173,12           | 0,1-6,65  | 1990-2001 |
| Mazafran | Fer à cheval     | 317 | 0,014-349,6           | 0,1-7,8   | 1985-2005 |
| Belah    | Pont RN11        | 53  | 0,08-66,3             | 0,13-2,04 | 1993-2006 |

#### 4. Analyse et traitement des données

La figure 2 montre la relation entre la vitesse moyenne  $u_m$  la vitesse maximale  $u_{max}$  pour les quatre stations hydrométriques.  $u_{max}$  est obtenu directement à partir des données de jaugeage, malgré que la vitesse maximale réelle est inconnue, la valeur de cette dernière pour chaque verticale est prise égale à la plus grande valeur parmi les mesures prises, et la vitesse maximale de toute la section de mesure est prise comme la valeur maximale de toutes les verticales (Chiu, 1988).  $u_m$  est le rapport du débit observé et la section mouillée de l'écoulement (Q/S).



**Figure 2** : Relation linéaire vitesse moyenne ( $u_m$ )- vitesse maximale ( $u_{max}$ )  
Les valeurs de  $\Phi(M)$  et du paramètre d'entropie M sont reportés dans le tableau 3.

**Tableau 3** : Valeurs de  $\Phi(M)$  et M.

| Station          | $\Phi(M)$ | M    | R <sup>2</sup> |
|------------------|-----------|------|----------------|
| Amont des gorges | 0,6888    | 2,49 | 0,98           |
| Baghlia          | 0,6809    | 2,37 | 0,99           |
| Fer à cheval     | 0,6411    | 2,02 | 0,96           |
| Pont RN11        | 0,6629    | 2,10 | 0,97           |
| Intégrale        | 0,6609    | 2,06 | 0,97           |

On remarque que cette excellente relation linéaire est constante et stable pour un large intervalle de débits, de niveaux d'eau et de concentrations solide, que l'écoulement soit considéré comme permanent ou non permanent, dans le lit majeur d'oued ou non.

De même, cette relation a été obtenu malgré que les sections de mesure prises s'étendent sur une distance de 80m, et parfois plus, en amont des stations hydrométrique.

Après la détermination des paramètres  $\Phi(M)$  et  $M$ , il serai facile d'estimer  $u_m$  à partir de  $u_{max}$ , cette dernière peut être mesurer directement, en sachant que pour plus de 90% des cas la vitesse maximale se situe sur la verticale la plus profonde, cette dernière apparais aussi au même endroit par rapport à un repère fixe, de plus la vitesse maximale apparais au voisinage directe de la surface libre (Directement à la surface pour Baghlia et à une profondeur moyenne de 4cm pour Amont des gorges et de même pour les autres stations).

Pour vérifier l'aptitude de l'expression (1) à décrire les profils des vitesses, plusieurs profils, pour un large intervalle de débit, ont été comparés à l'expression en question comme le montre les figures 3 et 4.

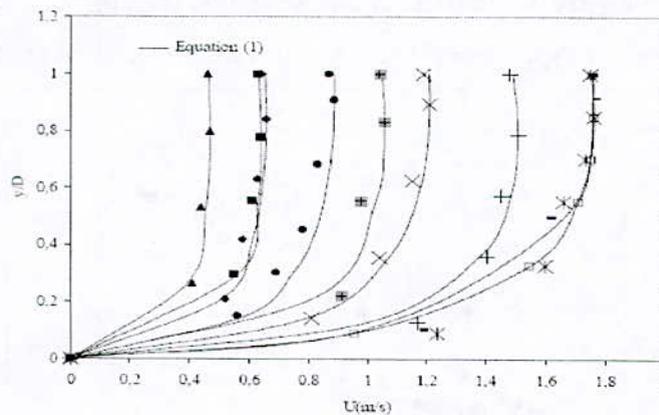


Figure 3 : Profil des vitesses ; station Amont des gorges

On remarque que l'expression (1) a pu décrire la forme des profils des vitesses, sauf que quelques points dévient clairement de la loi générale, chose qui peut être expliquée par la difficulté d'effectuer les mesures et de maintenir l'instrument stable surtout en temps de crues au fond de l'oued.

L'estimation de la vitesse moyenne est la première étape d'estimation du débit, la deuxième est sans doute celle de la section d'écoulement.

Chiu a proposé plusieurs modèles d'estimation de la section mouillée, (Chiu et Chen,1999) :

$$S = a_1(G - b)^{c_1} \quad (5)$$

$S$  est la section mouillée,  $G$  : la hauteur du niveau d'eau aux échelles,  $a_1, b_1$  et  $c_1$  : des coefficients,  $S = a_2(D - b_2)^{c_2}$  (6)

Ou encore :  $S = a_3(BD - b_3)^{c_3}$  (7)

D : la profondeur à l'axe y, B : la largeur au miroir.  $a_2, b_2, c_2, a_3, b_3,$  et  $c_3$  des coefficients.

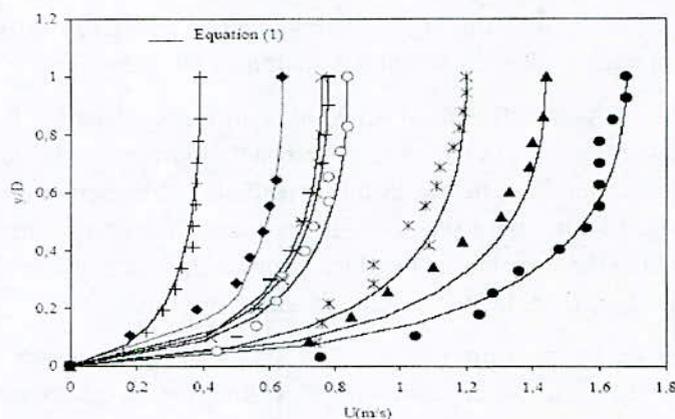


Figure 4 : Profil des vitesses ; station Baghlia

Après analyse des données, l'expression (7) paraît la plus adaptée aux cas étudiés (Figure 5).

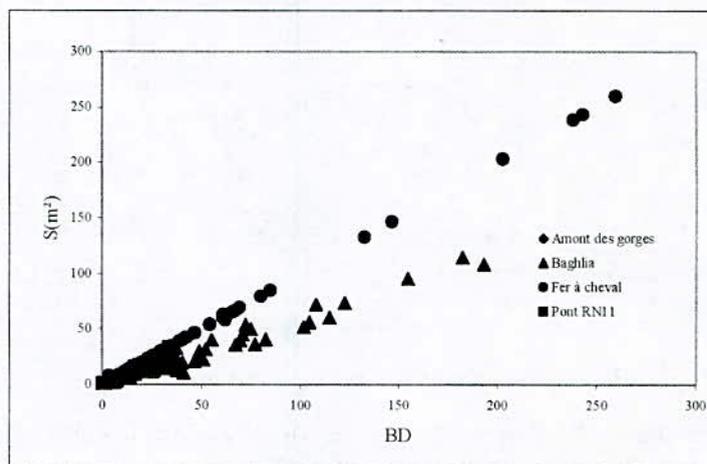


Figure 5 : Modèle d'estimation de la section d'écoulement.

Le tableau 6 résume les expressions des sections des stations hydrométriques.

Tableau 6 : Sections estimées

| Station          | Expression             | R <sup>2</sup> |
|------------------|------------------------|----------------|
| Amont des gorges | $S = 0,824(BD)^{0,96}$ | 0,96           |
| Baghlia          | $S = 0,709(BD)^{0,96}$ | 0,98           |
| Fer à cheval     | $S = BD$               | 0,99           |
| Pont RN11        | $S = BD$               | 0,97           |

Ayant donc  $u_m$  à partir de  $u_{max}$ , ayant aussi la section estimée  $S_{est}$  à partir de B et D, on peut facilement déduire le débit.

L'exactitude des débits estimés par rapport aux débits observés est illustrée sur les figures 6 et 7.

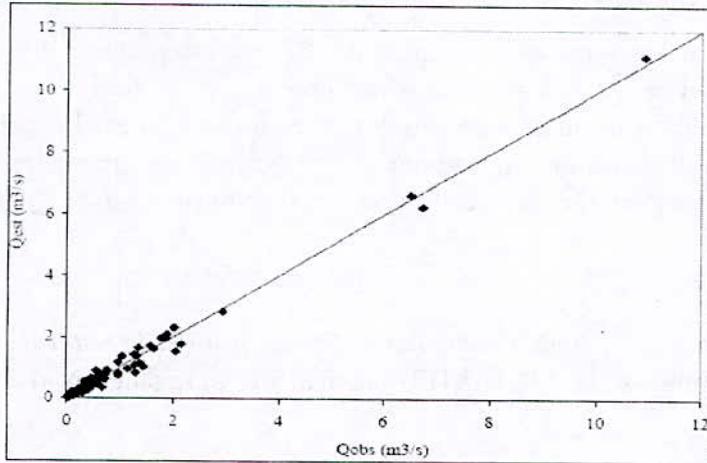


Figure 6 : Débits estimés – débits observés, Amont des gorges

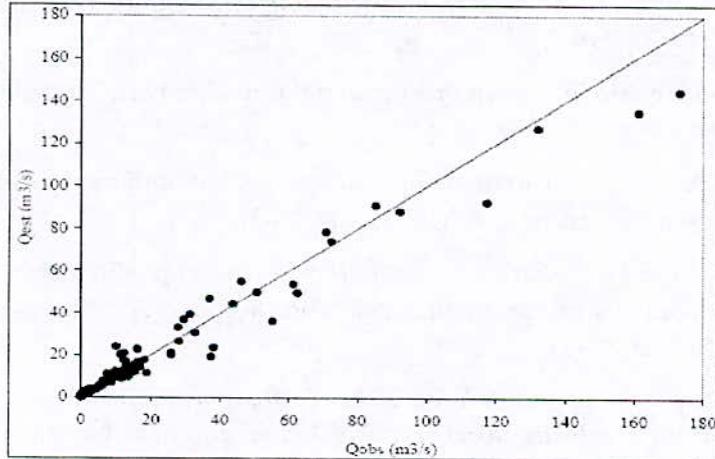


Figure 7 : Débits estimés – débits observés, Baghlia.

### Conclusion

Les expressions linéaires (vitesse moyenne- vitesse maximale) furent déduites pour les quatre stations hydrométriques de l'étude, elle peut être prise pour la totalité au environ de 0,66. La valeur du paramètre M est constante pour chaque station. L'équation de distribution des vitesses de Chiu basée sur ce paramètre a prouvé son efficacité à décrire la forme des profils des vitesses observées.

Des modèles d'estimation des sections d'écoulement ont été entre autre déduits en fonction de la profondeur maximale et de la largeur au miroir, pour à la fin estimer le débit d'écoulement

avec une marge d'erreur acceptable, cette marge aurait été plus réduites si les jaugeages étaient effectués dans une même section et par rapport un repère fixe, afin de mieux estimer la position de la vitesse maximale. Pour les grand débits, où, en plus du manque appréciable de mesures, on remarque aussi un manque de précision surtout pour la station de Baghlia, ce qui confirme la difficulté d'effectuer des jaugeages traditionnels en temps de fortes crues.

Malgré que cette méthode a prouvé son efficacité dans ce cas d'étude, il est intéressant de vérifier son applicabilité pour les cours d'eau des zones de fortes érodabilité, où des changement considérables du lit d'oued peuvent se produisent durant les périodes de fortes crues. L'extension de l'utilisation de cette méthode va sans doute permettre de remédier au manque enregistré dans la mesure des débits de crues, et de mieux estimer les débits liquides et solides véhiculés.

#### **Références**

- Burnelli A. & Maramarco T., 2006. *Estimation of velocity profiles in natural channels during high floods*. Proceedings of the 17<sup>th</sup> IASTED international conference. May 24-26, Montréal, Canada.
- Chiu C.L., 1987. *Entropy and probability concepts in hydraulics*. Journal of hydraulic engineering. ASCE. 113(5), 583-600.
- Chiu C.L., 1988. *Entropy and 2-D velocity distribution in open channels*. Journal of hydraulic engineering. ASCE. 114(7), 738-756.
- Chiu C.L., 1989. *Velocity distribution in open channel flow*. Journal of hydraulic engineering. ASCE. 115(5), 576-594.
- Chiu C.L. & Said, C.A.A., 1995. *Maximum and mean velocities and entropy in open channel flow*. Journal of hydraulic engineering. ASCE. 121(1), 26-35.
- Chiu C.L. & Chen Y.C., 1999. *Efficient methods of measuring discharges and reservoir sediment inflow*. Proceedings of the international workshop of risk analysis in Dams safety assessment. Taipei, Taiwan, 97-116.
- Moramarco T., Saltalippi C. & Singh V.P., 2004. *Estimation of mean velocity in natural channels based on Chiu's velocity distribution equation*. Journal of hydraulic engineering. ASCE. 9(1). 42-50.

**APPORT DE L'HYDROCHIMIE ET DU RAPPORT  $\text{Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  DANS LA DETERMINATION DES PROCESSUS DE SALINISATION DE LA NAPPE DE LA JEFFARA DE GABES NORD (TUNISIE MERIDIONALE)**

**HYDROCHEMISTRY AND  $\text{Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  RATIO CONTRIBUTION IN SALINITY PROCESS DETERMINATION OF THE JEFFARA AQUIFER IN NORTH GABES (SOUTHERN TUNISIA)**

Mohsen BEN ALAYA<sup>1,a\*</sup>, Abdallah BEN MAMMOU<sup>b</sup> et Fouad ZARGOUNI<sup>A</sup>

<sup>a</sup>Unité de recherche de Géologie Structurale et Appliquée, Fst-BP,1060 Tunis, Tunisie

<sup>b</sup>Laboratoire de ressource minérale et environnement, Fst-BP,1060 Tunis, Tunisie  
benalaya.mohsen@gmail.com

**Résumé**

Le système aquifère de Gabès Nord (SE Tunisie), est formé par la nappe phréatique logée dans les dépôts plio-quadernaires et la nappe profonde de la Jeffara dans les calcaires du Sénonien inférieur et les sables du Miocène. La nappe phréatique est actuellement peu à pas exploitée à cause de la médiocrité de ses ressources de point de vue qualitative et quantitative. En revanche, et grâce à ses bonnes caractéristiques hydrodynamiques, la nappe de la Jeffara de Gabès Nord constitue une cible potentielle pour satisfaire la demande en eau de la région. Cette nappe affiche des valeurs de salinité qui s'échelonnent entre 2.65g/l à 8.5g/l. La détermination des processus qui contrôlent la salinité de ces eaux, ainsi que la compréhension de son hydrodynamisme ont été approchés par l'études des éléments majeurs et le rapport  $\text{Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ . Cette étude a permis la caractérisation des différents domaines de la nappe de la Jeffara et l'identification des processus de minéralisation de ces eaux. Ces processus sont: 1) la dissolution-précipitation de la roche aquifère, 2) l'alimentation par une eau salée ascendante à partir du Sénonien lagunaire et les niveaux évaporitiques du Crétacé inférieurs (8.1‰ <  $\text{Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  < 21.96‰), 3) et l'appel d'une eau chargée à partir des dépressions endoreïques et la nappe phréatique.

**MOTS CLES:** Salinité, Hydrochimie, Rapport  $\text{Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ , Nappe de la Jeffara, Tunisie méridionale, Gabès Nord.

**Abstract**

The Gabes North aquifer (Eastern South of Tunisia) is composed of the phreatic aquifer accommodated in Plio-Quaternary deposits and the deep aquifer of Jeffara in late Senonian limestone and Miocene sandstone. The phreatic aquifer is actually rarely exploited because of the bad quality of its resources. However, Jeffara aquifer with its good hydrodynamic characteristics constitutes an important target to provide the region of water. It shows a salinity varying from 2.65g/l to 8.5g/l. In order to better understand the processes controlling this water salinity and its hydro-dynamism, the major elements and the  $\text{Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  ratio were studied. This study allows us to establish the different domains of the Jeffara aquifer and to identify the mineralization process of this water such as : 1) the dissolution- the precipitation of the aquifer

#### d. Etude du stransium

Parmi les forages échantillonnés, nous venons de sélectionner 30 forages qui captent soit l'aquifères calcaire ou sableux pour l'analyse du stransium. Les teneurs de  $\text{Sr}^{2+}$  sont utilisées comme des traceurs naturels. Ces 30 forages, leurs N°IRH, les teneurs en stransium ( $\text{Sr}^{2+}$ ) et calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), et les rapports ( $\text{Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ ) sont donné dans le Tableau (Tableau 1).

La représentations du rapport  $\text{Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  en fonction de  $\text{SO}_4^{2-}$  (figure 7), fait apparaître que tous les points d'eaux analysés ont un rapport molaire de  $\text{Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  un peu variable et supérieure à 1‰. Ceci traduit l'origine évaporitique de  $\text{SO}_4^{2-}$ .

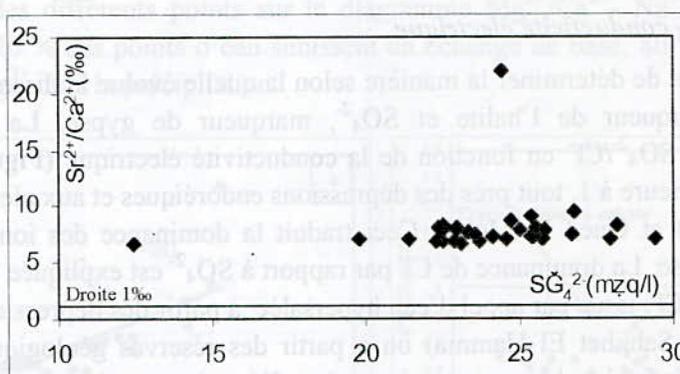


Figure 7 : Relation entre rapport molaire  $\text{Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  (‰) et  $\text{SO}_4^{2-}$  (mg/l)

Le tableau précédent fait apparaître 3 groupes, caractérisés par leur rapport  $\text{Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ : Le premier groupe dont le rapport  $\text{Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  varie de 6.75 à 6.95‰. Ces points d'eaux captent soit le calcaire de sénonien inférieur ou le sable miocène, situé dans la partie captive de la nappe de la Jeffara. Ce qui exclue toute communication avec la nappe phréatique (eau de qualité médiocre) et l'apport d'origine superficielle riche en produits d'évaporation (retour d'eau d'irrigation). Ceci est observé au niveau des zones d'alimentation de la nappe de la Jeffara par les eaux du Continental Intercalaire moins chargée au niveau d'El Hamma-Chennchou. Toutefois, aux alentours de Gabès, on note le rôle des eaux météoriques qui s'infiltrent à travers les formations calcaires du J. Dissa, J. Monncef et J. Sidi Saleh dans le renouvellement du Stock de la nappe et par conséquent l'adoucissement de la salinité de ces ressources. Donc l'origine évaporitique de ces eaux est d'origine profonde, dû au contact des deux formations captées: les calcaires d'âge sénonien inférieur avec le sénonien lagunaire et les sables miocènes avec les séries du crétaïc inférieur; de nature argilo-gréseuse à évaporitique.

Le deuxième groupe dont les rapports  $\text{Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  varie de 7.12 à 7.57‰. Ces forages captent les formations aquifères calcaires d'âge sénonien inférieur ou miocènes, en communication à travers leur toit semi-pérmeable avec la nappe phréatique, en contact aussi avec le sénonien lagunaire et le crétaïc inférieur. De plus, ces eaux circulent en contacts des évaporites (gypse et anhydrite). Ces niveaux évaporitiques sont rencontrés par certains forages, dans les calcaires d'âges sénonien inférieurs.

Le groupe trois correspond aux eaux riches en  $\text{SO}_4^{2-}$ , en particulier les forages qui captent la nappe de la Jeffara tout près des dépressions endoreïques (Sabkhet El Hamma et Sabkhet El

Maleh-M'kcherma), le horst plissé d'El Hmmeïmet et le graben d'El Meïda. Ces points d'eaux constitent un seul groupe individualisé du reste des eaux et présentent un rapport de  $Sr^{2+}/Ca^{2+}$  très élevé, variant de 8.01 à 21.96 ‰. Ceci est expliqué par des venues d'eau salée du côté des Chott au niveau d'el Hamma. Pour le graben Ouedref - Métouia l'augmentation du rapport  $Sr^{2+}/Ca^{2+}$  est dû à un appelle d'eaux hypersalée à partir des réserves géologiques qui ont séjournés longtemps, mais ceci n'exclue pas l'appel d'eau salée à partir de Sabkhet Maleh-M'kcherma.

**Tableau 1:** Teneurs en  $Sr^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  et rapport  $Sr^{2+}/Ca^{2+}$  des eaux de la nappe de la Jeffara de Gabès Nord.

| N°échantillon | Type d'ouvrage | N°IRH   | Teneur en $Ca^{2+}$ (mg/l) | Teneur en $Sr^{2+}$ (mg/l) | Rapport $Sr^{2+}/Ca^{2+}$ (‰) | N° groupe |
|---------------|----------------|---------|----------------------------|----------------------------|-------------------------------|-----------|
| 4             | Forage         | 19548/5 | 22.95                      | 0.18                       | 8.27                          | 3         |
| 5             | Forage         | 13445/5 | 18.16                      | 0.12                       | 6.95                          | 1         |
| 6             | Forage         | 1/5     | 19.56                      | 0.14                       | 7.29                          | 2         |
| 7             | Forage         | 20137/5 | 18.96                      | 0.13                       | 7.13                          | 2         |
| 8             | Forage         | SM1/5   | 18.71                      | 0.41                       | 21.96                         | 3         |
| 15            | Forage         | 2/5     | 19.56                      | 0.14                       | 7.56                          | 2         |
| 16            | Forage         | 3/5     | 16.76                      | 0.13                       | 7.8                           | 3         |
| 17            | Forage         | 6740/5  | 18.56                      | 0.13                       | 7.33                          | 2         |
| 18            | Forage         | 17678/5 | 15.16                      | 0.11                       | 7.12                          | 2         |
| 19            | Forage         | 20139/5 | 14.77                      | 0.11                       | 7.88                          | 3         |
| 20            | Forage         | 19015/5 | 15.36                      | 0.12                       | 8.02                          | 3         |
| 21            | Forage         | 7912b/5 | 15.76                      | 0.13                       | 8.29                          | 3         |
| 22            | Forage         | 17668/5 | 16.96                      | 0.12                       | 7.12                          | 2         |
| 23            | Forage         | 7756/5  | 16.46                      | 0.12                       | 7.29                          | 2         |
| 24            | Forage         | 17617/5 | 17.56                      | 0.11                       | 6.78                          | 1         |
| 25            | Forage         | 20465/5 | 16.56                      | 0.11                       | 6.77                          | 1         |
| 26            | Forage         | 19699/5 | 19.36                      | 0.13                       | 6.97                          | 1         |
| 27            | Forage         | 20780/5 | 16.96                      | 0.11                       | 6.75                          | 1         |
| 28            | Forage         | 4/5     | 16.56                      | 0.11                       | 7.15                          | 2         |
| 29            | Forage         | 19851   | 19.56                      | 0.13                       | 7.14                          | 2         |
| 30            | Forage         | 8639    | 18.36                      | 0.14                       | 8.08                          | 3         |
| 31            | Forage         | 19585   | 19.96                      | 0.15                       | 7.57                          | 2         |
| 31            | Forage         | 7911/5  | 16.36                      | 0.11                       | 6.88                          | 1         |
| 32            | Forage         | 7911b/5 | 19.16                      | 0.17                       | 8.99                          | 3         |
| 34            | Forage         | 16661/5 | 16.36                      | 0.11                       | 6.93                          | 1         |
| 35            | Forage         | 5/5     | 22.95                      | 0.21                       | 9.45                          | 3         |
| 36            | Forage         | 6/5     | 16.56                      | 0.12                       | 7.83                          | 3         |
| 37            | Forage         | 6/5     | 15.16                      | 0.11                       | 7.87                          | 3         |
| 38            | Forage         | 7/5     | 15.96                      | 0.12                       | 8.01                          | 3         |
| 39            | Forage         | 8/5     | 15.76                      | 0.13                       | 8.58                          | 3         |

Au niveau du graben El Meïda, l'augmentation du rapport  $Sr^{2+}/Ca^{2+}$  est dû à une contamination profonde des eaux de la nappe par un substratum salée. Ce substratum est recoupé par forage, son étendue au niveau de cette structure est déterminée par les études électriques entreprisent par Mekrazi (1975) et Mhamdi (2006).

### 3. Conclusion

L'étude hydrochimique et du rapports  $Sr^{2+}/Ca^{2+}$ , permettent d'identifier trois groupes de points d'eaux. Cette étude à d'avantage de mettre en évidence une alimentation de la nappe de la jeffara en majeurs partie par les eaux du Continental Intercalaire, une part est assuré par les

eaux météoriques à travers les affleurements des sables Miocènes, au niveau du horst el Hmmeïmet, et les affleurements des calcaires sénoniens inférieur limitrophe du bassin de l'Oued Gabès. Cette étude a permis également la compréhension la caractérisation des différents domaines de la nappe de la Jeffara, et la compréhension des processus de minéralisation des eaux. Les origines principales de cette minéralisation sont: La dissolution-précipitation de la roche aquifère, l'interaction eau-roche, l'éventuelle contamination de la nappe de la Jeffara par des niveaux évaporitiques profondes, du Crétacé inférieur et du Sénonien lagunaire, et l'appel d'eau très chargée; d'origine superficielle soupçonnée à partir des dépressions endoreïques et la nappe phréatique.

#### 4. Références

- Carre, J., 1975. Géochimie du stransuim dans les eaux de la nappe et de surface de la région parisienne. Thèse de Doctorat. 3ème cycle, unv. Paris VI.
- ERESS, Nappe de la zone côtière du Sud tunisien (Jeffara), *modèle analogique*, volume n°4, UNESCO, 1972.
- Fidelibus, M. D., Tulipano, L, 1996. Regional flow of intruding sea water in the carbonate aquifers of Apulia (Southern Italy). 14<sup>th</sup> salt Water intrusion Meeting. Rapport och meddeanden 87: 203-241.
- Hsissou, Y., Chauve, P., Mania, J., Mangain, A., Bakalowicz, M. et Gaiz., 1995. Caractérisation des eaux de l'aquifère turonien du bassin du Tadalla (Maroc) par le rapport des concentrations molaires  $Sr^{2+}/Ca^{2+}$ . J. Hydrol., 183 : 445 - 451.
- Mamou, A., 1990. Caractéristiques et évolution des ressources en eau du Sud Tunisien. *Thèse de Doctorat-ès-Sciences*, Universités Paris Sud.
- Mhamdi, A., Gouasmia, M., Gasmî, M., Bouri, S., Ben Dhia, H, 2006. Evolution de la qualité de l'eau pour l'application de la méthode géolétrique : Exemple de la plaine d'El Meïda - Gabès Nord (Sud tunisien), C.R. Géosciences, 338: 1228-1239.
- Mekrazi, A. F. 1975b. Contribution à l'étude hydrogéologique de la région de Gabès Nord. *Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle*. Université Bordeaux I.
- Meybeck, M., 1984. Les fleuves et le cycle géochimique des éléments. Thèse Doc. Etat, Univ. Paris VI.
- Tulipano, L et Fidelibus M.D., Geochemical characteristics of Apulian coastal springs water (Southern Italy) related to mixing processus of ground waters with sea water having different residence time into the aquifer. Proceedings of the 5<sup>th</sup> international conference on water resources planning and management, Athens, 1-4 october, p.2.55- 2.67, 1984.

## **UTILISATION D'UN SIG POUR L'ELABORATION D'UNE CARTE DE RISQUE ET DE VULNERABILITE A POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES - APPLICATION A LA NAPPE D'EL KERMA (ORAN).**

**BENTEKHICI (EP, ZEMMOURI) N<sup>1</sup>. ZEBBAR Z<sup>2</sup>.**

*Agence Spatiale Algérienne  
Centre des techniques Spatiales, Arzew, Algérie  
[Nadjla\\_b@yahoo.fr](mailto:Nadjla_b@yahoo.fr), [zebbar\\_zino@yahoo.fr](mailto:zebbar_zino@yahoo.fr)*

### **Résumé**

Les cartes des risques et de vulnérabilité à la pollution d'une nappe d'eau souterraine sont des documents fondamentaux pour l'aménagement de territoire, elles permettent essentiellement d'orienter le choix des sites des projets de développement pouvant avoir des conséquences néfastes sur la qualité des ressources en eaux souterraines.

Cette pollution peut être engendrée par une source ponctuelle ( ex : Décharge, rejets d'eau usée domestiques ou industrielles), linéaire (ex : pipeline, réseau d'eau usée, réseau de drainage agricole) ou diffuse (ex : engrais chimiques, pesticides, herbicides, épandage des eaux usées domestiques).

Le risque d'une nappe à la pollution est une notion relative, non mesurable et sans dimension, la précision de son évaluation dépend essentiellement de la nature, de la qualité et de la fiabilité des données utilisées.

Son caractérisation est basée généralement sur l'estimation d'un certain nombre de paramètres relatifs notamment à la géologie, l'hydrogéologie, la topographie, l'hydrologie, les sources de pollution, l'occupation du sol, la démographie....ect.

Les systèmes d'informations géographiques sont utilisés pour le traitement des données citées ci dessus, puisqu'ils facilitent les analyses multicritères et la mise à jour des modèles élaborés.

Ceci a été appliqué à la nappe d'El Kerma située dans la région d'Oran, jouant un rôle capital pour le développement socio-économique de cette région.

Le choix de cette zone comme exemple d'étude a été motivé par :

- ✓ L'expansion rapide de la ville d'Oran et la forte croissance démographique participant activement à la dégradation des eaux souterraines tant qualitative que quantitative
- ✓ L'existence de la zone industrielle d'Es Senia, la décharge publique d'El kerma et l'utilisation des engrais.

**Mot Clé :** Risque de pollution, vulnérabilité, aquifère, SIG, décharge, télédétection.

### **Abstract**

Maps of risk and vulnerability to pollution of the groundwater are basic documents for the development of land; they can essentially guide the siting of development projects that could have negative consequences on the quality of groundwater resources.

This pollution can be caused by a point source (eg discharge, wastewater discharges from domestic or industrial), linear (eg pipeline network waste water, agricultural drainage) or diffuse (eg fertilizers, pesticides, herbicides, land application of sewage).

The risk of groundwater pollution is at a relative concept, not measurable and dimensionless, the accuracy of the assessment depends on the nature, quality and reliability of data used.

His characterization is generally based on the estimation of a number of parameters including the geology, hydrogeology, topography, hydrology, pollution sources, and land cover, demographics.... Ect.

Geographic Information Systems are used for the treatment of the data cited above; they facilitate the MCA and updating models developed.

This has been applied to the slick El Kerma situated in the region of Oran, playing a crucial role in the socio-economic development of this region.

The choice of this area as an example study was motivated by:

- ✓ The rapid expansion of the city of Oran and high population growth actively participating in the degradation of groundwater both qualitative and quantitative
- ✓ The existence of the industrial zone Es Senia, public dump El kerma and fertilizer use.

## **1. Introduction**

L'importance stratégique des aquifères de la nappe d'El Kerma, en terme de protection d'eau potable, nous oblige à élaborer les cartes de vulnérabilité et de risque de pollution, ces cartes constituent un document d'aide à la décision en matière de gestion des ressources en eaux.

Une nouvelle méthodologie est proposée, dans le cadre de cette recherche, pour l'évaluation de la vulnérabilité et du risque de pollution des eaux souterraines, elle est basée sur la méthode cartographique DRASTIC.

L'application de cette méthodologie ne peut être possible sans utilisation des systèmes d'informations géographique (SIG), en raison de la masse très importante des données géographiques.

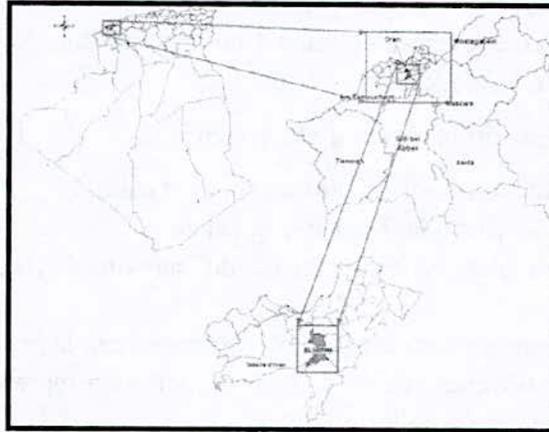
Il est important de signaler que cette méthode permet une vue générale de la répartition spatiale du risque et de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution.

## **2. Description de la zone d'étude**

Dans le but d'appliquer cette méthode, nous avons choisi la région d'El-Kerma, et ce pour plusieurs raisons, notamment l'existence de points noirs de pollution qui sont : la décharge publique d'El-Kerma et les zones industrielles d'Es-Sénia et d'El-Kerma.

La mise en décharge est devenue actuellement la meilleure façon d'élimination des déchets, mais malheureusement cette technique possède plusieurs conséquences principalement l'émergence des décharges non contrôlées, comme le cas de la décharge publique d'El-Kerma (zone d'étude), cette dernière est une véritable problématique qui peut entraîner des maladies et augmenter le taux de pollution des eaux souterraines.

La zone d'étude est située au sud de la ville d'Oran à environ 10 Km, elle est limitée à l'Ouest par la grande Sebkhha d'Oran, à l'Est par des terrains agricoles et au Sud par la plaine de la M'leta et le village d'El Hamoul.

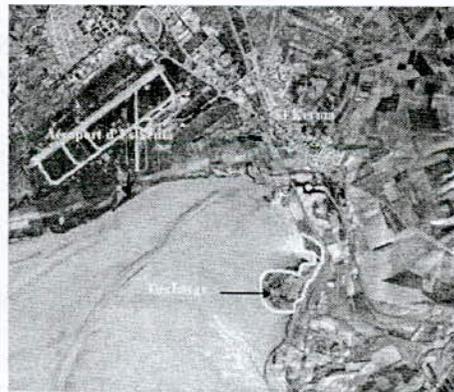


**Figure 1 :** Localisation géographique de la zone de la zone d'étude

Après fermeture de l'ancienne décharge située entre le petit lac et la daya Morsley en 1984, la décharge d'El-Kerma a été ouverte par arrêté de création de wilaya N°311/DRAL /SAL /MG du 11/02/1987.

C'est une décharge non contrôlée, où sont déposés différents types de déchets : urbains, industriels, hospitaliers, déchets de démolition et de construction, etc. Les déchets sont constitués majoritairement de matières organiques avec une proportion de 75 à 80%.

La décharge d'El-Kerma est située sur la bordure orientale de la grande Sebkhha et au Sud-Ouest de l'agglomération d'El-Kerma à environ 1,7 Km. Elle est se trouve à 12 Km de la ville d'Oran, à 15 Km de Bir-El-Djir, à 8 Km de Sidi-Chahmi et à 4 Km d'Es-Sénia.



**Figure 2 :** Vue satellitaire de la décharge publique d'El-Kerma (Satellite SPOT ; résolution de 5m).

### 3. Matériel et méthode

La méthodologie que nous proposons dans cette étude est basée sur les paramètres relatifs au sol et existants comme donnée de la zone d'étude, nous considérons que seuls ces paramètres interviennent dans la transmission de la pollution vers la nappe.

L'évaluation de la vulnérabilité et le risque de pollution de la nappe est une combinaison de diverses cartes thématiques et numériques, le traitement de ces cartes a été fait par des logiciels, comme Map Info, Idrissi, vertical Mepper et ENVI.

Ce travail n'aurait pas pu être effectué sans l'utilisation d'un Système d'information géographique en utilisant le Mode Raster.

Les données utilisées concernant la région d'étude sont:

- Les cartes topographiques à 1/25.000 scannées et callées
- La carte géologique à 1/50.000 scannée et callée
- Les images satellitales géoréférencées du satellite LANDSAT ETM+ d'une résolution de 30 m
- Les données statistiques des puits (ANRH) représentant la profondeur de la nappe.
- Et les données statistiques sur les sources de pollution représentant la localisation des différentes sources de pollution.

#### **4. Résultats**

##### **a. Elaboration des cartes analytiques**

Pour les différents paramètres, les cartes thématiques et celles numériques sont établies en effectuant un système de cotation allant de 1 le moins important à 10 le plus important.

Pour un paramètre donné, une Cote basse implique que la nappe concernée n'est pas vulnérable à la pollution et présente un risque faible de pollution.

##### ***i. La topographie (carte des pentes)***

La carte des pentes est déterminée à partir des cartes topographiques de la zone d'étude. Elle présente 5 classes de pentes. La classe de pente la plus faible ( $0^\circ$  à  $0.02^\circ$ ) domine la quasi-totalité de la zone d'étude.

Plus la pente des terrains est élevée, plus le ruissellement des eaux est important et par conséquent la contamination des eaux souterraines est faible donc faible vulnérabilité et faible risque, par contre plus la pente est faible favorisant ainsi une forte infiltration donc une forte pollution.

Nous avons établi une classification des pentes en fonction de système de cotation DRASTIC.

Les classes de la pente en fonction des cotes de vulnérabilité sont présentées par les couleurs suivantes :

**Bleu** : correspond à une très faible pente et les cotes 10 et 9 lui sont attribuées d'où nous sommes en présence de terrains vulnérables à la pollution impliquant ainsi un risque élevé de contamination de la nappe.

**Vert et jaune** : correspond à une classe moyenne de la pente avec les cote 5 et 3 donc des terrains de moyenne vulnérabilité et moyen risque.

**Rouge** : une forte pente prend la cote 1 donc de faible vulnérabilité et de faible risque.

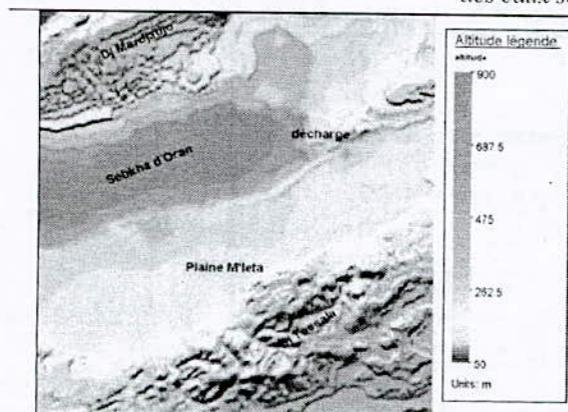


Figure 3 : Modèle numérique de terrain en 3D de la zone d'étude

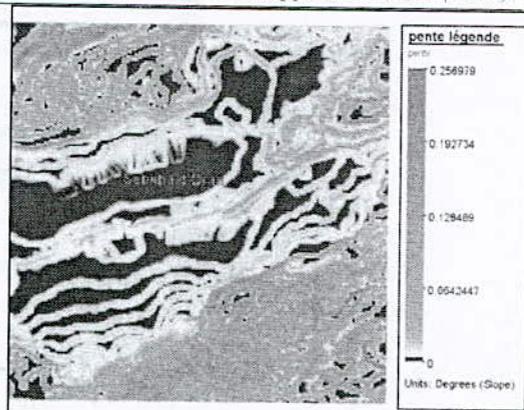


Figure 4 : Carte de pente de la zone d'étude

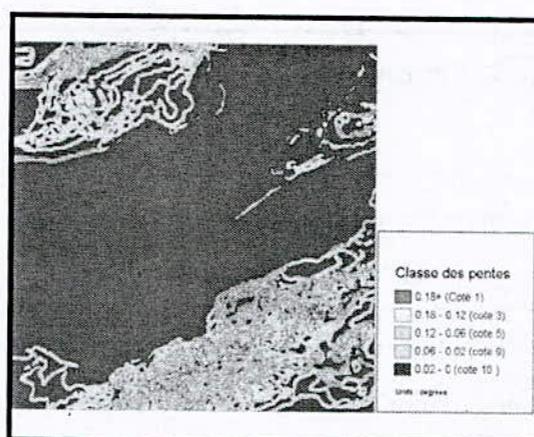


Figure 5 : Carte des classes des pentes en fonction du système de cotation DRASTIC de la zone d'étude

## ii. La lithologie

La lithologie nous renseigne sur la perméabilité des terrains, c'est un facteur conditionnant le caractère épurateur et l'aptitude des sols à laisser s'infiltrer une pollution éventuelle.

Il s'agit dans ce cas d'un critère déterminant pour le risque de pollution des eaux souterraines.

La lithologie est caractérisée par la granulométrie des terrains saturés. Elle intervient dans le piégeage du polluant qui peut s'échapper au pouvoir d'absorption du sol. Plus la granulométrie est fine, plus le piégeage du polluant est grand, plus le sol est riche en argile plus la perméabilité est élevée, ceci favorise une protection des eaux contre la pollution.

La majorité des terrains de la zone d'étude sont des roches sédimentaires essentiellement des alluvions, et sont en majeure partie présents dans la plaine de M'leta et la plaine d'El kerma.

Nous avons classé ces terrains en fonction de la vulnérabilité, une cote de 10 donc très vulnérable et un risque élevé de pollution.

L'infiltration est directement liée à la nature du sol et influe par conséquent sur le transfert des polluants aux eaux souterraines.

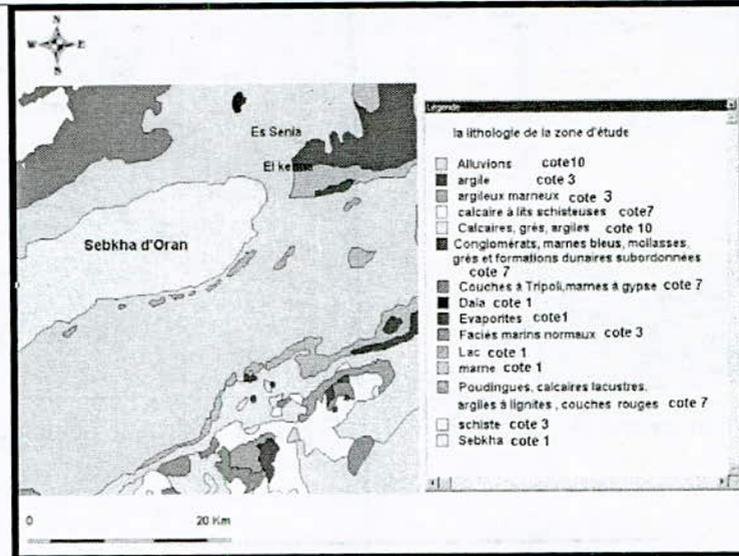


Figure 6 : Carte lithologique de la zone d'étude

### iii. La perméabilité du sol

La carte géologique à 1/50.000 d'Oran scannée et géoréférenciée nous a permis d'établir une carte de perméabilité du sol de la zone d'étude.

La perméabilité des terrains est un critère très déterminant dans l'évaluation du risque de pollution, elle conditionne la propagation des polluants en sol, plus les terrains sont perméables plus le transfert des polluants est rapide.

Les terrains de la zone d'étude sont majoritairement perméables, ce qui influe sur la contamination des eaux souterraines.

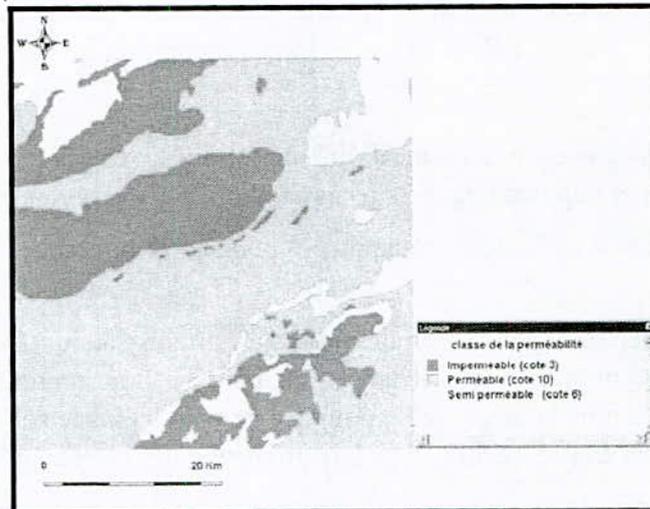


Figure 7 : Carte des classes de perméabilité de la zone d'étude

### iv. Profondeur du plan d'eau

Ce critère est pris en compte dans toutes les méthodes de cartographie de la vulnérabilité et de risque de pollution, il est fondamental pour appréhender le temps de transfert d'une pollution jusqu'à la nappe ainsi que la possibilité de traiter cette pollution en cours de transfert.

La profondeur est obtenue par la différence entre la surface topographique et la cote piézométrique.

A faible profondeur, on dit que la nappe est très vulnérable et exposée à une pollution.

La zone d'étude est caractérisée par des nappes de faible profondeur notamment au niveau de la plaine d'El kerma et la sebkha d'Oran.

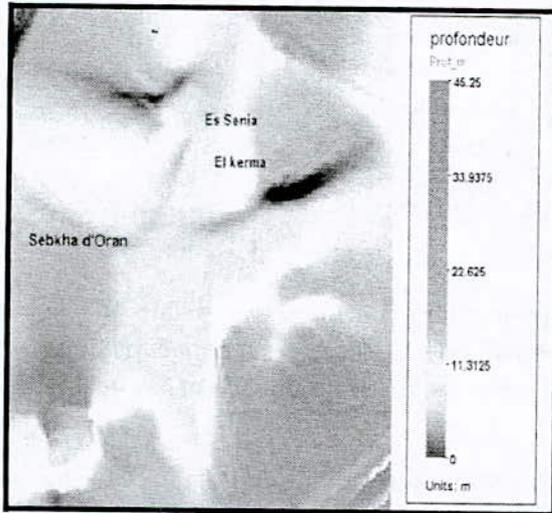


Figure 8 : Carte de la profondeur des nappes de la zone d'étude

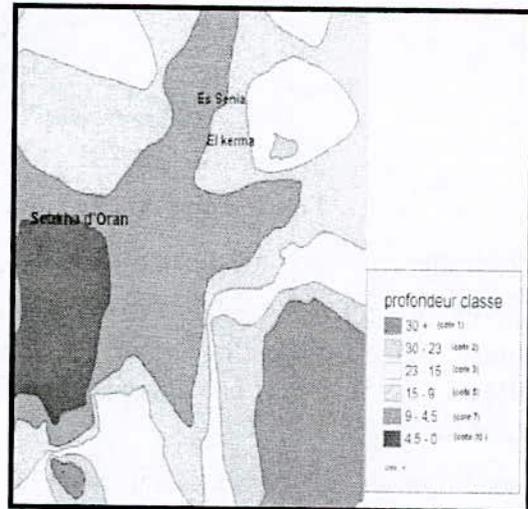


Figure 9 : Carte des classes des profondeurs en fonction de système de cotation DRASTIC de la zone d'étude

b. Détermination de la vulnérabilité de la nappe à la pollution

Les cartes des différents paramètres pris en compte pour l'élaboration de la carte de vulnérabilité à la pollution ont été superposées à l'aide du logiciel Map Info, avec l'application d'une analyse multicritères.

Cette carte a permis de distinguer les principales zones vulnérables les plus touchées par la pollution, ces zones devant être pris en considération dans n'importe quelle proposition des projets.

Selon la méthode cartographique proposée, dans le cadre de cette étude, basée sur les indices de la méthode DRASTIC, les classes de la vulnérabilité sont bien définies dans la zone d'étude.

La répartition spatiale des classes de vulnérabilité de la nappe d'El Kerma montre que Les degrés de vulnérabilité les plus élevés sont localisés essentiellement dans les plaines de M'leta zone Sud de la sebkha d'Oran. Ceci est expliqué par la faible profondeur du plan d'eau et la nature des formations lithologiques perméables relatives à cette zone.

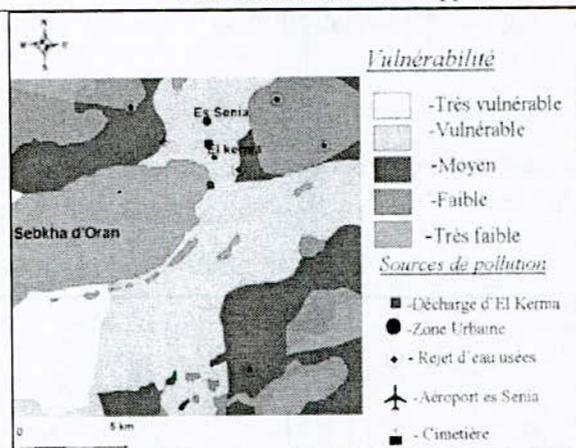


Figure 10 : Carte de vulnérabilité de la zone d'étude.

### c. Etude du risque de contamination de la nappe

L'apport du SIG dans cette étude permet en premier lieu d'aborder les risques de la pollution des eaux souterraines, et en second lieu d'aider à limiter ce risque par une meilleure planification et une intervention efficace sur le terrain afin de préserver la qualité de la ressource.

La superposition des éléments concernant les caractéristiques naturelles de l'aquifère d'une part, les types d'occupation du sol et les différentes activités d'autre part permettent de déterminer les zones susceptibles d'altérer la qualité de l'aquifère.

La superposition des différentes sources de pollution potentielle de la nappe d'El kerma sur la carte de vulnérabilité a permis d'obtenir la carte de risque. Cette dernière a révélé l'existence de trois classes de risque : faible, moyen et élevé. La zone de risque élevé coïncide avec les zones vulnérables en présence des zones industrielles et la décharge d'El kerma. Cette nappe présente un grand risque qui s'étend de l'aval vers l'amont

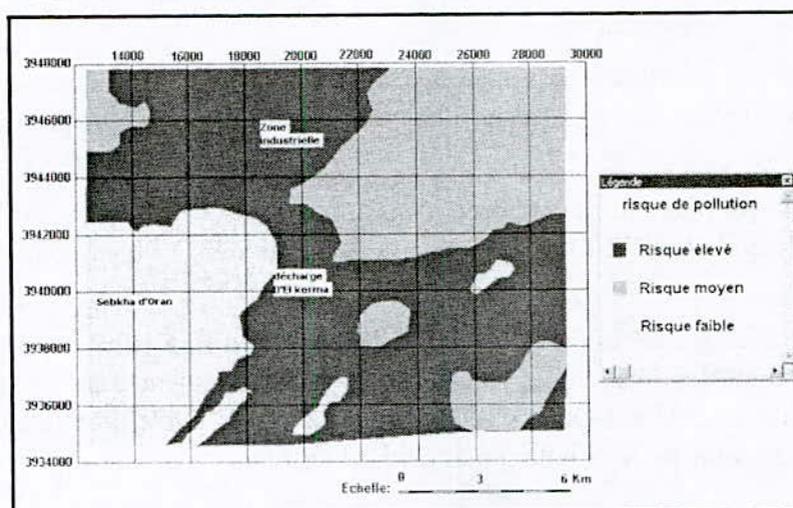


Figure 11 : carte de risque de pollution de la nappe d'El kerma

## 5. Conclusion

La méthodologie proposée dans le cadre de cette recherche, pour l'évaluation de la vulnérabilité et le risque de pollution constitue une combinaison du modèle DRASTIC et SIG, cette évaluation est basée essentiellement sur les paramètres relatifs au sol et sous-sol.

L'application de cette méthode cartographique a montré que la nappe est caractérisée par une vulnérabilité forte et un risque de pollution élevé.

Les cartes de vulnérabilité et de risque permettent d'orienter les gestionnaires à assurer une gestion durable des ressources hydriques souterraines.

Ce travail montre l'apport capital des SIG et les analyses multicritères dans la prise de décision en matière de ressources en eaux, donc nous recommandons l'élaboration de ces cartes pour l'ensemble des nappes du territoire national.

## Références bibliographiques

Zerouali, A., 1994. *Elaboration de la vulnérabilité moyennant la méthode DRASTIC et le système d'information géographique (SIG), cas de la nappe de Souss Chtouka, Tunisie* Guidebook on mapping groundwater vulnerability, volume n° 16.

Livet, M., 2004. *Vulnérabilités des ressources en eau et protection des captages pour l'alimentation en eau potable*. Revue française des laboratoires n° 364.

Bentekhici, N., *L'apport d'un SIG et la télédétection à l'identification des sites potentiellement pollués par le stockage des déchets solides, cas du bassin versant de l'oued el Maleh*. Séminaire international des géosciences au service du développement durable, Tébessa 26 – 18 Novembre 2006.

Beni Akhy, R., 1998. *Etude des impacts anthropiques sur les eaux souterraines du sahel oriental tunisien : Caractérisation hydrogéologique*, modélisation mathématique et cartographie de la vulnérabilité environnementale. Thèse de doctorat. Géologie. Fac. Sc. Tunis. 377 p.

Zairi, M., 2003. *La modélisation des transports en milieux poreux et la cartographie de la vulnérabilité des nappes comme outils de protection des ressources en eaux souterraines*. Comptes rendus du séminaire : Gouvernance de l'eau et développement durable. Sousse 9–10 octobre 2003.

Menani, M., 1999. *Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines selon la méthode DRASTIC, cas de la plaine d'El Madher ( Nord- Est Algérien)* bulletin international de l'eau et de l'environnement n° 21 pp. 13- 18.

Bentekhici, N., 2006. *Sélection des sites adéquats pour le stockage des déchets solides urbains, application au bassin versant Oued El maleh Ain témouchent*. Géographie et Aménagement Bulletin de l'association de géographie et de l'aménagement du territoire, pp 30- 41 n° 12 décembre 2006.

The first part of the document discusses the importance of maintaining accurate records of all transactions. It emphasizes that every entry should be supported by a valid receipt or invoice. This ensures transparency and allows for easy verification of the data.

In the second section, the author outlines the various methods used to collect and analyze the data. This includes both primary and secondary data collection techniques. The analysis focuses on identifying trends and patterns over time, which is crucial for making informed decisions.

The third part of the document details the challenges faced during the data collection process. These include issues related to data quality, consistency, and the time required to gather sufficient information. The author provides strategies to overcome these challenges, such as implementing strict data entry protocols and using advanced data management tools.

Finally, the document concludes with a summary of the findings and their implications. It highlights the key insights gained from the data and offers recommendations for future research and practice. The author stresses the need for continuous monitoring and evaluation to ensure the long-term success of the project.

## ORIGINE DE LA MINÉRALISATION DES EAUX DE LA NAPPE ALLUVIALE DU MOYEN CHELIFF OCCIDENTAL

### ORIGIN OF THE MINERALIZATION OF WATER OF THE ALLUVIAL AQUIFER IN WESTERN MIDDLE CHELIFF

BETTAHAR. N<sup>1\*</sup>, HENNIA K<sup>1</sup>, KETTAB. A<sup>2</sup>, KOUADRI-MOSTEFA S.<sup>1</sup>

<sup>(1)\*</sup> : *Laboratoire Eau&Environnement, Faculté des Sciences et des Sciences de l'Ingénieur, Université Hassiba Ben Bouali, Chlef, Algérie. BP 151 – 02000 – Chlef – Algérie.*

*E – Mail: bettaharn5@yahoo.fr*

<sup>(2)</sup> : *Laboratoire de Recherche des Sciences de l'Eau - LRS-EAU/ENP, Ecole Nationale Polytechnique (E.N.P.)- Alger, Algérie.*

*E – Mail: KETTAB@yahoo.fr*

#### Résumé

La plaine du moyen Cheliff occidental abrite une nappe alluviale d'importante potentialité, exploitée pour l'alimentation en eau potable (64%), pour l'irrigation (31%) et pour l'industrie (5%). On se propose dans ce travail de déterminer l'origine de sa minéralisation, distinguer les paramètres à source anthropique et tracer, par conséquent les grandes orientations pour sa gestion qualitative.

Pour ce but, un total de cent neuf (109) échantillons analysés pendant les périodes de hautes et basses eaux des années 2002, 2003 et 2004 a été traité par la statistique élémentaire et la statistique multidimensionnelle (ACP). Les résultats montrent que l'origine de la minéralisation des eaux de cette nappe est triple et comprend :

- Les roches (avec deux processus distincts : dissolution des évaporites et hydrolyse de l'illite),
- Le sol (minéralisation de la microflore produisant les teneurs naturelles des nitrates),
- Les apports polluants transitant par l'intermédiaire des sols (à partir des engrais, des produits d'élevage, des eaux usées et des décharges publiques). Les éléments en cause sont, en prédominance les nitrates, et très faiblement le potassium et le sodium.

**Mots clés:** nappe, minéralisation, roche, sol, nitrates, moyen Cheliff.

#### Abstract

The plain of Western middle Cheliff shelters an alluvial aquifer with important potentiality, exploited for the drinking water supply (64%), for the irrigation (31%) and industry (5%). One proposes in this work to determine the origin of his mineralization, to distinguish the parameters with entropic source and to trace, consequently the main trends for his qualitative management.

For this goal, a total of one hundred and nine (109) samples analyzed for the periods high and low waters of the years 2002, 2003 and 2004 was treated by the elementary statistics and the multidimensional statistics (ACP). The results show that the origin of the mineralization of water of this aquifer is triple and includes:

- Rocks (with two distinct processes: dissolution of the évaporites and hydrolizes illite),

- The soil (mineralization of the microflora producing the natural contents of nitrates),
- Polluting contributions forwarding by the intermediary of the soils (starting from manures, breeding, waste water and the refuse tips). The elements in question are, prevalence the nitrates, and very slightly potassium and sodium.

**Key words:** aquifer, mineralization, rock, soil, nitrates, middle Cheliff.

## 1 Introduction

La nappe alluviale du moyen Cheliff occidental situé dans le nord ouest Algérien est d'une grande potentialité exploitée pour les besoins en eau potable, d'irrigation et d'industrie des principales agglomérations de la zone centrale de la wilaya de Chlef ; le volume exploité en 2004 est de l'ordre de 15.49 Hm<sup>3</sup> dont 64 % destiné à l'alimentation en eau potable. La caractérisation de la qualité des eaux de cette nappe et la compréhension des processus d'acquisition de leur chimisme serait, dès lors nécessaire.

Pour cela, nous avons appliqué l'Analyse en Composantes Principales sur les données hydrochimiques de 109 échantillons correspondant aux prélèvements de trois années (2002, 2003 et 2004) et qui va permettre de déterminer les origines et principaux mécanismes de minéralisation et les corrélations entre éléments.

## 2. Matériel et méthodes

### a. Site d'étude

La zone d'étude est située au nord-ouest de l'Algérie, à environ 200 Km à l'ouest d'Alger et à 30 Km à vol d'oiseau de la méditerranée; elle occupe un territoire de 300 km<sup>2</sup> environ dans le bassin du moyen Cheliff occidental qui est lui-même formé par trois sous bassins versants codés respectivement 0122, 0123 et 0124 (Fig. 1) et appartenant au grand bassin hydrographique Cheliff-Zahrez.

La zone ainsi définie couvre la vallée du Cheliff depuis 6 Km à l'amont d'Oum Drou, jusqu'à 3 km en aval de Boukadir. Elle s'étend dans la partie centrale jusqu'à Ouled Fares dans la vallée de l'affluent dit Oued Ouahrane. La partie se trouvant au sud et longeant la route nationale n°4 à 4 Km environ est également incluse dans la zone d'étude.

La région est caractérisée par un climat semi-aride avec des étés très chauds et des hivers froids. Le bilan hydrique établi pour l'année 2004 par la méthode de Thornthwaite sur les données de la station pluviométrique Chlef ONM, indique une évapotranspiration et un déficit hydrique assez élevés (1023 et 673 mm respectivement), en parallèle avec une exploitation intensive des eaux souterraines pour des fins agricoles. L'infiltration déduite du surplus d'eau constitue 7% seulement (25 mm) des pluies totales (361 mm).

### b. Contexte hydrogéologique et pédologique

La nappe alluviale de la zone d'étude est formée par les sédiments détritiques d'âge Sub-Pliocène Quaternaire formant le remblai de la vallée (fig. 2). Ces sédiments incluent des argiles et des marnes épaisses avec des lits de sables de graviers et de conglomérats. L'écoulement des eaux de la nappe s'oriente généralement des bordures vers l'axe central de la vallée avant de prendre une direction E-W parallèlement au cours d'eau de l'oued Cheliff qui joue le rôle d'un véritable drain. En plus des eaux météoriques, la nappe reçoit une importante alimentation du sud à partir des calcaires lithothamniées Miocènes manifestée par un gradient fort (1.7%) de direction sud nord. Elle reçoit une autre

alimentation plus faible du nord à partir des zones de piémont appartenant aux formations Pliocènes avec un gradient de 0.8% (Achour, 1997). La part des eaux d'irrigation (return flow) qui retourne à la nappe est évaluée à 20% du volume total utilisé pour cet usage (Scet Agri (1), 1984).

