



Les Enjeux de la Qualité dans le Secteur de l'Eau et de l'Assainissement en Algérie, Apport des Techniques Nucléaires

EQSEAATN'2010



recueil

Tipaza, les 11 - 12 Mai 2010

C O: Communication Orale

- C O. 1 *Plan Directeur d'Aménagement des Ressources en Eau*
M. Boukrouna
- C O. 2 *Apport des systèmes d'information géographique dans l'évaluation de la qualité des eaux souterraines – Cas de la plaine de Maghnia – Wilaya de Tlemcen – Algérie*
C. Abdelbaki
- C O. 3 *Phénomène de la remontée ; impact et conséquence sur la nappe phréatique d'Oued Souf (cas de la zone de rejet, Ville d'El Oued)*
A. Douiche
- C O. 4 *Réhabilitation et Amélioration de la Performance des Forages*
S. Hamil
- C O. 5 *Interférence d'une invasion marine sur les eaux souterraines des nappes côtières superficielles et profondes : Cas de la région de Annaba (Est Algérien).*
L. Djabri
- C O. 6 *Déstockage de la nappe de la Mitidja – analyse par modélisation*
F. Aouar
- C O. 7 *Suivi Hydrobiologique du Barrage de Keddara Durant l'Année 2009*
*T. Mechahed & F. Yakoubi**
- C O. 8 *A study of enhanced coagulation for removal of algae in a typical Algeria*
D. Ghernaout
- C O. 9 *Technique d'Application des Radiotraceurs dans les Stations de Traitement et d'Épuration des Eaux Usées (STEP)*
S. Louelhi
- C O. 10 *Utilisation des Techniques Nucléaires pour la Quantification de l'Erosion Hydrique*
A. Mansouri
- C O. 11 *Apport des Jauges Nucléaires pour le Soutirage des Courants de Densité dans les Barrages*
B. Remini
- C O. 12 *Boire de l'Eau du Robinet à Alger*
G. Gelas
- C O. 13 *Impact du changement de la qualité des eaux sur les canalisations.*
N. Adim
- C O. 14 *Etude et Renouvellement des Systèmes de Désinfection à Alger*
H. Tebbakh



- C O. 15 *Chloration des Eaux de Distribution et Risques Génotoxiques*
M. Khallef & D. Benouareth.
- C O. 16 *Water Consumption in Algeria and its Ways of Rationalization According to the Islamic Perception*
M. Belguali
- C O. 17 *Eaux Usées : Epuration et Valorisation.*
F. Ladjel
- C O. 18 *Problématique des Boues des STEP d'Alger*
T. Dezenclos
- C O. 19 *Conditionnement des Boues de la Station d'Epuration de Beni-Messous Utilisant le FeCl₃, le Chitosane et un Polyélectrolyte Synthétique*
H. Zemmouri
- C O. 20 *Valorisation des Boues Urbaines de la Station d'Epuration des Eaux Usées Résiduaires de la Ville Sidi Belabbes (Ouest Algérien). Effet sur la Fertilité d'un Sol Sableux*
N. Ramdani.
- C O. 21 *Dérivés et leur Application dans la Rétention du Cadmium, Cuivre et Plomb*
L. Chabane
- C O. 22 *Dégradation du Chlorotoluron par le Procédé TiO₂/O₂/UV sur un Support en Lit Fixe*
N. A. Laoufi & F. Bentahar

P O: Communication Poster

- PO 1 *Suivi de la minéralisation du BB41 par le procédé d'oxydation avancée Electro-Fenton*
S. Bouafia-Chergui
- PO. 2 *Apport de la scintillation liquide aux études hydrologiques*
A. W. Badreddine
- PO. 3 *Etude de la dégradation du chlorpyrifos-éthyle par irradiation gamma. Identification des métabolites par GC-MS*
H. Meguenni
- PO. 4 *Suivi et Quantification des Métaux lourds Toxiques (As, Al, Fe, Cd and Pb) dans les Eaux Potables de la ville d'Alger par la Spectrophotométrie d'Absorption Atomique*
S. Louelhi
- PO. 5 *Nuclear Desalination*
Y. Bouaichaoui
- PO. 6 *Utilisation de la Spectrométrie Gamma et de la Scintillation Liquide pour le Dosage de la Radioactivité Naturelle dans l'Eau.*
H. Brahimi
- PO. 7 *Effet de l'Age de la Décharge sur la Composition des Lixiviats d'Ouled Fayet*
F. Boumechhour
- PO. 8 *Expérience de la réduction de nuisance olfactive de oued el Harrach*
L. Farah
- PO. 9 *Conception et Gestion d'un Laboratoire*
Z. Lamali
- PO. 10 *Vulnérabilité et Risque de Pollution dans la Plaine de Skikda (N-E Algérien): Application de la Méthode de W. REHESE*
F. Medjani
- PO. 11 *Protection des Bassins Versants*
A. Ghomri
- PO. 12 *Elimination du 4-Chlorophénol de Solutions Aqueuses par Adsorption sur un Charbon Actif d'origine Végétale.*
C. Yaddadene
- PO. 13 *Elimination des Déchets Toxiques par une Biomasse Fongique et Impact sur la Santé Humaine*
S. Bedioui
- PO. 14 *Tolérance et Potentialités de la Plante Aquatique Lemna gibba vis-à-vis du Cadmium, du Plomb et du mélange Tribénuron-méthyle-Cadmium.*
A. Aggoun

- PO. 15 *Dégradation du Chlorotoluron par le Procédé TiO₂/O₂/UV sur un Support en Lit Fixe*
N. A. Laoufi & F. Bentahar
- PO. 16 *La Dynamique de la Communauté Microbienne des Eaux Douces (Barrage de Boukourdane) en Relation avec les Facteurs Environnementaux*
N. Boudjemaa
- PO. 17 *Schéma Explicite d'Adams-Moulton-Bashford pour la Simulation Numérique de la Recharge Artificielle d'une Nappe par des Lachés d'Eau du Barrage. Application : Nappe des bas Sebaou*
T. Ikni
- PO. 18 *Mesure du Radon dans les Eaux par la Technique d'Ionisation*
M. Aitziane
- PO. 19 *Epuración des Eaux Usées par Lagunage Naturel. Etude de la Performance du Dispositif de Traitement des Eaux Usées d'Ain Ouarka, Wilaya de Naama*
O. Youb
- PO. 20 *Etude des Possibilités d'Utilisation des Eaux et Boues d'Epuración dans l'Agriculture Cas de la Station d'Epuración de Beni Messous (Alger- Algérie)*
S. Selhani
- PO. 21 *Modélisation des Paramètres Physico-Chimiques de la Coagulation Flocculation pour le Traitement des Eaux de Surface.*
A. Kettab
- PO. 22 *Séparation des Composés Chlorés des Eaux par la Technique de Pervaporation Moyennant une Membrane a base de SBR*
A. Zafour
- PO. 23 *Qualité des Eaux de Barrages en Exploitation*
I. Bouaichi



COMMUNICATIONS ORALES

C O. 1

Plan Directeur d'Aménagement des Ressources en Eau

M. Boukrouna

Agence de Bassins Hydrographiques (ABH-AHS)

Résumé :

La gestion intégrée des ressources en eau (GIRE) est aujourd'hui la doctrine la plus couramment évoquée en matière de gestion de l'eau. Cette doctrine a été définie lors de la Conférence internationale de Dublin en 1992 qui a donné naissance à quatre principes qui ont servi de base à une grande partie de la réforme du secteur de l'eau.

De nombreuses conférences internationales organisées autour de la gestion des ressources en eau ont repris et explicité certains éléments, notamment au forum mondial de l'eau de Marrakech, à la conférence de Paris en mars 1998 et aux deux forums mondiaux de l'eau qui se sont tenus à la Haye et Kyoto.

La loi relative à l'eau de août 2005 a repris explicitement ces principes et concepts. Elle comporte dix titres dont un titre (titre IV) est consacré aux « instruments institutionnels de la gestion intégrée des ressources en eau ». Ce titre qui définit le cadre institutionnel de la gestion intégrée des ressources en eau est subdivisé en quatre chapitres.

Le chapitre 1 institue les Plans Directeurs d'Aménagement des Ressources en Eau (PDARE), qui définissent pour chaque unité hydrographique « les choix stratégiques de mobilisation, d'affectation et d'utilisation des ressources en eau ».

Les premiers éléments pris en compte lors de l'élaboration du PDARE sont les éléments d'ordre institutionnels et politiques du secteur de l'eau. A ce niveau, l'échelle spatiotemporelle du PDARE et les objectifs et hypothèses (**paramètres de planification**) nécessaires pour effectuer la simulations des bilans d'eau ont été définis par les services du MRE représentés par la Direction des Etudes et des Aménagements Hydrauliques (DEAH).

Après la phase préliminaire dite d'« **encadrement régionale** », l'évaluation des ressources en eau et les demandes en eau constitue une étape préalable pour démarrer le calcul du bilan hydrique. Ce dernier est calculé pour des variantes différentes, pour le scénario climatique moyen et pour plusieurs horizons temporels, par bassins versants et par wilaya. Les simulations sont effectuées en utilisant le logiciel « **bilans** » développé par la GTZ (coopération allemande).

A travers une succession de simulations, la variante optimale qui traduit un d'équilibre du bilan hydrique à l'échelle des bassins est établie. Le logiciel « **bilans** » cité précédemment comporte un module « **économique** » qui permet d'évaluer les coûts du m³ d'eau fournie par les différents systèmes de production. Ainsi un programme d'investissement est défini.

C O. 2

Apport des systèmes d'information géographique dans l'évaluation de la qualité des eaux souterraines – Cas de la plaine de Maghnia – Wilaya de Tlemcen – Algérie

C. Abdelbaki

Département d'Hydraulique

Faculté des sciences de l'ingénieur – Université Abou Bakr Belkaid, Tlemcen - Algérie

email : abdelbakicherifa@yahoo.fr abdelbakicherifa@gmail.com

INTRODUCTION

L'existence de toute sorte de vie est liée à la présence de l'eau. L'insuffisance de cette dernière est l'un des problèmes les plus cruciaux auquel l'homme est confronté. Celle-ci l'a contraint véritablement à sa recherche, notamment, par l'exploitation des eaux souterraines et autres. Bien que cette difficulté soit préoccupante, il n'en demeure pas moins que la qualité de ces eaux présente, néanmoins, un intérêt majeur. Dans ce sens, ce travail constitue une contribution pour une meilleure connaissance de la qualité des eaux souterraines de la plaine de Maghnia, cette dernière étant, dès lors, considérée comme l'un des châteaux d'eau de L'Ouest Algérien, par l'application des systèmes d'information géographique.

PRESENTATION DE LA REGION D'ETUDE

Maghnia est située à l'extrême Nord-Ouest de l'Algérie, aux bords immédiats d'une plaine agricole qui fait partie de la grande plaine d'Angards s'étendant jusqu'à Fès au Maroc. La commune est limitée au Nord par le massif de Traras qui l'isole de la Mer Méditerranéenne, au Sud et à l'Est par les contreforts des monts de Tlemcen. Sa limite Ouest et Sud- Ouest constituent la ligne frontière avec le Maroc. La plaine de Maghnia contient une nappe importante localisée dans le plio-quadernaire. Le réservoir de la nappe se trouve surtout dans les lentilles de galets plus au moins cimentés incluses dans les alluvions Plio-Quadernaires. Ce dernier repose sur le miocène et le pliocène inférieur marneux totalement imperméable. Cette nappe aquifère qui s'étend sur un horizon de 351 km² est alimentée principalement par les infiltrations des précipitations et par le déversement souterrain des formations jurassiques de Ras Asfour. La nappe est peu profonde (entre 10 et 20m), elle est donc accessible par simple puits, ce qui fait qu'elle est sujette à de forte exploitation.

DEMARCHE ADOPTEE POUR LA MISE EN PLACE DU SIG

En plus de l'importance géographique et agricole de la plaine de Maghnia, elle renferme une nappe phréatique qui est menacée par le fonçage illicite des puits et la pollution. La question sur la qualité de ces eaux souterraines et leur conformité aux normes de potabilité nous a poussé à établir une base de données. Les données telles qu'elles sont recueillies durant l'inventaire et l'analyse ne peuvent être intégrées directement à la base de données. Pour leur intégration, on a procédé à la :

- ❖ Préparation des données.
- ❖ Saisie et manipulation des données.
- ❖ Intégration des données dans la base de données

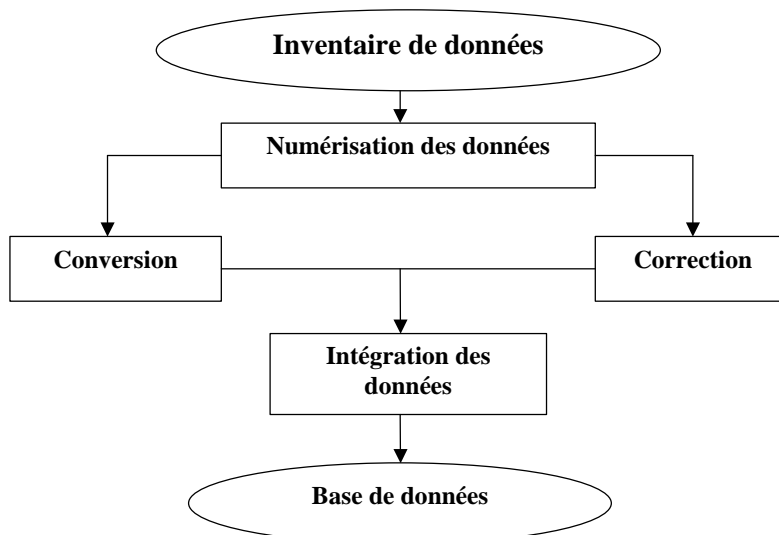


Figure 01 : Démarche adoptée pour la mise en place du SIG

RESULTATS ET ANALYSES

L'établissement de la base de données et sa gestion a été entrepris à l'aide d'un S.I.G vecteur. Ce modèle permet de gérer l'information géographique et sémantique afin de procéder à différentes analyses. Les cartes établies permettent de sélectionner les points d'eau qui répondent aux normes de potabilité, la figure 02 montre clairement la répartition spatiale des points d'eau où les normes sont dépassées pour les Nitrates.

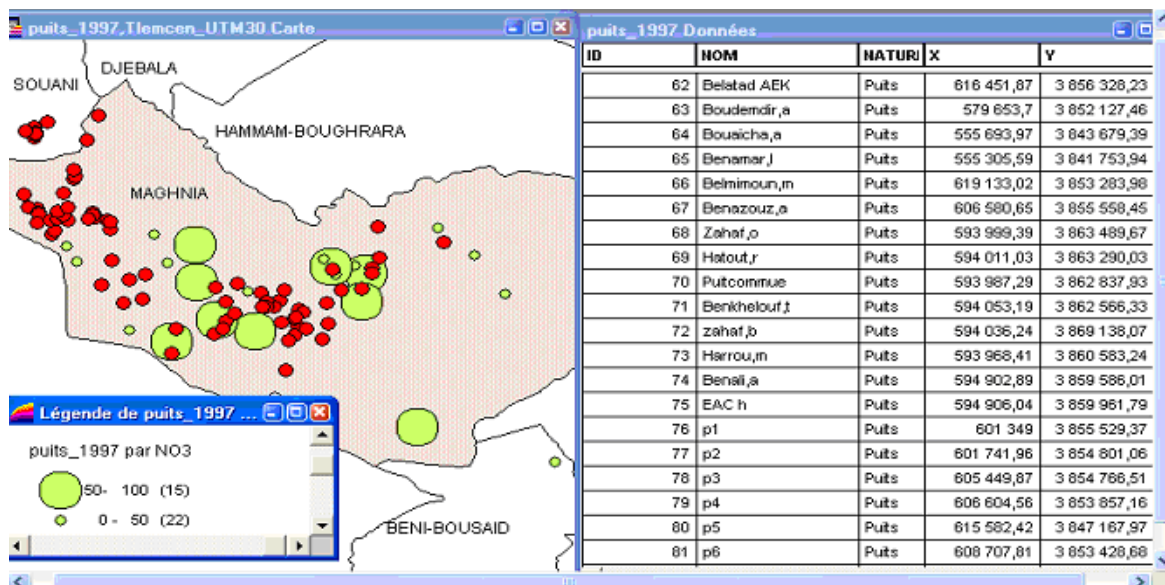


Figure 02 : Répartition spatiale des points d'eau où les Nitrates dépassent les normes de potabilité

En se basant sur les analyses thématiques, on peut signaler ce qui suit :

Les éléments chimiques **Ca** (Calcium) et **Mg** (Magnésium) des forages et des puits sont conformes aux normes données par l'OMS.

- **Sodium (Na) et Potassium (k) :**



Les teneurs en Potassium qui dépassent la norme (0.4 mg/l) sont observées dans tous les forages et les puits.

Ces fortes teneurs en sodium et potassium sont liées soit à la constitution géologique des formations traversées par les eaux notamment le contact avec les marnes miocènes soit aux échanges des ions Na^+ de certaines argiles ou marnes avec ceux de Mg^{2+} et de Ca^{2+} de l'eau

- **Sulfates (SO4) :**



L'épandage d'engrais sur les terrains agricoles ajouté à la proximité du sol des surfaces piézoélectriques, ainsi que les rejets des eaux usées déversées directement dans les oueds, sont principalement à l'origine de cet état de fait

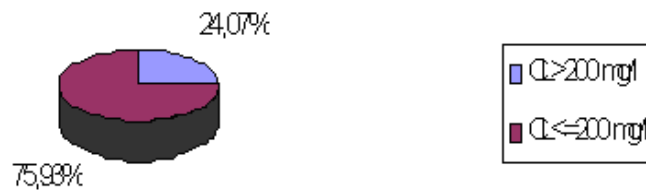
- **Nitrates (NO3) :**



Cette forte concentration est due soit aux engrais, soit par les matières organiques enfouies dans le sol, qui fournit des nitrates après une transformation bactérienne appelée « minéralisation ».

En plus les rejets de collectivités et occasionnellement de certaines industries pouvant aussi concourir à l'enrichissement significatif des nitrates dans les nappes souterraines de la zone d'étude.

Chlorures (Cl) :



La présence de fortes teneurs en chlorures au niveau des forages et puits provient de la dissolution des chlorures de sodium issues des formations Plio-Quaternaire et miocène dont le faciès lithologique permet l'apport de cet élément par lessivage.

CONCLUSION

Dans le cas de notre étude la grande densité de données nous a conduit à établir une multitude de requêtes. Ces dernières consistent à trier, grouper et afficher les analyses en une base de données selon différents critères.

Les cartes obtenues pourront servir à :

- déterminer les forages destinés à l'alimentation en eau potable,
- être utilisées pour l'aménagement du territoire,
- choisir des zones propices à l'enfouissement des déchets,
- choisir les terrains d'implantation d'industries potentiellement polluantes, etc.

Les analyses thématiques établies pour les forages et puits montrent que les eaux du Nord de la plaine sont moins chargées en Na^+ et K^+ en vers le Sud les teneurs deviennent plus importantes.

L'étude au quelle il a été procédé révèle que les eaux souterraines de la plaine de Maghnia paraissant a priori de bonne qualité physico-chimique à l'exception de quelques points d'eau dont ils ont de fortes teneurs en Potassium, en Chlorures et en Sodium.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. ABDELBAKI C., KASSOUL K, RAHMANI BOUZINA L., 2005, Application des systèmes d'information géographique dans l'évaluation des eaux souterraines : Cas du Bas Cheliff – Journal de l'Eau et de l'Environnement N°04, P. 31.
2. ABDELBAKI C., BOUKLI HACENE F., 2007, Etude du phénomène de dégradation des eaux souterraines du groupement urbain de Tlemcen – Revue des Energies renouvelables – Volume 10, N° 02, P. 257- 264.
3. ABDELBAKI C., BENMANSOUR A., 2006, Application des Systèmes d'Information Géographique dans l'identification de la qualité des eaux souterraines – Cas du Groupement Urbain de Tlemcen, Séminaire International sur la qualité, Tlemcen, Algérie.
4. BAKHOU M., AOUGGAD H. Application des systèmes d'information géographique pour l'évaluation de la qualité des eaux souterraines – Cas de la plaine de Maghnia PFE, 2007, Département d'Hydraulique, Université Abou Bakr Belkaid Tlemcen..

C O. 3

Phénomène de la remontée ; impact et conséquence sur la nappe phréatique d'Oued Souf (cas de la zone de rejet, Ville d'El Oued)

A. Douiche

Laboratoire de géologie

Université de Badji Mokhtar-Annaba, BP 12, Annaba 23000, ALGERIE

email : drouiche_malek@yahoo.fr

1. Introduction

Dans un pays semi-aride comme l'Algérie, la question de l'eau constitue un enjeu central: social, environnemental, sanitaire, alimentaire, économique et financier. L'optimisation de cette ressource rare à travers une exploitation rationalisée des eaux superficielles et souterraines, et une politique de mobilisation des ressources en eau non conventionnelles est une priorité dans la stratégie du Ministère des Ressources en Eau algérien, qui propose, suit et contrôle la politique nationale. Cependant la qualité de l'eau dépend de facteurs naturels déterminants (sol, sous-sol, etc.) et d'activités humaines produisant des rejets qui se retrouvent directement ou indirectement dans les milieux naturels.

Notre objectif est d'arriver à mettre en évidence l'éventualité d'une pollution organique des eaux souterraines de la région d'Oued Souf dans une zone de rejet aménagée à l'Ouest de la ville d'El Oued par quelques éléments chimiques analysés sur plusieurs échantillons d'eau de puits et des eaux usées.

2. Méthodologie

Les prélèvements sont effectués selon une répartition spatio-temporelle de telle sorte à entourer le rejet et mettre en évidence le sens et l'arrivée de la pollution.

Les échantillons sont collectés quatre points réparties tout le long de la zone du rejet (Figure 4), les eaux de la nappe libre sont échantillonnées dans neuf puits, deux puits vers le Sud, un vers l'Est et six vers le Nord et les eaux de drainages sont échantillonnées à la sortie du réseau avant qu'elles ne soient mélangées avec les eaux usées.

Les échantillons prélevés durant les mois d'Avril et Septembre 2007 ont été analysés au niveau du laboratoire du Biomarine (Université d'Annaba). Le dosage des différents éléments a été effectué par spectrométrie :Azote ammoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) Dosage spectrophotométrique ($\lambda = 630 \text{ nm}$), Nitrites (NO_2^-) Dosage spectrophotométrique ($\lambda = 543 \text{ nm}$), Nitrates

(NO_3^-) Réduction des nitrates en nitrites et dosage spectrophotométrique

Des nitrites ($\lambda = 543 \text{ nm}$), Phosphate (PO_4^{3-})

Dosage spectrophotométrique ($\lambda = 885 \text{ nm}$).

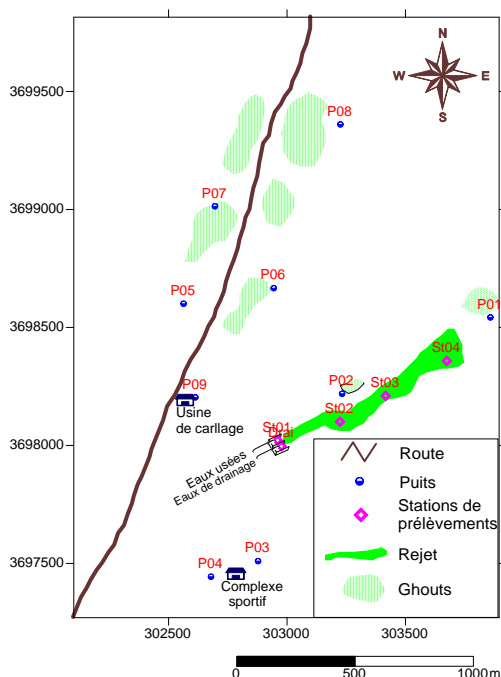


Figure 1. Carte de situation des points des prélèvements

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) recommande une grille de qualité pour les paramètres de la pollution organique.

Tableau 1 : Grille de qualité des eaux potables (OMS)

Paramètres de pollution	Limite admissible (mg/l)
Nitrates NO_3^-	50
Nitrites NO_2^-	0.1
Ammonium NH_4^+	0.5
Phosphates PO_4^-	0.5

3. Résultats & Discussion

Pour mieux comprendre l'évolution des paramètres de pollution dans le temps et dans l'espace, nous basons sur une représentation graphique d'évolution de ces éléments par rapport aux normes de potabilité (tab.1).

L'observation des courbes de variation des teneurs en ammonium (NH_4^+) montre que les fortes concentrations sont enregistrés dans les eaux de rejet avec des concentrations qui dépassent les normes. Les eaux des puits présentent des teneurs inférieurs aux normes sauf le puits P02 qui présente des teneurs supérieur aux normes acause de sa position proche de rejet. La présence de l'ammonium dans les eaux de rejet est lié à l'effet des rejets urbains.

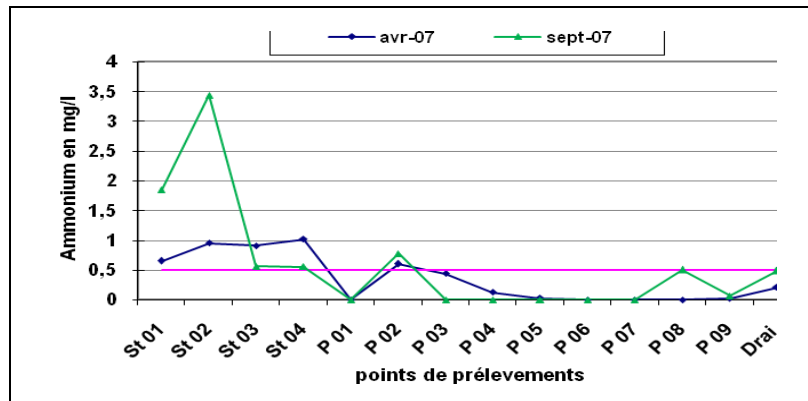


Figure 2. Variation de la concentration de l'ammonium, Avril et Septembre 2007 (Oued Souf)

Le diagramme montre que les eaux de rejet présentent les fortes concentrations, ces teneurs dues à l'effet de l'oxydation de la forme ammonium. Par contre au niveau des eaux de drainage et au puits P04, les fortes valeurs sont liée à la réduction de la forme nitrate.

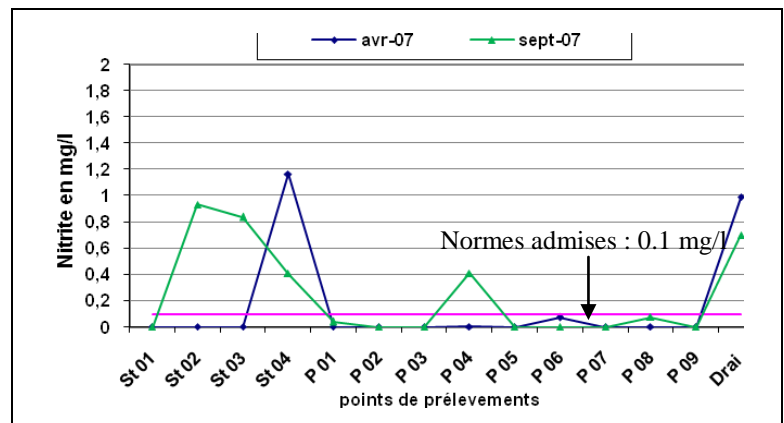


Figure 3. Variation de la concentration des Nitrites, Avril et Septembre 2007 (Oued Souf).

L'observation des courbes de variation des teneurs en Nitrates (NO_3^-) montre des irrégularités plus ou moins notables entre les mois d'Avril et septembre (Fig. 4).

D'une manière générale on note une diminution des teneurs en nitrate dans tous les points d'eau à l'exception des stations 01 et 02, cela due probablement au manque de O_2 dissous dans le milieu aquifère pour le mois de septembre. Ces valeurs restent très faibles par rapport aux normes admises.

Les nitrates peuvent avoir pour origine :

- L'utilisation des engrais chimiques pour l'agriculture.
- La transformation de l'ammonium en nitrate en présence de l'oxygène.

Le diagramme des phosphates montre que seules les eaux de rejet présentent des concentrations en phosphates. La présence des phosphates dans les eaux est liée à l'effet des rejets urbains et à l'effet des eaux stagnantes.

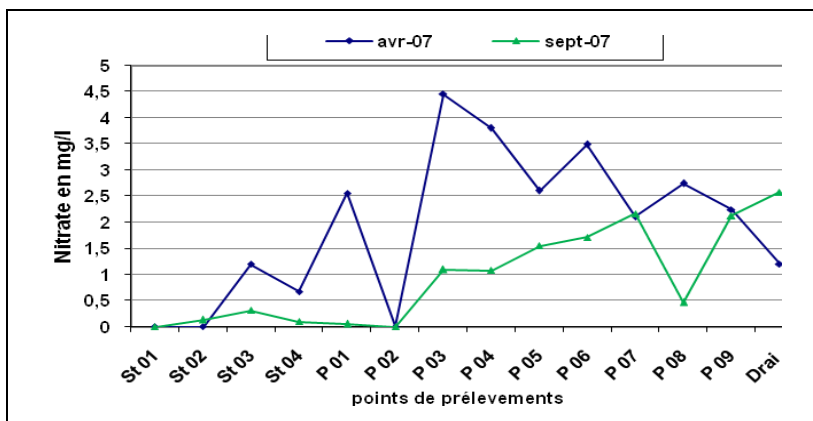


Figure 4. Variation de la concentration des Nitrates, Avril et Septembre 2007 (Oued Souf)

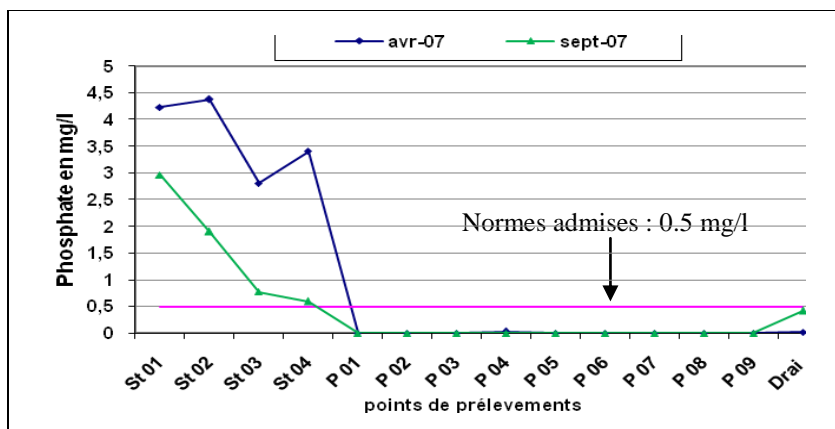
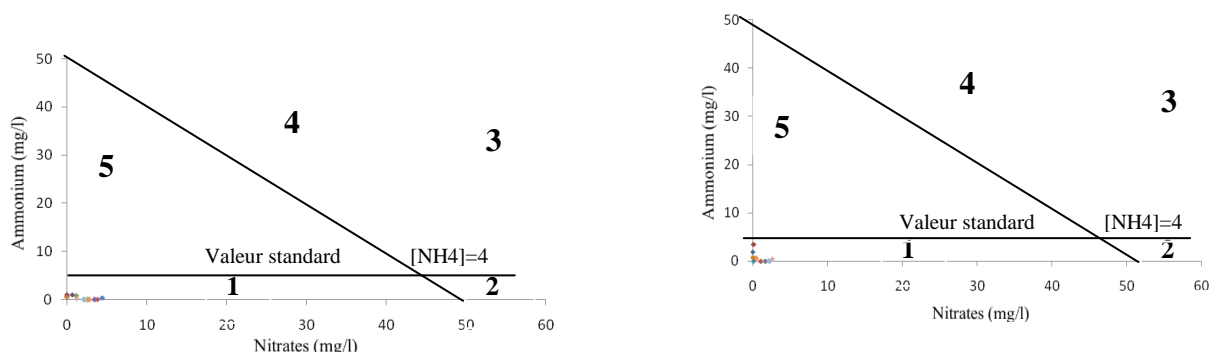


Figure 5. Variation de la concentration des Phosphates, Avril et Septembre 2007 (Oued Souf)

Diagramme ammonium-nitrate :

L'établissement de diagramme ammonium nitrate aux eaux souterraines a permis de voir l'équilibre entre les nitrates et l'ammonium.



A : Avril 2007

B : Septembre 2007

Légende :

- 1: Assimilation et disparition d'ammonium 2: Nitrification 3: Afflux de nitrate
4: Production de NH_4 5: Dénitrification

Figure 6. Diagramme d'équilibre nitrate Ammonium : application aux eaux souterraines de la région d'Oued Souf dans la zone de rejet.

Le présent diagramme contient cinq classes. Le report des échantillons analysés montre que ces derniers appartiennent à la classe 1, caractérisée par une activité bactérienne conduisant à l'assimilation de l'ammonium. Notons que la valeur seuil de 4 mg/l, conduisant au stade de dénitrification n'est pas atteinte car les concentrations en oxygène dissous sont faibles.

4. Conclusion

La pollution représente un sérieux problème pour l'environnement et les eaux de la nappe libre à cause des rejets déversés dans la zone de rejet et de l'utilisation excessive des engrais en agriculture.

Le degré de pollution varie d'un point à l'autre avec des teneurs qui dépassent parfois celles que préconise l'OMS. On peut noter une concordance significative entre les variations des concentrations dans le rejet et celles dans les puits avoisinant.

5. Références Bibliographiques

Bousbia Brahim A. (2002) : Approche hydrodynamique et hydrogéologique de la nappe libre de l'Oued Souf et définition du problème de la remontée des eaux ; Mém d'ing ; Univ Annaba, 110 p.

Boeglin. G.C : Analyse des eaux résiduaires.

Bousselsal B. (2007); Etude hydrogéologique et hydrochimique de la nappe libre de l'Oued Souf. . Mém Magister ; Univ Annaba, 109p.

Drouiche A . Impact des eaux de rejet sur la qualité des eaux de la nappe libre de l'Oued Souf. Mém Magister ; Univ Annaba, 146 p

Noel. M & Cheikh B ; 2001 : Problème de Contamination des nappes phréatiques par les rejets domestiques d'Afrique Noire cas de la nappe de Brazzaville au Congo. Sécheresse 2001 ; 12 (3) 175-82.

Zaida. N, Lechheb. S ; 2006 : Etude hydrogéologique et essais de modélisation des nappes aquifères de la région de Souf. Mém d'Ing de l'Univ Constantine, 132p.

HPO – Bonnard & Gardell ; 2001 : Rapport de la première campagne des mesures hydrogéologiques dans la nappe phréatique du souf .

HPO – Bonnard & Gardell ; 2001 : Rapport de la deuxième campagne des mesures hydrogéologiques dans la nappe phréatique du souf .

HPO – Bonnard & Gardell ; 2002 : Rapport de la troisième campagne des mesures hydrogéologiques dans la nappe phréatique du souf .

HPO – Bonnard et Gardell ; 2003 : Rapport sur les essais de pompages dans la nappe phréatique du souf.

C O. 4

Réhabilitation et Amélioration de la Performance des Forages

S. Hamil

SEAAL, Station Sidi Garidi, BP169-Kouba-Alger

email : samira.hamil@seaal.dz

Introduction :

Au mois de Juin 2006, le parc SEAAL en comptait 194 forages, dont 41 étaient à l'arrêt pour défauts structuraux : Remontée de boue et de sable, Pompe coincée, Déchirure de tubage et Chute de débit, engendrant ainsi un déficit de production de plus de 80 000m³/j.

Ceci a nécessité l'intervention d'entreprises spécialisées dans le domaine des travaux hydrauliques pour la récupération de ces forages, et donc du volume d'eau perdu.

Développement :

Après les endoscopies des forages par passage camera, des programmes de régénération adéquats ont été choisis pour chaque forage en fonction des anomalies rencontrées, et des opportunités de récupération de ces forages. De ce fait :

- ◆ Pour les forages présentant des écrasements de tubage : des opérations de désobstruction et de redressement de tubage ont été réalisées après décoincement et repêchage de pompes, permettant ainsi de récupérer les profondeurs perdues des forages, et facilitant les descentes et remontées de GEPI (élimination des risques de coincement de pompe),
- ◆ Pour les forages présentant des problèmes de gravillonnage : des opérations de rechemisage et de regravillonnage de forages ont été réalisées, permettant ainsi d'éliminer les problèmes de collapse, et guidant les descentes et remontées de GEPI (élimination des risques de coincement de pompe et les remontées de boue),
- ◆ Pour les forages présentant des problèmes de chute de débit : des opérations de traitement chimique (Acidification), traitement mécanique (Brossage) et développement à l'air-lift des forages ont été réalisées, permettant ainsi d'éliminer le colmatage des surfaces crépinées, et de récupérer les débits perdus,
- ◆ Pour les forages présentant des problèmes d'arrivée de sable ou de gravier : des opérations d'évacuation des dépôts par compresseur d'air et rechemisage de forages ont été réalisées, permettant ainsi d'éliminer les dépôts hétérogènes sur le fond, et toutes les arrivées sableuses et graveleuses,
- ◆ Pour les forages présentant des problèmes de coupes techniques erronées : des opérations de réhabilitation de forages, et de recalage de pompes ont été réalisées, permettant ainsi d'éliminer le colmatage de crépines et les chutes de débit,
- ◆ Pour les forages présentant des problèmes de tubages endommagés (utilisation de colonnes à brides de grand diamètre) : des opérations d'acquisition de nouveaux matériels ont été réalisées. Le choix s'est porté sur l'utilisation de à brides de diamètre réduit, ainsi que des colonnes souples, permettant ainsi d'éliminer les problèmes de coincement de pompe, et de déchirures de tubages,



- ◆ Pour les forages présentant de grandes profondeurs (>200m) : des opérations de traitement chimique à triple dose de chlore, ainsi qu'un contrôle continu de la qualité ont été réalisées, permettant ainsi de produire une eau de qualité conforme aux normes algériennes en vigueur.