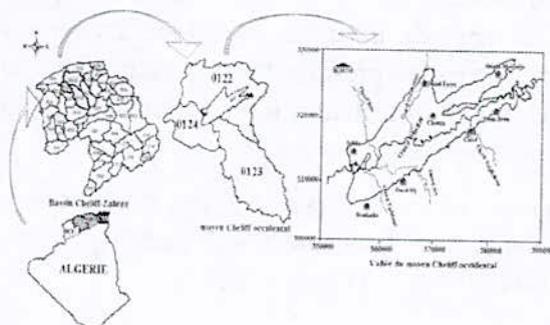


Figure 1. Situation de la zone d'étude

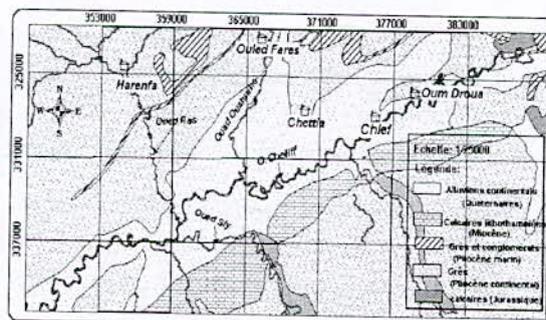


Figure 2. Carte hydrogéologique du moyen Cheliff occidental

La couverture pédologique décrite par les études réalisées par Scet Agri (2) (1984) permet de différencier deux grands ensembles:

- Les sols de piémont, observés uniquement sur les bordures ; ils sont, toutefois bien représentés dans les plaines de l'Abiadh Medjadja et de Ouled Fares ainsi que dans l'extension ouest. Ils sont de texture équilibrée, profonds et bien structurés et présentent de ce fait une très bonne perméabilité (10 cm/h en surface). Ces sols sont caractérisés par des teneurs moyennes en calcaire et par leur absence de sel; toutefois, leur irrigation par des eaux minéralisées peut être responsable d'une salinisation secondaire.
- Les sols de plaine, alluviaux, de texture généralement variable, localement tirsifiés (argileux). Les sols lourds (> 40% d'argile en moyenne) sont importants sur les formations alluviales plus récentes telles que la plaine de Boukadir, nord-ouest de Oued Sly et sud-ouest d'Ech-Chettia; Ils peuvent montrer des signes d'hydromorphie et de salinité liés à un drainage interne déficient, ce qui provoquerait la baisse de la perméabilité déjà très faible (0.3 à 0.5 cm/h). Ils présentent des teneurs en calcaire entre 15 et 20% et en matière organique n'atteignant jamais 2 %.

#### c. Occupation de sol

Les renseignements collectés auprès de la direction du service agricole de Chlef font état pour les domaines des terrains agricoles de 18000 ha environ dont plus de 63% sont effectivement irrigués. L'arboriculture est la spéculation la plus importante du périmètre, plus particulièrement l'agrumicole.

Le maraîchage occupe une seconde position d'importance. Les engrais chimiques industriels et en particulier le NPK 15.15.15 sont prédominants pour la quasi-totalité des spéculations avec des doses moyennes annuelles allant de 500 Kg/ha pour l'arboriculture, 800 Kg/ha pour la culture industrielle et jusqu'à 1200 Kg/ha pour la pomme de terre.

#### d. Données

Les résultats d'analyse de 109 échantillons correspondant aux prélèvements des six campagnes effectuées en périodes de hautes et basses eaux des années 2002, 2003 et 2004 portant sur les éléments majeurs, la conductivité électrique et le pH sont traités par ACP.

### 3. Résultats et discussion

#### a. Ordres de grandeur

Les valeurs des paramètres chimiques et physico-chimiques rencontrées dans la nappe alluviale de la zone d'étude montrent que globalement les eaux sont très minéralisées ( $900 < EC < 8700 \mu S/cm$ ), à tendance neutre ( $7 < pH < 8$ ). En effet, les valeurs moyennes pour l'ensemble des éléments sont élevées et dépassent presque toutes les normes de potabilité admises avec une domination du sodium et du calcium pour les cations et du chlorure et du sulfate pour les anions (Douaoui et al., 2002).

De plus, les teneurs importantes en calcium et en magnésium donnent une dureté totale élevée (110 °F au moyenne) classant ainsi ces eaux dans la catégorie des eaux très dures non recommandées pour l'utilisation domestique (Bettahar et Douaoui, 2001).

#### b. Origine de la minéralisation

##### i. ACP globale 2002/2004

Cette ACP globale (fig. 3) montre un pôle de la minéralisation évaporitique indiqué par l'axe I de variance 50.25 %, avec une relation positive entre la conductivité et les variables  $SO_4^{2-}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Cl^-$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ . Cet axe traduit le processus prédominant du réservoir étudié. L'axe II de variance 12.39 % indique un pôle de pollution urbaine et agricole. L'union entre les bicarbonates et le potassium aurait son origine dans des processus de contamination par décharges ou eaux usées; ceci est dû au fait que la présence de l'ion bicarbonate est liée à l'augmentation de  $CO_2$  provenant de la décomposition de la matière organique.

Les nitrates, en position opposée à ces deux variables ( $HCO_3^-$  et  $K^+$ ) par rapport à l'axe II, trouveront leur origine dans les engrais de type azoté ou dans les produits d'élevage.

##### ii. ACP annuelles

###### • ACP 2002

L'axe I exprimant 55.48 % de la variance traduit la minéralisation évaporitique. L'axe II présentant 13.23 % de la variance exprime une origine anthropique commune aux ions  $NO_3^-$ ,  $HCO_3^-$ . L'ion sodium  $Na^+$ , avec une corrélation très élevée avec l'axe I (0.85), présente aussi une corrélation non négligeable avec l'axe II (0.38), ce qui atteste de son autre origine (extérieure) à partir du sol riche en calcaire.

###### • ACP 2003

L'axe I exprimant 55.91% de la variance indique à la fois le pôle évaporitique par la relation positive entre les éléments  $SO_4^{2-}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $Cl^-$  et la conductivité électrique, et le pôle des carbonates par une relation inverse entre l'évolution des bicarbonates et le pH. L'axe II présentant 16.05 % de la variance exprime une origine anthropique commune aux ions  $NO_3^-$  et  $K^+$  liée aux engrais minéraux de type NPK.

###### • ACP 2004

Cette ACP montre, à travers la projection sur le plan I-II l'existence de trois groupes (Bettahar et Kettab, 2006):

- Le premier se développe sur l'axe I (50.25 % de la variance), il présente le pôle de la minéralisation évaporitique.
- Le deuxième et le troisième ensemble se positionnent sur l'axe II (12.39 % de la variance):

- ✓ Les valeurs positives représentent un autre processus produit dans le sol, lié à l'hydrolyse de l'illite présente dans la fraction fine des alluvions et mise en évidence par les analyses minéralogiques effectuées par Boulaine (1957). Ce processus qui libère l'ion potassium ( $K^+$ ) est régi par une réaction qui consomme de l'acide carbonique et s'accompagne donc d'une augmentation du pH avec production de bicarbonates. Dans les conditions normales (absence de pollution) l'acide carbonique constitue la principale source de protons.

Ce genre de réactions est donc particulièrement important dans la zone non saturée et la partie supérieure de la nappe et s'atténuent progressivement avec la profondeur.

- ✓ La valeur négative traduit la dégradation anthropique de la qualité de l'eau liée principalement à l'ion nitrate ( $NO_3^-$ ), pouvant être conséquence d'une utilisation intensive d'engrais chimiques de type azoté, de produits d'élevage, des eaux usées et des décharges.

### iii. ACP saisonnières globales

- ACP hautes eaux 2002-2004

Avec 51.38 % de la variance, l'axe I exprime toujours le pôle évaporitique. L'axe II représentant 14.23 % de la variance indique un pôle de pollution urbaine et agricole. En effet, la variable  $NO_3^-$  trouvera son origine dans les eaux usées et les décharges, par contre la variable  $K^+$  trouvera son origine dans une autre source externe liée à l'épandage d'engrais de type PK d'où leur opposition par rapport à l'axe II. Cette période caractérisée généralement par des apports d'eau importants (période pluvieuse) favorise le lessivage en profondeur des éléments issus d'une origine extérieure.

- ACP basses eaux 2002-2004

C'est l'ACP la plus complexe puisqu'elle montre la variable nitrate bien corrélée avec l'axe I (0.48) et nullement corrélée avec l'axe II. Mais ceci peut très bien s'expliquer par le fait que les nitrates, pour des faibles teneurs, peuvent provenir naturellement d'un processus de minéralisation dans le sol. Cette transformation chimique se produit sous l'action de la microflore du sol, son importance est conditionnée par divers paramètres dont les plus importants sont le pH du sol (la minéralisation est faible en sol acide, le pH optimum pour la minéralisation de l'azote est compris entre 6,5 et 8,5 ; d'ailleurs, les sols de la zone d'étude sont très alcalins et montrent des valeurs de pH dans cet intervalle), la température et l'humidité du sol. Elle est particulièrement active quand le sol est chaud et humide (l'optimale d'activité se situant dans l'intervalle 30 - 35°C, ce qui correspond justement aux caractéristiques de cette période connue par de fortes températures). L'axe I avec 48.2 % de la variance montre aussi la prédominance de la minéralisation évaporitique. L'axe II représenté par les bicarbonates et le potassium indique un pôle de pollution urbaine.

## 4 - Conclusion

En récapitulant les résultats obtenus par l'approche statistique, on peut définir que l'origine de la minéralisation des eaux de la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental est triple, et comprend :

Les roches (avec un processus prédominant lié à la dissolution des évaporites) En récapitulant les résultats obtenus par l'approche statistique, on peut définir que l'origine de la minéralisation des eaux de la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental est triple, et comprend :

- Les roches (avec un processus prédominant lié à la dissolution des évaporites) et hydrolyse de l'illite)
- Le sol (minéralisation de la microflore produisant les teneurs naturelles des nitrates et hydrolyse de l'illite présente dans la fraction fine des alluvions)
- Les apports polluants transitant par l'intermédiaire des sols (à partir des engrais, des produits d'élevage, des eaux usées et des décharges publiques).

### Références bibliographiques

**Achour F. (1997)** *Conditions hydrologiques et disponibilité en eau en région semi-aride : Application de méthodologies nouvelles au bassin du Cheliff, Algérie.* Thèse de Doctorat, Univ. Franche-Comté, France, 261 p.

**Bettahar N. et A. Douaoui (2001)** *Evolution spatiale de la dureté de l'eau dans les plaines du Cheliff. Utilisation de l'approche géostatistique.* Bulletin de l'Association de Géographie et d'Aménagement du Territoire, 9, 115-121.

**Bettahar N. et A. Kettab, (2006)** *Evaluation de la pollution nitratée dans la vallée du moyen Cheliff occidental. Third International Conference on Water Resources in Mediterranean Basin,* 1 au 3 novembre, Tripoli, Liban, Acte du colloque, p 137.

**Boulaine J.L.G. (1957)** *Etude des sols des plaines du Cheliff.* Thèse de Doctorat, Univ. Alger, Algérie, 565 p.

**Douaoui A., N. Bettahar et H. Benbouali, (2002)** *Evaluation de la qualité des eaux des nappes alluviales des plaines du Cheliff. Colloque International sur l'eau,* 5 au 6 février, Chlef, Algérie, Compte rendu, pp. 45-51.

**SCET – AGRI (1) (1984)** *Hydrologie – Hydrogéologie et bilan des ressources. Etude du réaménagement et de l'extension du périmètre du moyen Cheliff.* Rap A1.1.2. Pub. Ministère de l'Hydraulique, Algérie, 72p.

**SCET – AGRI (2) (1984)** *Bilan des ressources en sol. Etude du réaménagement et de l'extension du périmètre du moyen Cheliff.* Rap A1.2. 1. Pub. Ministère de l'Hydraulique, Algérie, 35p.

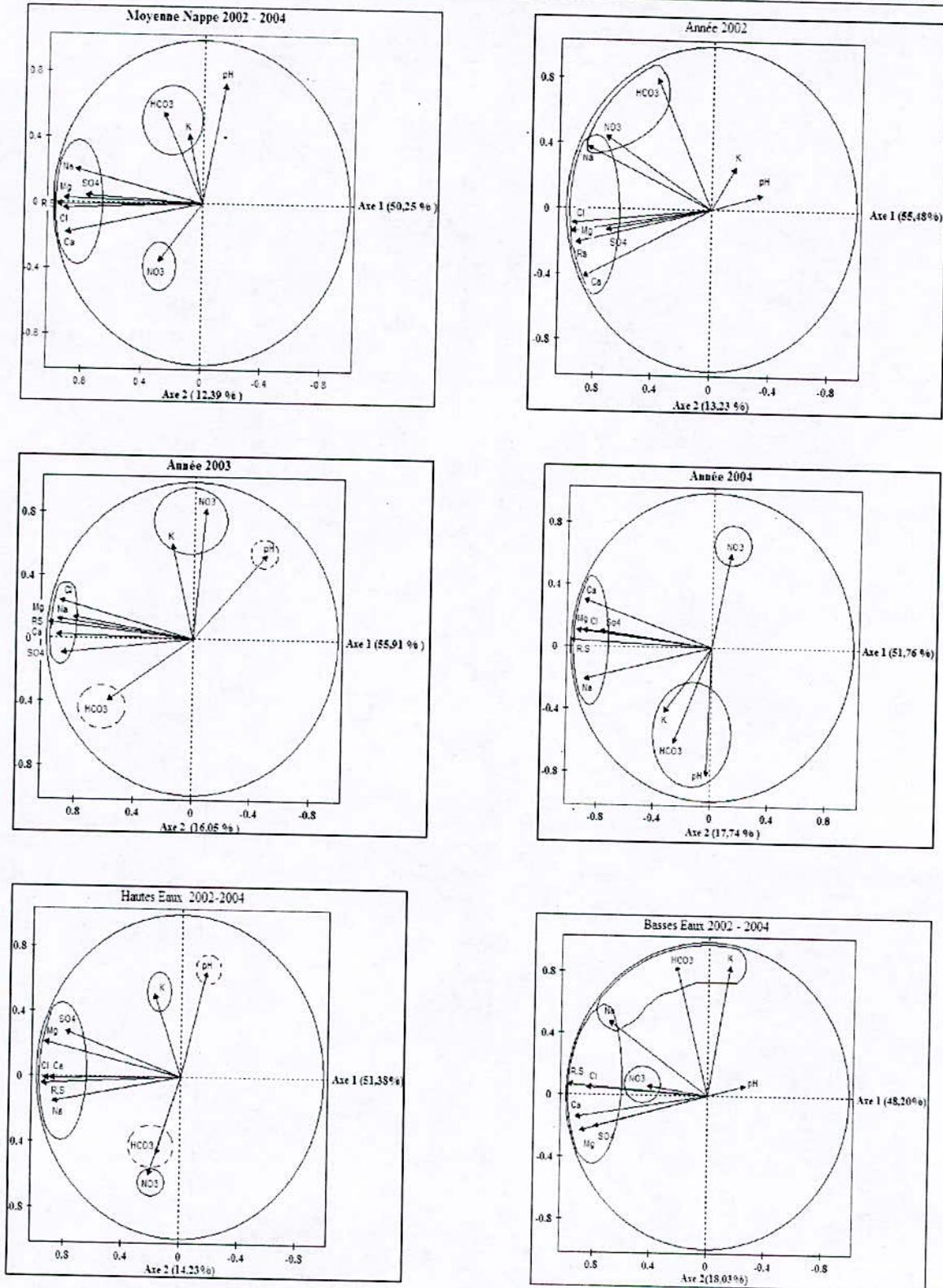
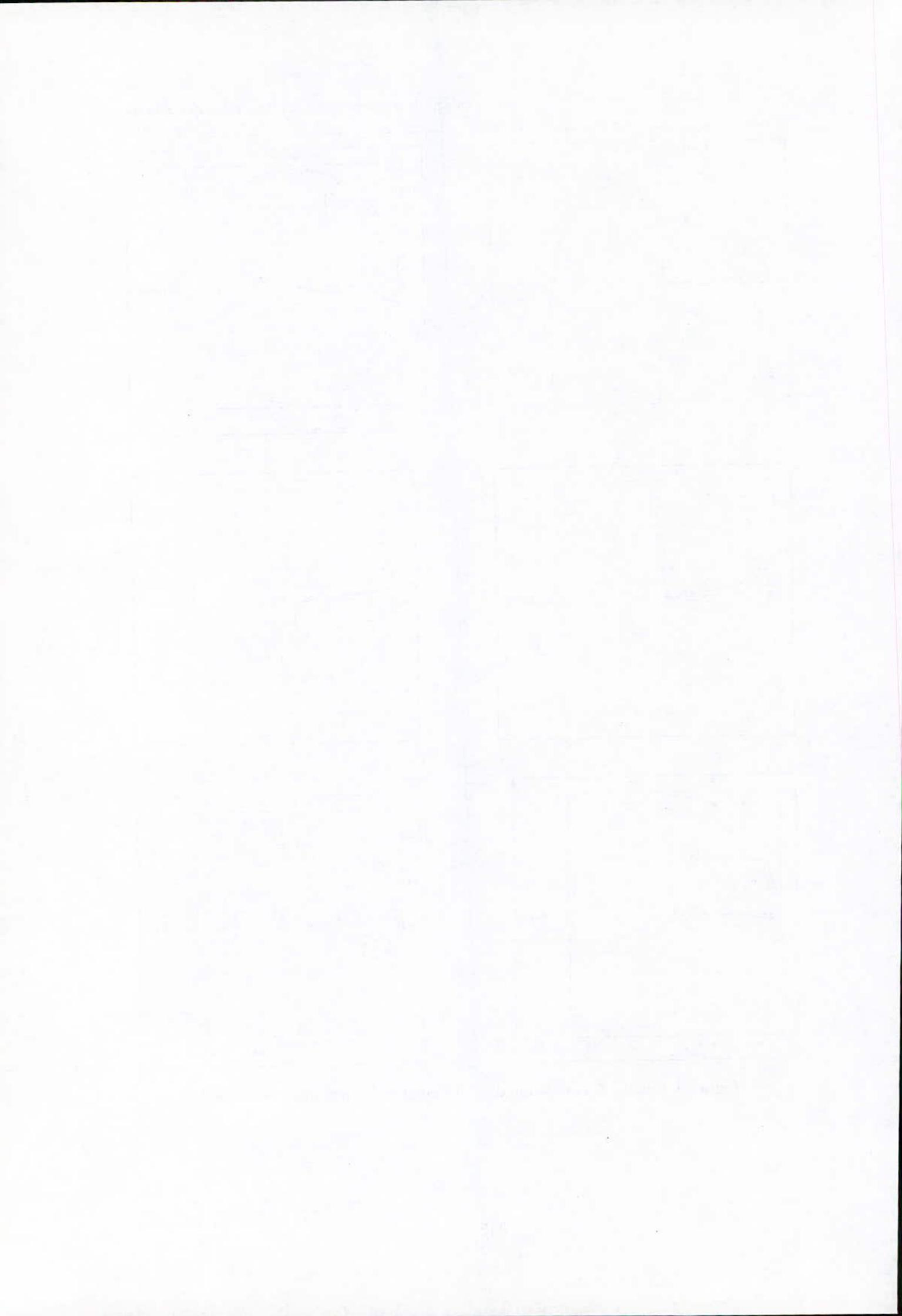


Figure 3. Cercles de corrélation des ACP étudiées de la période 2002-2004



## **APPLICATION DU MODELE HYDROLOGIQUE GR2M SUR LES BASSINS VERSANTS DE LA SOUMMAM ET DE L'ISSER**

**S. CHARIFI & S. BENMAMAR & S. BENZIADA**

*Laboratoire de Recherche des Science de l'Eau (LRS eau)  
Ecole Nationale Polytechnique d'Agler*

### **Résumé**

La modélisation hydrologique est l'une des disciplines de la science de l'hydrologie. Elle étudie la simulation de la transformation de la pluie en débit à l'échelle du bassin versant. Il existe un très grand nombre de modèles hydrologiques, ceci est due à l'accroissement des moyens et des outils de calcul. Parmi ces modèles, les modèles conceptuels globaux, qui modélisent la transformation de la pluie en débit par des agencements de réservoirs interconnectés, ils sont généralement nommés 'modèles à réservoirs', dont la mise en œuvre nécessite le calage d'un certain nombre de paramètres sur les données réelles ou mesurées. Or ces paramètres n'ont aucune explication physique sur le terrain, c'est-à-dire sur le bassin versant modélisé.

Notre choix de modèle, à caler sur les données hydrométéorologiques des bassins versants de la Soummam et de l'Isser, est le GR2M : modèle conceptuel 'à réservoirs' qui fonctionne à deux paramètres de calage et à un pas de temps mensuel. Vu les résultats satisfaisants, de calage et validation de ce modèle sur nos données, nous avons essayé, à la fin de ce travail, d'utiliser l'information contenue dans les bassins versants étudiés afin d'expliquer les paramètres de calage du modèle. En complément de cela, l'outil SIG 'Systèmes d'Information Géographiques' a été utilisé pour la représentation des caractéristiques générales des bassins versants étudiés, ainsi que les cartes de MNT 'Modèle Numérique de Terrain', relief, pentes, expositions, ..etc. L'intérêt de l'utilisation des SIG en hydrologie y est également exposé.

### **1. Introduction**

Devant l'accroissement de la population humaine sur terre, l'eau devient de plus en plus, une denrée convoitée. L'eau est tellement précieuse que l'or a pris la couleur bleue. Ainsi, la demande en eau est en éternel accroissement, cela est dû à la multiplication des usages (consommation domestique, agriculture, industrie, loisirs, etc.), les problèmes de pollution environnementaux et la nécessité de réaliser des aménagements hydrauliques plus judicieux. L'étude de la science de l'eau nécessite la connaissance et la maîtrise du cycle de l'eau. Pour établir le cycle hydrologique, il faut connaître les formes d'existence de l'eau dans la nature: océans, rivières, lacs mais également glaciers, sols, air, eaux souterraines. Il faut également quantifier les volumes et les flux d'eau.

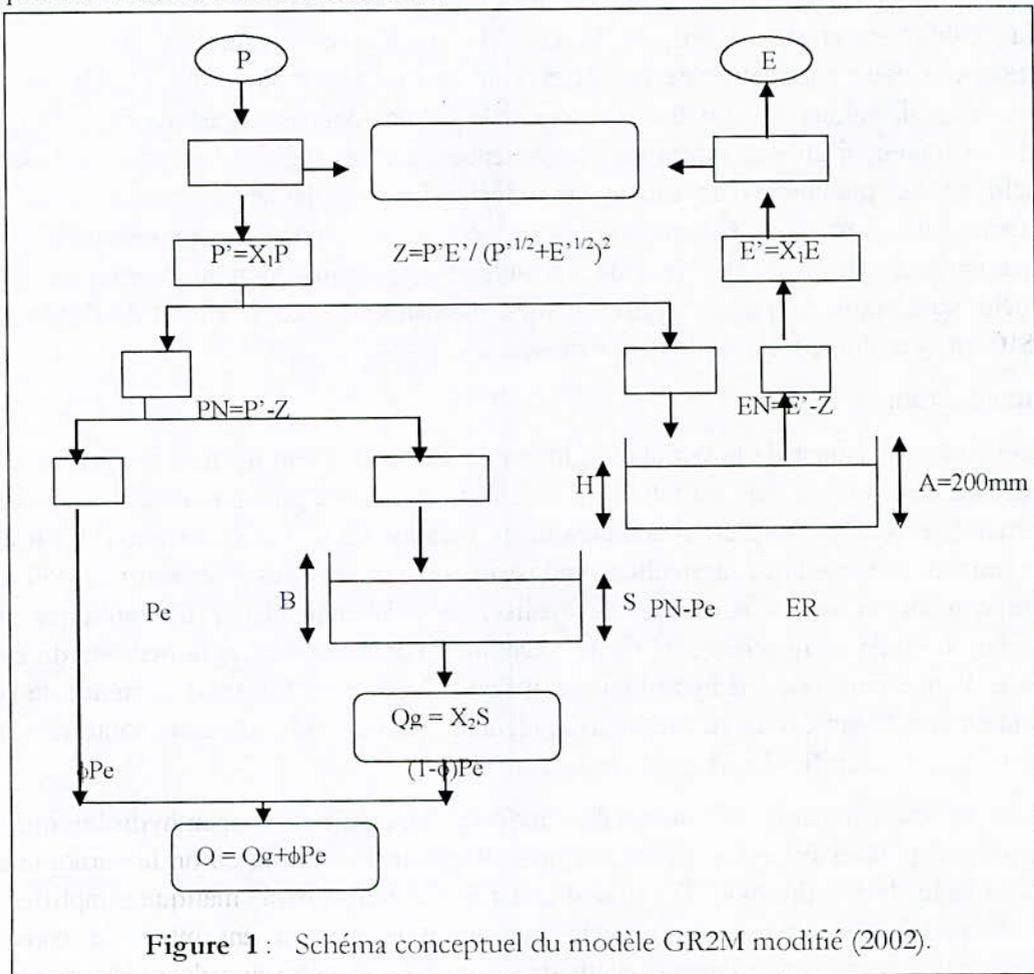
Vers les années cinquante, le concept de « modèle » apparaît en science hydrologique. La modélisation pluie-débit a pris une dimension tellement importante qu'on la surnomme le 'cœur' même de l'hydrologie. Il s'agit d'une représentation mathématique simplifiée de tout ou partie des processus du cycle hydrologique par un ensemble de concepts hydrologiques exprimés en langage mathématique et reliés entre eux dans des séquences temporelle et spatiale correspondant à celles que l'on observe dans la nature. Il existe

aujourd'hui un très grand nombre de modèles, classés dans différentes catégories, à savoir, déterministes ou stochastiques, globaux ou distribués, cinématiques ou dynamiques, et enfin empiriques ou physiques, cela est due notamment à la nature des variables ou paramètres y intervenants, le bassin versant considéré comme entité homogène ou discrétisé, l'évolution temporelle du système modélisé, et aux relations utilisées dans la modélisation de la pluie en débit. Le modèle hydrologique est devenu un outil indispensable pour divers domaines : aménagement, construction des ouvrages hydrauliques, prévention et prédétermination des crues, études des changement climatiques, impacts anthropiques, impacts des catastrophes naturelles, reconstitution des climats par la paléontologie....

La connaissance régionale des écoulements de surface, notamment en Algérie devient très indispensable pour la gestion de la ressource en eau. Or la qualité des données observées (non continues, entachées d'erreurs de mesure ou de saisie, etc.) fait que la détermination des débits d'écoulements soit très difficile à réaliser voire impossible. Pour cela, le recours à une modélisation hydrologique pour la simulation de la pluie en débit, est fortement nécessaire.

## 2. Choix du modèle

Notre choix a été le modèle GR2M à deux paramètres dans sa nouvelle version modifiée, conceptualisé selon le schéma ci-dessous.



Le modèle GR2M est constitué d'un réservoir sol qui régit la fonction de production et est caractérisé par son remplissage maximal  $A$ , qui correspond à la capacité en eau du sol. Il comporte également un réservoir eau gravitaire qui régit la fonction de transfert.

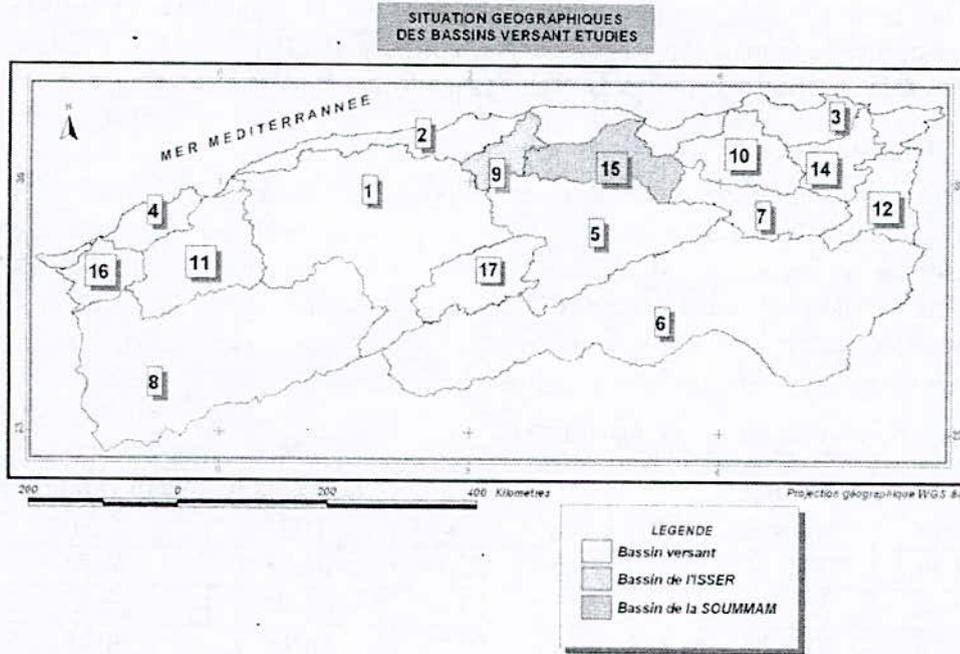


Figure 2 : Carte de situation des bassins étudiés

### 3. Application du modèle GR2M et optimisation des paramètres de calage

Les modèles hydrologiques pluie-débit ne peuvent être testés ni fonctionner sans l'apport de données hydrométéorologiques, à savoir les données pluviométriques et d'évapotranspiration comme entrées du modèle et les données hydrométriques comme sorties de ce dernier (pour la période de calage).

Tableau 1 : Caractéristiques des sous bassins retenus

| Code   | S (km <sup>2</sup> ) | P (km) | ETP (mm) | P (mm) | Q (hm <sup>3</sup> ) |
|--------|----------------------|--------|----------|--------|----------------------|
| 90101  | 665                  | 138    | 1475     | 360    | 20,3                 |
| 90305  | 273                  | 78     | 1480     | 461    | 12,3                 |
| 90309  | 73                   | 37     | 1394     | 470    | 7,6                  |
| 90408  | 2570                 | 467    | 1472     | 380    | 171,1                |
| 90501  | 3615                 | 660    | 1455     | 735    | 284,9                |
| 150106 | 840                  | 192    | 1435     | 470    | 63,8                 |
| 150601 | 105                  | 50     | 1240     | 390    | 11,6                 |
| 150702 | 2350                 | 270    | 1385     | 450    | 12,0                 |
| 150901 | 4050                 | 350    | 1502     | 420    | 166,8                |
| 151001 | 8420                 | 600    | 1420     | 490    | 578,1                |

S, P, ETP, P sont respectivement superficie, périmètre, évapotranspiration moyenne annuelle, pluie moyenne annuelle et apport moyen annuel de chaque sous bassin.

a. Optimisation des paramètres de calage du modèle GR2M

Le modèle GR2M a été programmé sur une feuille Excel, nous avons divisé les séries d'observation en deux sous-périodes, l'une pour le calage du modèle et l'autre pour la validation de ce dernier, tout en tenant à garder une période commune entre les précipitations et les apports. Les paramètres du modèle sont optimisés à l'aide de l'outil 'SOLVEUR' du logiciel Excel jusqu'à obtention d'une valeur de Nash proche de 100% et d'un meilleur ajustement entre les débits observés et les débits calculés par le modèle.

b. Résultats et interprétation

Le calage des deux paramètres  $X_1$  et  $X_2$  uniquement, a donné des valeurs de Nash faibles ( $14\% < \text{Nash} < 85\%$ ), et lorsqu'on a calé le paramètre A, qui représente la capacité de remplissage maximale du réservoir sol du modèle GR2M, avec les deux paramètres  $X_1$  et  $X_2$ , nous avons obtenu des valeurs de Nash plus acceptables ( $61\% < \text{Nash} < 88\%$  au calage et  $30\% < \text{Nash} < 71\%$  à la validation). Ce qui nous a incité à caler le modèle avec les trois paramètres A,  $X_1$  et  $X_2$ . Le tableau suivant donne les paramètres obtenus après optimisation.

**Tableau 2 :** Paramètres optimisés du modèle GR2M

| code   | période-calage | période-contrôle | $X_1$ | $X_2$ | A      | Nash calage (%) | Nash validation (%) |
|--------|----------------|------------------|-------|-------|--------|-----------------|---------------------|
| 90101  | 73 / 79        | 80 / 84          | 0,50  | 0,28  | 22,15  | 63,19           | 36,79               |
| 90305  | 73 / 80        | 85 / 96          | 1,00  | 0,42  | 92,63  | 65,08           | 58,55               |
| 90309  | 73 / 78        | 79 / 84          | 0,87  | 0,56  | 95,93  | 66,96           | 60,43               |
| 90408  | 69 / 76        | 77 / 84          | 0,43  | 0,44  | 21,43  | 86,44           | 57,98               |
| 90501  | 69 / 76        | 82 / 89          | 0,44  | 0,72  | 106,91 | 87,16           | 70,54               |
| 150106 | 70 / 75        | 75 / 83          | 1,00  | 0,49  | 38,35  | 75,37           | 70,64               |
| 150601 | 70 / 76        | 77 / 84          | 1,00  | 0,46  | 32,03  | 61,54           | 53,28               |
| 150702 | 80 / 86        | 87 / 93          | 0,39  | 0,62  | 56,61  | 70,89           | 29,91               |
| 150901 | 80 / 86        | 87 / 97          | 0,47  | 0,44  | 18,01  | 78,50           | 34,71               |
| 151001 | 68 / 73        | 74 / 79          | 0,74  | 0,51  | 66,73  | 86,76           | 55,41               |

• *Présentation des résultats numériques*

**Tableau 3 :** Résultats de calage en mensuel (mm)

| Code station | Nom de la station | Moyennes  |            |                  | Ecart-types |            |                    | Coefficient de corrélation R (%) |
|--------------|-------------------|-----------|------------|------------------|-------------|------------|--------------------|----------------------------------|
|              |                   | $Q_{obs}$ | $Q_{calc}$ | $Q_{ob}/Q_{cal}$ | $S_{obs}$   | $S_{calc}$ | $S_{obs}/S_{calc}$ |                                  |
| 90101        | Mezahim           | 2.76      | 2.48       | 1.11             | 3.15        | 2.13       | 1.48               | 73.0                             |
| 90305        | Beni-Slimane      | 4.57      | 3.85       | 1.18             | 5.91        | 3.82       | 1.55               | 74.0                             |
| 90309        | Dechemia          | 6.79      | 5.89       | 1.15             | 10.77       | 8.02       | 1.34               | 80.0                             |
| 90408        | Latraille         | 6.86      | 6.51       | 1.05             | 10.27       | 9.12       | 1.13               | 93.2                             |
| 90501        | Lakhdaria         | 10.87     | 10.24      | 1.06             | 18.99       | 17.02      | 1.12               | 93.7                             |
| 150106       | Tilesdit          | 16.73     | 12.07      | 1.38             | 28.7        | 16.36      | 1.75               | 82.7                             |
| 150601       | Fermatou          | 10.55     | 7.60       | 1.39             | 16.70       | 8.84       | 1.88               | 65.7                             |
| 150702       | Magraoua          | 2.41      | 2.01       | 1.20             | 4.39        | 2.84       | 1.55               | 71.8                             |
| 150901       | Sidi Yahia        | 5.24      | 4.82       | 1.08             | 7.24        | 5.85       | 1.24               | 76.7                             |
| 151001       | Sidi-Aich         | 11.35     | 10.85      | 1.04             | 13.81       | 12.71      | 1.08               | 91.3                             |

Tableau 4 : Résultats de validation en mensuel (mm)

| Code station | Nom de la station | Moyennes  |            |               | Ecart-types |            |                    | Coefficient de corrélation R (%) |
|--------------|-------------------|-----------|------------|---------------|-------------|------------|--------------------|----------------------------------|
|              |                   | $Q_{obs}$ | $Q_{calc}$ | $Q_o/Q_{cal}$ | $S_{obs}$   | $S_{calc}$ | $S_{obs}/S_{calc}$ |                                  |
| 90101        | Mezahim           | 2.03      | 2.98       | 0.68          | 2.00        | 3.47       | 0.58               | 85.5                             |
| 90305        | Beni-Slimane      | 3.36      | 2.82       | 1.19          | 5.89        | 4.11       | 1.44               | 76.0                             |
| 90309        | Dechemia          | 8.17      | 6.98       | 1.17          | 11.47       | 8.87       | 1.29               | 75.0                             |
| 90408        | Latraille         | 3.29      | 2.73       | 1.21          | 4.42        | 3.35       | 1.32               | 64.0                             |
| 90501        | Lakhdaria         | 4.05      | 4.70       | 0.86          | 7.49        | 8.25       | 0.91               | 90.5                             |
| 150106       | Tilesdit          | 8.04      | 8.13       | 0.99          | 14.12       | 10.33      | 1.37               | 73.8                             |
| 150601       | Fermatou          | 10.81     | 9.88       | 1.09          | 26.12       | 11.91      | 2.19               | 60.4                             |
| 150702       | Magraoua          | 0.32      | 0.41       | 0.77          | 0.53        | 0.61       | 0.88               | 55.0                             |
| 150901       | Sidi Yahia        | 1.79      | 2.90       | 0.62          | 2.38        | 4.09       | 0.58               | 81.3                             |
| 151001       | Sidi-Aich         | 3.15      | 3.52       | 0.90          | 4.02        | 4.40       | 0.91               | 73.0                             |

• Présentation des résultats graphiques

Les lames d'eau calculées sont comparées aux lames d'eau observées -pour toutes les stations hydrométriques retenues, en calage et en validation, et pour les mêmes périodes de simulation. Nous présentons ci-dessous les graphiques réalisés de quelques stations.

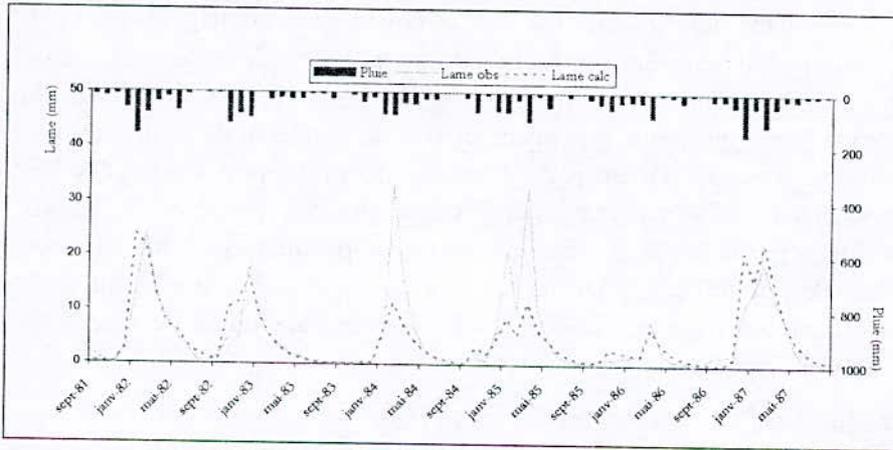


Figure 3 : Calibration du modèle GR2M sur les données de la station 150901

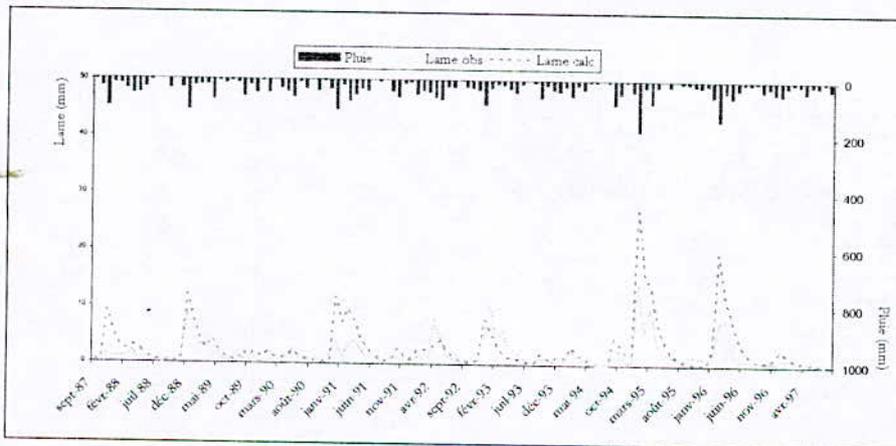


Figure 4 : Validation du modèle GR2M sur les données de la station 150901

L'application du modèle GR2M sur les données des sous bassins de la Soummam et de l'Isser a donné des résultats très satisfaisants, vu que l'optimisation des paramètres de calage a été obtenue pour des valeurs de Nash supérieures à 50%. Et ce en calant le paramètre A (capacité maximale du réservoir sol). L'analyse des résultats numériques, à savoir les rapports des moyennes des débits observés et calculés par le modèle, rapport des écart-types et les coefficients de corrélation pour les pas de temps mensuel et annuel, montre que les lames d'eau calculées présentent une bonne concordance avec les lames d'eau observées. Ainsi les résultats graphiques des débits simulés présentent des allures qui épousent quasi-parfaitement celles des débits observés (de manière acceptable), et ce pour tout les bassins étudiés. On peut dire que la qualité de simulation du modèle GR2M est bonne. Enfin l'extension des séries des apports, en utilisant les mêmes paramètres de calage optimisés pour chaque bassin, nous a permis de générer des séries des apports d'eau à partir des données pluviométriques observées. Ces apports d'eau générés peuvent être exploités pour une meilleure gestion de l'eau pour les bassins versants de la Soummam et de l'Isser.

#### 4. Utilisation dans un modèle hydrologique de l'information contenue dans des descripteurs du bassin versant

La simulation des débits sur des bassins versants non jaugés était un des objectifs de développement des modèles dont les paramètres peuvent être mesurés sur le terrain. Parmi ces modèles, ceux fondés sur la physique qui utilisent des paramètres généralement mesurables et leur détermination ne nécessitent donc pas en théorie (rarement en pratique) de processus d'optimisation mathématique. Adoptant une approche différente, les modèles conceptuels ou empiriques globaux qui ne cherchent pas à représenter la complexité et l'hétérogénéité du bassin, dépendent de paramètres qui n'ont généralement pas de correspondant direct sur le terrain à priori. Leur utilisation sur des bassins versants non jaugés présuppose donc qu'un lien puisse être établi entre la valeur de ces paramètres et des descripteurs mesurables du bassin. Cette démarche est désignée par le terme de régionalisation des paramètres en modélisation hydrologique pluie-débit (Perrin, 2000). Il s'agit en fait d'un type particulier d'application du modèle. On se propose dans ce chapitre, d'établir des liens entre paramètres du modèle et descripteurs du bassin en utilisant les régressions simples ou multiples.

##### a. Application aux bassins versants de la Soummam et de l'Isser

##### *Recherche de relations entre paramètres du modèle et variables explicatives*

- Paramètre  $X_1$

$$\ln(X_1) = -0.317 - 0.168 \times \ln\left(\frac{S}{PAM}\right) \quad \text{Eq. (1)}$$

Ce qui donne, pour le paramètre  $X_1$  réel la relation :

$$X_1 = 0.73 \left(\frac{S}{PAM}\right)^{-0.2} \quad \text{Eq. (2)}$$

- Paramètre  $X_2$

$$\ln(X_2) = -1.038 + 0.275 \ln(CIP) + 0.93 \ln\left(\frac{PAM}{EAM}\right) \quad \text{Eq. (3)}$$

Et pour le paramètre  $X_2$ , l'équation :

$$X_2 = 0.35 \times CIP^{0.3} \left( \frac{PAM}{EAM} \right)^{0.9} \quad \text{Eq. (4)}$$

#### b. Interprétation des résultats

La recherche de relations entre les paramètres du modèle GR2M et les variables explicatives retenues, des bassins versants étudiés, et ce en utilisant les régressions multiples, a donné de bons résultats de point de vue calage, du fait que les valeurs de Nash obtenues par les paramètres calculés sont très proches de celles obtenues par les paramètres calés du modèle. Contrairement aux résultats obtenus en validation, les valeurs de Nash n'ont pas été toutes positives, les deux bassins (090101 et 150702) ont donné des valeurs négatives de Nash.

Les résultats obtenus sur les paramètres transformés du modèle sont relativement satisfaisants, ce qui indique que l'utilisation des seuls descripteurs climatiques retenus avec la superficie du bassin pour la prédétermination des paramètres du modèle, ne permet pas d'extraire une information suffisamment pertinente pour renseigner le modèle sur les caractéristiques de la transformation pluie-débit.

### 5. Conclusion

Lors de notre travail de recherche, qui s'inscrit dans la modélisation mathématique de la pluie en débit, nous avons fait le choix d'un modèle hydrologique conceptuel 'à réservoirs' GR2M « Génie Rural, à deux paramètres de calage, et au pas de temps mensuel », afin de le caler voire, le valider sur les données hydrométéorologiques des bassins versants de la Soummam et de l'Isser. Ce modèle est facile à mettre en œuvre du fait qu'il nécessite peu de données à savoir ; les précipitations, les évapotranspirations et les débits pour la période de calage, ainsi qu'un faible nombre de paramètres de calage (deux paramètres  $X_1$  et  $X_2$ ).

Les critères d'évaluation des performances du modèle, numériques et graphiques, ont donné des résultats satisfaisants en calage et en validation, dont les coefficients de corrélation entre les débits observés et calculés, les rapports des moyennes et écarts types observés et calculés, en mensuel et en annuel. Et en gardant les mêmes paramètres obtenus sur les sous-bassins versants de la Soummam et de l'Isser, nous avons procédé à l'extension des séries des débits à partir des données pluviométriques mesurées.

Enfin, nous avons essayé d'expliquer les paramètres de calage du modèle GR2M en utilisant l'information contenue dans les descripteurs des bassins étudiés et en faisant appel à des outils de régression linéaire 'logiciel SPSS'. Les résultats obtenus ont été plus ou moins satisfaisants vu les seuls descripteurs climatiques utilisés avec les superficies des bassins, ce qui nous n'a pas permis de prédéterminer les paramètres de la modélisation pluie-débit d'une façon exacte. Néanmoins, les relations de prédétermination pourraient être utilisées comme premiers estimateurs des paramètres qui seraient ensuite affinés par une procédure d'optimisation sur les données observées. Ceci dit, on souhaiterait, dans le futur, de faire l'extraction des informations plus pertinentes sur les bassins versants, dans le but d'expliquer les paramètres de calage du modèle GR2M, ces informations peuvent être relatifs à la topographie, la pédologie, la géologie, la végétation, la morphométrie ou autres.

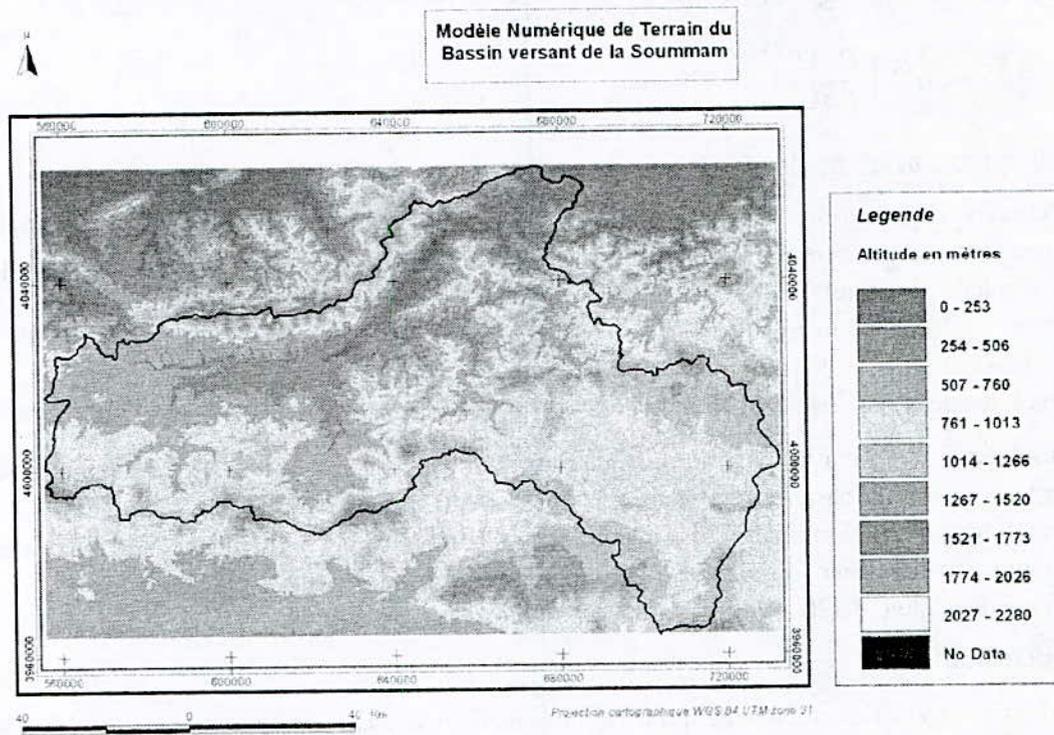


Figure 5 : Modèle numérique du terrain du bassin versant de la Soummam

### Références

Charifi S., (2006). « Application du modèle hydrologique GR2M sur les bassins versant de la Soummam et de l'Isser ». Mémoire de Magister, Ecole Nationale Polytechnique d'Alger.

Perrin C., Michel C., Andréassian V., 2001. Does a large number of parameters enhance model performance? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments. *Journal of hydrology*, 242, 275-301.

**INTEGRATION OF CLIMATOLOGICAL, STRUCTURAL AND HYDROCHEMICAL METHODS FOR WATER RESOURCES ASSESSMENT ON A MULTILAYERED AQUIFEROUS SYSTEM IN ARID AREA. CASE STUDY FROM CENTRAL TUNISIA (MAKNASSY BASIN)**

**INTÉGRATION DES MÉTHODES CLIMATOLOGIQUE, STRUCTURALE ET HYDROCHIMIQUE POUR L'ÉVALUATION DES RESSOURCES EN EAU D'UN SYSTÈME AQUIFÈRE MULTICOUCHE EN CLIMAT ARIDE. CAS DE LA TUNISIE CENTRALE (BASSIN DE MAKNASSY)**

**Ismail CHENINI\* & Abdallah BEN MAMMOU**

*Minerals Resources and Environment Laboratory, Geologic Department, Faculty of Sciences, 2092 Tunis El Manar, Tunisia.*

\* Auteur correspondant : chenini\_ismail@yahoo.fr

**Abstract**

Improving water resource assessment and management to meet future global needs will certainly require a good knowledge of hydrogeological aquifers geometry and hydrodynamic system functioning. However, it is imperative that identifying groundwater quality is considered as an important step to characterize available water resource in aquiferous system.

Maknassy basin (Central Tunisia) is limited by numerous dissymmetric anticlines associated with Cretaceous outcrops. This multilayered aquiferous system is subdivided into three hydrogeological units. Mio-Plio-Quaternary porous formations define phreatic aquifer, whereas the fissured formation, made of cretaceous karstic limestone, is subdivided in two different units. It defines deep aquifer.

The aim of this multidisciplinary study is to evaluate underground water resource of this aquifer. Climatological study quantifies climatic parameter and watershed surface water. Structural study based on outcrops observations and boring cuts correlations allowed aquifers geometry. Furthermore, the dataset obtained permitted a fair understanding of the hydrodynamic of aquifers. Hydrochemical study of the sampled water characterizes water-aquifer interaction and identifies groundwater quality.

Hydrogeological framework of Maknassy basin was established while being based on the integration of geological, climatological and hydrochemical method. The synthetic approach integrating all data gave a clear model of aquiferous system and groundwater resource assessment.

**Key words** : Aquiferous system; climatology; hydrochemistry; hydrogeology; water resource; Central Tunisia

**Résumé**

L'évaluation de la potentialité en eau d'un système aquifère exige une bonne connaissance de la configuration géométrique des nappes et du fonctionnement hydrodynamique du

used are reported in. The analytical data were processed, using the computer program DIAGRAM (Roland, 2004).

#### 4. Climate parameters

##### i. Precipitations

Survey objective is to exploit pluviometric data recorded in Sened delegation, Majoura, Menzel Bouzaïen, El Guallel, El Mechacha and Maknassy stations. This to define spatial and temporal precipitations variability as well as the determination of pluviometric regime. In this domain of central Tunisia, the precipitations are essentially constituted of rain. Dews and fogs are not enough frequent because of the drought air. Precipitations are tributary of the polar air altitude that touched irregularly central Tunisia.

Table 1 gives for different stations the altitude and the average value of the corresponding precipitations.

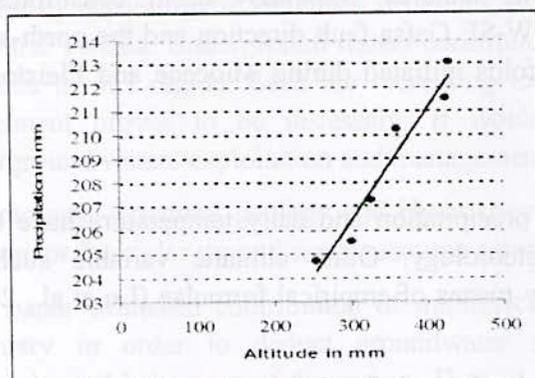
**Table 1 :** Precipitation distribution according to the altitude

| Station          | Altitude (m) | Precipitation (mm) |
|------------------|--------------|--------------------|
| Sened delegation | 425          | 211.5              |
| Majoura          | 430          | 213                |
| Menzel Bouzaïen  | 300          | 205.5              |
| El Guallel       | 325          | 207.25             |
| El Mechacha      | 360          | 210.2              |
| Maknassy         | 255          | 204.7              |

Diagram of figure 2 prove the altitude influence on the precipitations distribution.

We project on the abscissa the altitudes ( $A_s$ ) of the stations in meters, and in coordinate the averages of recorded precipitations ( $P$ ) of the 6 stations in mm.

Aligned points  $P = f(A_s)$  has for equation :  $P = 0.28 A + 350$ . From where, pluviometric gradient is of 0.28 mm/m.



**Figure 2 :** Average precipitation variation as a function of altitude

#### Rainfall evaluation

To assess average water rainfall, we interpolate precipitations data of the 6 considered stations (figure 3) during 35 years (from 1970 to 2005).

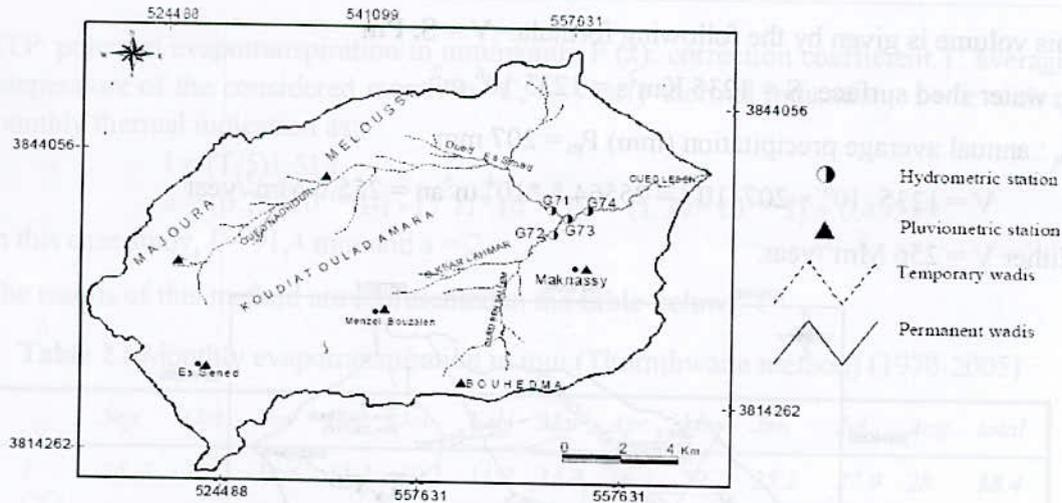


Figure 3 : Localisation map of hydrometric and pluviometric stations

➤ Arithmetic average precipitations

This method consists in calculating arithmetic average precipitations recorded in the 6 stations during 35 years from 1970 until 2005. The rainfall is given by the following formula:

$P_m = P_i/N$ ; With,  $P_m$  : precipitation average,  $P_i$  : registered rainfall of every pluviometric station,  $N$  : number of pluviometric stations ( $N = 6$ ) :

$$P_m = (204.7 + 205.5 + 207.25 + 210.2 + 211.5 + 213) / 6 = 208.6 \text{ mm.}$$

The rainfall on the hydrologic Maknassy basin is assessed to 208 mm.

➤ Precipitations average

It is given by the formula  $P_m = ((a_i * P_i)) / A$ ; with:  $P_m$ : annual average pluviometry,  $P_i$ : rainfall registered in the considered station,  $a_i$ : elementary surface (surface of associated polygon to the station gotten by planimetry) and  $A$ : water shed surface.

In this case we apply Thiessen method that consists in considering the topographic water shed according to the existing pluviometric stations. It consists to assign a controlled area of every station. Maknassy water shed is so subdivided on 6 shaped parts. The surface of each one is determines by planimetry (Figure 4).

$$P_m = ((211.5 \times 2180) + (213 \times 2025) + (207.25 \times 7200) + (205.5 \times 6500) + (210.2 \times 1750) + (204.7 \times 11200)) / 30875 = 206.8 \text{ mm,}$$

Either  $P_m = 207 \text{ mm.}$

Arithmetic average precipitation practice and Thiessen method permit to get very near value. We will consider as value of rainfall the average value gotten by the two methods.

$$P_m = 207 \text{ mm}$$

➤ Yearly precipitated water volume

**a. Porous Formations**

These formations constitute the oldest continental quaternary deposits in Maknassy basin. Mio-Plio-Quaternary eposits thickness variation is mainly related to uneven bedrock topography. The thickness of the phreatic aquifer increases eastward of the study area, but the aerial extent of this aquifer is restricted because of the mounds surrounding hydrogeological basin, as can be seen in Figure 5. There is a decrease in thickness of the aquifer in a SW (Figure 5). This feature is due to particular structural position of Maknassy basin. It is formed when NW-SE compressive movements occurred during Miocene and Pleistocene phases.

**Table 3 :** Hydrogeological succession of Maknassy aquiferous formations

| Age                 | hydrogeological entitie | Permeability                  | Aquifer  |
|---------------------|-------------------------|-------------------------------|----------|
| Mio-Plio-Quaternary |                         | porous level                  | Phreatic |
|                     |                         | semi-impermeable level        |          |
| Upper Cretaceous    | Upper Zebbag            | fractured dolomitic limestone | Deep     |
|                     | Middle Zebbag           |                               |          |
|                     | Lower Zebbag            | fissured carbonate            |          |
| Lower Cretaceous    | Orbata                  | Substratum                    |          |

**b. Fissured Formations**

These formations, which occur in the major outcrops of hydrogeological Maknassy basin, have developed secondary porosity due to fracturing and jointing. The fractures and joints are conduits for the movement of groundwater and at the same time act as potential groundwater repositories. The fracture lineaments were identified and delineated with the help of intensive field observation, boring cuts correlations aided with seismic reflexion interpretations carried out in this area. Groundwater potential of these fractured hydrogeological units is important.

**6. Hydrochemical study**

Investigation of hydrochemical composition of sample water from Maknassy aquifer has been carried out to specify the origin of the water's mineralization and the possible water-rock interactions (Chenini et al., 2006). In order to determine the major chemical components of the water, sampling concerned the different hydrogeological wells drilled down to the three hydrogeological levels identified.

The pH is close to neutrality (between 7.2 and 7.8), temperatures range from 18.7 to 23.8 °C for phreatic aquifer and reaches 39.1 for the deep one. Salinities (TDS) vary between 1.435 and 4.379 mg l<sup>-1</sup> (Table 4). Sulphates and sodium constitute the major anion and cation, respectively, and the water is also enriched in bicarbonate and calcium (Table 4).

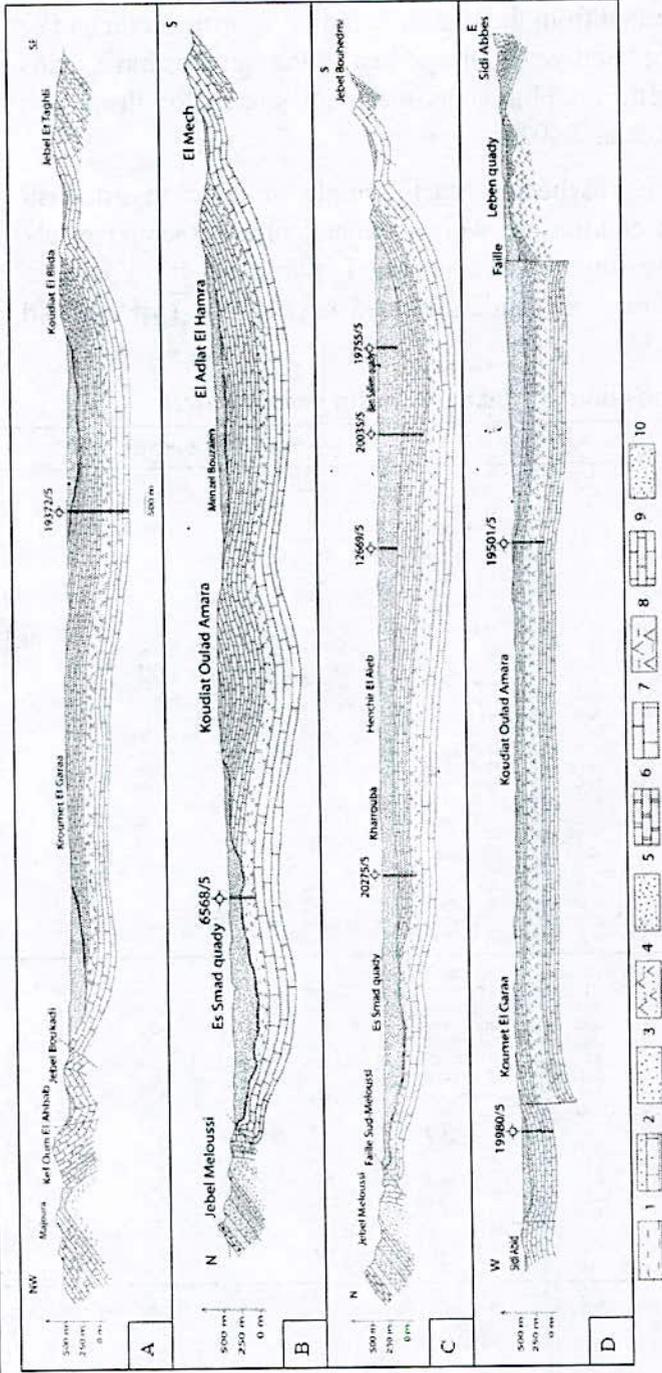
The representation of chemical results on a Piper diagram (Figure 6) shows that the waters evolve toward the SO<sub>4</sub> and Ca+Mg pole. Such a feature is probably due to the leaching of evaporitic strata by waters while progressing down to depth.

In the investigated waters, chloride and sulphates constitute the major chemical elements. This salinity can be originated from the dissolution of evaporitic strata and/or interaction water-rock during underground water flow. Most of the samples have ratios Na/Cl close to unity indicating halite dissolution as the main source for these two elements in the groundwater (Grobe et al., 2002).

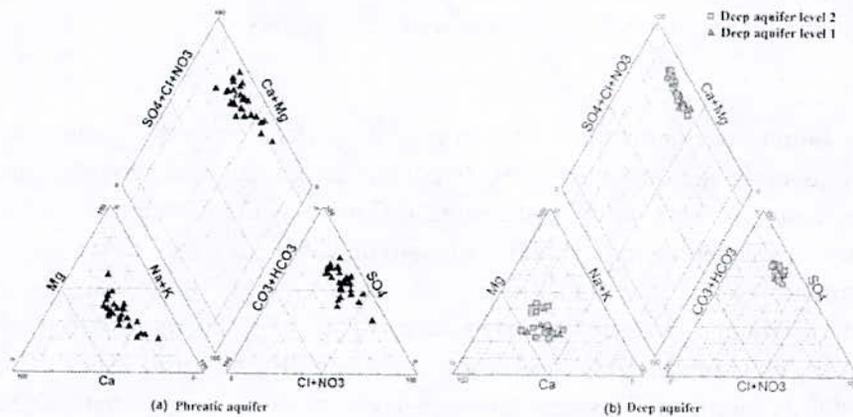
Water-rock interaction evaluation is reached by each sample in order to establish whether these waters have been in equilibrium with a mineral phase (Gemici et al., 2001). Most of water samples are slightly oversaturated with respect to calcite, aragonite and dolomite. However, they are undersaturated opposite to gypsum and anhydrite (Table 4).

Table 4 : Chemical composition of Maknassy basin groundwaters

|                  | N°           | T (°C)  | EC (µS/cm) | TDS (g/L) | pH    | Ca (mg/L) | Mg (mg/L) | Na (mg/L) | K (mg/L) | HCO <sub>3</sub> (mg/L) | Cl (mg/L) | SO <sub>4</sub> (mg/L) | I Calcite | I Aragonite | I Dolomite | I Gypsum | I Anhydrite | IF     |        |        |
|------------------|--------------|---------|------------|-----------|-------|-----------|-----------|-----------|----------|-------------------------|-----------|------------------------|-----------|-------------|------------|----------|-------------|--------|--------|--------|
| phreatic aquifer | 1            | 20.3    | 3050       | 2.815     | 7.46  | 235.65    | 216.34    | 315.37    | 10.45    | 247.75                  | 543.23    | 1252.2                 | 0.45      | 0.3         | 0.58       | -0.28    | -0.52       | 71.823 |        |        |
|                  | 2            | 21.2    | 2920       | 2.446     | 7.82  | 259.34    | 181.56    | 263.19    | 17.45    | 298.25                  | 283.2     | 1151.5                 | 0.95      | 0.51        | 1.51       | -0.26    | -0.5        | 63.802 |        |        |
|                  | 3            | 18.5    | 2830       | 2.377     | 7.71  | 215.65    | 186.34    | 315.47    | 18.78    | 253.14                  | 388.46    | 1100.8                 | 0.67      | 0.52        | 0.96       | -0.34    | -0.50       | 61.45  |        |        |
|                  | 4            | 19      | 2340       | 2.496     | 7.67  | 190.3     | 136.57    | 320.1     | 20.39    | 336.64                  | 316.73    | 1161.3                 | 0.71      | 0.56        | 1.02       | -0.37    | -0.51       | 60.517 |        |        |
|                  | 5            | 21.3    | 2300       | 1.435     | 7.3   | 140.31    | 100.2     | 125.33    | 15.42    | 220.4                   | 165.62    | 659.34                 | 0.13      | -0.01       | -0.13      | -0.61    | -0.53       | 36.226 |        |        |
|                  | 6            | 22      | 2630       | 2.429     | 7.6   | 230.84    | 125       | 340.78    | 15.63    | 198.42                  | 315.34    | 1002.8                 | 0.55      | 0.4         | 0.58       | -0.34    | -0.57       | 59.19  |        |        |
|                  | 7            | 21.6    | 2080       | 1.581     | 7.53  | 120.83    | 114.93    | 212.24    | 9.17     | 145.8                   | 232.24    | 745.35                 | 0.11      | -0.04       | -0.05      | -0.55    | -0.89       | 40.209 |        |        |
|                  | 8            | 23.12   | 2110       | 1.843     | 7.65  | 124.35    | 110.28    | 335.24    | 24.05    | 162.86                  | 490.56    | 595.23                 | 0.3       | 0.16        | 0.33       | -0.75    | -0.58       | 43.525 |        |        |
|                  | 9            | 19.5    | 3110       | 2.818     | 7.9   | 265.5     | 271.3     | 375       | 21       | 270                     | 630       | 1085                   | 0.96      | 0.51        | 1.64       | -0.31    | -0.55       | 75.511 |        |        |
|                  | 10           | 19.5    | 2350       | 1.701     | 7.54  | 112.86    | 125       | 210.6     | 18.24    | 180.62                  | 243.52    | 810.34                 | 0.14      | -0.01       | 0.04       | -0.67    | -0.51       | 42.518 |        |        |
|                  | 11           | 20.71   | 1500       | 1.569     | 7.42  | 150.59    | 102.43    | 180.65    | 25.39    | 240.54                  | 218.4     | 650.95                 | 0.3       | 0.16        | 0.18       | -0.61    | -0.55       | 38.8   |        |        |
|                  | 12           | 20.2    | 2530       | 1.779     | 7.74  | 162.21    | 115.78    | 250.18    | 16.42    | 320.03                  | 345.4     | 568.85                 | 0.76      | 0.61        | 1.1        | -0.56    | -0.9        | 42.611 |        |        |
|                  | 13           | 19      | 2100       | 1.903     | 7.51  | 195.13    | 124.75    | 215.56    | 9.44     | 320.64                  | 221.87    | 815.34                 | 0.67      | 0.32        | 0.86       | -0.43    | -0.69       | 47.345 |        |        |
|                  | 14           | 19      | 2100       | 2.144     | 7.33  | 180.34    | 115.77    | 362.48    | 20.86    | 225.4                   | 486.78    | 732.71                 | 0.43      | 0.29        | 0.42       | -0.53    | -0.77       | 51.06  |        |        |
|                  | 15           | 19.7    | 1630       | 1.977     | 7.69  | 125.37    | 123.45    | 130.21    | 13.58    | 230.56                  | 281.78    | 471.95                 | 0.47      | 0.33        | 0.65       | -0.81    | -1.05       | 33.11  |        |        |
|                  | 16           | 23      | 2350       | 1.989     | 7.45  | 198.67    | 118.83    | 214.64    | 17.36    | 254.67                  | 353.67    | 821.47                 | 0.5       | 0.36        | 0.55       | -0.44    | -0.67       | 48.842 |        |        |
|                  | 17           | 22      | 3250       | 2.84      | 7.73  | 242.76    | 292.53    | 307.9     | 16.67    | 134.1                   | 780.65    | 1065.5                 | 0.48      | 0.34        | 0.81       | -0.36    | -0.59       | 47.243 |        |        |
|                  | 18           | 22.3    | 2750       | 1.898     | 7.3   | 185.52    | 122.75    | 220.65    | 13.45    | 294.76                  | 231.78    | 826.75                 | 0.36      | 0.22        | 0.31       | -0.46    | -0.69       | 47.243 |        |        |
|                  | 19           | 21.8    | 2770       | 2.032     | 7.6   | 188.67    | 123.56    | 293.45    | 14.45    | 274.8                   | 391.87    | 745.3                  | 0.62      | 0.48        | 0.82       | -0.51    | -0.74       | 49.445 |        |        |
|                  | 20           | 23.8    | 2390       | 1.943     | 7.2   | 152.7     | 121.3     | 303.67    | 13.78    | 273.9                   | 355.9     | 724.1                  | 0.17      | 0.05        | 0.03       | -0.59    | -0.82       | 46.722 |        |        |
|                  | 21           | 18.7    | 5340       | 2.685     | 7.5   | 128.2     | 110.4     | 694.5     | 10.2     | 201.3                   | 906       | 647.5                  | 0.14      | -0.01       | -0.05      | -0.79    | -1.03       | 58.408 |        |        |
|                  | 22           | 21.7    | 2480       | 1.916     | 7.5   | 145.5     | 137.8     | 298.5     | 15.3     | 262.3                   | 365.8     | 720.7                  | 0.4       | 0.25        | 0.52       | -0.62    | -0.86       | 46.940 |        |        |
|                  | 23           | 21.7    | 3100       | 3.143     | 7.74  | 264.73    | 208.65    | 345.67    | 20.45    | 202.4                   | 368.8     | 823.78                 | 0.65      | 0.5         | 0.96       | -0.51    | -0.75       | 50.601 |        |        |
|                  | 24           | 20      | 2540       | 1.985     | 7.83  | 174.5     | 148.2     | 253       | 14.45    | 195.83                  | 430       | 1650.1                 | 0.73      | 0.58        | 1.06       | -0.1     | -0.33       | 81.681 |        |        |
|                  | 25           | 19.3    | 2600       | 4.319     | 7.75  | 283.47    | 178.67    | 818.32    | 15.68    | 245.44                  | 885.72    | 1892.8                 | 0.74      | 0.59        | 1          | -0.42    | -0.36       | 100.71 |        |        |
|                  | 26           | 18.7    | 3100       | 3.577     | 7.5   | 292.93    | 145.38    | 713.59    | 24.45    | 267.7                   | 678.34    | 1454.7                 | 0.82      | 0.72        | 1.13       | -0.17    | -0.41       | 84.463 |        |        |
|                  | deep aquifer | level 1 | 29         | 24        | 2190  | 1.825     | 7.45      | 200.34    | 85.3     | 227.36                  | 7.92      | 243.75                 | 268.56    | 794.62      | 0.5        | 0.35     | 0.42        | -0.42  | -0.55  | 44.334 |
|                  |              |         | 30         | 23.75     | 2800  | 1.915     | 7.45      | 207.62    | 83.48    | 222.27                  | 8.47      | 184.27                 | 278.63    | 900.34      | 0.38       | 0.24     | 0.15        | -0.37  | -0.59  | 47.01  |
| 31               |              |         | 22.4       | 2910      | 2.23  | 7.54      | 219.45    | 98.76     | 324.69   | 18.61                   | 180.75    | 372.41                 | 1015.4    | 0.54        | 0.4        | 0.5      | -0.33       | -0.56  | 54.251 |        |
| 32               |              |         | 24         | 2300      | 1.751 | 7.32      | 194.34    | 93.54     | 167.21   | 8.41                    | 184.32    | 291.67                 | 801.48    | 0.19        | 0.04       | -0.16    | -0.43       | -0.65  | 43.939 |        |
| 33               |              |         | 25.6       | 3030      | 1.94  | 7.5       | 210.34    | 94.65     | 232.45   | 17.55                   | 183.74    | 325.83                 | 967.58    | 0.45        | 0.31       | 0.34     | -0.56       | -0.56  | 48.455 |        |
| 34               |              |         | 25.34      | 2300      | 1.813 | 7.39      | 193.57    | 95.33     | 220.4    | 7.41                    | 208.43    | 297.72                 | 788.75    | 0.38        | 0.23       | 0.26     | -0.44       | -0.66  | 44.603 |        |
| 35               |              |         | 27         | 2100      | 1.373 | 7.4       | 268.56    | 84.65     | 128.84   | 5.61                    | 176.42    | 273.43                 | 640.2     | 0.48        | 0.32       | 0.29     | -0.37       | -0.58  | 41.862 |        |
| 36               |              |         | 23.8       | 2120      | 1.716 | 7.46      | 142.45    | 81.4      | 245.5    | 7.33                    | 185.23    | 236.4                  | 804.95    | 0.27        | 0.13       | 0.1      | -0.55       | -0.77  | 41.119 |        |
| 37               |              |         | 24         | 3.16      | 2.149 | 7.38      | 236.68    | 176.4     | 218.37   | 10.25                   | 162.3     | 285.75                 | 1059      | 0.28        | 0.14       | 0.23     | -0.29       | -0.52  | 58.612 |        |
| 38               |              |         | 26.8       | 3800      | 1.873 | 7.54      | 167.4     | 142.66    | 180.33   | 7.05                    | 189.5     | 225.57                 | 962.24    | 0.43        | 0.29       | 0.63     | -0.43       | -0.64  | 48.847 |        |
| 39               |              | 28      | 3100       | 2.182     | 7.65  | 252.45    | 153       | 179.3     | 9.54     | 175.51                  | 330.76    | 1061.6                 | 0.68      | 0.54        | 1          | -0.25    | -0.45       | 57.695 |        |        |
| 40               |              | 26.73   | 3300       | 1.907     | 7.5   | 188.78    | 137.58    | 156.48    | 6.74     | 195.63                  | 234.55    | 887.68                 | 0.46      | 0.31        | 0.61       | -0.37    | -0.59       | 49.704 |        |        |
| 41               |              | 27      | 4200       | 1.891     | 7.35  | 228.32    | 143.81    | 131.5     | 8.73     | 122.46                  | 276.43    | 949.7                  | 0.28      | 0.14        | 0.2        | -0.31    | -0.52       | 51.12  |        |        |
| 42               |              | 28      | 2800       | 2.027     | 7.8   | 246.7     | 137.4     | 146.18    | 10.36    | 180.52                  | 342.82    | 973.3                  | 0.85      | 0.7         | 1.29       | -0.28    | -0.48       | 54.507 |        |        |
| 43               |              | 24      | 3100       | 2.426     | 7.78  | 312.64    | 95.77     | 247.91    | 8.73     | 248.3                   | 360.64    | 1052.4                 | 0.99      | 0.83        | 1.26       | -0.17    | -0.4        | 58.005 |        |        |
| 44               |              | 25      | 2700       | 1.787     | 7.5   | 223.34    | 87.6      | 156.43    | 8.41     | 207.43                  | 210.84    | 893.2                  | 0.64      | 0.5         | 0.68       | -0.33    | -0.55       | 45.133 |        |        |
| 45               |              | 26.2    | 2300       | 1.881     | 7.43  | 193.32    | 84.22     | 242.4     | 8.61     | 213.41                  | 286.3     | 882.29                 | 0.44      | 0.29        | 0.34       | -0.41    | -0.62       | 46.491 |        |        |
| 46               |              | 24.5    | 3300       | 1.8       | 7.2   | 185.34    | 94.5      | 300.47    | 7.65     | 326.91                  | 294.63    | 799.6                  | 0.19      | 0.05        | -0.11      | -0.46    | -0.68       | 43.858 |        |        |
| level 2          |              | 47      | 25.4       | 2350      | 1.89  | 7.44      | 230.56    | 80.13     | 226.87   | 13.63                   | 194.23    | 282.64                 | 822.4     | 0.48        | 0.34       | 0.33     | -0.25       | -0.56  | 48.769 |        |
|                  |              | 48      | 25         | 3850      | 2.569 | 7.5       | 470.35    | 159.73    | 283.45   | 9.66                    | 219.67    | 474.5                  | 1360.2    | 0.8         | 0.66       | 0.92     | -0.04       | -0.18  | 78.975 |        |
|                  | 49           | 24.8    | 3590       | 3.266     | 7.4   | 373.6     | 281.23    | 261.56    | 10.37    | 216.83                  | 734.7     | 1387.4                 | 0.57      | 0.43        | 0.83       | -0.03    | -0.25       | 80.874 |        |        |
|                  | 50           | 39.1    | 5920       | 4.379     | 7.1   | 372.33    | 135.2     | 880.81    | 24.36    | 152.64                  | 574.83    | 2233.7                 | 0.5       | 0.37        | 0.37       | -0.22    | -0.17       | 110.87 |        |        |
|                  | 51           | 32.5    | 4510       | 3.725     | 7.23  | 471.87    | 172.1     | 400.83    | 24.55    | 143.77                  | 426.75    | 2069.4                 | 0.44      | 0.3         | 0.36       | -0.21    | -0.02       | 110.87 |        |        |
|                  | 52           | 34.2    | 5340       | 4.285     | 7.15  | 540.87    | 132.4     | 878.05    | 29.61    | 135.78                  | 487.41    | 2280.8                 | 0.4       | 0.26        | 0.13       | -0.28    | -0.11       | 110.87 |        |        |
|                  | 53           | 35      | 3340       | 4.105     | 7.21  | 520.76    | 157.44    | 525.6     | 24.65    | 147.31                  | 463.75    | 2353.4                 | 0.46      | 0.36        | 0.5        | -0.28    | -0.09       | 110.87 |        |        |



**Figure 5 :** Geological cross section of Maknassy basin multilayered aquifer system. 1. Barriasiian-Upper Valanginian (Sidi Khalif formation). 2. Upper Valanginian (Meloussi formation). 3. Late Hauterivian (Boudinar formation). 4. Upper Hauterivian (Bouhedma formation). 5. Barremian (Sidi Aich formation). 6. Bedoulian-Albian (Orbata formation). 7. Vraconian-Coniacian (Late Zebbag formation). 8. Vraconian-Coniacian (Middle Zebbag formation). 9. Vraconian-Coniacian (Upper Zebbag formation). 10. Mio-Plio-Quaternary.



**Figure 6 :** Projection of chemical analysis in Piper diagram

Studied samples waters have dissolved different calcium salts such as calcite and gypsum. Undersaturated in gypsum, the solution can be saturated in calcite.

Hydrochemical data provide evidence for water–rock interaction and for dissolution of evaporitic deposits. The water composition, with relatively low salinity, is due to flow water in chalky reservoirs. It identifies water quality in studied area and underground water flow and. It confirms recharge zone and hydrodynamic functioning of aquifer system.

#### **Discussion and water resource assessment**

Maknassy basin is surrounded by Cretaceous anticlines. It is characterized by numerous Triassic outcrops in the East limit. The sedimentary succession in the region contains numerous permeable formations, which can constitute regional aquifers, alternating with impermeable layers. Continental quaternary deposits define phreatic aquifer. Cretaceous fractured limestones represent two levels of deep aquifer reservoir.

Structure of the aquifers is closely influenced by Maknassy basin structural domain. Hydrochemical characters of underground waters are acquired during their circulation due to water-rock interaction and evaporitic strata dissolution.

Climatological data interpretation, carried out in this region, provided significant information on the surface water resource and evapotranspiration rate. Indeed, dripping waters is evaluated to 11 Mm<sup>3</sup> (Million m<sup>3</sup>). 8.5 % of these resources are infiltrated and the rest is evacuated toward Maknassy basin outlet. Groundwater balance can be established while being based on structural studies of aquifer. In fact, structural and hydrogeological studies define aquifer structure and interaction between hydrogeological units. Hydrochemical study contributes to confirm the interaction between phreatic aquifer and the first level of deep one. Indeed piper diagram show a similar geochemical signature of the two levels. Several informations, deduced by multidisciplinary studies, are the base to identify water balance of aquifer and to assess

underground water resource. Table 1 summarizes aquifer characteristics and gives an account of the groundwater balance for the water years 2001–2002.

### **Conclusion**

The compilation of climatological, structural pattern and hydrochemical data, contributes to understanding of multilayered aquiferous system geometry and water resource assessment. This study, integrating different methods, seems to be a tool to characterise hydrogeological model of studied basin. As a result of this multidisciplinary study the establishing of underground water balance and the assessment of Maknassy basin water resource. This multilayered aquiferous system present a very meaningful recharge faculty (permeability, fracture) using the dripping waters partially mobilized. This new knowledge can be the base to propose scenarios of sustainable water resource management to keep aquifer system equilibrium and to mobilize total dripping water actually evacuated out Maknassy watershed and and/or lost by evaporation.

### **References**

- Bahri A. 2002., Integrated management of limited water resources in Tunisia. Research topic priorities. In Identifying priority tools for cooperation. INCO-MED Workshops. Ed. R. Rodríguez. Brussels: European Commission . C.S.I.C.
- Bruce K.F., 1996. Estimation of direct runoff in the Thornthwaite water balance. *Professional Geographer*, 48(3): 263-271.
- Chenini I., 2004. Hydrologie et hydrogéologie du bassin de Maknassy: Possibilités de recharge des nappes, Master Thesis, Tunis EL Mannar University, Tunis, Tunisia, 120p.
- Chenini I. & Ben Mammou A., 2006. Hydrochimie et caractérisation qualitative des ressources en eaux d'un système aquifère multicouche en zone aride. Application au bassin de Maknassy (Tunisie Centrale), Les deuxièmes journées des jeunes géologues (JJG2), tunis, Tunisie, p.22.
- Chenini I. & Ben Mammou A., 2006. Structure et fonctionnement hydrogéologique d'un système aquifère du bassin de Maknassy (Tunisie centrale), Application pour une gestion durable des ressources en eaux, 1er séminaire international des géosciences au service du développement durable, Tébessa, Algérie, pp.63-67.
- Farah E.A., Abdulatif Kheir M., M. & Baraz N., 1997. Groundwater resources in a semi-arid area: a case study from central Sudan. *Journal of African Earth Sciences* 25(3), 453-466.
- Gemici, U. & Filiz, S., 2001. Hydrochemistry of the Cesme geothermal area in western Turkey. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 110: 171–187.
- Grobe M., Machel H.G., 2002. Saline groundwater in the Munsterland Cretaceous Basin, Germany: clues to its origin and evolution. *Marine and Petroleum Geology* 19: 307–322.
- Hill J. & Woodland W., 2003. Contrasting water management techniques in Tunisia: towards sustainable agricultural use. *The Geographical Journal* 169 (4), 342–357.

- Jianbiao L., Ge S., Steven G. M.N., and Devendra M. A., 2003. Modeling actual evapotranspiration from forested watershed a cross the southeastern united states. *Journal of the American water resources association*, 39(4): 887–896.
- Jianbiao L., Ge S., Steven G. M.N., and Devendra M. A., 2005. A comparison of six potential evapotranspiration methods for regional use in the southeastern united states. *Journal of the American water resources association*, 41(3): 621–633.
- Koundouri P., 2004. Current issues in the economics of groundwater resource management. *Journal of Economic Surveys* 18(5), Blackwell Publishing.
- Selmi S., Talineau J. C. & Anatar I., 1995. Gestion des ressources renouvelables en Tunisie semi-aride: l'eau des lacs collinaires. *Méditerranée* 6, 42–49.
- Smiler R., 2004. Diagramme computer program- Version 2.00, Laboratoire d'hydrogéologie d'Avignon, France.



## **SIMULATING ARTIFICIAL RECHARGE OF A COASTAL AQUIFER IN CYPRUS WITH TREATED WASTEWATER.**

### **SIMULATION DE LA RECHARGE ARTIFICIELLE D'UNE COUCHE AQUIFÈRE CÔTIÈRE EN CYPRE AVEC D'EAU D' EGOUTS TRAITÉE.**

**Christoforos FOTIADIS, Panagiotis TOLIKAS, Epameinontas SIDIROPOULOS.**

*Department of Rural and Surveying Engineering, Faculty of Engineering,  
Aristotle University of Thessaloniki, 54124, Thessaloniki, Greece*

*Corresponding author: E. Sidiropoulos, e-mail: [nomias@topo.auth.gr](mailto:nomias@topo.auth.gr), tel. ++30 2310 996143*

#### **Abstract.**

The present study deals with artificial recharge of the coastal phreatic Kiti aquifer in Cyprus with treated wastewater from Larnaka city. Since the aquifer is very shallow and no in depth data of its geologic properties are available, a 2-dimensional model is constructed and the overall hydraulic problem is solved by means of the MODFLOW software coupled with MT3DMS for the evaluation of the salt water intrusion and possible wastewater pollution. Numerical experiments conducted with the three-dimensional MODFLOW version demonstrated that the addition of one more dimension is not only superfluous but also introduces a greater vagueness into the problem. Numerical results exhibit that the amount of wastewater capable to be infiltrated into the aquifer is limited due to the aquifer characteristics and the restrictions in the location of recharge and pumping areas. Further investigation of the surface hydrology of the area, more detailed pumping data and examination of local anomalies are necessary for a more accurate study. It is stressed that the situation described is typical of the water scarcity problems, coupled with low water storage capacities and salt water intrusion.

#### **Résumé**

Cette étude concerne la recharge artificielle de la couche aquifère côtière de Kiti en Chypre, avec d'eau d'égouts traitée, de la ville de Lamaca. Cette couche aquifère est très peu profonde et des données à la direction vertical n'existent pas en relation de ses propriétés géologiques. Donc, un modèle bidimensionnel a été construit et le problème total a été résolu par le logiciel MODFLOW accouplé avec MT3DMS pour l'évaluation de l'intrusion de l'eau saline et de pollution possible de l'eau d'égouts. Expériences numériques avec la version 3-dimensionnelle de MODFLOW ont démontré que l'addition d'une dimension en plus n'est pas seulement superflue, mais elle introduit un flou plus grand dans le problème. Des résultats numériques démontrent que la quantité de l'eau d'égouts, capable d'être infiltrée dans la couche aquifère, est limitée par les caractéristiques de la couche aquifère et les restrictions concernant le placement des zones de recharge et des zones de pompage. Une investigation additionnelle de l'hydrologie de surface de la région, plus des données de pompage et une considération des anomalies locales seraient nécessaires pour une étude plus précise. Il est souligné que la situation décrite est caractéristique pour des problèmes de disette en eau, accouplés par de petites capacités de stockage et par d'intrusion de l'eau saline.

**Key words :** Groundwater, recharge, pollution,

## **1. Introduction**

The objective of the present study is the recharge of the Kiti aquifer, at the southern coast of Cyprus, south – southeast to Larnaca, with treated effluent from the Sewerage System of Larnaca.

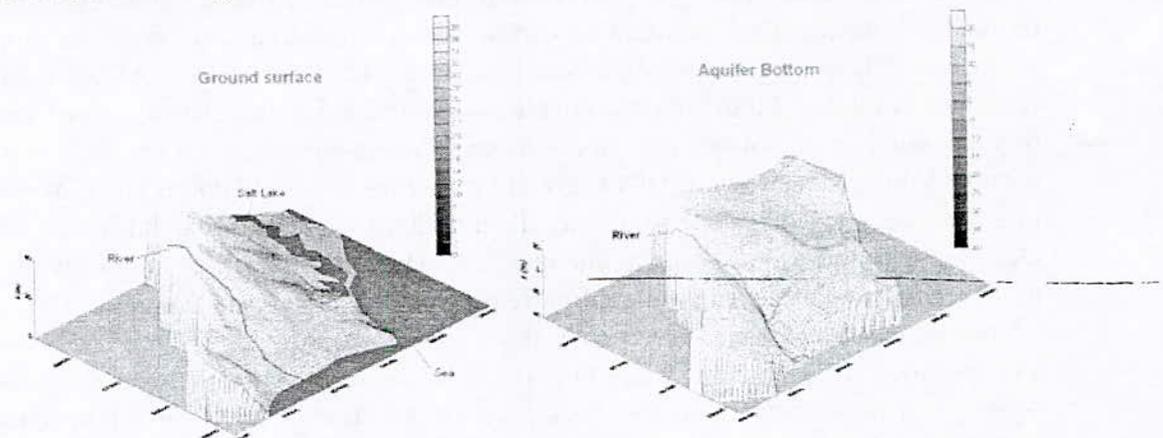
According to estimates, there is at present the possibility of treating 5000 – 7000 m<sup>3</sup>/d and it is projected that this quantity will rise to 30000 m<sup>3</sup>/d until the year 2030.

The problem to be considered in this study concerns the determination of the maximal quantity of treated effluent to be injected into the aquifer, so that salt water intrusion will be reduced on the one hand and adequate quantities of water will be available on the other hand for the ever increasing agricultural needs. This estimation of the maximal water quantity for recharge of the aquifer is subject to the following restrictions:

- (1) The aquifer is of a relatively small extent, it is shallow with a thickness of the order of 10 – 15 m, except a small area under the bed of Tremithos river, where the thickness reaches 40 m.
- (2) The quantity of the recycled water is relatively problematic (e.g. CL 800 mg/l). Water of such quality may function as a barrier to the inflow of sea water to the southern or western part of the aquifer. However, if applied to the northern part, it will lead to a degradation of the aquifer in areas where its own water is deemed suitable even for the drinking water supply system.
- (3) Pumping areas must be located to a sufficiently large distance from recharge areas.

The above observations lead to the conclusion that recharge will by necessity be confined within a small part of the aquifer and that the recharge – pumpage model will not be able to function with unlimited but with relatively limited water quantities.

The aquifer's terrain is plain and starting from sea level it end up in a hilly region with an altitude of 50 m to the northwest. Characteristic morphological elements of the area include the salt lake to the east, the river Tremithos, the Kiti dam to the northwest and the hilly area to the west of the village Tersefanou.



In summary, the aquifer is characterized by its limited depth and extent with a maximum bottom depth of the order of -40 m (under sea level) at the south part and under the bed of

the Tremithos river. In the eastern part of the aquifer the bottom is at sea level, while at its western and northwestern end the bottom level fluctuates from 0 to 20 m above sea level.

An analogous distribution is presented by the aquifer thickness, with a maximum of the order of 45 m in the southern part (under the bed of Tremithos river), a value of 10 m in the eastern part and varying values from 10 – 20 m in the northern part.

## 2. Mathematical modeling

### a. Boundary conditions

In the present study the extent of the aquifer was taken equal to 48 km<sup>2</sup>. The eastern and the southern boundary (seaside) are considered as boundaries of constant head. The northern boundary is considered to be impervious, like the western boundary with the exception of a small part, to which a small, time-varying inflow was assigned, due to the existence of the dam. The level of the lake presents a yearly variation of the order of 0.4 – 0.7 m and it gives rise to a boundary of varying head.

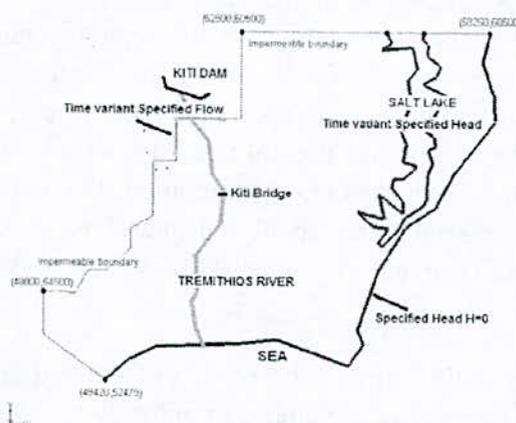


Figure 1 : Aquifer plan view and boundary conditions.

### b. Raw data

The rainfall data comes from the Kiti rainfall station and they cover a long period of time from 1991 – 1995, used for the calibration of the model.

Pumping data are given on a yearly basis for the wells of the aquifer and for the 1991 – 1995 period. The mean yearly water volume extracted from the aquifer is of the order of  $1.5 \times 10^6 \text{ m}^3 - 2.0 \times 10^6 \text{ m}^3$ . This quantity is replenished by rainfall and by the eventual leakage from the Kiti dam.

The hydraulic conductivity values range in the horizontal direction from 0.5 m/d to 10 m/d, while for the specific yield  $S_y$  a value between 0.5% and 20% is based on information coming from literature (WDDa).

The Kiti dam is located in the neighbourhood of the north-western end of the aquifer. The dam was constructed in 1965 and it was designed both for the direct irrigation of the Kiti plain and for the indirect, through infiltration, recharge of the aquifer. Also, in times of water plentitude, an artificial recharge of the aquifer could be performed by drawing water from the dam and applying it to the bed of the Tremithos river.

Groundwater level data exist for a number of approximately 50 wells, at dense time intervals, for the time period 1991 -1995. Water level values are given as uniform head

values for every well position with no further information as to a possible differentiation of the head due to stratification.

Regarding water quality, inadequate data exist in a limited number of positions (WDDb).

The model's calibration period is the five – year term from 1991 -1995, since for this period raw pumping data are available.

#### c. The model

For the setup of the model, the graphical environment of the GMS software was used in combination with (1) the MODFLOW simulation tool and (2) the accompanying PEST software for the calibration.

The aquifer was divided into cells with dimensions 150x150 m. From the preceding data analysis, it is deduced that a two-dimensional model is consistent with the quantity and quality of the supplied information.

The development of a three-dimensional model, although it presents no difficulties from the technical point of view, it bears no validity from the scientific point of view, because it necessitates arbitrary assumptions both for the lithological differentiation with depth and the vertical hydraulic head variation. This approach carries no practical value, as each arbitrary assumption represents another **possible reality**, with no deciding criterion as to the suitability of the resulting representation. In addition, the aquifer's thickness through the largest part of its extent is relatively small and, therefore, variation with depth is not substantiated (Essink, 2001; Bear and Verruijt, 1992).

#### d. The calibration

For the spatial distribution in the horizontal direction of the hydraulic conductivity  $K$ , the specific yield  $S_y$  and the porosity  $n$ , a number of pilot points was considered, at which specific values of these hydrogeologic parameters were given, based on data drawn from the literature (Iakovides et al., 1985; Schmidt et al., 1988; Schmidt, 1998; Milnes, E. and Renard, P., 2004). However, this approach, with the use of PEST, did not produce satisfactory results regarding the values of the absolute and mean error.

For that reason, the aquifer was divided into a large number of areas, which were selected so as to present a relative uniformity per area, as to pumping, as to variations of groundwater levels and in general as to the totality of the aquifer's hydraulic behaviour.

These areas were studied autonomously (with changes of their boundaries in a multitude of numerical experiments), always taking into account compatibility with the neighbouring ones. This approach to the problem yielded much smaller values of both the absolute and the mean error.

The values of inflow through the boundaries AB and AΓ into the aquifer, as well as riverbed infiltration in Tremithos river were treated as calibration parameters and were thus determined from the calibration.

The water balance for the whole of the aquifer yielded a value of the order of 9% for the active rainfall.

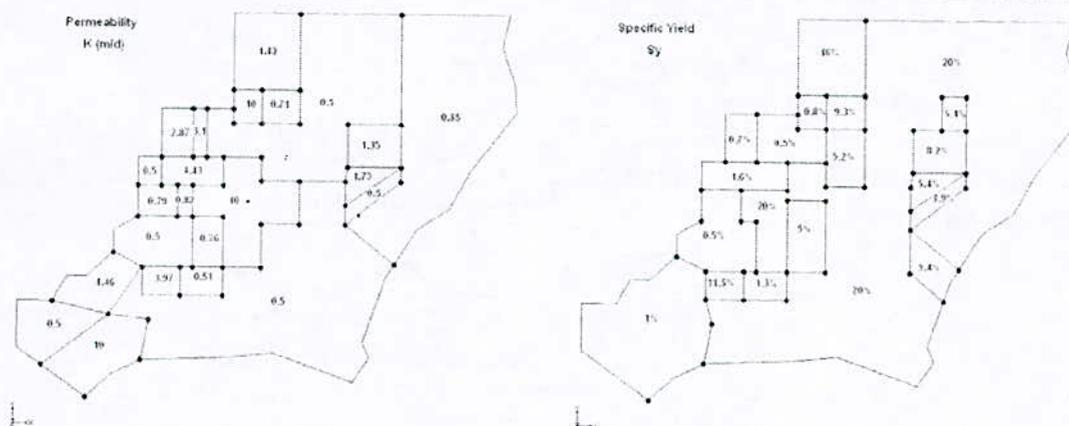


Figure 2 : Permeability and Specific Yield

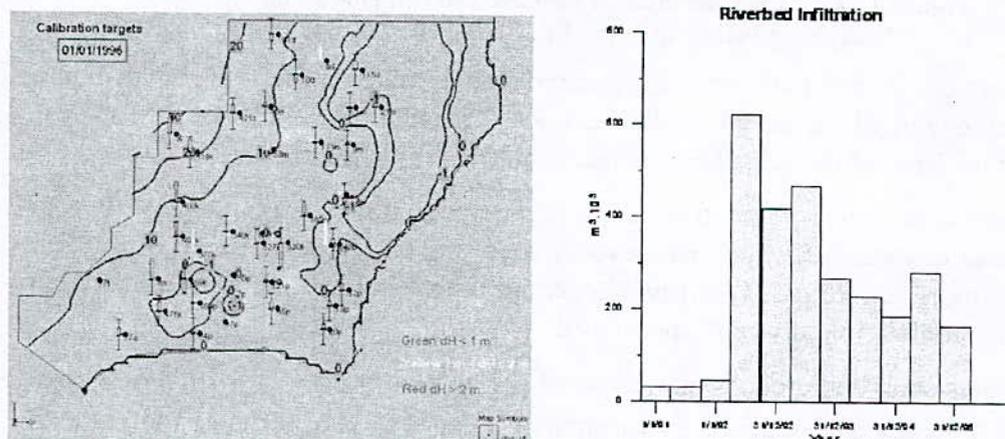


Figure 3 : Model simulated water levels and observed divergence from measured levels on 01-01-1996.

### 3. Recharge of the aquifer with treated effluent.

The determining factor for the choice of aquifer recharge scenarios is the problematic quality of the treated effluent. For that reason, it was decided to apply the treated effluents on the river bed to the south of the Kiti bridge and up to the seaside. This choice constitutes a kind of compromise between advantages and disadvantages of recharge.

The problem narrows down to the estimation of the maximal water quantity that can be taken in by the aquifer, if in parallel with the recharge, pumping of equal amounts of water takes place in the neighbourhood of the river bed.

The combined recharge – pumping study for a five-year period essentially leads to a steady – state condition, in which the calculated maximum quantity of recharge – pumping is also the one sought for. The basic criterion for the numerical experiments was the avoidance of “dry cells” in the hydraulic model.

A given quantity of treated effluent is injected into the river bed in the vicinity of the Kiti bridge. During the downstream flow water infiltrates into the aquifer in rates that depend on local water levels and on local hydraulic behaviour of the aquifer.

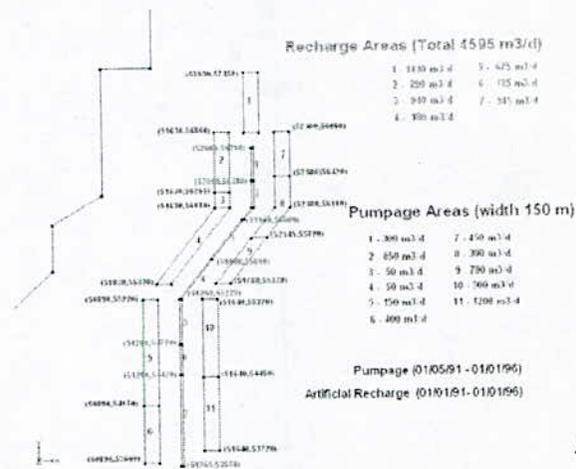


Figure 4: Zones and sub-areas of recharge and pumping along the Tremithos riverbed from the Kiti Bridge up to the sea.

For the execution of the numerical experiments the recharge zone was divided into subareas, each one of which receives a different water quantity. The choice of the subareas was made on the basis of the gained experience on the aquifer's hydraulic behaviour.

In parallel, on both sides of the river bed, 10 pumping zones were considered, with differing pumping capacities, while an eleventh zone was placed to the north of the Kiti bridge. Pumping is considered to start with a certain time delay in relation to recharge, in order to avoid problems of "dry cell" appearance.

The next figures show the groundwater levels of the aquifer on 01-01-91 (initial) and on 01-01-96, i.e. after the end of the five-year numerical experiment of recharge (4500 m<sup>3</sup>/d) and pumping of approximately equal quantity.

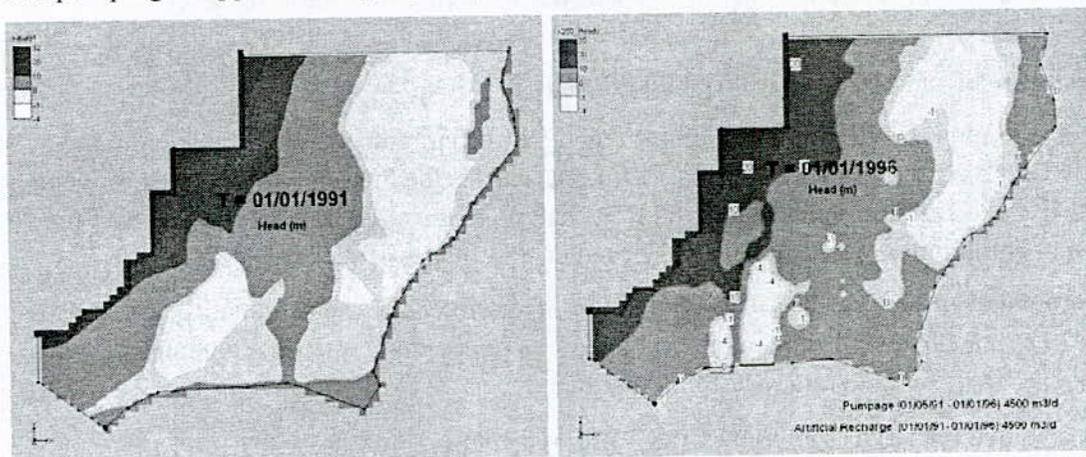


Figure 5 : Initial (01-01-91) and Final (01-01-96) aquifer water levels at the end of the 5-year simulation exercise of recharge (4500 m<sup>3</sup>/d) and of equal pumping.

Another scenario considered was the case of aquifer recharge for the whole year and of pumping only during the irrigation months.

Taking into account the needs of the existing cultivations, it was estimated that the irrigation period lasts approximately 6 months and new numerical experiments were conducted for the calculation and the distribution of the maximal irrigation water quantity

during these months. In addition, the corresponding quantities were estimated for the yearly recharge of the aquifer and they are shown in the next Figure.

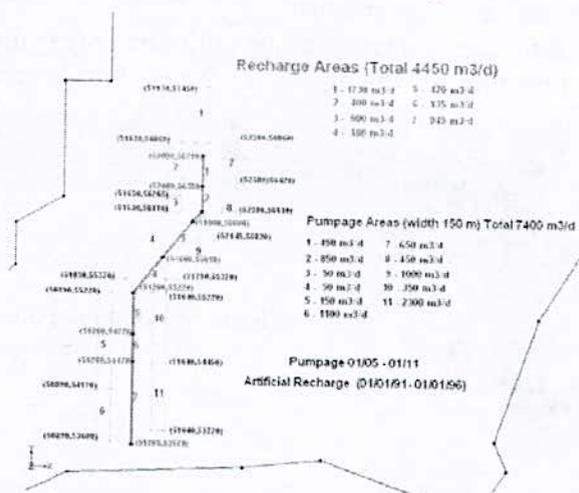


Figure 6: Detailed differentiation of recharge and pumping zones with their respective recharge and pumping quantities.

As shown, the total quantity of yearly recharge water is 1624250 m<sup>3</sup> and the corresponding quantity of pumping is 1354200 m<sup>3</sup>. The small difference between recharge and pumping quantities may be stored in the aquifer, since the five-year term considered presents low water levels. The recharge quantity during the winter period is necessarily limited on account of the aquifer's characteristics (thickness, hydraulic conductivity) and of the restrictions on the zones of water application and extraction. Figure 7 presents aquifer levels after the end of the five-year constant recharge and periodic pumping.

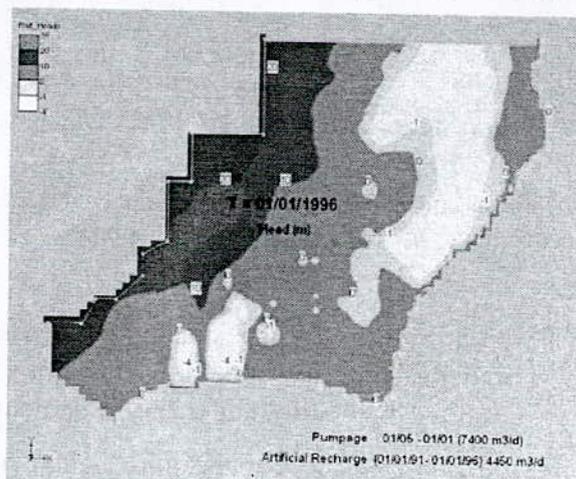


Figure 7: Simulated water levels after a 5-year recharge seasonal pumping of the aquifer.

#### 4. Model for the propagation of pollution.

For the study of the propagation of pollution and the control of water quality, the developed hydraulic model was coupled to the MT3DMS and RT3D software.

The model's calibration resulted in

- (1) The estimation of the porosity distribution
- (2) The determination of a unified (for the whole aquifer) value of 30 m for the coefficient of longitudinal dispersivity.

The estimation of porosity was the result both of the compound model's calibration and of the water balance control for the whole aquifer. Finally, the ratio of the transversal to the longitudinal dispersivity was taken equal to 0.1.

The model was employed for the estimation of the pollution propagation in the problems of the aquifer's recharge – pumping and the results are shown in the following figures.

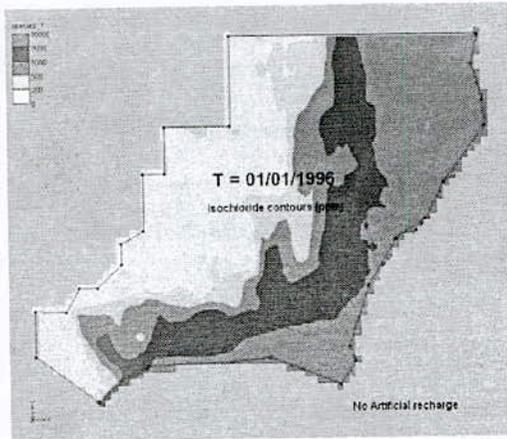


Figure 8 : Observed distribution of chloride concentration in 1996.

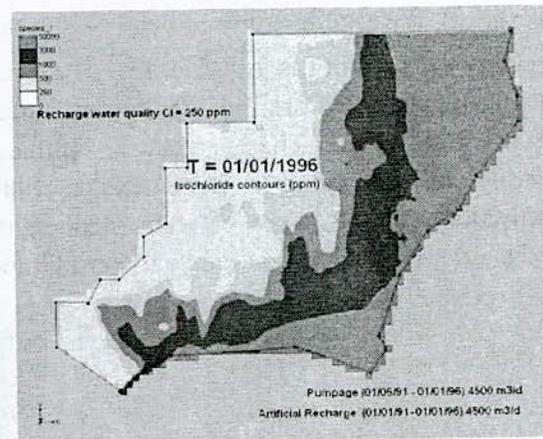
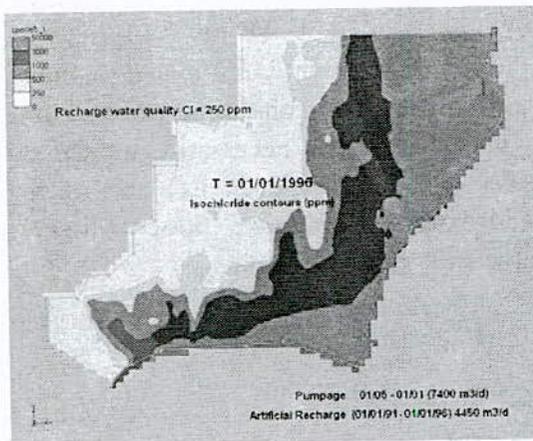


Figure 9 : Distribution of chloride concentration at the end of the winter recharge period, after a 5-year recharge and pumping during irrigation period.

## 5. Femwater

FEMWATER software has been designed for the solution, by means of the finite element discretization technique, of initial – boundary value problems in a saturated – unsaturated porous medium, which are governed by the flow and transport partial differential equations.

In the flow equations the possibility exists for the introduction of coefficients for the compressibility of the porous matrix and the fluid. For the unsaturated zone of soil water Van Genuchten's equations express soil moisture content, relative hydraulic conductivity and water capacity as functions of soil water pressure head, for various types of soil.

The variation of density  $\rho$  and dynamic viscosity  $\mu$  of the fluid as a function of the concentration of the liquid phase material obeys the equations:

$$\frac{\rho}{\rho_0} = a_1 + a_2C + a_3C^2 + a_4C^3, \quad \frac{\mu}{\mu_0} = a_5 + a_6C + a_7C^2 + a_8C^3.$$

( $\rho_0, \mu_0$  density and dynamic viscosity for  $C = 0$ ).

The relation between quantity of polluter absorbed by the soil and the concentration of the polluter is assumed to be linear. ( $S = K_d \cdot C$ ).

For the study of the Kiti aquifer with FEMWATER a three-dimensional grid of finite elements was created, giving emphasis to the regions of recharge and pumping

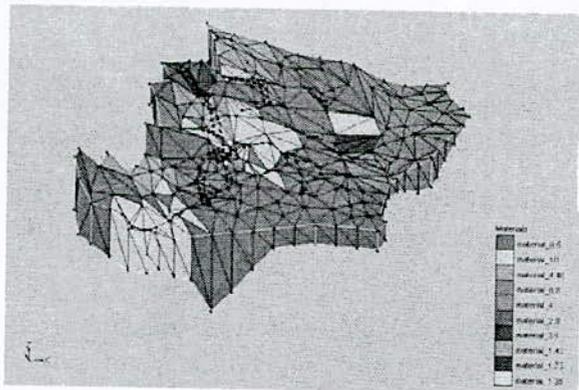
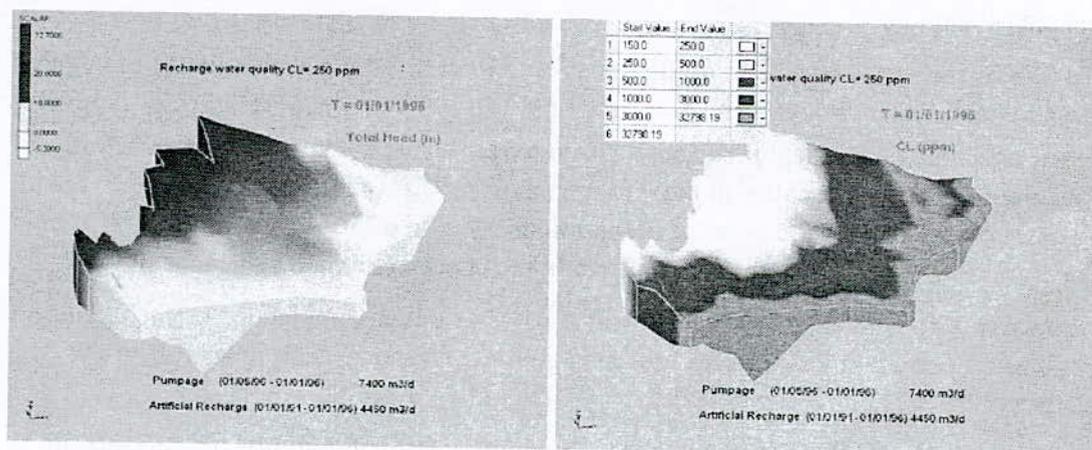


Figure 10 : 3-Dimensional finite-element grid. (Oblique view, z magnification = 50).

The lack of data for the aquifer constitutes an inhibiting factor for the full exploitation of the software's capacities. Therefore for the introduction of the aforementioned coefficients, the authors of this study had to resort to data from the international literature or to their own scientific judgement and experience. Due to the lack of data on the variation of the head and of the concentration with depth, the initial values were given from the authors' estimates on the basis of the 1991 values.

The results of the simulation after a five year recharge and pumping are shown in the following figures.



The comparison of the results of the 3-dimensional FEMWATER model, as they are presented in the previous figures, the corresponding results of the two-dimensional MODFLOW model, shows the similarity of the two simulations with the exception of the propagation of the sea water intrusion front in the south-western area of the aquifer. The observed differences are due to the initial vertical distribution of concentration, which was defined after estimation by the authors and also due to the porosity calibration in the two-dimensional model in that area, which was done with inadequate water quality data.

## 6. Conclusions

The objective of this study was the recharge of the Kiti aquifer with treated effluent, which today amount to 5000-7000 m<sup>3</sup>/d but are to be increased to 30000 m<sup>3</sup>/d in the year 2030.

The term recharge does not imply any incidental injection of water into an aquifer for the purpose of restoring water levels to desired conditions, but the consideration of the utilization of the aquifer as a space for a steady storage and provision of water. This approach necessitates finding the maximum quantity of treated effluent that can be received by the aquifer, when in parallel with recharge an almost equal amount of pumping takes place.

This pumping is beyond the existing regular yearly average pumping. Beside the quantitative determination of the recharge – pumping scheme, the study also had the objective to estimate the impact of this intervention to the quality of the aquifer's water.

For that purpose, a hydraulic model was developed, which was calibrated with the raw data of the 1991 – 1995 period and which was coupled in the sequel to a calibrated model for the propagation of pollution.

Inherent restrictions due to the structure of the aquifer (shallow, of small thickness), its hydraulic function (limited extent of the recharge – pumping cones) and the quality of the treated effluents (high salinity), determined the position and the geometry of the recharge and pumping zones.

Thus, it was decided that the recharge zone will be the river bed of Tremithos, to the south of the Kiti bridge, while the pumping zones will be placed on both sides of the recharge zones. After a multitude of numerical experiments (varying inflow and extraction in parts of the recharge and pumping zones), the maximal quantity of recharge and approximately equal pumping was estimated to be 4500 m<sup>3</sup>/d, while in the case of recharge during the whole year with pumping only during the irrigation months, pumping quantity was estimated as 7400 m<sup>3</sup>/d.

These values constitute a reliable arithmetical criterion for the determination of the double process of recharge–pumping. The five-year application of this double process with 4500 m<sup>3</sup>/d showed only small local impacts on groundwater levels. On the contrary, a significant degradation of the water quality in the Kiti area is observed if the recharge takes place with effluent containing CL of the order of 500 ppm. In the case of effluent with CL of 250 ppm (treated wastewater is expected to be improved), the condition remains unchanged.

The application of the double process with a positive balance in favour of recharge will have a positive effect in the protection of the aquifer from salinization in an area toward the southern part of the aquifer near the estuary of Tremithos river.

The presented general improvement in the southern part of the aquifer is due to a more general water level rise coming from more favourable hydrological conditions during the five-year term of 1991 – 1995.

#### **Literature.**

1. Bear, Jacob and Verruijt, Arnold, 1992, "Modeling Grounwater Flow and Pollution", Reidel Publishing Company.
2. Essink, GHPO, 2001, "Salt Water Intrusion in a Three-dimensional Groundwater System in the Netherlands: A Numerical Study", *Transport in Porous Media* 43:137-158.
3. Iakovides, I., Georghiou, A., Skordis, P., Christodoulides, A. et al., 1985, "The Southern Conveyor Project, The Water Resources of Kiti-Pervolia Aquifer", Nicosia.

4. Milnes, E. and Renard, P., 2004, "The problem of Salt Recycling and Seawater Intrusion in Coastal Irrigated Planes: an Example from the Kiti Aquifer", *Journal of Hydrology*.
5. Schmidt, G., Ploethner, D., Avraamidis, C., Wagner, W., Zomenis, S., 1988. Technical Cooperation Cyprus-German Geological and Pedological Project, Groundwater Model Investigation on the Kiti Aquifer, Bundestanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
6. Schmidt, G., 1998, "Groundwater Quantification, Validation of Groundwater Models, Vol.2, ", Hannover.
7. WDD (Water Development Department of Cyprus), a, 1985, "Individual maps and technical information related to the Kiti aquifer". (in Greek).
8. WDD (Water Development Department of Cyprus), b, 1997,m "Kiti aquifer – Chemical analysis data." (in Greek).

1. The first part of the document is a letter from the author to the editor, dated 10/10/1954. The letter discusses the author's interest in the subject of the journal and the possibility of publishing a paper on the topic.

2. The second part of the document is a letter from the editor to the author, dated 10/15/1954. The editor expresses interest in the author's work and suggests that the author submit a paper for consideration.

3. The third part of the document is a letter from the author to the editor, dated 10/20/1954. The author responds to the editor's letter and expresses interest in the editor's suggestions.

4. The fourth part of the document is a letter from the editor to the author, dated 10/25/1954. The editor expresses interest in the author's work and suggests that the author submit a paper for consideration.



## **ETUDE GEOELECTRIQUE DE L'AQUIFERE SABLEUX DU BASSIN DE MOULARES (TUNISIE MERIDIONALE)**

**Mouez GOUASMIA<sup>1</sup>, Abdelkader MHAMDI<sup>1</sup>, Houcine CHEKHMA<sup>1</sup>, Mohamed  
SOUSSE<sup>2</sup> et Hamed BEN DHIA<sup>3</sup>.**

E-Mail : mouez78@yahoo.fr

<sup>1</sup> *Faculté des Sciences de Gafsa, Sidi Ahmed Zarroug 2119 Gafsa, Tunisie.*

<sup>2</sup> *Faculté des Sciences de Tunis, Département de Géologie, Tunis El Manar.*

<sup>3</sup> *Laboratoire L3E « Eau, Energie et Environnement », ENIS- B P « W » 3038 Sfax, Tunisie.*

### **Résumé**

En Tunisie et plus précisément dans la zone minière de Moulares (Tunisie méridionale) les aquifères sont peu étudiés malgré l'importance de l'eau dans cette région vu leur utilisation croissante surtout le domaine industrielle.

L'étude géoélectrique corrélée aux données de surface a permis de mettre en évidence, dans cette zone, des variations latérales d'épaisseur et de faciès liées aux jeux des failles. En effet, les niveaux cartographiés montrent bien les caractéristiques aquifères. Ces niveaux forment un aquifère multicouche séparés par des niveaux imperméables. Dans la zone ouest, les niveaux superficiels ont montré des résistivités faibles indiquant des eaux chargées qui influencent l'aquifère profond par un phénomène d'échange avec la nappe plio-quadernaire dans les zones où disparaissent les couches imperméables.

En plus, cette étude a dégrossir l'architecture générale du bassin en déterminant les structures géologiques profondes qui ont une grande importance dans l'hydrodynamisme des nappes.

Ces nouvelles données orienteront bien l'implantation des forages d'eau pour une meilleure exploitation.

*Mots clés :* Bassin hydrogéologique, Géoélectrique, Structures profondes, Tunisie méridionale.

### **Abstract**

In Tunisia, and more precisely in the mining zone of Moulares (southern Tunisia), the aquifers are scarcely studied in spite of water importance in this region especially seen their increasing use the industrial domain.

The geoelectrical study correlated to surface data permitted to put in evidence, in this zone, the lateral variations of thickness and facies following to faults. Indeed, cartographed levels show the aquifers features. These levels form a multilayered aquifers separated by the impervious levels. In the west zone, the superficial levels showed the low resistivities that indicate the loaded waters that deep aquifer influence by a phenomenon of exchange with the plio-quadernary reservoir in zones where the impervious layers disappear.

In addition, this survey has rough down the general architecture of the basin while determining the deep geological structures that have a big importance in the aquifer.

These new data will orient the water well implantation well for a better exploitation.

**Key Words:** Hydrogeological basin, geoelectrical, Deep structures, Southern Tunisia.

## 1. Introduction

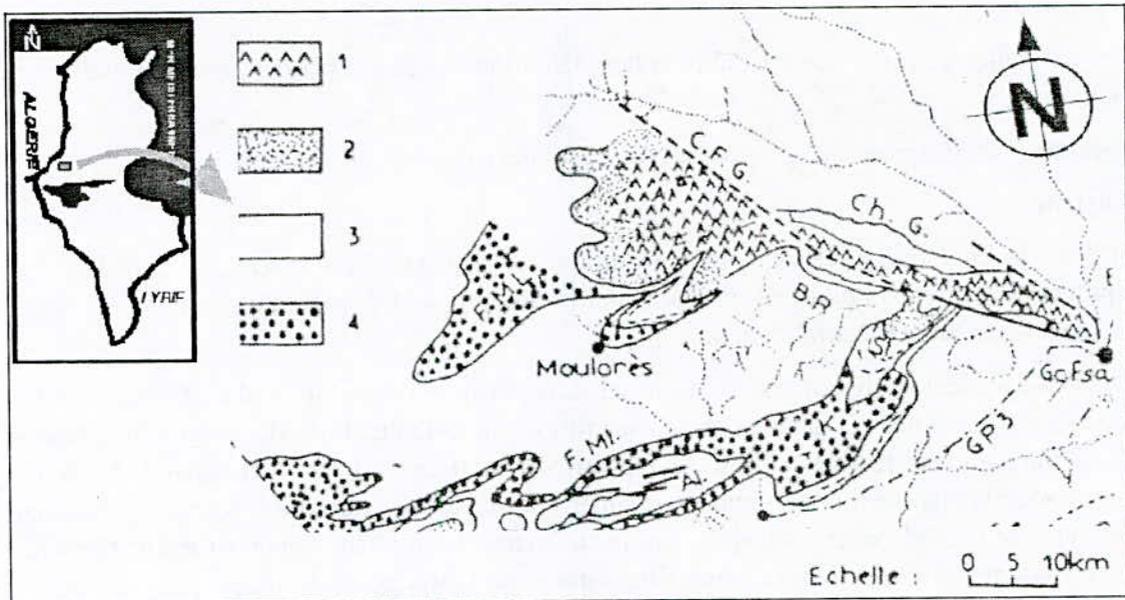
La région de Moulares fait partie de la Tunisie méridionale où règne un climat aride. Les besoins hydriques de cette région, en l'absence d'un réseau de surface important, font de l'eau souterraine la principale source d'approvisionnement en eau potable, agricole et industrielle. Toute étude visant l'évaluation des potentialités des eaux souterraines d'une région nécessite le traitement du bassin, considéré comme unité physique de gestion de ressources naturelles.