Conclusion :

L'optimisation de la gestion de la ressource se fait à travers :

- ◆ L'entretien et la pérennité des ouvrages (installations et équipements),
- ◆ La préservation qualitative et quantitative de la ressource,
- ◆ L'anticipation des anomalies et contraintes,
- ◆ L'évaluation de la productivité et la mise en place d'indicateurs d'exploitation.

Les programmes de réhabilitation menés par SEAAL ont permis la récupération de :

- ◆ 29 forages avec un gain en production de 63 000 m³/j (Années 2006-2007),
- ◆ 25 forages avec un gain en production de 49 000 m³/j (Années 2008-2009)

Ceci s'est traduit par :

- ◆ Une augmentation de la capacité de production à partir des eaux souterraines, qui est passée de 240 000 m³/j en 2006 à 330 000 m³/j en 2009,
- ◆ Une diminution du nombre des forages à l'arrêt, qui est passé de 41 en 2006, à 09 en 2009.

Toute cette performance d'exploitation des ressources souterraines s'est répercutée sur l'alimentation en eau du grand Alger en eau potable, notamment au niveau des zones autonomes, où par exemple:

- ◆ L'augmentation de la production des forages de la commune de Sidi Moussa (de 5 800 m³/j à 10 300 m³/j) ont permis de passer d'une desserte de 1 jour sur 3 à la distribution H24.
- ◆ L'augmentation de la production des forages de la commune d'Ouled Chebel (de 1 800 m³/j à 5 700 m³/j) ont permis de passer d'une desserte de 1 jour sur 3 à la distribution H24.

Références bibliographiques :

Bilans de production Années 2006-2007-2008-2009.



C O. 5

Interférence d'une invasion marine sur les eaux souterraines des nappes côtières superficielles et profondes : Cas de la région de Annaba (Est Algérien).

L. Djabri

Université d'Annaba, 11 Rue Asla Hocine Annaba 23000. Algérie

email : djabri_larbi@yahoo.fr

Introduction :

Les changements climatiques et la demande en eau sans cesse croissante, provoquent une surexploitation des nappes. Cette surexploitation est plus perceptible dans les zones où les ouvrages d'emmagasinement (barrages) sont absents, c'est le cas de la région de Annaba. En effet cette région a vocation agro industrielle, se trouve confrontée à un déséquilibre entre l'offre et la demande en eau. Son alimentation en eau provient en partie de la Wilaya d'El Tarf, l'autre partie est extraire des nappes qu'elle renferme. Pour établir l'équilibre entre l'offre et la demande les pompes se sont intensifiés, ce qui s'est traduit par une augmentation de la salinité des eaux, cette dernière ne peut être provoquée que par une invasion marine. C'est le but de notre travail. En effet nous allons coupler différentes méthodes pour essayer de cerner cette problématique.

Principaux résultats :

La salinité des eaux touche le Sud et le Nord de l'Algérie. Au Sud les causes sont globalement liées soit au climat (forte évapotranspiration des nappes phréatiques) soit à la géologie (évaporites). Au Nord, l'excès de pompage au niveau des forages côtiers entraîne un déséquilibre de l'interface eau douce-eau salée par pénétration du biseau d'eau salée marine. Pour mettre en évidence cette pénétration des eaux salées, on a utilisé l'outil hydrochimique au niveau du système aquifère de la plaine de Annaba. Ce dernier est caractérisé par la présence de deux nappes: l'une libre et l'autre captive. Au Sud, les nappes sont confondues (libres), alors qu'au Nord elles se superposent (semi captive à captive). Pour mettre en évidence l'origine de la salinité, nous avons étudié l'évolution des éléments chimiques selon un profil Sud-Nord. Les chlorures et le sodium montrent un accroissement des concentrations dans le sens Sud-Nord. Les valeurs du rapport Br/Cl ($\geq 1.5 \text{ ‰}$) confirment une salinité d'origine marine. Les mesures des concentrations en tritium étant supérieures à 6 UT indiquent une néo-salinité engendrée par les excès de pompage de l'agglomération d'Annaba.



Références :

Debieche T.H., 2002. *Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle: Application à la basse plaine de la Seybouse, N.E. algérien*. Thèse de Doctorat, Université de Franche-Comté.

Djabri L., 1996. *Mécanisme de la pollution et vulnérabilité des eaux de la Seybouse - Origines géologiques, industrielles, agricoles et urbaine*. Thèse d'Etat, Université de Annaba.

Hani A., 2002. *Analyse méthodologique de la structure et des processus anthropiques: Application aux ressources en eau d'un bassin côtier méditerranéen*. Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Annaba.

Hsissou Y. et al., 1996. *Caractérisation des eaux de l'aquifère turonien du bassin de Tadla (Maroc) par le rapport des concentrations molaires Sr^{2+}/Ca^{2+}* . Journal of hydrology, 183: 445-451.

Mania J., 1985. *Pollution saline de la nappe côtière à l'est d'Alger*. Hydrogéologie N°3, pp 213-226, 13 Fig., 3 Tabl.

Pulido-Leboeuf P. and al., 2003. *Strontium and SO_4^{2-}/Cl and Mg^{2+}/Ca^{2+} , ratios as tracers for the evolution of sea water into coastal aquifers. The Example of Castell de Ferro aquifer (S.E Spain)*. CRASP.

Sanchez M. and al., 2002. *Identification of the origin of salinization in groundwater using minor ions (Lower Andras, Southeast Spain)*. The Science of the Total environment, 297: 43-58.

Mots clés: s

alinité, nappes, interface eau douce-eau salée, brome, tritium.

C O. 6

Déstockage de la nappe de la Mitidja – analyse par modélisation

F. Aouar

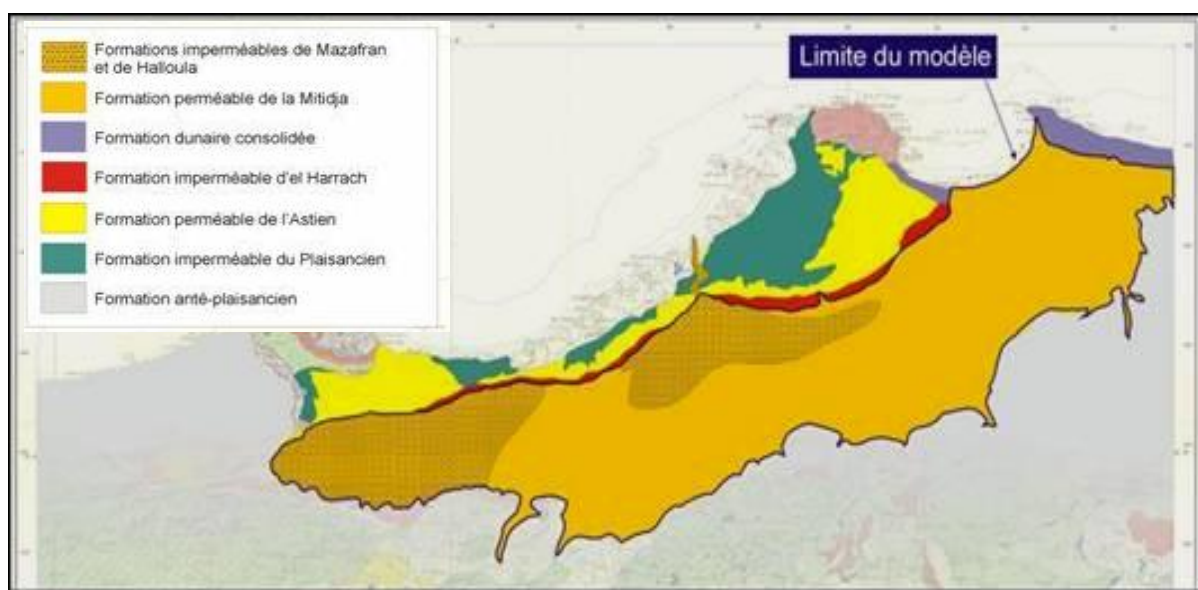
SEAAL, 97, Parc Ben Omar Kouba Alger

Mots clés :

Mitidja, Aquifère, Bilan de la nappe, Piézométrie, Recharge, Déstockage, Modélisation.

Introduction :

L'aquifère de la Mitidja couvre une superficie d'environ 1400Km², composé par des alluvions (alternance de couche de sables et d'argiles) d'une épaisseur moyenne de 200m.



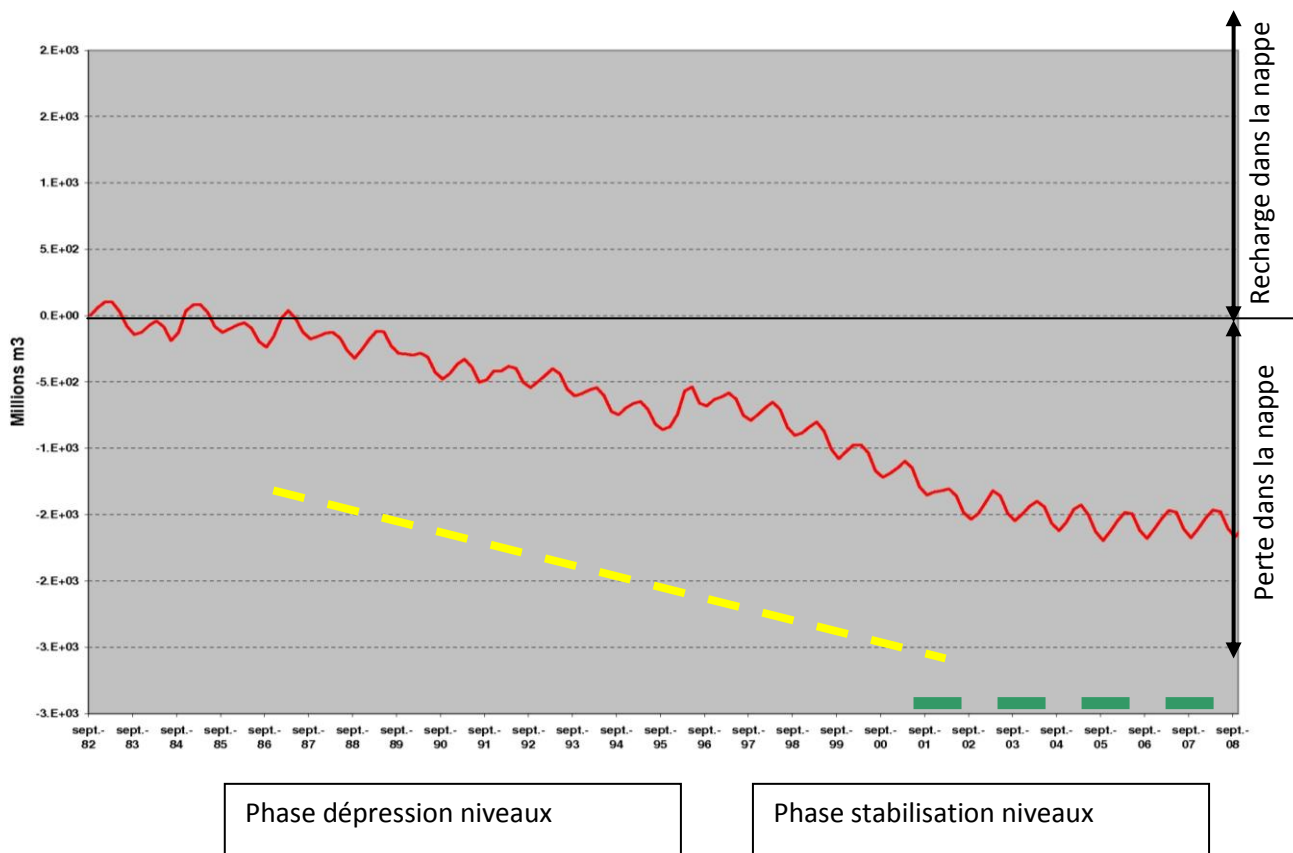
La nappe se recharge essentiellement de l'infiltration directe des pluies, des infiltrations des parties amont des oueds qui traversent la plaine et des apports du versant nord de l'Atlas Blidéen. Elle est exploitée en partie pour l'AEP des régions riveraines, l'irrigation des cultures développées sur la plaine et certaines industries de la région.

Durant ces dernières années la nappe a connue un déficit de stockage suite à la diminution de pluviométrie dans la région et l'amplification des pompages pour l'irrigation, cela à provoquer une baisse continue du niveau piézométrique.

Le modèle hydrogéologique de la nappe de Mitidja développé par la SEAAL, est un outil d'aide à la décision, permet le calcul du bilan de la nappe (Entrées – Sorties) au cours des 30 ans passés (1982- 2009) ainsi que la simulation de ce dernier au courant des années à venir.

Développement :

La courbe suivante donnée par le modèle montre l'évolution des (Entrées – sorties) de la nappe de Mitidja de 1982 jusqu'à l'année 2009.



Le réservoir de Mitidja présente un bilan négatif, depuis le début des années 1990 jusqu'à 2003, où les prélèvements sont nettement supérieurs à la recharge, en accentuant les prélèvements dans les forages durant une longue période à faible pluviométrie. La perte d'eau stockée est d'environ 1500 millions de m3 durant cette période. Durant cette période les ressources en eaux souterraines ont été trop sollicitées pour l'approvisionnement en eau potable des habitants de l'algérois et des zones riveraines d'une part, et pour satisfaire la demande en eau d'irrigation d'une autre part, dont la période d'irrigation a devenue de plus en plus étalée durant l'année vu la pénurie des pluies.



A partir des années 2003 – 2004 le bilan de la nappe connaît une certaine stabilité mais reste toujours déficitaire, avec un rythme de prélèvements similaire mais avec une pluviosité plus ou moins élevées. (Figure n° 5)

Conclusion et recommandations :

Pour remédier aux pertes continue dans la nappe Mitidja il est recommandé de :

- Renforcer les entrées vers la nappe en mettant en place des sites de recharge artificielle de la nappe (bassins d'infiltration)
- Diminuer les prélèvements AEP dans la nappe où d'autres ressources sont disponibles.
- Réglementer les prélèvements pour l'irrigation en adaptant des méthodes plus économique en terme de ressources (ex: goutte à goutte),
- Utilisation des eaux traitées à la sortie des stations d'épuration pour l'irrigation en arrêtant le pompage dans la nappe.

Références bibliographiques

- Modèles hydrogéologique de la Mitidja sous logiciel FEFLOW – Direction Technique SEAAL.
- Hydrogéologie quantitative, G. De Marsily, Masson, Paris 1981.
- Travaux des universitaires sur la nappe de la Mitidja (thèses et mémoires d'ingénieur), USTHB Alger.
- Données pluviométriques - Offices National de la Météorologie

C O. 7

Suivi Hydrobiologique du Barrage de Keddara Durant l'Année 2009

T. Mechahed**, e-mail : taous.mechahed@seaal.dz

F. Yakoubi*, e-mail : fellaydz@yahoo.fr

**Centre de Recherche Nucléaire d'Alger, Division des Applications Nucléaires,
2Bd Frantz Fanon, BP.399 Alger-R.P*

***Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger*

Introduction :

Les algues sont des organismes photosynthétiques très abondants sur toute la surface de la terre. Elles colonisent les eaux douces et marines et constituent le phytoplancton.

En général les algues jouent un rôle important dans l'équilibre du système aquatique vu que certaines espèces sont capables de se développer dans le sol ou à la surface des végétaux, et produisent de l'oxygène et des composés organiques(5). D'autres ont un effet inhibiteur vis-à-vis de certaines bactéries, champignons et levures pathogènes, et aussi celles qui sont bioaccumulantes des éléments radioactifs (3).

Malheureusement ces algues peuvent causer de nombreux problèmes que ce soit au niveau de la production et donc traitement de l'eau, ou au niveau de la distribution (canalisations), on peut citer :

- Gout et odeur
- Colmatage des filtres
- Eutrophisation
- Corrosion des installations (6)

En plus de ces problèmes, celui de la toxicité, due à la présence dans l'eau, de certaines espèces de cyanobactéries. Ces dernières peuvent produire des toxines qui selon de multiples études faites dans le monde, représentent un risque potentiel majeur pour la santé humaine et animale, suivant leurs concentrations dans l'eau et selon les modes d'expositions. La consommation de l'eau potable est la principale voie d'exposition à ces toxines, un contrôle donc des plans d'eau s'avère nécessaire.

Cette étude a porté sur l'identification des populations algales, rencontrées au cours de l'année 2009, dans l'eau du barrage de Keddara.

L'objectif était d'avoir une connaissance approfondie sur l'écologie des différentes classes algales en l'occurrence les cyanobactéries vu leur sérieux problème de toxicité.

Ceci nous permet de faire l'inventaire et la description de la diversité spatio-temporelle des communautés algales dans les eaux du barrage de Keddara.

Ainsi que d'étudier l'influence des paramètres physico-chimiques et environnementaux sur le développement des différentes espèces.

Résultats expérimentaux

Résultats du dénombrement algal au cours de l'année 2009 :

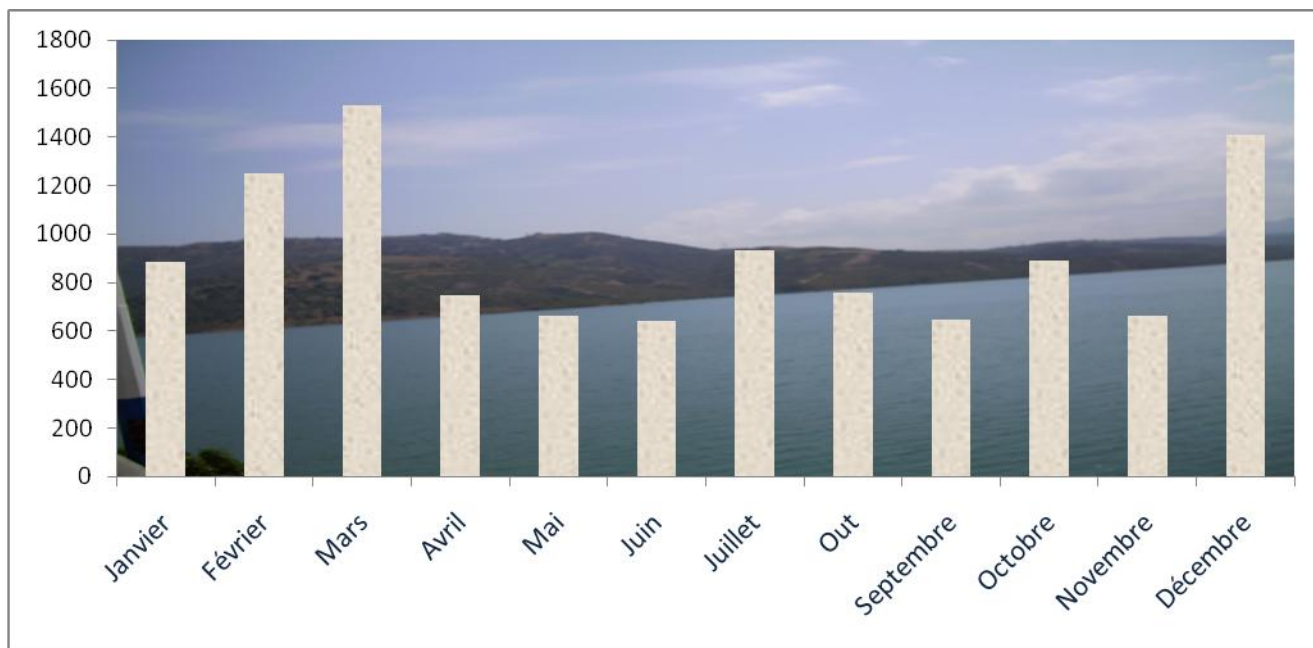


Fig.1

Résultats de l'identification algale :

Janvier	Février	Mars	Avril
<i>Cyclotella sp</i>	<i>Cyclotella sp</i>	<i>Cyclotella sp</i>	<i>Cyclotella sp</i>
<i>.Diatoma sp</i>	<i>Diatoma sp</i>	<i>Diatoma sp</i>	<i>Diatoma sp</i>
<i>Cymbylla sp</i>	<i>Cymbylla sp</i>	<i>Cymbylla sp</i>	<i>Cymbylla sp</i>
<i>Denticulla sp</i>	<i>Denticulla sp</i>	<i>Navicula sp</i>	<i>Achnanthes sp</i>
<i>Nitzschia sp</i>	<i>Achnanthes sp</i>	<i>Achnanthes sp</i>	<i>Achnanthes sp</i>
<i>Ceratium sp</i>	<i>Ceratium sp</i>	<i>coscinodiscus sp</i>	<i>coscinodiscus sp</i>
<i>Closteriumsp</i>	<i>Closterium sp</i>	<i>amphora sp</i>	<i>talassiosira sp</i>
<i>Spirogyra sp</i>	<i>Hormidiopsis sp</i>	<i>Ceratium sp</i>	<i>Navicula sp</i>
<i>Oscillatoria sp</i>	<i>spirogyra</i>	<i>Closterium sp</i>	<i>Ceratium sp</i>
<i>Chroococcus sp</i>	<i>spChlorogonium sp</i>	<i>spirogyra sp</i>	<i>Closterium sp</i>
<i>Synechocystis sp</i>	<i>Oscillatoria sp</i>	<i>cosmarium sp</i>	<i>spirogyra sp</i>
		<i>Elakatothrix sp</i>	<i>cosmarium sp</i>



	<i>Merismopedia sp</i>	<i>Oscillatoria sp</i> <i>Merismopedia sp</i>	<i>hormidiopsis sp</i> <i>Oscillatoria sp</i> <i>gloeocapsa sp</i>
Mai	Juin	Juillet	Out
<i>Cyclotella sp</i>	<i>Cyclotella sp</i>	<i>Cyclotella sp.</i>	<i>Cyclotella sp.</i>
<i>Diatoma sp</i>	<i>Cymbylla sp</i>	<i>Achnanthes sp</i>	<i>Achnanthes sp</i>
<i>Cymbylla sp</i>	<i>Achnanthes sp</i>	<i>Navicula sp</i>	<i>Navicula sp</i>
<i>Achnanthes sp</i>	<i>Navicula sp</i>	<i>Ceratium sp</i>	<i>Ceratium sp</i>
<i>coscinodiscus sp</i>	<i>Ceratium sp</i>	<i>Closterium sp</i>	<i>Closterium sp</i>
<i>talassiosira sp</i>	<i>Closterium</i>	<i>chlorella sp</i>	<i>chlorella sp</i>
<i>navicula sp</i>	<i>Cladophora sp</i>	<i>pedistrum sp</i>	<i>pedistrum sp</i>
<i>Ceratium sp</i>	<i>Treubaria sp</i>	<i>coelastrum sp</i>	<i>coelastrum sp</i>
<i>Closterium</i>	<i>Chlamydomonas sp</i>	<i>stichococcus sp</i>	<i>stichococcus sp</i>
<i>Cladophora sp</i>	<i>pedistrum sp</i>	<i>peridinium sp</i>	<i>peridinium sp</i>
<i>Treubaria sp</i>	<i>geminella sp</i>	<i>Oscillatoria sp</i>	<i>staurastrum sp</i>
<i>Chlamydomonas sp</i>	<i>hormidiopsis sp</i>	<i>microcystis sp</i>	<i>Oscillatoria sp</i>
<i>pedistrum sp</i>	<i>mougeotia sp</i>		<i>microcystis sp</i>
<i>hormidiopsis</i>	<i>Oscillatoria sp</i>		
<i>spmougeotia</i>	<i>Synechocystis sp</i>		
<i>spvacuolaria sp</i>			
<i>cryptomonas</i>			
<i>Oscillatoria sp</i>			
<i>gloeocapsa sp.</i>			
<i>spiroolina sp</i>			
<i>Synechocystis sp</i>			

Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
<i>Cyclotella sp</i>	<i>Cyclotella sp</i>	<i>Cyclotella sp</i>	<i>Cyclotella sp</i>
<i>.cymatopleura sp</i>	<i>Ceratium sp</i>	<i>Ceratium sp</i>	<i>Ceratium sp</i>
<i>Ceratium sp</i>	<i>Peridinium sp</i>	<i>pedistrum sp</i>	<i>Peridinium sp</i>
<i>Peridinium sp</i>			

<i>pedistrum sp</i>	<i>pedistrum sp</i>	<i>coelastrum sp</i>	<i>pedistrum sp</i>
<i>coelastrum sp</i>	<i>coelastrum sp</i>	<i>Closterium sp</i>	<i>Cosmarium sp</i>
<i>closerium sp</i>	<i>closerium sp</i>	<i>staurastrum sp</i>	<i>Closterium sp</i>
<i>staurastum sp</i>	<i>staurastrum sp</i>	<i>aphanizomenon sp</i>	<i>staurastrum sp</i>
<i>tetraedron sp</i>	<i>aphanizomenon sp</i>	<i>Coelomoron sp</i>	
<i>aphanocapsa sp</i>	<i>Coelomoron sp</i>	<i>aphanocapsa sp</i>	<i>aphanizomenon sp</i>
<i>Oscillatoria sp</i>	<i>aphanocapsa sp</i>		
<i>aphanocapsa sp</i>			
<i>Pseudanabaena sp</i>			

Résultats physico chimiques:

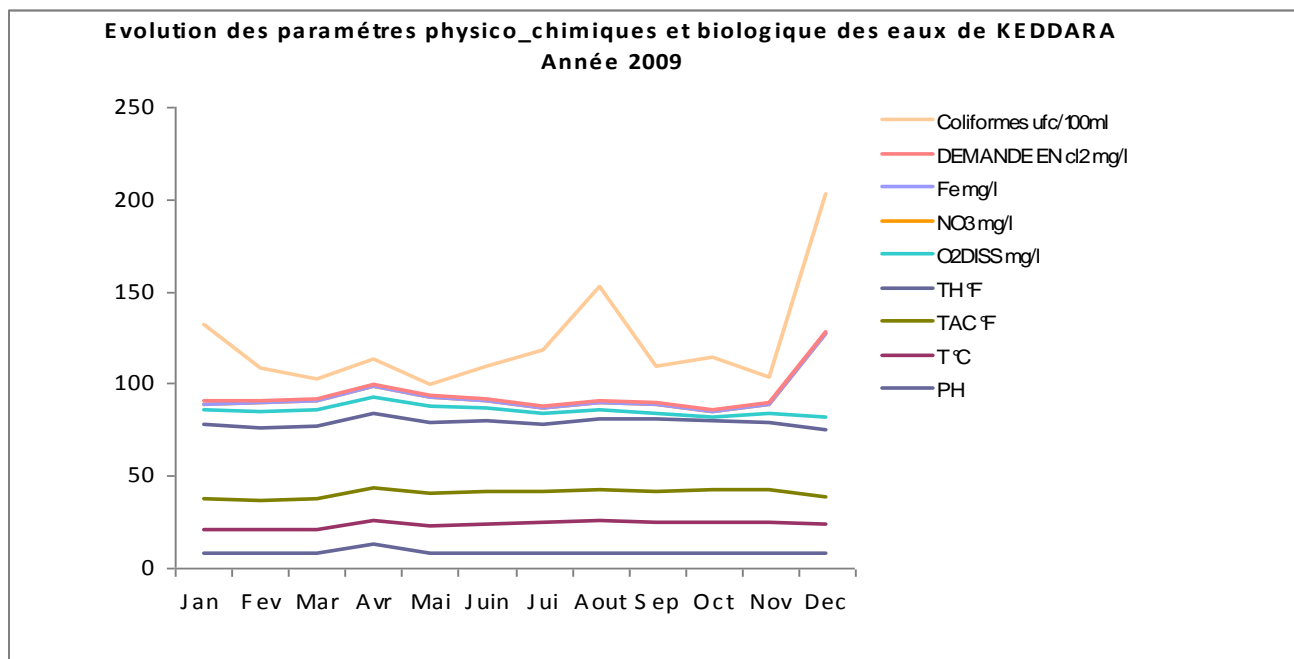


Fig.2

Discussion :

- Le barrage de Keddara est d'une diversité moyenne, elle est expliquée par les résultats de la qualité physico-chimique et bactériologique, effectuées sur l'eau du barrage, ces résultats ont montré qu'il est relativement pas très chargé, les concentrations en sels nutritifs (Azote et Phosphore) ne son pas très importantes. Cependant les facteurs qui

mènent à un bloom phytoplanctonique ou une forte biomasse et sa persistance sont principalement l'accroissement des éléments nutritifs, le faible rapport N/P et des conditions de température et d'ensoleillement favorables.

- Le nombre de cellules algales totales, présente un pic d'une valeur maximale en printemps (Mars) ensuite diminue dans les mois d'Avril, Mai et Juin puis l'apparition d'une deuxième valeur maximale en mois de Juillet mais inférieure à celle atteinte en mois de Mars. Ceci peut être expliqué par le fait qu'en hiver, sous l'effet des pluies et des ruissellements, l'eau du barrage peut s'enrichir relativement en nutriments qui vont être utilisés par différentes espèces et avec le changement de la température à la fin du printemps et en été les sources en nutriments diminuent, ainsi que d'autres facteurs peuvent influencer cette diminution tel que la compétition, la prédation et le parasitisme.
- Le nombre total des cellules algales s'explique par le fait que les espèces ont une nature qui varie selon les saisons, car la température de l'eau au cours de la saison hivernale (Janvier-Février) et pouvant aller jusqu'en mois de Mars était d'une moyenne de 12.69°C favorable pour un développement algal. Lorsque la température augmente le printemps (Mars-Avril-Mai) des groupes d'algues vertes variant des diatomées et des algues vertes aux cyanobactéries se succèdent naturellement (7) les conditions climatiques sont stables (ensoleillement : source d'énergie). En période estivale (Juin-Juillet-Out) pouvant aller jusqu'en mois de Septembre l'ensoleillement est plus intense ainsi que la température de l'eau étant en moyenne (15.69°C) toujours favorable au développement algal, d'autres espèces qui tolèrent mieux ces températures vont apparaître.
- La dominance de la classe des chlorophycées et des Diatomophycées est expliquée par leur pouvoir d'adaptation à toutes les conditions du milieu, comme il est le cas pour le genre *Cyclotella sp* a été rencontré au cours de tous les mois étudiés.
- La faible charge du barrage en cyanophycées est due à la faible teneur du milieu en phosphore particulièrement et à la température qui était favorable pour un nombre très limité d'espèces rencontrées. Les résultats obtenus en printemps 2008(Avril-Mai) et dont les prélèvements ont été faits à la surface du barrage (0m de profondeur) en périphéries et en se rapprochant du centre du barrage ont également révélé la présence de deux classes dominantes : les chlorophycées et les diatomophycées, les cyanobactéries sont apparues avec un taux moindre. Les taux de croissances maximaux de la plupart des cyanobactéries sont atteints à des températures de l'eau supérieures à 25°C(7), certains auteurs suggèrent un optimum de température variant entre 25 et 35°C(8).
- (*Ceratium*, *Peridinium*, *Oscillatoria*, *Closterium*, *Aphanizomenon*, *Mycrocystris*) sont parmi les genres rencontrés dans le barrage rapportés comme responsables du goût et de l'odeur désagréable de l'eau, cela est lié directement aux substances qu'elles élaborent pendant la phase de croissance, ou indirectement pour certaines cyanophycées qui rejettent des substances phénoliques, qui lors de la désinfection au chlore donnent des composés chlorés (Chlorophénols) rendant l'eau extrêmement désagréable à la consommation (1)



- Toute variation de l'un des paramètres physico-chimiques entraîne systématiquement la variation des autres paramètres.

Conclusion :

Les eaux du barrage de Keddara présentent une bonne qualité physico-chimique suivant les résultats trouvés. Concernant les algues, l'identification révèle une biodiversité moyenne et une présence permanente des diatomées, ces derniers interviennent positivement par le traitement biologique (élimination des métaux lourds, la lyse des coques des insectes et autres)

On constate une faible présence des cyanobactéries qu'il ne faut pas négliger car elles libèrent de la toxine dans le milieu aquatique

On rencontre des algues responsables du goût et odeur désagréables durant la période estivale.

Références bibliographiques :

- (1) Anonyme (1995) ; Atlas des algues dans les retenues de barrage au Maroc
- (2) Bourelly (1985) ; les algues d'eau douce, tome I.II.III.VI
- (3) Champion, D ; et L (1994) ; biologie des eaux (méthodes et techniques)
- (4) Degrément (1989) ; Memento technique de l'eau
- (5) Haslay, C et Leclerc, H (1993) ; Microbiologie des eaux
- (6) Nicklin, J et al (2000) ; l'essentiel en microbiologie
- (7) Lettre de l'ARET-Décembre (2002). La rue vers l'eau en Algérie, Maroc et Tunisie, Association pour la recherche en toxicologie.
- (8) Mur, L.R ; Skumberg O.M. et Ukilen H (1999). Cyanobacteria in the environment. Dans: Chorus, I. et Bartram, J. (Eds). Toxic Cyanobacteria in water. Guide to their public, health consequences, monitoring and management. WHO Ed and FN SPON, pp41-111.

C O. 8

A study of enhanced coagulation for removal of algae in a typical Algeria

D. Ghernaout

Chemical Engineering Department, Saad Dahlab University of Blida, Blida 09000, Algeria

email : djamel_andalus@yahoo.fr

1. Introduction

Water resources in Algeria are essentially surface waters. Drinking water in Tipaza, (North of Algeria) is supplied mainly from one big surface water source of Boukerdene Dam.

The raw water is transferred to water treatment plant (Sidi-Amar's Station, SAS) for treatment operations. In the treatment plant, source water is treated to comply with World Health Organisation (WHO) and Algerian water quality standards. Preoxidation of organic matters (OM) in source water occurred with chlorine in SAS. The final step of water purification of this treatment plant is disinfection with chlorine. However, several studies reported that chlorination of OM in fresh water resulted in formation of DBPs [1-3]. The dominant fraction of aquatic NOM is comprised of humic substances (HS). HS in natural waters have been shown to be especially reactive with a variety of oxidants and disinfectants that are used for the treatment of drinking water, particularly chlorine. These substances react with chlorine species (OCI-/HOCl) to produce THMs, HAAs and other halogenated DBPs. Consumption of

chlorinated drinking water has been linked through epidemiological studies to cancers of the urinary and digestive tracts and to a variety of adverse reproductive outcomes [4]. The US Environmental Protection Agency (EPA) has established maximum contaminant levels for the sum of four THMs and five HAAs at 80 and 60 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectively, in US drinking waters.

HS also react with ozone to produce different DBPs such as aldehydes, aldo- and ketoacids and carboxylic acids. The presence of these oxidation products may lead to the formation of problematic biofilms and microbial regrowth in distribution systems [4,5].

Conventional water treatment process, comprising of coagulation/flocculation, sedimentation and filtration, has been the most common one for NOM removal from the natural waters. The effectiveness of NOM removal through coagulation is strongly affected by many factors, such as: nature and properties of NOM particles, type and dose of coagulant, pH, ionic strength and temperature. Moreover, a portion of the coagulant (metal salts or polyelectrolytes) that has been added to water is not removed during the treatment and 2 remains as a residual in the treated water [6]. Historically, most coagulation processes were primarily designed for particle and turbidity removal. However, some plants, especially those having to treat highly coloured water, were designed to remove OM. The modification of the coagulation process to achieve greater NOM removals is called "enhanced coagulation" (EC) [7]. EC corresponds to the use of coagulant dosages effective for total organic carbon (TOC) removal [1]. However, another option of EC has been proposed to demonstrate effective reduction in DBP formation by utilising an extended concept of EC. Indeed in EC, both the coagulant dose and the coagulation pH may be optimised to significantly reduce the coagulant demand while increasing NOM removal [8]. In USA, EC was selected as the Stage 1 treatment of choice because it was effective for the TOC removal and could be implemented at most water plants treating surface waters using existing treatment processes [1].

Consequently, the most effective strategy to reduce the formation of DBPs would be to reduce the amount of NOM which is the main precursor of DBPs, prior to chlorination. EC has been found to be very effective in the removal of NOM from raw waters, thereby reducing DBP formation. In addition, EC also helps to reduce chlorine demand. However, the disadvantages of EC include the increased cost of chemicals, increased sludge production, lower pH conditions (affecting corrosion control), and increased treatment chemicals such as aluminium or iron in finished water. Thus, there are some important advantages and disadvantages of EC.

In spite of these known disadvantages, EC is still considered to be the best available technology (BAT) and the most economical way of removing precursor (i.e., NOM) material [8]. Indeed, the EPA has recognised either EC or GAC as the BAT for controlling DBP precursors [1].

In this work, the attention is focused on SAS because of unpleasant taste-odor apparition in the tap water and not well designed use of the PAC in the Station during 2006 summer. These problems aroused consumer's suspicion and called in question the treatment processes in SAS. Therefore, an efficient and cheap solution must be proposed. First, a physicochemical and biological comparison between the Boukerdene Dam's water and the Station's treated water is done. Secondly, the determination of responsible agents of unpleasant tastes in the treated water is accomplished. Finally, EC tests in the laboratory are realised proving that this process may be the efficient solution for this Station.

2. Principal results

Based on this research, the following conclusions can be drawn:

1. This study concerned the control of physico-chemical, microbiological, and algal qualities of Boukerdene Dam's water and SAS's treated water; an attention is accorded to the different steps of clarification chain in the point of view OM and algae efficiency removal during five months (May-August 2007). The qualitative and quantitative study of phytoplankton in the Dam's water let us identify:

- 21 genera and 30 species from 8 taken samples from the Dam. Besides, there are 4 branches: chlorophytes (15 species), chrysophytes (11 species), cyanophytes (3 species), and rhodophytes with 1 species. From the identified branches, cyanophytes have harmful effects by their toxins elaboration.

- Seven genera are responsible of disagreeable tastes in water: *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Synedra*, *Pediastrum*, *Scenedesmus*, *Cyclotella*, and *Peridinium*. *Oscillatoria*, *Navicula*, *Anabaena*, *Synedra*, *Cyclotella*, *Fragilaria* are from the genera which are found in the Dam and are reported responsible of filters fouling.