Cela incite à explorer le subsurface afin de mettre en évidence les différentes unités potentielles et la connaissance de leurs répartitions latérales et verticales qui seraient une nécessité indiscutable pour une meilleure gestion de ces ressources.

## 2. Cadre géologique et hydrogéologique

La zone d'étude se situe dans la zone centro-méridionale ouest de la Tunisie (Figure 1). Elle représente une vaste limitée géographiquement par les latitudes : 38 G 20' et 38 G 30' et les longitudes : 6 G 60' et 6 G 90' (figure 1) et géologiquement par les anticlinaux de l'Est (Jebel Stah), du Sud (Jebel Alima) et du Nord le faisceau de Moulares. Cependant, du côté ouest, la limite morphologique correspond à l'oued Tabeddit.

Sur le plan structural, le domaine d'étude constitue l'Atlas méridional (Zargouni, 1985 ; Ben Ayed, 1986 ; Boukadi, 1994 et Zouari, 1995) prolongement oriental de l'Atlas Saharien algérien. Il montre un dispositif en relais, résultat de l'agencement des directions des structures décrochantes et plicatives (Zargouni, 1984 ; Routib et Zargouni, 1998). Les directions principales des différents ensembles structuraux sont NW-SE (J. Bouramli et J. Ben Younes) et E-W à SW-NE (chaîne de Mélaoui et Faisceaux Moulares à l'ouest et J. Orbata et J. Bouhedma à l'Est).



**Figure 1** - Carte géologique de la zone d'étude (Zargouni, 1985). 1. Cénomanién-Turonien ; 2. Coniacien-Santonien ; 3. Campanien-Maatrichtien ; 4. Paléocène-Eocène.

L'ossature des séries formant les structures anticlinales est constituée par du Crétacé supérieur (essentiellement carbonaté et argileux) d'âge Cénomaniens-Turonien surmonté par des séries paléocènes éocènes (phosphatée). Toutefois les dépôts mio-plio-quaternaire à faciès sableux et argileux (Ben Oueddou, 1994) remplissent les plaines et sont discordants sur les séries cénozoïques et mésozoïques.

Hydrogéologiquement, la zone d'étude correspond au sous bassin ouest fait partie du grand bassin hydrogéologique de Moulares-Redeyef-Tamerza qui est subdivisé par un seuil hydrogéologique (Besbes, 1978, Chalbaoui 2000, Saidane, 2002, Gouasmia et al., 2005 et 2008). Les données hydrogéologiques de la région (Besbes, 1978 ; Ricolvi, 1977 ; Ben Mammou, 1981 et Ben Mammou et Mellouli, 1984 [6, 18, 15 et 4], ont montré l'existence d'un système aquifère multicouche empilé verticalement formant deux nappes séparées par un niveau argileux :

- La nappe phréatique et semi profonde qui se cantonne dans les formations alluvionnaires sablo-argileuses surtout du Plio-Quaternaire.
- La nappe du Miocène qui constitue le principal réservoir de la région de Moularès-Redeyef-Tamerza ; elle est logée dans les sables à alternances argileuses de la formation Beglia.

Les séries de l'Eocène ont été visées dans ce but mais les travaux de (Ricolvi, 1977 et Kachouri, 1988) ainsi que les forages miniers ont conclu qu'elles ne constituent pas un réservoir hydrogéologique important

### 3. Etude géoélectrique

La caractérisation de ces aquifères peut être améliorée par une étude géophysique permettant de mieux comprendre la structure du sous-sol grâce à l'identification des résistivités et des épaisseurs des couches souterraines (Astier, 1971). Pour l'étude de ces potentialités aquifères, une campagne de prospection électrique a totalisé soixante sondages électriques verticales (SEV) de type Schlumberger (Kunetz, 1966 et Kelly, 1950). Les SEV ont été exécutés et répartis régulièrement sur toute la zone suivant divers profils (figure 2), avec un espacement de 1 à 2 km et une ligne d'émission de courant AB de l'ordre 2000 m. Cette reconnaissance vise des terrains à une profondeur de l'ordre de 500 m, afin d'identifier les séries géologiques et surtout celles susceptibles d'être aquifères.

### 4. Interprétation des résultats

**Interprétation qualitative:** Pour cette interprétation, nous avons établis trois cartes d'isorésistivités apparentes en AB croissantes et trois pseudosections suivant des profils choisis comme représentatifs.

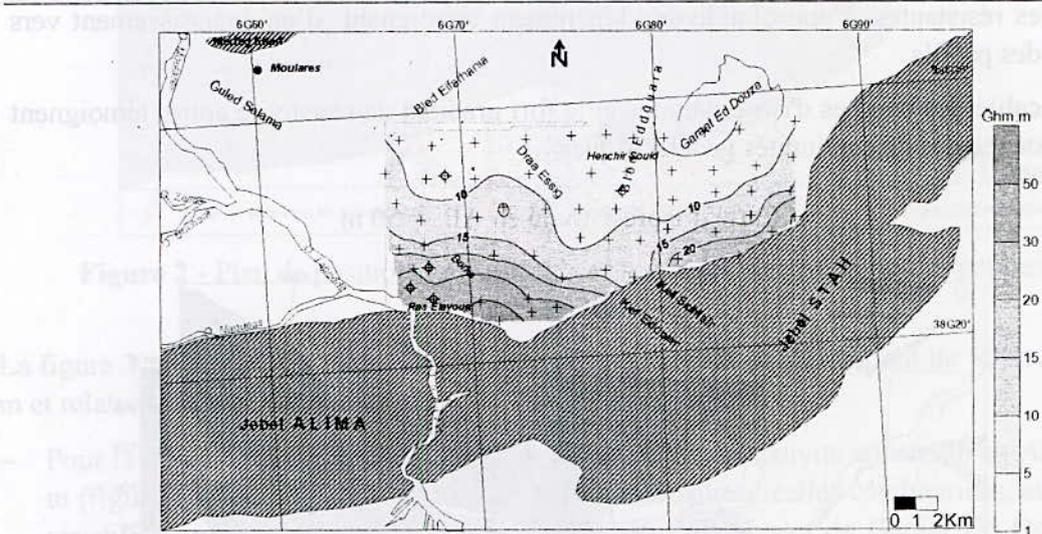
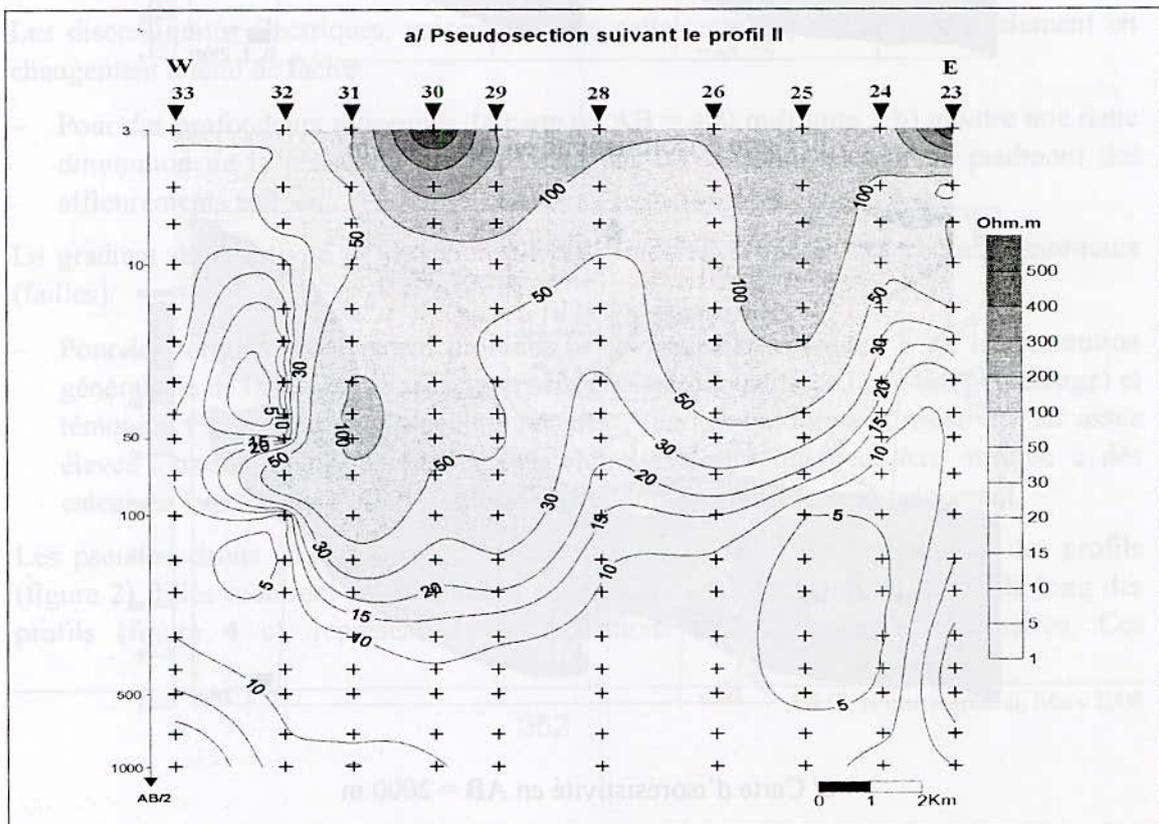


Figure 3- Cartes d'isoresistivités apparentes pour AB = 50, 400 et 2000 m.



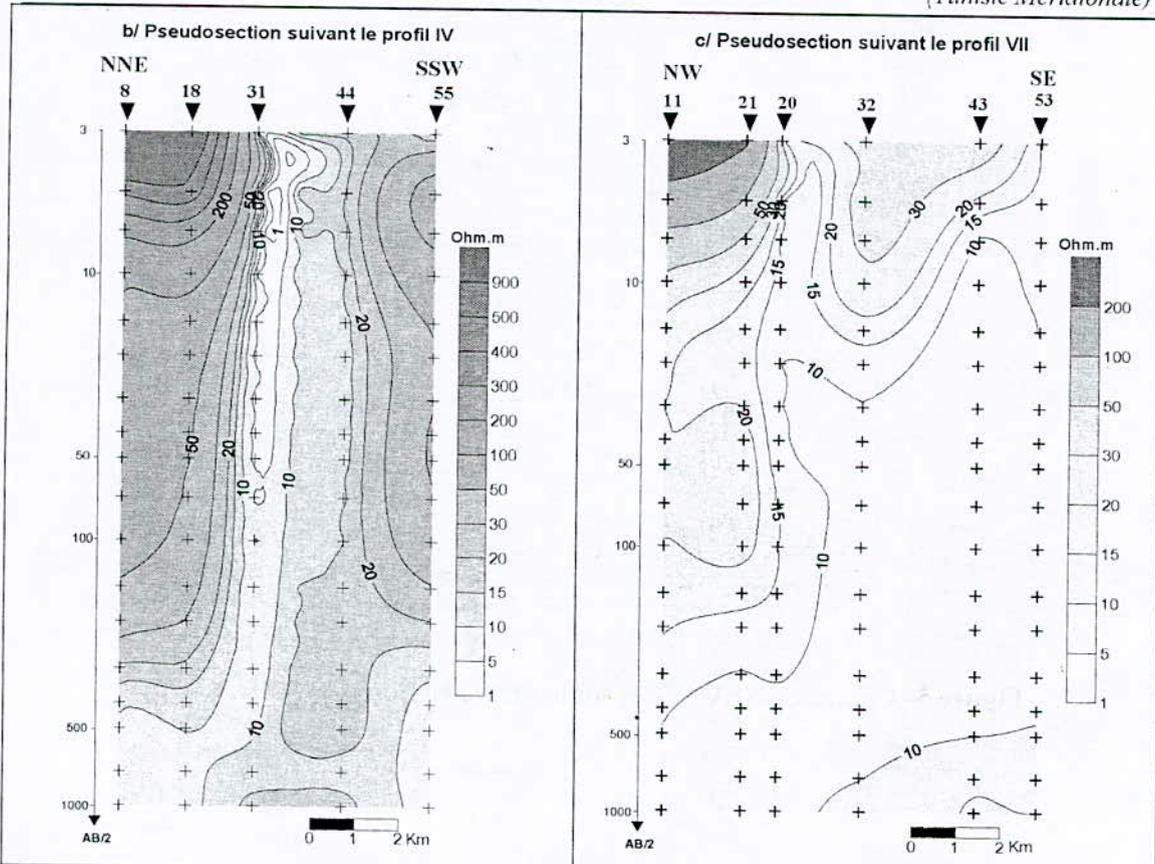


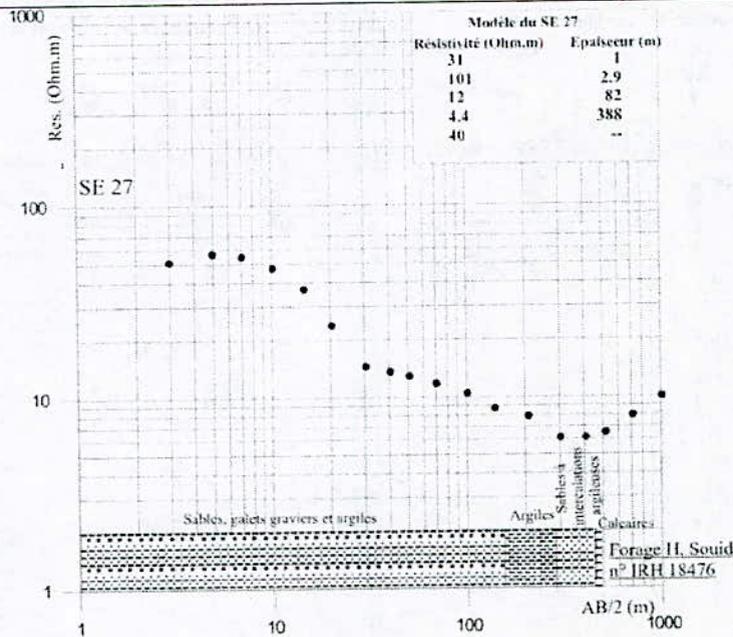
Figure 4- Pseudosections suivants les profils II, IV et VII

**Interprétation quantitative :** A partir de l'interprétation des diagrammes de  $\rho_a = f(AB/2)$  des soixante sondages et à la suite du calage des résultats sur des forages, on a établi les coupes géoélectriques et électrostratigraphiques suivant dix profils de directions différentes (figure 2) ainsi que la carte du mur de l'aquifère Miocène.

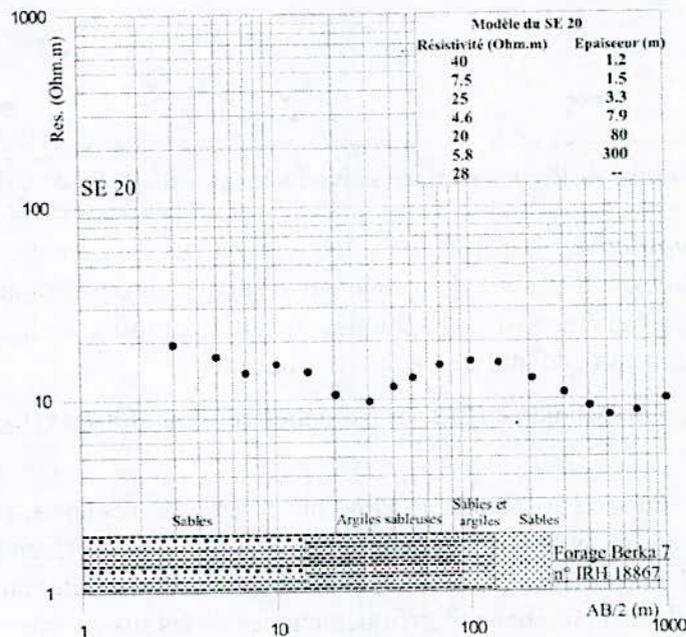
Les SEV de la zone de Moulares Est sont étalonnés sur deux forages (figure 5 et 6). Elles montrent que :

- Dans la partie est du secteur d'étude, le Plio-Quaternaire est très épais. Il est constitué par des argiles, des sables et sables argileux. Désormais, le Miocène représenté par des sables à intercalations argileux présente la même résistivité que le Plio-Quaternaire et de ce fait il est donc très difficile de le dissocier électriquement des séries sus-jacentes.
- Vers l'Ouest du secteur, le Miocène passe à des sables fins qui seront facilement différenciés des argiles et sables argileux du Plio-Quaternaire.
- le substratum, représenté par les calcaires de la formation Kef Eddour avec parfois des gypses à des passés dolomitiques de la formation Seugdai présente des fortes résistivités moyennant entre les 28 et 40 Ohm.m.

La généralisation des résultats d'étalonnage sur la totalité des SE nous a permis de caractériser électriquement la majorité des terrains, ce qui a facilité l'établissement des coupes géoélectriques et la carte en isobathes du niveau calcaire.



**Figure 5-** Courbe du SEV étalon 27 sur le forage H. Soud (n° IRH 18476).



**Figure 6-** Courbe du SEV étalon 20 sur le forage Berka 7 (n° IRH 18867).

**Coupes géoélectriques et électrostratigraphiques**

Selon leurs directions, les coupes géoélectriques et électrostratigraphiques sont classées en trois groupes:

- Groupe 1: de direction E-W, regroupe les coupes suivant les profils I et II;
- Groupe 2 : correspond aux coupes suivant les profils III, IV, V et VI de direction NNE-SSW ;

- Groupe 3 : on y trouve les coupes suivant les profils VII, VIII, IX et X de direction NW-SE.

***a/ Coupes géoélectriques et électrostratigraphiques du groupe 1 :***

***Profil I (figure 7 a):*** de point de vue géoélectrique et électrostratigraphique, quatre niveaux ont été identifiés :

- Le premier très conducteur (0.7-0.8 Ohm.m) correspond au sol de la sebkha de Garaat Ed Douza. La puissance de ce niveau croit vers le centre de dépression pour atteindre les 50 m au niveau du SEV 3 ;
- Le deuxième niveau englobe les sous niveaux géoélectriques superficiels de résistivités différentes. Celui-ci correspond à un matériel très hétérogène (sables, graviers, argiles et sables argileux...) qui s'épaissit de l'Est vers l'Ouest (150 m au niveau des SEV 10 et 11) ;
- Le troisième, affleurant au piedmont du jebel Stah, présente une résistivité faible ne dépassant pas les 7 Ohm.m le long du profil. Il correspond aux sables aquifères du Miocène. Mais vers l'Est (au niveau de Garaat Ed Douza), ce niveau regroupe avec le Miocène les sables plio-quadernaires (recoupés en 150 m par le forage 18715). Le caractère sableux rend la différenciation électrique très difficile ;
- Le quatrième niveau, résistant (19-35 Ohm.m), est attribuable aux calcaires éocènes (formation Kef Eddour) et peut être, par endroit, une partie de la formation Seugdall. Les gypses dans cette dernière formation influent bien sur la résistivité de ce niveau substratum.

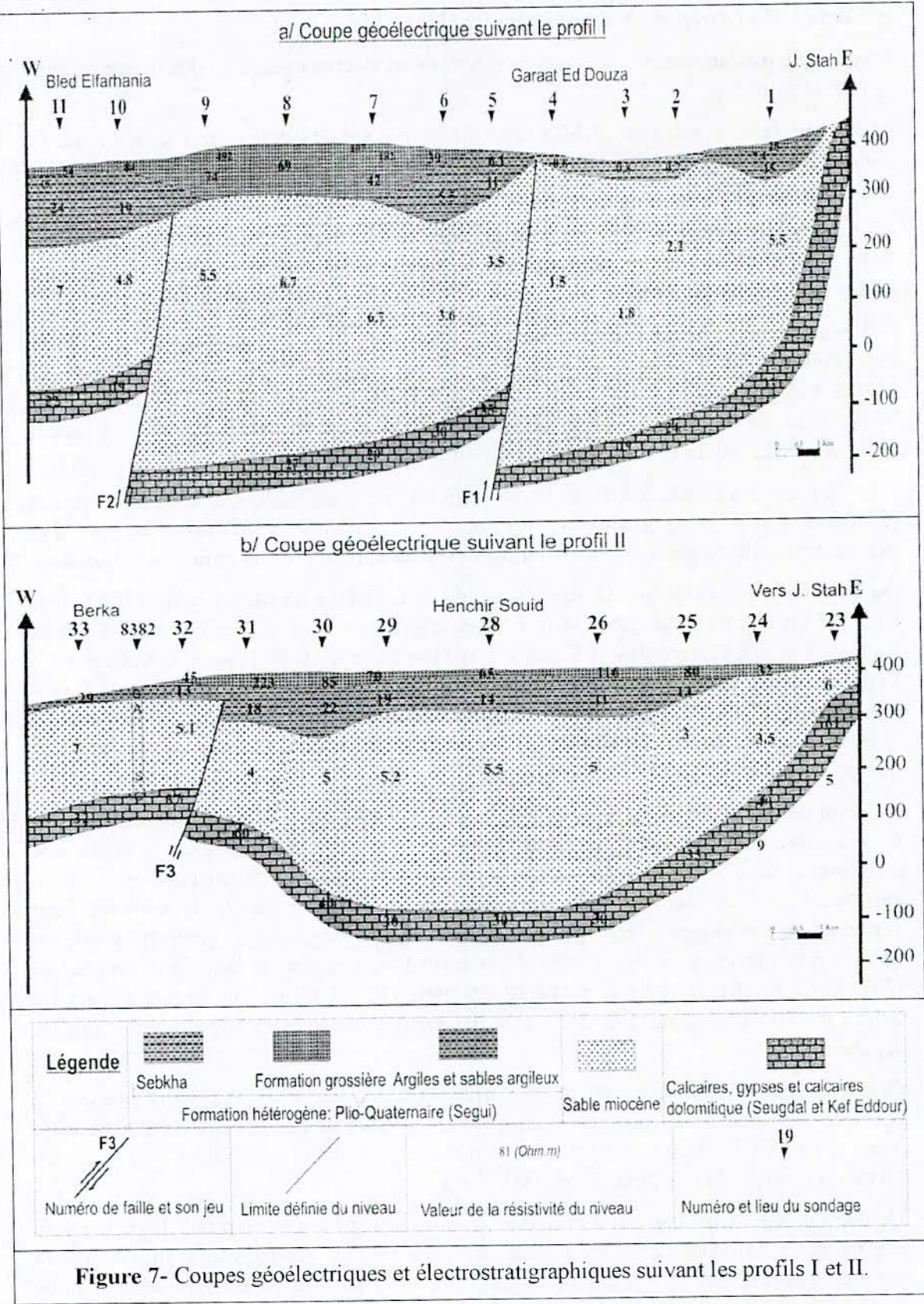
De point de vue structural, la structure générale correspond à un vaste synclinal limité vers l'Est par l'affleurement de jebel Stah. Elle est affectée par deux failles inverses, F1 entre les SEV 4 et 5 et F2 entre les SEV 9 et 10, qui ont soulevé les blocs ouest entraînant ainsi l'épaississement des sables miocène au niveau du SEV 4 d'une part et au niveau du SEV 9 d'autre part. Malgré l'importance la profondeur d'investigation de 500 m, le substratum résistant n'est pas atteint ce qui prouve l'importance des jeux des failles dont les rejets sont très grands et restent à l'échelle d'estimation.

De point de vue hydrogéologique, on note la présence de deux aquifères, l'un confiné dans le remplissage plio-quadernaire et la deuxième dans les sables miocènes mais non différenciés dans ces coupes surtout dans la partie est du profil. La deuxième aquifère est caractérisé par des faibles résistivités témoignant l'importance de la salinité. Pour expliquer ce phénomène, deux hypothèses peuvent être évoquées : la première réside en une contamination avec les gypses de la formation Seugdall, la deuxième suppose le phénomène d'échange avec la nappe superficielle (12 g/l résultat du forage Garaat Ed Douza n° IRH 18715) du à la disparition par endroit des niveaux imperméables qui les séparent.

***Profil II (figure 7 b):*** de point de vue stratigraphique, cette coupe montre presque la présence des mêmes niveaux géoélectriques précédemment décrits. Le Plio-Quadernaire assez épais à l'Est (90 m) s'amincit considérablement en allant vers l'Ouest pour atteindre 30 m au niveau du forage Berka 4 (n° IRH 8382).

De point de vue structural, deux structures apparaissent le long de ce profil. Dans la partie est, un grand synclinal s'étale de J. Stah au SEV 30 et son dépointe coïncide avec la zone de Henchir Souid. A l'Ouest de cette structure, dans la zone de Bereka, la faille

inverse (F3) avec le plissement a joué un rôle important dans l'individualisation d'une zone haute où le toit du substratum éocène est touché par le forage Berka 4 à 219 m.



***β/ Coupes géoélectriques et électrostratigraphiques du groupe 2 (figure 8) :***

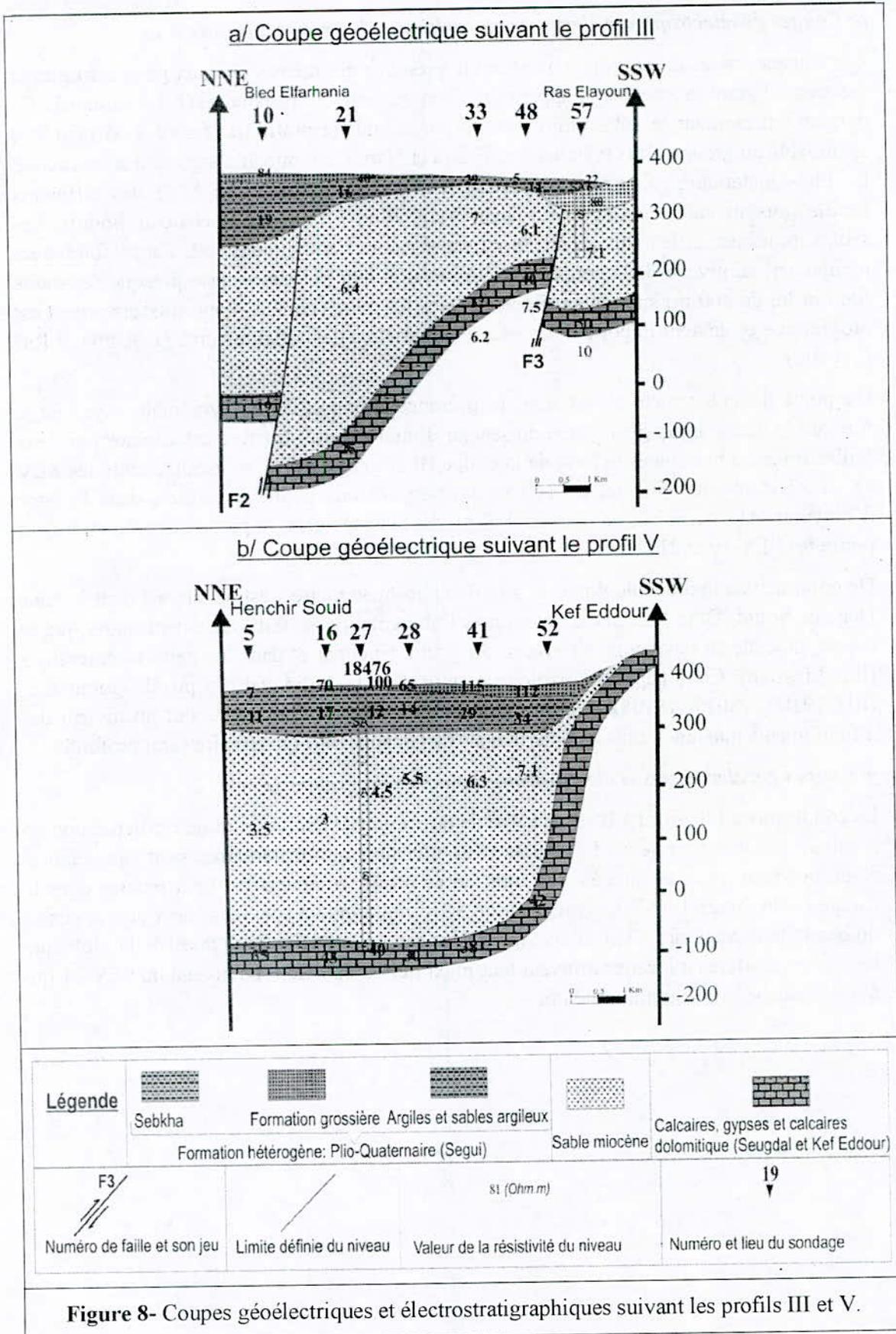
Les coupes sériées de ce groupe montrent la présence des mêmes niveaux géoélectriques et électrostratigraphiques avec l'apparition d'un niveau de résistivité (6-10 ohm.m). Ce dernier représentant le substratum dans la partie sud du profil III (figure 8 a) peut être attribuable au groupe CTH (Chouabine, Thelja et Haria) à dominante argileuse et marneuse. Le Plio-Quaternaire montre un épaississement considérable vers le NNE des différents profils (aux niveaux de Chenoufia-Draa Essig, Bled Elfarhania et Henchir Souid). Les sables miocènes, affleurants au piedmont des structures anticlinales sud, s'approfondissent rapidement au niveau de la coupe V (figure 8 b) et leur puissance reste presque constante (de l'ordre de 400 m) surmontant Eocène. Dans les autres coupes, l'approfondissement est progressive et devient important à quelques kilomètres des affleurements (J. Alima et Ras Elayoun).

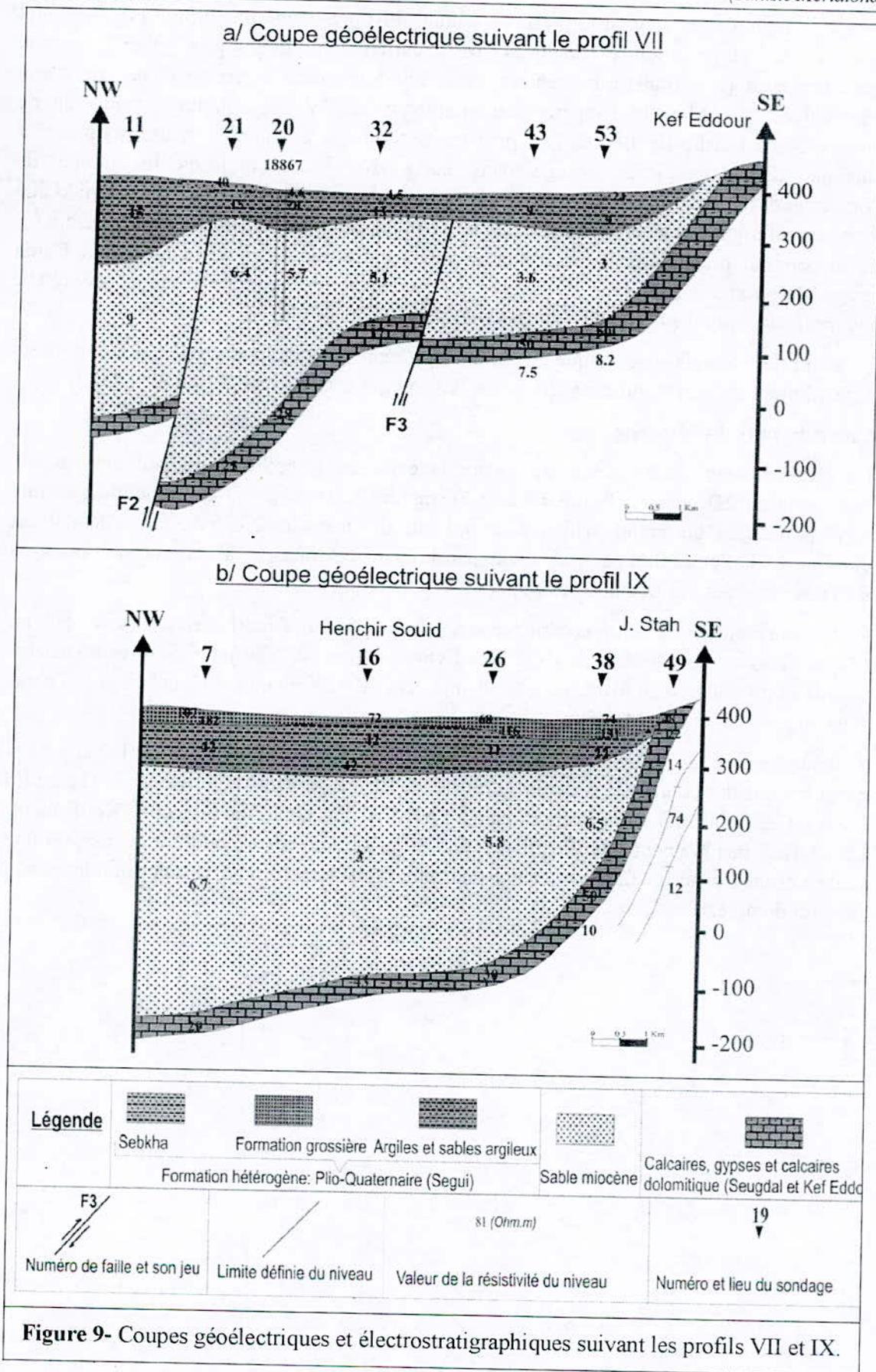
De point de vue structural, on note la présence d'une structure synclinale assez large formant le bassin hydrogéologique du secteur d'étude. Cette structure est affectée par deux failles inverses présentées le long de la coupe III (figure 8 a). F3 se localise entre les SEV 48 et 57 et montre un rejet de 100 m développant une petite dépression dans la zone d'Elayoun. Alors que F2, de rejet de 140 m, est détectée dans la partie centrale du bassin (entre les SEV 10 et 21).

De point de vue hydrogéologique, un aquifère plio-quaternaire s'est développé dans la zone Henchir Souid, Draa Essig et Chenoufia et l'alimentation se fait localement, alors que la nappe miocène se développe au niveau du grand synclinal et dans les petites dépressions (Ras Elayoun). Cette nappe est exploitée surtout dans la partie sud des profils (forages n° IRH 19100, 13015, 18705). L'alimentation de ce second aquifère se fait au niveau des affleurements miocènes ainsi que par le biais de la nappe plio-quaternaire semi profonde.

***γ/ Coupes géoélectriques et électrostratigraphiques du groupe 3:***

La coupe suivant le profil VII (figure 9 a) de direction NW-SE, montre une structuration en escalier, résultats des jeux des failles. Les niveaux plio-quaternaires sont dissociables électriquement de ceux miocènes le long de ce profil, comme il est déjà montré pour le calage sur le forage 18867. Les premiers niveaux montrent un épaississement vers le centre du bassin pour atteindre 90 m au niveau du forage et 150 m à l'aplomb du SEV 11 alors que les sables aquifères miocènes trouvent leur maximum d'épaisseur au niveau du SEV 21 qui n'a pas touché le substratum calcaire.





Néanmoins, la coupe suivant le profil IX (figure 9 b) présentant une allure d'un synclinal simple et calme, montre quelques particularités stratigraphiques. Trois niveaux géoélectriques (non transformés en terme de lithologie dans la coupe et par suite non mentionnés dans la légende) apparaissent à l'aplomb du SEV 49 : le premier, conducteur de résistivité de l'ordre de 14 Ohm.m, peut correspondre à des argiles et des marnes. Par manque des données de forage dans cette zone nous utilisons le groupe de formation désigné par CTH qui englobe les formations de Chouabine, Thelja et Haria d'âge Eocène inférieur-Paléocène. Le deuxième niveau, sous-jacent, résistant (74 Ohm.m) correspondrait probablement aux calcaires de la barre supérieur de la formation Berda d'âge Maestrichtien supérieur. Le dernier niveau détecté présente une faible résistivité (12 Ohm.m) correspond aux marnes et marno-clcaires du Berda moyen.

De point de vue hydrogéologique, les forages présents dans cette le secteur ouest (figure 9 a), exploitent les sables miocènes (données des forages n° IRH 18867, 18649 et 8382).

### **Carte du mur du Miocène**

La carte du mur du Miocène ou encore la carte en isobathe du substratum éocène, représenté en 2D et 3D (figure 10 a et b), montre la présence d'une structure générale correspondant à un grand synclinal dont l'axe de direction NE-SW. Ce synclinal est délimité à l'Est et au Sud par les anticlinaux de Stah et Alima. Ses limites nord et ouest ne sont pas précisées par manque de données dans ces régions.

Cette carte montre que le toit éocène passe de zéro mètre à l'affleurement à plus de - 600 m. L'approfondissement se fait de l'Est vers l'Ouest d'une part (de jebel Stah vers Henchir Souid), et du Sud vers le Nord (de jebel Alima vers beld Elfarhania et Draa Essig) en faveur d'un épaissement du Miocène.

Structuralement, les failles sont tracées par les forts gradients au Nord de Berka, et par les perturbations des courbes isovaleurs au niveau de Bled Elfarhania et à l'Ouest de Garaat Ed Douza. Ces failles ont une direction majeure NE-SW. Par contre au niveau de Kef Eddour, les courbes mentionnent une direction NW-SE qui semble correspondre à la tracée d'une faille normale avec un faible rejet qui peut être considéré comme un approfondissement régulier du niveau miocène.

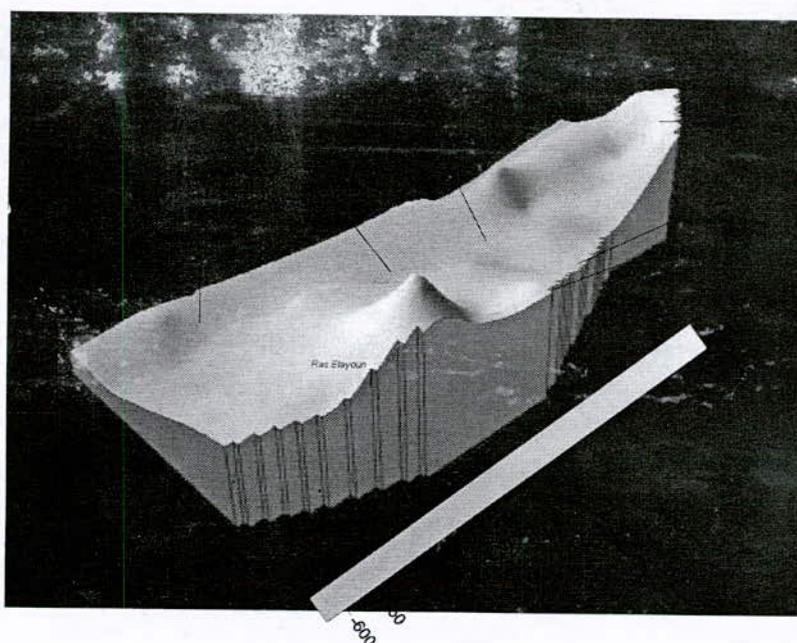
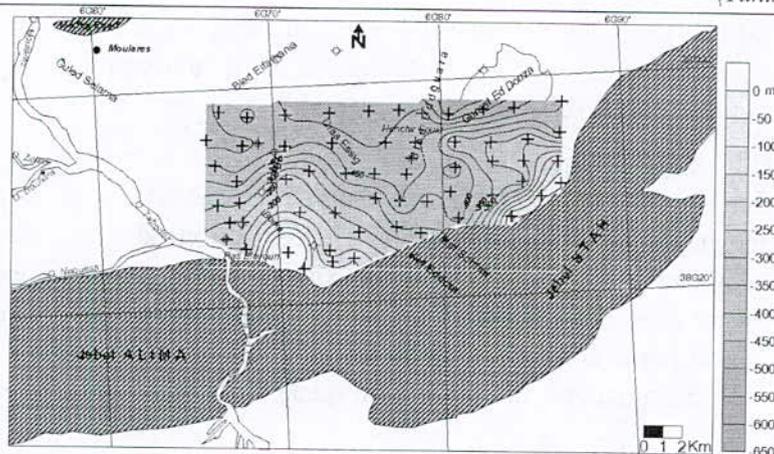


Figure 10- Carte du Mur du miocène

### Conclusion

De point de vue lithologie, on peut révéler que la plaine est couverte par un remplissage plio-quaternaire, formé par du matériel hétérogène. Ce remplissage est différencié électriquement des sables miocènes dans la partie ouest du secteur (Draa Essig, Bled Elfarhania et Ras Elayoun) et son épaisseur est très variable et dépasse les 150 m par endroit. Par ailleurs, dans la partie Est du secteur, le Plio-Quaternaire montre un épaissement très important (263 m au niveau du forage Henchir Souid). Les sables miocènes chargés d'eau salée montrent des caractéristiques, proches de ceux du Plio-Quaternaire et ceux ci rendent la distinction entre les niveaux peu difficile. Ce groupe, surmontant un substratum éocène, un épaissement de l'ordre de 600 m dans la partie centrale du bassin (ou la dépression).

De point de vue structural (figure 11), la région se présente sous forme d'un grand synclinal avec des zones hautes. Elle est affectée par au moins trois failles inverses (F1, F2 et F3) de

direction NE-SW (à l'Ouest de Garaat Ed Douza, au Nord de Ras Elayoun et au Sud de Bled Elfarhania). Cependant vers l'Est de la zone d'étude, deux failles longent les oueds sont détectées par la sismique réflexion (Bédir, 1995).

De point de vue hydrogéologique, le secteur de Moulares Est présente deux aquifères. Un premier, superficiel à semi-profond, confiné dans les sables et les sables argileux plio-quadernaire et se caractérisent par des salinités élevées surtout aux alentours de Garaat Ed Douza (12 g/l au niveau du forage 18715). Le deuxième aquifère est confiné dans les sables miocènes et présente aussi des eaux chargées surtout dans la partie Est du secteur d'étude. Ceci est expliqué soit par la contamination avec les gypses de la formation Seugdai soit par un phénomène d'échange avec la nappe plio-quadernaire dans les zones où disparaît l'imperméable.

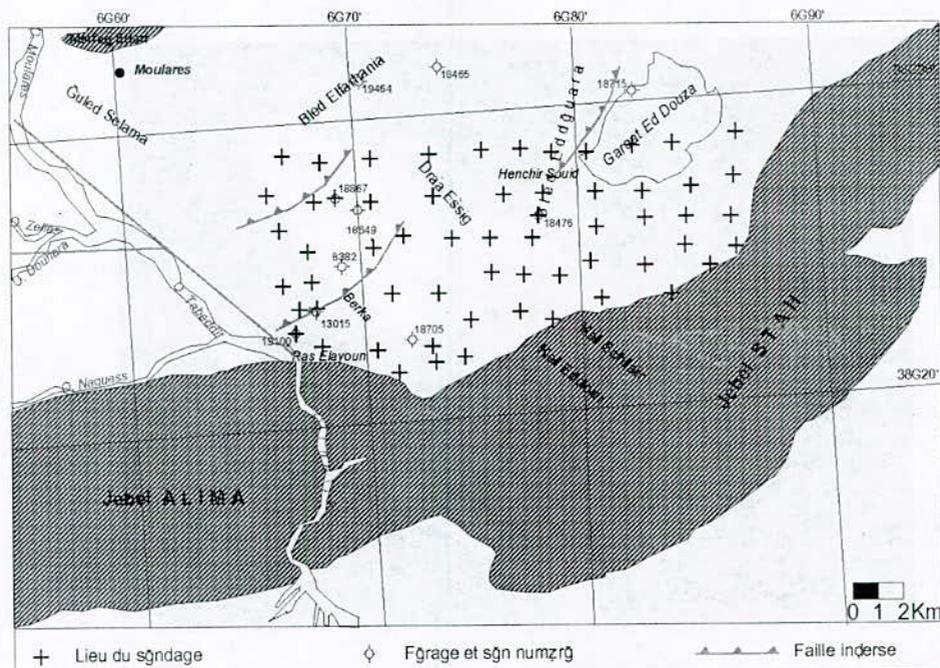


Figure 11- Carte structurale du secteur Moulares Est

### Références

- Astier J. L., 197. Géophysique appliquée à l'hydrogéologie. *Edition Masson & Cie, Paris*, 272 p.
- Bedir M., 1995. Mécanismes géodynamiques des bassins associés aux couloirs de coulissement de la marge atlasique de la Tunisie : Seismostratigraphie, seismo-tectonique et implications pétrolières. *Thèse. Doct. Es Sci., Univ. Tunis II. Fac. Sci. Tunis*. 407 p.
- Ben Ayed N., 1986. Evolution tectonique de l'avant-pays de la chaîne alpine de la Tunisie du début de Mésozoïque à l'actuel. *Thèse de Doctorat es-Science, Univ. Paris Sud. Orsay*. 347p
- Ben Mammou A., 1981. Etude géologique et hydrogéologique de la région de Tamerza (sud-ouest tunisien). Possibilités de création de retenues souterraines au Nord de Jebel Ardhia. *Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle. Inst. de rech. Interdisciplinaire de géol. et de méca., U.S.M. Grenoble*, 185 p

- Ben Mammou A. et Mellouli M., 1994. Création de retenues d'eaux souterraines au centre et au sud-ouest de la Tunisie. Le projet de Tamerza. *Secheresse* ; 2 pp.85-92.
- Ben Oueddou H., 1994. La partie méridionale des steppes tunisiennes, étude géomorphologique. *Thèse. Doct. d'Etat en géogr., Phys., Fac. Sc., Hum., Soc., Univ., Tunis II*,
- Besbes M., 1978. Etude hydrogéologique du bassin de Moularès-Redeyef. Modèle mathématique. *Ecole des mines, 41 p.*
- Boukadi N., 1994. Structuration de l'Atlas de Tunisie : signification géométrique et cinématique des nœuds et des zones d'interférences structurales au contact de grands couloirs tectoniques. *Thèse doct. es. Sci. Univ. Tunis II*.
- Chalbaoui M., 2000. Vulnérabilité des nappes superficielles et subaffleurantes du Sud-Ouest tunisien. *Sécheresse, Vol. 11, N° 2, PP. 85-91*.
- Gouasmia M., Gasmi M., Mhamdi A., Bouri S., Rekhiss F., et Ben Dhia H., 2005. Reconnaissance géoélectrique de la structure du bassin Moularès-Redeyef (Tunisie méridionale). Implications hydrogéologiques. *Fourth International Conference on the Geology of Africa. Vol. 2, pp. 971-979*
- Gouasmia M., Lahmdai M., Mhamdi A., Chekhma H., Soussi M., et Ben Dhia H., 2008). Nouvelles données hydrogéologiques pour l'étude du bassin Moularès-Redeyef-Tamerza (Tunisie méridionale). *Troisième Journées Tunisiennes de Géologie Appliquée «3<sup>ème</sup> JTGA 2008 » « à paraître »*.
- Kachouri M. N., 1988. Contribution à l'étude hydrogéologique du bassin de Moularès-Redeyef (sud ouest tunisien). Nappe Miocène. *Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle. Univ. Bordeaux III, 136 p.*
- Kelly S. F., 1950. The rise of geophysics. *Can. Min. Manual .pp:1 - 7*.
- Kunetz G., 1966. Principles of direct current resistivity prospecting. *CGG Paris, 1966*.
- Ricolvi M., 1977. Etude hydrogéologique du bassin de Moularès-Redeyef. *D.R.E.S. Service Géol. et Rech. de la C<sup>te</sup> des Phosphates, 35 p.*
- Routib L., et Zargouni F., 1998. Disposition et géométrie des plis de l'atlas centro-méridional de Tunisie: découpage et cisaillement en lanières tectonique. *C. R. Acad. Sc, Paris. 326. 261-265*.
- Saidane H., 2003. Sismotratigraphie et structuration des réservoirs aquifères néogènes du bassin de Gafsa. DEA, Fac. Sci. Tunis, 106 p.
- Zargouni F. 1984. Style et chronologie des déformations des structures de l'Atlas tunisien méridionale. Evolution récente de l'accident Sud-Atlasique. *C. R. Acad. Sc, Paris, t.299, Série II, n°2*.
- Zargouni F., 1985. Tectonique de l'atlas méridional de Tunisie. Evolution géométrique et cinématique des structures en zones de cisaillement. *Thèse es-Sciences, Strasbourg, 292p*.
- Zouari H., 1995. Evolution géodynamique de l'Atlas centro-méridional de la Tunisie : stratigraphie, analyse géométrique, cinématique et tectono-sédimentaire. *Thèse es Sciences en géol., Tunis*.

Exploratory analyses of experimental data have been carried out by statistical analysis (Principal Component Analysis PCA) and geographic information system (GIS) in an attempt to discriminate sources of variation of water quality.

The application of PCA has achieved a meaningful classification of wells waters samples based on seasonal and spatial criteria.

Results reveal that salinity and the major elements concentrations, with the exception bicarbonates, increase towards groundwater flow. The saline load of these waters is in first place controlled by sulphate, chloride, sodium and calcium concentrations.

The distribution of the salinity rations shows the same regional zonation as the one observed for chloride, sodium, sulphate, magnesium and calcium. Salinity spatial distribution indicates that waters in Mguerine, Ballouta, Rojbani and Mhadbi wells are characterized to be the lowest in dissolved salts. This fact can be explained by the significant rain infiltration along the rivers.

The chemical composition interpretation clearly evidences tow main geochemical facies SO<sub>4</sub>-Cl-Na and Cl-Na

**Mots clés :** Géochimie, les eaux souterraines, éléments majeurs, analyse en composante principale, nappe des grès du trias

## Introduction

Les ressources en eau souterraine constituent les principales sources d'approvisionnement en eau potable des grandes agglomérations. En effet, à partir des années 1960 et jusqu'à nos jours, les besoins en eau potable du Sud-est tunisien se sont nettement accrus. Cette situation présente des enjeux qui sont communs à de nombreuses régions du bassin méditerranéen : des ressources limitées et déjà largement exploitées pour répondre à la croissance des besoins, des conditions climatiques contraignantes qui viennent renforcer les tensions autour de l'eau.

Compte tenue de cette situation et pour satisfaire les besoins en eau surtout pour l'agriculture et la consommation humaine, une étude sur les eaux souterraines a pour objectifs de préciser les caractéristiques hydrochimiques des eaux de la nappe des grès du trias et de suivre l'évolution spatiale et temporelle de la minéralisation de ces eaux.

### 1. Présentation de la nappe des grès du trias

La nappe des grès du Trias de Médenine-Bir Lahmar a été reconnue par la première fois, au cours des années soixante (Khallili, 1986 ; 1991).

Elle est délimitée latéralement (Figure 1):

**Au Sud-Ouest** par le piémont de la falaise du Dahar, c'est une limite naturelle correspondante aussi à une limite d'affleurement du trias gréseux.

**Au Nord et au Nord-Est** par la fermeture périclinale du dôme de la Jeffara.

**Au Sud-Est** par l'Oued El Khil, c'est une limite administrative entre les gouvernorats de Médenine et Tataouine.

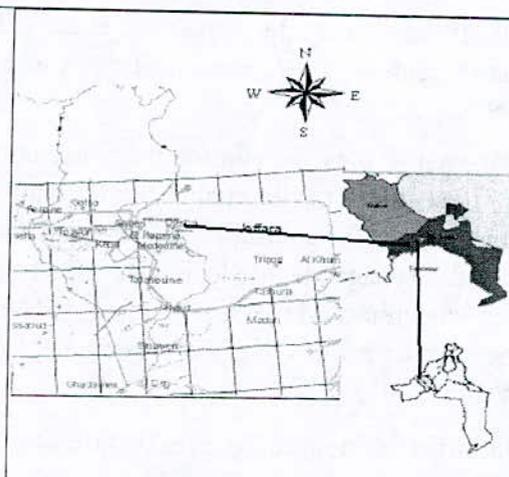


Figure 1 :- Localisation de la zone d'étude

La station pluviométrique de Médenine située au milieu de cette zone, est représentative des pluies tombant sur une bonne partie de cette plaine. Cette station présente une série d'observations de 62 années dont la moyenne annuelle des précipitations est de 144mm. La répartition saisonnière des pluies est la suivante.

- Automne : (53.6mm) ; hiver : (48.4mm)
- Printemps : (43.5mm) ; été : (2.4mm)

Le climat de la région est de type méditerranéen et caractérisé par deux saisons contrastées : l'une sèche et chaude durant presque 5 mois, débute au mois de mai et continue jusqu'au mois de septembre et ayant une température moyenne de 28°C pouvant s'élever avec la présence du vent chaud et sec à 50°. L'autre saison est plutôt humide et s'étend sur le reste de l'année avec une température moyenne de 14°C.

Les vents dans le Sud-Est de la Tunisie ont, en général, un régime saisonnier. En hiver, les vents dominants sont dirigés de l'intérieur du pays vers la mer alors qu'en été le régime est totalement inversé. Ces vents sont généralement secs et amènent le sirocco (Ponget, 1968; Ayadi, 1976; Mamou, 1990; Jedoui, 2000).

L'évapotranspiration moyenne est d'environ 1210 mm/an. Elle est globalement supérieure aux précipitations et on observe donc un déficit hydrique théoriquement quasi permanent (Mtimet et Escadafal, 1982).

La plaine est découpée de tout un réseau d'oueds qui se rejoignent progressivement pour constituer 4 grandes voies d'eau d'est en ouest s'appelant Oued Smar ; Oued Morra ; Oued Om Zessar ; Oued Zeuss qui rejoignent soit la mer de Bougrara pour les 2 premiers soit le golf de Gabès pour les 2 suivants.

Les volumes ruisselés ont été estimés pour les oueds traversant cette plaine triasique en considérant un coefficient de ruissellement moyen égal à 4% déterminé au niveau d'Oued El Hallouf et la pluviométrie moyenne interannuelle de chaque sous bassin (Fersi, 1976).

La géologie du Sud Tunisien est caractérisée par la présence d'alternances de formations d'origine continentale et d'autres d'origines marine, conséquences des transgressions et des régressions marines qu'a connu le secteur tout au long de l'histoire géologique du Sahara Septentrional et le Mesogée.

La série stratigraphique qui affleurent dans le domaine d'étude (Fig 2) allant du permien supérieur jusqu'au quaternaire (Busson, 1967; Bouaziz, 1986; Chaouachi, 1988; Ben Ismail, 1991; Zenati, 1993; Gaubi, 1995).

Le dôme triasique du sud tunisien se présente comme une vaste combe à la place du dôme ou anticlinal de la Jeffara. Il est limité par la chaîne de Matmata à l'Ouest et les failles d'effondrement de Médenine à l'est. Il se termine au Nord par une fermeture périclinale avec le patrimoine permien de Tebaga de Médenine au Nord et au Nord-Ouest et les formations du jurassique et du crétacé de Zeuss-Koutine au Nord-Est. Les premières centaines de m de ce dôme sont constitués, tant en affleurement qu'en sondages, par les formations suivantes (Yahyaoui, 2001)

- Les grès de sidi stout (trias inférieur) et les grès de kirchaou (trias moyen).
- Trias supérieur argilo-carbonaté et évaporitique.

Les formations géologiques susceptibles d'être aquifère au sein de la zone d'étude appartiennent au trias inférieur argilo-gréseux. La série grossière de base constitue l'aquifère qui est fréquemment capté dans la région de Médenine et de Sahel El Ababsa. Vers le Sud et le Sud-Est, la partie argileuse du trias inférieur devient prépondérante et les séries sont beaucoup moins perméables, plus profondes. Cependant, localement le trias argilo-carbonaté est aquifère dans la région de Guelib Lemsene

La région d'étude est caractérisée par les trois principales structures caractérisant le Sud-Est de la Tunisie, à savoir à l'Ouest et au Nord-Ouest le monoclin du Dahar, au Sud le monoclin du Tebaga de Médenine et à l'Est et au Nord la plaine d'effondrement de la Jeffara. Aussi, elle est caractérisée par l'existence de discordances, des transgressions et phases de plissements telsques la discordance du trias sur le permien, la discordance intra-triasique de Sidi-Stout qui a été reconnue aux alentours de Médenine plus au sud dans le Jebel Rehach. Les dolomies de Mëssaoudi reposent en discordance sur différents termes du trias supérieur et moyen. On note aussi la discordance du bathonien ou du lias sur le trias et celle du crétacé carbonaté est particulièrement visible au Tebaga de Médenine (Ben Ismail, 1991; Mrabet, 1997).

## **2. Hydrogéologie de la nappe des grès du trias**

### **a. Géométrie de la nappe de grés du Trias de Médenine**

Cette nappe circule dans les grès et les dolomies triasiques. Elle peut être soit libre soit ascendante. Elle est fort probable qu'elle soit jaillissante sous El Ouara et le Dahar (Khallili, 1984 ; 1991).

L'aquifère capté dans la région d'étude est le Trias inférieur et moyen argilo-gréseux et sableux. C'est un aquifère multicouche qui est constitué de deux niveaux, un niveau supérieur à dominance sableuse souvent capté dans la région de Médenine-Bir Lahmar, El Mzar et Guelib Lemsene qui disparaît vers l'Est, et un niveau inférieur plus argileux capté dans la plaine de Kirchaou. Dans la plaine d'El Ababsa Nord, seul le niveau supérieur a été capté.

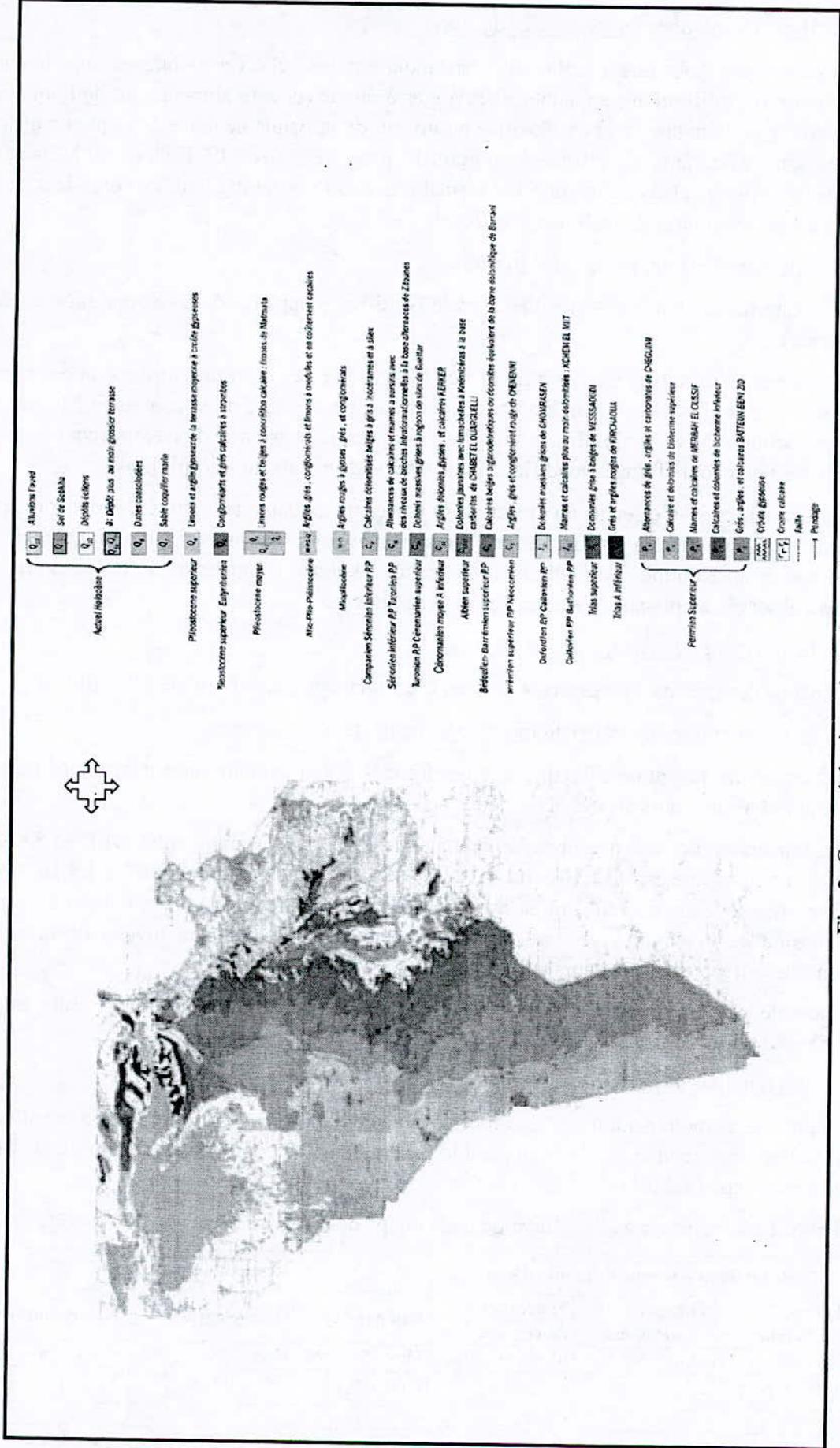


Fig. 2: Carte géologique de Sud Tunisien

b. Alimentation de la nappe de grès du trias

L'examen des substrats des lits d'oueds montrent les relatives bonnes à très bonnes aptitudes à l'infiltration permettant de préjuger d'une excellente alimentation de l'aquifère supérieur de la nappe, ceci est favorisé au niveau de la bande centrale de la plaine où les grès sont affleurants en plusieurs endroits le long des oueds El Hallouf et Métameur (Khallili, 1984). Dans cette zone les formations aquifères sont à faible profondeur et la densité du réseau hydrographique y est forte.

c. Exutoires de la nappe des grés triasiques

Les exutoires de la nappe sont situés vers le Nord-Est (nappe de Zeuss-Koutine) ou à l'Est (la mer).

Les coupes corrélatives tracées à partir des forages réalisés et ayants traversé une certaine épaisseur des grés triasique indiquant que cette nappe s'écoule de la zone d'El Méguarine vers Harboub (NW vers le SE) comme elles indiquent la possibilité du déversement de cette nappe au niveau du forage Oued Hariz dans les conglomérats du Mio-pliocène.

Le débouchement s'effectue au niveau de la faille aux niveaux de la faille de Médenine qui d'un autre côté met en contact les grés triasiques avec les calcaires du jurassique aquifère au niveau du Koutine. Une telle communication explique l'homogénéité de la salinité de l'eau observée au niveau de Koutine et de Bir Mégarine.

d. Écoulement de la nappe de grès du trias

La nappe des grés du trias présente un sens d'écoulement général orienté SW-NE.

e. Caractéristiques hydrodynamiques de la nappe des grés du Trias

Les essais de réception effectués sur les forages d'eau captant cette nappe, ont permis d'estimer les transmissivités et les débits spécifiques.

Les transmissivités estimées lors du pompage de ces forages, varient entre  $6.10^{-5}$  et  $5.8.10^{-3}$  m<sup>2</sup>/s. La moyenne est de  $1.10^{-3}$  m<sup>2</sup>/s. Celles de la remontée vont de  $1.10^{-4}$  à  $2.5.10^{-3}$  m<sup>2</sup>/s avec une moyenne de  $1.10^{-3}$  m<sup>2</sup>/s. les débits spécifiques varient de 0.2 à 1 l/s/m avec une moyenne de 0.1 l/s/m. Les plus fortes perméabilités se situent au niveau de la partie centrales affectée par plusieurs failles.

Une valeur approximative moyenne de C.E a été avancée pour cette nappe. Elle est de 2.5%. (Khallili, 1991).

f. Exploitation de la nappe de grés du trias

La priorité de mobilisation des ressources en eaux de la nappe des grés du trias a été allouée pour l'approvisionnement de l'eau potable ceci revient a la bonne qualité chimique de l'eau de cette nappe (Table1).

**Table 1 :** Répartition de l'exploitation de la nappe des grés du Trias en 2004 (DGRE, 2004)

| Répartition par type de point d'eau |     |    |                   |   |    |                      |   |    | Répartition par usage |      |    |                 |      |    |                  |   |    |
|-------------------------------------|-----|----|-------------------|---|----|----------------------|---|----|-----------------------|------|----|-----------------|------|----|------------------|---|----|
| Forages Pompés                      |     |    | Forages artésiens |   |    | Sources et émergence |   |    | Eau potable           |      |    | Usage agricole  |      |    | Usage industriel |   |    |
| Mm <sup>3</sup>                     | %   | Nb | Mm <sup>3</sup>   | % | Nb | Mm <sup>3</sup>      | % | Nb | Mm <sup>3</sup>       | %    | Nb | Mm <sup>3</sup> | %    | Nb | Mm <sup>3</sup>  | % | Nb |
| 4,73                                | 100 | 26 | -                 | - | -  | -                    | - | -  | 4,17                  | 88,2 | 11 | 0,56            | 11,8 | 15 |                  |   |    |

Depuis 1994, l'exploitation de la nappe des grès du Trias a commencé à augmenter. Cette augmentation résulte du renforcement du pompage sur les forages de la SONEDE. En 2003, l'exploitation globale a atteint 175,9l/s ce qui représente 117% des ressources mobilisables estimées à 150l/s. Ceci est expliqué par la mise en exploitation de trois forages privés destinés à l'irrigation.

Au cours de l'année 2004, l'exploitation de la nappe a accusé par rapport à l'année précédente une diminution de 26, 9l/s.

### **7-Piézométrie de la nappe des grès du trias**

Surveillée depuis 1989, les différents piézomètres montrent une vitesse moyenne de baisse de 0,21m/an. Au sein de cette nappe, on distingue deux compartiments piézométriques nettement disjoints (Yahyaoui, 2001):

-dans la partie Nord de la plaine où se concentrent la quasi-totalité des forages exploités, la vitesse de baisse piézométrique y est identique en ce qui concerne les différents piézomètres est égale à 0,33m/an.

-dans la partie Sud de cette plaine où l'exploitation demeure rudimentaire, la vitesse de baisse y est également identique et égale 0,10 m/an.

La baisse enregistrée durant la dernière décennie est due à la sollicitation croissante de la nappe et au manque de recharge relative à la prédominance des années hydrologiques déficitaires durant cette période.

Les données piézométriques relevées sur les forages récemment créés dans cette région, ont permis de tracer la piézométrie de cette nappe. Cette piézométrie laisse apparaître un sens d'écoulement général orienté SW-NE. Cet écoulement de la Jeffara vers Koutine est susceptible de permettre le déversement de l'eau de la nappe dans les formations sus-jacentes au trias gréseux.

La configuration de la piézométrie met en évidence la présence d'une zone d'alimentation entre le piedmont de la chaîne de Dahar et la faille de Médenine. Elle correspond à la zone d'affleurement des grès triasiques. En aval de la faille de Médenine, les grès s'enfoncent sous le jurassique et le crétacé et ne sont plus en continuité hydraulique latérale avec le compartiment amont. C'est plutôt les nappes de Koutine et de la Jeffara qui prennent le relais (Khallili, 1991).

### **3. Matériels et méthodes**

L'approche hydrochimique utilisée dans cette partie vise essentiellement à définir les caractéristiques physicochimiques et hydrochimiques des eaux de la nappe des grès du Trias en particulier le faciès chimique, la salinité des eaux et son évolution spatiale et les origines de la minéralisation des eaux.

Un suivi des paramètres d'évaluation de la qualité des eaux de la nappe des grès du Trias a été effectué durant les deux années 2004 et 2005 dans 16 forages concernant l'ensemble de l'aquifère. On a procédé au suivi de l'évolution des concentrations des éléments majeurs.

Les analyses des eaux prélevées ont été effectuées selon un protocole rigoureux dans le laboratoire de la station de traitement des eaux potables à Tunis. L'interprétation des résultats sera faite en considérant les concentrations moyennes saisonnières.

Le dosage des chlorures a été fait par la méthode de titration, ou méthode de Mohr. Les sulfates sont dosés par gravimétrie. L'alcalinité est déterminée par la méthode potentiométrique

Le sodium et le potassium sont analysés à l'aide d'un photomètre d'émission en flamme. Les balances ioniques calculées témoignent d'une bonne qualité des analyses (la balance ionique, exprimée en valeur absolue, est inférieure à 5%).

#### 4. Résultats

Les résultats des analyses des eaux de la nappe des grès du Trias sont consignés dans le tableau 2:

**Table 2 :** Les résultats des analyses des eaux de la nappe des grès du Trias (mg/l)

| Wells                 | Na  | K  | Ca  | Mg  | SO4  | HC03 | Cl  | salinité |
|-----------------------|-----|----|-----|-----|------|------|-----|----------|
| Belgacem<br>Chemakh   | 213 | 15 | 110 | 66  | 525  | 190  | 223 | 1297     |
| Negueb                | 209 | 11 | 103 | 63  | 536  | 181  | 200 | 1290     |
| SadokEl<br>Mahdi      | 134 | 9  | 69  | 39  | 269  | 229  | 123 | 785      |
| Balouta               | 138 | 8  | 94  | 57  | 430  | 205  | 142 | 1083     |
| Od Thomrane           | 115 | 12 | 89  | 49  | 281  | 176  | 130 | 806      |
| Harboub1              | 329 | 10 | 168 | 75  | 879  | 189  | 287 | 2020     |
| Hedi Kchikh           | 113 | 12 | 73  | 54  | 240  | 197  | 202 | 807      |
| Bir<br>mguerine2      | 161 | 7  | 75  | 52  | 420  | 208  | 123 | 1018     |
| Bir<br>mguerine1      | 137 | 8  | 74  | 47  | 329  | 207  | 120 | 862      |
| Noureddine<br>rajbani | 85  | 9  | 83  | 42  | 193  | 187  | 140 | 919      |
| Hajjem                | 539 | 11 | 207 | 105 | 1160 | 227  | 569 | 3019     |
| Harboub2              | 279 | 10 | 117 | 61  | 715  | 164  | 207 | 1579     |
| Moncef<br>Chemakh     | 278 | 13 | 120 | 76  | 720  | 183  | 299 | 1679     |
| Hezma                 | 520 | 12 | 201 | 92  | 1205 | 166  | 435 | 2761     |

a. La salinité

La salinité des eaux de la nappe des grès du trias varie, entre 796 and 3028 mg/l en saison hivernale et entre 686 mg/l et 4726 mg/l, en saison estivale.

Les cartes de répartition spatiale (Figure 4) de la salinité sont similaires pour les deux années et pour les deux saisons. On note une augmentation de la salinité suivant les sens d'écoulement de la nappe.

Cette répartition dans l'espace montre qu'au niveau des forages Sadok El Mahdi, Meguerine 1 et 2, Noureddine Rajbani, Oued Thomrane et Hedi Kchih, qui sont localisées dans la partie amont de la nappe (Zone de recharge), les eaux ont les plus faibles salinités.

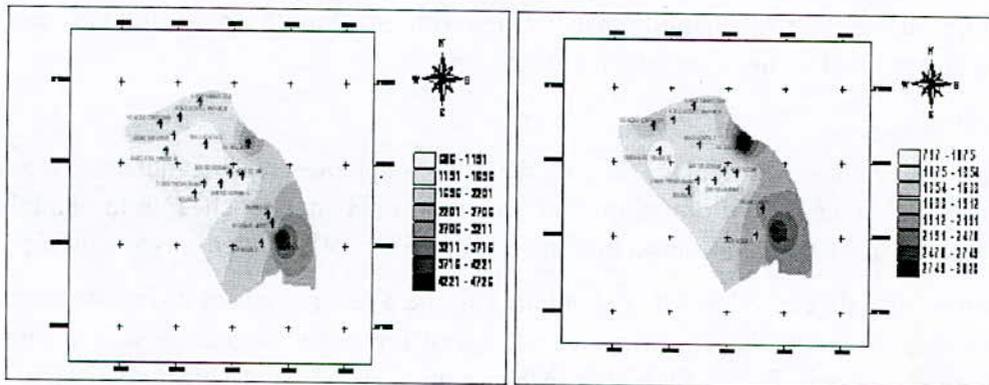


Figure 4 :- Répartition spatiale de la salinité (mg/l)

b. Les chlorures et le sodium

Le sodium est le cation dominant dans les eaux de la nappe des grès du trias. Durant la période d'étude, les teneurs de  $\text{Cl}^-$  s'échelonnent entre 109 et 552 mg/l, en saison hivernale, et entre 100 et 618 mg/l, en saison estivale. Celles du  $\text{Na}^+$  varient entre 76 et 571 mg/l, en saison hivernale, et entre 76 et 639 mg/l, en saison estivale.

Les cartes de répartition spatiale des teneurs en chlorures et en sodium, sont similaires pour les deux saisons. Elles montrent les mêmes tendances évolutives que celles de la salinité.

c. Le calcium

Les teneurs en calcium des eaux de la nappe sont peu variables d'une saison à l'autre et, pour la même saison, d'une année à l'autre, durant les deux années. Elles oscillent entre 66 et 199 mg/l, en saison hivernale, et entre 64 et 279 mg/l, en saison estivale.

Les cartes de répartition spatiale des teneurs en calcium, montrent une légère variation entre les deux saisons et une augmentation dans les sens de l'écoulement de la nappe. En effet, les teneurs les plus élevées en calcium sont enregistrées dans les eaux des forages Hezma et Hajjem. Les plus faibles sont enregistrées dans les forages Sadok El Mahdi, Meguerine 1 et 2, Noureddine Rajbani, Oued Thomrane et Hedi Kchih.

d. Le magnésium

Le suivi temporel des teneurs en  $\text{Mg}^{2+}$  montre peu de variations d'une saison à l'autre et d'une année à l'autre, avec des valeurs comprises entre 35 et 125 mg/l, en saison hivernale, et entre 30 et 158 mg/l, en saison estivale.

La répartition dans l'espace des teneurs de  $Mg^{2+}$  montre une évolution similaire à celle du calcium.

e. Les sulfates

Les teneurs en sulfates varient de 191 à 1283 mg/l, en saison hivernale, et de 151 à 1263 mg/l, en saison estivale.

Les cartes de répartition dans l'espace des teneurs en sulfates ne montrent pas des variations perceptibles entre les deux saisons. Les eaux les plus chargées se trouvent au Nord-Est et au Sud-Est.

f. Le potassium

Les teneurs en potassium des eaux de la nappe des grès du trias sont presque homogènes au niveau d'un même site d'échantillonnage. Elles varient entre 6 et 11mg/l, en saison hivernale, et entre 8 et 15 mg/l, en saison estivale.

g. L'alcalinité

L'alcalinité des eaux de la nappe des grès du trias est représentée uniquement par les teneurs en bicarbonates, étant donné que les valeurs du pH sont proches de la neutralité. Elle varie de 101 à 230 mg/l en saison hivernale et de 153 à 260 mg/l, en saison estivale.

La répartition spatiale des valeurs de l'alcalinité (Figure 5) est nettement différente de celle des autres ions. En effet, les zones où les eaux sont les moins concentrées en éléments majeurs( les forages de Sadok El Mahdi, Meguerine 1 et 2 ), sont caractérisées par des fortes teneurs en bicarbonates.

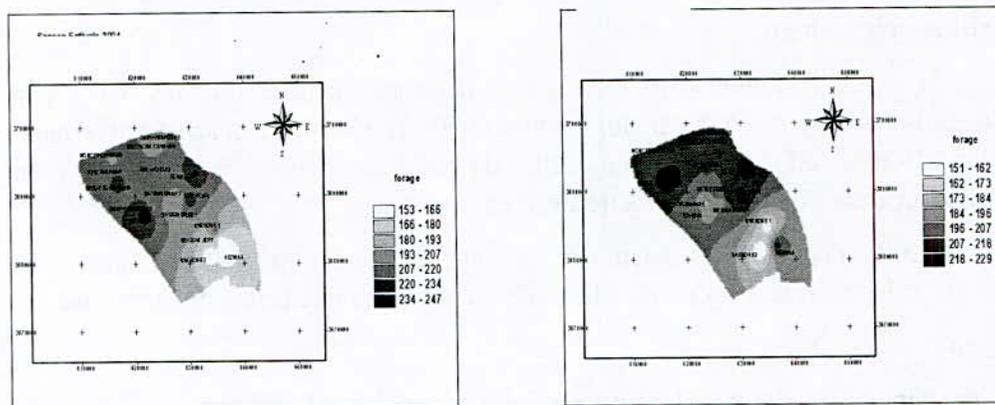
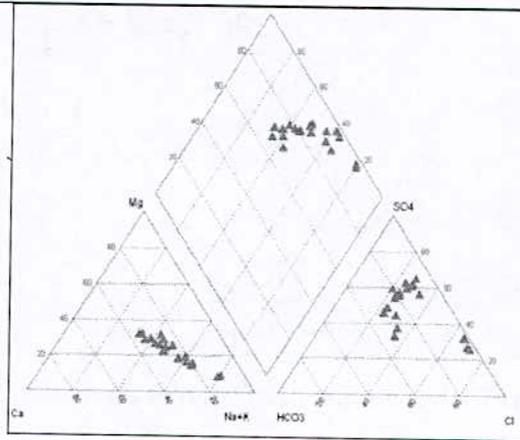


Figure 5 :- Répartition spatiale des teneurs en bicarbonates (mg/l),

h. Faciès géochimique

La représentation de la composition chimique des eaux de la nappe de dans le diagramme de Piper (Figure 6) permet de distinguer deux groupes d'eau : Sulfato-chloruré sodique et chloruré sodique.



**Figure 6** :- Faciès chimiques des eaux de la nappe profonde des grès du Trias

i. Etude statistique

Pour aborder la chimie des eaux de la région d'étude on a eu recours à l'analyse en composantes principales (ACP) qui permet une étude globale des données mises en jeu. Ces données sont relatives à des variables quantitatives, continues, homogènes ou nom et à priori corrélées entre elles (Jambu, 1999). Elle permet également de résumer, de représenter, de classer, de visualiser et de définir les relations qui pourraient exister entre ces variables (Saporta, 1990).

Les variables sont les éléments majeurs et les individus sont les résultats d'analyse ou les échantillons prélevés de la nappe profonde des grès du trias, durant la période étude. Les pourcentages d'explication sont repartis de façon inégale selon plusieurs axes (Tab.3). Les deux premiers axes détiennent 90,56 % de la variance totale.

**Table 3** :- Valeurs propres de la matrice des corrélations

|          | Valeur<br>propre | %cumul           |
|----------|------------------|------------------|
| <b>1</b> | <b>5.958256</b>  | <b>74.478203</b> |
| <b>2</b> | <b>1.286646</b>  | <b>90.561279</b> |
| 3        | 0.623463         | 98.354568        |
| 4        | 0.051113         | 98.993477        |
| 5        | 0.045066         | 99.556801        |
| 6        | 0.031224         | 99.947098        |
| 7        | 0.002534         | 99.978783        |

Dans l'espace des variables, l'axe F1 apparaît comme un facteur de minéralisation (Fig.7). Il est défini par la salinité et les teneurs de  $Ca^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $Cl^-$ ,  $Mg^{2+}$ , et  $SO_4^{2-}$ , dans une moindre mesure, la teneur en  $K^+$ . Ces différents éléments présentent effectivement, des coefficients de corrélations élevés (Tab.4). En revanche, l'axe F2 est représenté par les bicarbonates.

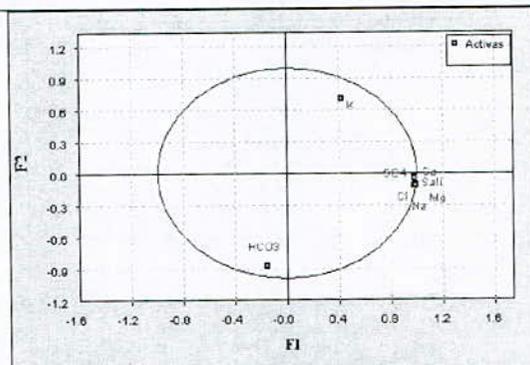


Figure 7 : Répartition des variables dans le cercle de corrélation.

Table 4 : Matrice des corrélations entre les différentes variables

|          | Na              | K         | Ca              | Mg              | SO4             | HCO3      | Cl              | Salinité |
|----------|-----------------|-----------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------|-----------------|----------|
| Na       | 1.000000        |           |                 |                 |                 |           |                 |          |
| K        | 0.303630        | 1.000000  |                 |                 |                 |           |                 |          |
| Ca       | <b>0.966664</b> | 0.330415  | 1.000000        |                 |                 |           |                 |          |
| Mg       | <b>0.950623</b> | 0.427552  | <b>0.943435</b> | 1.000000        |                 |           |                 |          |
| SO4      | <b>0.985375</b> | 0.288921  | <b>0.965907</b> | <b>0.948337</b> | 1.000000        |           |                 |          |
| HCO3     | -0.102711       | -0.406602 | -0.161990       | -0.097610       | -0.183261       | 1.000000  |                 |          |
| Cl       | <b>0.947036</b> | 0.409696  | <b>0.933039</b> | <b>0.964369</b> | <b>0.905883</b> | 0.005986  | 1.000000        |          |
| Salinité | <b>0.989882</b> | 0.286535  | <b>0.983532</b> | <b>0.961734</b> | <b>0.981048</b> | -0.102398 | <b>0.958031</b> | 1.000000 |

## 5. Discussion et conclusions

Le suivi de la salinité et éléments majeurs dans les eaux de la nappe des grès du Trias , durant les années 2004 et 2005, montre que les valeurs de ces paramètres sont peu variables d'une saison à l'autre et d'une année à l'autre. La répartition spatiale de la salinité montre que les eaux des forages Sadok El Mahdi, Meguerine 1 et 2, Noureddine Rajbani, Oued Thomrane et Hedi Kchih sont les moins chargées en sels dissous. Ceci est expliqué par l'importance de l'alimentation actuelle qui se fait essentiellement le long des Oueds Om Tmar et Smar qui sont amplement aménagés par des ouvrages de recharge à partir eaux ruissellement.

Ainsi on peut déduire que la salinité des eaux se détériorent en allant vers l'Est (les forages de Hezma et Hajjem) et ceci est du à l'apparition de la couverture jurassique représentée par des buttes de Tajeras (Khallili, 1985) ce qui empêche l'infiltration des eaux pluviales.

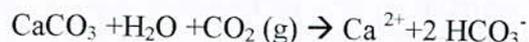
Le sodium et les chlorures dont les teneurs sont bien corrélés positivement, ont un comportement géochimique similaire et proviennent de la dissolution de la halite.

La relation entre les concentrations de  $Ca^{2+}$  et de  $SO_4^{2-}$  est caractérisée par un coefficient de corrélation élevé, de l'ordre de 0.96. Ceci montre que le calcium et le sulfate sont impliqués dans les mêmes processus géochimiques. La forte corrélation entre le calcium et le magnésium montre une origine commune de ces deux éléments qui serait l'altération chimique de la dolomie ou de la calcite magnésienne.

Les concentrations du potassium sont faibles par rapport à celles des autres cations. En effet, le potassium entre essentiellement dans la composition des feldspaths potassiques,

très peu solubles, ce qui explique ces faibles teneurs dans les eaux de la nappe grès du Trias.

L'origine des ions  $\text{HCO}_3^-$  est liée à la dissolution des minéraux carbonatés qui se fait selon la réaction suivante :



### Références

- Ayadi M., 1976.** Régime climatique du Sud-Tunisien. Séminaire sur la recherche scientifique et le développement des zones arides de la Tunisie. Tozeur, pp 17-20.
- Ben Ismail M H., 1991.** Les bassins Mésozoïques (Trias à Aptien du Sud de la Tunisie Stratigraphie intégré. Caractéristiques géophysiques et évolutions géodynamiques. Thèse doct. Etat. Univ. Tunis II, 426 p.
- Bouaziz S., 1986.** La déformation dans la plate forme du Sud Tunisien (Dahar et Jeffara): Approche multiscalair et pluridisciplinaire. Thèse doct de spécialité. E.N.I.Sfax, 180.
- Busson G., 1967.** Le Mésozoïque Saharien. 1<sup>ère</sup> partie : L'extrême Sud Tunisien. Série géologique. N°8. Ed. Centre Nation. Paris, 194 p.
- Chaouchi M. C., 1988.** Etude sédimentologique des séries du Permien supérieur du Jebel Tebaga de Médenine Sud-Est de la Tunisie. Genèse, diagenèse et potentiel réservoir des corps récifaux. Thèse doct de spécialité. Fac. Sci. Tunis, 145 p.
- DGRE., 2004.** Annuaire d'exploitation des nappes profondes.
- Fersi M., 1979.** Estimation du ruissellement moyen annuel sur les bassins du Sud-Est, du Sud-Ouest et du Sahel Sud. DGRE. Tunis. Rapp. Int, 7 p.
- Gaubi E., 1995.** Synthèse hydrogéologique sur la nappe du grès du Trias : Gouvernorat de Médenine et Tataouine. DGRE. Tunis Rapp. Int, 44 p.
- Jambu M., 1999.** Méthodes de base de l'analyse des données. Ed. Eyrolles. Paris, pp 70-163.
- Jedoui Y., 2000.** Sédimentologie et géochronologie des dépôts littoraux quaternaires : Reconstitution des variations des paléoclimats et du niveau marins dans le Sud-Est Tunisien. Thèse doct. Etat. Fac. Sci. Tunis, 338 p.
- Khalili B., 1984.** Ressources en eau du gouvernorat de Médenine. DGRE. Tunis. Rapp. Int, 8 p.
- Khallili B., 1985.** Etude préliminaire de la nappe des grès du Trias de Sahel El Abebsa de Médenine. DGRE. Tunis. Rapp. Int, 14 p.
- Khallili B., 1986.** Note pour un programme de reconnaissance des aquifères triasiques et Miopliocènes du gouvernorat de Médenine. DGRE. Tunis. Rapp. Int, 4 p.
- Khallili B. (1991)** - Etude hydrogéologique de la nappe des grès du Trias dans la zone de Médenine Bir. Lahmar. DGRE. Tunis. Rapp. Int, 24 p.
- Mamou A., 1987.** Reconnaissance et exploitation des ressources en eaux souterraines du Gouvernorat de Médenine. DGRE. Tunis. Rapp. Int, 8 p.
- M'rabet A., 1997.** Le Crétacé inférieur en Tunisie. DEA. Univ. Paris VI, 83 p.
- Mtimet A., et Escadacal R., 1982.** Carte des ressources en sols de la Tunisie. Feuille de Médenine, 26p.

- Pouget M., 1968.** Contributions à l'étude des croûtes et encroûtements gypseux des nappes dans le Sud-Tunisien. Cah. ORSTOM, sér. Pédol. Vol. VI. No 3-4. pp 309-365.
- Saporta G., 1990.** Probabilités analyses des données et statistique. Ed. Editions technip. Paris, pp 165-183.
- Yahyaoui H., 2000.** Actualisation des bilans des nappes profondes dans le Gouvernorat de Médenine. DGRE. Tunis. Rapp. Int, 18 p.
- Yahyaoui H., 2001.** Nappes profondes de la Jeffara de Médenine caractéristiques et évolution. DGRE. Tunis. Rapp. Int, 15 p.
- Yahyaoui H. 2001.** Nappe des grès du trias de Sahel el Ababsa aspects hydrogéologiques et mobilisations des ressources. DGRE. Tunis. Rapp. Int, 5 p.
- Zenati B., 1993.** Hydrodynamisme et géothermie du trias gréseux du Sud Tunisien, relation avec les accumulations pétrolières. DEA. Fac. Sci. Tunis, 150p.

APPROCHE PAR MODELISATION DES ECOULEMENTS D'EAU  
SOUTERRAINS : APPLICATION A L'AQUIFERE DES ALLUVIONS DE  
LA MOYENNE VALLEE DE LA SOUMMAM  
(BEJAIA, NORD-EST ALGERIEN)

GROUNDWATER FLOW MODELLING APPROACH: APPLICATION ON  
THE ALLUVIAL AQUIFER IN MIDDLE SOUMMAM VALLEY  
(BEJAIA, NORTH-EASTERN ALGERIA)

**F. KESSASRA<sup>1,2\*</sup>, M. MESBAH<sup>1</sup> AND H. BENDJOUDI<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Département de Géologie, Faculté des Sciences de la Terre, de Géographie et d'Aménagement du Territoire (FSTGAT). Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene (USTHB).  
P.O. Box 32 El Alia, Bab Ezzouar, Algiers, Algeria

\* E-mail : [fareskessasra@yahoo.fr](mailto:fareskessasra@yahoo.fr)

<sup>2</sup> Laboratoire de Génie Géologique (LGG), Université de Jijel, BP 98, 18000 Jijel, Algeria.  
<sup>3</sup> UMR 7619 Sisyphé, Université Pierre et Marie Curie (Paris IV), Case 123, Tour 56-55, 4<sup>ème</sup> étage. 4,  
place Jussieu, 75252 Paris Cedex 05 France

### Résumé

Deux approches complémentaires ont été utilisées afin de visualiser l'évolution du niveau piézométrique de la nappe alluviale dans la vallée de la Soummam. Dans un premier temps, une synthèse de concepts basée sur la structure et le fonctionnement de l'aquifère a été réalisée. Le but de cette phase est d'identifier le contexte géologique, d'appréhender le cadre hydrogéologique et de déterminer les propriétés hydrodynamiques en utilisant une base de données SIG.

Dans un second temps, une approche appliquée utilisant la modélisation numérique pour une simulation des écoulements des eaux souterraines a été établie. Il consiste à construire un modèle hydrodynamique sous deux régimes : permanent et transitoire, incluant des scénarios de pompage qui permettent de contrôler les niveaux d'eau, de prévoir le comportement de l'aquifère à court et à moyen termes. Cette étude peut être considérée comme étant une orientation afin d'élaborer un schéma de gestion de la ressource en eau dans la vallée de la Soummam en associant le SIG et les simulations PMWIN

**Mots clés:** Aquifère Alluvial, Ecoulement Souterrain, Modèle Numérique, Moyenne Vallée de la Soummam, Algérie.

### Abstract

Two complementary approaches were given in order to visualize the evolutions of the groundwater level elevations of the alluvial aquifer of the Middle Valley of Soummam.

In first stage, a synthesis of concepts focused on the structure and functioning of this aquifer has been achieved. The aim of this phase is to identify the geological context and understand the hydrogeologic framework by using the GIS database. This efficient tool consists to elaborate spatial distribution supports of the hydrogeological data by application of the interpolation process in order to parameterize the hydrodynamic modelling.

In second stage, an applied approach based on the numerical modelling for simulation of the groundwater flow has been established. It consists to built a hydrodynamic model under both steady-state and transient conditions by including the pumping scenarios which permit to control head levels, forecast the behaviour of the aquifer in short-term and medium-term when the pumping rate increase progressively and as well as to evaluate the hydraulic connection between river and aquifer. This study is an orientation step to elaborate the water resource management scheme associating *GIS* dataset and *PMWIN* simulations.

**Keywords:** Alluvial Aquifer; Groundwater Flow; Numerical Modelling; Middle Soummam Valley, Algeria.

## **. Introduction**

One of the most problems of water resources in the North of Algeria is their integrating management throughout the hydrological year within the framework of a management scheme. It was believed that the large-scale numerical models running over a long period and taking into account all physical parameters is a high-performance tool to develop management strategy.

In this paper, two complementary approaches were being applied for a better understanding of the physical behaviour of the system. First approach is employed to describe the geological structure and the nature of alluvial aquifer in the form of a *GIS* database which offers facilities to integrate the existing input data on the object packages in order to be storing, analysing and manipulating.

Second approach, a finite element numerical model of groundwater flows was developed. First, under steady-state condition, then under transient-state condition with successive simulations through implementation of an exploitation device destined for urban water supply, irrigation and industrial purposes. This useful tool permits a quantitative prediction of the water resource of our study area by establishment of three simulation scenarios.

## **2. Material and methods**

### **a. Geological and Hydrogeological Settings**

The Middle Soummam valley is a plain of bass alluvial terraces which is stretched in the shape of a narrow band. It was demonstrated the existence of five terrace levels. The alluvial sediments formed a continued band extended from Cheurfa to Sidi Aich, covered 120 km<sup>2</sup>, with a length of 45 km and variable width. There is only 400-600 mm/year registered in Tazmalt; therefore, the climate became sub-humid with a moderated humidity. Table 1 shows different term values of the water balance.

Several piezometric measurement campaigns had been carried out covering the study area; from Cheurfa to Sidi Aich (Bennabi, 1985). Recharge was given principally from effective precipitations and direct flows over the alluviums, its may be major recharge contributor, as well as, by Miocene formations located in the border of the Djurdjura south hillslope and by underflows of left bank tributaries. The hydraulic properties were determined from eight pumping tests, there characteristics are summarized in Table 2.

**Table 1** Water balance term values

|         | Period    | Precipitation<br>(mm) | Potential ET<br>(mm) | Actual ET<br>(mm) | Surface<br>Runoff(mm) | Infiltration<br>(mm) |
|---------|-----------|-----------------------|----------------------|-------------------|-----------------------|----------------------|
| Tazmalt | 1975/1984 | 365.3                 | 962.7                | 291.1             | 50                    | 24.2                 |

**Table 2** Characteristics of the pumping wells

|                          | Layer thickness<br>(m) | pumping rate<br>Q (l/s) | Transmissivity T (m <sup>2</sup> /s) |                       |
|--------------------------|------------------------|-------------------------|--------------------------------------|-----------------------|
|                          |                        |                         | Drawdown                             | Recovery              |
| Tazmalt D <sub>15</sub>  | 86                     | 25                      | 1.06.10 <sup>-3</sup>                | 1.43 10 <sup>-3</sup> |
| Ighil Ali F <sub>2</sub> | 50                     | 216                     | 4.50 10 <sup>-2</sup>                | -                     |
| Akbou No <sub>4</sub>    | 80                     | 35                      | 2.85 10 <sup>-2</sup>                | 4.19 10 <sup>-2</sup> |
| Akbou F <sub>5</sub>     | 40                     | 35                      | 6.65 10 <sup>-3</sup>                | 4.33 10 <sup>-3</sup> |

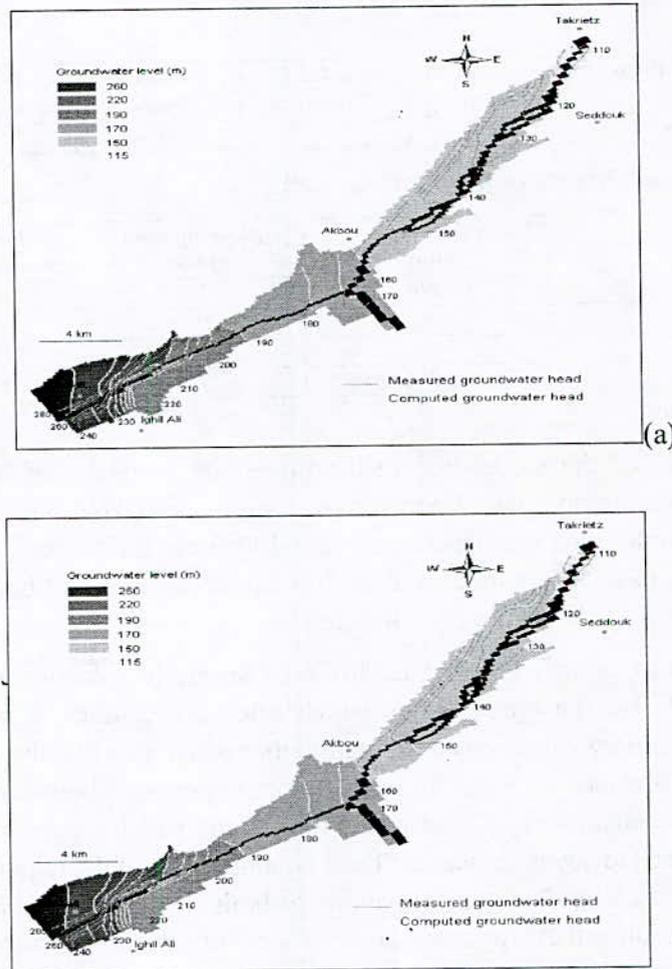
**b. Study method**

The calibration of the model was realised over the groundwater head maps of 1983. This hydrodynamic approach was used by applying *PMWIN* (Kinzelbach and Chiang, 1999). The model area was discretized into 300 finite difference cells in the shape of square of 400 m of side and as well as 100 square meshes had been divided into 200 rectangular meshes. There are 2973 meshes.

It is important to identify the physical limits of the study domain where the process has happened and also the model limits which often are distinct. It is also important to assure that boundary conditions attributed to the model area had the same effect then its natural limits (Dassargues, 1995). In this context, impervious boundary was applied over the right bank constituted by Cretaceous formations which represent the bottom of the alluvial aquifer. However, a constant head boundary (Dirichlet condition) is assigned to the river meshes. The emerged formations of both river banks are retained as no-flow boundary condition; there was any groundwater inflow to the reservoir. In addition, a pessimist hypothesis was used in the south part because the dataset regarding the water flow transited from the Upper Soummam through Tazmalt were not available when this model was elaborated.

**i. Steady-state simulation**

The validation step was performed by successive adjustments of measured hydraulic conductivity values. Some values had been progressively decreased in order to obtain satisfactory calibration and a constant distributed Recharge Flux *IR* was introduced; it's about  $7.64 \cdot 10^{-10}$  m/s. Fig. 1a and 1b show the general agreement between simulated and observed heads in steady-state conditions.



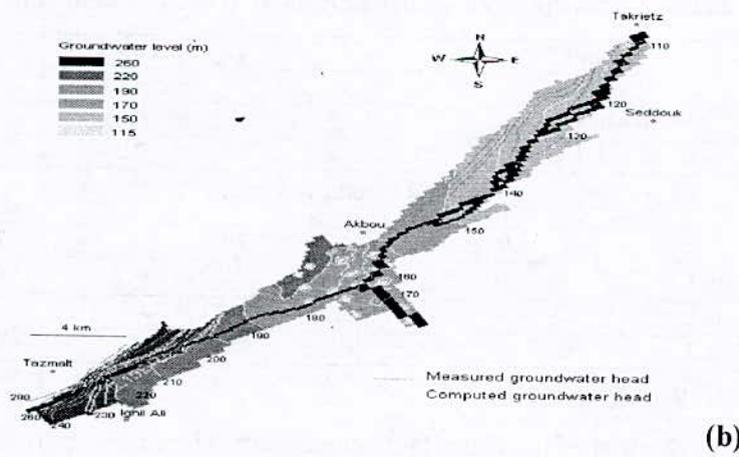
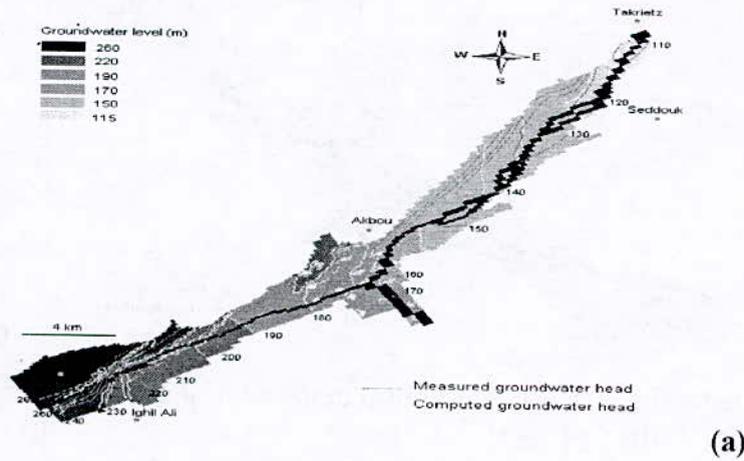
**Figure 1** Simulated groundwater head map of the alluvial aquifer for steady-state (a) April 1983. (b) September 1983.

**ii. Transient-state simulation**

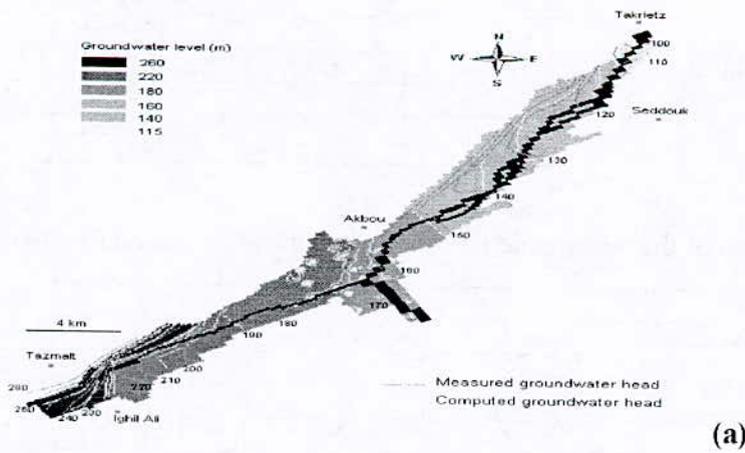
It's important to evaluate the water pumping forecasts depending from the groundwater production rate and to maintain low the aquifer drawdown as soon as possible. The main care is to respect the exploitation conditions prescribed by the aquifer local managers in order to satisfy the water supply, save the aquifer from an over-exploitation and also supervise the displacement of the toe of interface.

It was deduced three scenarios of the aquifer exploitation summarized in Tables 4, 5, and 6. It consisted in increasing progressively the water withdrawal rate in order to lead at a global visualisation of the seasonal variations of the water level elevations. 47 wells were implemented; each one permits an abstraction rate of 30 l/s. It was decided to modify systematically the specific yield values (Drainable porosity), showed in Table 3. The observed drawdown in some monitoring wells was all the same high and as well as twelve boreholes were drilled. Furthermore, the balance between drawdown and pumped rate is realised when successive adjustments of the initial hydraulic

conductivity values had been give once more. The base abstraction is about 0.95 Mm<sup>3</sup>/year, this rate of pumping became 1.1 Mm<sup>3</sup>/year to reach finally 1.6 Mm<sup>3</sup>/year.



**Figure 2:** Simulated groundwater head map in the alluvial aquifer (a) April 2015, case 1. (b) April 2015, case 3.



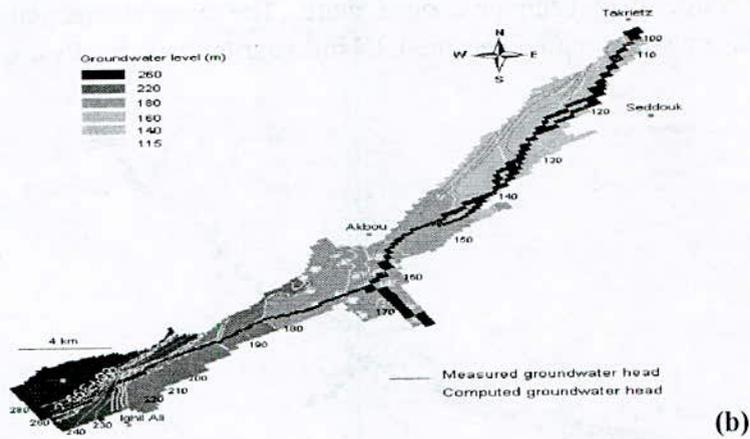


Figure 3. Simulated groundwater head map in the alluvial aquifer (a) September 2015, case 1. (b) September 2015, case 3.

Table 3 Specific yield values attributed to each system zones

| Zone     | Specific yield |
|----------|----------------|
| Tazmalt  | 0.10           |
| Akbou    | 0.25           |
| Takrietz | 0.20           |

Table 4 Scenario cases

|        | 1983 | 1998 | 2015 |
|--------|------|------|------|
| Case 1 | 30.0 | 30.0 | 45.0 |
| Case 2 | -    | 36.4 | 50.0 |
| Case 3 | -    | 40.0 | 52.0 |

\* The data values of  $Q$  are in  $l/s$ .

Table 5 Variation of the water table elevations in low water period (April)

|         |        | 1983  | 1998  | 2015  |
|---------|--------|-------|-------|-------|
| Akbou   | Case 1 | 174.8 | 160.6 | 150.1 |
|         | Case 2 | -     | 156.2 | 146.5 |
|         | Case 3 | -     | 153.7 | 145.1 |
| Seddouk | Case 1 | 128.9 | 124.3 | 123.7 |
|         | Case 2 | -     | 124.1 | 123.5 |
|         | Case 3 | -     | 123.9 | 123.4 |

\*The data are in N.G.F.

Table 6 Variation of the water table elevations in high water period (September)

|         |        | 1983  | 1998  | 2015  |
|---------|--------|-------|-------|-------|
| Akbou   | Case 1 | 174.8 | 164.8 | 154.4 |
|         | Case 2 | -     | 160.4 | 150.9 |
|         | Case 3 | -     | 157.9 | 149.5 |
| Seddouk | Case 1 | 126.1 | 125.6 | 125.0 |
|         | Case 2 | -     | 125.3 | 124.8 |
|         | Case 3 | -     | 125.2 | 124.7 |

\*The data are in N.G.F.

### 3. Results and discussion

There was a decline in the groundwater head reaching 20 m below sea level in northern boundary of the model domain where the aquifer presents mediocre hydrodynamic characteristics, as well as the groundwater withdrawal was about the double. Otherwise, in the southern part when the rate of pumping was about 1.6 Mm<sup>3</sup>/year during 32 years of exploitation, it was appeared that the groundwater head was declined by 15 m below the land surface corresponding to the medium-term predictions of scenario 3. The comparison between evolutions of groundwater levels is realised over two reference wells: Akbou and Seddouk.

At first well, there was a gradual decline of groundwater head over 32 years reaching a maximum of 30 m in the dry season and also 25 m in high water period. This can be explained by an increase of water needs in low water period which is corresponding to a minimum groundwater recharge. The second well undergoes a less fluctuation; it observes a decrease of groundwater head around of 5 m.

The simulation scenarios predict the forecast of groundwater level elevations under over-pumping cases with an alert if the system would be in groundwater recession phase. A sensitivity analysis was established with an extracted flow rate about 80 l/s (2.5 Mm<sup>3</sup>/year). Under current conditions, there was noted a mean decrease of 28 m and 36 m of the water levels observed respectively at Akbou and Seddouk wells.

It is reasonable to implement other hydraulic structures near at production wells. However, the conclusions provided from the lithological database of the horizons located around Tazmalt and Takrietz show that are characterised by low permeability coefficients, therefore, it is judicious to reduce the exploitation of the system at these right sides because well capacity is not interesting and also may be drilled as soon as the groundwater abstraction.

The aquifer budget of alluvial aquifer for steady-state is achieved when the sum of inflow is equivalent to the sum of outflow. Other objective is to identify the relationships between the aquifer and the river, to carry out a quantification of the exchange flux between them and to determine the direction of this exchange between the two systems.

Table 7 shows that the aquifer was recharged from the river with an outflow rate around 4.81 m<sup>3</sup>/s and inflow rate about 4.76 m<sup>3</sup>/s. In transient state, there was the inverse case where visibly the percolation process of the river forward the alluvial aquifer became more important, the water flux involved into the aquifer estimated at 37.22 m<sup>3</sup>/s was predominates. This can be due to an intensive withdrawal through the water tapping device evaluated at 1.45 Mm<sup>3</sup>/year. Nevertheless, the abstraction doesn't have any effect and the river continues to be recharged by the aquifer.

**Table 7** Water flux exchanged between the river and the aquifer

|                             | Steady state flow | Transient state flow |
|-----------------------------|-------------------|----------------------|
| Inflow (m <sup>3</sup> /s)  | 4.76              | 4.89                 |
| Outflow (m <sup>3</sup> /s) | 4.81              | 5.30                 |

#### 4. Conclusion

This simulation model has used predictive scenarios performed in transient state for the period of 1983-2015. It's appeared that exist a seasonal fluctuations of the piezometric surface I a low water conditions. However, the water inflow resulting from effective rainfall in wet season reduces more this variation.

Otherwise, there was greater difference between reference and simulated piezometric surfaces. After 30 years of aquifer exploitation, it was noted a water level decrease reaching 30 m.

This field study can be considered like an important step to elaborate a water resource management scheme and can be constituted also an orientation for effective water resource management.

#### Annexe

The alluvial aquifer balance of the Middle Soummam in April

| River cell             | Constant head | Horizontal flux | QR                   | Storage |       |               |
|------------------------|---------------|-----------------|----------------------|---------|-------|---------------|
| <b>Steady state</b>    |               |                 |                      |         |       |               |
| Inflow                 | 4.69          | 4.81            | 0                    | 0       |       |               |
| Outflow                | 4.74          | 4.76            | 0                    | 0       |       |               |
| Inflow-outflow         | -0.05         | 0.05            | 0                    | 0       |       |               |
| <b>Transient state</b> |               |                 |                      |         |       |               |
| Inflow                 | 4.81          | 5.30            | 0                    | 0       |       |               |
| Outflow                | 5.22          | 4.90            | 0                    | 0       |       |               |
| Inflow-outflow         | -0.41         | 0.40            | 0                    | 0       |       |               |
| <b>Aquifer cell</b>    |               |                 |                      |         |       |               |
|                        | Constant head | Horizontal flux | QR                   | Storage |       |               |
| <b>Steady state</b>    |               |                 |                      |         |       |               |
| Inflow                 | 0             | 4.76            | $5.08 \cdot 10^{-2}$ | 0       |       |               |
| Outflow                | 0             | 4.81            | 0                    | 0       |       |               |
| Inflow-outflow         | 0             | -0.05           | $5.08 \cdot 10^{-2}$ | 0       |       |               |
| <b>Transient state</b> |               |                 |                      |         |       |               |
| Inflow                 | 0             | 4.90            | $5.08 \cdot 10^{-2}$ | 0       |       |               |
| Outflow                | 0             | 5.30            | 0                    | 0       |       |               |
| Inflow-outflow         | 0             | -0.40           | $5.08 \cdot 10^{-2}$ | 0       |       |               |
| Modelised area         | Constant head | Draw-off        | QR                   | Storage | Total | Balance error |
| <b>Steady state</b>    |               |                 |                      |         |       |               |
| Inflow                 | 4.69          | 0               | $5.08 \cdot 10^{-2}$ | 0       | 4.74  | -             |
| Outflow                | 4.74          | 0               | 0                    | 0       | 4.74  | -             |
| Inflow-outflow         | -0.05         | 0               | $5.08 \cdot 10^{-2}$ | 0       | 0     | 3.19E-05      |
| <b>Transient state</b> |               |                 |                      |         |       |               |
| Inflow                 | 4.81          | 0               | $5.08 \cdot 10^{-2}$ | 3.02    | 7.88  | -             |
| Outflow                | 5.22          | 2.11            | 0                    | 0.55    | 7.88  | -             |
| Inflow-outflow         | -0.41         | -2.11           | $5.08 \cdot 10^{-2}$ | 2.47    | 0     | 1.29E-05      |

\* The water flux data are express in  $m^3/s$ . QR is the recharge flow attributed for each model cell.

## **References**

- Agence des Bassins Hydrographiques (ABH), 2001. Confrontation Ressources-Besoins dans le bassin de la Soummam (Mission III) Project report, Alger
- Bennabi, M. S. 1985. Contribution à l'étude hydrogéologique de la P.A de l'Oued Sahel-Soummam, 3rd Cycle Thesis, USM Grenoble
- Dahan, O. et al., 2004. Multi-variable mixing cell model as a calibration and validation tool for hydrogeologic groundwater modelling, Elsevier, Journal of Hydrology, 116-136
- Dassargues, A. 1995. Modèles mathématiques en Hydrogéologie, Tempus Programme: Water sciences and environment, Bucarest, Roumanie, 124 p.
- Gogu, R. C. Carabin, G. Hallet, V. Peters, V. Dassargues, A. 2001. GIS-based hydrogeological database and groundwater modelling, Hydrogeol J 9, 555-569
- Kinzelbach, W. Chiang, W. H. 1999. Processing Modflow, version 5.0
- Kovar, K. Hrkal, Z. 2003. Calibration and reliability in groundwater modelling: a few steps closer to reality. Model care 2002. IAHS
- Lerolle, Y. 1975. Alimentation en eau de Béjaia et sa zone industrielle : Modèle mathématique, Report N° 2, DEMRH, Alger
- Raoult, Y. 1999. La nappe de l'Albien dans le bassin de Paris : de nouvelles idées pour de vieilles eaux, PhD thesis, Université de Paris VI
- Vandenbohede, Lebbe, A. L. 2002. Numerical modelling and hydrochemical characterisation of a fresh-water lens in the Belgian coastal plain, Hydrogeol J 10 576-583

Faint header text at the top of the page, possibly including a title or page number.

First paragraph of faint text, starting with a capital letter.

Second paragraph of faint text, continuing the narrative or list.

Third paragraph of faint text, possibly containing a sub-section.

Fourth paragraph of faint text, continuing the main body.

Fifth paragraph of faint text, possibly concluding a section.

Sixth paragraph of faint text, continuing the main body.

Seventh paragraph of faint text, continuing the main body.

Eighth paragraph of faint text, continuing the main body.

Ninth paragraph of faint text, continuing the main body.

Tenth paragraph of faint text, continuing the main body.

Faint footer text at the bottom of the page.

## **ARTIFICIAL NEURAL NETWORKS FOR DEFINING THE WATER QUALITY DETERMINANTS OF GROUNDWATER ABSTRACTION IN COASTAL AQUIFER**

**C. LAMOUREUX<sup>(1)</sup>, A. HANI<sup>(2)</sup>, B. AOUN-SEBAITI<sup>(2)</sup>, S. LALLAHEM<sup>(3)</sup> et  
L. DJABRI<sup>(2)</sup>**

*(1) UFR des Sciences de la Terre, UMR Processus et Bilans des Domaines Sédimentaires, Bât. SN5,  
Université des Sciences et Technologies de Lille, 59655 Villeneuve d'Ascq Cedex, France.*

*[Christian.Lamouroux@univ-lille1.fr](mailto:Christian.Lamouroux@univ-lille1.fr)*

*(2) Laboratoire de Géologie. Université Badji Mokhtar de Annaba, BP 12, 23000 Annaba, Algérie.*

*(3) Laboratoire de Mécanique de Lille, UMR 8107. Ecole Polytechnique Universitaire de Lille. Av. Paul  
Langevin 59655 Villeneuve d'Ascq, France.*

### **Abstract**

Water sustainability in the in the lower Seybouse River basin, eastern Algeria, must recognize the importance of water quantity and quality integration. So, there is a need for a better knowledge and understanding of the water quality determinants of groundwater abstraction to meet the municipal and agricultural uses. In this paper, the artificial neural network (ANN) models were used to model and predict the relationship between groundwater abstraction and water quality determinants in the lower Seybouse River basin. The study area chosen is the lower Seybouse River basin and real data were collected from forty five wells for reference year 2006.

Results indicate that the feed-forward multilayer perceptron models with back-propagation are useful tools to define and prioritize the important water quality parameters of groundwater abstraction and use. The model evaluation shows that the correlation coefficients are more than 95% for training, verification and testing data. The model aims to link the water quantity and quality with the objective to strengthen the Integrated Water Resources Management approach. It assists water planners and managers to better assess the water quality parameters and progress towards the provision of appropriate quantities of water of suitable quality.

**Key words:** Seybouse River basin, water quality, water quantity, multilayer perceptron network.

### **1. Introduction**

Water resources available in the Northeast of Algeria are scarce, vulnerable and increasingly becoming major complicating factors in the socio-political problems of the region (Djabri *et al.*, 2003; Hani *et al.*, 2006). Considering the quantity and quality of water needed to satisfy the socio-economic development in the region, freshwater is the most binding constraint and presents a great challenge (Lamouroux and Hani, 2006). The challenge has been heightened, as problems with groundwater quality and quantity have multiplied and changed in response to fast growing population and the associated socio-economical development. Adequate supplies of good quality water are an essential element to maintain and enhance the welfare of the people and a major cause for deep concern for water planners and managers in the region.

To assist water planners and managers to gain adequate knowledge and understanding of the relationships between water quality and water quantity, there is a need to use a proper

methodology to define the effective water quality determinants influencing the attractiveness of groundwater users for municipal and agricultural purposes.

During the last decade, ANN modelling has been applied with success to various hydrological processes, such as rainfall-runoff modelling (Minns and Hall, 1996), rainfall forecasting (Lallahem and Mania, 2003a,b), water demand modelling (Liu *et al.*, 2003), water quality modelling (Rajurkar *et al.*, 2004; Riad *et al.*, 2004; Hani *et al.*, 2006), streamflow modelling (Coulibaly *et al.*, 2000; Change *et al.*, 2003), ground water problems (Lallahem *et al.*, 2004) and reservoir operation problems (Coulibaly *et al.*, 2000). Hornik *et al.* (1989) showed how ANNs could be applied to different problems in civil engineering, while Maier and Dandy (2000) reviewed several papers dealing with the use of neural network models for the prediction and forecasting of water resources variables. A comprehensive review of the application of ANNs to hydrology can also be found in the ASCE Task Committee report (ASCE, 2000a,b). Despite this seemingly pervasive application of ANN in hydrology, however, there has been none in S-Y-R prediction as far as the authors are aware.

A back-propagation feed-forward multilayer perceptron (MLP) with sigmoidal-type transfer functions is the most popular neural network architecture in use due to its high performance compared to the other networks (Lippmann, 1987; Riad *et al.*, 2004).

This paper introduces the back-propagation feed-forward MLP and other common types of ANN models for purposes of comparison. These types include Radial Basis Function (RBF), General Regression Neural Networks (GRNN) and Linear. Details about these ANN types can be found in the literature (Patterson, 1996).

The major objective of the study was to establish a modeling relationship between groundwater abstraction and water quality determinants, and characterize their priorities. This assists water managers and planners to undertake proper interventions with the view to advance towards the provision of appropriate quantities of water of suitable quality to users.

## **2. Methodology**

### **a. Study area and data description**

The studied area is situated in the extreme North Eastern of Algeria. The aquifer system is limited in the west by the Edough metamorphic complex (Fig. 1), in the south by Fetzara Lake and the eastern extension of the Cheffia Numidian mounts, in the north by the Mediterranean Sea and finally in the east by the Bouteldja Numidian massifs. The aquifer formation is composed of Mio-Pliocene and Quaternary sediments of Ben-M'Hidi and Ben-Ahmed trenches. The sediments are heterogeneous with numerous alternations of sandy clays, sands and gravels beds. Three main aquifers are distinguished (Lamouroux and Hani, 2006):

- A surface aquifer that extends over the whole plain of Annaba and flows through the surface silts;
- A gravel aquifer, which covers the entire study area and shows better hydraulic properties;
- A dune aquifer of the Bouteldja massif, which lies on the eastern limit of the whole aquifer system and is considered as a significant water reservoir.

The first two of these aquifers are separated by a semi-permeable and/or impermeable intermediate layer and, thus, constitute a single aquifer of two levels.

From piezometric maps at low-water table (October 2004), the following points arise:

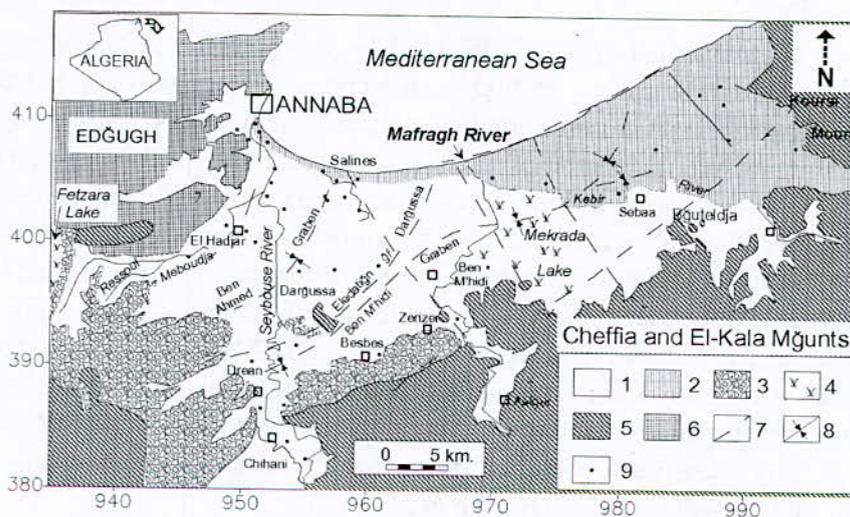
- The aquifer system, composed of the gravel and the surface aquifers, is marked by a north-south-trending flow showing an isopiezis depression around the confining field of the Salines sector. Easterly, piezometric observations show a continuous flow in both dune and gravel aquifers. The discharge is carried out by superficial flow and by groundwater flow towards the sea. The aquifer is supplied by rainfall and infiltration of the Oued Seybouse water further south in the Daroussa sector.

- The dune aquifer is characterized, on the one hand, by a north-directed flow towards the sea and, on the other hand, towards the gravel aquifer in the south. This water outflow is compensated by rainfall and surface water infiltration through the Numidian sandstone.

Water supply development in Annaba region is concerned with both the quantity and quality of water required to meet the needs of population. Water quality is currently undergoing a slow but a continual process of degradation of its chemical quality. The salinity is gradually increasing as a result of infiltration of saline water from underground strata to the sea. Besides, the chemical pollution of groundwater is expanding due to contamination from agricultural chemicals, industrial wastes, uncontrolled dumping of solid and liquid wastes and the pressure of urbanization. The chloride and nitrate concentrations of the water exceed the WHO standards in most of the area. Therefore, water has become unfit for agriculture and drinking in many areas.

The data of groundwater abstraction (GA) and water quality parameters were used to create the ANN model using the software package of STATISTICA Neural Networks Release 4.0 E. The data used are real data collected and compiled by the authors from the forty four wells as independent data sets (each case is independent) for the reference year 2001. The water quality parameters include: Nitrate ( $\text{NO}_3$ ), Chloride (Cl), Sodium (Na), Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Potassium (K), Nitrites ( $\text{NO}_2$ ), Sulfate ( $\text{SO}_4$ ), Hydrogen ion concentration (pH) and Bicarbonates ( $\text{HCO}_3$ ).

The variables representing water quality are considered as the possible input variables whilst the target output variable is the water abstraction (GA).