The qualitative and quantitative study of phytoplankton in water at different points of SAS (48 samples) let us conclude that:

- The algae' growing is related to temperature and sunshine (Fig. 1).

- The SAS's classic treatment (based on CC) shows algae removal efficiency varying from 95 to 99% (raw water pH 7.2-7.7 and alum dose 15 ppm).

2. On the other hand, the microbiological quality of the SAS treated water is satisfying and this may be greatly due to pre-chlorination and post-chlorination since TC, FC and FS are totally removed.

3. This work also concerned EC experiments in the laboratory. EC is proved as an efficient and economic technique to improve the removal of OM and algae since algae removal achieved 97 to



99% (adjusted pH at 6 and alum dose 15 ppm) without chloration and filtration. Even EC technique (pH 6) was proven efficient; it is not applied until now in SAS for technical problems.

Keywords:

Surface water; Algae; Bacteria; Natural organic matter; Water treatment; Enhanced coagulation.

References

[1] V. Uyak, I. Toroz, DBP precursors reduction by various coagulation techniques in Istanbul water supplies, J. Hazard. Mater. 141 (2007) 320–328.

C O. 9

Technique d'Application des Radiotraceurs dans les Stations de Traitement et d'Épuration des Eaux Usées (STEP)

S. Louelhi

Division des Applications Nucléaires, Centre de Recherche Nucléaire d'Alger,

2 Bd Frantz Fanon BP.399.Alger.RP.

email : slouelhi@crna.dz ; slouelhi@yahoo.fr

Résumé:

Les plus importants paramètres qui permettent d'apprécier le degré de dépollution des eaux traitées par la STEP sont, la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène (DBO₅), le temps de séjour (TS), et le débit journalier (DJ).

Mais les techniques employées pour les analyses de ces paramètres sont lentes, contraignantes et parfois peu fiables. Pour une rapide et meilleure intervention au niveau de la chaîne de traitement les gestionnaires des STEP ont besoin d'un mode de diagnostique plus rapide et plus performant.

Dans ce présent article nous allons présenter une technique d'analyse nucléaire pour le diagnostique de la STEP au moyen de radiotraceurs.

Cette technique nucléaire permet de fournir aux gestionnaires des STEP en un laps de temps court, le temps de séjour réel, le débit journalier des eaux traitées et surtout un diagnostic précis sur l'efficacité du traitement adopté.

1. Problématique :

Dans les stations d'épuration des eaux usées (STEP), l'ultime étape de traitement Consiste à séparer l'eau claire des boues résiduairees chargées de polluants minéraux et

Organiques. La qualité de l'eau restituée à l'environnement dépend de l'efficacité du

Clarificateur dans lequel circule en suspension de très fines particules complexes¹.

Il serait donc intéressant de mettre en œuvre des techniques mettant en jeu des traceurs radioactifs, afin d'étudier la réponse dynamique de telles installations.

Utilisées depuis longtemps dans les études hydrologiques, les traceurs radioactifs sont de plus en plus employé dans les études des eaux de surface fortement polluées, pour la mesure du débit d'eaux traitées et des diagnostiques sur le fonctionnement des stations d'épuration².

En effet, l'application des techniques nucléaires est une des voies qui permet de nos jours de régler certains problèmes d'ordre technique et scientifique d'importance capitale relatifs aux procédés industriels tels que ceux en vigueur dans les stations d'épuration (volume total traité, qualité des eaux, débits, temps de séjour, rendement des filtres, etc.) menant à un fonctionnement optimal des installations³.

2. Les traceurs les plus utilisés :

Les traceurs les plus utilisés sont la fluorescéine ($C_{20}H_{10}O_5Na_2$), et la Rhodamine-WT ($C_{28}H_{31}ClN_2O_3$) pour les substances chimiques, et le Na^{24} , l' Au^{198} et Br^{82} pour ce qui est des radioéléments.

Les radio-traceurs sont produits au niveau de réacteurs nucléaires. Le temps de transit sera évalué selon le type de traceur mis à profit respectivement, soit au moyen d'échantillons prélevés et mesurés au fluorimètre, soit à l'aide de deux détecteurs placés à l'entrée et à la sortie de l'installation⁴.

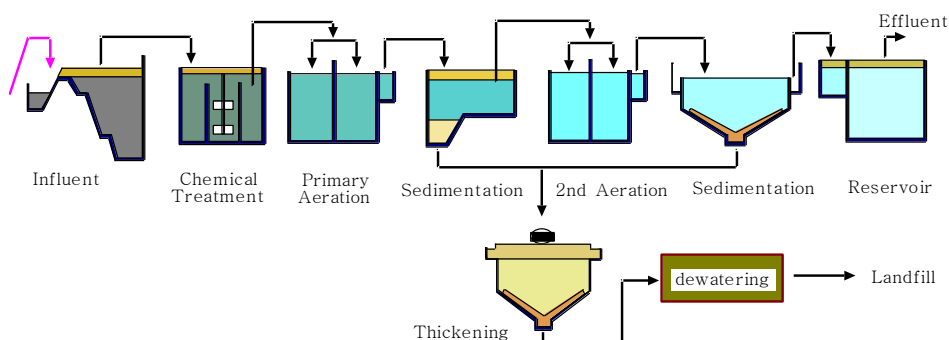
3. Les objectifs visés :

Les principaux objectifs visés par l'application de radiotraceurs dans les STEP sont :

- Un calcul rapide du débit journalier des eaux traitées.
- Le suivi et le contrôle continu de la biodégradation des charges organiques Polluantes soit en fait le rendement effectif de la station d'épuration,
- Une meilleure gestion et une intervention rapide en cas de pollution accidentelle,
- L'implication et la sensibilisation du secteur industriel et la contribution à l'application de la législation en matière de rejet des effluents liquides
- Protection et la préservation du pouvoir auto-épurateur du milieu récepteur.

4. Principe de fonctionnement d'une STEP :

La figure ci-dessous représente le circuit de purification des eaux usées par le procédé de traitement biologique anaérobie appliqué en général au niveau des STEP.



Généralement, le process technologique d'une STEP repose sur trois importantes phases, la première physique, la seconde chimique et la troisième biologique.

Les eaux traitées seront utilisées pour l'irrigation et les boues comme fertilisant en agriculture.

5. Définition d'un traceur

Un traceur est une substance atomique, moléculaire, physique, chimique ou biologique qui sert à l'identification, l'observation et l'étude du comportement des différents éléments

- Physiques,
- Chimiques
- Biologiques plus ou moins complexes

Afin de déterminer en un laps de temps court

- La dispersion ou la concentration des particules,
- Débit,
- Volume
- Cinétique dynamique

6. Traceurs radioactifs :

Les trois principaux radiotraceurs utilisés dans les STEP sont :

- Br^{82} (KBr) pour les effluents liquides (Eau)
- Au^{198} pour les boues (Solide)
- La^{140} pour les sédiments.

7. Procédé de production des radiotraceurs

La technique de production et d'injection du radiotraceur est comme suit :



Réacteur

Cellule chaude

Hotte chimique

Système d'injection

Banc d'essais

La plupart des applications de traceurs radioactifs dans les réacteurs industriels utilisent des radionucléides produits artificiellement dans un réacteur nucléaire. Ils ont une sensibilité de détection élevée pour des concentrations extrêmement faibles, par exemple, certains radionucléides peuvent être détectés en quantités aussi petites que 10-17 grammes

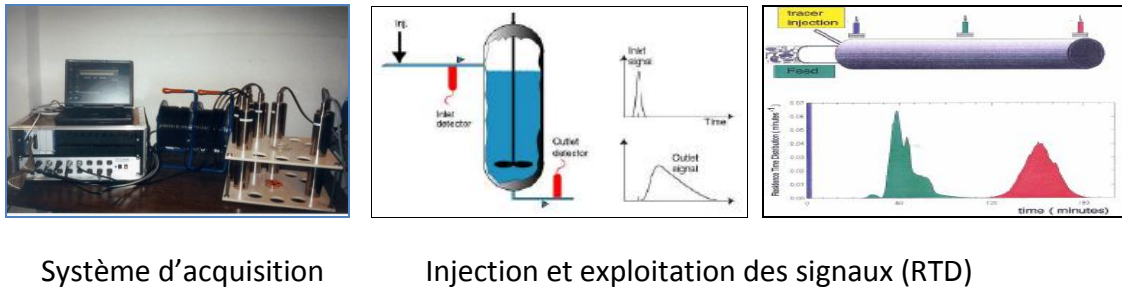


Fig. 2. Injection et exploitation des signaux (RTD)

Le système d'acquisition des données se compose de deux détecteurs avec leurs câbles d'interface de modules pour l'alimentation en haute tension et l'amplification des signaux PC système d'acquisition et de traitements de données.

8. Traceurs utilisés pour l'investigation des complexes industriels

Le RTD (The residence Time Distribution) est une technique de caractérisation des systèmes de traitements continus tels que les installations de chimie, les réacteurs, les absorbeurs, les filtres, elle décrit exactement les moyennes des RTD^{5;6}.

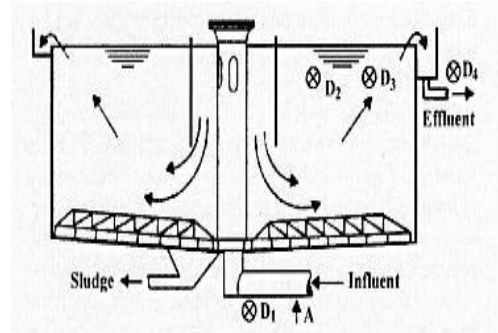
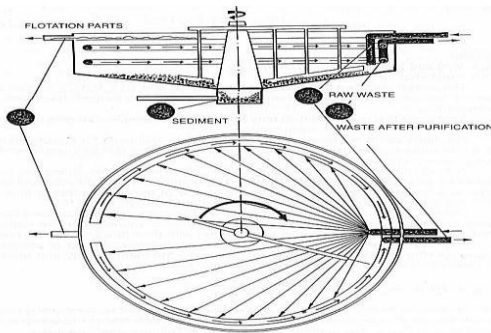
Les mesures expérimentales obtenues par le traceur et exploitées au moyen du logiciel RTD peuvent fournir des informations importantes aux gestionnaires de la STEP particulièrement :

- Temps Moyen de Résidence (MRTD);
- Vitesse Moyenne d'écoulement (Mean flow velocity)-V;
- Taux de Volume Mort (Rate of dead volume) Dv

Exploitation des données collectées par le logiciel MATLAB et la validation de données du traceur par le CFD (Computer Fluide Dynamics) avec application du logiciel '**fluent**'.

Exemple d'application:

- ❖ Radiotraceur expérimenté
 - Radiotraceur : Br⁸² ($T_{1/2}$ = 36 hours),
 - Activité totale de 3.7 GBq,
 - sous la forme de KBr
- ❖ Caractéristiques du décanteur [7]:
 - Volume du décanteur $V=5000 \text{ m}^3$,
 - Diamètre $D=40 \text{ m}$,
 - Débit $Q=230 \text{ m}^3/\text{h}$.
 - Temps Résidence Théorique (TRD): 21.73 heures



Le traceur est injecté à l'entrée du décanteur. Quatre détecteurs (D1, D2, D3 et D4) assurent la détection du traceurs. Le signale de sortie du traceur est mesuré à l'aide d'une sonde (D4) imperméable immergée dans la sortie des eaux usées.

❖ Résultats obtenus :

- ❖ La formule pour le calcul du volume et du temps de résidence réel est comme suit :

$$\text{Volume réel} = (1 - \text{Moyenne.RDT}/Q) \cdot V \cdot \text{Total}^{8;9}$$

- Le Temps de Résidence Moyen (mean residence time) calculé est de $T_1 = 15.7$ h
- Volume réel = $(1 - 15,7 \cdot 1/230) \cdot 5000 = 4858.69 \text{ m}^3$ au lieu de 5000 m^3
- Les résultats de COD et TSC (total des sédiments contenus) obtenus ont montré de la réduction significative de ces valeurs (60% pour le COD et 90% pour le TSC).

Les avantages économiques de l'utilisation des radiotraceurs dans les STEP

Il est difficile d'évaluer quantitativement l'avantage économique de l'utilisation de radiotraceurs en station d'épuration. Cependant, son bénéfice économique est indirectement quantifié à travers l'impact réduit sur l'environnement de la décharge des déchets. Comme l'eau devient une marchandise limitant pour une utilisation industrielle, le fonctionnement des stations d'épuration efficace et optimale deviendra crucial et les traceurs peuvent aider à atteindre les mêmes objectifs ¹⁰.

Dans les pays en développement comme l'Inde il est impératif pour les fabricants de produits chimiques de traiter leurs eaux usées à la station d'épuration de manière aussi rigoureuse pour réduire ou éliminer les sanctions financières qu'ils ont à payer.

La situation est quelque peu différente en ce qui concerne les applications où la technologie de radio-isotopes est utilisée pour aider à optimiser un processus existant ou pour la conception d'un nouveau

Même si les résultats d'un projet donne des avantages économiques, comme l'épargne, un exercice d'optimisation des résultats pour une augmentation permanente et continue de la productivité et / ou pour la qualité du produit, provoquent à leur tour une augmentation continue de son bénéfice

Ainsi, le rapport coût-bénéfice de station d'épuration est susceptible d'être considérablement plus importante dans les années à venir.

Conclusion :

Cette technique nucléaire permettra de mettre en œuvre une méthodologie faisant usage de radiotraceurs pour enquêter sur l'efficacité de la station de traitement des eaux usées, d'estimer la réponse dynamique des différents modules de la station (DBO₅, MS, DCO, Métaux lourds), d'avoir une réponse dynamique sur le «Débit - Efficacité» à l'échelle du processus entier de la station de traitement. Elle permettra aussi la détermination du calcul du débit réel, du temps de résidence moyen (M.T.R) et du volume mort (Vd) L'utilisation de radiotraceurs peut être une méthode idéale pour évaluer le fonctionnement, l'optimisation et la conception des différentes opérations en station

d'épuration¹⁰. Les différentes phases solides, liquides et gaz peuvent être analysés

simultanément en sélectionnant un traceur radioactif approprié Dans certaines applications comme les digesteurs anaérobies, il n'y a pas d'alternative à l'utilisation de radiotraceurs Dans le cas du transport de sédiments dans les diverses unités des stations d'épuration comme les clarificateurs, décanteurs, les émissaires et les rejets d'eaux traitées, seul le radiotraceur peut donner des informations.

La plupart des opérations de la station d'épuration se déroulent dans les conditions ambiantes, il n'ya aucune crainte de radio traceurs en décomposition ou d'échapper dans l'atmosphère. La plupart des opérations de station d'épuration sont relativement lentes par rapport à de nombreux processus industriels, le temps de collecte des données est assez long. Ainsi, le niveau très bas de la concentration de radiotraceurs peut être utilisé pour obtenir des données significatives qui représentent fidèlement les conditions du procédé

Les radiotraceurs une fois choisis correctement sont complètement inerte aux bactéries présentes dans les digesteurs, n'interfèrent pas sur les processus biologiques et n'introduisent pas de charge de pollution supplémentaire, contrairement aux traceurs conventionnels¹¹.

L'utilisation de radiotraceurs dans les STEP devrait être encouragée vigoureusement pour réduire les impacts environnementaux négatifs du déversement des eaux usées mal traitées dans le milieu récepteur naturel.

La mise en œuvre d'une telle technique constituera un modèle de référence à appliquer dans les STEP en Algérie et à la STEP de Baraki en particulier.

Références:

1. Composts de boues de stations d'épuration municipales : qualité, performances agronomiques et utilisation. ADEME Éditions, n° 3276, 2000
2. Institute of Nuclear Chemistry and Technology-INCT Project (C6/ALG/07022) 'The application of Nuclear techniques for Investigation of Wastewater Treatment Stations' 15- 26 October 2007. Warsaw-POLAND
3. M.Farooq, I.H. Khan, Ghiyas-ud-Din, S.Gul, J.Palige, A.Dobrowolski, "Radiotracer investigations of municipal sewage treatment stations", Nukleonika, Vol. 48, No.1, p.57-61, 2003
4. Andrzej G. Chmielewski Jacek Palige, **Radiotracers application for wastewater treatment installations investigation**, Institute of Nuclear Chemistry and Technology Consultants Meeting. Vienna, 25-29 June 2007 Warsaw, Poland
5. Thyn J., Zitny R. Residence Time Distribution Software Analysis Computer Manual Series No 11. IAEA, Vienna, 1996
6. J.Palige, A.Owczarczyk, A.Dobrowolski, A.G.Chmielewski, S.Ptaszek "Applications of tracers and CFD methods for investigations of wastewater treatment installations", Proceedings of TRACER 3 Conf. p.129-137, Ciechocinek, Poland, 2004
7. Report of Consultants Meeting "Radiotracers and labeling compound for applications in industry and environment", IAEA, Warsaw, Poland, 2004
8. A.G. Chmielewski, A.Owczarczyk, J.Palige "Radiotracer investigations of industrial wastewater equalizer-clarifiers", Nukleonika, Vol. 43, No. 2, p. 185-194, 1998.
9. J.Palige, A.Dobrowolski, A.Owczarczyk, S.Ptaszek, A.G.Chmielewski, M.H.Sahafipour-Fard "Application of tracer method and CFD for flow modeling In mixer-distributor of wastewater", Int. Conference TRACER 4, Grenoble- Autrans, Octobre 2006, France
10. International Atomic Energy Agency.Regional (AFRA) Training Course (C7-RAF-8.040-007) 'Methodology and Application of Radiotracers in Wastewater Treatment Plants', 10- 14 November 2008. CNESTEN-Rabat Morocco.
11. International Atomic Energy Agency.Regional (AFRA). Training Course on "Radiation Purification of Wastewater and Flue Gases" 3-7 July 2006 Tunis, Tunisia

Autres

- a. Projet Avicene N°87 Contrat- avi-CT93-087.Mediterranean Urban Rejects Experiment (MUREX). Projet financé par la CEE, il regroupe : Le C.E.A (France), ICRAM (Italie), Université de Venise (Italie), O.N.A.S (Tunisie), CNESTEN (Maroc) et CDTN (Algérie).1995-1997.CEE
- b. Training Course. 'Radiotracers Residence Time Distribution Method for Industrial and Environmental Applications' IAEA-TCS-31/CD. May 2008
- c. International Atomic Energy Agency.Regional (AFRA) Training Course on Radiotracers applications in Petrochemical Industry. Algiers, 17-21 May 2008



C O. 10

Utilisation des Techniques Nucléaires pour la Quantification de l'Erosion Hydrique

A. Mansouri

*Division des Techniques Nucléaires, Centre de Recherche Nucléaire d'Alger,
02 Bd Frantz Fanon, BP 399 Alger- Gare
email: mansouriammar@yahoo.fr*

Résumé:

Le processus de l'érosion contribue à la dégradation croissante des sols entraînant le déséquilibre de l'écosystème au niveau de toutes les régions. A ce titre, les terres s'érodent rapidement, laissant, ainsi, la place à des étendues dénudées, interdites à la végétation. Plusieurs techniques nucléaires sont utilisées pour étudier et suivre les phénomènes de dégradations du sol et de l'érosion. Il s'agit de cibler les éléments stables et des radionucléides naturels et artificiels connus comme des indicateurs de dégradation du sol. Les techniques nucléaires sont utilisées pour la quantification des radio-traceurs, tels que le Cs-137, le Pb-210 et le Be-7 considérés comme indicateurs d'érosion hydrique, ce qui constitue une approche rapide et très adaptée à cette problématique. Ces dernières sont considérées comme étant des méthodes complémentaires aux techniques conventionnelles.

Dans ce travail, nous présentons l'étude de distribution des radiotraceurs au niveau de de deux sites distincts pour évaluer le processus de l'érosion hydrique.

L'échantillonnage a été réalisé dans deux micro bassins versants situé dans deux wilayas de la région ouest de l'Algérie à savoir Tlemcen et Mascara.

L'analyse des échantillons a été effectuée par une chaîne de spectrométrie gamma associée à un détecteur Ge(Hp) de haute résolution (1.8keV à la raie 1332keV du Co-60).

Mots clés:

érosion hydrique; techniques nucléaires, spectrométrie gamma.



C O. 11

***Apport des Jauges Nucléaires pour le Soutirage des Courants de
Densité dans les Barrages***

B. Remini

Résumé :



C O. 12

Boire de l'Eau du Robinet à Alger

G. Gelas

SEAAL, 97, parc Benomar kouba

email: guy.gelas@seaal.dz

Mots clés : SEAAL, eau potable, qualité

Introduction :

SEAAL, Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger, fut créée en mars de 2006. Depuis le début, un de ses objectifs primordiaux a été celui d'assurer une qualité d'eau irréprochable au robinet des Algérois. Dans ce but un Plan d'Action a été dessiné et rigoureusement suivi afin de garantir la conformité sanitaire, la protection du réseau et qualité gustative de l'eau distribuée.

Développement :

Le premier pas a été celui de l'évaluation du risque sanitaire dans la complexité du système d'eau potable d'Alger. Cette évaluation a permis d'établir les priorités du Plan d'Action: assurer la qualité de la ressource en eau ; combattre et puis, grâce au plan H24, protéger le réseau contre les intrusions d'eaux sales dans le réseau ; garantir la désinfection adéquate et préventive de l'eau potable ; vérifier l'absence de paramètres toxiques dans l'eau de réseau (Plomb, THMs, etc.) ; nettoyer et désinfecter les réservoirs et lors de toute intervention dans les canalisations ; surveiller H24 la qualité des eaux fournies par des autres opérateurs (SDEM Hamma, barrage Takbset) ; vérifier la non agressivité des eaux vis-à-vis du patrimoine enterre des algérois ; tester et améliorer les conditions gustatives de l'eau potable.

Conclusion :

Les indicateurs 2009 de qualité d'eau avec plus de 15000 prélèvements annuels dans les réseaux d'Alger :

- 100% de conformité bactériologique
- Des teneurs en désinfectant garantie au delà des seuils à plus de 97%.
- conformité des paramètres chimiques

Tous ces indicateurs de la potabilité des eaux garantissent aux algérois de boire une eau du robinet en toute sécurité, entraînant l'amélioration des conditions sanitaires et également l'opportunité de réaliser des économies effectives et environnementales dans leur vie



quotidienne. Assurer la satisfaction du 100% des clients vis-à-vis des conditions gustatives ainsi comme les sensibiliser dans l'entretien des installations sanitaires domiciliaires (bâches a eaux, p. ex.) constituent les nouveaux défis des SEAAL inscrits dans son Plan d'Action de qualité.

Références bibliographiques

CONED-PSEAU, 1994, *L'eau et la santé dans les quartiers urbains défavorisés*, Table ronde de Sophia Antipolis, Programme Solidaire Eau, *Les éditions du GRET*, 191 p.

GLEICK P. H., 1996, Basic Water Requirements for Human Activities: Meeting Basic Needs, *Water International*, 21(2), pp 83-92.

HOWARD G. & BARTRAM J., 2003, *Domestic Water Quantity, Service Level and Health*, Geneva, WHO, 33 p.

LE BRIS E., 2002, *L'accès à l'eau potable dans les quartiers défavorisés des grandes villes et les petits centres urbains*, 14 p.

ONU, 2005, L'eau source de vie, 2005-2015.

<http://www.un.org/french/waterforlifedecade/faqs.html>

SERAGELDIN I., 1994, *Water Supply, Sanitation, and Environmental Sustainability: The Financing Challenge*, *Directions in Development*, The World Bank, Washington, DC, pp 13-

C O. 13

Impact du changement de la qualité des eaux sur les canalisations.

N. Adim

email : nabil.adim@seaal.dz

RESUME.

L'Algérie a souffert ces dernières années d'un manque d'eau sans précédent. Ce qui a mis la question au centre des préoccupations majeures des organes décisionnels algériens pour qu'ils fassent bénéficier ce secteur par de nouvelle ressource en eau, car, celles existantes n'arrivent plus a subvenir une demande sans cesse croissante, né d'un accroissement démographique très important et d'un boom industriel imposant.

Disposant d'une cote de 1200 km, l'Algérie, s'est orientée vers le dessalement des eaux de mer qui semble être une solution très intéressante, non seulement pour diversifier la ressource mais également pour accroître la capacité de production.

Mais le dessalement de l'eau de mer, par des procédés de distillation ou par osmose inverse, conduit à la production d'eaux très faiblement minéralisées, pratiquement dépourvues d'ions Bicarbonates et de calcium notamment, mais pouvant contenir des ions chlorures. Elles sont également dépourvues de gaz dissous, notamment en oxygène, dans le cas des procédés par distillation.

Elles sont de ce fait fortement corrosives vis-à-vis des matériaux métalliques, ferreux en particulier et agressive pour les matériaux à base de ciment.

La nécessité d'un post traitement est donc unanimement reconnue pour protéger les Installations en aval mais aussi pour améliorer les caractéristiques organoleptiques de l'eau.

La reminéralisation apparaît également nécessaire au bon développement des végétaux lorsque l'eau est destinée à l'irrigation de [1, 2].

Mots clés :

Dessalement, ressource, corrosion, entartrage, agressivité, indicateur de corrosion, indice calco-carbonique, ouvrage, canalisation

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES:

1. Birnhack L., Penn R., Lahav O.: Quality criteria for desalinated water and introduction of a

Novel, cost e effective and advantageous post treatment process.

Desalination 221, 2008, pages 70-83

2. OMS 2007: Desalination for safe water supply – Guidance for the health and Environmental aspects applicable to Desalination.

3. PFE Ingénieur: Etude de l'agressivité des eaux du réseau d'Alger en vu d'un diagnostic de corrosion



C O. 14

Etude et Renouvellement des Systèmes de Désinfection à Alger

H. Tebbakh

SEAAL, Direction Production et Ressources, 97 Parc Ben Omar Kouba - Alger

email : hamid.tebakh@seal.dz

Mots clés :

Désinfection, Conformité en chlore, Sécurité, Hypochlorites, Procédures, Economie

Introduction :

En fin 2006, et dans le cadre du plan d'action qualité, il a été décidé d'engager un investissement qui vise les objectifs suivants :

1. Avoir 100% de conformité en taux de chlore résiduel dans l'eau distribuée.
2. Acquérir des installations modernes de désinfection, assurant la sécurité du personnel, des équipements et respectant l'environnement.
3. Uniformiser le matériel de préparation et d'injection, les produits et les procédures.
4. Assurer un approvisionnement sécurisé en produits désinfectants.

Pour atteindre ces objectifs, les actions suivantes s'imposaient :

1. Déterminer les besoins en chlore du système global de l'AEP d'Alger
2. Déterminer les produits à utiliser pour la désinfection en fonction de la sécurité du personnel, des installations et de la sécurisation de l'approvisionnement
3. Acquérir le matériel choisi, l'installer et le mettre en service

Développement :

Le projet a connu les étapes suivantes

Audit des équipements de la désinfection

- Etat des lieux
- Recommandations

Etude du projet de désinfection par les hypochlorites

- Model pour déterminer les besoins du système
- Choix des réactifs par site
- Identification des sites autonomes et leurs besoins



Détermination des équipements

- Schémas de principe des unités automatiques de dosages pour hypochlorite de sodium et de calcium pour les sites du système
- Plan d'unité semi automatique de dosage d'hypochlorite de calcium pour sites autonomes

Résultats atteints :

- Résultat atteint en matière d'efficacité de la désinfection et de conformité microbiologique de l'eau.
- Résultats atteints en matière de sécurité de manipulation
- Résultats atteints en matière d'économie des réactifs

Conclusion :

Les résultats qui restent à améliorer sont liés directement au renforcement des compétences des personnels

1. poursuivre la formation des collaborateurs à la manipulation et maintenance des installations
2. poursuivre la formation au respect des règles de sécurité et de l'environnement
3. Garantir une longue vie au matériel

Références bibliographiques

- Suez audit de la désinfection de la station de production boudouaou- du 23/04/2007-ref 16259/ZR/ep
- CCTP SEAAL- désinfection par l'hypochlorite de calcium de sites autonomes ver 1-2-juin 2007
- CCTP SEAAL- désinfection par l'hypochlorite de sodium ou calcium des unités d'eau potable -ver 1-3-juin 2007
- ALLDOS- information produit- TRUE DOS 222D
- ALLDOS- information produit- série APD- armoire de dépotage
- JESCO- manuel de service MAGDOS LT



C O. 15

Chloration des Eaux de Distribution et Risques Génotoxiques

M. Khallef & D. Benouareth.

Département de Biologie, Faculté des Sciences et de l'Ingénierie

Université 8 mai 1945 Guelma, Algérie.

RESUME

L'eau est l'élément essentiel qui fait l'objet d'une surveillance attentive à travers le monde. Son importance pour la préservation de la santé publique détermine de vastes programmes de surveillance. Les objectifs du contrôle de la qualité de l'eau destinée à la consommation sont nombreux et varient en fonction des moyens et des possibilités techniques.

L'utilisation du chlore dans le traitement des eaux destinées à la consommation présente l'avantage d'une action rémanente et de prolonger la durée de la désinfection de l'eau dans les réseaux de distribution. Cependant, le traitement par le chlore engendre la formation de plusieurs types de sous-produits de la chloration ou dérivés organohalogénés responsables de la génotoxicité identifiée dans les extraits d'eau potable.

La génotoxicité identifiée dans les extraits d'eau potable provient principalement de l'action du chlore sur la matière organique naturelle qui donne naissance à des dérivés organochlorés, principalement de la famille des trihalométhanes (T.H.M.s).

Dans le présent travail, nous avons étudié l'activité génotoxique et mutagène d'échantillons d'eau obtenus à différents points de traitement et de distribution de la station de traitement des eaux potables de la ville d'Annaba (Algérie) pendant les quatre saisons.

Pour cela, nous avons mis en œuvre deux tests, le test d'Ames (avec préincubation) et le SOS chromotest (méthode standard et le SOS spot test). Ces deux tests ont bien montré l'existence d'une variation qualitative des différents échantillons au cours des saisons. En plus, la détermination des paramètres physicochimiques et le dosage des organohalogénés absorbables sur charbon actif (AOX) ont servi de support pour l'explication et l'interprétation de l'activité génotoxique et/ou mutagène exprimée par les échantillons d'eau potable.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES :

- 1- Bellard T.A., Lichtenberg J.J. and Kroner R.C. The occurrence of organohalides in chlorinated drinking water. *J. Am Water Works Assoc*, 1974, **66**, 703-706.
- 2- Bouziani M. L'eau de la pénurie aux maladies. Ed. Ibn-Khaldoun, 2000, 247.
- 3- Cardot C. Génie de l'environnement, les traitements de l'eau : procédés physico-chimiques et biologiques. Ed. ELLIPSES, 1999, 247.
- 4- Grosclaude G. L'eau, usage et polluants. Tome II, ed. INRA, 1999, 208.
- 5- Lafferriere M., Levallois P. et Gingras S. La problématique des trihalométhanes dans les réseaux d'eau potable s'alimentant en eau de surface dans le bas Saint Laurent. *Vecteur environnement, section scientifique*, 1999, 38-43.
- 6- Le Curieux F., Giller S., Marzin D., Brice A. et Erb F. Utilisation de trois tests de génotoxicité pour l'étude de l'activité génotoxique de composés organohalogénés, d'acides fulviques chlorés et d'échantillons d'eau (non concentrés) en cours de traitement de potabilisation. *Rev. Sci. Eau*, 1996, **1**, 75-95.
- 7- Maron D. M. and Ames B.N. Revised method for the Salmonella mutagenicity test. *Mutat. Res.*, 1983, **17**, 189-202.
- 8- OMS. Directives de qualité pour l'eau de boisson. 2^{ème} édition : Recommandations, Genève, 1994, 202.
- 9- Quillardet P. and Hofnung M. SOS chromotest: a direct assay of a SOS functions in *E. Coli* K-12 to measure genotoxicity. *Acad. Sci.* 1982, **79**, 5971-5975.
- 10- Rodier J. L'analyse de l'eau « eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer ». 8^{ème} édition DUNOD. 1996, 1383.
- 11- Rook J.J. Formation of fulvic acids in natural waters. *Environmental Science and Technology*. 1974, **23**, 234-243.
- 12- Simpson K.L. and Hayes K.P. Drinking water disinfection by products: an Australian perspective. *Wat. Res.* 1998, **32**, 5, 1522-1528.
- 13- Vartiainen T. and Liimatainen A. High levels of mutagenic activity in chlorinated drinking water in Finland. *Mutat. Res.* 1986, **169**, 29-34.
- 14- Williams D.T., Benoit F.M. and Lebel G. Trends in levels of DBP. *Environmetrics*. 1998, **9**, 555-563.

C O. 16

الاستهلاك المائي في الجزائر وآليات ترشيده وفق المنظور الإسلامي**Water Consumption in Algeria and its Ways of Rationalization According to the Islamic Perception****M. Belghali**

- قسم العلوم السياسية ، كلية العلوم القانونية والإدارية، جامعة حسيبة بن بوعلي بالشلف ص.ب 151 حي السلام الشلف، الجزائر.
- مخبر البحث في علوم المياه (LRS-EAU) بالمدرسة الوطنية المتعددةالتقنيات (ENP) الجزائر.

email : belghali_med@yahoo.fr

الملخص: ليس ثمة شك في أن الأمن المائي المستدام للجزائر لا يتحقق فقط من خلال الجهود المبذولة من قبل الدولة لتنمية الموارد المائية فحسب ، من خلال إقامة المزيد من المنشآت المائية (كالسدود، الآبار، وحدات تحلية مياه البحر، محطات تصفية ومعالجة المياه المستعملة)، وإنها يتطلب أيضاً بالضرورة بذل جهود مماثلة في الوقت نفسه لضبط معدل الاستهلاك المائي وترشيده عند حدوده المقبولة في كافة المجالات.

والواقع أن ضبط استهلاك المياه وترشيد استخدامها يعد ضرورة حتمية في الجزائر من منطلق أنها تقع في بيئة مناخية تتسم بالندرة الهائية الطبيعية من ناحية ، وفي ظل النمو السكاني السريع من ناحية ثانية، وعلى ضوء ما تتضمنه التعاليم الإسلامية – المبينة في النصوص القرآنية والأحاديث النبوية – من تأكيد على أهمية المياه والأسلوب الأمثل لاستخدامها وآداب استعمالها وحمايتها والمحافظة عليها من ناحية ثالثة.

بناءً على ذلك فإن الهدف من هذه الورقة العلمية يتمثل في التعرف على طبيعة أنموذج الاستهلاك المائي في الجزائر لمختلف القطاعات المنزلية والفلاحية والصناعية أولاً، ثم تبيان آليات وإجراءات الاستخدام الراشد للمياه في الإسلام ثانياً. وتوصلت الدراسة إلى نتيجة رئيسية مفادها أن سلوك الفرد الجزائري، سواء كان فرداً عادياً أو مزارعاً أو صانعاً، يتسم بصفة عامة بالإسراف الزائد غير المبرر لموارد المياه المتاحة، وهو سلوك غير راشد ينبغي تصويبه لصالح الأمن المائي المستدام.

الكلمات الدالة:

إستهلاك المياه ، ترشيد استخدام المياه ، الإسلام ، الجزائر.

C O. 17

Eaux Usées : Epuration et Valorisation.

F. Ladjel

ONA de Tizi-ouzou

email : faridladjel@yahoo.fr

Historique sur l'assainissement :

L'eau, c'est la vie. Elle est liée à l'histoire des hommes, la recherche de points d'eau a longtemps mobilisé les énergies et les civilisations sont nées sur le cours des grands fleuves.

Le temps du cloaque ou borbier : On citera le modèle Romain de la Cloaca Maxima.

Au Moyen-Age, tous les déchets domestiques solides et liquides sont jetés dans la rue et dispersés au hasard.

► *Des égouts pour assainir les villes* : Il faut attendre la fin du XIXe siècle pour qu'une politique volontariste de construction d'infrastructures s'impose.

C'est en 1843 qu'est apparu en Allemagne, le premier réseau d'assainissement moderne. John Snow découvre la véritable origine du choléra lors de l'épidémie de 1854 à Londres.

Découverte à la fin du 19ème siècle, la technique par culture libre, appelée également boues activées est encore la plus pratiquée.

Dès 1914, des scientifiques anglais présentent un système de bassin où les eaux usées sont aérées pour permettre leur dégradation par les micro-organismes des effluents.

► De l'assainissement des villes on est passé à l'assainissement de l'eau et la naissance de l'assainissement moderne Avec le développement des connaissances en microbiologie

INTRODUCTION GENERALE :

L'importance de l'eau dans l'économie ne cesse de croître et l'approvisionnement en eau douce devient de plus en plus difficile. L'industrialisation croissante, l'accroissement de la population et de son niveau de vie, sont autant de facteurs ayant contribué à ce que les rejets d'eaux résiduaires dans les eaux naturelles dépassent la capacité d'auto – épuration de celles-ci.

De manière générale, les normes de qualité des eaux sont appelées à être de plus en plus rigoureuses. Ceci exige le développement de procédés de traitement qui élimineraient les polluants de toutes sortes et par là renforcer les installations d'épuration et des équipements nécessaires à cet effet.

En Algérie, et conformément aux priorités arrêtées par le secteur des ressources en eaux relatives à la protection de l'environnement, un programme ambitieux en matière de réalisation de station d'épuration est actuellement en cours, en plus des stations d'épuration qui sont en cours d'exploitation.



I- CARACTÉRISTIQUES DES EAUX USÉES :

1- Définition:

Une eau usée est une eau chargée de substances minérales ou biologiques, issues de l'activité humaine provoquant, sous une concentration anormale, une dégradation de la qualité de l'eau naturelle du milieu récepteur.

2- NATURE ET ORIGINE:

On distingue trois grandes catégories d'eaux usées:

- Les eaux usées d'origine domestique:
- Les eaux usées d'origine industrielle:
- Les eaux usées d'origine agricoles :
- Les eaux de ruissellement :

3- LA NOTION DE BIODÉGRADABILITÉ :

La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent aqueux à être décomposé ou oxydé par les micro-organismes qui interviennent dans les processus d'épuration biologique des eaux.