**Figure 1.** Geological sketch map of the plains of the Annaba-Bouteldja region: (1) recent and present alluvium; (2) dunes; (3) ancient alluvium; (4) lake or swamp; (5) Numidian

sandstone or clay; (6) metamorphic formation (micaschists, gneiss, marbles); (7) fault; (8) graben axis; (9) sampling points.

b. Criteria of evaluation

A variety of verification criteria that could be used for the evaluation and intercomparison of different models was proposed by the World Meteorological Organization (WMO, 1975). They fall into two groups: graphical indicators and numerical performance indicators. Of the several numerical indicators (WMO, 1975), suitable ones for the present study are chosen. These are the root-mean-square error (RMSE) and the  $R^2$  efficiency (Nash and Sutcliffe, 1970), given by

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

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_i - \hat{Q}_i)^2}{\sum_{i=1}^N (Q_i - \bar{Q})^2} \quad (2)$$

Where  $Q_i$  - is the observed water abstraction value;  $\hat{Q}_i$  - is the predicted water abstraction value ;  $\bar{Q}$  - is the mean value of  $Q_i$  values ;  $N$  - is the total number of data sets. The RMSE gives a quantitative indication for the network error. It measures the deviation of the predicted values from the corresponding observed values of target output which refers to the prediction accuracy. Besides, the RMSE was used to compare the performance of MLP with other common types of ANNs including RBF, GRNN and linear.  $R^2$  value is an indicator of how well the network fits the data and accounts for the variability with the variables specified in the network. Values of  $R^2$  above 90% refers to a very satisfactory model performance. Values range between 80-90% indicates unsatisfactory model (Lallahem and Mania, 2003a). The ideal value for RMSE is zero and for  $R^2$  is unity.

c. Creating the network

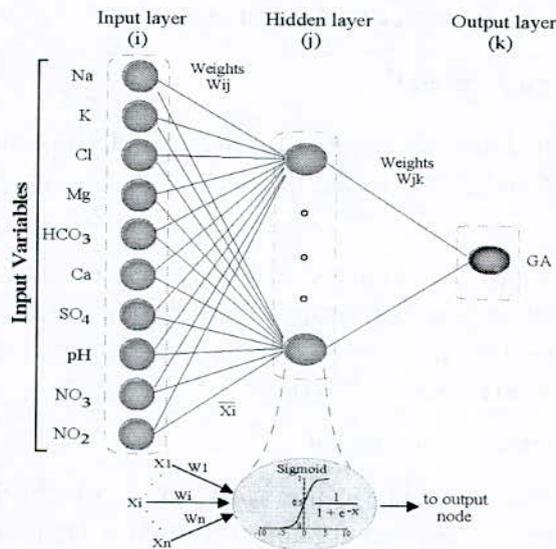
An ANN is a computational approach inspired by the human nervous system. Its data processing paradigm is made up of highly interconnected nodes (neurons) that map a complex input pattern with a corresponding output pattern. ANN is used to define the network topology as well as to simulate the learning, validation and testing phases without imposing any functional relationships between the independent and dependent variables. With this architecture, ANN methodology has proven to be a powerful mathematical model, which excels at function approximation and pattern recognition. Added to that, it is more robust and flexible than other type of mathematical models. The most popular neural network model is the Multilayer Perceptron (MLP). The MLP is a layered feed-forward network, which is typically trained with static Back Propagation (BP). It is simple, robust, and very powerful in pattern recognition, classification, and mapping. MLP is capable of approximating any measurable function from one finite-dimensional space to another within a desired degree of accuracy (Hornik *et al.*, 1989).

In this work, a feed-forward Multilayer Perceptron network with a back propagation algorithm was chosen as a model of the system. The network processes an input vector consisting of possible variables including NO<sub>3</sub>, Cl, Na, Ca, Mg, K, NO<sub>2</sub>, SO<sub>4</sub>, pH, HCO<sub>3</sub>.

This input vector generates an output vector which is GA. The MLP network can be represented by the following compact form:

$$GA = ANN[pH, SO_4, HCO_3, Cl, Na, Ca, Mg, K, NO_3, NO_2] \quad (3)$$

A schematic diagram of this network is given in Figure 2. It shows a typical feed-forward structure with signals flow from input nodes, forward through hidden nodes, eventually reaching the output node. The input layer is not really neural at all: these nodes simply serve to introduce the standardized values of the input variables to the neighbouring hidden layer without any transformation. The hidden and output layer nodes are each connected to all of the nodes in the preceding layer. However, the nodes in each layer are not connected to each other. A numeric weight is associated with each of the inter-node connections. Weight of  $W_{ij}$  represents the strength of connections of nodes between input and hidden layer while  $W_{jk}$  represents the strength of connections of nodes between hidden and output layers.



**Figure 2.** : Schematic diagram of a three-layer feed-forward neural network

Each hidden node ( $j$ ) receives signals from every input node ( $i$ ) which carries standardized values ( $\bar{X}_i$ ) of an input variable where various input variables have different measurement units and span different ranges.  $\bar{X}_i$  is expressed as:

$$\bar{X}_i = \frac{X_i - X_{\min}(i)}{X_{\max}(i) - X_{\min}(i)} \quad (4)$$

Each signal comes via a connection that has a weight ( $W_{ij}$ ). The net integral incoming signals to a receiving hidden node ( $Net_j$ ) is the weighted sum of the entering signals, ( $\bar{X}_i$ ), and the corresponding weights,  $W_{ij}$  plus a constant reflecting the node threshold value ( $TH_j$ ):

$$Net_j = \sum_{i=1}^n \bar{X}_i W_{ij} + TH_j \quad (5)$$

The net incoming signals of a hidden node ( $Net_j$ ) is transformed to an input ( $O_j$ ) from the hidden node by using a non-linear transfer function ( $f$ ) of sigmoid type, given by the following equation form:

$$O_j = f(Net_j) = \frac{1}{1 + e^{-Net_j}} \quad (6)$$

$O_j$  passes as a signal to the output node ( $k$ ). The net entering signals of an output node ( $Net_k$ )

$$Net_k = \sum_{j=1}^n O_j W_{jk} + TH_k \quad (7)$$

The net incoming signals of an output node ( $Net_k$ ) is transformed using the sigmoid type function to a standardized or scaled output ( $\bar{O}_k$ ) that is:

$$\bar{O}_k = f(Net_k) = \frac{1}{1 + e^{-Net_k}} \quad (8)$$

Then,  $\bar{O}_k$  is de-standardized to produce the target output:

$$O_k = \bar{O}_k (O_{\max}(k) - O_{\min}(k)) + O_{\min}(k) \quad (9)$$

Riad *et al.* (2004) explained that the sigmoid function should be continuous, differentiable and bounded from above and below in the range [0,1]. The graph of sigmoid function is shown in figure 2.

The calculated error between the observed actual value and the predicted value of the dependent variable is back-propagated through the network and the weights are adjusted. The cyclic process of feed forward and error back propagation are repeated until the verification error is minimal (Liu *et al.*, 2003).

#### d. Calibration and verification of the model

Due to the limited data sets available in this work, the cross verification was used as a stopping criteria to determine the optimal number of hidden layer nodes (Braddock *et al.*, 1997) whilst avoiding the risk of over training. Cross verification aims to train the network using one set of data, and to check performance against a verification set not used in training. This examines the ability of the network to generalize property by observing whether the verification error is reasonably low. The training will be stopped when the verification error starts to increase (Lallahem and Mania, 2003a,b; Lallahem *et al.*, 2004).

The database was divided into training, cross verification and testing. For the ANN models described in this paper, 44% of the available data was used for training, 28% was used for the verification and 28% to test the validity of network prediction.

#### e. Determination of the model inputs

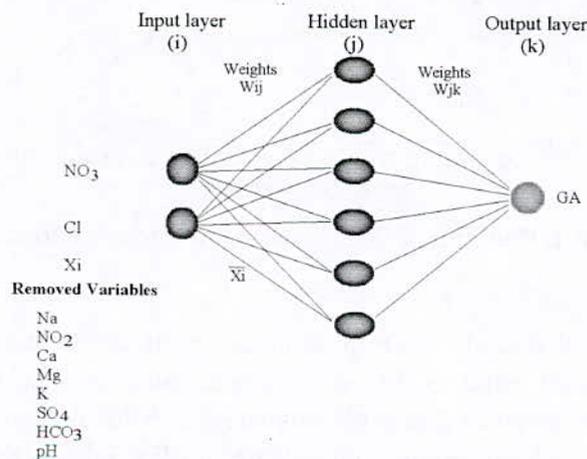
ANN models have the ability to determine which inputs are critical. They are useful mainly for complex problems where the number of potential inputs is large and where no a priori knowledge is available to determine appropriate inputs (Lachtermacher and Fuller, 1994).

In this work, a sensitivity analysis was carried out to identify the importance of the input variable. This indicated which variables are considered most useful to be retained by the ANN model. The ANN models also have the ability to prune out input variables with low sensitivity (i.e. that have no significant effect on the accuracy of the network). The sensitivity is presented by the Error, Ratio and Rank. The basic sensitivity figure is the Error. This indicates the performance of the network if that variable is “unavailable.” Important variables have a high error, indicating that the network performance deteriorates badly if they are not present. The Ratio reports the ratio between the Error and the Baseline Error (i.e. the error of the network if all variables are “available”). If the Ratio is one or lower, then making the variable “unavailable” either has no effect on the performance of the network, or actually enhances it. The Rank simply lists the variables in order of importance (i.e. order of descending Error).

### 3. Results and discussion

The types of networks considered are: MLP (3 and 4 layers), RBF, GRNN, and linear. During the analysis, 796 networks were tested. The best optimal ANN model found is MLP (3 layers) with 6 hidden nodes (Figure 3) and a minimal error of 0.2996616 compared with the other types of ANN networks (Table 1 and Figure 4). The model has very good performance in verification with regression ratio (S.D. ratio) of 0.050050 and the correlation coefficient is higher than 96% for training, verification and testing (Table 2) which shows an excellent agreement between the actual observed and predicted water abstraction. In addition, it plots separate lines for the RMS error on the training and verification sub-sets of the independent cases at the end of the last iterative training run. The graph indicates that the range of RMS error of independent cases for both training and verification is small.

Sensitivity analysis in neural networks is usually done for two purposes: to investigate the effect the input has on the outputs and to determine whether any insignificant inputs can be ignored. In this study, it is found that chloride and nitrate are the most important and effective factors influencing the attractiveness of groundwater users (Table 3). The ANN model removed eight input variables due to their low sensitivity which are Sodium, Calcium, Magnesium, Potassium, Nitrite, Sulfate, pH, and Bicarbonates.



**Figure 3.** Network Illustration (three Layers) MLP

**Table 1.** RMS Error in various neural networks

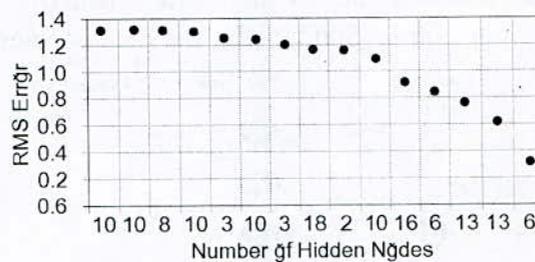
| Network Type   | RMS Error |
|----------------|-----------|
| GRNN           | 3.456777  |
| RBF            | 3.102345  |
| Linear         | 2.267788  |
| MLP (4 layers) | 1.208767  |
| MLP (3 layers) | 0.2996616 |

**Table 2.** Regression statistical parameters for the target output (GA)

|             | Tr. GA           | Ve. GA           | Te. GA           |
|-------------|------------------|------------------|------------------|
| Data Mean   | 5.244670         | 4.202            | 2.8261           |
| Data S.D.   | 9.045404         | 3.544146         | 2.7150           |
| Error Mean  | 0.302903         | -0.3051          | 1.15001          |
| Error S.D.  | 2.420605         | 0.1709027        | 4.240480         |
| Abs E. Mean | 1.454028         | 0.2800907        | 2.330411         |
|             | 2.357            | <b>0.3125517</b> | 4.003            |
| RMS Error   | 0.2706061        | <b>0.050050</b>  | 1.601929         |
| S.D. Ratio  | <b>0.9608013</b> | <b>0.9990906</b> | <b>0.9841807</b> |
| Correlation |                  |                  |                  |

**Table 3.** Sensitivity analysis of independent input variables

| Phase        | Result | NO <sub>3</sub> | Cl   |
|--------------|--------|-----------------|------|
| Training     | Rank   | 2               | 1    |
|              | Error  | 8.08            | 9.23 |
|              | Ratio  | 3.43            | 3.92 |
| Verification | Rank   | 1               | 2    |
|              | Error  | 6.71            | 2.55 |
|              | Ratio  | 21.48           | 8.16 |



**Figure 4.** RMS Error versus number of hidden nodes

#### 4. Conclusions

The major objective of the study was to establish a modeling relationship between groundwater abstraction and water quality determinants, and characterize their priorities. To this end, the results obtained in this study indicate that MLP network proved to be the best ANN structure to model and predict the quantity-quality relationship of groundwater abstraction and use in the Annaba region. Besides, the effective water quality parameters

were defined and prioritized. Thus, the ANN models can be recommended for independent data sets in water sciences.

This study comes as the first attempt in applying ANN models to assist water planners and managers in the Annaba region to better understand the water quality determinants influencing the attractiveness of groundwater users. The selection and prioritization of effective water quality parameters indicate that this model is a useful tool to devise priority interventions, optimizing the limited available financial resources, towards to provision of appropriate quantities of water of suitable quality.

The model also, strengthens the Integrated Water Resources Management approach through addressing groundwater the parameter of nitrate stresses the need to remove nitrate from groundwater using appropriate techniques. The Chloride parameter demonstrates the need for desalination of brackish and sea waters.

### **Acknowledgement**

This work has been financially supported by MATE 137 Biotechnology 125 and 05 HCU 003 Tassili French Algerian Programs.

### **References**

- ASCE Task Committee (2000a): Artificial neural networks in hydrology-I: preliminary concepts. *Journal of Hydrologic Engineering*, American Society of Civil Engineers 5(2): 115-123.
- ASCE Task Committee. (2000b): Artificial neural networks in hydrology-II: hydrologic applications. *Journal of Hydrologic Engineering*, American Society of Civil Engineers 5(2): 124-137.
- Braddock, R.D., Kremmer, M.L. and Sanzogni, L. (1997): Feedforward artificial neural network model for forecasting rainfall run-off. *Proceedings of the International congress on modelling and simulation (Modsim)*. The Modeling and simulation society of Australia Inc., Hobart, Australia, 1653-1658.
- Change, L.C., Change, F.J. and Chiange, Y.M. (2003): A two-step-ahead recurrent neural network for stream-flow forecasting. *Hydrol. Proc.* 18: 81-92.
- Coulibaly, P., Anctil, F., Bobée, B. (2000): Daily reservoir inflow forecasting using artificial neural networks with stopped training approach. *J. Hydrology* 230: 244-257.
- Djabri, L., Hani, A., Laouar, R., Mania, J., Mudry, J. and Louhi, A. (2003): Potential pollution of groundwater in the valley of the Seybouse River, north-eastern Algeria. *Environmental Geology*, 44, 6: 738-744.
- Hani, A., Lallahem, S., Mania, J. and Djabri, L. (2006): On the use of finite-difference and Neural network models to evaluate the impact of underground water overexploitation. *Hydrol. Process.* 20 : 4381-4390.
- Hornik, K., Stinchcombe, L., White, H.(1989): Multilayer feedforward networks are universal approximators. *Neural Netw.* 2: 359-366.
- Lallahem, S. and Mania, J. (2003a): A nonlinear Rainfall-Runoff Model using Neural Network Technique: Example in Fractured Porous Media. *Math. And Comp. Model.* 37: 1047-1061.

- Lallahem, S. & Mania, J. (2003b): Evaluation and forecasting of daily groundwater outflow in a small chalky watershed. *Hydrol. Process.* 17: 1561-1577.
- Lallahem, S. Mania, J., Hani, A., and Najjar, Y. (2004): On the use of neural networks to evaluate groundwater levels in fractured media. *Journal of hydrology*, 738-744.
- Lachtermacher, G. and Fuller, J.D. (1994): Backpropagation in hydrological time series forecasting. In: Hipel, K.W., McLeod, A.I., Panu, U.S. and Singh, V.P. (Eds), *Stochastic and Statistical Methods in Hydrology and Environmental engineering*. Kluwer Academic, Dordrecht.
- Lamouroux, C. and Hani, A. (2006): Identification of groundwater flow paths in complex systems aquifer. *Hydrol. Process.* 20: 2971-2987.
- Lippmann, R.P. (1987): An introduction to computing with neural nets. *IEEE ASSP Magazine* April: 4-22.
- Liu, J., Savenije, H.H.G., and Xu, J. (2003): Forecast of water demand in Weinan City in China using WDF-ANN model. *Phys. and Chemist. of the Earth* 28: 219-224.
- Maier, H.R. and Dandy, G.C. (2000): Neural networks for the prediction and forecasting of water resources variables: a review of modelling issues and applications. *Environ. Model. & softw.* 15: 101-124.
- Minns, A.W. and Hall, M.J. (1996): Artificial Neural Networks as rainfall-runoff models. *Hydrol. Sci.* 41 (3): 399-417.
- Nash, J.E. and Sutcliffe, J.V. (1970): River flow forecasting through conceptual models. Part 1. A discussion of principles. *J. Hydrology*, 10: 282-290.
- Patterson, D. (1996): *Artificial Neural Networks*. Singapore: Prentice Hall.
- Rajurkar, M.P., Kothyari, U.C. and Chaude U.C. (2004): Modeling of the daily rainfall runoff relationship with artificial neural network. *J. Hydrol.* 285: 96-113.
- Riad, S., Mania, J., Bouchaou, L. and Najjar, Y. (2004): Predicting catchment flow in a semi-arid region via an artificial neural network technique. *Hydrol. Process.* 18: 2387-2393.
- World Meteorological Organisation, (1975): Inter-comparison of conceptual models used in operational hydrological forecasting, W.M.O., Technical series. *Water Resour. Res.*, 27(9): 2415-2450.

## **PLUIES INTENSES ET CRUES ECLAIRES D'ETE DANS LA REGION DE SOUK-AHRAS, Algérie**

### **SUMMER HIGH INTENSITY STORMS AND FLASH FLOODS IN THE SOUK-AHRAS REGION, ALGERIA**

**E. MECHENTEL<sup>1</sup>, H. ABIDA<sup>2</sup> ET Y. DJEBBAR<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> *Centre Universitaire de Souk-Ahras, Souk-Ahras, Algérie; [Ydjebbar@yahoo.com](mailto:Ydjebbar@yahoo.com)*

<sup>2</sup> *Université de Sfax, Sfax, Tunisie [Habib\\_Abida@yahoo.fr](mailto:Habib_Abida@yahoo.fr)*

#### **Résumé**

Le changement climatique des dernières années a produit dans la région de Souk-Ahras des pluies plus fréquentes pendant l'été qui ont les mêmes caractéristiques des pluies convectives. Elles ont des durées courtes et des intensités élevées. Dans la région de Souk-Ahras, le dimensionnement des systèmes hydrauliques est basé sur les pluies d'hiver caractérisées par une pluie d'intensité moyenne et de longue durée qui est moins critique que les orages convectifs d'été. En effet, les temps de concentration des bassins versants urbains de la ville sont de l'ordre de 15 à 20 minutes. En plus, due au manque d'entretien et au prolongement de la période de sécheresse de l'été, le dépôt de sédiments a réduit la capacité d'évacuation du réseau d'assainissement. Les crues éclairées induites des orages convectifs de l'été produisent des inondations dans la ville de Souk-Ahras et le réseau d'assainissement présente des signes d'inaptitude pour y faire face. Notre étude s'appuie sur des données météorologiques issues des enregistrements de la station pluviométrique de la ville de Souk-Ahras pour modéliser le ruissellement en utilisant le modèle de l'USEPA : SWMM.

Cette communication présente les résultats de l'analyse des pluies convectives de l'été et propose une approche pour modéliser les crues éclairées résultantes.

**Mots Clés :** Crues éclairées, changement climatique, pluie convective, inondation, temps de réponse, courbes intensité durée fréquence.

#### **Abstract**

Climatic changes over the last decades resulted in more intense and frequent rains at the end of summer which exhibit convective storm patterns. The latter have high intensity during short period of times. In the Souk-Ahras region, the design of hydraulic systems is based on long duration medium intensity winter rains which are less critical than summer convective events. As a matter of fact, times of concentration of the watersheds in the region are usually between 15 and 20 minutes. Furthermore, the lack of maintenance and sediment deposition during the long period of summer results in reducing the carrying capacities of sewers. Flash floods resulting from convective storms produce flooding in the city where the collection system presents signs of insufficient capacity. Our study is based on data from the city weather station used in modeling runoff by the USEPA SWMM model.

This conference paper presents the preliminary results of the analysis on the convective storms characterisation as well as the simulation of runoff using the SWMM model.

**Keywords:** flash flood, climatic change, convective storm, flooding, time of concentration, Intensity Duration Frequency curves.

## **Introduction**

Les crues éclair ont constitué sans doute le risque naturel le plus destructeur dans le Bassin méditerranéen au cours de la dernière décennie. Malgré la menace qu'elles représentent et les nombreuses questions qu'elles suscitent, elles n'ont cependant pas fait l'objet par le passé d'études systématiques. L'état des connaissances est actuellement loin d'être à la hauteur ni des enjeux exposés aux crues éclair, ni des ambitions désormais affichées par les pouvoirs publics en matière de prévention (Obeid et Zen, 2004). Or la connaissance doit se fonder sur l'observation attentive et la multiplication des expériences. C'est donc avec un esprit de collectionneur que nous avons abordé cette recherche, avide de tirer le meilleur profit scientifique des événements auxquels la nature nous soumet.

De nombreuses inondations pluviales ont été signalées presque partout en Algérie déclanchant des études et des travaux de protection contre les inondations au niveau national. Or, l'Algérie souffre du manque d'études statistiques sur la base desquelles les mesures structurelles et non structurelles de protection sont dimensionnées. L'ensemble de ces observations interroge les pratiques courantes d'estimation de probabilités de débits de pointes de crues essentiellement basées sur l'ajustement de lois de probabilité paramétriques théoriques sur des échantillons de données relativement restreints. Cette approche conduit généralement à des estimations de débits de pointes de crues de périodes de retour situées entre 50 et 100 ans inférieures aux débits de pointes des crues éclair de plus en plus courantes (Andrieu et al., 2004, Khoualdia et al., 2008).

Les dix dernières années ont connu une augmentation de la pluviométrie pendant l'été. Khoualdia et al, (2008) attribuent cette augmentation aux changements climatiques. L'impact de l'augmentation de pluie s'est vu accentué par le changement des variables physiques et hydrologiques locales tel que l'imperméabilisation des sols, la construction des barrages, la déforestation, etc.

Les pluies les plus sévères relativement au réseau d'assainissement sont ceux de l'été. Parmi ces dernières, les précipitations convectives sont mises en cause dans les précipitations exceptionnelles à l'origine des crues éclair. Leurs impacts sont très sérieux, à savoir:

1. inondation et perte de propriété
2. fermeture et dérangement de la circulation
3. perte des vies humaines (deux mort durant l'évènement du 22/08/2002)
4. débordement des eaux usées sur les routes engendrant un risque élevé pour la santé.

Les impacts de ces orages se trouvent aggravés par l'ensemble de facteurs suivants (Djebbar et Chabi, 2005):

1. Mauvaise maintenance du réseau d'assainissement
2. Dépôt de matière solide formant une croûte dure et diminue la surface utile d'écoulement des conduites
3. Sol en croûte presque imperméables
4. Urbanisation non contrôlée

Le but de cette étude est d'analyser des orages de type convectif dans la région de Souk-Ahras ainsi que la modélisation de la production du ruissellement.

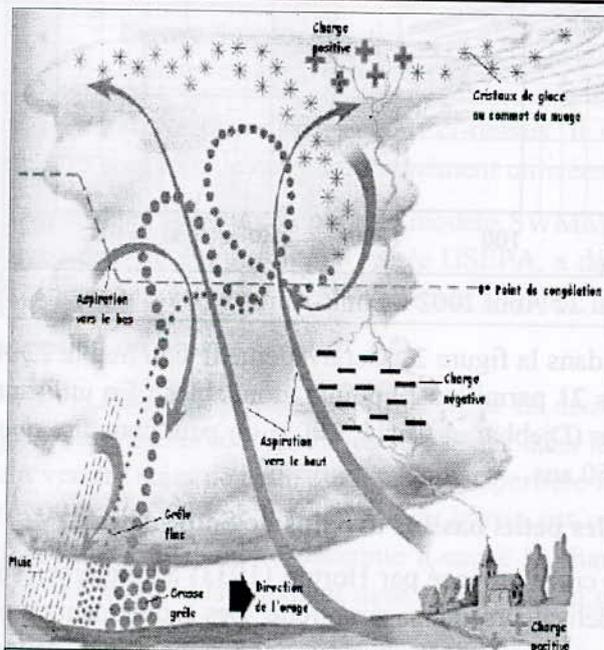
### Les systèmes de précipitation convectifs

Les systèmes convectifs se retrouvent lorsque deux masses d'air de températures différentes entre en contact, et plus particulièrement lorsque une masse d'air froid recouvre un sol plus chaud ou lorsque les basses couches sont suffisamment chauffées par les radiations solaires (Berne, 2002). Le profil de la température va évoluer en augmentant son gradient et en tendant vers la zone de l'instabilité atmosphérique. Il y aura alors instabilité et apparition de cellules de convection. L'air humide et chaud va monter, se détendre et se refroidir. Lorsque le point de rosée est atteint, il se forme un nuage (cumulus) et si l'ascendance est suffisante, on pourra atteindre une altitude suffisante pour déclencher les précipitations. Le niveau élémentaire d'un système convectif est la cellule orageuse ou cellule convective, dont l'échelle spatiale caractéristique est de l'ordre de quelques dizaines de kilomètres et d'une durée de vie de l'ordre d'une heure (Tableau 1).

Il existe d'autres types de systèmes convectifs mais qui sont hors de la portée de cette étude (Tableau 1, Berne, 2002).

**Tableau 1:** Echelles spatiales et temporelles caractéristiques des précipitations convectives (Berne, 2002)

| Echelle                  | Synoptique        | Grande méso-échelle               | Petite méso-échelle               | Cellule  |
|--------------------------|-------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------|
| Surface, km <sup>2</sup> | ≥ 10 <sup>4</sup> | 10 <sup>3</sup> à 10 <sup>4</sup> | 10 <sup>2</sup> à 10 <sup>3</sup> | 10 à 30  |
| Durée de vie             | ≥ 1 j             | ≥ 1 hr                            | ≥ 1 hr                            | ≤ 30 min |
| Intensité, mm/hr         | ~ 0.5             | ~ 4                               | ~ 8                               | 10 à 100 |



**Figure 1 :** Orage au stade de la maturité (F. Decker. http)

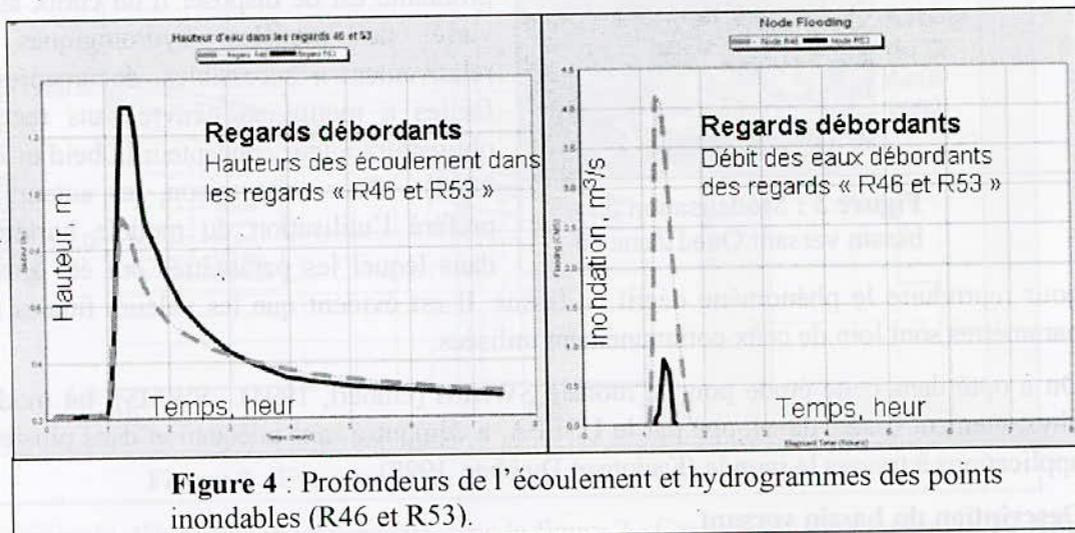
Les pluies convectives correspondent à la plupart des précipitations des régions équatoriales ; on les rencontre également dans les zones de climat tempéré sous forme d'orages d'été. On les rencontre aussi, de plus en plus, dans la région méditerranéenne en fin d'été. Dans cette période, la mer réchauffée constitue le réservoir énergétique de la convection.

En été de gros orages présentant de fortes intensités durant une période n'excédant pas, généralement, les 30 minutes sont observées dans la région de Souk-Ahras. Les ruissellements consécutifs sont spectaculaires par leurs débits et leurs rapidités. Vu la nature topographique de la région, ces

ruissellements provoquent des inondations ponctuelles. Les services de l'hydraulique de la ville en y énumèrent 29 points "inondables". Ce type de précipitation s'est accentué dans la dernière décennie après la construction de deux barrages près de Souk-Ahras, Ain Dalia en 1985 et Benouir en 1987 (Khoualdia et al., 2008). Ces surfaces d'eau, combinées avec des

Le manque des mesures des débits de ruissellement nous a contraint à chercher d'autres alternatives pour le calage du modèle. Le problème de manque des données est ressenti à l'échelle nationale, où on observe un très grand retard. On rencontre souvent des problèmes liés à la qualité, le type, le support, les outils de collecte, les outils d'analyse, et l'accès à ces données. En plus, la collecte des données prend beaucoup de temps et nécessite des ressources financières importantes. Les responsables du secteur de l'eau doivent y mettre beaucoup d'effort et l'utilisation des nouvelles techniques et technologies, tels que la régionalisation, les satellites, etc. qui peuvent accélérer le rattrapage est incontournable. En attendant, beaucoup de décisions doivent être prises. Par conséquent, d'autres méthodes doivent être utilisées pour contourner cet inconvénient sans trop altérer la qualité des décisions.

La priorité de la ville de Souk-Ahras réside dans la résolution des problèmes des inondations qui sont bien répertoriés. Puisque l'inondation est distribuée sur plusieurs points du réseau, leurs reproductions par le modèle lui confèrent, à notre jugement, une crédibilité acceptable. En effet, le modèle calé arrive à bien reproduire toutes les inondations du bassin versant de Oued Zana. Figure 4 est une illustration des résultats de simulation de SWMM. Par la suite, le modèle calé est utilisé pour évaluer des solutions alternatives.



**Figure 4** : Profondeurs de l'écoulement et hydrogrammes des points inondables (R46 et R53).

### Conclusion

Cette étude porte sur les précipitations intenses de la fin d'été dans la région de Souk-Ahras produisant des crues éclairées ayant un potentiel dévastateur. L'étude de la précipitation et du ruissellement a permis de tirer les conclusions suivantes :

1. Il y a un manque des données hydrauliques telles que les mesures des précipitations et des ruissellements ce qui nécessite une attention particulière de la part des responsables du secteur de l'eau pour rattraper ce manque.
2. Les précipitations de l'été observées à Souk-Ahras constituent le problème majeur du réseau d'assainissement plus que ceux de l'hiver. Ces précipitations sont de type convectif et elles sont accentuées par les surfaces d'eau des barrages construits dans les années 80 qui fournissent l'humidité pendant le mois d'Août.

3. Le modèle SWMM arrive à bien simuler les crues éclaires résultants des pluies d'été. Ce modèle peut être utilisé pour l'analyse des réseaux d'assainissement similaires à ceux de Souk-Ahras.

### Références

- [1.] Andrieu H., Browne O., et Laplace D. 2004. "Les crues en zone urbaine : des crues éclairs ? " La Houille Blanche, N° 2, pp: 89-95.
- [2.] BEVEN K.J., KIRKBY M., 1979. "A physically based, variable contributing area model of basin hydrology". Hydrologic Science Bulletin, N° 24(1), pp: 43-69.
- [3.] Berne A., 2002. "Précipitation méditerranéennes intenses en milieu urbain : interprétation physique et analyse statistique de mesures à fines échelles spatio-temporelle, impact de la variabilité spatiale sur la réponse de bassins versants". Thèse de Doctorat, Université Grenoble I – Joseph Fourier.
- [4.] Dunne T. et Black R., 1970. "Partial area contributing to storm runoff in a small New England watershed". Water Resources Research, N° 6(5), pp: 1296-1311.
- [5.] Farquharson, F.A.K., Meigh, J.R. et Sutcliffe, J.V., 1992. "Regional flood frequency analysis in arid and semi-arid areas". Journal of Hydrology, N° 138 pp: 487-501.
- [6.] Gaurre E., 2003. "Eléments d'analyse sur les Crues Eclair ". Mémoire de Doctorat (PhD) en Sciences de l'eau, Université du Québec.
- [7.] Houze, R. A. J., 1993. "Cloud Dynamics". Academic Press, San Diego, California.
- [8.] Huber, W.C. et Dickenson, R.E. 1992 "Storm Water Management Model, Version 4: User's Manual." Environmental Research Laboratory Office of Research and Development, U.S. EDA, Athens, Georgia.
- [9.] Kadota P. et Djebbar Y. "Simulating Infiltration and Inflow in Sewer Systems using SWMM RUNOFF"
- [10.] Obeid C. et Zin I., 2004. "TOPMODEL : principes de fonctionnement et application". La Houille Blanche, N° 1, pp: 65-77.
- [11.] Peugeot, C., Esteves, M., Rajot, N., Vandervaere, J.L. et Galle, S., 1997. "Runoff generation processes: results and analysis of field data collected at a central supersite of the Hapex-Sahel experiment". Journal of Hydrology, N° 188, pp: 179-202.
- [12.] Roux, F. 1991. "Les Orages". Editions Payot, Paris.
- [13.] Robichaud, A. J. et Austin G. L., 1988. "On the modelling of warm orographic rain by seeder-feeder mechanism". Quaternary Journal of the Royal Meteorological Society, N° 114, pp : 967-988.



**HYDROCHIMIE DES EAUX SOUTERRAINES DE LA VALLEE  
DE LA BASSE SOUMMAM – BEJAIA**

**HYDROCHEMISTRY OF GROUND WATER OF THE VALLEY  
OF LOW SOUMMAM - BEJAIA**

**SAOU Abdelhamid<sup>1</sup> & MAZA Mustapha<sup>1</sup> & SEIDEL Jean Luc<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> *Laboratoire de recherche en hydraulique appliquée et environnement - Université de Bejaia*

<sup>2</sup> *UMR HydroSciences, Univ. Montpellier II, France*

*saouhamid@yahoo.fr*

**Résumé**

La vallée de la basse Soummam est une région à vocation agricole, industrielle et touristique. La surexploitation des nappes phréatiques par la multiplication des forages, très vulnérables à la pollution et surtout avec des conditions climatiques défavorables, a engendré un phénomène de forte minéralisation voire l'apparition des polluants. Cette vallée correspond à une large dépression alluvionnaire. Son remplissage se fait par les matériaux de drainage et d'apports essentiellement représentés par des argiles, limons, graviers et galets.

La campagne d'échantillonnages a été effectuée sur une trentaine de points d'eau représentés par des forages.

L'établissement de la carte piézométrique et la composition chimique des eaux ont montré d'une part l'existence d'une intrusion marine et d'autre part une forte minéralisation.

**Mots clés :** Basse Soummam - minéralisation – eaux souterraines – Nappe phréatique

**Abstract**

The valley of low Soummam is a region with agricultural, industrial and tourist vocation. The overexploitation of groundwaters by the multiplication of bore-holes, very vulnerable to pollution and especially with unfavorable climatic conditions, induces an increase of mineralization or even pollutants occurrence. This valley corresponds to a broad alluvial depression filled by draining materials principally represented by loam, alluvium, gravels and pebbles.

The sampling campaign was performed on around thirty bore-holes.

The realization of the piezometric map and the water chemistry shows on one hand the existence of a marine intrusion and on the other hand a strong mineralization.

**Key words:** Low Soummam - mineralization - ground water - Tablecloth

**Introduction**

La Vallée de la basse Soummam est une région à vocation agricole, industrielle et touristique. La surexploitation des nappes par la multiplication des forages, très vulnérables à la pollution et surtout avec des conditions climatiques défavorables (périodes de sécheresse) ont engendré un phénomène de forte minéralisation voire l'apparition de polluants dans la nappe.

La région étudiée fait partie du bassin versant de l'oued SOUMMAM. Elle couvre une superficie de 709 km<sup>2</sup> et est traversée d'Ouest en Est par l'oued Soummam décrivant une

série de méandres d'autant plus accentués que l'on se rapproche de l'embouchure. La longueur totale développée du lit entre Sidi Aich et l'embouchure est de 60 km.

Cette vallée correspond à une large dépression alluvionnaire. Son remplissage se fait par des matériaux de drainage et d'apports essentiellement représentés par des argiles, des limons, des graviers et des galets. Les alluvions ont été déposées par l'oued sur un substratum d'âge miocène et pliocène.

## 2. Situation géographique et Hydrographique

Notre zone d'étude, située entre Sidi Aich à El Kseur, fait partie du bassin versant de la basse Soummam. La région est occupée par une population riveraine avec une densité de 1792 habitants (?) à Sidi-Aich, de 308 à El Kseur, de 308 à Ilmaten et de 707 à Timzrit. Bien que l'agriculture et l'élevage occupent une place importante dans la vie des riverains, les installations industrielles demeurent à ce jour très denses dans cette région. On note un climat de type semi-aride avec une pluviométrie relativement élevée, entre 600 et 900mm, avec des températures en été qui oscillent entre 24°C et 28°C. Cette pluviométrie relativement importante alimente la nappe phréatique et les eaux superficielles de la région.

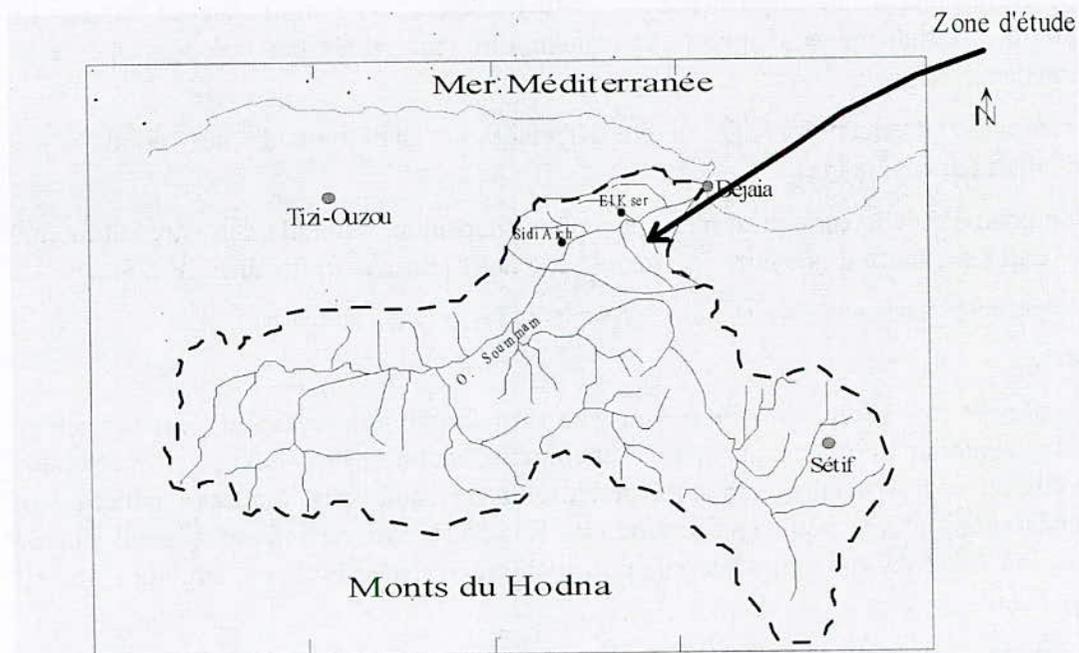


Fig 01 : SITUATION GEOGRAPHIQUE ET HYDROGRAPHIQUE

## 3. Situation hydrogéologique

Les formations aquifères de la zone étudiée sont constituées de sables, graviers, galets et limons. Les limons, peu épais en surface dans la partie amont (région de Sidi Aich), prennent de plus en plus d'importance au détriment des éléments grossiers et au fur et à mesure que l'on se rapproche de l'embouchure (50 à 60m d'épaisseur). Les éléments grossiers sont essentiellement calcaires et gréseux. Leur épaisseur maximum est de 40m. Au centre, les alluvions sont constituées de galets, graviers et sables avec des intercalations argileuses. L'alimentation ou la recharge (?) de la nappe alluviale de la basse Soummam se fait en grande partie par les précipitations. La pluviométrie moyenne annuelle est de 980

mm. La superficie totale est de 709 km<sup>2</sup> (de Sidi Aich à la mer). La nappe est alimentée par des eaux provenant de la haute Soummam et de ses affluents.

#### 4. Matériels et méthodes

En vue de comprendre le mode de fonctionnement de la nappe et le phénomène de minéralisation des eaux, nous avons fait appel aux outils suivants :

- Contrôle du sens de l'écoulement par le biais de la piézométrie.
- Suivi de la chimie des eaux, conductivité électrique, salinité, oxygène dissous, TDS ainsi que les éléments chimiques suivants : Ca, Mg, Na, K, Cl, SO<sub>4</sub>, HCO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>.

La campagne d'échantillonnage a été effectuée sur une trentaine de points d'eau représentés par des forages dont les coupes géologiques ainsi que le positionnement sont connus.

Enfin, nous avons procédé à la description de l'aquifère et à l'établissement d'une carte piézométrique, accompagnée de celles des éléments chimiques mesurés.

#### 5. Résultats et discussions

##### a. Hydrogéologie et piézométrie

L'alimentation de la nappe alluviale de la basse Soummam se fait en grande partie par les précipitations. La pluviométrie moyenne annuelle est de 980 mm. La superficie totale est de 709 km<sup>2</sup> (de Sidi Aich à la mer).

La nappe est alimentée par des eaux provenant de la haute Soummam et de ses affluents. Les lignes équipotentielles (figure 2) traduisent une alimentation en eau d'un aquifère inférieur (intrusion marine)

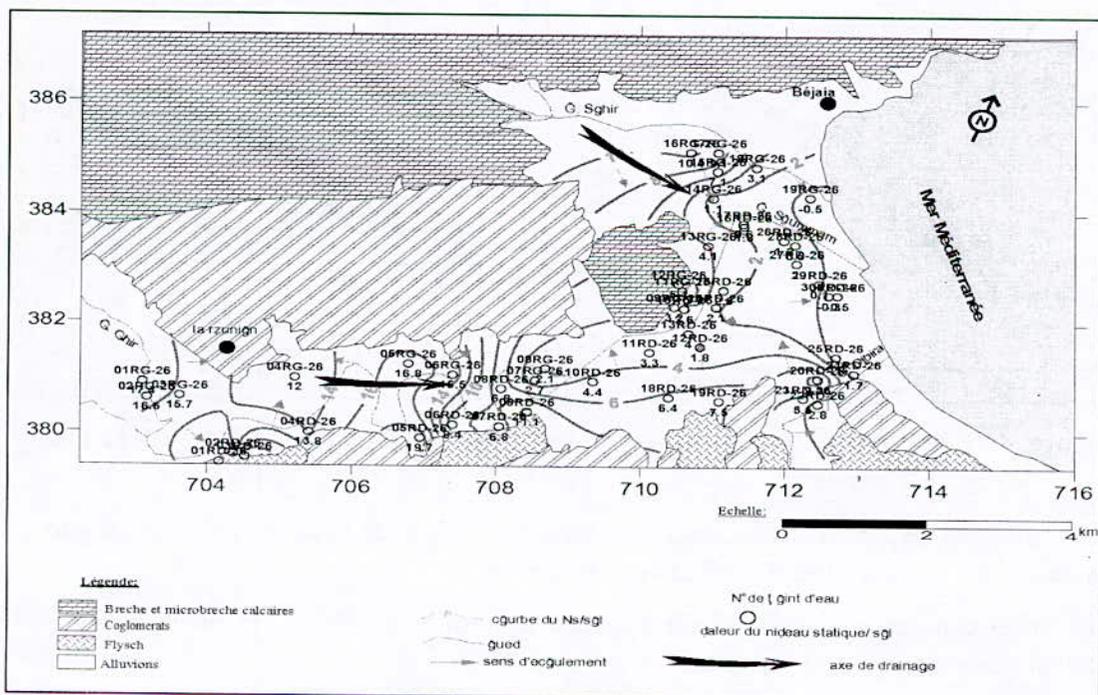


Figure. 2 : Carte piézométrique

b. Hydrochimie :

L'analyse chimique des échantillons prélevés permet de classer les eaux de la vallée de la basse Soummam selon un faciès chimique chloruré et sulfaté calcique et magnésien (figure 3).

i. *La minéralisation*

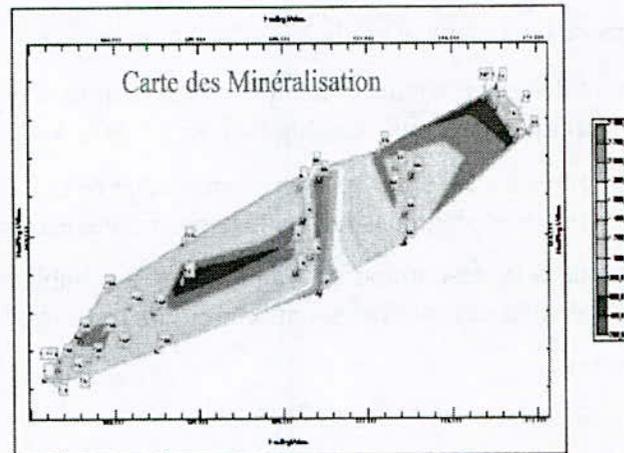


Figure 3 : Carte de la minéralisation

Les échantillons prélevés présentent une minéralisation globale autour d'une moyenne de 1080 mg /l avec quelques valeurs dépassant la norme admissible. Ces fortes valeurs ont été enregistrées au niveau des forages situés dans la plaine d'Ilmaten.

ii. *La conductivité et le résidu sec*

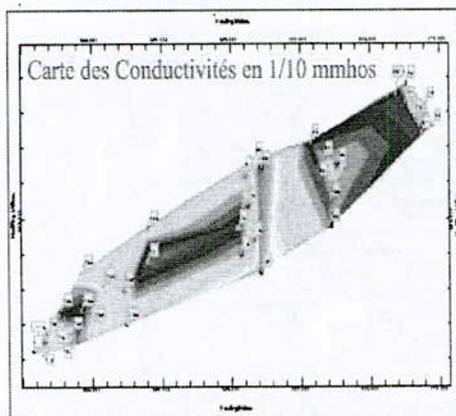


Figure 4 : Carte de conductivité en 1/10mmhos

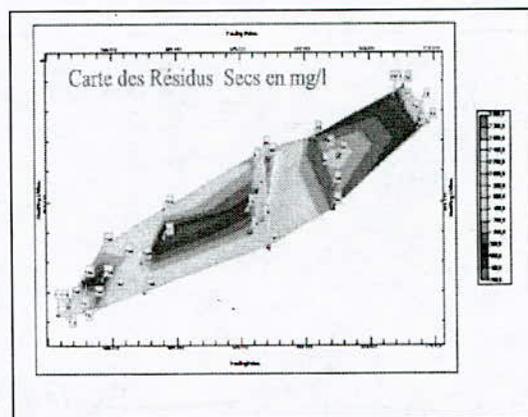


Figure 5 : Carte des résidus secs en mg/l

Les variations de conductivités observées suite à l'analyse de la carte ci-dessus montre une variation des valeurs entre 0.8 mS/cm et 3.9 mS /cm.

Les fortes conductivités observées (dépassant la norme de 2800 $\mu$ s/cm) dans la zone d'Il-Matent peuvent être expliquées par :

- L'infiltration des eaux des affluents gauches de la Soummam.
- L'évaporation lorsque la surface piézométrique est proche de la surface du sol où la nappe est libre.

- Localisation des points situés à proximité des zones de rejets d'eaux usées.
- Les engrais utilisés par les agriculteurs.
- La contamination par l'eau de mer.

Le résidu sec varie de 355 à 2995 mg /l avec une moyenne de 1236mg/l. L'analyse de la carte fait ressortir trois zones (figure 5) :

- Une zone de faibles valeurs au centre ;
- Une zone de faibles valeurs en aval vers El Kseur, au centre et en amont après Sidi-Aich.
- Une zone de fortes valeurs dans la rive gauche de l'oued (forages 55 ; 150 ; 141 et 49)

Les fortes teneurs en résidu sec mesurées peuvent avoir comme origine les formations géologiques existantes.

### iii. Les sulfates et les nitrates

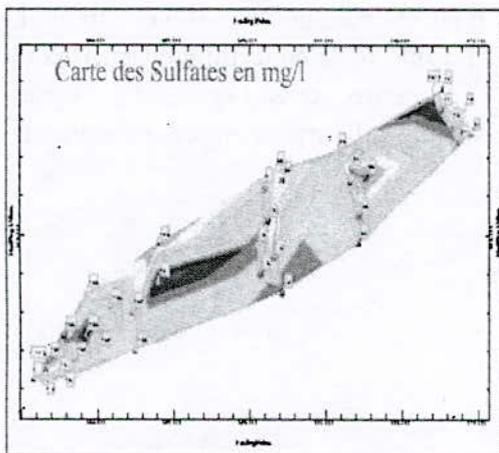


Figure 6 : Carte des sulfates en mg/l

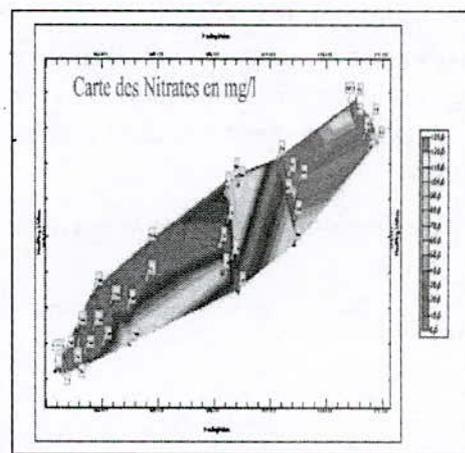


Figure 7 : Carte des nitrates en mg/l

La concentration en sulfates des eaux naturelles est très variable. Dans les terrains ne contenant pas une proportion élevée de sulfates minéraux, elle peut atteindre 30 à 50 mg /l, mais ces concentrations peuvent être largement dépassées dans les zones contenant du gypse ou lorsque le temps de contact avec la roche est élevé. Les concentrations en sulfates présentées sur la carte (figure 6) varient entre 67 et 580 mg/l, avec quelques valeurs supérieures à la norme (400 mg/l). Cet enrichissement est dû aux rejets d'une part et aux affleurements de filons gypsifères sur la rive gauche de l'oued d'autre part.

Les teneurs en nitrates varient entre 0 et 124 mg/l. Cependant des concentrations élevées dépassant la norme (50 mg/l) ont été observées dans les forages 55, 165, 47, 22, 30, 33, 35 et 36. Elles sont dues au développement de l'activité agricole (fertilisation à partir d'engrais azotés, de fumiers ainsi qu'à l'excès de matières organiques en décomposition).

Il est à signaler que les nitrates sont très solubles et facilement entraînés en profondeur par les eaux d'infiltration.

iv. Les bicarbonates

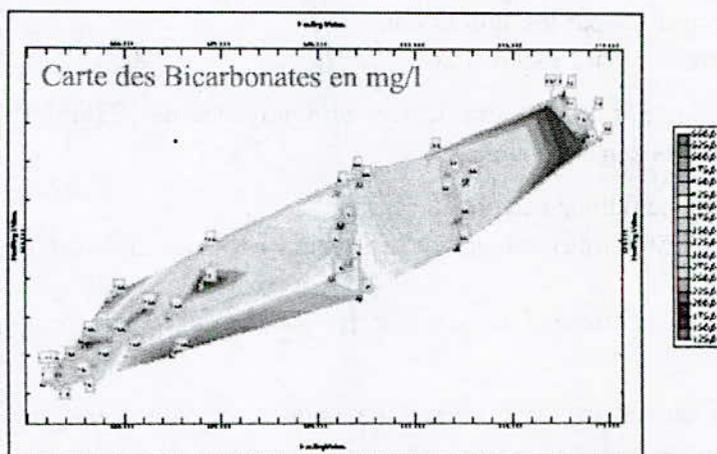
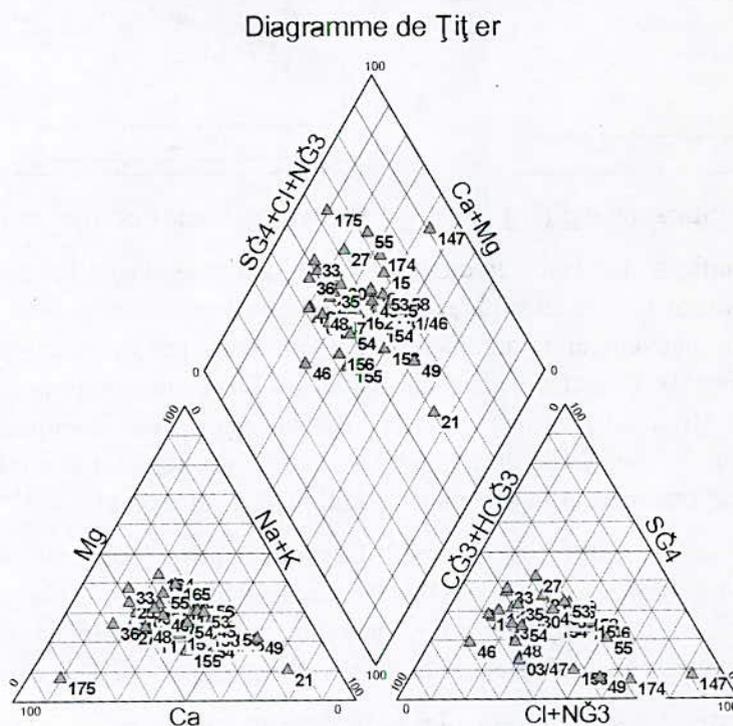


Figure 8 : Carte des bicarbonates en mg/l

Les échantillons analysés ont une concentration en ion  $\text{HCO}_3^-$  variant entre 140 et 549 mg/l. L'analyse de la carte (figure 8) montre une zone ayant une forte concentration en  $\text{HCO}_3^-$ , (rive droite de la Soummam) vers la partie avale de notre zone d'étude. Ces fortes concentrations peuvent être dues à la dissolution du calcaire affleurant de part et d'autre de la vallée.

v. Classification des eaux de la basse Soummam:



Classification des eaux de la basse Soummam

Conclusion

Les eaux de la basse Soummam montrent un faciès chimique chloruré, sulfaté, calcique et magnésien. En effet, différents points d'eau analysés de la basse Soummam montrent une

forte minéralisation. Les concentrations moyennes en cations sont de 180 mg/l pour le calcium, 7 mg/l pour le potassium, 67,3 mg/l pour le magnésium et de 157mg/l pour le sodium. Quant aux anions, les concentrations moyennes sont de 339 mg/l pour les bicarbonates, 267 mg/l pour les chlorures, 336 mg/l pour les sulfates et de 18 mg/l pour les nitrates.

L'origine de la minéralisation est liée à plusieurs phénomènes notamment la diffusion du CO<sub>2</sub> dans le système ouvert de la nappe, la dissolution des minéraux silicatés des roches qui composent l'aquifère, la minéralisation de la matière organique qui libère des nitrates NO<sub>3</sub> et l'enrichissement des précipitations en sels par le couvert végétal.

Nous avons pu mettre en évidence l'existence d'une intrusion marine d'une part (pollution marine) qui est essentiellement due à la surexploitation de la nappe alluviale de la basse Soummam et d'autre part à l'existence d'une pollution d'origines diverses (rejets domestiques et industriels ainsi que l'activité agricole).

### **Bibliographie**

- Barbier J. et Piantone P., 2001 :** Résidus de procédés thermiques - élaboration d'un référentiel. B. R. G. M./RP-50888-FR.
- Brouyere S., 2001 :** Evaluation des paramètres hydro dispersifs par la réalisation et l'interprétation d'essais de traçage in situ. Thèses de doctorat, Uni Liège France 640 pp
- Clinkx C., 1973 :** Etude hydrogéologique de la nappe alluviale de la basse Soummam (Sidi Aich – Bejaia) dossier étude
- Djabri L., 1996 :** Mécanismes de la pollution et vulnérabilité des eaux de seybouse. Origines géologiques, industrielles, agricoles et urbaines. Thèse de Doctorat d'état. Université de Annaba 261 pages.
- Hani A et al., 2000. :** Etude de l'intrusion marine par modèle hydro dispersif. Cas de l'aquifère dunaire de Bouteldja (N.E algerien) ESRA S3 pp 47 – 50
- Ichalene M et Lacene H., 2005 :** Contribution à l'évaluation du potentiel hydrique de la basse Soummam. Mémoire Ingénieur d'état université A. Mira Bejaia
- Laurent De Windt, 2007 :** Modélisation en géochimie des eaux Concepts et applications en environnement. Techniques de l'Ingénieur
- Menzies M. : 9 January 2007,** Integration of geology, geophysics and geochemistr A key to understanding the North China Craton, sciencesdirect.
- A. Hatira<sup>1</sup>, L. Baccar<sup>2</sup>, M. Grira<sup>3</sup> et T. Gallali<sup>1</sup>, 30 mars 2006 :** Analyse de sensibilité du système Oasien et mesures de sauvegarde de l'Oasis de METOUIA -Tunisie. Sciences de l'eau
- Veli-Pekka Salonen, Kirsti Korkka-Niemi, 20 March 2007:** Influence of parent sediments on the concentration of heavy metals in urban and suburban soils in Turku, Finland sciencesdirect

Faint, illegible text at the top of the page, possibly a header or introductory paragraph.

Second block of faint, illegible text, continuing the document's content.

Third block of faint, illegible text, with a small dark mark or smudge near the center.

Fourth block of faint, illegible text, appearing as a distinct paragraph.

Fifth block of faint, illegible text, continuing the narrative or list.

Sixth block of faint, illegible text, showing some structural elements like a list or table.

Seventh block of faint, illegible text, possibly a concluding paragraph.

Eighth block of faint, illegible text, near the bottom of the page.

Ninth block of faint, illegible text at the very bottom of the page.

## **HYDROCHIMIE D'UN AQUIFERE DE SURFACE DANS LA REGION DE MATEUR, NORD- EST DE LA TUNISIE**

### **HYDROCHEMISTRY OF A SHALLOW AQUIFER FROM MATEUR AREA, NORTH-EASTERN TUNISIA**

**Hanen SAHLI\*, Feyda SRARFI\*\*, N. SLIM-SHIMI\*\*\* et Saïd TLIG\***

*\*Département de Géologie, Unité de Recherche de Géophysique Appliquée aux Minerais et aux Matériaux (URGAMM).*

*\*\*Département de Géologie, Laboratoire de Géochimie-Minéralogie, Faculté des Sciences de Tunis, Campus Universitaire, Le Belvédère, 1060 Tunis*

*\*\*\*Département de Géologie ; Faculté des Sciences de Gfsa ; Université de Gafsa*

*L'auteur correspondant : Hanen Sahli : e-mail : [hasahli@yahoo.fr](mailto:hasahli@yahoo.fr)*

*Saïd TLIG: [saidtlig@yahoo.fr](mailto:saidtlig@yahoo.fr)*

*Fayda Srarfi : [srarfi@yahoo.fr](mailto:srarfi@yahoo.fr)*

#### **Résumé**

Au nord-est de la Tunisie, des dépôts alluviaux du Quaternaire de Mateur reposent sur des calcaires karstifiés du Campanien-Maastrichien. Ces dépôts forment l'un des systèmes aquifères multicouches les plus importants de la région. On y identifie une nappe phréatique alluviale et une profonde dans les calcaires. Les eaux sont étudiées à l'aide de leur pH, composition en éléments majeurs et en métaux lourds. La salinité varie de 0,7 à 4,8 g/l, et marque un gradient croissant d'amont en aval, où l'augmentation de la charge saline semble résulter de la dissolution d'évaporites qui fournit des sulfates et des chlorures. Le calcium gagné en surplus par l'eau peut provenir soit de la dissolution du gypse, soit de la décalcification de roches carbonatées. Les métaux lourds migrent peu et leur fixation par les argiles des sols à forte capacité d'échange cationique joue le rôle d'une barrière protectrice des réservoirs aquifères en profondeur.