4- NOTION D'ÉQUIVALENT- HABITANT (OU EH) :

L'équivalent habitant se définit comme étant la pollution produite par habitant et par jour, exprimée en g d'O₂ nécessaire à sa dégradation.

Un habitant produit 150 à 200 litres d'eaux usées par jour contenant:

- 70 à 90 grammes de matières en suspension (ou M.E.S),
- 60 à 70 grammes de matières organiques, exprimées en DBO₅,
- 15 à 17 grammes de matières azotées, exprimées en N,
- 4 grammes de phosphore, exprimé en P.

Ces eaux usées contiennent plusieurs milliards de micro-organismes par 100 ml.



II- LA POLLUTION DES EAUX :

1- DÉFINITION:

La pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui altérant la constitution physico-chimique du milieu naturel et l'abondance des espèces vivantes. La pollution ne représente pas seulement ce qui salit, mais ce qui est impropre aux êtres vivants et aux processus biologiques, et qui leur est brutalement imposé.

2- LES DIFFÉRENTS TYPES DE POLLUTION DES EAUX :

On distingue:

- La pollution organique: La plus répandue
- La pollution microbienne: Germes d'origine humaine ou animale
- La pollution chimique:
 - La pollution minérale
 - La pollution par les hydrocarbures

La pollution physiques: Englobe:

- La pollution thermique
- La pollution radioactive
- La pollution mécanique

III- PROCÉSSUS D'ÉPURATION DES EAUX RÉSIDUAIRES :

1- ETAPES DU PROCESSUS D'ÉPURATION :

Le processus d'épuration des eaux usées comprend plusieurs étapes:

- Les prétraitements et traitement primaire;
- Le traitement secondaire;
- Le traitement complémentaire;
- Le traitement des boues résiduares



IV- PROCÉDÉS D'ÉPURATION DES EAUX RÉSIDUAIRES

A- PROCÉDÉS BIOLOGIQUES NATURELS:

- L'épandage
- Le lagunage naturel

B-PROCEDES BIOLOGIQUES ARTIFICIELS:

- Lit bactérien:
- Biofiltration:
- Disques biologiques :
- Les boues activées :

V- VALORISATION AGRICOLE DES BOUES ET REUTILISATION DES EAUX

EPUREES : Cas de la STEP de Boumerdes.

C O. 18

Problématique des Boues des STEP d'Alger

T. Dezenclos

SEAAL, Direction Production et Ressources, 97 PARC BEN OMAR KOUBA ALGER

email : thierry.dezenclos@seaal.dz

Problématique des boues des STEP à Alger

A l'heure actuelle, les eaux usées de la Wilaya d'Alger sont traitées par les 4 stations d'épuration (STEP) suivantes :

- ◆ STEP Reghaïa dimensionnée pour traiter les effluents de 400 000 Équivalents Habitants (EH),
- ◆ STEP Beni Messous dimensionnée pour traiter les effluents de 250 000 EH,
- ◆ STEP Staoueli dimensionnée pour traiter les effluents de 15 000 EH,
- ◆ STEP Baraki dimensionnée pour traiter les effluents de 900 000 EH.

Des extensions ou de nouvelles stations d'épurations sont prévues à court et moyen termes.

A plus long terme, les premières orientations du schéma directeur assainissement (en cours de finalisation) semblent indiquer la nécessité de prévoir à l'échéance 2025 de nouvelles stations ou extensions. La capacité de traitement des stations d'épurations passerait de 1 565 000 EH à 2 900 000 EH à court terme puis à 4 200 000 EH à plus long terme.

La production maximum de boue des stations d'épuration à moyen terme (construction ou extension de station d'épuration déjà entamée ou prévu à court terme) correspond à plus de 228 000 tonnes par an (soit environ 146 000 m³/an). Les premières indications du schéma directeur (données en cours d'élaboration) prévoient une production de l'ordre de 310 700 tonnes par an (soit environ 202 000 m³/an) à horizon 2025.

D'un point de vue réglementaire, on retient que l'Algérie ne dispose pas, pour l'heure, de réglementation spécifique à l'élimination ou la valorisation des boues de station d'épuration.

Parmi les pays limitrophes à l'Algérie, la Tunisie a fait le choix de la valorisation agricole et s'est dotée d'une réglementation encadrant l'épandage de boues sur cultures. Le Maroc ne dispose pas de réglementation spécifique mais travaille actuellement à l'élaboration d'une Stratégie Nationale de gestion des boues d'épuration.

En France, l'ensemble des filières de valorisation ou d'élimination des boues est inscrit dans un cadre réglementaire européen strict :

- ◆ En valorisation agricole, l'épandage sur culture est réglementé par l'arrêté du 8 janvier 1998 et le compostage, par l'arrêté du 7 janvier 2002,



- ◆ La valorisation thermique, par incinération ou co-incinération suit l'arrêté du 20 septembre 2002, directement issu de la directive européenne n° 2000/76/CE, fixant notamment les valeurs seuil en termes de rejet d'émissions gazeuses,
- ◆ Enfin l'enfouissement n'est réservé qu'aux déchets ultimes, c'est-à-dire non valorisables. Les boues non conformes sont acceptées sous certaines conditions, fixées par la directive européenne 1999/31/CE et les textes en découlant,

Résultats d'analyses :

Les résultats d'analyses effectuées sur les stations de Beni Messous et Reghaia, montrent que les boues des deux stations présentent certaines qualités agronomiques (N, P, K) pouvant être exploitées en agriculture.

Les boues de Beni Messous peuvent faire l'objet de valorisation agricole à condition d'une surveillance des paramètres qualitatifs.

Cependant, les teneurs en résidus indésirables doivent être surveillées.

Dans le cas de la station de Reghaia, les fortes teneurs en éléments traces métalliques (notamment Chrome et Zinc) certainement dues à des pollutions d'origines industrielles, rendent impossible l'épandage des boues sur culture.

Les boues de la station de Baraki, en cours de mise en service après réhydratation n'ont pu être encore caractérisées, mais il est probable que le contexte industriel de la station conduise à un risque de pollution.

Conclusion

Il y a nécessité de prendre sans tarder les décisions de traitement pérenne des boues compte tenu des délais de construction et face à l'augmentation spectaculaire de la production de boues.

A ce jour seules les boues de la station de Beni Messous sont susceptibles d'être utilisées en valorisation agricole (les stations de Zéralda et Sidi Abdellah n'étant pas encore construites).

L'incinération semble la solution la plus adaptée au traitement des boues de Baraki et Réghaia.

C O. 19**Conditionnement des Boues de la Station d'Épuration de Beni-Messous
Utilisant le $FeCl_3$, le Chitosane et un Polyélectrolyte Synthétique****H. Zemmouri^{1,2}**¹*Centre de Développement des Energie Renouvelables**BP. 62 Route de l'Observatoire Bouzaréah - Alger, Algérie*²*Laboratoire de Biotechnologie Environnementale et Génie des Procédés, Ecole Nationale Supérieure Polytechnique 10, Avenue Hacène Badi, B.P. 182,16200, El-Harrach, Alger.**email : hassiba_zemmouri@yahoo.fr***Introduction**

Le traitement des eaux usées chargées en substances polluantes est actuellement d'une grande importance. Il est, en effet, nécessaire de réduire la charge polluante des eaux usées avant de les évacuer dans le milieu récepteur.

Dans le contexte d'épuration des eaux usées, le conditionnement des boues constitue une étape essentielle dans la filière boue. En effet, les boues d'épuration, chargées en eau, sont volumineuses (plus de 97 % d'eau), et donc coûteuses à éliminer. L'élimination de l'eau contenue dans les boues se base sur la coagulation/floculation. Pour ce faire, on a recours à l'ajout des réactifs minéraux (sulfate d'aluminium ou chlorure ferrique) et/ou produit organiques de synthèse, à savoir de macromolécules artificielles nommées polyélectrolytes [1]. Ces produits chimiques dits coagulants ou flocculants sont efficaces, peu coûteux, faciles à manipuler. Cependant, ces produits modifient les caractéristiques physicochimiques de l'effluent, notamment le pH, et ceux du liquide interstitiel [2].

Les composés organiques naturels comme les produits amylicés, gommes, dextrines, alginates ou comme le chitosane, apparu récemment, ont aussi trouvé leurs places dans le conditionnement des boues. Le chitosane, un polyélectrolyte de nature polysaccharidique. C'est un copolymère linéaire β (1-4) de N-acétyl D-glucosamines et de D-glucosamines. Il est biocompatible et biodégradable par les microorganismes possédant des enzymes qu'on appelle chitosanase [3]. Il est produit principalement par la désacétylation (traitement alcalin) de la chitine [4]. Cette dernière est le deuxième polymère naturel très abondant dans la nature après la cellulose. La chitine est l'élément structural important des téguments de certains invertébrés. Elle est présente principalement dans les coquilles de mollusques, dans les cuticules des insectes, dans la carapace des crustacés, et dans la paroi de la plupart des champignons et de certaines algues chlorophycées. La chitine existe aussi dans certaines levures et bactéries [5].

Le chitosane est l'un des rares polyélectrolytes naturels cationiques existant dans la nature. En solution, dans un acide dilué, il se comporte comme un polycation de forte densité de charges, en raison de la protonation des groupements $-NH_2$ [4]. Compte tenu de sa structure chimique, et en mettant à profit ses diverses propriétés spécifiques, le chitosane est utilisé dans une vaste gamme d'applications allant de l'agriculture au domaine biomédical [6]. En agro-alimentaire, il permet de séparer les particules colloïdales dispersées dans les résidus des industries de transformation alimentaire [7]. Dans le traitement d'assainissement des eaux ainsi que dans la réduction de la turbidité, le chitosane a suscité un grand nombre de recherches [6, 8].

Dans ce travail, nous avons réalisé une étude sur le conditionnement chimique de la boue provenant de la station d'épuration d'eaux usées l'oued de Beni-Messous. Le mécanisme et la performance du conditionnement ont été examinés en appliquant des coagulants de différentes natures, à savoir le chitosane, le chlorure ferreux et un polymère synthétique (Sédipure CF802). Notre travail expérimental est fondé sur la mesure de la résistance spécifique à la filtration (RSF). Nous avons aussi examiné le volume de la filtration sous vide, le temps de filtration et la masse du gâteau. Les essais de conditionnement sont réalisés en se basant sur le processus de coagulation floculation assuré par un Jar test. Les échantillons de boue ont été prélevés au niveau de la station d'épuration des eaux usées de Beni Messous. Le site d'implantation de la station d'épuration est localisé sur le territoire de la commune d'Ain Benian, dépendant de la wilaya de Tipaza, à environ 15 km à l'Ouest de la ville d'Alger, en bordure de la Méditerranée et à l'embouchure de l'Ouest de Beni Messous. L'échantillonnage de la boue s'est fait au niveau du bassin de stabilisation. La boue a été transportée et stockée à 4 °C pour un maximum de 3 jours. Un échantillon de 100 ml de boue a été mélangé à une solution contenant des doses croissantes du coagulant. Le conditionnement est suivi d'un test de déshydratation assuré par une filtration sous pression (1.5 Bar) en utilisant une cellule de pression Pont-À-Mousson, en se basant sur le modèle de CARMAN [9]. La cellule utilisée a été conçue au laboratoire. Quelques analyses ont été effectuées également pour la caractérisation physico-chimique de la boue collectée. Il s'agit de la mesure de l'indice de Mohlman, de l'indice de décantation de la boue, des résidus calcinés à 550 °C, de la matières volatiles, des matières sèches, des matières en suspensions, de la mesure du pH, et de la température.

2. Résultats et discussion

L'indice de Mohlman ainsi que la siccité étaient faibles. Ceci est dû au fait que la boue étudiée est liquide. Les matières en suspension sont plus au moins élevées comparées aux matières volatiles. Ceci pourrait être en relation avec la prédominance de la matière organique. En effet, la nature de cette boue, collectée du bassin de stabilisation, est urbaine. L'Oued de Beni Messous étant une région entourée par des agglomérations, on a plus de fréquences de dégagement de détergents que des polluants industrielles. L'analyse du pH montre que la boue est basique. Concernant l'analyse de l'indice de décantation, nous avons enregistré un taux de sédimentation très élevé. Ce taux traduit la composition très riche en matières de suspension et colloïdale. Avec l'ajout du FeCl_3 à la boue, en vu de son conditionnement, nous avons remarqué une formation avec décantation très rapide de petits flocons de l'ordre de quelques millimètres. Le FeCl_3 est un bon coagulant. Il favorise à cet effet, la formation des microflocs libérant ainsi l'eau entourant les particules en suspension. Toutefois, ces microflocs ont besoin d'une force supplémentaire pour libérer l'eau interstitielle. Cette force est assurée par le filtre presse. Nous avons remarqué que, pendant l'application de la filtration sous pression, la RSF diminue avec l'augmentation de la dose du coagulant FeCl_3 . Le volume de filtration sous vide (V_0) est très faible. Ceci est, sans doute, lié à la formation du gâteau lors de la filtration sous vide en empêchant la filtration de l'eau. Il a été observé que le temps de filtration que met une boue conditionnée par FeCl_3 est moins lent que celui d'une boue non conditionnée. Le sel ferrique forme des flocons très fins qui enrobent l'eau. Il faut donc plus de temps pour la faire sortir.

L'utilisation du polyélectrolyte (Sedipure CF802) donne des flocons plus volumineux que ceux formés lors de l'utilisation du FeCl_3 . La RSF diminue en fonction de la dose du polyélectrolyte; le départ de l'eau a été engendré par la présence du polyélectrolyte sous la pression du filtre presse,

provoquant ainsi l'élimination des liaisons entre l'eau et les matières colloïdales. Le V_0 est plus élevé que celui obtenu lors de l'application de FeCl_3 . Le polyélectrolyte déstabilise le système colloïdal et favorise donc l'élimination des particules d'eau sous l'effet de la filtration sous pression. Le temps de filtration est très court comparé à celui du FeCl_3 . L'utilisation du FeCl_3 et le polyélectrolyte dans le conditionnement de la boue ont donné un gâteau d'une masse très élevée et très humide. Ces masses proviennent de l'élimination de la matière en suspension, sans pour autant éliminer entièrement l'eau interstitielle.

Lors de l'application du chitosane, et pendant la première phase du processus de la coagulation/floculation, nous avons observé une formation très brève de gros floccs avec une très nette séparation des deux phases liquide/solide. Le V_0 obtenu est très important et très proche du volume total de l'eau contenue dans la boue. Le chitosane a déstabilisé presque la totalité de la solution boueuse en favorisant la séparation des deux phases liquide/solide. Lors de l'application de filtration sous pression, nous avons obtenu un gâteau, sec et compacte de masse très réduite, au niveau du filtre. Ce gâteau a provoqué une résistance pendant la filtration. Ceci explique l'augmentation de la RSF. A cet effet, la boue conditionnée par le chitosane n'a pas besoin d'une filtration sous pression, un simple égouttage suffit pour éliminer l'eau entourant les particules en suspension. Ces observations traduisent l'efficacité du chitosane en tant que floculant adéquat agissant sur la séparation rapide et efficace de l'eau contenue dans la boue .

3. Conclusion

La caractérisation physico-chimique de la boue collectée de la station d'épuration de Beni Messous, montre que cette boue est d'une nature organique. Les essais de conditionnement réalisés permettent de mettre en évidence l'influence du dosage de chaque floculant sur la cinétique de la filtration. La caractéristique de la Résistance Spécifique à la Filtration (RSF) en fonction de la dose du coagulant montre que le FeCl_3 est un bon coagulant, engendrant la formation des micro-floccs favorisant la libération des particules d'eau sous l'effet de la filtration sous pression. Toutefois, la masse du gâteau ainsi que le temps de filtration sont élevés. Quant à l'utilisation du polyélectrolyte (Sedipure CF802), et à l'exception du volume d'eau filtré (V_0) plus élevé et un temps de filtration très court, les autres paramètres étaient favorables et comparables à ceux du FeCl_3 . L'application du chitosane en tant que biopolymère dans le conditionnement des boues, montre une performance remarquable. Dans ces conditions, l'analyse de la RSF a révélé que le conditionnement de la boue ne nécessite pas une pression pour sa déshydratation ; un simple égouttage suffit pour l'élimination de l'eau. Le temps de filtration est très court. Le V_0 représentant presque la totalité de l'eau contenue dans la boue ainsi que la faible masse sèche et compacte du gâteau témoignent de l'efficacité du chitosane agissant en tant que coagulant floculant adéquat pour le conditionnement des boues.



4. Références

- [1] Boeglin J.C., "*Mécanisme de la floculation des suspensions colloïdales par les hauts polymères synthétiques*", Thèse de Doctorat ès-sciences, Nancy, 1967
- [2] Degremont, "*Mémento technique de l'eau*", Edition du cinquantenaire, Paris, France, 1989.
- [3] Muzzarelli R., "*Chitin*", Pergamon, Oxford 1977.
- [4] Shahidi F., Abuzaytoun R., "*Chitin, chitosan, and co-products: chemistry, productions, applications, and health effects*", Adv, Food Nutr. Res. , 49, 93-135, 2005.
- [5] Plouffe B., "*Production de chitosanases modulaires munies d'un site d'attachement à la cellulose et étude de leur activité en bioréacteur*", Mémoire de maître en science (M. Sc.). Université de Sherbrooke, Québec, Canada, 1997.
- [6] Guibal E., Roussy J., "*Coagulation and flocculation of dye-containing solutions using a biopolymer*", Reactive and functional polymers 67, 33-42, 2007.
- [7] Gamage A., Shahidi F., "*Use of chitosan of metal ion contaminants and proteins from water*", Food Chemistry, 2007.
- [8] Zemmouri H., "*Utilisation du chitosane comme agent floculant dans la traitement des eaux*", Mémoire de Magister, Département de Génie de l'Environnement, Ecole Nationale Polytechnique, 2008.
- [9] Degront, "*Mémento technique de l'eau*", Paris, France, 1978.

C O. 20

Valorisation des Boues Urbaines de la Station d'Épuration des Eaux Usées Résiduaires de la Ville Sidi Belabbes (Ouest Algérien). Effet sur la Fertilité d'un Sol Sableux

N. Ramdani.

*Laboratoire d'Études des Sciences des Matériaux et de l'Environnement,
Département de Physique, Faculté des Sciences, Université d'Oran, Algérie.*

email : ram_nadia73@yahoo.fr

Résumé :

Les stations d'épuration urbaines ont pour rôle d'éliminer la pollution contenue dans les effluents domestiques avant leur rejet dans le milieu naturel. Si l'eau, en fin de traitement, est épurée, la pollution initiale se trouve stockée et concentrée dans les boues issues des diverses étapes de traitement de l'eau. Ces boues doivent être éliminées des stations d'épuration en respectent les contraintes réglementaires. Néanmoins, elles peuvent présenter l'avantage d'être valorisables en compost. L'objectif de notre travail est d'abord la caractérisation physico-chimique et bactériologique des boues résiduaires de la STEP de la ville de Sidi Bel Abbés (Ouest Algérien) et leur valorisation entant qu'amendement organique. La présente étude a porté sur la croissance végétale de la fève (*Vicia faba* L) ainsi que sur la fertilité d'un sol sableux du sud Algérien. Des mélanges de boues (97.40 % de matière sèche) et de sable dans les proportions bien déterminées (25 %, 50 % et 75 %).ont été testés pour la germination et croissance de la plante.

Les résultats de quatre échantillons de boues ayant différentes durées de séchage (6, 9, 12 et 24 mois) et de mélanges différents ont montré que la meilleure formulation concernant la germination et la croissance du végétal était le mélange de boues (75 %) et sable (25 %) pour l'échantillon de 24 mois de duré de séchage. En outre, la biomasse obtenue de la partie aérienne est importante par rapport au témoin. En effet la biomasse aérienne a atteint 19,7 grammes de matière sèche comparée au sable témoin (12,50 g) et la biomasse racinaire a donné 10,9 g de matière sèche contre seulement 3,8 g pour le témoin.

L'expérimentation effectuée sur une culture test (la fève : *Vicia faba* L.) a permis de mettre en évidence l'effet bénéfique de l'apport des boues d'épuration au sol sableux comme fertilisant. En effet les résultats des mensurations des hauteurs des tiges et le comptage du nombre de feuilles ont montré que les doses de boues séchées pendant 24 mois et utilisées à des doses de 75 % sont les meilleures formules de fertilisation du sol et des qualités bénéfiques en matière de rétention d'eau constituent une propriété intéressante apportée par ces boues au sol.

Mots clés :

STEP, Boues, Valorisation, *Vicia faba* L, Ouest Algérien

C O. 20

SIDI-BEL-ABBÈS CITY (WESTERN ALGERIA) URBAN SLUDGE VALORISATION FROM A PURIFICATION STATION OF USED WATERS. EFFECT ON SANDY SOIL FERTILITY.

Mme Nadia RAMDANI^{1*}, Ahmed HAMOU¹ and Ahmed ADDOU²

¹⁻ *Laboratoire d'Etudes des Sciences des Matériaux et de l'Environnement, Département de Physique, Faculté des Sciences, Université d'Oran, Algérie.*

²⁻ *Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement et de la Valorisation, Faculté des Sciences et Sciences de l'Ingénieur, Université de Mostaganem, 27000 Mostaganem, Algérie.*

email : ram_nadia73@yahoo.fr

Abstract

Urban purification stations eliminate pollutants contained in used waters before rejecting them in nature. After treatment, water is purified. However the initial pollution remains stocked and concentrated in the sludge used during the water treatment. This sludge has to be discarded in accordance with local laws. Nevertheless, it could be valorised into compost or biogas.

The objective of our work is to study the physico-chemical and bacteriological characteristics of Sidi Bel Abbès (western Algeria) sludge and to valorise it as a potential organic compost or biogas. Our study was concerned with the vegetal growth of bean (*Vicia faba* L) and the Effect on sandy soil fertility in the South of Algeria.

Mixtures of sludge (97.40 % of dry matter) and sand, in defined proportions (25 %, 50 % and 75 %) were tested for the germination and growth of the plant.

Results on four samples having different times of drying (6, 9, 12 and 24 months) and different mixtures showed the better formulation concerning the plant germination and growth is a mixture: sludge (75 %) sand (25 %) for 24 months of drying. In addition, the biomass of the upper part of the plant is much more important than in the control.

Indeed, the biomass of the upper part of the plant reached 19.7 grams of dry matter compared to the sand control (12.50 g) and the biomass of the roots was 10.9 g of dry matter against only 3.8 g of dry matter for the control.

Our work allowed a valorisation of Sidi-Bel-Abbès sludge as good compost on a test culture.

Key words:

Purification station, Sludge, Valorisation, *Vicia faba* L, Western Algeria

C O. 21

Dérivés et leur Application dans la Rétention du Cadmium, Cuivre et Plomb

L. Chabane

*Université de Blida, Département de Chimie industrielle, Laboratoire de Génie Chimique,
Route de Soumâa, BP 270, 09000 Blida, Algérie
email : lilchab08@yahoo.fr*

Résumé :

L'objectif de ce travail est l'utilisation de l'amidon de la pomme de terre modifié en vue de son application dans la dépollution des eaux contenant des métaux lourds. L'amidon utilisé dans ce travail subit les modifications chimiques suivantes : une réticulation, une acétylation et une phosphorylation. Pour l'étude de l'élimination des métaux lourds sont choisis le cadmium, le cuivre et le plomb.

La caractérisation de l'amidon modifié par FTIR a confirmé les modifications sur les différents types de macromolécule par le changement ou le déplacement des pics qui correspond aux principaux groupements fonctionnels (-OH et C-O).

L'étude zétamétrique a permis de mettre en évidence le caractère anionique de l'amidon en solution aqueuse.

La cinétique de la fixation du cadmium, cuivre et plomb a été étudiée pour une concentration initiale égale à 1 mg.L^{-1} et un temps d'équilibre égal à 120 min.

Les taux d'élimination du cadmium en solution pour les différents types d'amidon sont respectivement égaux à : 74.62% (amidon naturel), 84.73% (amidon réticulé), 89.81% (amidon acétylé) et 98.47% (amidon phosphorylé). Le classement des taux d'élimination du cuivre et du plomb présents dans l'eau par les deux types d'amidon (natif et phosphorylé) est de 66% et 97.07% pour l'amidon naturel, 99.61% et 98.62 % pour l'amidon phosphorylé respectivement.

Mots Clés :

Amidon, Fixation, Métaux lourds, Réticulation, Acétylation, Phosphorylation.

Introduction :

La pollution des eaux par les métaux lourds est l'un des problèmes actuels dont la gravité augmente avec le développement industriel [1]. Contrairement aux polluants organiques susceptibles de se dégrader, les éléments traces métalliques peuvent être nocifs à la vie aquatique du fait de leur stabilité et de leur persistance dans la nature. L'enlèvement du cuivre, zinc, cadmium, plomb, mercure, fer, nickel et d'autres métaux a été effectué par plusieurs méthodes telles que, le charbon actif qui est l'adsorbant le plus utilisé, néanmoins il est relativement cher, la

neutralisation, la précipitation chimique, la filtration sur membrane, l'électrolyse, l'adsorption et l'échange d'ion.

Depuis bien longtemps, les biopolymères sont très souvent utilisés dans le domaine agroalimentaire [2]. L'amidon de la pomme de terre, composé de 15 à 30 % d'amylose et 70 à 85 % d'amylopectine [3]; est un polymère naturel particulièrement intéressant par sa disponibilité, ses propriétés spécifiques (matière renouvelable, moins coûteuse et adsorbante), sa structure simple et son abondance font l'objet de son utilisation comme adsorbant des métaux lourds présents dans l'eau [2].

Les différentes applications de l'amidon dépendent de ses propriétés fonctionnelles, par conséquent, des techniques ont été développées permettant la synthèse des amidons modifiés dont les propriétés sont adaptées aux besoins de l'industrie et du traitement des eaux.

La détermination du potentiel zêta devrait permettre l'examen du caractère ionique du biopolymère en solution et de conclure sur les interactions de nature électrostatique et donc sur l'état structural de la macromolécule. Pour cette étude des analyses zêtamétriques ont été effectuées.

Résultats et discussions

1. Caractérisation physicochimique de l'amidon réticulé, acétylé et phosphorylé par infrarouge a transformée de Fourier

L'examen des spectres IR (Figure 01) de l'amidon (natif et modifié) fait apparaître des bandes d'absorption que nous présentons comme suit dans le tableau 01.

Bandes d'absorption (cm ⁻¹)	Groupement et liaison fonctionnelle
3402.2	groupement hydroxyle OH
2927.7	liaison C-H du CH ₂

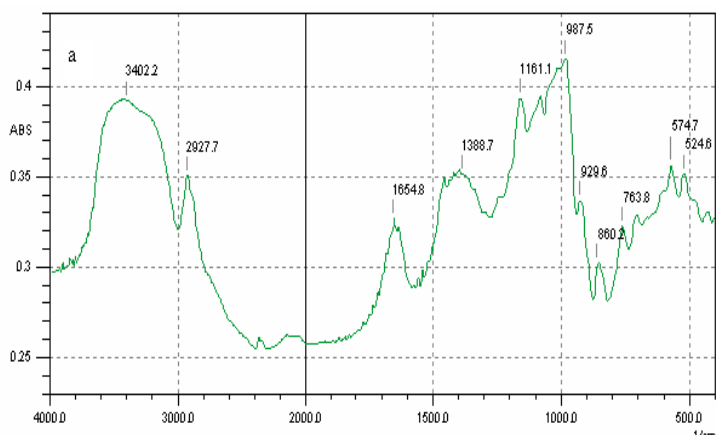
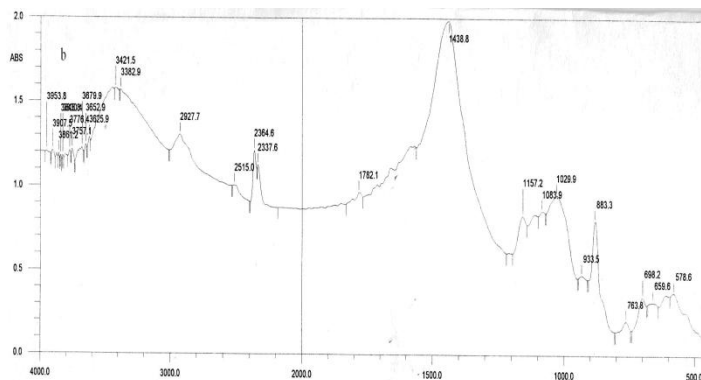


Tableau 01 : Bandes d'adsorption caractérisant le spectre IR d'amidon natif, amidon modifié (réticulé, acétylé et phosphorylé).



1161.1	liaison C-O
1157.2	liaison C-N
1712.1	liaison C=O
2341.4	liaison P-H

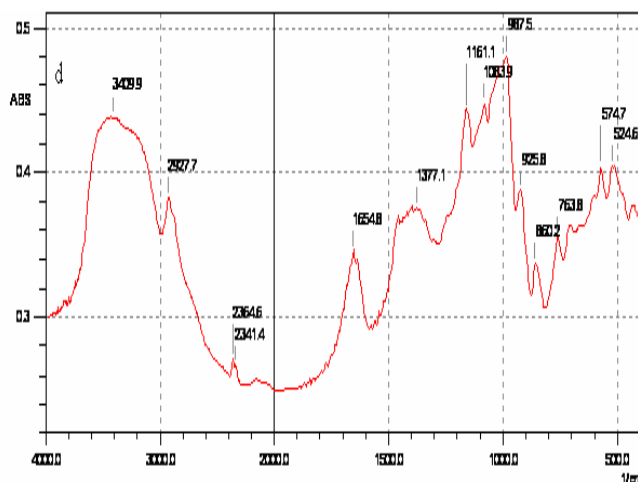
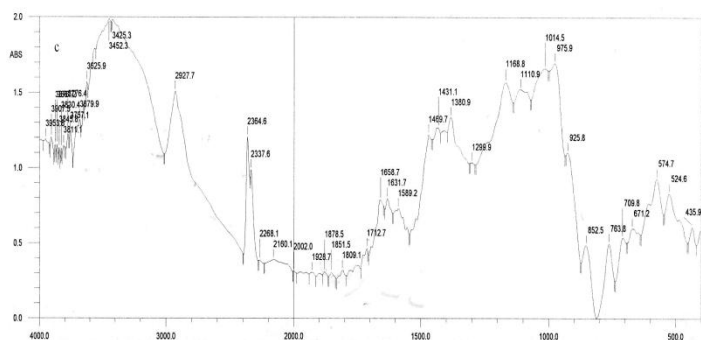


Figure 01 : Spectres IR de l'amidon natif (a), amidon réticulé (b), amidon acétylé (c), amidon phosphorylé (d).

2. Les résultats de la zétamétrie

La variation du potentiel zêta en fonction du pH des deux expériences réalisées de l'amidon est représentée sur la Figure 02.

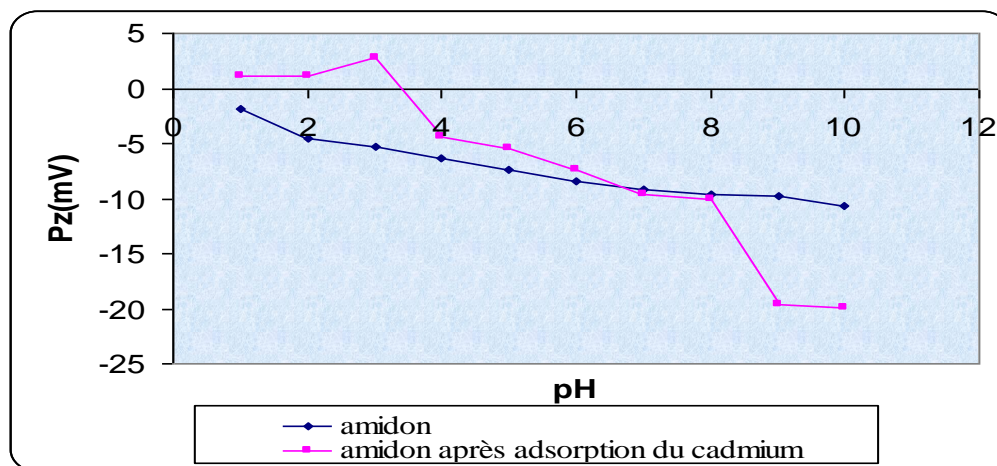


Figure 02: Étude comparative des variations du potentiel zêta en fonction du pH pour l'amidon et l'amidon après fixation du cadmium.

Nous observons à partir de la figure (02) que le potentiel zêta s'annule respectivement pour l'amidon et l'amidon après fixation du cadmium aux environs des pH : 0,8 et 3,3 ce qui peut confirmer l'occupation de certains sites par les charges positives de Cd^{++} dans le cas où le point isoélectrique prend la valeur la plus grande c'est-à-dire dans le cas de l'amidon a fixé le cadmium.

Une complexation surfacique du cadmium sur l'amidon est possible dans ce cas il s'agirait d'une complexation cadmium avec les doublets non liants des groupements éthers (R-O-R') qui entrent dans la composition de la macromolécule.

3. Etude des cinétiques de la fixation du cadmium sur l'amidon natif et modifié

Les résultats obtenus permettent de déterminer les cinétiques d'adsorption du cadmium pour une concentration initiale en cadmium égale à 1 mg.L^{-1} sur les quatre types d'amidon : amidon natif, amidon réticulé, amidon acétylé et amidon phosphorylé.

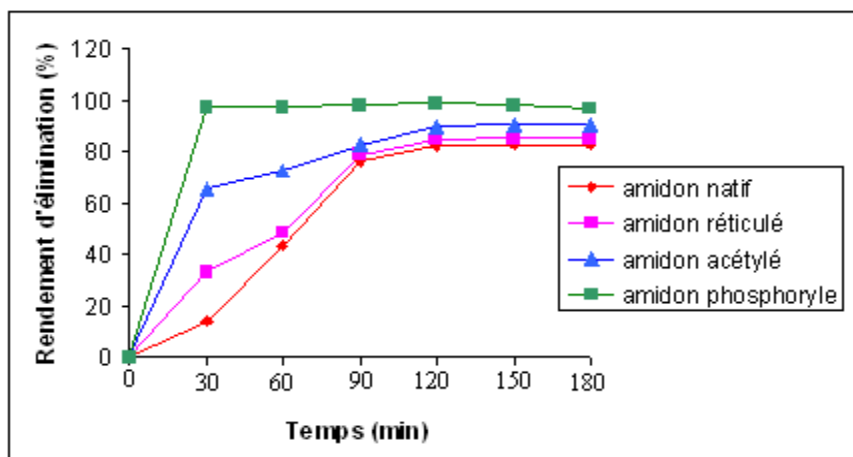
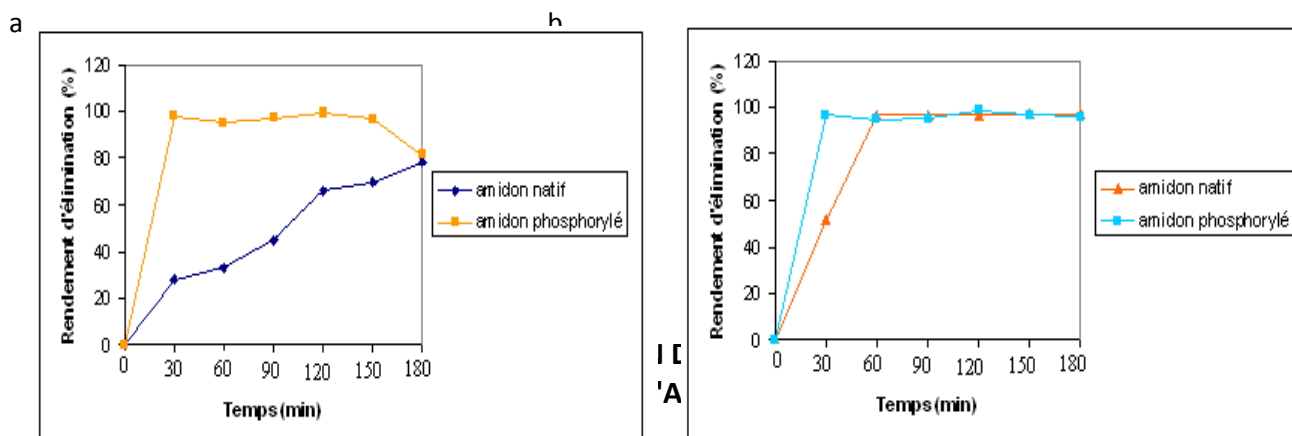


Figure 03: Les rendements d'élimination du cadmium ($C_{\text{initiale}} = 1\text{ mg.L}^{-1}$, $\text{pH}=6$) pour les 04 types d'amidon en fonction du temps.

4. Etude des cinétiques de la fixation du cuivre, du plomb sur l'amidon natif et sur l'amidon phosphorylé :



La représentation graphique des résultats obtenus fait ressortir trois parties. La première est une adsorption rapide, la deuxième est lente (début de saturation) et la troisième est nulle (équilibre, saturation de l'adsorbant).

Les rendements de rétention du cadmium au temps d'équilibre pour les différents types d'amidon sont respectivement égaux à : 74.62%, 84.73%, 89.81% et 98.47% pour l'amidon naturel, réticulé, acétylé et phosphorylé. Ces résultats nous permettent de conclure que la modification chimique améliore le rendement d'adsorption qui passe de 74.62% (amidon natif) à environ 85 à 98 % pour l'amidon modifié.

Le classement des taux d'élimination du cuivre et du plomb présents dans l'eau par les deux types d'amidon (natif et phosphorylé) est de 66% et 97.07% pour l'amidon naturel, 99.61% et 98.62 % pour l'amidon phosphorylé respectivement.