**Mots clefs :** nappe phréatique, piézométrie, faciès chimique, salinité, dissolution.

#### **Abstract**

The study area located in north-eastern Tunisia is a flat-lying and subsiding basin filled by alluvial deposits of the Quaternary. A multilayered aquifer system is identified in the basin, which comprises a water table in the uppermost alluvial series, communicates with a deep-seated aquifer located in karstified limestones of the Upper Cretaceous. Water samples collected were studied for pH, major elemental and heavy metal compositions. All over the basin, the salinity of phreatic waters shows a clear up- to downstream gradational increase from 0.7 to 4.8 g/l. The saline residue, mostly chlorides, sulphates and sodium are thought to emanate by dissolution of evaporites; whereas, calcium is conveyed by either dissolved gypsum or by decalcification processes in carbonate massives. In turn, due to their elevated cation exchange capacities, clays in soils are erected as the chemical barrier against heavy metals migration in deep-seated aquifers.

#### **1. Introduction**

Le système aquifère de Mateur, situé au Sud-Est du bassin de l'Ichkeul, est logé dans des alluvions du Quaternaire et dans des calcaires du Crétacé. Il constitue l'une des principales réserves hydriques du Nord-Est de la Tunisie, destinée en priorité à la

consommation urbaine et domestique; néanmoins, l'écoulement souterrain naturel de ces nappes assure également une alimentation partielle des marécages de garaet Ichkeul et contribue par conséquent à l'équilibre et à la sauvegarde de la réserve naturelle du Parc National de l'Ichkeul.

La pollution des eaux de surface et souterraine par les sels inorganiques, principalement les chlorures et les sulfates, semble une conséquence directe de l'évaporation, de la dissolution des minéraux existant dans l'eau et de l'interaction entre eau et phases minérales dans les roches réservoir.

Ce travail présente la situation hydrogéologique et la qualité chimique des eaux de la nappe phréatique de Mateur. Seront abordées en particulier les incidences de la dissolution des sels en amont sur le renouvellement des réserves et sur la qualité des eaux.

## **2. Cadre géologique**

La plaine de Mateur étendue sur 250 Km<sup>2</sup>, est limitée à l'Est par le jebel Messeftine et au Nord par le jebel Ichkeul limitrophe au garaet Ichkeul. La région est caractérisée par un climat sub-humide avec deux saisons et une température moyenne annuelle de 18,2°C. L'écart de l'évapotranspiration potentielle d'Espinar indique un bilan hydrique excédentaire pour la période d'octobre à avril, mais un déficit hydrique marqué pour le reste de l'année.

Les aménagements hydrauliques (barrages de Sejnène, de Ghézala, de Joumine et de Tine) sont destinés au stockage d'eau de consommation mais également à une prévention de l'inondation lors de crues. Trois nouveaux barrages sont aussi programmés afin de contrôler environ 70% des eaux de ruissellement du bassin de l'Ichkeul (ANPE, 1995).

Les affleurements dans le secteur d'étude sont principalement du Trias dominé par du gypse, des dolomies et des grès phylliteux (Burolet, 1951) ; il peut contenir des blocs de halite (Soussi, 2000). Le massif de l'Ichkeul est formé de calcaire métamorphique et de grès durs, d'une formation calcaro-dolomitique et de dolomies saccharoïdes du Jurassique. Deux barres calcaires du Crétacé supérieur, séparées par un intervalle marneux (Burolet, 1951 ; Kujawski, 1969 ; Crampon, 1973 ; Melki, 1997) constituent les deux collines de Mateur et de Ras el Ain (**Figure 1**), formant un potentiel réservoir important dans la région. La formation el Haria (Maastrichtien supérieur-Paléocène) est coiffée par ensemble plus argileux (Burolet, 1951 ; Kujawski, 1969 ; Crampon, 1973). L'Eocène varie de faciès (Kujawski, 1969 ; Crampon, 1971) englobant les calcaires de la Formation Bou-Dabbous, les marnes de la Formation Souar, des calcaires gréseux et des argiles sableuses. Le Miocène discordant est formé par des marnes et du grès riche en gypse suivis par une succession d'argiles, de sables et de grès glauconieux. Le Quaternaire associe plusieurs faciès. A la base, le Villafranchien englobe des limons carbonatés, des sables et des argiles rouges (Melki, 1997). Le Quaternaire ancien exhibe des paléosols, des terrasses et des glacis qui encadrent la plaine de Mateur à l'Est, au Sud-est et au Sud ; ces formations entaillées par de nombreux oueds. Des limons, des conglomérats et des graviers sont les dépôts les plus récents.

L'effondrement du bassin miocène (Ennabli, 1967) aux alentours de l'Ichkeul, a donné naissance à la zone subsidente de garaet Ichkeul. Dans la plaine, les deux collines de Mateur et de Ras el Ain sont orientées nord-sud avec des pendages variant de 10 à 30° au NE.

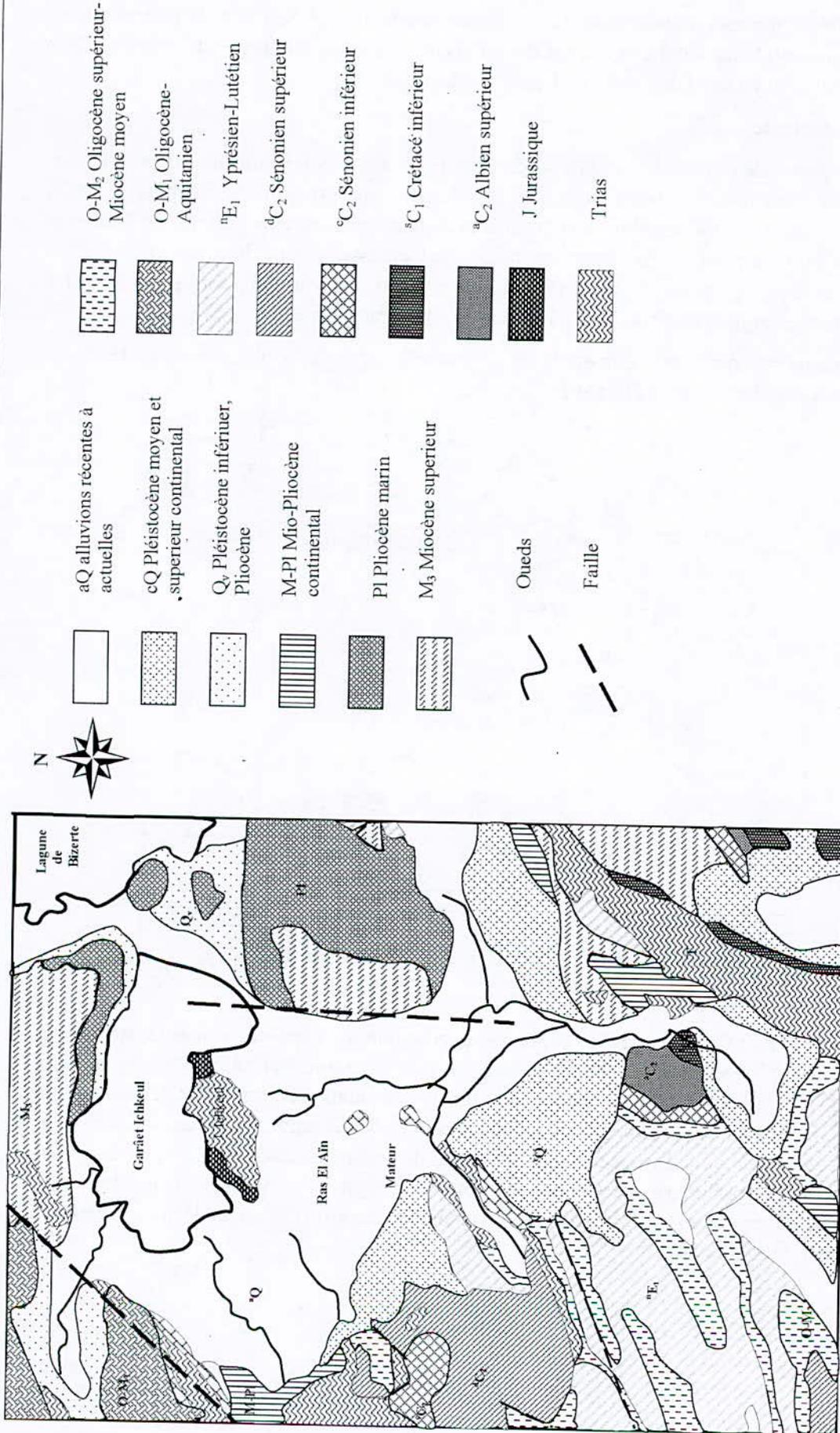


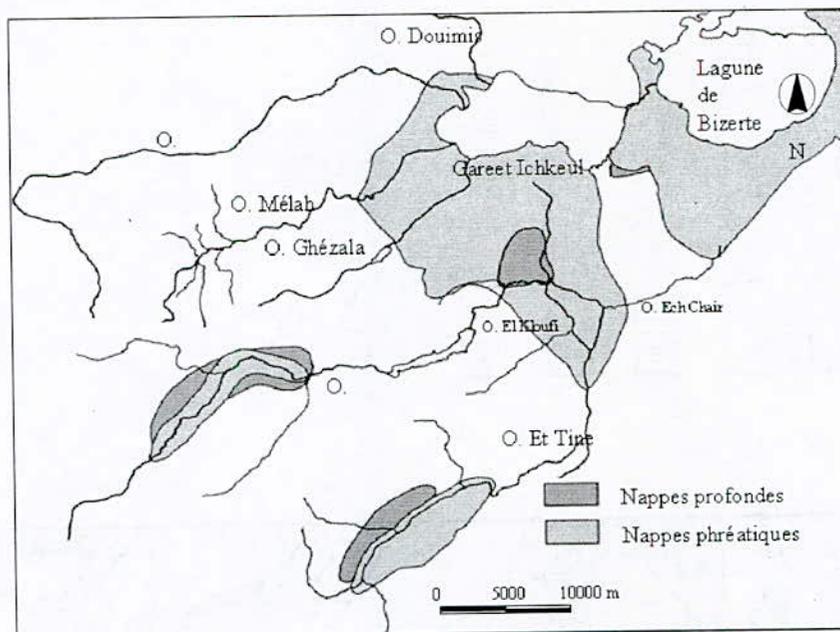
Figure 1: Esquisse géologique du secteur étudié

Deux failles majeures parcourent la région : l'une de direction N-S, affecte le piémont ouest du Messéfinien (Dlala, 1995), et l'autre est un accident à tracé complexe de direction NE-SW apparaissant au nord de Garaet Ichkeul (Crampon, 1971).

### 3. Hydrogéologie

La nappe profonde dite campanienne, logée dans les calcaires du Campanien-Maastrichtien forme avec deux nappes alluviales locales, un système aquifère complexe (Ennabli, 1967 ; Rekaya, 1988). En effet, les alluvions grossières au pourtour des deux collines de Mateur et de Ras el Ain, sont en contact avec les calcaires. L'épaississement du remplissage se fait d'amont en aval en direction Sud-Nord. Le substratum est variable, formé au Sud et à l'Ouest, par les argiles du Trias, et à l'Est, par du Miocène salifère.

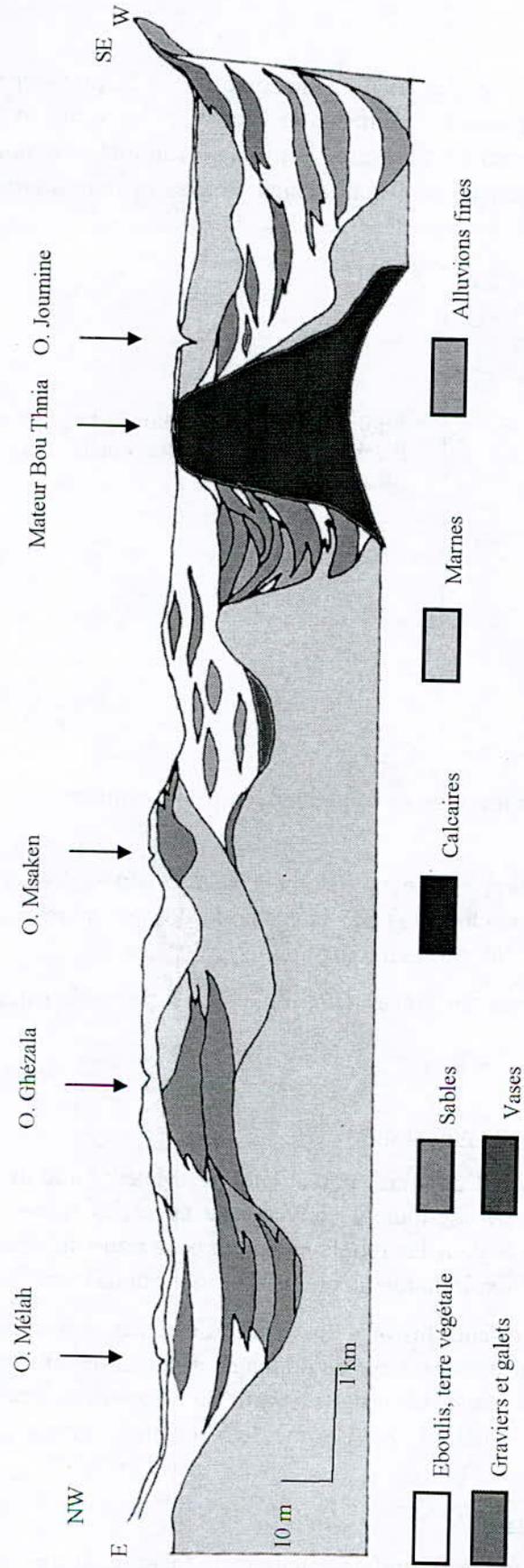
Nous nous intéressons dans cette étude au système de nappe alluviale recouvrant la région de Mateur et de Ras el Ain (**Figure 2**).



**Figure 2** : Situation des nappes phréatiques et profondes

#### a. Nappes alluviales

La nappe du Quaternaire et de Ras el Ain est décrite comme *nappe alluviale* (Jmail et Fraj, 1981). Elle est logée dans des couches sableuses plus ou moins perméables à intercalations d'argiles. Ce sont des dépôts du Quaternaire formés de galets, de graviers et de sables, sous forme de lentilles (David, 1963) situées dans les cônes de déjection de l'oued Joumine. Une section transversale établie à partir des sondages de reconnaissance dans la plaine, reflète des dispositifs lenticulaires de sables, de galets et de graviers encaissés dans des argiles (**Figure 3**). D'amont en aval, lorsque la capacité de transport des oueds décroît, la fraction fine devient prédominant.



**Figure 3** : Coupe géologique synthétique dans le bassin

## b. Matériel et méthodes

Une campagne d'échantillonnage des eaux en mai 2003, a été conduite sur 22 puits représentatifs de la nappe phréatique répartis entre les zones d'alimentation amont, et les zones exploitées et d'exutoire en aval (Figure 4). Sur le terrain sont mesurés le pH, la salinité et la température de l'eau. Au laboratoire sont analysés les anions et cations majeurs et les métaux lourds (Zn, Pb, Cu,...).

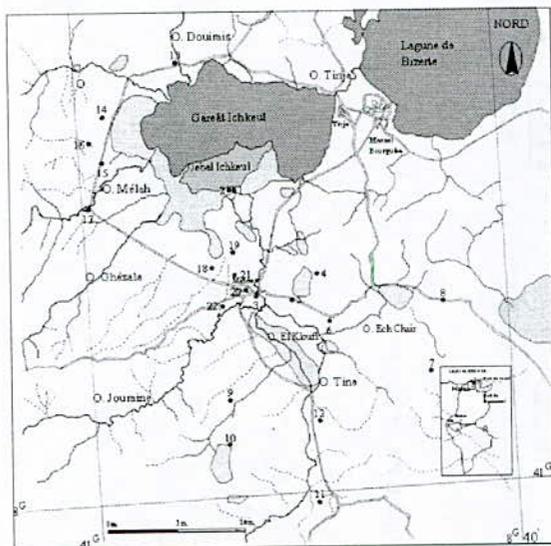


Figure 4: Localisation des points d'échantillonnage et des oueds dans le bassin étudié

Les paramètres physico-chimiques, sont mesurés in situ au moyen d'appareillages de terrain (pH-mètre WTW, salinomètre WTW).

Au laboratoire sont analysés les cations majeurs habituels ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  et  $\text{K}^+$ ) par spectrométrie d'absorption atomique, les chlorures par la méthode dosage en retour au nitrate d'argent, les sulfates par gravimétrie, et l'alcalinité par titrimétrie.

Sur les mêmes échantillons, les métaux en traces (Pb, Zn, Cu,...) sont déterminés par les techniques ICP-AES.

## 4. Résultats Et Discussion

### a. Piézométrie et alimentation de la nappe phréatique

La carte piézométrique (Figure 5) de l'aquifère phréatique de Mateur traduit des zones d'alimentation et de drainage. La nappe est radiale convergente avec des lignes de courant convergentes. L'écoulement prend source dans les reliefs en amont et se poursuit vers l'aval. Les axes d'écoulement sont influencés par l'exploitation aux lieux de fortes concentrations de puits.

Deux axes de drainage secondaires présents le long des cours d'eau des oueds Ech Chair et Kloufi, rejoignent l'oued Joumine pour former un axe de drainage principal de direction NW-SE. Les courbes isopièzes indiquent une alimentation partielle à partir du Miocène du jebel Messfine. En effet, une faille Sud-Nord limite ce jebel à l'Ouest et met le Miocène au contact de la nappe alluviale de Mateur.

### b. Interaction substrat-qualité des eaux

Trois faciès chimiques sont reconnus : un faciès sulfaté-calcique, un faciès chloruré-sodique et un faciès mixte (Figure 6).

**i. Paramètres physico-chimiques :** les eaux de la nappe de Mateur sont caractérisées par une température variant de 14,3°C à 21,9°C. Le pH se situe dans la marge 6,5 - 8,1 et la salinité varie de 0,7 à 4,8 g/l. Les valeurs les plus fortes sont celles de l'aval qui avoisine les eaux salées de garâet Ichkeul et de ses marécages. La répartition spatiale de la salinité présente deux secteurs, amont et aval de la plaine ; ceci pourrait s'expliquer par la proximité des terrains évaporitiques riches en gypse et en halite. La partie centrale présente au contraire une concentration faible en sels, qui peut s'expliquer par une dilution par les eaux des nappes voisines au Sud-Est et à l'Ouest de la nappe alluviale de Mateur (Figure 7).

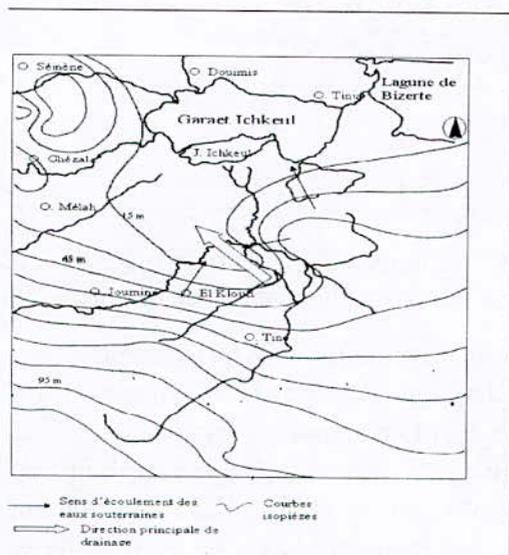


Figure 5 : Courbes isopièzes et écoulement

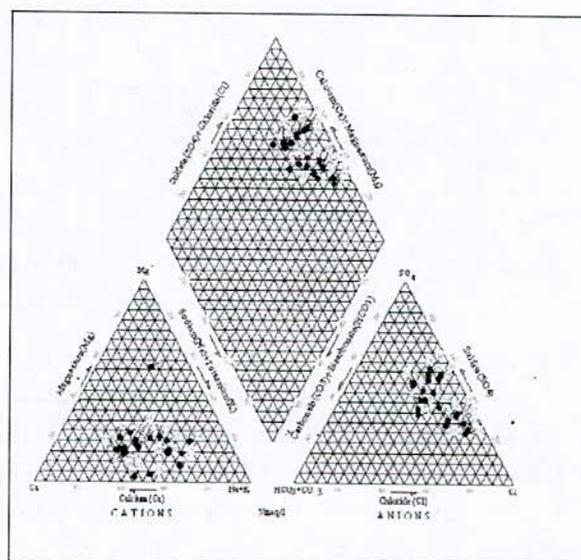


Figure 6 : Représentation de la composition des eaux dans le diagramme de Piper

**ii. Origine des éléments majeurs.** Tous les éléments présentent des teneurs qui augmentent dans le même sens d'amont en aval à cause d'une dissolution progressive des minéraux. Ce fait s'observe surtout pour le chlore, les sulfates et le sodium ainsi que les carbonates (**Figure 8**).

Le potassium peut provenir des engrais agricoles (fumure phospho-potassique ; solupotasse), ou du lessivage des évaporites. La teneur forte en sodium peut s'expliquer par un lessivage du Trias de la région contenant de l'halite. Le chlore proviendrait, comme pour le sodium, de l'halite dissoute. La mise en solution du gypse et la décalcification des carbonates peuvent contribuer à l'apport du calcium. La dissolution du gypse serait aussi cause d'enrichissement des eaux de la nappe en sulfates. Le calcul des indices de saturation montre que ces eaux sont sous-saturées en gypse et en anhydrite ; alors que, seules les eaux analysées en aval sont sous-saturées en calcite. La teneur des bicarbonates serait contrôlée par le temps de réaction entre les carbonates et les eaux de nappe, comme elle dépendrait des réactions de précipitation et de dissolution des minéraux carbonatés (Ben Ammar, 1995).

Ainsi les éléments chimiques peuvent avoir des origines multiples : la dissolution des évaporites pour les sulfates, les chlorure et le sodium, la dissolution ou la décalcification des roches carbonatées pour les bicarbonates ; le calcium est d'origine double (évaporites et carbonates).

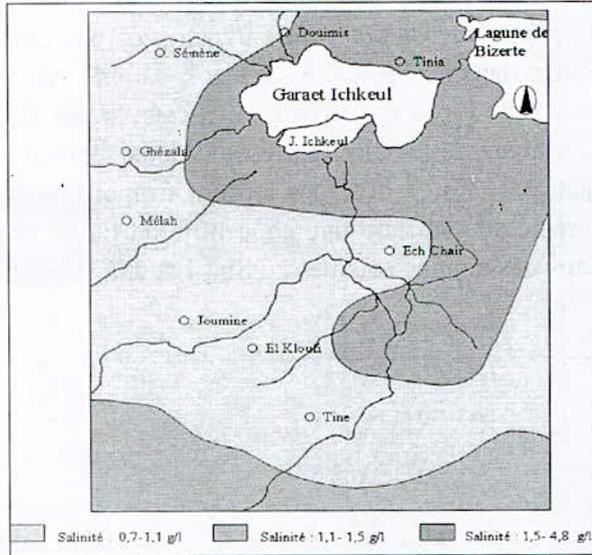


Figure 7 : Répartition de la salinité à l'échelle du bassin

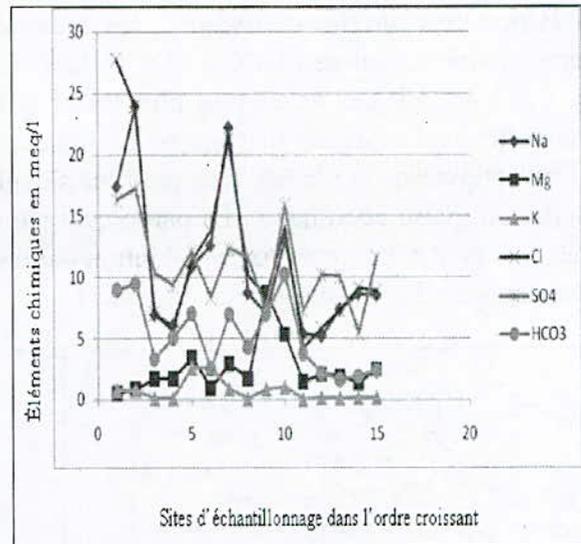
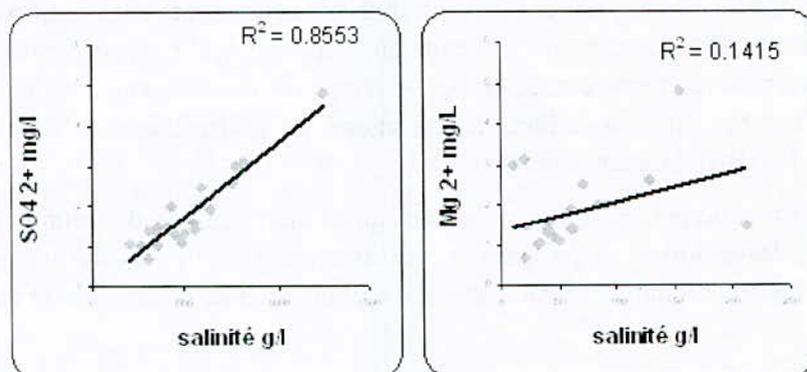


Figure 8 : Variations des teneurs en majeurs dans les eaux en fonction des stations de mesure

iii. **Relation entre éléments majeurs et salinité** : les corrélations entre éléments majeurs ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ) et salinité des eaux de nappe sont positives (Figure 9). En effet, les coefficients de corrélation sont tous élevés mis à part le magnésium dont les valeurs de mesures peuvent être entachées d'erreurs expérimentales pour cause de faible sensibilité de l'appareillage à cet élément. Ces corrélations positives plaident en faveur d'une contribution directe des éléments mesurés à la salinisation des eaux. La dissolution du gypse, de la halite et des carbonates qui forment les terrains géologiques, notamment le Trias, ainsi que l'évapotranspiration à l'approche des zones marécageuses contribuent à l'augmentation de la salinité des eaux de la nappe de Mateur.

iv. **Qualité chimique des eaux**. Le titre hydrométrique indique des eaux très dures, aux valeurs supérieures à 30°F. Le diagramme logarithmique de Shoeller Berkloff, permet de distinguer : i) des eaux médiocres à mauvaises, à potabilité momentanée et ii) des eaux de qualité passable à médiocre, à potabilité passable et permanente. Selon le diagramme de Shoeller-Berkloff et celui de Piper, on peut distinguer deux familles d'eaux de nappe à Mateur (Figure 10) : i) une famille à faciès chimique mixte, à qualité passable à médiocre et de potabilité permanente et ii) une famille à faciès chimique chloruré-sodique et sulfaté- calcique, de qualité médiocre à mauvaise et de potabilité momentanée.



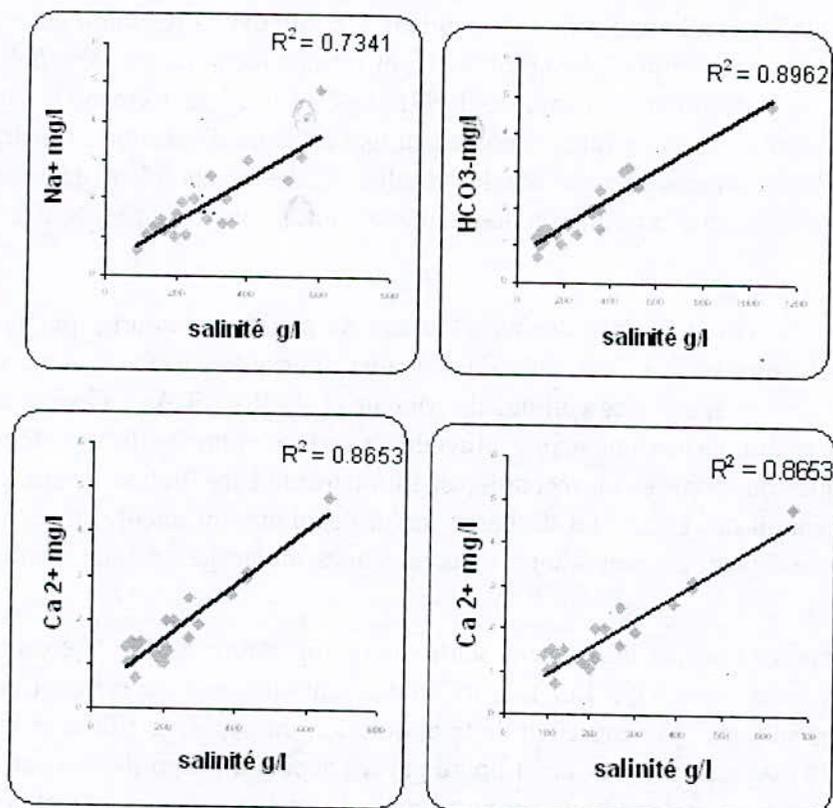


Figure 9 : Variations des teneurs en majeurs en fonction de la salinité

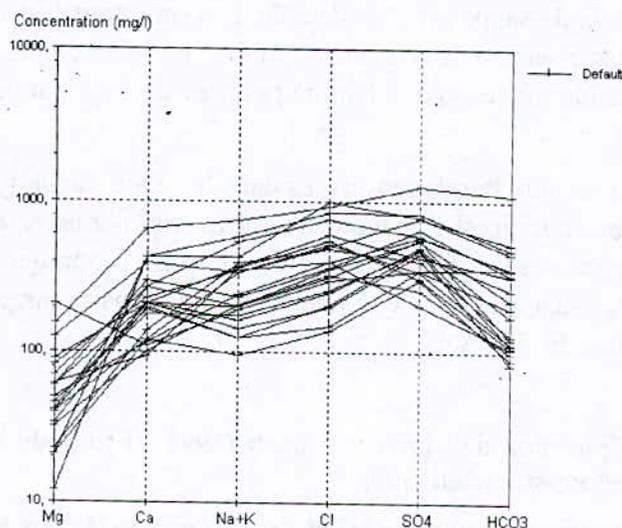


Figure 10 : Diagramme de Schoeller pour des échantillons d'eau choisis

vi. **Métaux lourds.** La concentration des métaux lourds dans les eaux souterraines de la nappe phréatique de Mateur est, malgré la richesse des sols en ces éléments, toujours inférieure aux normes (**Tableau 2**). Ces faibles teneurs pourraient être régies principalement par la nature de sols ainsi que par l'échange permanent d'éléments à l'interface eau-sédiment. Cet échange est contrôlé par les phénomènes de complexation, précipitation et adsorption (Barbier, 1999; White, 2001).

Les argiles sont les meilleures fixatrices des métaux suivies par les calcaires. Cette fixation dépend de la capacité d'échange ionique des argiles ce qui augmente la quantité d'éléments

adsorbés, ainsi que des conditions de pH. Cependant, à faible pH, la rétention des métaux par les phyllites diminue par compétition entre protons  $H^+$  et cations métalliques, alors qu'à pH élevé, la rétention se fait par précipitation (Barbier, 1999). Les argiles qui forment le secteur d'étude (kaolinite, palygorskite, smectite, illite...) possèdent une capacité d'échange cationique élevée, ce qui favorise l'adsorption des métaux par les argiles. Celles-ci abondent dans les sols ; elles peuvent donc former écran à la migration des éléments lourds vers les strates aquifères profondes.

## 5. Conclusions

La plaine de Mateur comporte des dépôts alluviaux de piedmonts nourris par une subsidence continue à l'époque quaternaire. Des cônes de déjection imbriqués anciens et actuels, encadrent la structure de calcaires crétacés des collines de Mateur et de Ras El Ain. Ceci débouche sur un système aquifère multicouche : une nappe alluviale de surface et un aquifère profond inféodé aux calcaires karstiques du Crétacé. La recharge est tributaire de l'infiltration d'eaux pluviales dans les cônes de déjection des oueds. La décharge inclut l'exploitation intense, mais aussi l'exhaure naturelle et en conséquence l'évaporation dans les zones marécageuses aux alentours de garâet Ichkeul.

Les eaux de nappe ont un pH légèrement acide, une température de 17 °C en moyenne et une salinité qui peut atteindre 4,7 g/l. Les teneurs en éléments majeurs augmentent en direction de l'écoulement. Les sulfates proviendraient de la dissolution du gypse, le chlore et le sodium de la halite du Trias, le magnésium serait aussi libéré par les dépôts d'évaporites ou par dissolution de carbonates. Le calcium proviendrait simultanément de phénomènes de décalcification ou de dissolution de sels du Trias.

La minéralisation des eaux de nappe est considérable. Les eaux sont à faciès soit sulfaté-calcique, soit chloruré-sodique, soit encore à dominante mixte. Le diagramme de potabilité de l'eau indique, des eaux de qualité moyenne à potabilité permanente, et d'autres médiocres à potabilité momentanée.

Les quantités faibles de métaux lourds retrouvées dans les eaux s'expliquent par leur absorption efficace dans les substrats argileux. Le phénomène est favorisé par un caractère alcalin des sols et par une richesse des terrains en argiles à capacité d'échange cationique élevée. Le phénomène favorise la fixation des métaux et empêche leur migration dans la nappe, témoin d'un pouvoir épurateur élevé des strates du sous-sol.

## Références

- Agence Nationale de Protection de l'Environnement (1995). **Etude de la sauvegarde du parc National de l'Ichkeul**. Rapport, inédit, 300p.
- Barbier, F. (1999). **Rétention du plomb (II) et du cadmium (II) par une barrière argileuse. Transferts métalliques et influence de la complexation**. Thèse Doct., Univ. Claude Bernard, Lyon.
- Ben Ammar, S. (1995). **Etude hydrogéologique et hydrochimique de la nappe phréatique de Gabès-Sud : Evolution des ressources**, D.E.A. Fac. Sci. Tunis; 100 p.
- Burollet, P.F. (1951). **Etude géologique des bassins mio-pliocènes du Nord –Est de la Tunisie (région entre Mateur- Ferryville- Porto-Farina)**. 85 p, 11 fig.
- Crampon, N. (1971). **Etude géologique de la bordure des Mogods, du pays de Bizerte et du Nord des Hédil : le complexe salifère et tectonique**. Thèse Sciences, Tome II; 520p.

Crampon, N. (1973). **L'extrême Nord Tunisien. Aperçu stratigraphique, pétrologique et structural.** Livre jubilaire de M.Solignac, Ann. Mines et Géol., N°26; p 49-p 85.

David, J. (1963). **Possibilité en eau de la plaine de Mateur.** D.G.R.E.

Dlala, M. (1995). **Evolution géodynamique et tectonique superposées en Tunisie : Implications sur la tectonique récente et la sismicité.** Thèse Doctorat d'Etat, Université de Tunis; 250 p.

Ennabli M. (1967). **Etude hydrogéologique de la zone de Mateur par essais de pompages;** Bureau d'Inventaire des Ressources Hydrauliques; 210 p.

Jmail, M.B et BH Fradj, A. (1981). **Situation de la nappe de Mateur.** Note SONEDE; 10p.

Kujawski, H. (1969). **Contribution à l'étude géologique de la région des Hédil et Béjaoua oriental.** Ann. Mines et Géol., Tunis, n° 24, 281p.

Melki, F. (1997). **Tectonique de l'extrémité Nord-Est de la Tunisie (Bizerte-Menzel Bourguiba-Mateur). Evolution tectonique des blocs structuraux du Crétacé supérieur au Quaternaire.** Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle, Univ. Tunis II, 210p.

Rékaya, M. (1988). **Recharge artificielle dans la plaine de Mateur : un outil de valorisation d'un système aquifère potentiel;** D.G.R.E; 16 p.

Soussi M. (2000). **Le Jurassique de la Tunisie atlasique : Stratigraphie, Dynamique sédimentaire, Paléogéographie et intérêt pétrolier.** Thèse d'Etat. Univ. Tunis II, 616.p.

White, M.W. (2001). **Geochemistry;** Dunod; 360 p.

## Annexe

**Tableau . 1 : Teneurs des éléments majeurs en mg/l**

| N° | Na <sup>+</sup> | Cl <sup>-</sup> | Ca <sup>2+</sup> | Mg <sup>2+</sup> | K <sup>+</sup> | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> |
|----|-----------------|-----------------|------------------|------------------|----------------|-------------------------------|-------------------------------|
| 1  | 218.5           | 365.65          | 300              | 60               | 12.87          | 643.2                         | 326.4                         |
| 2  | 600.07          | 930.1           | 660              | 154.08           | 140.01         | 1245.6                        | 1088.85                       |
| 3  | 300.15          | 500.195         | 390              | 127.92           | 39.975         | 759.84                        | 520.2                         |
| 4  | 159.85          | 299.975         | 110              | 210              | 33.15          | 349.92                        | 357                           |
| 5  | 200.79          | 360.325         | 270              | 41.04            | 1.95           | 552                           | 220.32                        |
| 6  | 509.79          | 754.375         | 270              | 71.04            | 33.93          | 591.84                        | 354.45                        |
| 7  | 250.01          | 399.73          | 230              | 83.04            | 101.4          | 577.44                        | 358.53                        |
| 8  | 289.8           | 489.9           | 140              | 22.8             | 100.23         | 403.2                         | 129.54                        |
| 9  | 139.61          | 200.22          | 210              | 40.08            | 3.12           | 449.76                        | 258.06                        |
| 10 | 159.85          | 250.275         | 212              | 40.08            | 3.12           | 497.76                        | 170.85                        |
| 11 | 399.97          | 985.125         | 430              | 12               | 30.03          | 783.36                        | 455.43                        |
| 12 | 550.16          | 850.225         | 430              | 20.88            | 30.03          | 825.6                         | 480.93                        |
| 13 | 230             | 399.73          | 116              | 49.92            | 10.92          | 206.4                         | 106.59                        |
| 14 | 359.95          | 550.25          | 94               | 61.92            | 1.95           | 308.16                        | 108.63                        |
| 15 | 340.86          | 600.305         | 210              | 90               | 28.08          | 428.16                        | 322.32                        |
| 16 | 89.93           | 140.225         | 120              | 20.88            | 5.07           | 302.4                         | 89.25                         |
| 17 | 330.05          | 519.72          | 120              | 40.08            | 8.19           | 343.68                        | 114.24                        |
| 18 | 199.41          | 324.825         | 100              | 31.92            | 5.85           | 261.6                         | 98.43                         |
| 19 | 196.88          | 314.53          | 210              | 60               | 7.02           | 555.84                        | 122.4                         |
| 20 | 119.83          | 207.32          | 190              | 49.92            | 5.85           | 489.6                         | 112.71                        |
| 21 | 169.97          | 260.215         | 180              | 46.08            | 3.9            | 83.13                         | 83.13                         |
| 22 | 124.2           | 149.1           | 200              | 34.08            | 0              | 194.82                        | 194.82                        |

**Tableau 2** : Teneur des métaux lourds dans les eaux souterraines de la nappe phréatique de Mateur en mg/l

| N° | As    | B    | Cd     | Co     | Cu   | Fe   | Mn    | Mo   | P    | Pb     | Sr   | Zn   | Hg    |
|----|-------|------|--------|--------|------|------|-------|------|------|--------|------|------|-------|
| 1  | 0.004 | 0.09 | 0.0001 | 0.0007 | 0.06 | 0.15 | 0.001 | 0.10 | 0.05 | 0.0002 | 5.82 | 0.17 | 0.005 |
| 2  | 0.08  | 0.2  | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.24 | 2.43  | 0.10 | 0.54 | 0.01   | 5.82 | 0.08 | 0.005 |
| 3  | 0.01  | 0.5  | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.24 | 0.01  | 0.10 | 0.12 | 0.01   | 5.82 | 0.18 | 0.005 |
| 4  | 0.004 | 0.01 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.12 | 0.001 | 0.10 | 0.07 | 0.01   | 0.90 | 0.10 | 0.005 |
| 5  | 0.004 | 0.01 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.11 | 0.001 | 0.09 | 0.03 | 0.00   | 1.51 | 0.09 | 0.005 |
| 6  | 0.004 | 0.66 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.07 | 0.05  | 0.10 | 0.03 | 0.01   | 5.82 | 1.54 | 0.005 |
| 7  | 0.004 | 0.08 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.08 | 0.001 | 0.09 | 0.03 | 0.01   | 3.26 | 0.18 | 0.005 |
| 8  | 0.004 | 0.22 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.08 | 0.001 | 0.09 | 0.12 | 0.01   | 4.26 | 0.09 | 0.005 |
| 9  | 0.004 | 0.01 | 0.0001 | 0.0007 | 0.08 | 0.06 | 0.001 | 0.09 | 0.13 | 0.01   | 0.63 | 0.15 | 0.005 |
| 10 | 0.004 | 0.01 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.09 | 0.001 | 0.09 | 0.03 | 0.002  | 1.09 | 0.10 | 0.005 |
| 11 | 0.004 | 0.03 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.06 | 0.001 | 0.09 | 0.20 | 0.002  | 5.82 | 0.06 | 0.005 |
| 12 | 0.01  | 0.6  | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.08 | 0.01  | 0.09 | 0.59 | 0.01   | 5.82 | 0.09 | 0.005 |
| 13 | 0.004 | 0.19 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.13 | 0.001 | 0.09 | 0.11 | 0.01   | 5.82 | 0.08 | 0.005 |
| 14 | 0.004 | 0.14 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.08 | 0.001 | 0.09 | 0.05 | 0.01   | 5.82 | 0.07 | 0.005 |
| 15 | 0.004 | 0.06 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.06 | 0.001 | 0.09 | 0.06 | 0.0002 | 5.82 | 0.10 | 0.005 |
| 16 | 0.004 | 0.01 | 0.0001 | 0.0007 | 0.08 | 0.06 | 0.001 | 0.09 | 0.05 | 0.01   | 1.58 | 0.06 | 0.005 |
| 17 | 0.004 | 0.13 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.14 | 0.25  | 0.09 | 0.74 | 0.01   | 3.88 | 0.29 | 0.005 |
| 18 | 0.004 | 0.12 | 0.0001 | 0.0007 | 0.06 | 0.17 | 0.001 | 0.09 | 0.03 | 0.01   | 2.26 | 0.14 | 0.005 |
| 19 | 0.004 | 0.02 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.07 | 0.001 | 0.09 | 0.05 | 0.01   | 5.82 | 0.07 | 0.005 |
| 20 | 0.004 | 0.14 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.07 | 0.001 | 0.09 | 0.04 | 0.01   | 5.82 | 0.18 | 0.005 |
| 21 | 0.004 | 0.03 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.07 | 0.001 | 0.09 | 0.08 | 0.01   | 5.82 | 0.15 | 0.005 |
| 22 | 0.004 | 0.03 | 0.0001 | 0.0007 | 0.07 | 0.08 | 0.001 | 0.09 | 0.08 | 0.01   | 5.82 | 0.13 | 0.005 |

## **INTEGRATION DE NOUVELLES METHODES POUR ETUDIER LE RESERVOIR DUNAIRE DE NEFZA.**

**Wafa TALHAOUI<sup>1</sup>, Ben Hamza CHEDLY<sup>1</sup>**

*Faculté des Sciences de Bizerte, Département des Sciences de la Terre -7021 Jarzouna Tunisie.  
[nournader2000@yahoo.fr](mailto:nournader2000@yahoo.fr)*

### **Résumé**

Les dunes de Nefza se situent à l'extrême Nord de la Tunisie, elles constituent un bassin versant côtier qui se répartie en deux unités : un versant Sud-Est (dunes de Ouchtata) et un versant Nord-Ouest (dunes de Zouara). De point de vue pluviométrie, les dunes font partie de la région la plus arrosée de la Tunisie, elle atteint les 1000 mm.

Cette étude hydrogéologique a pour objectif de définir le comportement hydraulique du système aquifère dunaire, de contribuer à l'évaluation de sa ressource en eau globale et plus précisément l'étude de la répartition des eaux dans les deux bassins hydrogéologiques ; le système aquifère des dunes de Nefza est difficile à cerner sa complexité réside dans la définition de sa géométrie et sa morphologie, ses caractéristiques hydrodynamiques, sa relation avec un réseau hydrographique dense ; en effet sa gestion exige une fine connaissance de ses ressources.

Dans cet objectif on a mené une étude multidisciplinaire entreprenant tout d'abord par la création d'une base de donnée en utilisant le Système d'Information Géographique dont on a pu rassembler toutes les données géologiques, hydrogéologiques et hydrologiques, de les mettre en forme et de dégager une vue d'ensemble du fonctionnement de ce système fondés par une multitude de plans d'information.

Cette base de donnée constitue un préalable fondamental pour l'élaboration d'un modèle mathématique pour le système aquifère ce qui nous permettra après sa mise au point à l'évaluation de ses ressources, à nous fournir des prévisions et à aider les gestionnaires de ce système dans la prise de décision et la meilleure gestion.

### **1. Caractéristiques hydrogéologiques de l'aquifère de Nefza**

#### **a. Introduction**

La définition des caractéristiques du bassin hydrogéologique est la première étape dans notre étude, cette dernière comporte diverses méthodes dans le but de quantifier les paramètres hydrogéologiques dans le secteur étudié ;

Cette section d'étude comporte deux parties, la première traite la description de la géologie régionale de la zone des dunes, la deuxième étudie les caractéristiques hydrologiques et hydrauliques du bassin. Cette description est fondée sur une base de donnée établie sur un système d'information géographique.

#### **b. cadre géographique et géologique**

Les dunes de nefza couvrent une superficie de 64 km<sup>2</sup> et s'étendent administrativement sur deux gouvernorats (figure1):

- Les dunes de nefza Nord ou versant marin pour une superficie de 40 km<sup>2</sup> et en contact avec la mer sur 10 km de longueur.
- Les dunes de Nefza sud ou versant sud de la région de Ouchtata de 24 km<sup>2</sup> de superficie, située dans le gouvernorat de Béja.

Les dunes appartiennent à un climat méditerranéen avec des hivers doux et humides et des étés chauds et secs. La température moyenne sur une période de trente ans est de l'ordre de 17.9 °C, la pluviométrie est de l'ordre de 1000 mm. Les dunes de nefza appartiennent au bassin versant de l'extrême nord de la Tunisie qui groupe les oueds côtiers nord et le lac Ichkeul, les principaux oueds sont : L'oued Zouaraa, L'oued Melah, L'oued Lahmar, L'oued Barkoukech, L'oued Ttitria (figure 7).

De point de vue géologie, La région de Nefza appartient au domaine des nappes de charriages, on y reconnaît des terrains autochtones et des allochtones (Rouvier, 1977). L'affleurement des terrains de l'ère secondaire et tertiaire forme un axe de direction NE-SW de part et d'autre du massif dunaire.



**Figure 1 :** Localisation de la zone d'étude

### c. Définition du système aquifère

L'objectif est de définir la géométrie du système aquifère dunaire : son extension et ses limites. L'étude de la géologie régionale a montré un aquifère formé par les sables des dunes qui reposent directement soit sur le substratum numidien soit sur des matériaux alluvionnaires plus grossiers constitués par les sables et les graviers. Le secteur d'étude constitue une dépression topographique érodée qui a été envahie par la suite par les dunes dans une direction NW-SE. Et c'est dans cette zone littorale que ces formations éoliennes présentent leur maximum d'extension (Manaa 1987).

Dans le but de se faire une idée sur la configuration des dunes dans leur contexte géologique et ce en s'appuyant des données fournies par les forages et les piézomètres, des coupes orientées NW-SE et NE -SW ont été établies.

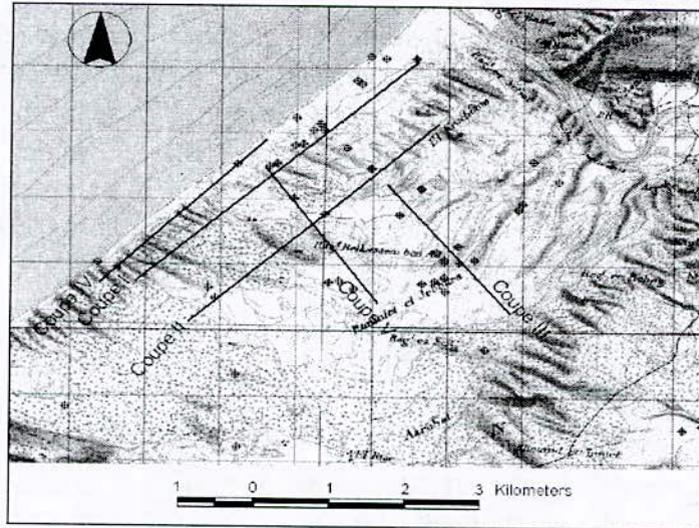


Figure 2 : Carte d'emplacement des coupes

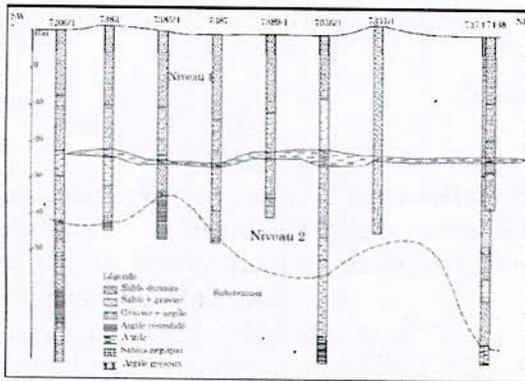


Figure 3: Coupe I

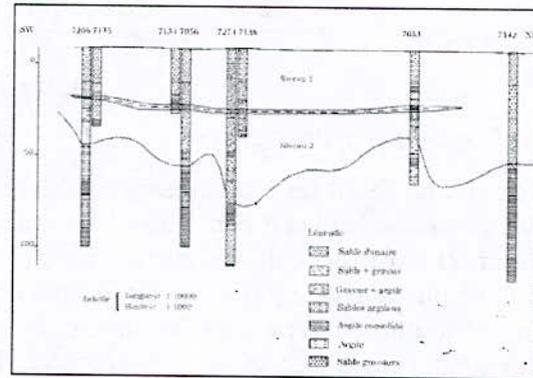


Figure 4: Coupe II

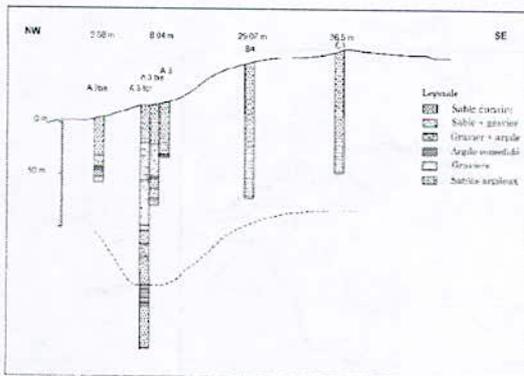


Figure 5 : Coupe III

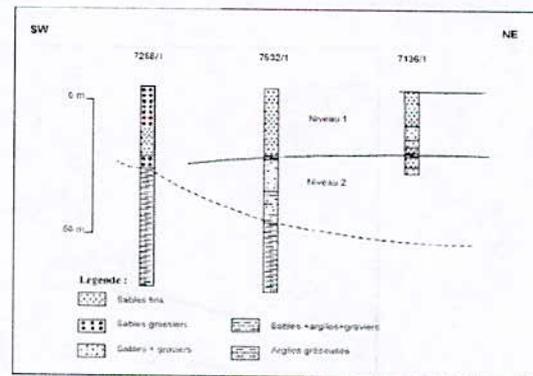


Figure 6 : Coupe IV

- L'analyse des coupes à travers les forages, a permis d'illustrer la présence d'un bassin remarquable pour la sédimentation des sables dunaires (figure 3, figure 4, figure 5, figure 6 et figure 7). Le substratum immédiat des dunes est représenté par la formation numidienne et parfois par des matériaux alluvionnaires plus grossiers constitués par les sables et les graviers. On a noté la présence d'une lentille argileuse qui sépare les sables proprement dunaires des alluvions, elle est de 1 à 5m d'épaisseur.

- Un premier niveau aquifère représenté par les sables dunaires proprement dit et constitue le meilleur aquifère, son épaisseur peut atteindre les 100 m. ce niveau montre de fortes valeurs de résistivité qui varient entre 170 et 250 ohm.m
- Un deuxième niveau plus profond, groupe des sables fluviaux et constitue un aquifère peu intéressant, son épaisseur dépasse parfois 50 m. ce niveau montre une résistance de moindre importance que le premier, elle varie entre 100 et 150 ohm.m.

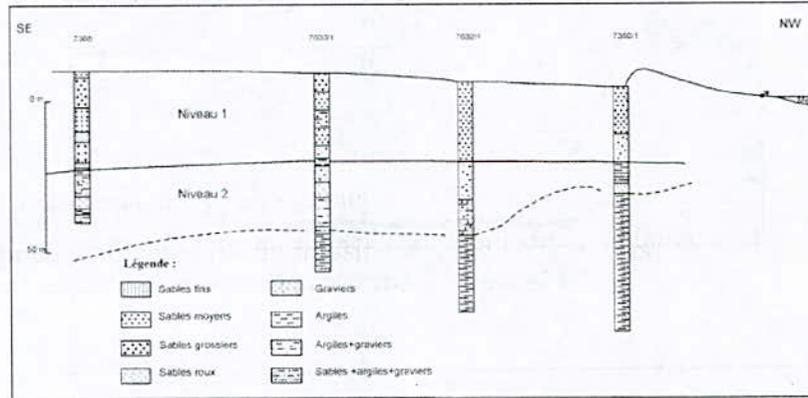


Figure 7 : Coupe V

**d. Conditions hydrologiques**

Cette partie décrit les écoulements en précisant les entrées et les sorties du système dunaire. Elle comporte le plan d'eau, l'écoulement et la recharge naturelle. Le modèle du substratum (figure9) ainsi que celui du terrain naturel (figure10) montrent la morphologie interne et externe du système aquifère et par la suite donne une idée sur les écoulements. La remontée du substratum a subdivisé les dunes en deux unités : une unité dont les écoulements exhaurent vers la mer, ayant une direction SE-NW et la deuxième unité exhaure vers l'oued Melah avec une direction NW-SE. Cette remontée, de direction NE-SW, forme une ligne de partage des eaux superficielles et souterraines.

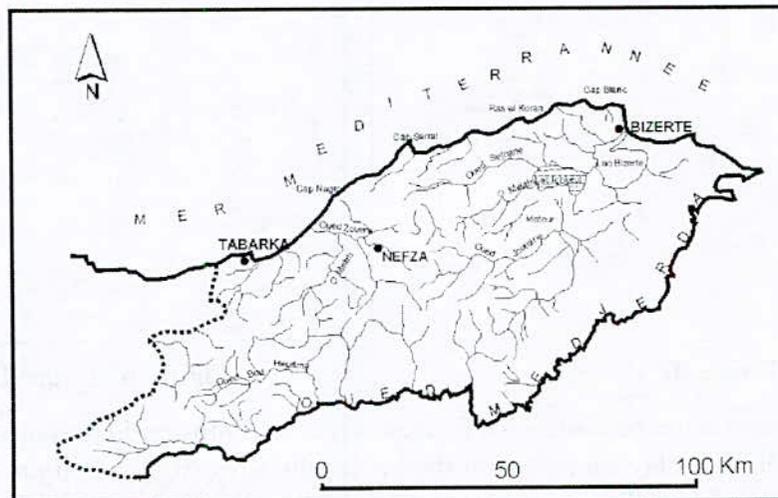


Figure 8 : Le réseau hydrographique

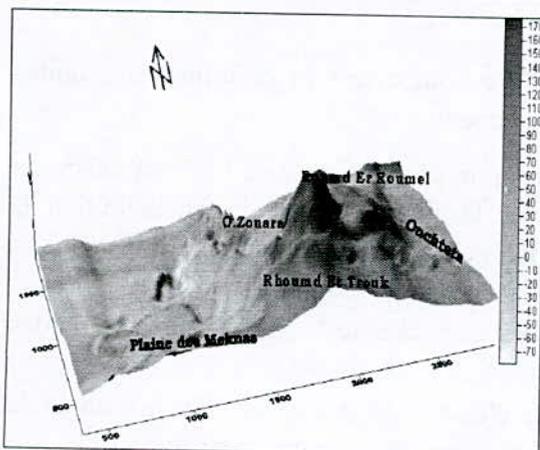


Figure 9 : Modèle du substratum

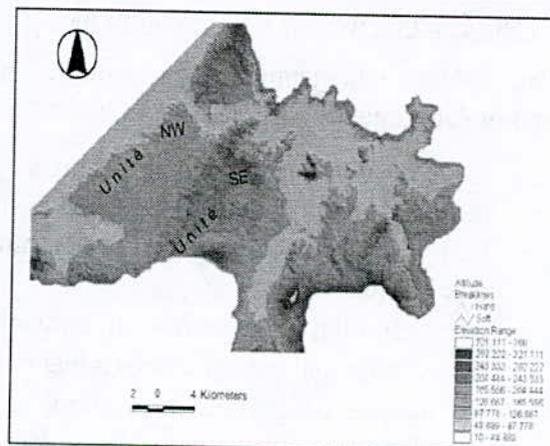


Figure 10 : Modèle numérique de terrain

Ce qui suit comporte l'élaboration d'un modèle hydrogéologique de l'unité NW du massif dunaire.

### e. Les caractéristiques hydrogéologiques

Il s'agit des paramètres T (transmissivité), S (porosité efficace) et Q (débit) que nous aurons à ajuster successivement au cours des calages jusqu'à cohérence entre les grandeurs à modifier (paramètres hydrauliques, débits d'alimentation) et celles de référence (hauteurs piézométriques, débits d'exhaures naturels)

Plusieurs essais de pompages ont été faits dans le but de déterminer les caractéristiques hydrogéologiques du système aquifère, soit par la méthode de THEIS JACOB ou PORCHET, Cependant la transmissivité ne présente pas une bonne couverture sur l'étendue de l'aquifère pour nous permettre de dresser une carte de transmissivité. L'unité nord ouest des dunes montre des zones à fortes valeurs de transmissivités qui atteint  $0.1 \text{ m}^2/\text{s}$ .

De même pour les valeurs du coefficient d'emmagasinement, elles varient entre 2 % et 25%.

### f. Les réserves

Les réserves géologiques ou ressources statiques ont été évaluées à  $500 \text{ Mm}^3$ , celles des eaux renouvelables à  $650 \text{ l/s}$ , soit  $20.5 \text{ Mm}^3/\text{an}$  (INEES, 1972).

## 2. Elaboration du modèle conceptuel pour les analyses quantitatives

### a. Introduction

Le processus de modélisation commence par une intégration des données et une description des étapes hydrogéologiques, tels la définition du modèle conceptuel jusqu'à l'étape d'approximation et de simulation numérique. Le modèle conceptuel représente une importante phase de définition du modèle quantitatif. Trois composantes sont à définir dans le développement du modèle conceptuel pour aboutir à un modèle d'écoulement :

- Le modèle hydrogéologique avec ses composantes environnementales.
- La nature des paramètres du système d'écoulement comportant les propriétés hydrauliques et physiques.
- Bilan d'eau.

**a. Définition du modèle hydrogéologique**

Ceci intéresse la géométrie du système aquifère comportant la définition des unités hydrogéologiques, conception du modèle d'écoulement.

- La définition de l'espace et le temps approprié en relation avec l'hétérogénéité du système, en étudiant les données disponibles. Cette étape réside dans la définition de l'environnement du système, la délimitation de l'aquifère et le choix des conditions aux limites;
- La définition des unités hydrogéologiques: elle est basée sur les unités lithostratigraphiques précisées auparavant ;
- Le modèle conceptuel du système d'écoulement est basé sur l'évaluation et la description des écoulements d'eau dans l'environnement du système aquifère.

**b. Paramétrage et analyses**

Cette étape consiste à définir et à estimer les valeurs des différents paramètres caractérisant le système. Deux types d'information seront considérés: les premiers sont des états variables comme la distribution de la piézométrie et des flux estimés à partir des champs de mesure disponible; Les variables antérieures sont estimées du système lui-même et se scinde de même en paramètres spatiaux tels la transmissivité, le coefficient d'emmagasinement et les paramètres discrets comme les prélèvements, l'alimentation...

- 1) La piézométrie: La carte piézométrique (figure 11) établie à partir des points d'eau montre que les écoulements souterrains s'effectuent du Sud-Ouest vers le Nord-Est en direction vers la mer. On constate que l'oued Zouara constitue un axe de drainage sur toute la longueur de sa basse vallée. Entre les oueds Zouaraa et Berkoukech, les deux remontées du substratum au dessus de la surface piézométrique provoquent une déformation des courbes piézométriques.

La particularité des systèmes aquifères dunaires réside dans l'important taux d'infiltration qui est à l'origine de la recharge naturelle de l'aquifère augmentant ainsi ses ressources exploitables. Cette recharge naturelle est le résultat d'une topographie qui s'élève du niveau zéro de la mer pour atteindre les 170 m au niveau des reliefs au piémonts des dunes.

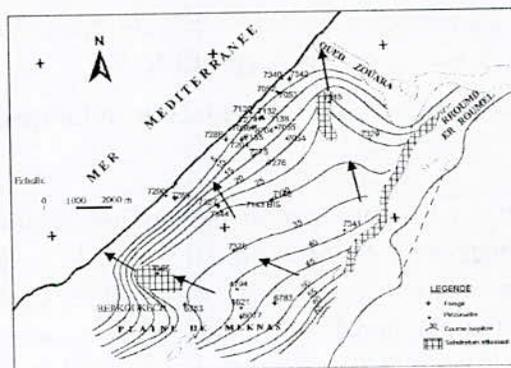


Figure 11 : Carte piézométrique de l'année de référence

- 2) Distribution de la transmissivité: la carte de la piézométrie exige l'existence d'une carte de transmissivité pour témoigner de l'hétérogénéité du modèle d'écoulement (variation du gradient hydraulique). Plusieurs approches à appliquer pour définir la distribution de la transmissivité dans l'aquifère, la raison pour laquelle on a utilisé

l'approche de l'hétérogénéité zonale basée sur la définition de zones homogènes dans l'aquifère dont on a attribué à chacune une valeur.