Nous pouvons conclure que le mécanisme de rétention du cadmium, cuivre et plomb est une combinaison de plusieurs interactions entre la surface de l'amidon (naturel et modifié) et les cations métalliques, nous citons les interactions les plus probables comme suit :

- Complexation des ions Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} par association avec les groupes fonctionnels présents dans les chaînes polymères (-OH, C-O) qui se comportent comme des ligands complexant.
- Interaction électrostatique de type Van Der Waals entre les cations métalliques et la surface de l'amidon chargée négativement en solution.

Références bibliographiques

[1] Oral Lacin, Bahar Bayrak, Ozlem Korkut, Enes Sayan; (2005); « *Modeling of adsorption and ultrasonic desorption of cadmium (II) and zinc(II) on local bentonite*»; Journal of Colloid and Interface Science; N°= 292; page 330–335.

[2] Wang Shujun, Gao Wenyuan, Jia Wei, Xiao Peigen ; (2006); « *Crystallography, morphology and thermal properties of starches from different medicinal plants of Fritillaria species*»; Food Chemistry; N°=96; page 591-596 .

[3] B.Magnus Francis ;(1994); « *Toxic substances in the environment* »; Wiley Interscience.

C O. 22

Dégradation du Chlorotoluron par le Procédé $TiO_2/O_2/UV$ sur un Support en Lit Fixe

N. A. Laoufi, F. Bentahar

Laboratoire des Phénomènes de Transfert. Département de Génie Chimique et de Cryogénie.

U.S.T.H.B. Faculté de Génie Mécanique et de Génie des Procédés. Bp 32, El Alia, 16111

Bab Ezzouar. Alger. Algérie

email : nlaoufi@usthb.dz , fbentahar@usthb.dz

Introduction :

Une large variété de polluants organiques est introduite dans le système aquatique à partir de plusieurs sources comme les effluents organiques, les déversements chimiques et l'utilisation des pesticides dans l'agriculture qui participent à l'accroissement du risque environnemental. Vu la toxicité de ces composés, leur stabilité chimique et leur persistance dans la nature, ils ont suscité un intérêt croissant des sociétés et des autorités, ainsi, le contrôle des polluants organiques est une mesure importante pour la protection de l'environnement.

Devant l'échec des méthodes conventionnelles telles que les méthodes biologiques, physiques et les processus chimiques, des méthodes alternatives capables de dégrader les composés organiques toxiques biorécalcitrants ont été proposés, Haque *et al.* (2003), ce sont les procédés d'oxydation avancée (POAs), la photocatalyse hétérogène, considérée comme l'une des plus performantes permet de traiter de façon très appréciable les eaux contaminées par toutes sortes de matières organiques Noorjahan *et al.* (2003).

La photocatalyse hétérogène repose sur l'absorption, par un semi-conducteur, d'une radiation lumineuse d'énergie supérieure à la bande interdite de ce dernier. Cette absorption d'énergie engendre l'excitation d'un électron de la bande de valence vers la bande de conduction en créant un déficit électronique ou « trou » dans la bande de valence, les trous h^+ réagissent avec des donneurs d'électrons tels que l'eau H_2O , les anions OH^- adsorbés et les produits organiques adsorbés à la surface du catalyseur pour former les radicaux OH^\bullet . Les électrons quant à eux réagissent avec des accepteurs d'électrons tels que le dioxygène O_2 (apporté par l'air) pour former des radicaux superoxydes $O_2^{\bullet-}$ qui conduisent à la formation des radicaux OH^\bullet , Yamazaki S., (2001). Chaque ion formé réagit pour donner des produits intermédiaires et des produits finaux Sarantopoulos C., (2007).

En l'absence d'accepteur et de donneur d'électrons appropriés, on assiste à une recombinaison très rapide du système électron/trou ce qui a pour effet de limiter la production des radicaux oxydants (OH^\bullet) et de diminuer l'efficacité de la photodégradation Bockelmann D., (1996).

Le pesticide étudié est un herbicide (chlorotoluron) appartenant à la famille chimique des urées substituées. Son utilisation permet de lutter contre le développement de nombreuses herbes concurrentes. Il est lentement biodégradable et très mobile en sol. Le chlorotoluron présente une faible toxicité lorsqu'il est seul. Il agit en bloquant la photosynthèse. L'OMS fixe à 30

$\mu\text{g/L}$ la valeur sanitaire maximale pour le chlorotoluron dans l'eau destinée à la consommation humaine Perra-Titus *et al.*, (2004). Des travaux antérieurs montrent que l'accumulation du chlorotoluron dans la nature peut affecter la croissance des plantes et causer un désordre dans leurs métabolismes Peres *et al.*, (1996).

L'objectif de ce travail est l'étude de la photodégradation d'un herbicide (chlorotoluron). L'oxydation photocatalytique en solution aqueuse a été réalisée dans un réacteur à lit fixe sous irradiations ultraviolettes en présence d'un semi-conducteur : le dioxyde de titane (TiO_2).

L'installation utilisée dans cette étude fonctionne en circuit fermé. Elle est composée principalement d'un réacteur photochimique qui, lui-même, est constitué d'une cuve en verre de forme parallélépipédique au fond de laquelle est placée la plaque catalytique en verre ordinaire. Cette dernière est recouverte de plusieurs couches de TiO_2 Degussa P25, chacune ayant été suivie d'une calcination à 475°C . La cuve est reliée à un réservoir d'une capacité de 500 mL où se déverse le mélange réactionnel. La circulation de la solution à traiter est assurée par une pompe péristaltique de type Watson Marlowe 313s. La source lumineuse est une lampe UV de marque Phillips TLD 18 Watt/08 qui émet à une longueur d'onde de 365 nm, elle est montée sur un support positionné de manière à être parallèle au réacteur et par conséquent à la plaque en verre supportant le catalyseur. L'analyse des échantillons a été effectuée par spectrométrie UV-visible de type Lambda 25 PERKIN-ELMER couplé au logiciel d'acquisition UVWINLAB à une longueur d'onde égale à 240,23 nm.

L'influence de certains paramètres opératoires comme le débit de recirculation de la solution, la concentration initiale en polluant, le pH de la solution, la position de la lampe et la dureté de l'eau a été étudiée. Les constantes de vitesses de pseudo-premier ordre ont été déterminées pour les différents paramètres étudiés. Le modèle de Langmuir-Hinshelwood a été appliqué pour la détermination des constantes cinétique et d'équilibre de dégradation du polluant.

Résultats et discussion

La photodégradation du chlorotoluron par le dioxyde de titane déposé sur un support en verre a montré que le procédé photocatalytique est très efficace pour son élimination des effluents aqueux. L'étude paramétrique de la réaction de dégradation du chlorotoluron a permis d'identifier les facteurs principaux pouvant influencer sur l'efficacité du procédé $\text{O}_2/\text{UV}/\text{TiO}_2$. Plusieurs paramètres ont été étudiés pour déterminer leur influence sur la dégradation photocatalytique du chlorotoluron: l'effet de la distance entre le réacteur et la source lumineuse, la concentration initiale en polluant, le débit de recirculation de la solution, le pH de la solution et la dureté de l'eau (présence des ions Ca^{2+} entre autres). Pour chaque expérience l'élimination du chlorotoluron a été étudiée en mesurant la concentration de ce polluant en fonction du temps. Il a été observé que la quantité du chlorotoluron adsorbée sur la surface du catalyseur est limitée.

Afin d'étudier l'influence de la position du réacteur par rapport à la source lumineuse, une série d'expériences a été réalisée aux positions suivantes : 4,5 ; 8 ; 16 et 19 cm, tout en maintenant constants la concentration en polluant à 10 mg/L, le débit de recirculation $Q = 91,1$ ml/min et un pH libre (pH = 5,35-6,8). Les courbes obtenues ont montré que le meilleur taux de dégradation du chlorotoluron a été obtenu après 7 heures d'irradiations pour une distance de 4,5 cm, ce taux ayant atteint 98%.

Dans le but d'observer l'influence du débit de recirculation de la solution sur l'efficacité du procédé en lit fixe, des débits ont été choisis dans une gamme allant de 32,6 à 102,8 mL/min, la concentration du chlorotoluron a été fixée à 10 mg/L. Pour la majorité des débits choisis, l'élimination du chlorotoluron n'en a pas été affectée, cependant, le débit de 32,6 ml/min a montré que la dégradation était plus faible ceci pourrait être causé par une mauvaise circulation de la solution due au fonctionnement de la pompe.

Il est aussi important d'étudier la dépendance de la réaction photocatalytique avec la concentration initiale du polluant. Pour cette raison l'influence de la concentration du chlorotoluron sur la dégradation a été étudiée en faisant varier la concentration de 10 mg/L (0,047mM) à 80 mg/L (0,376 mM). Les résultats ont montré que la dégradation du chlorotoluron était plus importante quand la concentration initiale du chlorotoluron était faible. Cette diminution peut s'expliquer par la constance du nombre de sites actifs et la diminution des interactions entre les molécules lors de leur passage à l'état adsorbé sur les sites actifs. Des études réalisées par Parra *et al.* (2002) portant sur l'élimination de quatre herbicides biorécalcitrants en suspension aqueuse de TiO_2 et à pH libre ont montré que l'élimination de tous les herbicides étudiés était plus rapide lorsque la concentration initiale était faible.

Les résultats expérimentaux ont montré que la constante apparente de vitesse diminue avec l'augmentation de la concentration initiale en chlorotoluron. L'efficacité du procédé photocatalytique diminue avec l'augmentation de la concentration initiale en polluant, ceci s'explique par le fait qu'à de fortes concentrations en polluant la consommation des radicaux libres $\bullet OH$ est excessive alors que les conditions opératoires restent constantes.

Le pH est l'un des facteurs les plus importants influant sur l'efficacité des procédés photocatalytiques et de la vitesse des réactions, ainsi, les résultats ont montré une diminution remarquable du pH en fonction du temps pour les différentes concentrations en chlorotoluron, ce qui laisse présager l'existence de produits de dégradation de nature acide. Selon Lhomme *et al.* (2005), le radical hydroxyle attaquait en premier lieu le groupement méthyle du chlorotoluron avant l'ouverture du cycle, ce qui a entraîné la production d'acide acétique. De même, l'étude menée par Kesraoui *et al.* (2008).sur le chlorotoluron par le procédé électro-Fenton a engendré la formation des acides carboxyliques (acide oxalique, acide malonique et acide acétique).

L'effet du pH sur l'efficacité de la réaction de dégradation des polluants organiques selon la littérature Wang *et al.*, (2008) est l'un des facteurs majeurs influençant la vitesse de dégradation des composés organiques, Laoufi *et al.*, (2008) et Perra-Titus *et al.*, (2004).

Lors de cette étude les expériences ont été réalisées avec des solutions en chlorotoluron de 10 mg/L, les pH, en plus du pH libre, ont été ajustés dans une gamme variant de 3 à 11. Les résultats ont montré que quelque soit le pH de la solution le chlorotoluron a été dégradé, néanmoins le meilleur taux d'élimination a été obtenu pour deux pH (pH= 7 et pH libre), où le taux d'abattement a atteint les 91 %, pour des pH basiques, le taux de dégradation ne dépassait pas les 85 % comparé aux autres pH, l'observation des temps de demi-réactions confirme que la vitesse de réaction est plus importante à pH libre. Il est à remarquer que le passage du pH = 3 au pH=11 ne provoquait qu'une petite variation de taux de conversion du chlorotoluron. L'étude réalisée par Benitez *et al.*, (2006) sur l'oxydation photochimique de quatre herbicides existant dans l'eau (linuron, chlorotoluron, durion et isoproturon) a mis en évidence l'influence du pH ainsi, la diminution de la concentration pour chaque composé était presque la même pour les deux pH étudiés (pH=2 et 9).

Généralement, toutes les ressources d'eau y compris l'eau de surface contiennent une certaine quantité de carbonates, et pour mettre en évidence l'effet de ces substances, nous avons étudié les effets de l'ion Ca^{2+} dans la solution à traiter sur l'élimination du chlorotoluron.

Les résultats ont montré que pour de faibles concentrations en Ca^{2+} , ces ions avaient un effet négligeable, par contre pour la concentration de 25 mg/L, il apparaissait une légère diminution de la photodégradation du polluant. A cette concentration il s'établit une certaine compétition d'adsorption entre les molécules du polluant et les ions Ca^{2+} vis-à-vis des sites actifs. Il est donc probable qu'une concentration plus élevée en Ca^{2+} (supérieure à 25 mg/L) ralentira de façon remarquable la dégradation.

L'étude cinétique d'oxydation photocatalytique de plusieurs composés organiques a été souvent modélisée avec l'équation de Langmuir-Hinshelwood.(L-H) Ce modèle a été développé par Turchi *et al.*, (1990) et Emeline *et al.*, (2000). La linéarisation du modèle (L-H) a conduit à la détermination des valeurs des constantes d'adsorption et de vitesse de réaction de pseudo-premier ordre, La valeur de la constante de vitesse apparente obtenue est égale $k_{app} = 7,63 \cdot 10^{-3} \text{ min}^{-1}$ et la constante d'adsorption est égale à $K = 8,21 \text{ L/mol}$.

Conclusion

La dégradation photocatalytique de l'herbicide chlorotoluron par le semi-conducteur TiO_2 a été étudiée dans un réacteur à lit fixe. Ce type de réacteur apparait comme une alternative prometteuse pour la dégradation du chlorotoluron et de plusieurs autres composés organiques persistants dans l'environnement. Plusieurs paramètres ont été étudiés et optimisés La dégradation de chlorotoluron est favorisée par une concentration initiale de 10 mg/L, un pH libre,

et une distance optimale entre le réacteur et la lampe de 4,5 cm. Aussi la présence des ions Ca^{2+} dans la solution à traiter a défavorisé la photodégradation du polluant. La cinétique de dégradation du polluant est décrite par le modèle de Langmuir-Hinshelwood et la réaction est de pseudo-premier ordre.

Mots clés :

photocatalyse, photodégradation, TiO_2 , chlorotoluron, support, lit fixe.

Références bibliographiques

Benitez F.J., Real F.J., J.L. Acero, Garcia C., (2006). "Photochemical oxidation processes for the elimination of phenyl-urea herbicides in waters". *Journal of Hazardous Material B* **138**, 278-287.

Bockelmann D., (1996). "From nano-Sized particles to commercial products: the search for novel photo catalysts". *Fine particles Science and technology*, 675-689.

Emeline A.V., Ryabchuk V. and Serpone N., (2000), "Factors affecting the efficiency of a photocatalysed process in aqueous metal-oxide dispersions, Prospect of distinguishing between two kinetic models". *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 133, 89-97.

Haque M.M., Muneer M., (2003). "Heterogeneous photocatalysed degradation of herbicide derivative, isoproturon in aqueous suspension of titanium dioxide". *Journal of Environmental Management*, 169-176.

Kesraoui A. Abdessalem, N. Oturan, N. Bellakhal, M. Dachraoui, M.A. Oturan, (2008). "Experimental design methodology applied to electro-Fenton treatment for degradation of herbicide chlorotoluron". *Applied Catalysis B: Environmental* **78**, 334-341.

Laoufi N. A., Tassalit D., Bentahar F., (2008). "The degradation of phenol in water solution by TiO_2 photocatalysis in a helical reactor". *Global NEST Journal*, **10**, n° 3, 404-418.

Lhomme L., S. Brosillon, D. Wolbert, J. Dessaud, (2005). "Photocatalytic degradation of a phenylurea, chlortoluron, in water using an industrial titanium dioxide coated media". *Applied Catalysis B: Environmental* **61**, 227-235.

Sarantopoulos Christos, (2007). "Photocatalyseurs à base de TiO_2 préparés par infiltration chimique en phase vapeur (CVI) sur support micro fibreux". Thèse de doctorat, institut national polytechnique de Toulouse, 5-6.

Noorjahan M., M.Pratap Reddy, V.Durga Kumari, B.Lavédrine, P.Boule, M.Subrahmanyam, (2003). "Photocatalytic degradation of H-acid over a novel TiO_2 thin film fixed bed reactor and in aqueous suspensions". *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 179-187.



Peres F., D.Florin, T.Gtollier, M.Feutret, A. Rbeyre, F. Coste M., M.Ricard Boudou A, (1996). "Effect of the phenylurea herbicide IPU on periphytic diaton communities in freshwater in door microcosmos". *Enviro Pollut*, 141-152.

Parra S., J. Olivero, C. Pulgarin, (2002). "Relationships between physicochemical properties and photoreactivity of four biorécalcitrants phenylurea herbicides in aqueous TiO₂ suspension". *Applied Catalysis B: Environmental*, **36**, 75-85.

Perra-Titus M., Garcia-Molina V., Baños M.A., Giménez J. and Esplugas S., (2004), "Degradation Of chlorophenols by means of advanced oxidation processes: a general review". *Applied Catalysis B: Environmental*, **47**, 219-256.

Turchi C.S. and Ollis D.F., (1990). "Photocatalytic degradation of organic water contaminants: mechanisms involving hydroxyl radical attack". *J. Catal.*, **122**, 178–192.

Wang K.H., Hisieh Y.H., Wu C.H. and C.Y. Chang, (2008). "The pH and anion effects on the heterogeneous photocatalytic degradation of o-methylbenzoic acid in TiO₂ aqueous Suspension". *Chemosphere*, **40**, 389–394.

Yamazaki S., (2001). "Photocatalytic degradation of trichloroethylene in water using TiO₂ pellets". *Water Research*, 1022-1028.



POSTERS



PO. 1

Suivi de la minéralisation du BB41 par le procédé d'oxydation avancée Electro-Fenton

S. Bouafia-Chergui^{a,b,c}

^a *Université Paris-Est, Laboratoire Géomatériaux et Géologie de l'Ingénieur, 5 bd Descartes, 77454 Marne la Vallée cedex 2, France.*

^b *Centre de développement des énergies renouvelables, BP. 62 Route de l'Observatoire Bouzaréah - Alger, Algérie,*

^c *Université de Saad Dahleb Laboratoire de génie chimique, BP 270, 09000 Blida, Algérie.
email : abdouchergui@yahoo.fr*

Résumé :

l'industrie textile est considérée parmi les pollueurs majeurs du secteur industriel, par l'usage accru de colorants synthétiques non biodégradables. Les procédés de traitement classiques sont inopérants sur ces colorants bio-réfractaires et solubles. Depuis quelques années, des techniques d'oxydation avancée ont été étudiées pour dégrader la matière organique toxique, en l'occurrence les pesticides, dans les milieux aqueux. Le but de cette étude est de rechercher des conditions optimales pour la dégradation et la minéralisation d'un Colorant azoïque (BB41), en solution aqueuse par le procédé électro-Fenton.



PO. 2

Apport de la scintillation liquide aux études hydrologiques

A. W. Badreddine

Laboratoire de dosimétrie,

Division de la physique radiologique, département de la dosimétrie des rayonnements Ionisants

Centre de Recherche Nucléaire d'Alger, 02 bd. Frantz Fanon, BPN°399, Alger, RP

Résumé :

L'eau est une denrée rare précieuse demandée par l'homme, l'animal, l'agriculture et l'industrie. Sa composition est directement liée à la nature de la source. Cependant, les paramètres climatiques et les activités humaines influent sur sa composition et par conséquent sur sa qualité.

Plusieurs techniques peuvent être appliquées pour la mise en œuvre de la détermination de la qualité de l'eau, parmi lesquelles les techniques nucléaires qui présentent beaucoup d'avantages par rapport aux méthodes conventionnelles. La scintillation liquide est une technique qui permet de mesurer la radioactivité présente dans les eaux et plus particulièrement celle due aux éléments radioactifs émetteurs de rayonnements bêta.

Nous présentons dans cette communication la technique de scintillation liquide, son application au dosage des éléments radioactifs tels que H-3, C-14, P-32, S-35 et Sr-90 qui pourraient être présents dans les eaux, et son apport aux études hydrologiques.

Mots clés :

scintillation liquide, eau, radioactivité, hydrologie.

PO. 3***Etude de la dégradation du chlorpyrifos-éthyle par irradiation gamma.
Identification des métabolites par GC-MS*****H. Meguenni***Division des Applications Nucléaires**Centre de Recherche Nucléaire d'Alger, 2Bd Frantz Fanon BP-399 Alger-RP***Abstract :**

Chlorpyrifos-ethyle is an organophosphorus pesticide causing problems in the central and peripheral nervous system, respiratory system, and the digestive tract of human beings and animals. This study concerns the degradation of chlorpyrifos-ethyle dissolved in acetonitrile by exposition to ionizing radiation. The solution was irradiated to absorbed doses varying from 1 to 50kGy, using a ⁶⁰Co gamma source. The variation of chlorpyrifos-ethyle concentration as a function of absorbed dose was followed by HPLC analyses. The results showed that the chlorpyrifos-ethyle was completely degraded at the dose of 50kGy. The identification of by-products formed during radiation degradation process of chlorpyrifos-ethyle was made using gas chromatography associated to mass spectrometry (GC-MS). Consequently, three by-products were identified namely: 2-hydroxy-3,5,6,- trichloropyridine (TCP), phosphoric acid, diethyl 3,5,6-trichloro-2-pyridinyl ester, and 2- furancarboxaldehyde, 5-(hydroxymethyl).

Keywords:

Degradation, gamma radiation, chlorpyrifos-ethyle.

I. Introduction

In recent decades, the environment is continuously polluted as a consequence of the rapid growth of various industrial and agricultural activities (Evgenidou et al., 2006; Mahalakshmi et al., 2006). In the agricultural field, pesticides are widely used against plants pests and diseases in order to increase the productivity (Raoul et al., 2005). Among them organophosphorus ones are comprised within the 10 most widely spread pollutants used all over the world for insect control (Franko et al., 2005; Trebse et al., 2003; Regnaultroger et al., 2005). Chlorpyrifos-ethyle (CPF-E) which is commonly used in Mediterranean countries often ends up in aquatic environment carried by wind, agricultural runoff (UNEP, 1991). Its residues may be detectable in the environment from months to years (Mori et al., 2006). The CPF-E affects many organs of the body, such as the central and peripheral nervous systems, respiratory system (Samuel et al., 2002).

A large volume of literature has been published in the last 10 and 15 years on the degradation of pesticides pollutants. Various research groups in the world have developed some physical-chemical techniques to remove or degrade pesticides such as X-ray irradiation (Trebse et al., 2003), photocatalytic oxidation (Chen et al., 2005; Evgenidou et al., 2005) electron beam radiation (Duarte et al., 2007). In addition to this, gamma irradiation has been successfully used for degradation of pesticides (Campos et al., 2003; Mori et al., 2006; Drzwicz et al., 2004; Duarte et

al., 2007). Studies on the use of gamma radiation as the source of energy for the degradation process have yielded encouraging results; in most cases, the degradation products have been identified, but mechanistic studies leading to the formation of such products are relatively few. In this work, we have focused on the degradation kinetics of CPF-E in acetonitrile by gamma radiation. The analyses have been carried out by HPLC. Thus the major concern of this study is the determination of the main by-products formed using GC-MS techniques.

II. Experimental procedure

II.1. Chemicals

The CPF-E (0,0-diethyl-3, 5,6- trichloro-2-pyridyl phosphorothioate), 99.8% purity purchased from CHEMINOVA was used without any further purification. The HPLC-grade acétonitrile was supplied by MERCK, Darmstadt, Germany. The glacial acetic acid was supplied by SIGMA. Stock solution of CPF-E was diluted in acetonitrile and protected from light and stored at 4⁰C.

II.2. Irradiation procedure

The samples in glass vials containing 10 ml of CPF-E stock solution (C₀= 0.5g/l) were irradiated with C₀-60gamma rays at the doses of 1, 5, 10, 20 30 40 and 50 kGy. The irradiation was carried out at room temperature at a dose rate of 38.42Gy /min. The Frick dosimetry system was used to determine the dose rate.

II.3. Analysis of the irradiated solutions by HPLC

The HPLC analyses were carried on chromatograph Waters 501equipped with Waters 484 Tunable Absorbance Detector and a C18 column (3.9mm x 150mm). Chromatographic conditions were as follow: the mobile phase consisting of a mixture of acetonitrile, water and glacial acetic acid in volume proportions of 82:17.5:0.5 was pumped at 1ml /min flow rate. The detection was realized at the UV wavelength of 300nm. The injection volume was 20µl. The degradation rate DR (%) of the CPF-E was calculated using the following formula (1).

$$DR = 100 - \frac{h_D \times 100}{h_0} \quad (1)$$

Where: h₀ is the height of the control sample peak and h_D is the height of the irradiate solution peak.

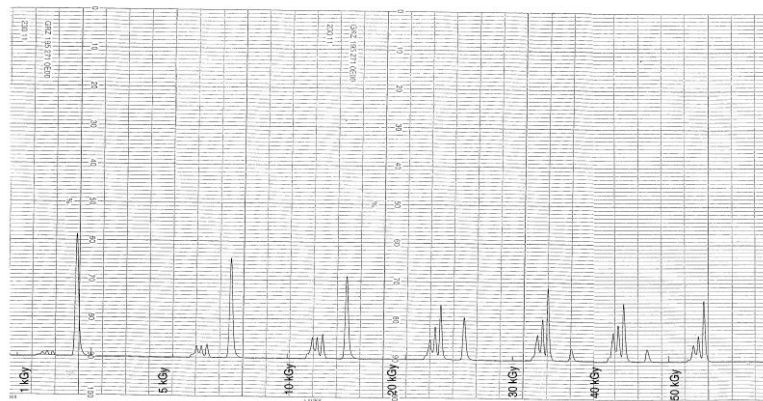
II.4. Analysis of by-products by GC-MS

The identification of by-products was carried out on the solution of CPF-E (C₀=0.5g/l), which was irradiated at 50kGy. GC-MS analyses were performed on Agilent Technologies HP 6890N Network GC and Agilent Technologies HP 5973Network Mass selective Detector, equipped with an HP5MS column of 30m length and 0.25mm i.d; 0.25µm film thickness . The separation of by-products was conducted under the following chromatographic conditions: injector temperature 250⁰C, oven temperature program from 120⁰C -270⁰C at the rate of 6⁰C /min and isotherm at 270⁰C during 5min. Helium was used as carrier gas at a flow rate of 1ml/min and the volume injected was 5µl. The temperature of the ion source and the interface were set at 230⁰C and 280⁰C respectively. The MS operated in electron impact ionization mode with a potential of 70eV and the spectra were obtained at a scan range from m/z 18-550.

III Results and discussion

III.1. Variation of CPF-E concentration as a function of irradiation dose

The HPLC chromatograph on Figure 1 reveals the presence of CPF-E peak at the retention time of 2.2min. The height of the CPF-E peak decreases progressively with the increase of the radiation dose. The CPF-E peak disappears completely at the dose of 50kGy. New peaks were observed at different retention times which were respectively 0.8min, 1.1min and 1.4min. These peaks were attributed to the degradation products.



Using the calibration curve ($R^2=0.9961$), the peak heights were converted into concentrations. The variation of the CPF-E concentration as a function of absorbed irradiation dose is represented on figure 2.

Fig.1: HPLC chromatograms of irradiated CPF-E in acetonitrile

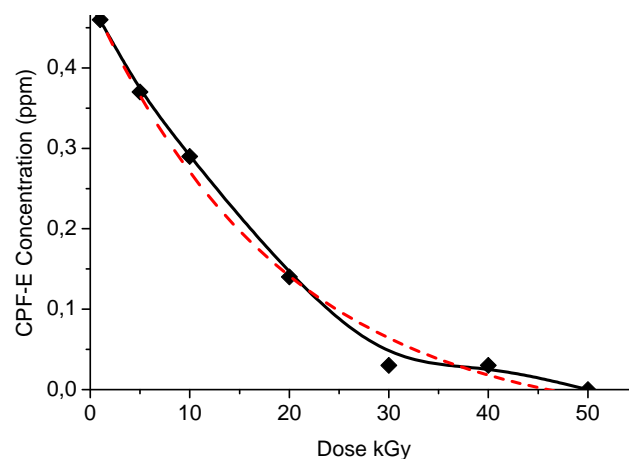


Fig. 2: Irradiation effect on the concentration of CPF-E.

The CPF-E concentration in the solution decreases exponentially with the absorbed dose. The fit from the experimental data gave the following exponential function:

$$C = C_0 e^{-D/D_0}$$

With a correlation coefficient of: $R^2 = 0.99331$

Where: C : Concentration of CPF-E after irradiation; C_0 : initial concentration of stock solution; D : irradiation dose; D_t : dose constant (or the characteristic dose).

The characteristic dose determined by the best fit procedure from experimental data was 19.35 ± 2.82 kGy. The absorbed dose corresponding to 50% degradation of the pesticide was estimated to be 13.35 ± 1.95 kGy. This drastic decrease of CPF-E concentration with the increase of radiation dose denotes that gamma radiation is efficient in degrading the CPF-E. The results obtained for the irradiation effect on the concentration of CPF-E, are comparable to those reported by Trebse et al., 2003.

The degradation rate was followed using HPLC analyses. The HPLC histograms on Figure 3 show the progressive degradation of CPF-E according to the radiation doses. One hundred percent of CPF-E was detected at 0 kGy irradiation (control). Thus, the histogram shows that only 3% degradation of the pesticide was observed starting from 1kGy, and continues to increase to 21% at 5kGy and reaches 90% at 30kGy. The CPF-E was completely degraded at 50kGy as shown on Figure 3. Mori et al., 2006 reported that a complete degradation of the same pesticide in acetonitrile was obtained at 10kGy for a concentration of $13.7\mu\text{mol/l}$.

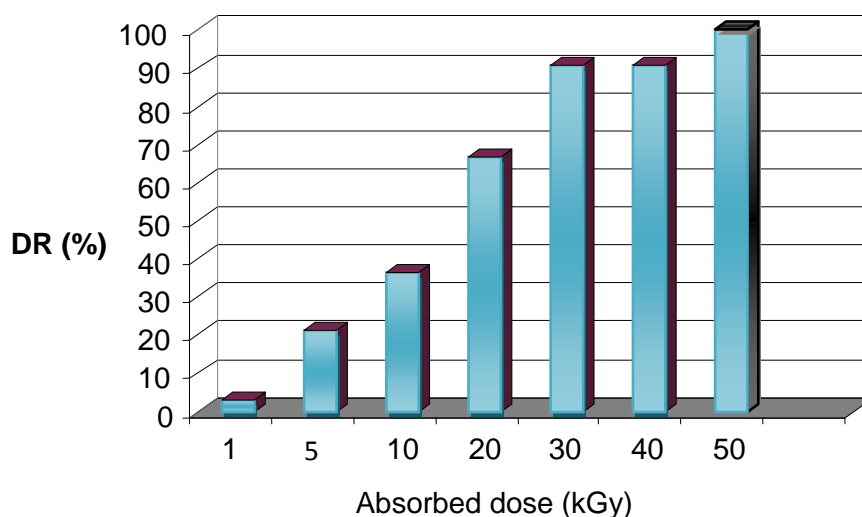


Fig3: Degradation rate of CPF-E vs. irradiation dose

III.3. GC-MS analysis of CFP-E solution irradiated at 50kGy

III.3.1. GC-MS analysis of the CPF-E control solution

On figure 4 is shown the GC-MS chromatogram of unirradiated CPF-E solution. The CPF-E peak appeared at the retention time of 17.33 minutes.

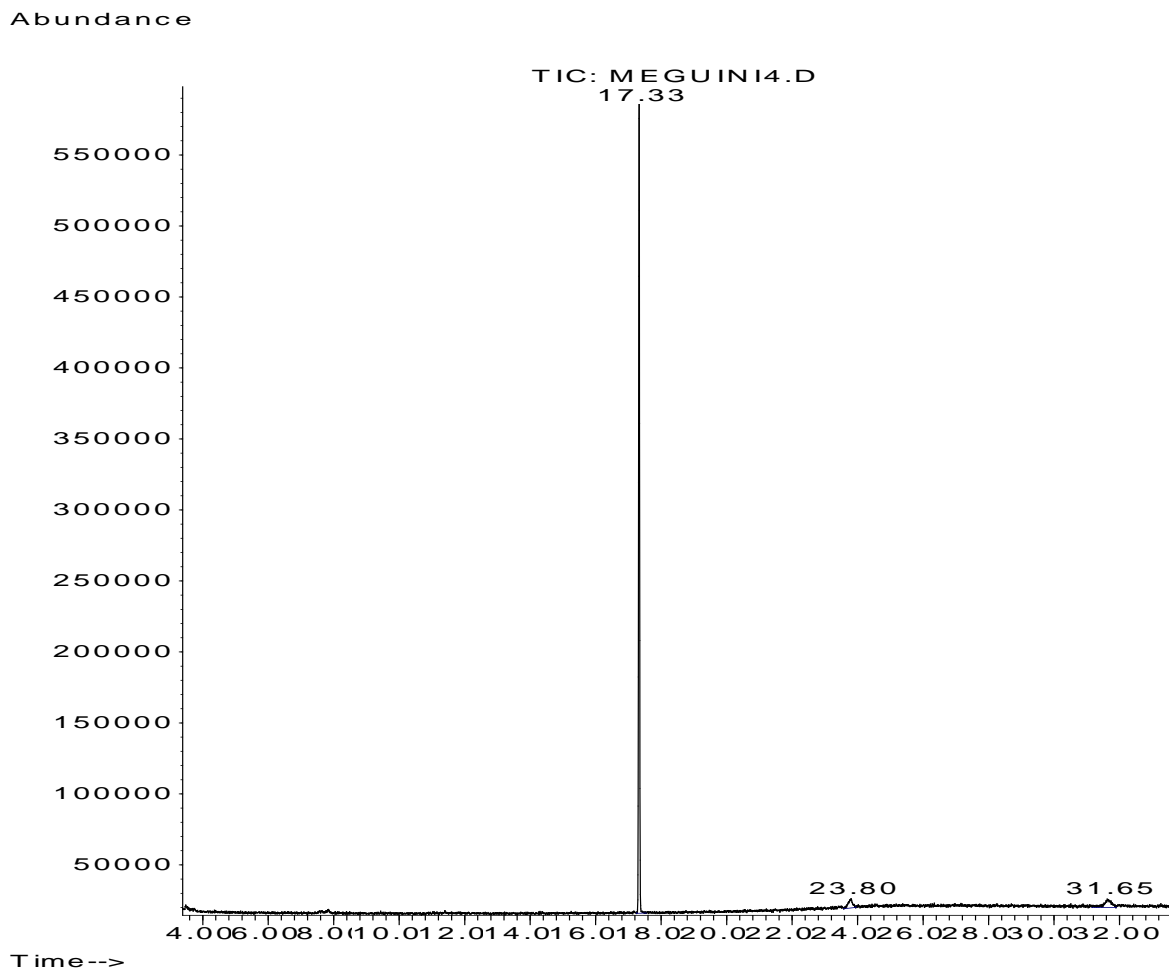


Fig.4: GC-MS chromatogram of unirradiated CPF-E solution

III.3.2. GC-MS analysis of the irradiated solution

On figure 5 is shown the apparition of three peaks corresponding to the retention times of 4.37, 8.49 and 17.17 minutes which are attributed to the metabolites resulting from the degradation of the CPF-E. The identification program of NIST library has identified the by-products formed with a fit value higher than 70% in all cases. The mass spectra of these compounds are listed in table 2.

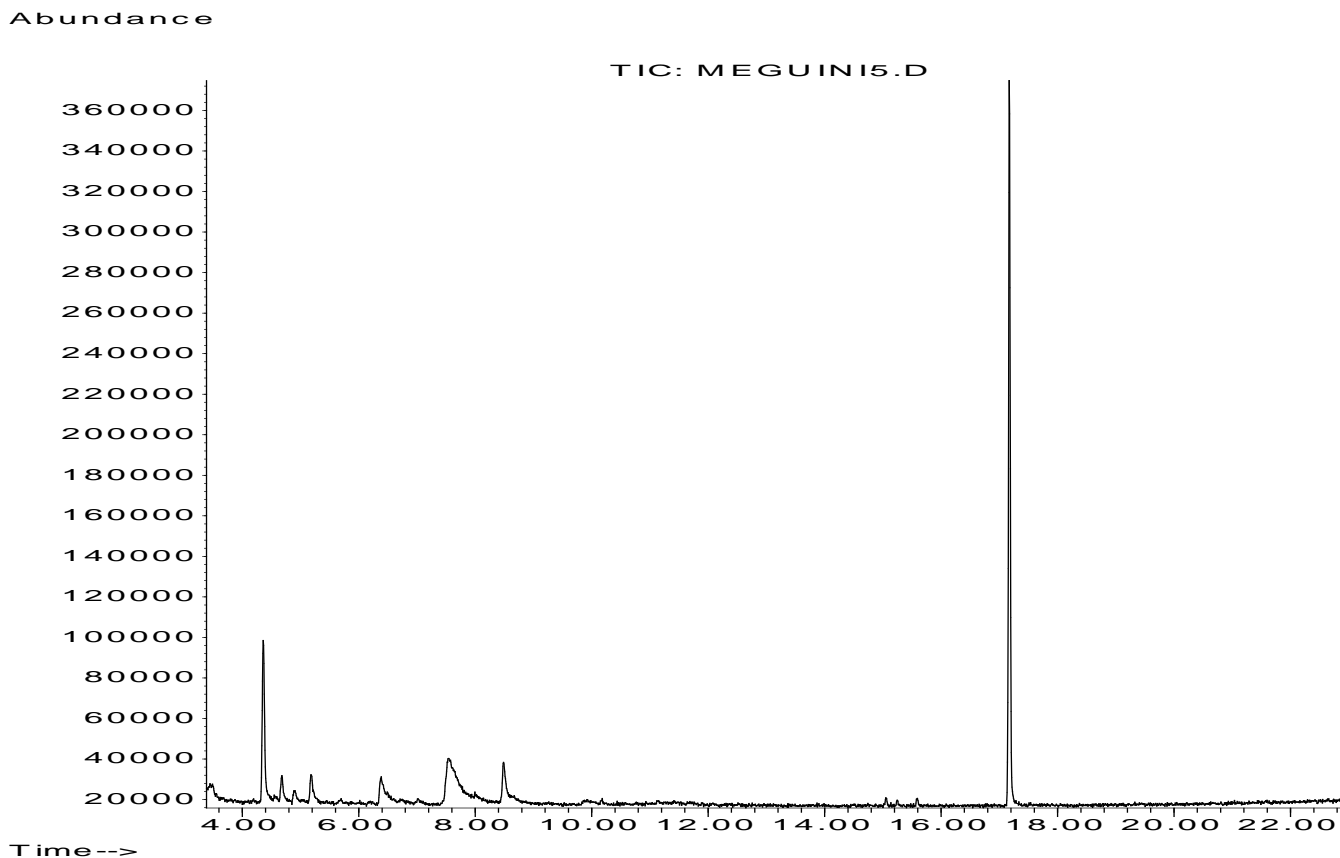


Fig.5: GC-MS chromatogram of CPF-E solution irradiated at 50kGy

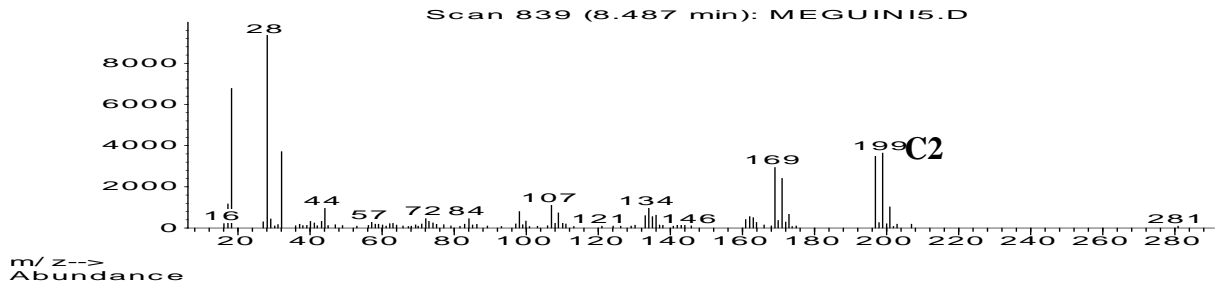
The table 2 summarizes the identified by-products of CPF-E along with their retention times and the characteristic ions of the mass spectra using the identification program of NIST library. Indeed, the product which completely disappeared is transformed into degradation products such as 2-furancarboxaldehyde, 5-cyclopentanol; 2-hydroxy-3, 5,6-trichloropyridine and phosphoric acid, diethyl 3,5,6-trichloro-2-pyridinyl ester.



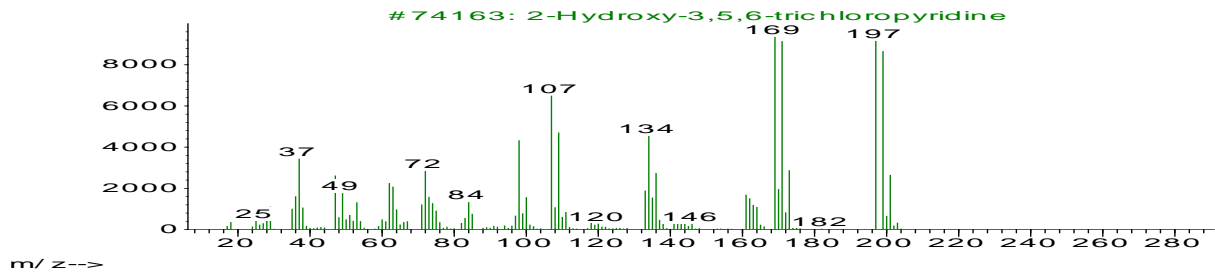
Table 2: GC-MS retention time (R_t) and spectral characteristics of CPF-E by-products identified

Compounds (C)	R_t (min)	Characteristics ions (m/z)
1. 2-furancarboxaldehyde,5-(hydroxymethyl)	4.359	126,97,69,41.
2. 2-hydroxy-3,5,6-trichloropyridine (TCP)	8.494	197,169,134 ,107,72,32.
3. Chlorpyrifos-oxon	17.17	335, 298, 270, 260, 197, 180, 169,133.
Chlorpyrifos-ethyle	17.33	314,286, 258, 213,197, 169, 144,125.

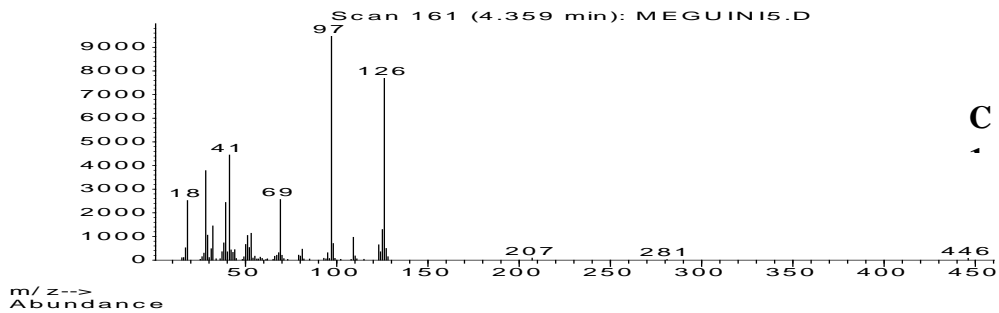
Abundance



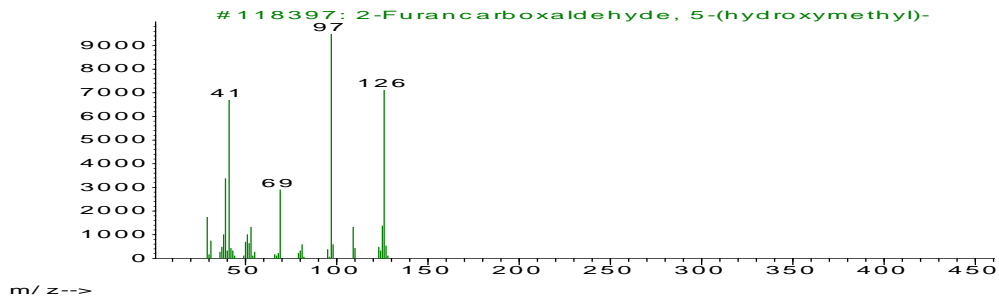
Abundance

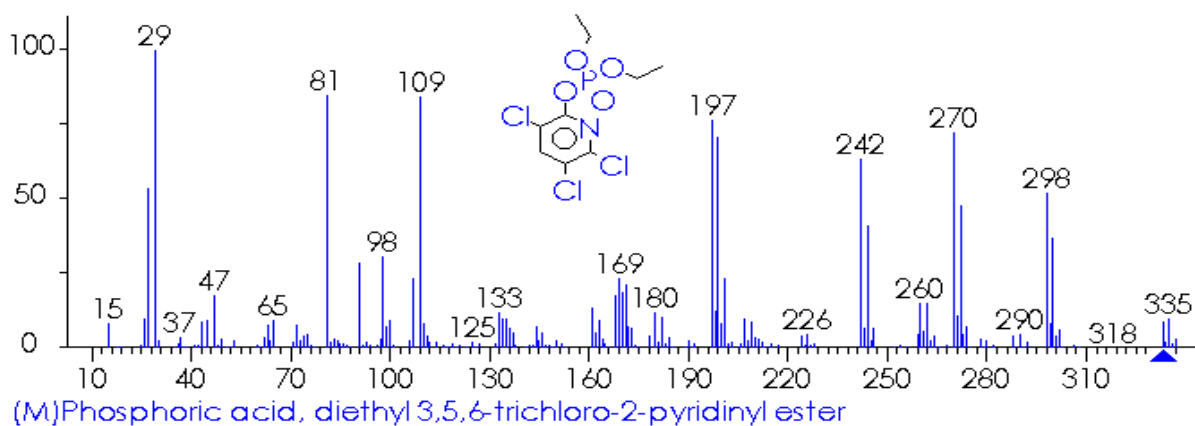
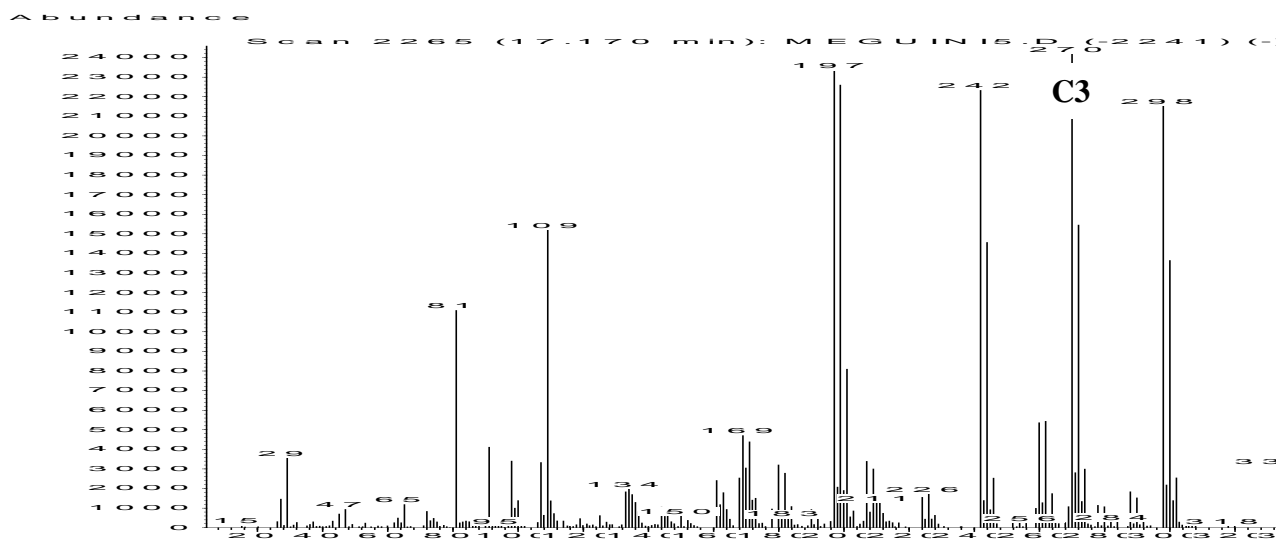


Abundance



Abundance





CPF-E

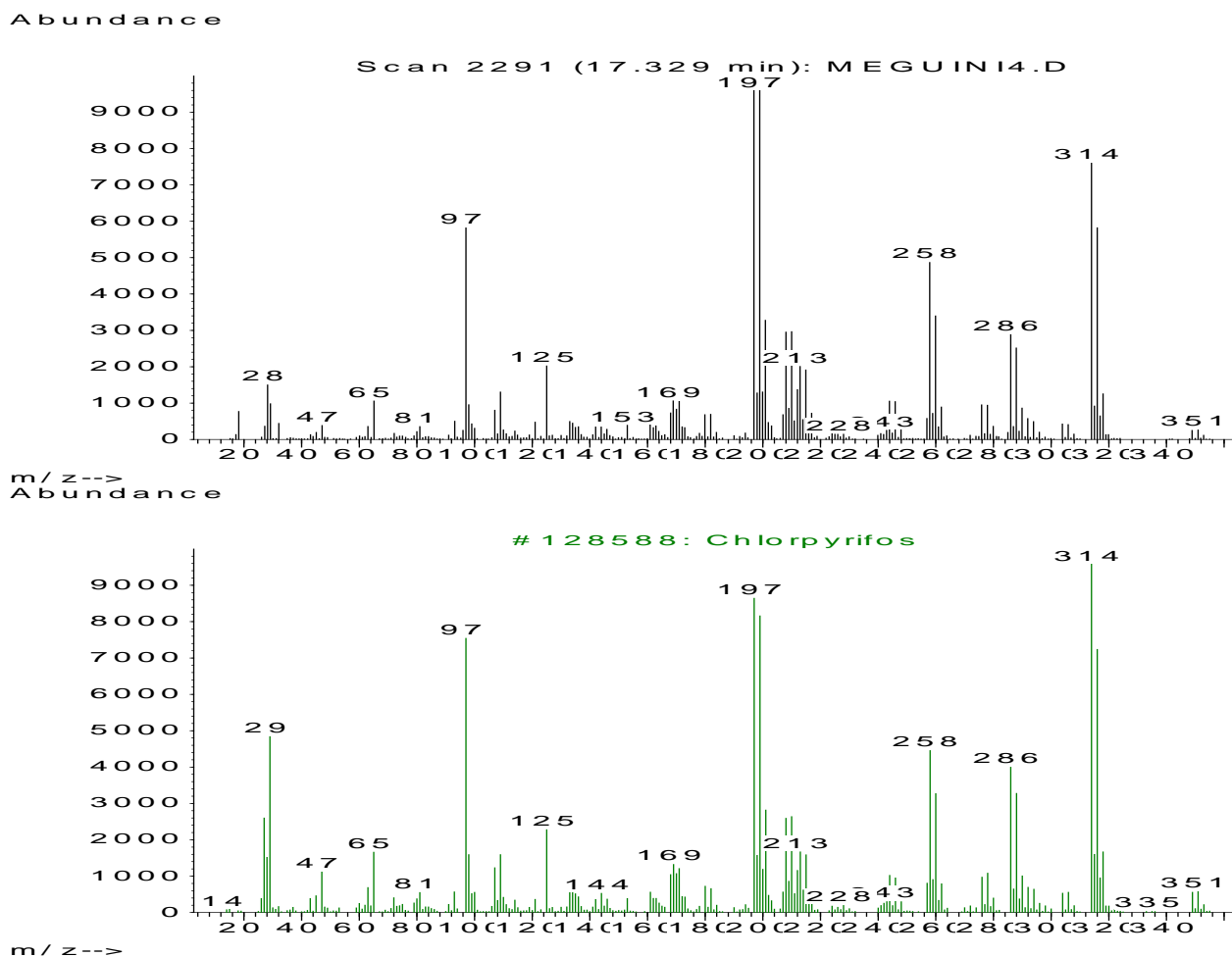


Fig. 6: Mass spectra of CPF-E and its degradation products (C1, C2 and C3) formed during gamma radiation (50kGy).

On Figure 6 are shown the mass spectra of CPF-E and that of the compounds C1, C2 and C3 resulting from the degradation of the pesticide during the radiation process. These compounds were identified as C1: 2-furancarboxaldehyde, 5, Cyclopentanol; C2: 2, hydroxy -3, 5, 6-trichloropyridine (TCP) and C3: phosphoric acid, diethyl 3,5,6-trichloro-2-pyridinyl ester (chlorpyrifos-oxon) with a good matching using NIST library.

The formation of C2 and C3 compounds has been reported in the literature as a hydrolysis and desulfuration products, respectively (Mori et al., 2006; Duarte et al., 2007). Under gamma irradiation the desulfuration which leads to the formation of chlorpyrifos-oxon may be attributed to the oxidation process. The mechanism could be that of the action of ozone on the double bound P=S before the breakdown of the molecule as reported by Laplanche, 1984. Indeed, ozone may be present in the environment above the solution as a result of the transformation of oxygen by gamma rays.

According to Bavcon Kralj, 2007 the third compound (chlorpyrifos-oxon) is in its turn degraded to TCP by hydrolysis process. This means that the TCP is the main transformation product of CPF-E.



In addition to the two well identified metabolites C2 and C3, our GC-MS analyses revealed the presence of another by-product C1. This metabolite which was identified as 2-furancarboxaldehyde with more than 70% matching to NIST library, was not reported previously in the literature.

IV. Conclusion

In this study, a solution of chlorpyrifos-ethyle in acetonitrile at a concentration of 0.5g/l was exposed to a large dose range of gamma irradiation. The pesticide was efficiently degraded by gamma radiation at the absorbed dose of 50kGy.

The HPLC analysis showed the presence of three major degradation products formed during the radiation process of CPF-E. The use of the GC-MS allowed the identification of the desulphuration product, chlorpyrifos-oxon and the hydrolysis product phosphoric acid, diethyl 3,5,6-trichloro-2-pyridinyl ester (TCP).

In addition the GC-MS analysis showed the presence of the 2-furancarboxaldehyde, 5-(hydroxymethyl), which seems to be a metabolite resulting from the radio-degradation of the chlorpyrifos-ethyle.

Gamma irradiation may be a promising process for the degradation of organophosphorus pesticides.

Acknowledgements

Authors are grateful to Mrs Tigamounine Nora for her precious help.

References

- Bavcon Kralj, M., 2007. Oxidation and degradation of organophosphorus compounds. University of Nova Gorica. Graduate school. Study program: Environmental Sciences. Dissertation, pp 90.
- Campos, S.X., Vieira, E.M., Cordeiro, P.J.M., Rodrigues-Fo, E., Murgu, M., 2003. Degradation of the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) dimethylamine salt by gamma radiation from cobalt-60 in aqueous solution containing humic acid. *Radiat. Phys. Chem.* 68, 781-786.
- Chen, S.F., Cao, G.Y., 2005. Study on the photocatalytic reduction of dichromate and photocatalytic oxidation of dichlorvos. *Chem.* 60, 1308-1315.
- Drzewicz, P., Nalecz-Jawecki, G., Gryz, M., Sawicki, J., Wolkowicz, S., Trojanowicz, M., 2004. Monitoring of toxicity during degradation of selected pesticides using ionizing radiation. *Chem.* 57, 135-145.
- Duarte, C. L., Mori, M. N., Kodama, Y. H., Oikawa, H., Sampa, M. H. O., 2007. Decontamination of pesticide packing using ionisation radiation. *Radiat. Phys. Chem.* 76, 1885-1889.
- Evgenidou, E., Fytianos, K., Poullos, I., 2005. Semiconductor-sensitized photodegradation of dichlorvos in water using TiO₂ and ZnO as catalysts. *Appl. Catal. B: Environ.* 58, 81-89.



- Evgenidou, E., Konstantinou, I., Fytianos, K., Albanis, T., 2006. Study of the removal of Dichlorvos and Dimethoate in Titanium dioxide mediated photocatalytic process through the examination of intermediates and the reaction mechanisms. *J. Hazard. Mater. B* 137,1056-106.
- Franko, M., Sarakha, M., Cibej, A., Boskin, A., Bavcon, M., Trebse, P., 2005. Photodegradation of pesticides and application of bioanalytical methods for their detection. *Pure Appl. Chem.* 77(10), 1727-1736.
- Laplanche, A., Martin, G., Tonnard, F., 1984. Ozonation schemes of organophosphorus pesticides application in drinking water treatment. *Ozone: Sci.Eng.*6, 207-219.
- Mahalakshmi, M., Arabindoo, B., Palanichamy, M., Murugesan, V., 2007. Photocatalytic degradation of carbofuran using semiconductor oxides. *J. Hazard. Mater.*143, 240-245.
- Mori, M. N., Oikawa, H., Sampa, M. H. O., Duarte, C. L., 2006. Degradation of chlorpyrifos by ionizing radiation. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 270(1), 99-102.
- Raoul, C., Barruiso, E., Bedos, C., Benoit, P., Charnay, M. P., Coquet, Y., 2005. Les pesticides dans le sol conséquences agronomiques et environnementales, pp 26-42.
- Regnaultroger, C., Jphilogene, G. B., 2005. Enjeux phytosanitaires pour l'agriculture et l'environnement, pp 28-250.
- Samuel, O., St-Laurent, L., Dumas, P., Langlois, E., Gingras, G., 2002. Pesticides en milieu serricole. Caractérisation de l'exposition des travailleurs et évaluation des délais de rentrée. *Etude et recherche (Rapport)*, pp 79.
- Trebese, P., Arcon, I., 2003. Degradation of organophosphorus compound by X-ray irradiation. *Radiat. Phys. Chem.* 67, 527-530.
- UNEP, FAO, WHO, IAEA, 1991. Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by organophosphorus compound

PO. 4

Suivi et Quantification des Métaux lourds Toxiques (As, Al ,Fe, Cd and Pb) dans les Eaux Potables de la ville d'Alger par la Spectrophotométrie d'Absorption Atomique

S. Louelhi

Division des Applications Nucléaires

Centre de Recherche Nucléaire d'Alger, 2Bd Frantz Fanon BP-399 Alger-RP

email : slouelhi@yahoo.fr

Introduction :

Les micro- polluants ont des effets dommageables pour la faune, la flore et pour l'homme. Ils contaminent les cours d'eau soit par apport direct, par ruissellement, drainage ou érosion, soit indirectement sur le milieu ¹L'eau est la force vitale de la planète, elle est essentielle au bien être de l'humanité, mais elle doit être protégée, traitée et économisée ².

Les statistiques prévoient d'ici le milieu du 21^{ème} siècle, une croissance démographique de la population mondiale de 50 (%), elle passera de 6 milliards en 1999 à près de 9 milliards en 2050, soit une augmentation de 60 million d'individus par an ³.

Afin d'être consommée sans danger, l'eau doit être traitée convenablement avant sa consommation par le citoyen. Mais la pollution croissante des nappes phréatiques rend cette opération de plus en plus délicate et difficile, obligeant les traiteurs d'eau à innover en continu de nouvelles techniques faisant aujourd'hui du traitement de l'eau une industrie de pointe⁴.

Les maladies liées à l'eau sont la source de la tragédie humaine qui affecte annuellement et mortellement plus de 5 millions de personnes soit 10 fois le nombre de personnes tuées dans les guerres, la plupart des victimes sont des enfant vivant dans des pays en voie de développement ^{5,3}. Le système d'approvisionnement de l'eau potable de bonne qualité et la mise en place de bons dispositifs d'assainissement auraient d'importantes retombées positives sur la santé ⁶.

Mais qu'on est-il de l'Algérie? L'Algérie à été classée par le conseil mondial de l'eau dans la catégorie des pays pauvres en ressources hydriques au regard du seuil de rareté fixé à 1000m³/hab/an. Ses ressources sont évaluées à 19,2 milliard de m³ correspondant à un taux de 600m³/hab/an et passera à **400 m³ / hab./ an** à l'horizon 2020 ⁷.L'Algérie est tenue d'améliorer rapidement le cadre juridique de la santé publique afin de palier la dégradation inquiétante de son environnement⁷.Les données disponibles sur la qualité de l'eau potable révèlent que la plupart des ressources hydriques Algériennes sont polluées par les rejets non contrôlés des eaux usées municipales et des effluents industriels non traitées. notamment par les métaux lourds ⁸.

Parmi les métaux lourds dangereux pour la santé, on cite le **plomb**, le **mercure**, le **cadmium**, l'**arsenic**, le **cuivre**, le **zinc**, et le **chrome**. Les organes cibles des métaux lourds sont variés comme les ions métalliques (**Pb**, **Cd**, **CH₃Hg**) qui se fixent sur les globules rouges. Les métaux s'accumulent dans le foie et les reins (organes très vascularisés), les dents et les os accumulent.⁹ D'autre part, les métaux solubles dans les lipides comme le plomb tétra éthyle ou le méthyle mercure peuvent pénétrer dans le système nerveux central. Le danger est encore plus grand pour les enfants car chez eux la barrière hémato-encéphalique n'est pas entièrement développée (intoxication au plomb possible). Par diffusion passive et grâce à leur solubilité dans les lipides, le cadmium, le plomb, le nickel, le méthyle-mercure, traversent le placenta et peuvent s'y concentrer. Il a donc été nécessaire de réglementer les teneurs en métaux lourds des eaux destinées à la consommation, mais aussi des rejets industriels. L'industrie du traitement de surface (galvanoplastie, peintures...) est une source de pollution par les métaux lourds particulièrement importante. La part la plus importante de pollution industrielle apportée par cette activité est celle par les métaux (36 %) ¹⁰.

Le but de cette étude est triple, il vise tout d'abord la quantification de cinq micro-polluants toxiques (As, Pb, Cd, Fe et Al) dans les eaux potables de la ville d'Alger par la spectrophotométrie d'absorption atomique, la comparaison des résultats obtenus par rapport aux normes internationales qui permettront aux gestionnaires de la station de traitement des eaux de Boudouaou de prendre les mesures nécessaires et enfin l'identification de l'origine de la source de contamination (naturelle, accidentelle ou industrielle)

Matériels & Méthodes :

Matériels

- **Spectrophotomètre d'Absorption Atomique (S.A.A) :**
Le spectrophotomètre d'absorption atomique utilisé est à double faisceau avec correcteur de bruit de fond (Deutérium et Zeeman) de type SOLAAR M6 équipé d'un four graphite type SOLAAR GF95, d'un brûleur SOLAAR FS95 et d'un kit vapeur. Il est aussi muni d'une caméra vidéo GFTV et d'un passeur d'échantillons modèle SOLAAR FS95.
- Salle blanche classe 100.000 (SAS Personnel et SAS Matériels) ;
- Hotte chimique
- GPS
- Glacières;
- Etuve modèle MEMMERT 854 Schwa batch type UL40.
- Balance de précision modèle SARTORIUS Type 1518.
- Une barque.
- Flacons en plastique de 250 ml.
- Papier filtre de type Wattman 0.45µm.
- Préleveur de l'eau modèle Système de **D^r- Blasy**.
- Conductimètre de terrain modèle **WTW LF 318 / SET W/O**
- Balance de précision modèle SARTORIUS type 1518 ;

- Désioniseur modèle EASY PURE II type LF ULTRAPURE WATER SYSTEM ;

Réactifs utilisés :

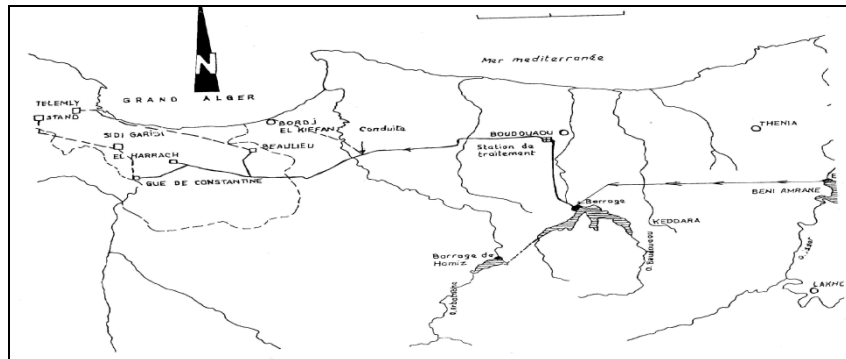
- ✓ Solution standard certifiée, Reagecon, provenant de Shannon Free zone. Shaunn, Co.Clare, Ireland :Arsenic Aluminium Plomb,Cadmium et Fer: AAS 1000 mg.l⁻¹
- ✓ Acide nitrique (65%), Fluka - 84380 EINECS-23/7142 ;
- ✓ Argon N60 de pureté 99,9999 %.

Méthodes

Les campagnes d'échantillonnage ont été organisées conjointement par le Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (**CRNA**), l'Algérienne Des Eaux (**ADE**) et l'Université de Blida (**USBD**) et trois sites d'études ont fait l'objet d'investigation, il s'agit de :

1. Le barrage de Keddara situé dans la wilaya de Boumerdes à 8Km au Sud de Boudouaou et à 40Km de l'est d'Alger. Il a une retenue normale de **145.6 millions.m³**.Ce Barrage est alimenté à partir de **Oued Hamiz** qui est relié par une galerie souterraine au barrage et par **l'Oued Isser** pour augmenter le volume disponible dans la retenue du barrage par des apports des oueds de Boudouaou, El-Had et El-Hamiz une prise sur **l'oued Isser** (Barrage de Béni-Amrane), a été envisagée à partir de laquelle l'eau pourrait être pompée à travers des conduites jusqu'à la retenue de Keddara¹¹.Le bassin versant de oued Isser draine une superficie de **3615 Km²**, il est situé en amont du barrage de Béni-Amrane et présente une forme allongée sur l'axe Sud – Ouest (Ain Boucif, Beni slimane) à Nord–Est (Mer–Méditerranée)¹²
2. La station de traitement des eaux potables de Boudouaou est située à l'Est d'Alger, entre la ville de Boudouaou et Ouled Mousa, à **1,5 km** de la ville de Boudouaou. Elle a une superficie de **17 Hectares**, une capacité de traitement de **540.000 m³/j** d'eau potables et peut stocker jusqu'à **100.000 m³** d'eaux dans deux réservoirs de **50.000 m³**.L'eau qui alimente la station arrive gravitairement de la retenue de barrage de Keddara. Elle subie une série de traitements est un contrôle quotidien à l'entrée et à la sortie de la station avant d'être distribuée au consommateur .¹³.
3. **Système SPIK (ville d'Alger) :**
Un système de production d'eau Isser Keddara (**SPIK**) a été mis en place 1986 pour palier à la carence en eau potable du grand Alger¹⁴. Afin d'évaluer la qualité des eaux potables qui arrivent aux consommateurs Algérois nous avons établis des points de prélèvements et de contrôles au niveau des localités jugées importantes et où le risque de contamination peut survenir à tout moment. Nous avons par conséquent choisi les points de prélèvements à partir du circuit d'alimentation de l'eau potable établi par l'Algérienne des Eaux et les sites

qui ont fait l'objet d'analyses sont comme suit :Boudouaou,El-Harrach,Tafourah,Gué de Constantine, Garidi, Hussein-Dey, El-Biar Bouzaréah,



Système Production Isser Keddara (SPIK)

Procédure analytique:

La quantification des éléments à l'état de traces dans l'eau n'est pas aisée. Elle a été et reste jusqu'à ce jour la source de nombreuses erreurs. La littérature à ce sujet est abondante¹⁵ Le prélèvement des eaux présente deux inconvénients majeurs, les fluctuations spatio-temporelles qui sont très importantes et les teneurs des métaux qui sont extrêmement faibles entraînent ainsi des difficultés analytiques ^{16, 17,18 & 19}. Pour tous les types d'échantillons les erreurs potentielles sont plus nombreuses sur le terrain surtout lors des prélèvements, la nature des flacons les conditions de transport, le temps de stockage surtout au niveau du laboratoire où les principales erreurs potentielles se produisent lors du dosage de l'échantillon et du calcul de la concentration réelle de l'élément recherché²⁰. Lors du prélèvement, nous avons veillé à la représentativité de l'échantillon dans le temps dans l'espace et à sa préservation de la contamination ²¹. Le prélèvement dépend de la nature de l'échantillon, de son hétérogénéité, du lieu (site, étape etc.) et du moment de prélèvement (heure, fréquence etc.)^{16, 22}.

Les prélèvements ont été effectués manuellement avec un **sceau** et à l'aide du préleveur **D.BLASY** dans les différents points d'échantillonnage fixés lors de la campagne de prospection

La manipulation de l'échantillon, notamment son transvasement, a été faite en atmosphère contrôlée. La plupart des prélèvements d'eaux nécessitent au minimum une acidification de l'échantillon pour éviter l'adsorption sur les parois et une filtration pour éliminer les matières en suspension (**MES**) ²³.

Le conditionnement et le transport des échantillons représentent une condition incontournable de la fiabilité des résultats. Le matériau du flacon peut interférer sur la composition initiale de l'échantillon plus particulièrement le phénomène de l'adsorption des

métaux sur les parois. Le matériau le plus recommandé pour les eaux potables est à base de polyéthylène²⁴.

Les échantillons ont été recueillis dans des flacons en plastique pré-conditionnés de **250 ml**. Les mesures des pH, des conductivités et des températures moyenne ont été faites in situ On rajoute quelques gouttes d'acide nitrique dans tous les flacons avant le prélèvement afin de conserver les éléments métalliques et d'éviter leur perte par le phénomène d'adsorption sur les parois des flacons. Le transport des échantillons a été fait dans des glacières à **4°C** afin de conserver les caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques initiales des échantillons.

Les échantillons prélevés ont été filtrés au préalable sur papier Wattman 0,45 µm avant d'être analysés par la spectrophotométrie d'absorption atomique.

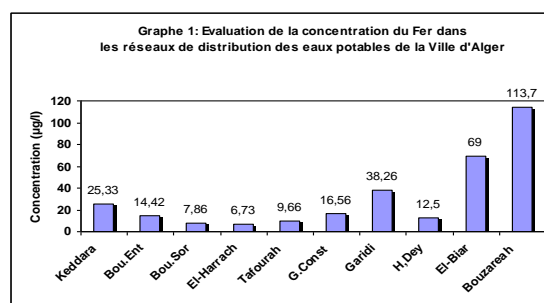
Résultats & Discussions

Résultats

Les résultats des analyses des éléments métallique traces recherchés (Fe, Al, As,Pb, Cd) dans les eaux potables qui proviennent du barrage de Keddara jusqu 'aux consommateurs de la ville d'Alger sont comme suit .

1.Le Fer :

Les résultats des analyses du Fer dans les eaux des trois sites de prélèvement sont illustrés par l'histogramme du Graphe 1.



A la lumière de cet histogramme nous avons constaté que la concentration moyenne du Fer dans les eaux du barrage de Keddara est de **25,33 (µg/l)**. La présence de ce métal dans l'eau est probablement l'œuvre des précipitations pluviales qui proviennent des oueds El-Had et El-Hamiz et qui à la longue deviennent une source de contamination sérieuse des eaux du barrage du Keddara.¹¹

Pour les eaux de la station de Boudouaou nous avons trouvé **14,42 (µg/l)** de Fer pour les eaux brutes et **7,86 (µg/l)** pour les eaux traitées. Ces résultats démontrent que le processus

d'aération (oxydation) utilisé dans la chaîne de traitement des eaux potables à la station de Boudouaou est efficace vu le taux de réduction du Fer de **54,50 (%)**.

L'abondance de l'oxygène dans l'eau évite la fixation du Fer sur les matières organiques qui risque de produire l'effet écran pour une meilleure oxydation ²⁵.

Dans les eaux de la ville d'Alger nous avons enregistré des teneurs en Fer de **6,73 µg/l** à

la ville d'El-Harrach, de **9,66 µg/l** à la station de Tafourah, de **16,56 µg/l** à la station de Gué de Constantine, de **38,26** à la station de Garidi (Kouba), de **12,5 (µg/l)** à la ville d'H-Dey, de **69 (µg/l)** à la ville d'El-Biar, et enfin de **113,7 (µg/l)** à la ville de Bouzaréah.

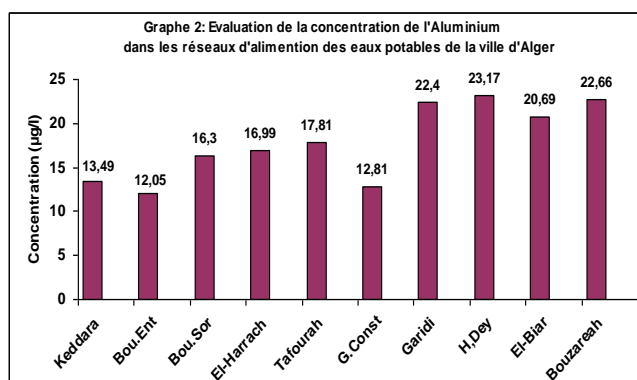
Ces valeurs ne sont pas inquiétantes car elles sont inférieures aux normes internationales (**200µg/l**) sauf pour le cas de la ville de Bouzaréah [**113,7 (µg / l)**].

Cette concentration est probablement causée par le phénomène de la corrosion des conduites accéléré par les rajouts non respectés des désinfectants à haut pouvoir d'oxydation comme l'eau de javel dont la molécule active s'attaque au matériau (acier) ou à la solubilité de dépôt ^{5,11, 12,26}. L'affinité de ces derniers avec le Fer produit le phénomène de précipitation en forme des couches des sels insolubles dans les conduites. Cette dernière provoque le colmatage des conduites ce qui réduit le débit de l'eau destinée aux consommateurs, augmente l'activité bactérienne et réduit le Fer ^{11, 25}.

Les teneurs de Fer enregistrés ne représentent pas véritablement un caractère toxique dans l'immédiat mais engendre un effet esthétique défavorable (coloration rouille, noirâtre) et un mauvais goût dans les eaux de distribution publique.

2. Aluminium

Les résultats des analyses de l'Aluminium dans les eaux des trois sites de prélèvement sont illustrés par l'histogramme du Graphe 2.



La concentration moyenne de l'Aluminium trouvée au niveau du barrage de Keddara est de **13,49(µg/l)**. La présence de ce dernier dans les eaux du barrage de Keddara est probablement due au lessivage des sols ou des roches du sous sols ¹². L'Aluminium est classé comme le 3^{ème} élément le plus abondant dans la croûte terrestre après l'oxygène et le silicium. Il entre dans la composition de tous les sols, plantes et tissus animaux ¹¹. La teneur de l'Aluminium trouvée dans

les eaux traitées (**16,3 µg /l**) est supérieure à celle de l'eau potable brute (**12,05µg/l**). Cette fluctuation est due au processus de « Coagulation Floculation » qui est utilisé dans la chaîne de traitement des eaux potables à la station de Boudouaou pour l'éliminer les MES et dont le coagulant de base est le sulfate d'alumine (Alun). L'utilisation abusive de ce coagulant entraîne inévitablement la production d'Aluminium résiduel dans l'eau potable et surtout lorsque le pH est supérieur à 7 ce qui favorise la formation du sel d'hydroxyde d'Aluminium ($Al(OH)_3$) indicateur potentiel d'une mauvaise coagulation^{11, 27}. Une grande partie de l'Aluminium résiduel qui est véhiculée dans les réseaux de distribution des eaux potables forme une couche de tartre dans les conduites d'eaux potables perturbant considérablement le débit à fournir aux consommateurs

Pour les autres villes nous avons trouvé une moyenne de **16,99 µg/l** pour la ville d'El-Harrach, **17,81 µg/l** pour la station de Tafourah, **12,81 µg/l** pour la station de Garidi, **23,17 µg/l** pour la ville d'H-Dey, **20,69 µg/l** pour la ville d'El-Biar et enfin **22,66 µg/l** pour la ville de Bouzaréah..