On s'est limité à attribuer à chaque polygone une valeur moyenne de la transmissivité, pour présenter l'hétérogénéité du système d'écoulement (figure 12).

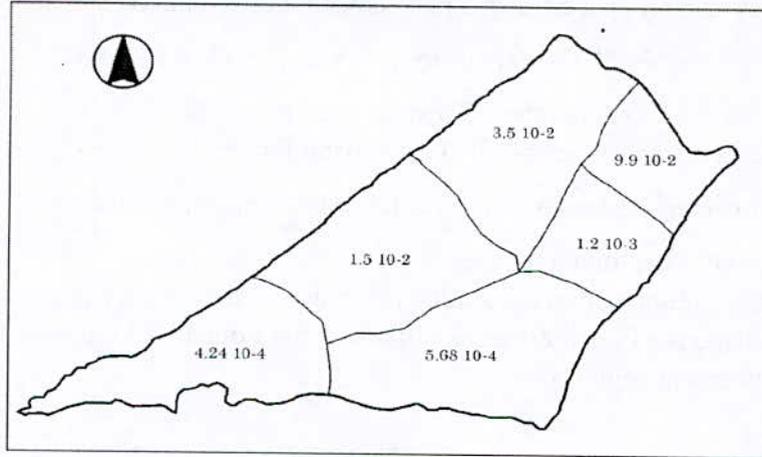


Figure 12 : Estimation de la transmissivité

- 3) Les périodes hydrogéologiques d'imposition : l'aquifère est soumis à des périodes d'imposition naturelles ou bien d'origine humaine induisant soit la recharge ou bien la décharge. L'étude de ce paramètre nous permettra de préciser l'année de référence pour le régime permanent. Les sorties de L'aquifère de Nefza sont sollicitées par les prélèvements au niveau des puits et les débits drainés par les oueds.

Le suivi de l'exploitation (figure13) montre que cet aquifère est encore en sous exploitation, elle présente 8 % par rapport aux ressources dynamiques.

Par conséquent le système n'a été soumis à aucune imposition ni naturelle ni d'origine humaine. Et il garde son équilibre.

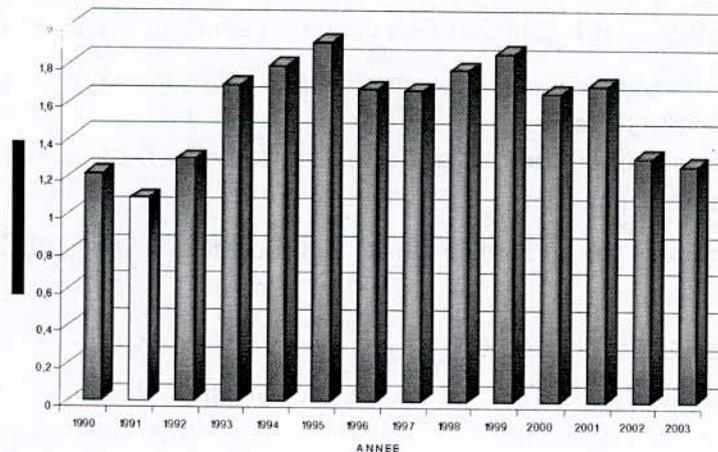


Figure 13 : Évolution de l'exploitation

### c. Le bilan d'eau

L'estimation des composantes du bilan d'eau comporte les entrées et les sorties dans le modèle. L'équilibre d'écoulement est une caractéristique essentielle pour les problèmes des systèmes aquifères. Les conditions initiales pour les simulations fait référence à un temps

bien particulier c'est l'année de référence 1974 considérée comme l'année de l'équilibre des calculs. La recharge du système est principalement due aux infiltrations efficaces et à la recharge naturelle au piémont elle aussi d'origine pluviale. Cependant, les sorties se présentent dans les pompages et les débits drainés par les oueds.

L'équilibre hydrodynamique est décrit par l'équation différentielle suivante :

$$\partial/\partial x \{T \partial h/\partial x\} + \partial/\partial y \{T \partial h/\partial y\} = S \partial h/\partial T - Q(x, y)$$

Où, h est le niveau hydraulique, T est la transmissivité [ $L^2T^{-1}$ ], S est le coefficient d'emmagasinement [sans dimension], Q est le débit l/s

En régime permanent le bilan en eau se résume dans l'équation suivante

$$Q_1 = Q_2 + Q_3 + \text{exploitation ; avec}$$

$$Q_1 = \text{entrée : alimentation par simple infiltration + débit de recharge au piémont}$$

$$Q_2 = \text{drainage par l'oued Zouaraa + drainage par l'oued Berkoukech}$$

$$Q_3 = \text{écoulement souterrain}$$

#### **d. Conclusion**

Dans cette première partie, on a présenté une conception complète du modèle d'écoulement, les décisions du modèle et les conditions aux limites sont prises, les estimations des états variables (niveau hydraulique et bilan d'eau) aussi bien que les estimations de la transmissivité et les périodes d'imposition hydrologiques.

### **3. Les simulations numériques**

#### **a. Introduction**

La modélisation mathématique est l'une parmi une multitude de méthodes utilisées en hydrogéologie pour évaluer les potentialités hydrogéologiques d'un système aquifère. Le modèle hydrogéologique est prévu pour simuler le comportement de l'aquifère, il permet de tester plusieurs scénarios et permettre par la suite la décision pour les éléments d'écoulement du système. L'utilisation de l'outil numérique constitue un outil performant, permettant de confirmer les hypothèses déjà définies. Ceci mènerait à l'estimation de

- La transmissivité et l'emmagasinement et leur distribution spatiale
- Le débit de recharge
- Les conditions aux limites à savoir : les entrées et les sorties à travers les limites du modèle.

Les prévisions fournies par un modèle ajusté contribueraient à l'objectif de gestion réalisé par les scénarios.

#### **b. Discrétisation horizontal et vertical**

Le modèle numérique du système aquifère est structuré sur la base d'une discrétisation du domaine identifié par un ensemble de cellules. Ces cellules comportant les paramètres géométriques et hydrodynamiques nécessaires pour effectuer des simulations par le modèle numérique.

La discrétisation est effectuée en respectant les frontières du domaine, avec un maillage régulier dans un plan horizontal (X,Y) à raison de 500 m\*500 m de telle sorte qu'on obtient une grille de mailles.

Dans MODFLOW, la méthode utilisée est celle des différences finies où le système continu décrit par l'équation précédente, est remplacé par un ensemble fini de points discrétisés dans le temps et dans l'espace et les dérivées partielles sont remplacées par des termes calculés à partir des différences des valeurs de la charge dans ces points. Le processus mène à un système d'équations linéaires en fonction de la charge hydraulique.

Dans l'équation aux différences finies, la charge hydraulique  $H$ , est fonction du temps et de l'espace. De même, dans la formulation en différences finies, la discrétisation du temps continu est aussi nécessaire. Le développement des équations en différences finies de l'écoulement des eaux souterraines, est basé sur l'application de l'équation de continuité. En effet, la somme de tous les écoulements au droit et en dehors de la cellule, doit être égale au taux de variation du stock à l'intérieur de la cellule.

#### *i. Conditions aux limites*

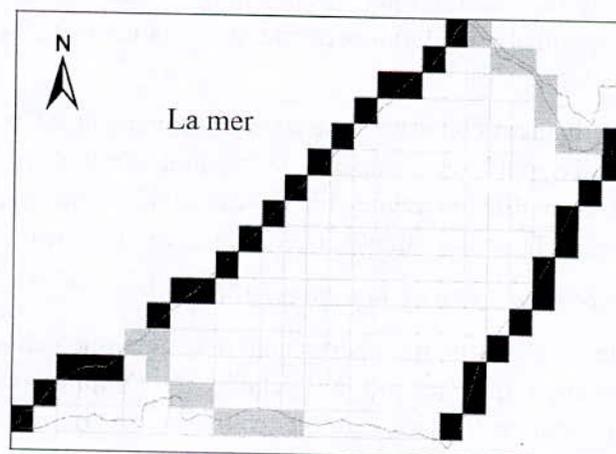
L'identification du comportement hydrodynamique d'un aquifère repose sur une définition rigoureuse de ses conditions aux limites. Elles sont définies par des points (sources), des lignes (berges des rivières) ou des surfaces (aire d'alimentation).

L'étude de la configuration de notre aquifère dégage deux limites hydrodynamiques ouvertes, à position variables dans l'espace et dans le temps, imposées par les conditions extérieures (environnement de l'aquifère). Elles sont identifiées à un instant donné (calage des modèles mathématiques) ou au cours d'une moyenne (prévisions), (Castany, 1998). Dans notre cas (figure 14) on a une :

- Condition de potentiel : limite à potentiel imposé à la limite ouest (niveau de la mer).

Condition de flux ou de débit : correspondant aux limites par lesquelles le système peut recevoir une alimentation à débit imposé, il s'agit de la limite Sud-Est qui répondra à cette condition.

Les limites sélectionnées coïncident avec de nets changements des caractéristiques de l'aquifère.

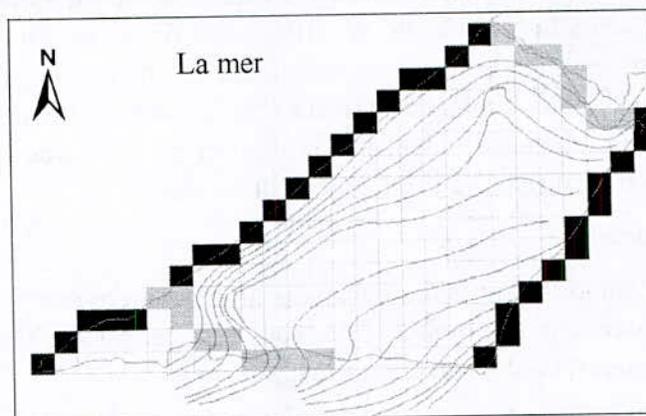


**Figure 14** : Les conditions aux limites

#### *ii. Le calage*

Un modèle calé doit pouvoir représenter de manière convenable la réalité observée, pour pouvoir prédire avec crédibilité le comportement réel du système. La représentativité du

modèle dépendra des paramètres qui définissent le milieu poreux et des hypothèses formulées sur la géométrie du système aquifère et les conditions aux limites. Au cours du calage on est obligé parfois de modifier même les hypothèses de travail approuvées et les paramètres introduits jusqu'à ce que la distribution des charges calculées aux noeuds du domaine maillé produit une image similaire à la piézométrie observée.



**Figure 15 :** Calage en régime permanent (Carte piézométrique 1974)

L'unicité du résultat obtenu n'est pas toujours évidente et d'autres combinaisons des paramètres peuvent céder aux mêmes résultats trouvés, la raison d'un ajustement de plus en plus fiable de la distribution spatiale des paramètres réels que l'on essaiera de les modifier.

L'étalonnage du modèle de l'aquifère de Nefza va nécessiter plusieurs simulations successives en admettant que la carte piézométrique de référence, qui est celle de l'année 1974, exprimait l'état moyen de l'aquifère.

### *iii. Le régime permanent*

Le régime permanent suppose que le milieu aquifère présente une piézométrie invariable dans le temps, donc des conditions aux limites stables et que ce milieu ne fait jouer que ses propriétés de conductivité hydraulique (perméabilité) sans intervention du facteur emmagasinement. Le système ainsi défini présenterait à chaque instant une égalité entre les entrées en flux d'eau et les sorties.

Le calage en régime permanent consiste à ajuster successivement les trois paramètres  $T$ ,  $Q$  et l'alimentation pluviale puis de comparer le résultat obtenu (piézométrie et débits d'exhaure naturels) à la réalité observée. La fin du calage sera marquée par la bonne concordance entre l'état de la nappe calculé et celui observé réellement.

### *iv. Ajustement du modèle sur l'état de la nappe 1974*

Le choix de l'année de calage du régime permanent nécessite que celle-ci doit présenter un état moyen pour la nappe que ce soit à l'échelle de l'exploitation ou à celle pour l'alimentation. Aussi pour cet état on doit connaître la piézométrie et les débits d'écoulement.

Vu que c'est seulement en 1974 que l'on dispose d'une carte piézométrique complète (figure 15) et étant donné que l'exploitation jusqu'à nos jours est toujours minimale, il devient alors possible d'assimiler l'état piézométrique relevé en 1974.

### *v. Le régime transitoire*

Contrairement au régime permanent, le régime transitoire se caractérise par une piézométrie variable dans le temps, entraînant ainsi un déséquilibre temporel entre les entrées et les sorties ; ce qui se traduit par une variation de la réserve emmagasinée.

Le terme de réserve emmagasinée dépend d'un nouveau paramètre « S » dit coefficient d'emmagasinement en nappe captive et porosité efficace en nappe libre, il est sans dimension et exprime la capacité de la nappe aquifère à stocker ou restituer de l'eau. Le calage du modèle en régime transitoire sera basé sur ce paramètre.

#### vi. Choix d'un historique de référence

Il s'agit d'informations caractérisant le comportement de l'aquifère pendant le régime transitoire, il comporte l'historique de la piézométrie (figure 16) et des débits d'exploitation (figure 13), dont on dispose un historique d'une vingtaine d'année cependant, on rencontre parfois des lacunes qui rendent l'ajustement un peu difficile.

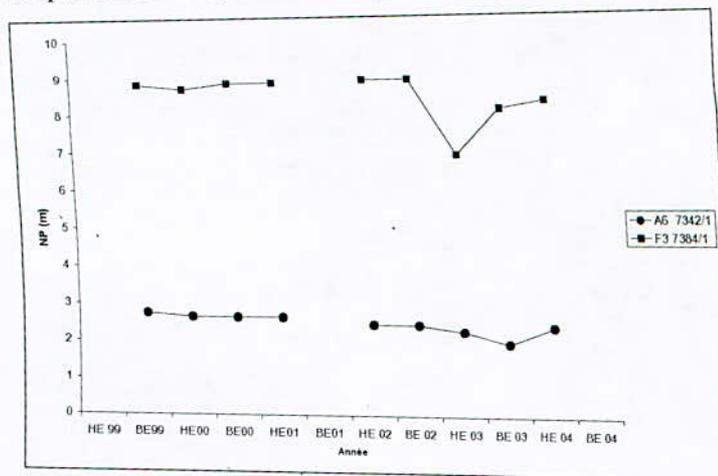


Figure 16 : Evolution piézométrique

#### 4. Conclusion

Après toutes les étapes de calage, d'ajustement et de simulation le modèle établi avec des résultats satisfaisants permet l'évaluation des ressources renouvelables, la détermination des caractéristiques hydrogéologiques de la nappe, le modèle sera ensuite l'objet des simulations extrapolatoires et peut être exploité pour définir les emplacements de captage et les ressources pouvant être exploitées sans répercussions notables.

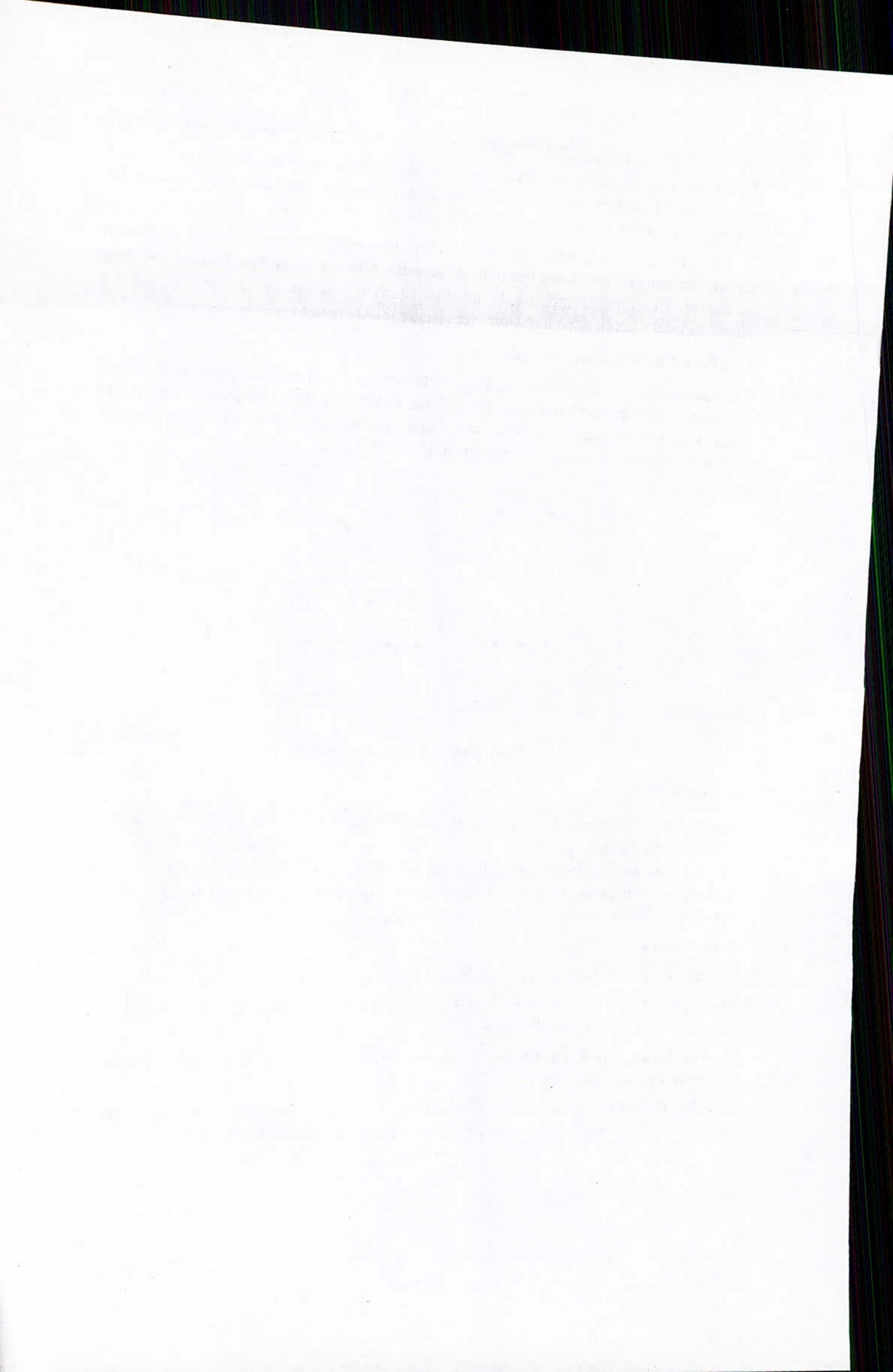
#### 5. Références

Castany G., 1998 – *Hydrogéologie. Principe et méthodes*. DUNOD, Paris.

Manaa M., 1987 : *Contribution à l'étude hydrogéologique du flanc sud-est des dunes de Nefza (région de ouchtata)*, Thèse 3<sup>ème</sup> cycle.

Nations Unies projet INEES, 1972 : *Nappe des dunes de Nefza (flanc nord)*, travaux de reconnaissance, synthèse, provisoire, DRE.

Rouvier H., 1977 : *Géologie de l'extrême nord tunisien : tectonique et paléogéographies superposées à l'extrémité orientale de la chaîne maghrébine*. Thèse de doctorat d'état.



**EFFET DES CONDITIONS PEDOCLIMATIQUES SUR LE BILAN  
D'AZOTE - CAS DE LA VALLEE DU MOYEN  
CHELIFF OCCIDENTAL -**

**EFFECT OF PEDOCLIMATIC CONDITIONS ON THE NITROGEN  
ASSESSMENT - CASE OF THE VALLEY OF WESTERN  
MIDDLE CHELIFF -**

**N. BETTAHAR<sup>1\*</sup>, A. KETTAB<sup>2</sup>, A. ALI BENAMARA<sup>1</sup>, A. DOUAOUI<sup>1</sup>**

*(1\*) : Laboratoire Eau&Environnement, Faculté des Sciences et des Sciences de l'Ingénieur, Département d'Hydraulique, Université Hassiba Ben Bouali, Chlef, Algérie. BP 151 - 02000 - Chlef - Algérie*

*E - Mail: bettaharn5@yahoo.fr*

*(2) : Laboratoire de Recherche des Sciences de l'Eau - LRS-EAU/ENP, Ecole Nationale Polytechnique (E.N.P.)- Alger, Algérie.*

*E - Mail: KETTAB@yahoo.fr*

**Résumé**

L'agriculture est l'activité dominante dans la vallée du moyen Cheliff occidental (Nord Algérien). Les cultures principales sont l'arboriculture et le maraîchage, ce dernier est un grand consommateur de fertilisants minéraux de type azoté.

Les apports d'azote sur les sols de la vallée ont pour source principale l'agriculture. L'élevage et les eaux usées constituent une source secondaire. En effet, la quantité totale d'azote, pour l'année 2004, d'origine minérale provenant de l'agriculture est évaluée à 2879 T dont 97 % est attribué aux fertilisants azotés utilisés d'une manière intensive dans les cultures maraîchères, pomme de terre en particulier. Le reste est apporté par l'eau d'irrigation sur les zones maraîchères toujours. L'azote d'origine organique provenant de l'élevage et des eaux usées est évalué à 397 T. Rapporté à la surface totale irriguée, l'apport par les fertilisants est de 238 kg/ha pour cette année.

Les pertes d'azote sont liées à l'absorption par la culture, à la volatisation de l'ammoniaque favorisée par le pH des sols et la température élevés dans la zone d'étude et enfin à la dénitrification. Ce phénomène qui atteint son maximum dans les sols irrigués mal drainés recevant une fertilisation azotée est favorisé, dans notre cas par la température élevée. Les pertes par lessivage sont très faibles dans le centre de la vallée à cause de la texture fine à très fine des sols qui leur confère une faible perméabilité (0.2 à 0.5 cm/h), en plus d'un massif argileux d'épaisseur importante séparant le sol de la nappe. Au contraire, sur les bordures de la vallée dont les sols sont très perméables (10 cm/h) recevant une fertilisation azotée intensive, on enregistre les plus fortes teneurs en nitrate dans les eaux de la nappe alluviale de la zone d'étude.

L'apport d'azote par minéralisation est faible, à cause de la diminution dans le temps, de la matière organique du sol en parallèle avec une augmentation de la vitesse de minéralisation par effet du climat.

**Mots-clés:** bilan d'azote, sol, climat, volatisation, dénitrification, moyen Cheliff.

La couverture pédologique décrite par les études réalisées par Sctet Agri (2) (1984) permet de différencier deux grands ensembles:

- Les sols de piémont, observés uniquement sur les bordures ; ils sont, toutefois bien représentés dans les plaines de l'Abiadh Medjadja et de Ouled Fares ainsi que dans l'extension ouest. Ils sont de texture équilibrée, profonds et bien structurés et présentent de ce fait une très bonne perméabilité (10 cm/h en surface).
- Les sols de plaine, alluviaux, de texture généralement variable, localement tirsifiés (argileux). Les sols lourds (> 40% d'argile en moyenne) sont importants sur les formations alluviales plus récentes telles que la plaine de Boukadir, nord-ouest de Oued Sly et sud-ouest d'Ech-Chettia; Ils peuvent montrer des signes d'hydromorphie et de salinité liés à un drainage interne déficient, ce qui provoquerait la baisse de la perméabilité déjà très faible (0.3 à 0.5 cm/h).

c. Occupation de sol

Les renseignements collectés auprès de la direction du service agricole de Chlef font état pour les domaines des terrains agricoles de 18000 ha environ dont plus de 63% sont effectivement irrigués. L'arboriculture est la spéculation la plus importante du périmètre, plus particulièrement l'agrumicole. Concentrée dans la partie centrale de la vallée, elle est irriguée à partir des lâchers des barrages de Sidi Yacoub sur l'oued Sly et du Fodda sur l'oued Fodda, affluents droits de l'oued Cheliff. Le maraîchage occupe une seconde position d'importance et est localisé principalement à proximité des bordures; ainsi, quatre pôles importants couvrent les plaines de Ouled Fares, de l'Abiadh Medjadja, et de Sobha. Leur irrigation est assurée par les eaux de puits individuels, de même pour les céréales.

**3. Résultats et discussion**

a. Quantification des apports d'azote dans la zone d'étude

*i. Apports agricoles*

Une enquête sur terrain auprès des agriculteurs nous a permis d'élaborer un calendrier des pratiques et à estimer les apports d'azote pour chaque type d'occupation des sols après recensement des différents types d'engrais utilisés et des doses réellement épandues. Les engrais chimiques industriels et en particulier le NPK 15.15.15 sont prédominants pour la quasi-totalité des spéculations avec des doses moyennes annuelles allant de 500 Kg/ha pour l'arboriculture, 800 Kg/ha pour la culture industrielle et jusqu'à 1200 Kg/ha pour la pomme de terre, utilisé comme engrais de fond. D'autres engrais comme le sulfate d'ammonium 21% et l'urée 46% sont utilisés comme engrais de couverture avec des doses relativement faibles. Seules les céréales bénéficient d'engrais de fond non azoté (TSP 46% à base de phosphore).

*ii. Apports par l'eau d'irrigation*

Les surfaces maraîchères et céréalières sont irriguées à partir de puits dont les eaux peuvent être très chargées en nitrates. La pomme de terre constitue 70% des cultures maraîchères et est irriguée à raison de 3000 m<sup>3</sup>/ha/an. Les cucurbitacées constituent le reste et sont irrigués à raison de 2500 m<sup>3</sup>/ha/an. Quant aux céréales, ils sont irrigués à raison de 1000 m<sup>3</sup>/ha/an.

La quantité totale d'azote apportée par l'eau d'irrigation pour l'année 2004 représente 3 % seulement de celle produite par les engrais azotés (figure 2).

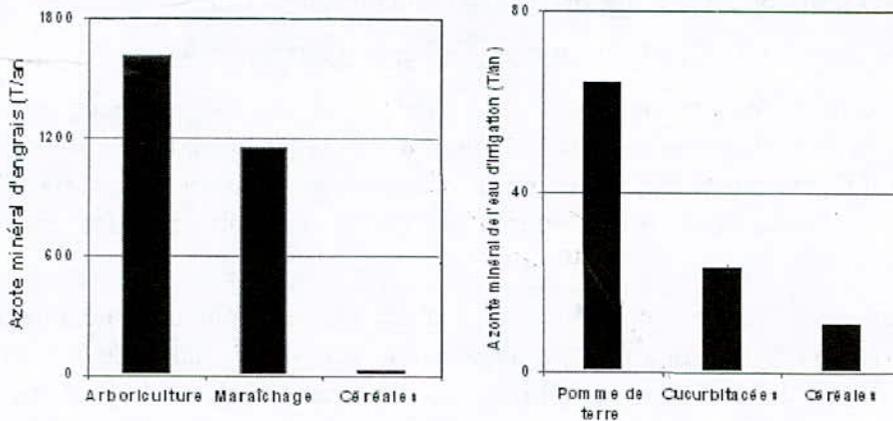


Figure 2. Pratiques agricoles sur la vallée du moyen Cheliff occidental

iii. *Apports à partir d'élevage*

Les exploitations d'élevage pour les différentes espèces animales se concentrent en particulier sur les zones de piémont (dans les communes de Ouled fares, l'Abiadh Medjadja et Boukadir). L'estimation des quantité d'azote organique engendré pour l'année 2004 déduite des normes CORPEN (1988, 1999 et 2001), montre que plus de la moitié de cet azote est produit par les bovins.

iv. *Apports domestiques*

Le taux moyen de raccordement des populations aux réseaux d'eaux usées est de 98% à peu près pour les communes de Chettia et de Chlef et peut descendre aux environs de 66% dans les zones de piémont (communes de Sobha, Boukadir, Ouled Fares et l'Abiadh Medjadja) où l'assainissement autonome (fosses sceptiques) est ainsi mis en évidence. Cependant, la quantité d'azote produit ne constitue que 8% de celle engendrée par l'élevage.

L'azote des effluents d'élevage et urbains représente environ 14 % de celui des engrais minéraux et des eaux d'irrigation (figure 3).

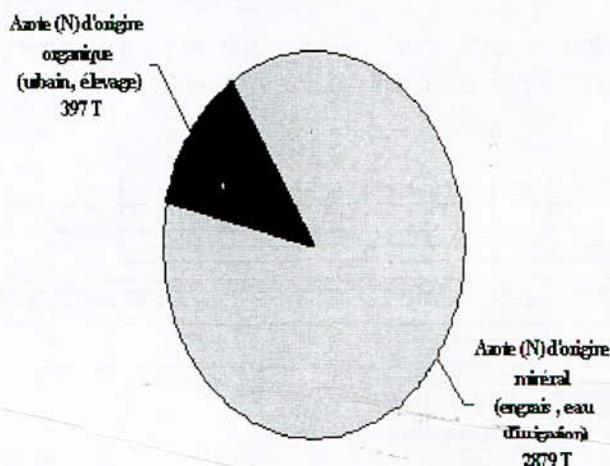


Figure 3 : Apport d'azote annuel (minéral et organique) pour 2004

#### b. Influence des conditions pédoclimatiques sur l'apport total en azote

La mise en culture à long terme dans la zone d'étude sans apport de matières organiques a causé avec le temps la diminution du taux de matières organiques dans le sol. Ceci est le résultat de l'augmentation très rapide de la vitesse de minéralisation par effet du climat semi-aride. La capacité du sol à fournir de l'azote par minéralisation diminue par conséquent.

L'apport principal d'azote à considérer pour l'année 2004 est donc celui lié à l'agriculture qui constitue 88 % du total d'azote apporté aux sols de la vallée du moyen Cheliff occidental. 97 % de ce dernier est attribué aux fertilisants azotés utilisés d'une manière intensive dans les cultures maraîchères, pomme de terre en particulier. Rapporté à la surface totale irriguée, cet apport est évalué à 238 kg/ha pour cette année.

Si nous considérons la teneur moyenne en nitrate généralement rencontrée dans les eaux souterraines de la zone d'étude et qui oscille autour de 62 mg/l, l'apport d'azote lui correspondant, ne constitue que 4 % (9.5 kg N /ha/an) du total. Il correspondrait à 54 kg/ha/an (23 % du total) pour la teneur maximale enregistrée (350 mg/l) (Bettahar et Kettab, 2006).

Cet apport a été ramené à la lame d'eau moyenne infiltrée annuellement et à la part d'eau d'irrigation qui retourne à la nappe.

Les pertes d'azote sont liées à l'absorption par la culture, à la volatilité qui peuvent atteindre 40% de la dose d'engrais à teneur élevée en ammonium (l'urée dans notre cas) dans les conditions de sol calcaire, de pH > 7.5 et de température élevée (Morris et Stevenson, 2000), au lessivage en profondeur et enfin à la dénitrification qui peut être fortement accrue en cultures irriguées (Henault et Germon, 1995).

#### 4. Conclusion

Le bilan d'azote dans les vallées en climat semi-aride semble étroitement lié aux conditions pédoclimatiques.

En effet, des quantités énormes en azote apportées annuellement aux sols de la vallée du moyen Cheliff occidental par les différentes pratiques exercées (agriculture et élevage), n'atteignent pas la nappe à cause du climat et des caractéristiques physico-chimiques du sol.

L'apport d'azote par minéralisation est faible, à cause de la diminution dans le temps, de la matière organique du sol en parallèle avec une augmentation de la vitesse de minéralisation par effet du climat.

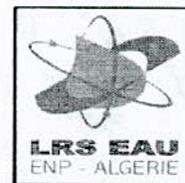
Le reste est perdu en assimilation par la plante, en volatilsation de l'ammoniaque favorisée par le pH des sols et la température élevés dans la zone d'étude et enfin en dénitrification. Ce phénomène qui atteint son maximum dans les sols irrigués mal drainés recevant une fertilisation azotée (Tremblay et al., 2001) est favorisé, dans notre cas par la température élevée.

Il semble donc exister une compensation entre l'occupation des sols qui constitue des risques élevés pour la qualité des eaux souterraines de la zone d'étude et la nature des sols ainsi que le climat. Ces deux facteurs favorisent des phénomènes pouvant induire des pertes d'azote importantes tels que la volatilisation et la dénitrification en parallèle avec un apport faible d'azote naturel par minéralisation.

### Références bibliographiques

- Achour F. (1997)** *Conditions hydrologiques et disponibilité en eau en région semi-aride : Application de méthodologies nouvelles au bassin du Cheliff, Algérie.* Thèse de Doctorat, Univ. Franche-Comté, France, 261 p.
- ANRH (1993)** *Pollution par les nitrates.* Etude réalisée par l'Agence Nationale des Ressources Hydriques, 15 p.
- Bettahar N. Et A. Kettab (2006)** Evaluation de la pollution nitratée dans la vallée du moyen Cheliff occidental. *Third International Conference on Water Resources in Mediterranean Basin*, 1 au 3 novembre, Tripoli, Liban, Acte du colloque, p 137.
- Corpen. (1988, 1999 et 2001)** *Normes CORPEN pour l'estimation de l'azote produit sur l'exploitation.* Circulaire PMPOA n° 5010 du 15 Mai 2003.
- Henault C. et J.C. Germon (1995)** *Quantification de la dénitrification et des émissions de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) par les sols.* *Agronomie*, 15, 321-355.
- Kettab A. (2005)** *De l'eau pour le développement durable (DD), Algerian Journal Of Technology – AJOT - ISSN 1111-357X, Number Special – An International Publication of Engineering Sciences.*
- Morris D.T. et C.K. Stevenson C. (2000)** *Nitrogen fertilizer materials for field crops.* Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs Fact sheet # 542.
- SCET – AGRI (1) (1984)** *Hydrologie – Hydrogéologie et bilan des ressources. Etude du réaménagement et de l'extension du périmètre du moyen Chéiff.* Rap A1.1.2. Pub. Ministère de l'Hydraulique, Algérie, 72p.
- SCET – AGRI (2) (1984)** *Bilan des ressources en sol. Etude du réaménagement et de l'extension du périmètre du moyen Chéiff.* Rap A1.2. 1. Pub. Ministère de l'Hydraulique, Algérie, 35p.
- Tremblay N., H.C. Scharpf, U. Weier, H. Laurence et J. Owen (2001)** *Régie de l'azote chez les cultures maraîchères, Guide pour une fertilisation raisonnée,* Agriculture et Agroalimentaire, Canada, 70p.



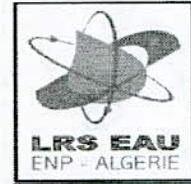


Ecole Nationale Polytechnique : ENP  
Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU

## Index

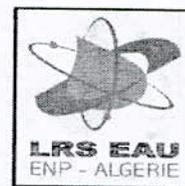
| Auteurs             | Page          |
|---------------------|---------------|
| Ababsa N.           | 13            |
| Abdoulaye Arzake I. | 49            |
| Abichou M.          | 691           |
| Abid K.             | 265           |
| Abida H.            | 41, 401, 803  |
| Abidi B.            | 265           |
| Addad D.            | 13            |
| Addou A.            | 555           |
| Adelard L.          | 671           |
| Ahmed Chekkat F.    | 665           |
| Ait Aider A.        | 21            |
| Al Chiblak M.       | 29            |
| Alawneh M. A.M.     | 759           |
| Al-Deffeeri N. S.   | 459           |
| Ali Benamara A.     | 441           |
| Ammari A.           | 279           |
| Ammour F.           | 581           |
| Amraoui F.          | 549           |
| Aoun-Sebaiti B.     | 391           |
| Araibia A. S.       | 41            |
| Asmlal L.           | 533           |
| Atallah T.          | 655           |
| Aurette Y.          | 595           |
| Ayadi M.            | 691           |
| Bachari N.          | 713           |
| Badri A.            | 631           |
| Bamaarouf M.        | 775           |
| Banna-Zayani M.     | 123           |
| Bedbabis S.         | 589           |
| Ben Alaya M.        | 287           |
| Ben Dhia H.         | 349           |
| Ben Lili I.         | 723           |
| Ben Mammou A.       | 287, 323      |
| Ben Rouina B.       | 513, 589, 691 |

|                          |                            |
|--------------------------|----------------------------|
| Bendjoudi H.             | 381                        |
| Benhammou A.             | 891                        |
| Benmamar S.              | 49, 61, 145, 153, 207, 315 |
| Benmebarek N.            | 79                         |
| Benmebarek S.            | 79                         |
| Benmoussat A.            | 473, 831                   |
| Benrachedi K.            | 165                        |
| Bensaci T.               | 185                        |
| Bentekhici (Zemmouri) N. | Ep, 297                    |
| Benziada S.              | 49, 207, 315               |
| Berreksi A.              | 61, 145                    |
| Bessenasse M.            | 71                         |
| Bettahar. N.             | 307, 441, 607              |
| Bouaïcha N.              | 193, 237, 701              |
| Bouchelghoum F.          | 79                         |
| Bougdah. N.              | 201                        |
| Bouhlila R.              | 367                        |
| Boukhari S.              | 803                        |
| Boukhris M.              | 589                        |
| Bouri M.                 | 617                        |
| Boushaki M.              | 595                        |
| Boussahel R.             | 559                        |
| Bouteyeb K.              | 491                        |
| Bouzegag A.              | 185                        |
| Bouzidi A.               | 775                        |
| Chakroun H.              | 723                        |
| Charifi S.               | 315                        |
| Chebil A.                | 815                        |
| Chedly B.                | 429                        |
| Chekhma H.               | 349                        |
| Chenaf D.                | 631                        |
| Chenini I.               | 323                        |
| Cherifi H.               | 607                        |
| Cherrared M.             | 217                        |



Ecole Nationale Polytechnique : ENP  
Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU

|                    |              |                      |  |
|--------------------|--------------|----------------------|--|
| Daoud A.           | 901          | Harik D.             | 559                                      |
| Darwish T.         | 655          | Hecini M.            | 617                                      |
| Dia M. A.,         | 481          | Hennia K.            | 307                                      |
| Diawara C. K.      | 481          | Houhamdi M.          | 185                                      |
| Djabri L.          | 229, 391     | Houma F.             | 713                                      |
| Djazi F.           | 201          | Ikni T.              | 61, 145                                  |
| Djebbar Y.         | 41, 401, 803 | Irinslimane H.       | 559                                      |
| Djilani C.         | 625          | Jalil M.             | 533                                      |
| Djorfi S.          | 229          | Jellal J. E.         | 775                                      |
| Douani M.          | 523          | Jenhani-Ben Rejeb A. | 701                                      |
| Douaoui A.         | 441          | Jilani S.            | 589, 691                                 |
| Drouiche N.        | 617          | Jrabi A.             | 691, 589                                 |
| El Achheb A.       | 491          | Kaid Harche M.       | 237                                      |
| El Herry S. &      | 193, 701     | Kastner R.           | 79                                       |
| El Khadir Lakhal & | 891          | Kbir-Ariguib N.      | 123                                      |
| El Maliki S.       | 491          | Kerbache K.          | 153                                      |
| El-Hoz Mervat      | 175          | Kerbachi R.          | 595                                      |
| Errih M.           | 865          | Kessasra F.          | 381                                      |
| Fagel M. L.        | 481          | Ketata M.            | 367                                      |
| Fathalli A.        | 701          | Kettab A.            | 1, 61, 145, 207, 307, 441, 581, 631, 607 |
| Ferroudj N.        | 625          | Khalaf-Kairouz L.    | 875                                      |
| Fotakis D.         | 257, 337     | Kouadri Moustefai S. | 523                                      |
| Frija A.           | 815          | Kouadri-Mostefa S.   | 307                                      |
| Gafsi M.           | 207          | Kribaa M.            | 13                                       |
| Gargouri K.        | 691          | Labioud Z.           | 113                                      |
| Geadah A.          | 93           | Lahache Gafrej R     | 853                                      |
| Ghanem Marwan      | 747          | Lahlou A.            | 503                                      |
| Gouasmia M.        | 349          | Lallahem S.          | 391                                      |
| Graba M.           | 217          | Lamouroux C.         | 229, 391                                 |
| Gueddan M.         | 367          | Lamrini B.           | 891                                      |
| Habi M.            | 473, 831     | Le Lann M. V.        | 891                                      |
| Hamadeh I.         | 845          | Lebdi F.             | 723                                      |
| Hamchaoui M.       | 217          | Lo S. M.             | 481                                      |
| Hamdani M.         | 449          | Loukas A.            | 257                                      |
| Hami A.            | 571          | Louni B.             | 617                                      |
| Hamlat A.          | 865          | Maazouzi A.          | 631                                      |
| Hamzaoui F.        | 367          | Madani K.            | 647                                      |
| Hani A.            | 229, 391     | Majour H.            | 229                                      |
| Hanini S.          | 607          |                      |  |



Ecole Nationale Polytechnique : ENP  
Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU

|                    |          |                       |          |
|--------------------|----------|-----------------------|----------|
| Makhlouf M.        | 113      | Rumeau M.             | 481      |
| Malhotra R         | 845      | S. Mejni              | 681      |
| Manai N.           | 723      | Saheb M.              | 185      |
| Mandour A.         | 491      | Sahli H.              | 417      |
| Maouche W.         | 523      | Saker H.              | 625      |
| Masri T.           | 655      | Salama H.             | 533      |
| Maza M.            | 409      | Sami F.               | 549      |
| Mdiker N.          | 491      | Saou A.               | 409      |
| Mechental E.       | 401      | Sbeih M. Y.           | 839      |
| Medjra M. S.       | 665      | Seidel J. L.          | 409      |
| Medjram M. S.      | 625      | Sekki A.              | 647      |
| Merabet A.         | 113      | Shaban A.             | 875      |
| Meroufel B.        | 137      | Sidiropoulos E.       | 257, 337 |
| Merzoug D.         | 185      | Slim Shimi N.         | 735      |
| Merzouk B.         | 647      | Slim-Shimi N.         | 417      |
| Mesbah M.          | 381      | Smets Henri           | 755      |
| Messabeb A.        | 123      | Soua N.               | 589, 691 |
| Mhamdi A.          | 349      | Soussi M.             | 349      |
| Mitiche-Kettab R.  | 449, 631 | Srarfi F.             | 417      |
| Mohee R.           | 671      | Srarfi F.             | 735      |
| Morau D.           | 671      | Tahar Djebbar H.      | 523      |
| Mouneimne A. H.    | 655      | Tahin M.              | 533      |
| Moussaoui K.M.     | 559      | Talhaoui W.           | 429      |
| Nasri H.           | 193, 237 | Tamrabet L            | 13       |
| Ndongo M.          | 481      | Tlig S.               | 417      |
| Nefzi M.           | 723      | Tolikas P.            | 337      |
| Nouidjem Y.        | 185      | Tondo Blaise L.       | 743      |
| Nouiri I.          | 723      | Touchan H.            | 845      |
| Ould Mahmoud A. K. | 481      | Touil Y.              | 581      |
| Ouled Amor A.      | 691      | Trabelsi-Ayadi M.     | 123      |
| Paquier A.         | 71       | Trad Raïs M.          | 681      |
| Pontie M.          | 481      | Van Huylenbroeck G.   | 815      |
| R. Kastner         | 79       | Xanthoulis D.         | 681      |
| Ramdane N.         | 665      | Yahi H.               | 21, 571  |
| Rasoanandrasana E. | 671      | Yangui H.             | 901      |
| Rasolonjatovo M. Z | 671      | Yebdri D.             | 865      |
| Remini B.          | 61, 279  | Youcef Ettoumi Fatiha | 01       |
| Rhouma A.          | 691      | Younsi A.             | 491      |
| Ridene S.          | 723      | Zaghdoudi. R.         | 201      |



Ecole Nationale Polytechnique : ENP  
Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU

|              |     |
|--------------|-----|
| Zaïter A.    | 655 |
| Zargouni F.  | 287 |
| Zebbbar Z.   | 297 |
| Zenasni M.A. | 137 |
| Zouari K.    | 901 |
| Zouari K.    | 265 |
| محمد بلغالي  | 793 |



Achévé d'imprimer sur les presses de l'imprimerie Houma - 2008

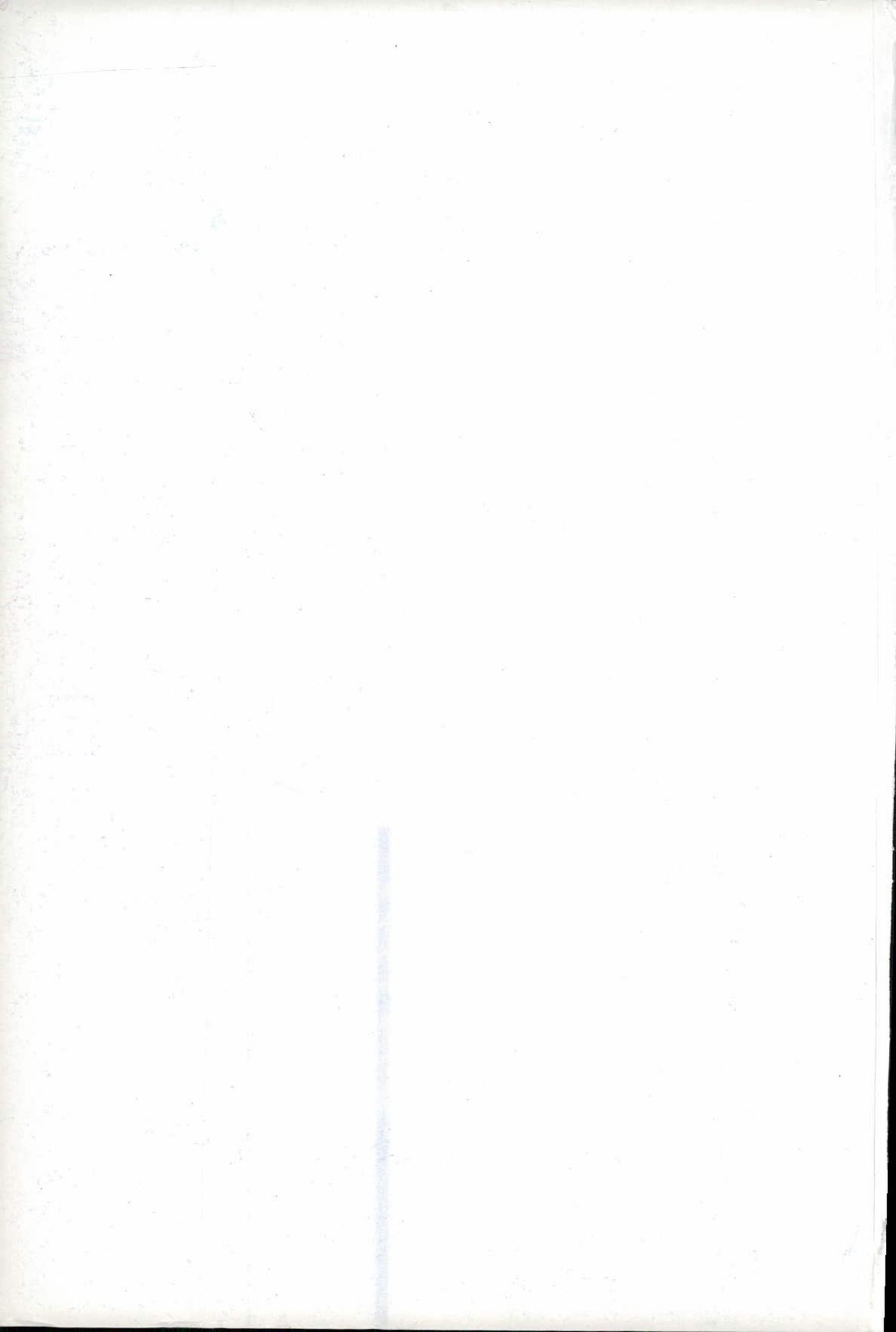
**34, lotissement la Bruyère Bouzaréah- ALGER**

Tél : (021) 94.19.36 / (021) 94.41.19

Fax : (021) 94.17.75 / (021) 79.91.84

[www.editionshouma.com](http://www.editionshouma.com)

[email:Info@editionshouma.com](mailto:Info@editionshouma.com)





## **Abstract**

Agriculture is the dominant activity in the valley of Western middle Cheliff (Northern Algerian). The principal cultures are arboriculture and market gardening; this last one is a large consumer of Nitrogen fertilizer.

The nitrogen contributions on the soil of the valley have as a principal source agriculture. The breeding and waste water constitute a secondary source. The total quantity of nitrogen, for the year 2004, of mineral origin coming from agriculture is evaluated to 2879 T including 97 % E St allotted to nitrogenized fertilizers used in an intensive way in the market gardenings, potato in particular. The remainder is brought by the water of irrigation on the market-gardening zones always. The organic nitrogen of origin coming from the breeding and waste water is evaluated to 397 T. Paid to irrigated total surface, the contribution by fertilizers is of 238 kg/ha for this year.

The nitrogen losses are related on absorption by the culture, the volatilisation of the ammonia supported by the pH of the soil and the high temperature in the zone of study and finally to denitrification. This phenomenon which reaches its maximum in the badly drained irrigated soils receiving a nitrogenized fertilization is favoured, in our case by the high temperature.

The losses by scrubbing are very weak in the valley center because of fine texture to very fine of the soils which confers to them a low permeability (0.2 to 0.5 cm/h), in addition to one argillaceous solid mass significant thickness separating the soil from the aquifer. On the contrary, on the edges of the valley whose soils are very permeable (10 cm/h) receiving an intensive nitrogenized fertilization, one record the strongest contents nitrate in water of the alluvial aquifer of the zone of study.

The nitrogen contribution by mineralisation is weak, because of the reduction in time, the organic matter of the soil in parallel with an increase the speed of mineralisation per effect of the climate.

**Key words:** nitrogen assessment, soil, climate, volatilisation, denitrification, middle Cheliff.

## **1 Introduction**

La contamination des eaux souterraines par les nitrates a été mise en évidence par plusieurs études sur différents aquifères en Algérie (ANRH, 1993 ; Kettab, 2005). Elle est souvent liée aux pratiques agricoles et d'une façon moindre à l'élevage.

Dans la vallée du moyen Cheliff occidental située dans le nord algérien, l'activité principale tourne autour de l'agriculture et l'élevage qui engendrent des quantités importantes d'azote sur ses sols. Le présent travail permet d'étudier l'influence des caractéristiques du sol (texture, pH, perméabilité...) et l'effet du climat sur les processus de transformation de cet azote. Le risque de contamination de la nappe alluviale par les nitrates serait déduit par conséquent.

## **2 Matériel et méthodes**

### **a. Site d'étude**

La zone d'étude est située au nord-ouest de l'Algérie, à environ 200 Km à l'ouest d'Alger et à 30 Km à vol d'oiseau de la méditerranée; elle occupe un territoire de 300 km<sup>2</sup> environ dans le bassin du moyen Cheliff occidental qui est lui-même formé par trois

**EFFET DES CONDITIONS PEDOCLIMATIQUES SUR LE BILAN  
D'AZOTE - CAS DE LA VALLEE DU MOYEN  
CHELIFF OCCIDENTAL -**

**EFFECT OF PEDOCLIMATIC CONDITIONS ON THE NITROGEN  
ASSESSMENT - CASE OF THE VALLEY OF WESTERN  
MIDDLE CHELIFF -**

**N. BETTAHAR<sup>1\*</sup>, A. KETTAB<sup>2</sup>, A. ALI BENAMARA<sup>1</sup>, A. DOUAOUI<sup>1</sup>**

*(1\*) : Laboratoire Eau&Environnement, Faculté des Sciences et des Sciences de l'Ingénieur, Département d'Hydraulique, Université Hassiba Ben Bouali, Chlef, Algérie. BP 151 - 02000 - Chlef - Algérie*

*E - Mail: bettaharn5@yahoo.fr*

*(2) : Laboratoire de Recherche des Sciences de l'Eau - LRS-EAU/ENP, Ecole Nationale Polytechnique (E.N.P.)- Alger, Algérie.*

*E - Mail: KETTAB@yahoo.fr*

**Résumé**

L'agriculture est l'activité dominante dans la vallée du moyen Cheliff occidental (Nord Algérien). Les cultures principales sont l'arboriculture et le maraîchage, ce dernier est un grand consommateur de fertilisants minéraux de type azoté.

Les apports d'azote sur les sols de la vallée ont pour source principale l'agriculture. L'élevage et les eaux usées constituent une source secondaire. En effet, la quantité totale d'azote, pour l'année 2004, d'origine minérale provenant de l'agriculture est évaluée à 2879 T dont 97 % est attribué aux fertilisants azotés utilisés d'une manière intensive dans les cultures maraîchères, pomme de terre en particulier. Le reste est apporté par l'eau d'irrigation sur les zones maraîchères toujours. L'azote d'origine organique provenant de l'élevage et des eaux usées est évalué à 397 T. Rapporté à la surface totale irriguée, l'apport par les fertilisants est de 238 kg/ha pour cette année.

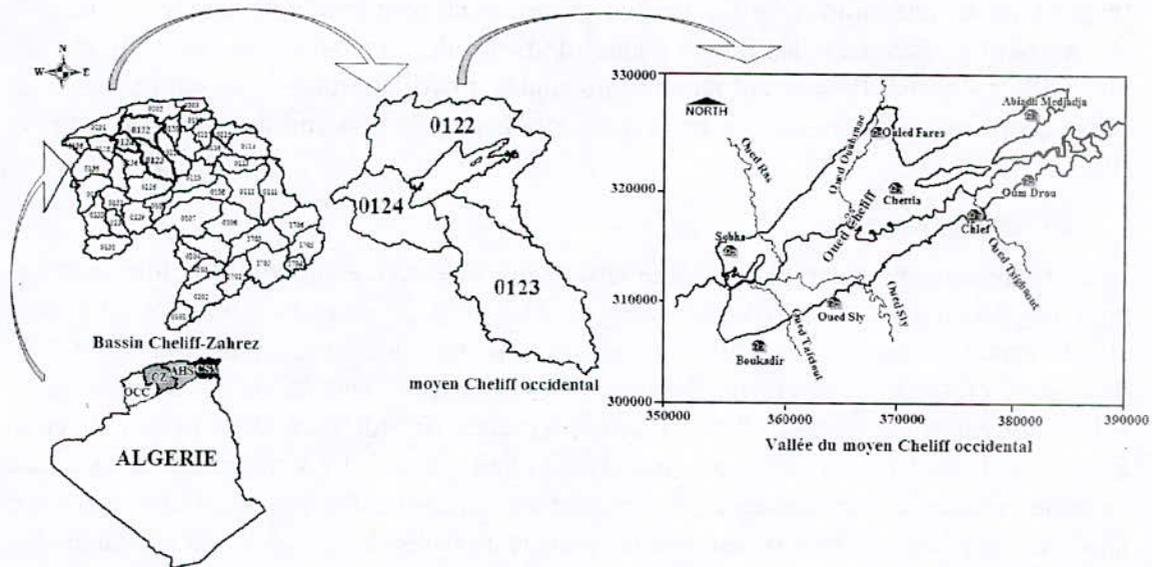
Les pertes d'azote sont liées à l'absorption par la culture, à la volatisation de l'ammoniaque favorisée par le pH des sols et la température élevés dans la zone d'étude et enfin à la dénitrification. Ce phénomène qui atteint son maximum dans les sols irrigués mal drainés recevant une fertilisation azotée est favorisé, dans notre cas par la température élevée. Les pertes par lessivage sont très faibles dans le centre de la vallée à cause de la texture fine à très fine des sols qui leur confère une faible perméabilité (0.2 à 0.5 cm/h), en plus d'un massif argileux d'épaisseur importante séparant le sol de la nappe. Au contraire, sur les bordures de la vallée dont les sols sont très perméables (10 cm/h) recevant une fertilisation azotée intensive, on enregistre les plus fortes teneurs en nitrate dans les eaux de la nappe alluviale de la zone d'étude.

L'apport d'azote par minéralisation est faible, à cause de la diminution dans le temps, de la matière organique du sol en parallèle avec une augmentation de la vitesse de minéralisation par effet du climat.

**Mots-clés:** bilan d'azote, sol, climat, volatisation, dénitrification, moyen Cheliff.

sous bassins versants codés respectivement 0122, 0123 et 0124 (Figure 1) et appartenant au grand bassin hydrographique Cheliff-Zahrez.

La zone ainsi définie couvre la vallée du Cheliff depuis 6 Km à l'amont d'Oum Drou, jusqu'à 3 km en aval de Boukadir. Elle s'étend dans la partie centrale jusqu'à Ouled Fares dans la vallée de l'affluent dit Oued Ouahrane. La partie se trouvant au sud et longeant la route nationale n°4 à 4 Km environ est également incluse dans la zone d'étude.



**Figure 1** : Situation de la zone d'étude

La région est caractérisée par un climat semi-aride avec des étés très chauds et des hivers froids. Le bilan hydrique établi pour l'année 2004 par la méthode de Thornthwaite sur les données de la station pluviométrique Chlef ONM, indique une évapotranspiration et un déficit hydrique assez élevés (1023 et 673 mm respectivement), en parallèle avec une exploitation intensive des eaux souterraines pour des fins agricoles. L'infiltration déduite du surplus d'eau constitue 7% seulement (25 mm) des pluies totales (361 mm).

#### b. Contexte hydrogéologique et pédologique

La nappe principale de la zone d'étude est formée par les sédiments détritiques d'âge Sub-Pliocène Quaternaire formant le remblai de la vallée. Ces sédiments incluent des argiles et des marnes épaisses avec des lits de sables de graviers et de conglomérats.

L'écoulement des eaux de la nappe s'oriente généralement des bordures vers l'axe central de la vallée avant de prendre une direction E-W parallèlement au cours d'eau de l'oued Cheliff qui joue le rôle d'un véritable drain. En plus des eaux météoriques, la nappe reçoit une importante alimentation du sud à partir des calcaires lithothamniées Miocènes manifestée par un gradient fort (1.7%) de direction sud nord. Elle reçoit une autre alimentation plus faible du nord à partir des zones de piémont appartenant aux formations Pliocènes avec un gradient de 0.8% (Achour, 1997). La part des eaux d'irrigation (return flow) qui retourne à la nappe est évaluée à 20% du volume total utilisé pour cet usage (Scet Agri (1), 1984).

La couverture pédologique décrite par les études réalisées par Scet Agri (2) (1984) permet de différencier deux grands ensembles:

- Les sols de piémont, observés uniquement sur les bordures ; ils sont, toutefois bien représentés dans les plaines de l'Abiadh Medjadja et de Ouled Fares ainsi que dans l'extension ouest. Ils sont de texture équilibrée, profonds et bien structurés et présentent de ce fait une très bonne perméabilité (10 cm/h en surface).
- Les sols de plaine, alluviaux, de texture généralement variable, localement tirsifiés (argileux). Les sols lourds (> 40% d'argile en moyenne) sont importants sur les formations alluviales plus récentes telles que la plaine de Boukadir, nord-ouest de Oued Sly et sud-ouest d'Ech-Chettia; Ils peuvent montrer des signes d'hydromorphie et de salinité liés à un drainage interne déficient, ce qui provoquerait la baisse de la perméabilité déjà très faible (0.3 à 0.5 cm/h).

#### c. Occupation de sol

Les renseignements collectés auprès de la direction du service agricole de Chlef font état pour les domaines des terrains agricoles de 18000 ha environ dont plus de 63% sont effectivement irrigués. L'arboriculture est la spéculation la plus importante du périmètre, plus particulièrement l'agrumicole. Concentrée dans la partie centrale de la vallée, elle est irriguée à partir des lâchers des barrages de Sidi Yacoub sur l'oued Sly et du Fodda sur l'oued Fodda, affluents droits de l'oued Cheliff. Le maraîchage occupe une seconde position d'importance et est localisé principalement à proximité des bordures; ainsi, quatre pôles importants couvrent les plaines de Ouled Fares, de l'Abiadh Medjadja, et de Sobha. Leur irrigation est assurée par les eaux de puits individuels, de même pour les céréales.

### **3. Résultats et discussion**

#### a. Quantification des apports d'azote dans la zone d'étude

##### *i. Apports agricoles*

Une enquête sur terrain auprès des agriculteurs nous a permis d'élaborer un calendrier des pratiques et à estimer les apports d'azote pour chaque type d'occupation des sols après recensement des différents types d'engrais utilisés et des doses réellement épandues. Les engrais chimiques industriels et en particulier le NPK 15.15.15 sont prédominants pour la quasi-totalité des spéculations avec des doses moyennes annuelles allant de 500 Kg/ha pour l'arboriculture, 800 Kg/ha pour la culture industrielle et jusqu'à 1200 Kg/ha pour la pomme de terre, utilisé comme engrais de fond. D'autres engrais comme le sulfate d'ammonium 21% et l'urée 46% sont utilisés comme engrais de couverture avec des doses relativement faibles. Seules les céréales bénéficient d'engrais de fond non azoté (TSP 46% à base de phosphore).

##### *ii. Apports par l'eau d'irrigation*

Les surfaces maraîchères et céréalières sont irriguées à partir de puits dont les eaux peuvent être très chargées en nitrates. La pomme de terre constitue 70% des cultures maraîchères et est irriguée à raison de 3000 m<sup>3</sup>/ha/an. Les cucurbitacées constituent le reste et sont irrigués à raison de 2500 m<sup>3</sup>/ha/an. Quant aux céréales, ils sont irrigués à raison de 1000 m<sup>3</sup>/ha/an.