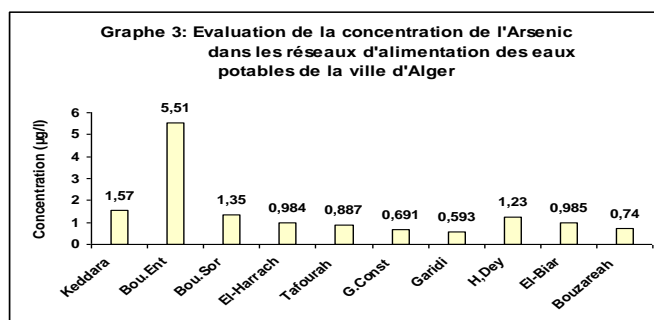
L'Aluminium contenu dans l'eau de distribution peut provenir soit du gel d'alumine que l'on utilise pour coaguler les particules en suspension et colloïdal lors du traitement de celle-ci soit au phénomène de dissolution des dépôts d'Aluminium dans les conduites ou par la corrosion des conduites (canalisation en fonte ou en acier) qui est accéléré par la présence de l'eau javel utilisé au niveau des stations des pompes²⁸.

Il est tenu pour responsable de la maladie d'Alzheimer par son pouvoir pénétrant des cellules humaines perverse et cérébrales en particulier et bloquer leur fonctionnement¹². A des teneurs supérieures à **200 µg/l**, il provoque un danger d'encéphalopathie chronique (affection neurologique et psychique)¹¹. La réglementation internationale limite à **200 µg/l** la teneur de l'Aluminium dans l'eau potable ce qui constitue déjà une zone à risque^{12,29}

Pour le cas des eaux potables de la ville d'Alger les valeurs de l'Aluminium trouvées restent tout de même non inquiétantes par rapport aux normes requises (**200µg /l**).

3.Arsenic :

Les résultats des analyses de l'Arsenic dans les eaux des trois sites de prélèvement sont illustrés par l'histogramme du Graphe 3.



La concentration de l'Arsenic dans les eaux du barrage de Keddara est infime et évaluée à **1,67 µg/l**. La présence de l'Arsenic dans les eaux du barrage même à l'état de trace ne peut avoir pour origine soit géologique (roches) ou soit la dissolution de dépôts minéraux^{30, 31}

C'est ce qui explique la valeur de l'Arsenic trouvée au niveau de la station de Boudouaou, particulièrement dans les eaux brutes estimée à **6,61(µg/l)** et une nette régression de ce dernier après traitement à **1,36 µg/l**.

Les traitements des eaux appliqués par cette station tels que la coagulation ou l'adoucissement à la chaux peuvent être responsables de ce phénomène d'autant plus que l'Arsenic peut se précipiter avec les MES et ou sous forme métallique ³⁰.

Pour les résultats de l'Arsenic dans les réseaux de distribution des eaux potables de la ville Alger nous avons enregistré des teneurs de l'Arsenic estimées à **0,984 µg/l** pour la ville d'El-Harrach, de **0,691 µg/l** pour la station de Tafourah, de **0,593 µg/l** pour la station de Gué de Constantine, de **1,23 µg/l** pour la station de Garidi (Kouba), de **1,23 (µg/l)** pour la ville d' H-Dey, de **0,985 (µg/l)** pour la ville d'El-Biar,et enfin de **0,74 (µg/l)** pour la ville deBouzaréah

L'Arsenic est largement réparti dans la biosphère, il se présente principalement sous forme de sulfures réalgar (**As₂S₂**) ou orpiment (**As₂S₃**) ¹².

L'exposition prolongée à l'arsenic présent dans l'eau de boisson est à l'origine de cancer de la peau, du poumon, de la vessie et du rein ainsi que d'autres changements cutanés tels que modification de pigmentation et /ou hyper kératose.

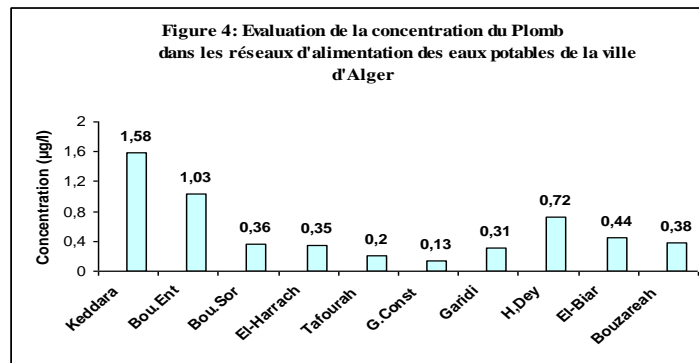
Selon certaines estimations, l'arsenic présent dans l'eau de boisson a entraîné entre 200.000 et 270.000 décès par cancer ne serait- ce qu'au Bangladesh ³¹.

Sur la base de critères sanitaires, la valeur guide pour l'arsenic dans l'eau de boisson est inférieure à 0.01mg/l. Du fait que la valeur guide est conditionnée par les limites de mesure et que 0.01mg/l est à la limite réaliste à cet égard, c'est ce qu'on appelle une valeur guide provisoire ³⁰; ³¹.La concentration maximale réglementaire actuelle de l'Arsenic est de **50 µg/l** mais la nouvelle directive européenne en préparation abaissera cette valeur à **10 µg/l** ¹¹.

Suite aux résultats expérimentaux obtenus lors de cette étude et ce malgré sa faible présence dans les eaux potables de la ville d'Alger qui est tout de même très inférieure par rapport aux normes internationales et nationales (**50µg /l**) les gestionnaires potentiels chargés des ressources hydriques doivent veiller à son élimination quelque soit sa concentration afin d'éviter des retombées néfastes sur la santé publique.

4.Plomb :

Les résultats des analyses du Plomb dans les eaux des trois sites de prélèvement sont illustrés par l'histogramme du Graphe 4.



La concentration moyenne du Plomb trouvée dans les eaux du Barrage de Keddara a été évaluée à **1,68 µg/l**, présence de ce dernier peut être soit d'origine géologique (roches) ou soit par les ressources naturelles notamment les sédiments ²⁵

La concentration moyenne du Plomb dans les eaux qui arrivent à la station de Boudouaou est de **1,03 µg /l** et passe à **0,36 µg /l** après le traitement. Cette régression est obtenue grâce aux processus de traitements (oxydation, coagulation par le Sulfate d'alumine, etc...), appliqués par l'unité de production d'eau potable de Boudouaou .

Pour les eaux de consommation de la ville d'Alger nous avons remarqué que les concentrations du Plomb ont varié légèrement le long du réseau de distribution.

Nous avons obtenu **0,36 µg /l** de plomb dans les eaux de la ville d'El-Harrach , **0,2 µg /l** à la station de Tafourah, **0,13 µg/l** à la station de Gué Constantine, **0,31 µg/l** à la station de Garidi, **0,72 µg/l** à la ville d'H-Dey , **0,44** à la ville d'El-Biar et **0,38 µg/l** à la ville de Bouzaréah .

La présence du Plomb dans les eaux potables est causée principalement par la corrosion des conduites en acier et en fonte. Cette régression de la concentration du Plomb est probablement due à sa précipitation et dépôt dans les conduites généralement favorisée par la présence des carbonates (CO_3^-) et des phosphates (PO_4^{-3}) en milieu légèrement neutre ^{32,33}

Nous pouvons dire qu'une faible migration du Plomb à partir du barrage de Keddara jusqu'aux consommateurs de la ville d'Alger a été remarquée sans jamais dépasser les normes de la qualité de l'eau destinées à la consommation humaine (**50µg/l**).

Environ 1,5% des enfants en France présentent des plombémies supérieures à 100mg/l jusqu'à 200mg/l pour 2% d'entre eux. Il est à noter que l'ébullition augmente la concentration du plomb ^{13; 16}. En Amérique latine, **15 millions** d'enfants de moins de deux ans courent des risques de santé à cause de la pollution par le plomb ³⁴.

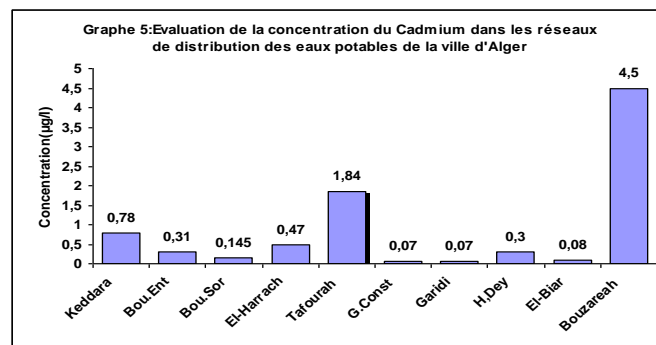
Dans l'eau de distribution, cet élément provient principalement des branchements anciens en Plomb dans lequel l'eau circule, du temps de contact, du pH de l'eau et de sa minéralisation des facteurs qui influent sur la dissolution du Plomb dans l'eau ¹⁹. Le Plomb absorbé pénètre dans le sang puis stocké dans le tissu osseux (environ **90%** du Plomb de l'organisme) et la libération progressive du Plomb avec le temps provoquera des troubles plus ou moins graves, les principaux organes touchés sont le système nerveux, le sang et les reins.

L'intoxication saturnisme se manifeste par des symptômes difficiles à mesurer : encéphalopathie, retard du développement intellectuel et modifications du comportement chez l'enfant, anémie, troubles digestifs et neurologiques chez l'adulte ^{11, 12, 15}

La concentration maximale réglementaire actuelle est de **50µg/l** et la nouvelle directive européenne en préparation abaissera cette valeur à **25µg/l** puis **10µg/l** en **2013** ^{11, 12.}

5.Cadmium

Les résultats des analyses du Plomb dans les eaux des trois sites de prélèvement sont illustrés par l'histogramme du Graphe 5



Les résultats obtenus expriment la répartition des teneurs du Cadmium dans les eaux du barrage de Keddara jusqu'au consommateur, La faible concentration de Cadmium trouvée dans l'eau du **barrage (0,78 µg/l)** est due à la nature du milieu récepteur surtout lorsqu' il est neutre ou alcalin ce qui facilite le transfert des métaux par adsorption sur les sédiments ou sur les MES²⁵.A la station de traitement de Boudouaou la concentration du Cadmium de l'eau potable brute a été estimée à **0.81 µg/l** et celle de l'eau traitée 'à **0 ,14 µg/l**.

Le Cadmium sous forme de trace a été détecté dans les eaux de consommation de la ville d'El-Harrach (**0,47 µg/l**) , aux stations de G.Constantine et de Garidi,(**0,07µg/l**) aux stations d'H-Dey et d'El-Biar (**0,08µg/l**) , le pic le plus élevé (**4,6 µg/l**)a été obtenu à la station de Bouzareah dépassant ainsi les normes internationales (**5µg/l**).

Le Cadmium est un élément assez rare dans la croûte terrestre ¹¹, il est généralement associé aux minerais de Zinc et de Plomb ¹⁶.Les eaux non polluées ont, en générale, une dose inférieure à **1µg/l** mais qui peut aller parfois de **5µg/l** à **10µg/l** dans de rares cas .Les nappes phréatiques et les eaux des surface qui en contiennent plus, peuvent avoir été contaminées par des effluents industriels ou agricoles ¹⁵.Quant aux teneur parfois fortes, relevées dans l'eau du robinet , elles sont souvent dues au cadmiage des accessoires de plomberie , aux soudures à l'argent et aux tuyauteries en acier galvanisé ou en matière plastique ¹⁵.

Le Cadmium est toxique pour l'homme même à de faibles doses, il s'accumule principalement dans le foie et dans les reins sous forme de métallothionéine, accompagné souvent de trouble rénaux, d'altérations osseuses et d'hypertension artérielle ¹².Des intoxications chroniques se traduisent par des accidents gastro-intestinaux, pulmonaires, rénaux et nerveux .Un

cas d'intoxication aiguë (**600µg/l**) est illustré par la maladie des os **d'Itai-Itai (Japon)**, causée par la contamination de l'eau de cuisson du riz par des rejets de Cadmium venant d'une mine de zinc proche des lésions irréversibles apparurent chez des femmes âgées essentiellement ¹⁵. Les directives du Conseil des communautés européennes fixent pour les eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire un niveau guide de **1µg/l**, suivant le traitement susceptible d'être appliqué, il peut être acceptable d'utiliser une eau contenant jusqu'à **5µg/l** de Cadmium ¹². Les éléments métalliques traces sont très toxiques et peuvent provoquer de véritables tragédies en cas de leur présence dans les eaux de consommation. C'est la raison pour laquelle le contrôle de la qualité de l'eau par les chercheurs a pour but d'assurer que l'eau du robinet ne présente à aucun moment de risque pour la santé et quelle réponde aux différentes limites de la qualité fixée par réglementation en vigueur ²⁵.

Conclusion :

La toxicité des éléments métalliques traces (**EMT**) tels que le Fer, l'Aluminium, l'Arsenic, le Plomb, le Cadmium n'est plus à démontrer. Les effets directs ou indirects ont fait l'objet de nombreux travaux de recherches. La maîtrise de l'analyse de ces éléments en traces dans les eaux potables même avec de nouvelles techniques est très délicate mais indispensable.

Les résultats expérimentaux obtenus par la spectrophotométrie d'absorption atomique en four graphite, ont montré que la qualité de l'eau destinée aux consommateurs de la ville d'Alger ne présente pour l'instant aucun risque toxique pour la santé publique.

Cette investigation a révélé grâce au monitoring sur les éléments métalliques traces que la qualité des eaux de barrage de Keddara, des eaux traitées par l'unité de Boudouaou et des eaux destinées pour la consommation humaine des citoyens de la ville d'Alger répondent aux normes de la qualité des eaux fixées par les différentes réglementations nationale et internationales .

Cependant il est impératif de signaler que parmi les résultats obtenus certains pics enregistrés méritent une attention particulière par les gestionnaires des ressources hydriques.

La concentration de **Fer** la plus élevée a été enregistrée dans le réseau d'alimentation des eaux potables de la ville de Bouzaréah elle est de **113,7 (µg/l)** mais reste tout de même inférieure à celle des normes (**200µg/l**).

Pour **l'Aluminium** les teneurs les plus élevées ont été enregistrées à la station de Garidi, (**23,17 µg/l**) , à la ville d'Hussein –Dey (**20,69 µg/l**) et enfin dans le réseau d'alimentation de la ville de Bouzaréah (**22,66 µg/l**). mais restent inférieure à celle recommandée par les normes (**200 µg/l**).

La valeur de **l'Arsenic** la plus haute a été détectée dans les eaux brutes de la station de Boudouaou, elle est estimée à **6,61(µg/l)** mais reste tout de même inférieure par rapport aux normes (**50µg /l**).

La concentration de **Plomb** la plus élevée a été trouvée dans les eaux du Barrage de Keddara et a été évaluée à **1,68 µg/l**, sans pour autant dépasser les normes de qualités des eaux destinées à la consommation humaine (**50µg/l**).

Le dernier élément à déterminer était le **Cadmium** dont le pic le plus élevé a été détecté dans le réseau d'alimentation des eaux potables de la Ville de Bouzaréah et estimé à **4,6 µg/l**

Cette concentration est très inquiétante car elle avoisine celle des normes (**5µg/l**) ce qui représente un risque certain pour la santé publique

Enfin, nous pouvons dire qu'en générale les eaux potables de la ville d'Alger sont de bonne qualité mais des améliorations technologiques dans les processus de traitements des eaux potables doivent être appliqué.

Références bibliographiques:

- [1] Edition RNDE. « **Les micro-polluants dans les cours d'eau françaises** ».3 Années d'observation (1995-1997).Paris.1997
- [2] Magazine de l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (IAEA) « **Eaux Troubles** ».Vol 45 N° 1.Vienne.Juin 2003
- [3] United Nation (UN).Department for policy coordination and sustainable development critical trends : **Global change and sustainable development** .New Yoirk.1997
- [4] **Bernard baraqué**. Directeur générale du CRNS : « Communiqué de presse saga science ». Paris.1999.
- [5] Human development report united nation development program (UNDP).New YORK .1998
- [6] World Health Organisation (WHO).Health and Environment in sustainable development .Five years after the Earth summit, 242 p, Genève.1997
- [7] Algeria Water Quality Country Report: «Rapport sur la gestion de l'eau et des interventions possibles du METAP» .Novembre 2001 Algeria
- [8] Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Aménagement et le Développement durable (PNAE-DD) Algérie Janvier 2002
- [9] M.Gérard MIQUEL. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé.Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques .rapport N°261. France Avril 2001
- [10] M.Di Benedetto.Les Métaux Lourds.Axe « Génie des Procédés ».Centre SPIN .Ecole des Mines de Saint –Etienne .Dossier SAM France.1997
- [11] S.Morsi.Application de l'adsorption sur charbon actif aux eaux brutes du Barrage de Keddara .D.E.U.A..Institut de Chimie Industrielle .Université de Blida .Algérie.1996
- [12] Samir Boucheraï. Diagnosis and control of the eutrophisation phenomenon in the lake of Keddara dam. Postgrade/Diplome.Société Bonnard & Gardel Ingénieurs Conseils, Lausanne, Suisse.2003
- [13] **Algérienne des Eaux**: Unité de Production Eaux de Surface. Synoptique de la filière de traitement. Centre de Traitement Boudouaou. Usine de traitement des Eaux Potables Boudouaou .2004
- [14] **LOUICHI KHIMISSI**: «Etude de la station de transfert des eaux de barrages (Béni Amrane– Keddara)». Projet de Mémoire de fin d'études, département hydraulique urbaine, école nationale supérieur de l'hydraulique, Abdelah Arbaoui 1990.

- [15] **LION, L.W** et **.LECKIFJO**: «Accumulation and transport of Cd, Cu and pb in an estuarine salt marsh surface microlayer» *Limnol. Oceanogr*, 27, 111-125.1982
- [16] **Jean-Luc POTELON**: «La dégradation de la qualité des eaux potables dans les réseaux »Office International de l'Eau SNID.Document Technique Hors série N°14.
- [17] **SCHOENEN D., SHOELLER H.F., HEMMINGS B.D.** *Drinking water materials, field observations and methods of investigation* Ellis Horwood Ltd/John wiley/Gustav Fisher Verlag, 1985
- [18] **SCHULHOF P., CABRIDENC R., CHEDAL J.** *Qualité de l'eau dans les grands réseaux de distribution*, TSM, N° 11, 561-594.1990,
- [19] **DESNOUS**: «Le plomb dans les réseaux de distribution d'eau potable». Hexagone Environnement. Eurêka «Du plomb dans les tuyaux» N°036. 1998
- [20] **A. BOUBACKEUR**: «impacts sur la santé humaine lies aux pollutions marines». Institut National de santé publique chemin Bakr El Biar. 2002
- [21] **Amiard J-C. Biologia**: «Les problèmes liés à l'échantillonnage et à la détection des éléments traces en écotoxicologie». Actes du Symposium. «Pollution, Bioconversion, Toxicologie» Vol. 1, N°spéciale, pp. 172-195 Monastère Tunisie.Février 1994
- [22] **AFNOR**: «Recueil de normes françaises- eaux méthodes d'essais» -4^{ème} Edition-736p- 1990.
- [23] **LE DOUAREC, P**:«L'intrusion saline dans l'estuaire interne de la Loire. Etude du front de salinité et de ses variations saisonnières». Thèse de Spécialité, Université de Nantes. France 1978.
- [24] **BERMAN, S.S, STURGEON, R.E, DESAULNIERS J.A.H** et **MYKYTIUK, A.P**: «Preparation of the Sea Water Reference for Trace Metals»; *NASS-1.Mar.Pollut.Bull*, -14, 69, 73.1983
- [25] **R. BREMOND** et **R. VUICHARD** : «Paramètres de la qualité des eaux». Ministère de la protection de la nature et de l'environnement. Paris 1973.
- [26] **Christian VARGEL**: Ingénieur conseil «corrosion d'Aluminium».Préface de Bernard le grand Directeur général adjoint du groupe peching, du Nod, Paris, 1999.
- [27] **Santé Canada** (Sous -Comité fédéral- Provincial sur l'eau potable). Pour Consultation publique Décembre 1996
- [28] **LION, L.W** et **LECKIFJO**: «Accumulation and transport of Cd, Cu and pb in an estuarine salt marsh surface microlayer » *Limnol. Oceanogr*, 27, 111-125.1982.
- [29] **J RODIER**: «L'analyse des eaux ».7^{em} Edition. Paris 1984
- [30] **Jean-Luc POTELON**: «La dégradation de la qualité des eaux potables dans les réseaux »Office International de l'Eau SNID.Document Technique Hors série N°14.
- [31] **SCHOENEN D., SHOELLER H.F., HEMMINGS B.D.** *Drinking water materials, field observations and methods of investigation* Ellis Horwood Ltd/John wiley/Gustav Fisher Verlag, 1985
- [32] **DESNOUS**: «Le plomb dans les réseaux de distribution d'eau potable». Hexagone Environnement. Eurêka «Du plomb dans les tuyaux» N°036.1998
- [33] **Jean-Luc POTELON**: «La dégradation de la qualité des eaux potables dans les réseaux »Office International de l'Eau SNID. Document Technique Hors série N°14.1998
- [34] Smith et al.OMS.Aide mémoire N°210.NRC.Genève.2001
- [35] **J RODIER** : « L'analyse des eaux ».7^{em} édition.1984.
- [36] **David Launay, Pascal De Groote**. Atteinte cardiaque de la sclérodémie systémique. MT Cardio. Volume 2, Numéro 3, 339-54, Mai-Juin 2006, Revues

PO. 5

Nuclear Desalination

Y. Bouaichaoui

Birine Nuclear Research Center/CRNB/ COMENA/ALGERIA

BP 180 - Aïn Oussera - 17 200 – Djelfa- Algeria

e-mail : ybouaichaoui@gmail.com

Introduction

Presently, problems raised by supplying of fresh water do not concern only dry countries but also rather well watered countries: demand for water increases by about 4% per year while natural resources remain the same. There is therefore an increasing unbalance between water needs and resources. The available volume of water on the earth is more than one billion km³, while the worldwide consumption hardly exceeds 1,000 km³ per year. Search a difference seems to be quite reassuring; but more than 97% of potential water supplies are found in oceans and not directly available. Under these conditions, it was logical to think of making these important reserves available, which has led, in the past decades, to rapid development of the desalination techniques.

From a technical and economical standpoint, seawater desalination as an alternative source of potable water has become particularly attractive due to continuous innovations in the relevant technologies leading to a very significant reduction of desalination costs. Desalination is an energy-intensive process. One of the advantages of seawater desalination is the availability of manufacturing units of a water of purity sought for different uses. The other advantage is the security of water supply of constant safe quality. Over the long term, desalination with fossil energy sources would not be compatible with sustainable development: fossil fuels reserves are finite and must be conserved for other essential uses whereas demands for desalted water would continue to increase. Furthermore, the combustion of fossil fuels would produce large amounts of greenhouse gases and toxic emissions.

Among the options which were chosen to allow the diversification of water resources: the desalination of seawater is the most promising. The use of this non-conventional water resource is a strategic issue because seawater is regarded as an inexhaustible resource.

Based on the estimations of only the Mediterranean region, it can be shown that around 2020, there will be additional need of water production of about 10 million m³/day. In Algeria, to avoid the inevitable water shortage expected by year 2025, several factors militate in favor of the recovery of the alarming situation to achieve in the near future the balance between water supply and demand. This requires mobilizing the maximum surface and ground water resources, seeking new water resources, fighting against the wastes and improving the quality of the available water. The increase in water demand, in recent years in the three major categories (industry, agriculture and domestic), requires innovative planning of water resources.

Algeria which is characterized by a coastal band of 1,200 km on the Mediterranean Sea and an alarming dryness must turn to this huge inexhaustible water reserve. However, this virtually unlimited water resource consumes a huge amount of energy and diversification of the energy sources is foreseen for the future. It is considered in the government energy policy.

In the first part of this paper, we focused on the theoretical aspects of desalination processes, technical aspects of the coupling of a nuclear reactor and desalination systems, safety and its environment aspects.

Calculations are performed in the second part of this paper using the Desalination Economic Evaluation Program software DEEP-3, developed by the International Atomic Energy Agency (IAEA). We are carrying out preliminary economic evaluation and comparison of various energy source options coupled with different seawater desalination processes. The various case studies include the cost and performance models of several types of nuclear and fossil energy sources, the levelized cost of water and power, a breakdown of cost components, energy consumption and net saleable power for each selected option.

Results

For this purpose, the use of software DEEP3 to estimate the cost of water produced by the nuclear energy and to compare it with that produced by fossil energy would be of great help.

The results presented in figure 12 consist to evaluate several dual-purpose plants to produce 600 MWe and 100,000 m³/d, using various desalination technologies. The evaluation, assuming fixed charge rate of 6% and a fuel cost of 6 \$/MWh, resulted in costs of 900 \$/(m³/d) for construction. Unit water costs were evaluated and presented in figure 12 from a low cost of 0.58 \$/m³ using Nuclear Steam Co-generation coupled with RO, to a high cost of 2.14 \$/m³ with Combined Cycle (fossil) coupled with MSF. The normalized costs for these plants are summarized in figure 1.

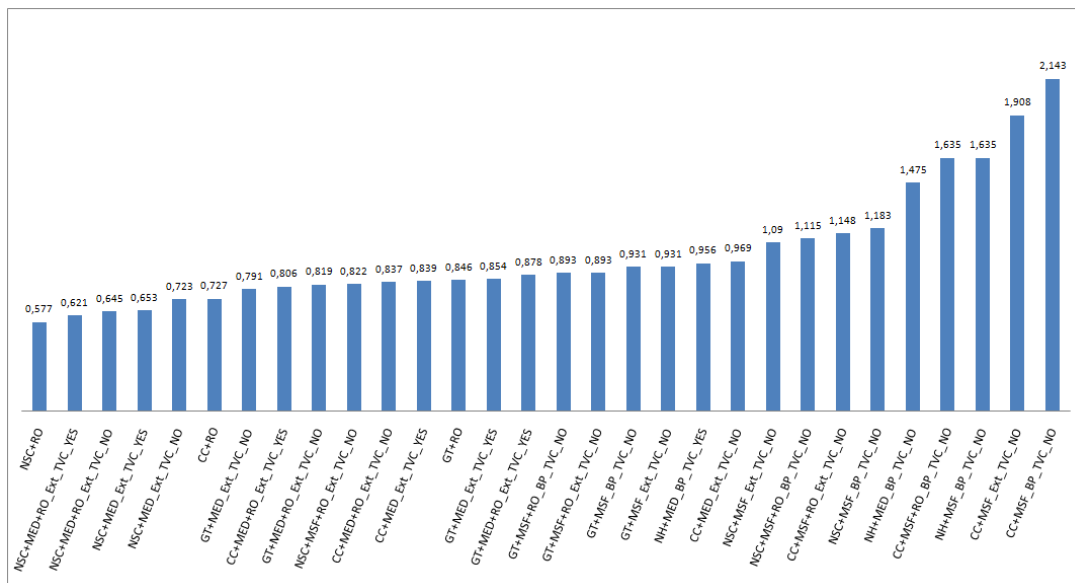


Figure 1 The cost of water produced by various cases



Conclusion

Progress achieved in the techniques of desalination, had a very positive influence on the costs related to the fresh water production. These costs have decreased a lot during the last ten years, desalination by the nuclear reactor seems a very competitive solution, compared to the systems based on fossil energies not only for the simultaneous production of electricity and potable water, but also for the minimization of the emission of greenhouse effect gas.

The energy strategy adopted by Algeria, is allowing the diversification of the energies sources: nuclear and renewable in addition to existing fossil ones.

This strategy, in the medium and long term, will be answering the increasing demand for water by means of the nonconventional resources such as the nuclear desalination which could be a solution of substitution in the coastal areas of the country. This will meet mainly the domestic and industrial needs and sometimes even the agricultural needs in these areas.

Calculations are performed using the Desalination Economic Evaluation Program software DEEP-3 used in the IAEA's feasibility studies. We are carrying out preliminary economic evaluation and comparison of various energy source options coupled with different seawater desalination processes. The various case studies include the cost and performance models of several types of nuclear and fossil energy sources. It proves that nuclear desalination is more competitive compared to desalination using the fossil energy.

It may be concluded, that any cost estimate cannot replace a specific feasibility study including pilot testing, environmental aspects and transport cost.

Références

- [1] Y. Bouaichaoui, S. AMZERT & A. BRAHIMI, IAEA report Technical –Economic studies of nuclear desalination in Algerian context. Bhabha Atomic Research Center, India 2008
- [2] Fresh water through desalination, SIDEM, French, 1982
- [3] BELKAID A., BOUNOUA S., Overview of KAHRAMA Seawater desalination Plant in Arzew, IAEA Technical Meeting on Integrated Nuclear Desalination Systems, Cadarache, France (December 2007).
- [4] BELKAID A., BOUNOUA S., Implementation of Nuclear Seawater Desalination in Algeria, IAEA-CN-152-70, (April 2007).
- [5] DANIS P., Dessalement de l'eau de mer, technique de l'ingénieur, J 2 700 1-18.
- [6] Trombay symposium desalination and water reuse, February 7-9, 2007.



- [7] A. Raha,& al., safety aspect of nuclear desalination plant. 200.
- [8] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Methodology for the Economic Evaluation of Co-generation/Desalination Options, IAEA Computer Manual Series No. 12, Vienna 1997.
- [9] Introduction of Nuclear Desalination IAEA report 400, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2000
- [10] Desalination Economic Evaluation Programme Version DEEP-3.1 draft version of the user's manual, International Atomic Energy Agency, Vienna, September 2006
- [11] B. M. Misra IAEA's Desalination Economic Evaluation



PO. 6

Utilisation de la Spectrométrie Gamma et de la Scintillation Liquide pour le Dosage de la Radioactivité Naturelle dans l'Eau.

H. Brahimi

Division de physique radiologique,

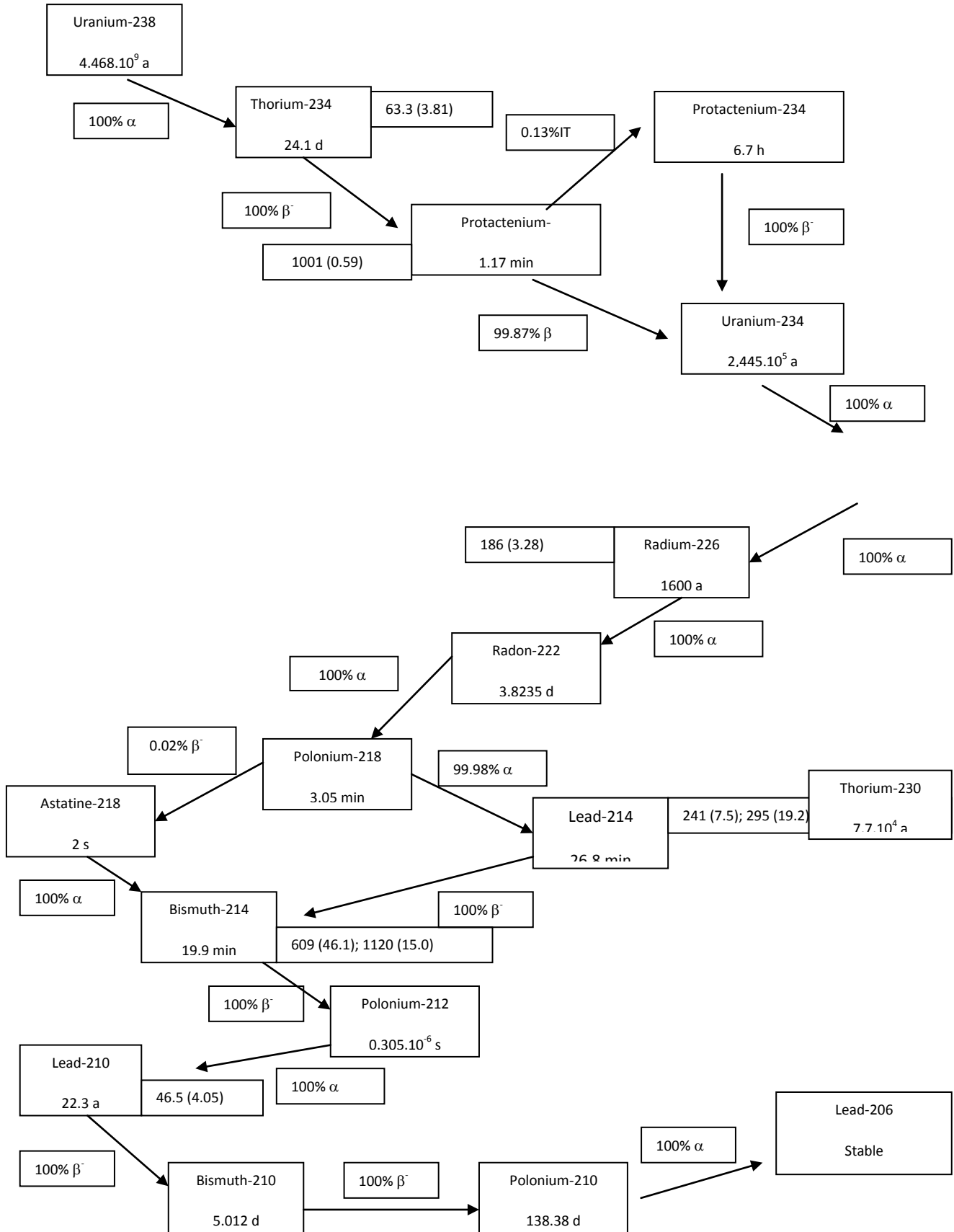
Centre de Recherche Nucléaire d'Alger, 02 Bd Frantz Fanon B.P. 399 Alger- gare, Alger

e-mail : Hak_brahimi@yahoo.fr

1. Introduction :

La radioactivité naturelle des eaux peut être évalué par plusieurs techniques nucléaires. La spectrométrie gamma étant la plus répandue du faite quelle nous renseigne sur la majorité des radionucléides. Seulement sans seuil de sensibilité reste un peut trop élevé pour les radionucléides alpha et bêtas. Le faible parcours des rayonnements alpha et bêta et leur très faible pouvoir de pénétration rend difficile la détection de ces rayonnements car ils sont vite absorbés dans la matière. Afin de surmonter cet inconvénient nous utilisons une autre méthode de détection basé sur un comptage par scintillation liquide. Cette méthode consiste a introduire l'échantillon a l'intérieure d'un milieu détecteur et supprimé ainsi la barrière qui sépare les rayonnements alpha et bêta du détecteur. La mise en œuvre de la scintillation liquide nécessite que les échantillons a analysés doivent être en solution claire et pur pour évités l'interférence d'autre composé sur le rendement de la détection.

2. Radioactivité naturelle

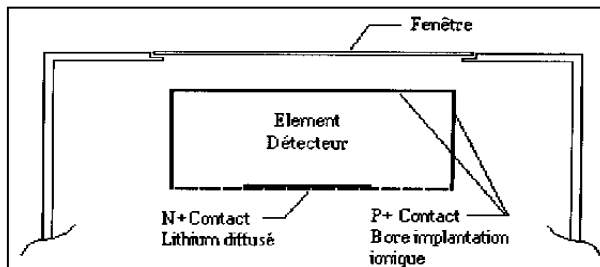


3. La spectrométrie gamma

3.1. Matériels

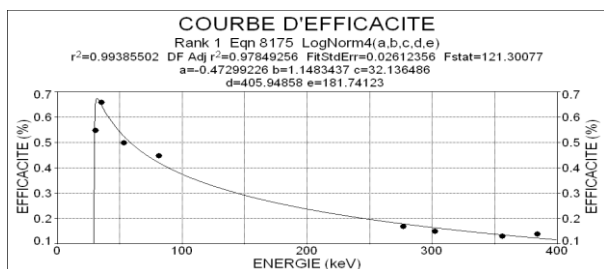


Chaîne de spectrométrie gamma

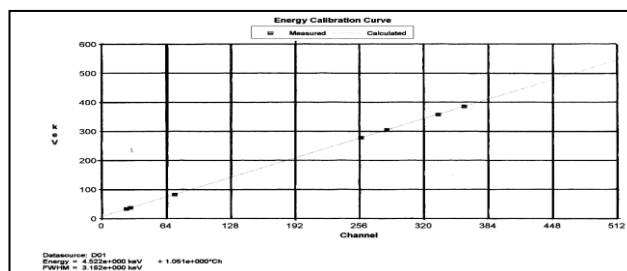


Détecteur GeHp

3.2. Paramètres de calibrations



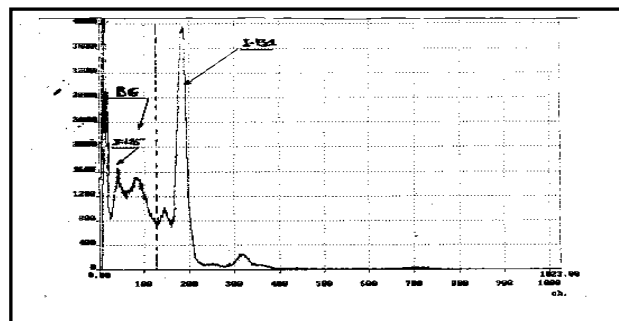
Courbe d'efficacité



Courbe d'étalonnage en Energie



Echantillons



Exemple d'un Spectre gamma de l'iode -131

4. La scintillation liquide

4.1. Principe :

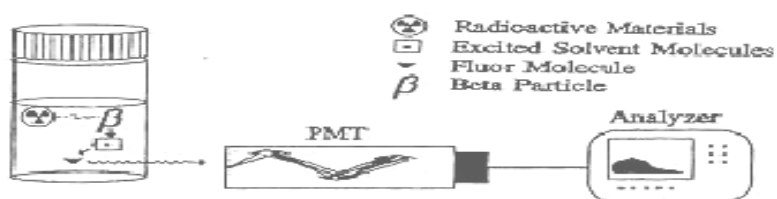
L'interaction des particules et des photons avec la matière cause des excitations et des ionisations, celles-ci donnent suite à des photons caractéristiques. Ces derniers ont des énergies plus faibles

que celles des rayonnements incidents. Le photon émis est rapide (10^{-9} à 10^{-8} sec.), on parle de fluorescence.

4.2. Mécanisme de la scintillation en milieu liquide :

Les scintillateurs liquides sont composés d'un ou deux solutés le PPO et du POPOP, et d'un solvant le Toluène, le Xylène ou le Dioxane. Le **Solvant** a un double rôle, d'une part, solubiliser le ou les scintillateurs, et d'autre part, absorber l'énergie du rayonnement émis par le radionucléide. Les **Solutés** sont des substances de nature aromatique dont le rôle est de capter l'énergie fluorescente fournie par les molécules du solvant.

Figure 1. Liquid Scintillation Counting



Mécanisme de la scintillation liquide

4.3. Description du LSC :

Le compteur à scintillation liquide (Liquid Scintillation Counter) se compose d'un scintillateur liquide, de deux photomultiplicateurs, et d'un préamplificateur. La sonde est reliée d'une part, à une alimentation de très haute tension stabilisée (THT) de l'ordre de 1000 à 1500 volts et d'autre part, à une électronique de détection. L'ensemble est géré par un logiciel Wallac.

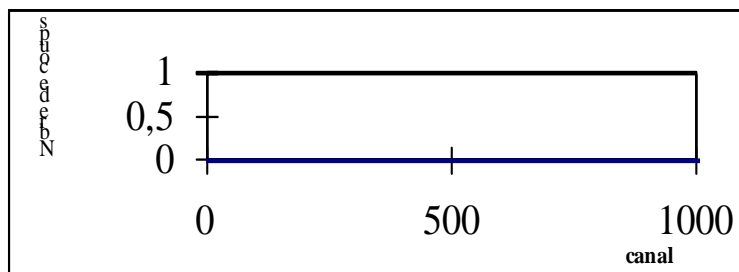


Compteur à scintillation liquide WALLAC 1411

4.4. Phénomène d'interférence sur la scintillation liquide :

Les causes de l'affaiblissement lumineux résultent d'une absorption par les composés non scintillants, de l'énergie d'excitation des substances scintillantes. Lorsque ces composés non scintillants perdent leur énergie d'excitation, celle-ci n'est pas restituée aux molécules scintillantes et ne donne pas non plus de photons, cette énergie se dégrade sous forme de chaleur. C'est le quenching chimique. Un second mécanisme de quenching peut être produit par des composés

colorés. La présence de substances colorées diminue le parcours moyen des photons produits par les scintillateurs. Ces le quenching couleur.



Spectre de l'iode -131

5. Protocole d'analyse

Eléments recherchés : les émetteurs gammas et la radioactivité alpha bêtas total

Matrice : échantillons d'eau

Présentation de l'échantillon : 06 échantillons codés 1, 2, 4, 5,6. Les échantillons d'eaux sont troubles, présentes des particules en suspension, seul l'échantillon 3 est claire.

5.1. Identification des échantillons

N° laboratoire	Code	Nom	Volume (ml)
1	5	ouled yellas	735
2	2	souk hana	885
3	3	hamam	715
4	4	djebel youcef	885
5	6	hana gergour	900
6	1	zana	880

5.2. Préparation des échantillons

500 ml d'échantillon. 500 ml échantillon blanc ajouté 1 ml de la solution étalon Sr/Y90 de 1660 Bq/ml. Placer les bêche dans un bain marie. Ajouter 2 ml H₃PO₄ et quelques gouttes Ca²⁺. Chauffer a 60°C et agiter pendant 1 heure. précipité avec du NH₄OH, agiter pendant 30 mn ,



laisser décanter, séparé le surnageant , centrifuger, dissoudre avec 20 ml HNO₃, calciné, laisser refroidir , reprendre avec 15 ml HNO₃6M.

5.3. Séparation sur colonne Sr-Spect

Laver la colonne avec 5 ml HNO₃ 6M. Verser la solution des échantillons. Laver avec 2 fois 5 ml HNO₃ 6M. Prendre des tubes avec 1 ml Sr²⁺ et 1ml Y³⁺ entraîneur. Elué le strontium dans les tubes avec 20 ml H₂O.

Noter la date du début de l'élution. Stocker les tubes pendant 7 jours. Régénérer les colonnes avec H₂O pour une autre utilisation. Fin de stockage. Placer les tubes dans un bain marie chauffer à 60°C. Précipité avec NH₄OH. Séparer le surnageant. Notée l'heure du début de la précipitation et la date

5.3.1. Précipitation de L'Y-90

Prendre le précipiter, centrifuger, dissoudre le culot dans du HCL concentré ajouté 50 ml d'eau , chauffer dans le bain marie ajouter 2 ml d'acide oxalique, agiter , laissé refroidir.

5.3.2. Précipitation du Sr-89

Reprendre le surnageant, avec 100 ml H₂O, ajouté quelques gouttes de NaOH, chauffé jusqu'à ébullition laissé refroidir, ajouté 2a3 g de carbonate de sodium , agiter

5.3.3. Comptage des échantillons

Prendre les tubes contenant Y-90 et les bûchers contenant le Sr-89. Filtrer sur papier filtre Wathman. Sécher le filtre, recouvrir de Mylar. Compter dans le compteur bêta pendant 3 fois 100 mn

6. Résultats des mesures

Spectrométrie gamma									
Isotope	U-238 Bq/l	Th-234 Bq/l	Ra-226 Bq/l	U-235/Ra226 Bq/l	Pb-212 Bq/l	Pb-214 Bq/l	Bi-214 Bq/l	Ac-228 Bq/l	K-4 Bq/l
1	*	0.86	3.16	*	*	0.732	0.09	*	*
2	*	0.54	1.43	*	1.66	0.732	0.236	*	0.756
3	0.242	1.43	1.39	1.59	1.28	1.91	0.645	*	*
4	*	0.91	1.02	*	*	0.744	*	*	0.62
5	*	*	3.32	*	2.96	5.73	2.22	0.508	*
6	*	1.28	0.99	*	*	*	0.781	*	*
Comptage par scintillation liquide									
Echantillon	1	2	3	4	5	6			
Alphas Bq/l	3.57E-2	1.08E-2	2.95E-2	LD	2.69E-2	LD			
Ld Bq/l	6.35E-3	6.35E-3	6.35E-3	6.35E-3	6.35E-3	6.35E-3			
Bêtas Bq/l	1.48E-1	8.78E-2	2.79E-1	1.01E-1	2.35E-1	1.14E-1			
Ld Bq/l	4.54E-3	4.54E-3	4.54E-3	4.54E-3	4.54E-3	4.54E-3			

Références

- Bojanowski R., R.Fukai, S.Ballestra & H.Asari, 1983. Determination of natural radioactives elements in marine environmental materials by ion-exchange and alpha spectrometry. IAEA N°74, Vienna
- Ginder J.E. 1962 The radiochemistry of uranium. National Academy of Sciences (USA), Nuclear Science Series NAS-NS 3050, Washinton,DC
- Hallstradius L. 1984 A method for the electrodeposition of actinides - Nuclear Instruments and Methods in Physics Research 223, 266-267

PO. 7

Effet de l'Age de la décharge sur la Composition des Lixiviats d'Ouled Fayet

F. Boumechhour

Laboratoire des sciences et techniques de l'environnement

10, avenue Hassen Badi, el Harrach Alger

email : fboumechhour@yahoo.fr

Introduction

Les décharges contrôlées constituent le maillon final de toute filière d'élimination des déchets ménagers ou industriels. Elles complètent tous les autres modes de traitement pour en éliminer les résidus ou pour pallier les arrêts des unités industrielles de traitement des ordures ménagères.

De nombreuses recherches sont menées depuis plusieurs années en vue de mieux appréhender les phénomènes qui régissent l'évolution de ce réacteur bio physico-chimique, pour limiter les nuisances qui pourraient en résulter.

De toutes les nuisances engendrées éventuellement par les décharges, il est certain que celles qui proviennent des lixiviats doivent retenir l'attention la plus grande car elles peuvent avoir des conséquences sérieuses à long terme. Or le traitement est difficile car d'une part, les lixiviats peuvent avoir une pollution en partie organique et en partie minérale, d'autre part, ils ont des caractéristiques très différentes d'une décharge à l'autre et au cours du temps.

Les lixiviats de décharge résultent de la percolation à travers le massif de déchets de l'eau contenu dans les déchets et de l'eau apportée par les précipitation, les mécanismes de formation des lixiviats, de nature biologique et physico-chimique, sont très complexes, les déchets enfouis servent de substrat aux micro-organismes (bactéries, levures, champignons) dont l'activité a des effets directs multiples sur les conceptions physico-chimiques du milieu (pH, potentiel redox ...) ou peuvent déclencher des phénomènes physico-chimiques secondaires (dissolution, précipitation ...). En retour, ces mécanismes biologiques se trouvent sous la dépendance des paramètres physico-chimique du milieu.

De nombreux travaux ont montré que les éléments les plus importants dans la composition des lixiviats sont :

- La composition des déchets enfouis,
- Le bilan hydrique,
- Le mode de l'exploitation de la décharge,
- L'épaisseur de la couche de déchet, et la nature de la couverture,
- L'âge de la décharge.

La décharge constitue un réacteur biophysico-chimique, lorsque les matières biodégradables sont mises en décharge, elle fond l'objet d'une évolution biologique aérobie ou anaérobie. Pour l'essentiel, Compte tenu de la difficulté pour l'oxygène d'accéder au cœur de la décharge, les évolutions après une phase aérobie relativement courte, sont anaérobie avec production de biogaz (méthane et dioxyde de carbone) et de métabolites organiques ou minéraux (solubles dans l'eau (AGV) ou gazeux (H_2S , NH_3)).

D'après N.Millot, les lixiviats sont classés en trois grandes familles (M.M.Bares, 1990)

	Lixiviats Jeunes	Lixiviats Intermédiaires	Lixiviats Stabilisés
Age de la décharge	<5 ans	5 à 10 ans	>10 ans
pH	6.5	6.5 à 7.5	>7.5
DCO (g/l)	>20	3 à 15	< 2
DBO/DCO	> 0, 3	0,2	<0,1
(Biodégradabilité)	Bonne	Assez faible	Très faible

Méthodologie

Pour notre étude nous avons retenu deux points de prélèvements P1 et P2 qui se différencient par l'âge des lixiviats, le premier P1 se situe à la sortie du système de drainage des lixiviats du casier 5, le deuxième P2 se trouve sur le casier N°1 au niveau du système d'évacuation des biogaz (la remonté des lixiviats est due au colmatage du système de drainage).

Les lixiviats sont récoltés dans des flacons en polyéthylène préalablement rincés avec l'effluent et puis transportés aux laboratoires où ils sont stockés au réfrigérateur à 4°C de manière à limiter toute activité biologique.

L'analyse des paramètres globaux est réalisée selon les méthodes normalisée Afnor et Iso.

Résultats

La caractérisation des lixiviats des deux points de prélèvement est résumée dans le tableau ci-dessous :

Tableau N° 1 : Caractérisation des lixiviats des deux points de prélèvement P₁ et P₂

Paramètres	Point de prélèvement P1		Point de prélèvement P2		Les normes (JORA,2006) ,
	Valeur moyenne	Intervalle de variation	Valeur moyenne	Intervalle de variation	
T (°C)	26,8	24-31,5	21,48	16,5-26	30
pH	6,18	5,84-6,59	8,08	7,61-8,54	6,5 à 8,5
Conductivité (ms/cm)	28,43	10,25-42,6	131,43	111,7-163,6	–
MES (mg/l)	3541,9	1820-5119	145,5	113-342	35
MMS (mg/l)	1532,93	862,50-2109,03	133,25	46-235	–
MVS (mg/l)	2008,96	957,50-3009,97	64,5	10-107	–
DBO ₅ (mg/l)	27400	12000-4800	2480	1600-3360	35
DCO (mg/l)	84386,6	78000-94080	22690	16580-28800	120
DCO/ DBO	0,34	0,15-0.62	0,1	0,09-0,11	–
PO ₄ ³⁻ mg/l	149,70	32,63-364,11	71,43	41,66-100,71	10
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	3600,83	3011-4190	33,06	19,5-61,03	–
NO ₃ ⁻ (mg/l)	648,60	229,4-1235,3	114,42	111,66-117,96	–
NO ₂ ⁻ (mg/l)	21,39	0,276-58,24	1,42	1,08-1,76	–
NH ₄ ⁺ (mg/l)	6146,44	713,6-19251,2	/	/	–
NTK (mg/l)	6146,44	713,6-19251,2	/	/	30
Fe (mg/l)	24	10,7-35,5	/	/	3
Zn (mg/l)	0,25	0,06-0,29	/	/	3

En terme de quantité, le débit de lixiviat correspondant à la période de notre étude a été estimé à 91 l/min pour le point P1.

- Les analyses physico-chimiques que nous avons effectuées sur les eaux de percolation du CET de Ouled Fayet, étaient axés sur l'évaluation de la charge organique, de la Biodégradabilité, de la salinité et sur la recherche d'une éventuelle présence d'élément toxiques.
- L'étude des lixiviats issus des deux sites nous a permis de trouver deux types de lixiviat, l'un se caractérisant par un pH acide : 6,18 , une DCO élevée : 84386 mg O₂/l et un rapport de biodégradabilité >0,3 : 0,4 : il s'agit d'un lixiviat jeune typique. Le deuxième constitue un lixiviat en fin d'évolution: lixiviat partiellement stabilisé (biodégradabilité très faible : 0,09 , un pH légèrement basique : 8,03 et une DCO assez faible : 16580 O₂/l).

Conclusion

- Comme le lixiviat, qui résulte des interactions physico- chimiques et biologiques du milieu, n'est pas un élément constant, il est nécessaire d'effectuer de telles caractérisations sur une longue période.
- La composition et les rapports DCO/DBO des lixiviats des deux sites P1 et P2 ont montré que celui du p1 est encore en premières étapes de fermentations (acidogènes et acétogènes) , tandis que les lixiviats du casier 1 ont atteint leur étape ultime de dégradation anaérobie .
- La caractérisation des lixiviats d'une décharge nous renseigne sur la nature et l'ampleur de la charge polluante que génèrent les déchets à la suite de leurs interactions avec le milieu et en particulier avec l'eau.
- Le problème de l'infiltration de ces lixiviats est limité par l'utilisation de la géomembrane dans la construction des casiers qui assure une imperméabilité, évitant ainsi toute contamination possible du sol ainsi que des eaux souterraines.
- Cependant il existe toujours un risque de contamination de la nappe phréatique et les eaux superficielles c'est pour cette raison que les lixiviats doivent être traité comme des substances extrêmement dangereuses, il est nécessaire d'en organiser la collecte et le traitement afin de limiter au maximum les conséquences sur l'environnement



Références bibliographiques

D.Hueber, 2001: Manuel d'information sur la gestion des déchets solides urbains ; GTZ GmbH.

J.O.R.A., 2006 : journal officiel de la république algérienne n°26, 24 Rabie El Aoeul 1427 ,23 Avril 2006.

K.Hamouri et R.Djemaa, 2006: Evaluation de la pollution de lixiviats de la décharge d'OULED FAYET et proposition d'un traitement. Projet de fin d'études. USTHB

Lawrance-A-W and P.L Mc Carty, 1984: The effects on anaerobie traitement: Air water poll. Int, N°10.

M.M.Barres et al, 1990: Les lixiviats de décharge ; le point de connaissance en 1990 ; T.S.M N°6.

M.A.T.E.T, 2003 : (Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'environnement et du tourisme) :, programme d'aménagement cotier (PAC).

Yong-junhao et al., 2007 Wei-xiangwu, song-wei wu, huasun and ying-xuchen :Municipal solid waste decomposition under oversaturated condition in comparaison with leachate recirculation, process Biochemistry.

PO. 8

Expérience de la réduction de nuisance olfactive de oued el Harrach

L. Farah

SEAAL, 97 parc ben omar, Alger.

email : laila.farah@seaal.dz

Oued el Harrach a toujours posé un problème de pollution surtout pour les riverains, et cela par la génération d'odeurs fortes et persistantes tout au long de l'oued surtout en été, ces nuisances olfactives autour de l'oued sont d'une très grande ampleur et extrêmement gênantes et incommodantes altérant ainsi le cadre de vie. La source principale du problème est la forte proportion d'eaux usées non traitées en particulier d'origine industrielle.

En effet, cet oued dont le rejet s'achemine vers la mer, est l'un des facteurs dégradant le milieu marin de la baie d'Alger car tous les rejets de la capitale se font à son niveau et provoquent de ce fait une rupture de l'équilibre du milieu marin

Les autorités algériennes ont sollicité le centre de recherche de suez environnement pour proposer une solution pour la maîtrise des nuisances olfactives.

La présentation a pour objectif d'exposer la démarche « NOSE » développée par SE/SEEAL, pour la réduction des odeurs de l'oued el Harrach.

Développement :

L'approche NOSE proposée par SE et mise en place par SE et SEEAL englobe des actions techniques avec l'utilisation de nouveaux outils basés sur la connaissance des aspects socio psychologiques, permettant de caractériser et traiter les odeurs, cette démarche se décline par des actions suivantes :

- Formation et animation d'un Jury de Nez pour évaluer les impacts d'amélioration du confort olfactive : éducation à la perception des odeurs à l'aide d'un outil de communication " roue des odeurs"
- Sélection des produits masquants innovants, efficaces et d'une innocuité totale pour le public et l'environnement
- Localisation des points d'observation : choix de deux ponts alentours de l'oued
- Suivi de l'efficacité des actions et des installations

A noter que ces actions sont de solutions temporaires utilisant des produits masquant les mauvaises odeurs pour une amélioration olfactive





Conclusion :

Le bilan de cette démarche innovante est une très forte atténuation des mauvaises odeurs durant les deux années de sa mise en route : 60 à 85% de diminution de mauvaises odeurs

En plus ce projet de coopération SE /SEAAL est un projet économiquement maîtrisé, et ouvre les portes à de nouvelles applications : les décharges par exemple.



PO. 9

Conception et Gestion d'un Laboratoire

Z. Lamali

SEAAL, 97 parc ben omar

email : zahia.lamali@seaal.dz

Résumé :

La gestion d'un laboratoire requiert des compétences multiples, que ce soit au niveau de la conception d'un laboratoire, le choix d'équipements, le recrutement du personnel, l'implantation d'un système qualité ou de la sécurité au laboratoire.

Développement :

Implantation du laboratoire

- ✓ Choix des paramètres et des méthodes associées
- ✓ Aménagement du laboratoire
- ✓ Choix des équipements

Gestion du laboratoire

- ✓ Personnel
- ✓ Gestion de la sous traitance
- ✓ Gestion informatisée du laboratoire

La qualité, les performances et la sécurité du laboratoire :

- ✓ Qualité
- ✓ Performances des laboratoires
- ✓ Sécurité

Conclusion :

- ✓ Cette présentation a pour objectif d'aider à l'implantation du laboratoire en mettant en évidence les points importants à respecter ...

Mots clés :

- ✓ Implantation du laboratoire, gestion du laboratoire
- ✓ Qualité, performances et sécurité du laboratoire,

PO. 10

Vulnérabilité et risque de pollution dans la plaine de Skikda (N-E Algérien) : Application de la méthode de W.REHESE

F. Medjani

Laboratoire de géologie, Université de Badji Mokhtar-Annaba, BP 12, Annaba 23000

email : medjanifethi@yahoo.fr

1. Introduction

La plaine de SKIKDA, à vocation essentiellement industrielle, a connu, il y a une dizaine d'années, un développement industriel accéléré important, avec pour conséquences des rejets abondants non traités dans le milieu physique. Aussi, dans un avenir proche, il est à craindre que la qualité des eaux souterraines ne soit plus aux normes de potabilité pour l'alimentation humaine mais également pour beaucoup d'autres utilisations. L'étude réalisée ici vise à localiser sur une carte les zones vulnérables et à faire l'inventaire des causes de pollution réelles ou potentielles d'origine naturelle et anthropique.

2. Méthodologie

A l'échelle de l'aquifère, la migration d'un polluant est régie par deux parcours: l'un vertical, traversant les couches superficielles de la nappe (zone non saturée de la nappe), l'autre horizontal suivant le sens d'écoulement de la nappe (zone saturée).

La vulnérabilité des nappes aux diverses pollutions est conditionnée par plusieurs facteurs, parmi lesquels on cite :

- Le pouvoir filtrant du réservoir.
- L'épaisseur de la zone non saturée du réservoir.
- La vitesse d'écoulement des eaux souterraines.
- La nature du réservoir (captif ou libre).

Dans le cas général, la coupe transversale d'un sol est la suivante:

-Une première couche organique de quelques centimètres à quelques mètres d'épaisseur, est le siège d'activité biologique et physico-chimique.

Elle permet une épuration totale pour une épaisseur $H > 1.2$ m (Detay 1997, Rehse 1977, Khérici 1993, Bousnoubra 2002), lui attribuant d'ailleurs un coefficient d'autoépuration très élevé ($1/H=0.8$): c'est la partie du sol exploitée par les racines des plantes.

-Une zone de transfert vertical de pollution en milieu poreux non saturé, où les indices de l'autoépuration (Rehse 1977) sont donnés en fonction de l'épaisseur des couches et de leur

nature lithologique. Pour ceci l'index caractéristique des sables de la nappe de la plaine de SKIKDA est équivalent à $i = 0.17$ dans la zone non saturée.

-Une zone de transfert horizontal où l'épuration se fait par dilution dans la nappe (zone saturée), suivant la vitesse d'écoulement. L'index dans la zone saturée de la nappe de la plaine de SKIKDA pour une vitesse inférieure à 3 m J-1 est égal $i_a = 0.01$.

Si on définit M_x ($M_x = M_d + M_r$) comme étant M_r ($M_r = 1 - M_d$) qui tient compte de la le pouvoir épurateur sur la totalité de la distance L ($L = M_r / i_a$) à parcourir

transfert, M_d ($M_d = h_1 i_1 + h_2 i_2 + h_3 i_3$ horizontalement pour une épuration totale. +..... $h_n i_n$; où h est la hauteur non mouillée des différentes catégories des terrains rencontrés dans la zone non saturée de la nappe et i est l'index caractéristique associé à chaque type de terrain) le pouvoir épurateur sur le trajet vertical et M_r le pouvoir épurateur sur le trajet horizontal, d'après Rehse l'épuration est complète pour $M_x = 1$. On peut identifier deux cas :

- $M_d > 1$, l'épuration est totale dans les couches de couverture et que la délimitation d'un périmètre de protection n'est pas nécessaire.

- $M_d < 1$, la dépollution n'est pas totale. Elle doit se poursuivre dans l'aquifère lors du transfert horizontal; dans ce cas le calcul de périmètres de protection s'impose. Ainsi on calcule le pouvoir épurateur dans l'aquifère

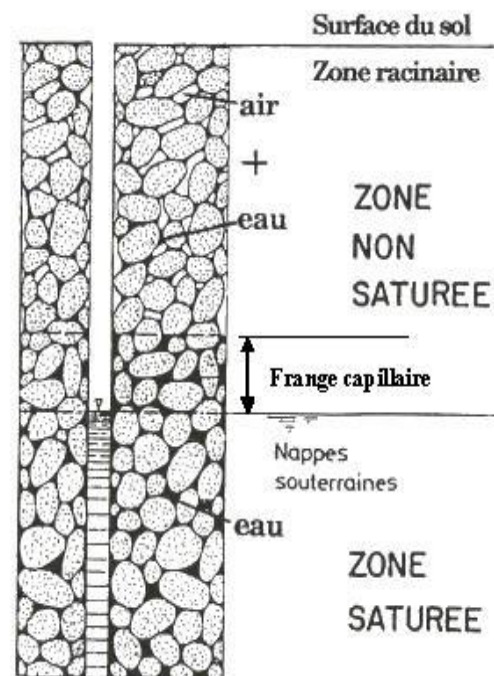


Figure 1. Distinction entre la zone non saturée et la zone saturée

3. Résultats et discussions

Il est évident que la protection de la nappe sera d'autant meilleure que le sol et la zone non saturée sont épais, que la granulométrie est fine, que la vitesse de percolation de l'eau dans la nappe est faible, en revanche, ce type de nappe une fois contaminé par un polluant le reste longtemps.

L'élaboration de la carte de vulnérabilité (sensibilité) des aquifères à la pollution s'impose à cause de leur utilisation dans la prévention et la protection des eaux souterraines. En effet, ces cartes permettent de localiser les zones sensibles à la pollution, (l'évaluation des risques de pollution des

nappes) et aident à la mise en place d'aménagements spéciaux et de périmètres de protection des eaux souterraines captées.

La nappe d'eau de la plaine de SKIKDA est exploitée à l'alimentation en eau potable, mais la grande partie est utilisée pour l'alimentation des unités industrielles implantées dans la région.

A la base des facteurs (topographie, zone non saturée, capacité d'infiltration, densité de population, occupation du sol...) nous avons élaboré une carte de vulnérabilité à la pollution des eaux la nappe de la plaine de SKIKDA (fig n°2), elle met en évidence des régions susceptibles d'être affectées par la pollution, suivant le degré d'aptitude.

A ce titre son élaboration a pris en compte plusieurs démarches, en intégrant les paramètres cités, l'étude de la vulnérabilité à été améliorée par le calcul du pouvoir épurateur du sol sur le trajet verticale Md où on obtient ainsi deux zones :

Md < 1 : zone A

Md > 1 : zone B

L'observation de cette carte montre l'importance de l'étendue des terrains à vulnérabilité élevée, qui occupent de l'ordre de 17.2 km² soit 76.80 % de la superficie totale ;en revanche, les terrains à faible vulnérabilité se répartissent sur une faible superficie de l'ordre de 5.2 km² soit 23.20% de la superficie totale étudiée.

De ce fait, on peut dire qu'il s'agit d'une nappe globalement vulnérable à la pollution.

➔ Zone A : Md < 1
L'autoépuration n'est pas totale, elle doit se poursuivre dans la couche aquifère.

➔ Zone B : Md > 1
L'autoépuration est totalement dans la couche couverture, une

éventuelle pollution sera affaiblie ou bien éliminée.

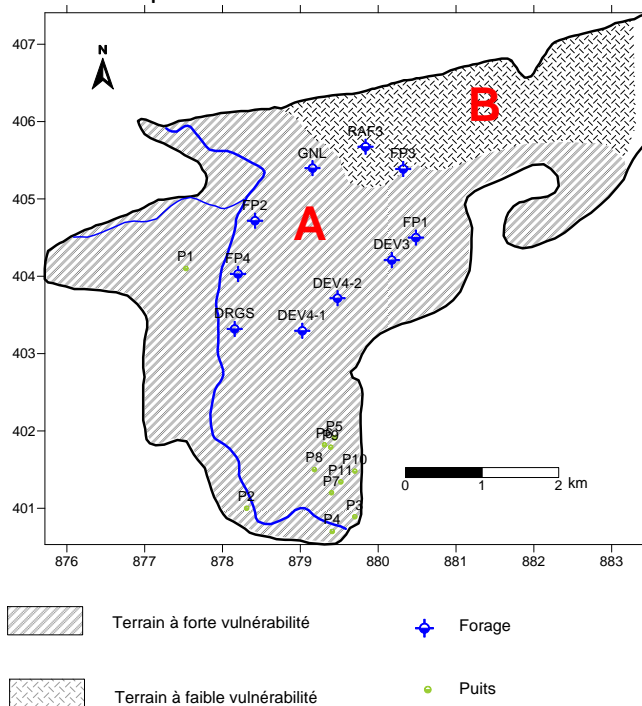


Figure 2. Carte de vulnérabilité de la plaine de SKIKDA

Trois degrés de risque de pollution sont distingués : (fig n°3)
* Zone à fort risque

- L'implantation importante des sites industriels et urbains.

- Le caractère perméable des terrains.

- La faible profondeur de la nappe par rapport au sol

* Zone à moyen risque

La profondeur de niveau piézométrique est grande mais les rejets permanent de Sonatrach peuvent provoquer un risque de pollution

* Zone à faible risque

L'absence d'activité industrielle et la nappe est profonde et mieux protégée

La carte de l'occupation du sol de la plaine de SKIKDA (fig n°4), montre la position des différentes zones urbaines et industrielles avec l'absence des zones agricoles, ainsi que la densité de l'axe routier. En plus on trouve dans la plaine de SKIKDA:

* La zone Industrielle de SONATRACH:

La zone industrielle de Skikda regroupe des unités industrielles dans le domaine des hydrocarbures (transport, raffinage et transformation). On peut citer

a- La raffinerie RA1/K

b- Le complexe GNL

c- L'unité de G.P.L

d- Le complexe des matières plastiques GP1 / K

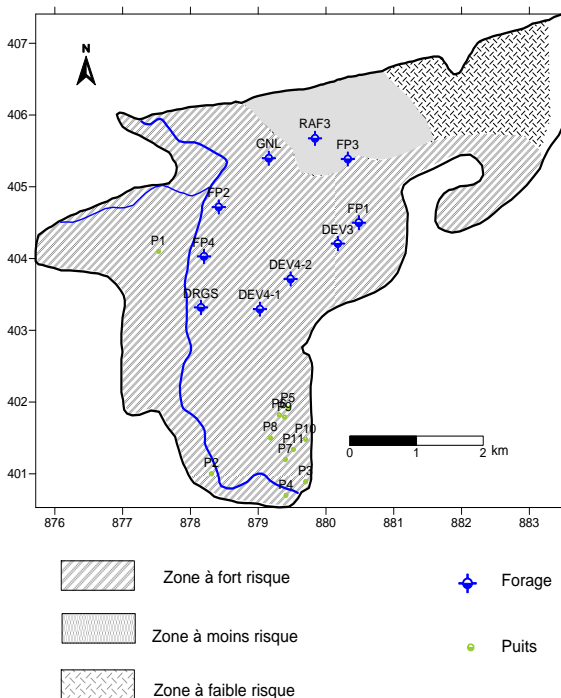


Figure 3. Carte de risque de contamination de la plaine de SKIKDA

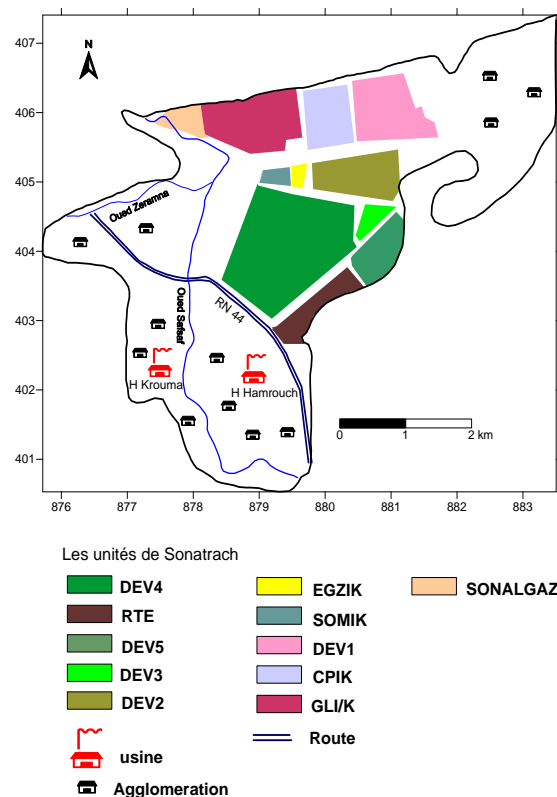


Figure 4. Carte d'occupation du sol

4. Conclusion

La vulnérabilité de la plaine de SKIKDA vis à vis d'éventuels contaminants de surface reste à définir et à améliorer par des études approfondies sur les paramètres hydrodispersifs et sur les paramètres de pollution organique dans la zone non saturée. D'après le degré d'autoépuration, l'étude a permis de cerner trois zones de risque à la pollution. A cet effet l'occupation des sols peut se faire à la limite dans les zones à faible et moyen risque, mais doit être régie de manière à préserver les zones de risque de pollution des eaux souterraines de la plaine de SKIKDA. La mise en place de périmètres de protection n'est pas suffisante pour assurer une protection efficace, elle doit être complétée par la construction de stations de traitement des effluents dans les zones à forte activité industrielle.

5. References bibliographiques :

[1] BOUSNOBRA. H, KHERICI. N, DERRADJI. F, 2005 : Vulnérabilité de la nappe dunaire de Bouteldja (NE Algérien) à la pollution et à l'aménagement urbain. Recueil des communications du séminaire international terre et eaux. Univ Annaba.

[2] Djabri. L, 1996: Mécanisme de la pollution et vulnérabilité des eaux de la Seybouse, origines géologiques, industrielles, agricoles et urbaines. Th. Doct. Es sciences. Univ d'Annaba. 261 p.

[3] Hicham Chaffai, Rabah Laouar, Larbi Djabri et Azzedine Hani, 2006: Etude de la vulnérabilité à la pollution des eaux de la nappe alluviale de Skikda: application, de la méthode DRASTIC. Bulletin du service géologique national. Vol.17, N 1, p.63-74.

[4] KHERICI. N, 1993: Vulnérabilité à la pollution chimique des eaux d'un système de nappes superposées en milieu industriel et agricole (Annaba-La Mafragh) NE Algérien. Th. Doct. Es sciences. Univ d'Annaba. 170 p.

[5] MEDJANI. F, 2007 : Ressources en eau, vulnérabilité et développement durable dans la plaine de SKIKDA (NE Algérien). Th. Magi. Univ Annaba. 88p.

[6] Rouabhia Abdelkader, Raabi fethi, Khérici Nacer, Djabri Larbi, 2004: Pollution des eaux souterraines de la nappe des sables miocènes de la plaine d'El Ma El Abiod (Algérie). sécheresse n°4. Vol. 15. 347-352 p.



PO. 11

Protection des bassins versants

A. Ghomri

Centre universitaire el -oued, Djemorah Biskra 07110

*E-mail : ...**alighomri @fr***

PO. 12

Elimination du 4-chlorophénol de Solutions Aqueuses par Adsorption sur un Charbon Actif d'origine Végétale.

C. Yaddadene

*Unité de Développement de la Technologie du Silicium,
2 Bd Frantz Fanon B.P. 140 Alger 7 Merveilles, Algérie*

Email : chaf598@yahoo.fr

1. Introduction

Les matières organiques ont longtemps été les principaux polluants des milieux aquatiques, elles proviennent de toutes les pollutions d'origine atmosphérique, urbaine, industrielle et agricole. Les spécialistes de la santé estiment que le rejet d'eau usée dans les lacs et les rivières n'est acceptable que si les solides en suspension n'excèdent pas 34 ppm et n'adsorbent pas plus de 3 mg/l d'oxygène dissout /jour. L'adsorption définit la propriété de certains matériaux de fixer à leur surface des molécules (gaz, ions métalliques, molécules organiques). Il s'agit donc d'un transfert de masse de la phase aqueuse ou gazeuse vers la phase solide. C'est donc un phénomène d'autant plus important que la surface spécifique du solide est élevée [1]. L'adsorption est due à la discontinuité que l'on observe au niveau de la surface d'un solide. Les forces de toute nature qui s'équilibrent dans la masse d'un solide du fait d'un environnement homogène, ne s'équilibrent plus à la surface et restent disponibles pour des réactions ou des interactions physiques et chimiques avec des molécules de la phase aqueuse (ou gazeuse), avec laquelle l'adsorbant est en contact [2]. L'interaction entre l'adsorbant et la molécule adsorbée va dépendre de l'adéquation entre les propriétés des deux entités (polaire- polaire, non polaire- non polaire), de la masse molaire et de la forme de la molécule [3].

2. Méthodes expérimentales

Les charbons actifs sont des produits carbonés dotés d'une structure poreuse présentant une très grande surface de contact interne. Ces matériaux issus d'un procédé industriel peuvent adsorber une large variété de substances, on les appelle adsorbant [4]. D'origine organique ou minérale, le charbon actif provient de diverses matières animales (sang et os) ou végétales (coque de noix de coco, tourbe, houille). Pour des recherches spécifiques, on peut avoir recours à des produits carbonisables comme le sucre qui donne du charbon actif chimiquement pur [5]. Leur fabrication s'effectue en deux étapes, une carbonisation de la matière à l'abri de l'air et à une température inférieure à 600°C de façon à produire un résidu carboné, suivie d'une activation réalisée par voie thermique ou chimique. L'activation thermique utilise les capacités oxydantes de la vapeur d'eau ou du gaz carbonique à une température inférieure à 1000°C (généralement entre 800 et 900 °C). L'activation chimique emploie les propriétés déshydratantes et oxydantes d'acides minéraux tels que le H_3PO_4 , H_2SO_4 , HNO_3 , entre 400 et 600 °C [6].

Afin d'évaluer le pouvoir d'adsorption du charbon actif vis-à-vis des composés phénolés en milieu aqueux, nous avons choisi le 4-chlorophénol comme polluant. L'adsorbant est préparé à partir de bois de peuplier noir et hybride, son bois est tendre, poreux et blanchâtre, sa surface

spécifique est de $1000 \text{ m}^2/\text{g}$, de granulométrie très fine de 0.86 mm , et d'indice d'iode de 1500 mg/g . Les valeurs des différentes caractéristiques physiques déterminées au laboratoire sont groupées dans le tableau I.

Caractéristiques	Résultats obtenus
Masse volumique apparente	0.1337 g/cm^3
Masse volumique réelle	0.698 g/cm^3
Volume poreux total	6.028 cm^3
Porosité	0.3087
Humidité	10.55 %
PH	9.3

Tableau I : Caractéristiques physiques du charbon actif utilisé.

Toutes les expériences ont été effectuées en régime statique à des températures fixées, dans un réacteur agité contenant une masse donnée de charbon actif et un volume de 100 ml du 4-chlorophénol (polluant). Les prélèvements sont filtrés puis analysés par spectrophotométrie UV-Visible (SAFAS EASYSPEC II 320 D) à une longueur d'onde de 288 nm .

L'étude de l'influence du pH sur le taux d'adsorption du composé phénolé sur le charbon actif, a été réalisée avec une gamme de pH allant de 1.97 à 12.17 , le pH de chaque solution étudiée est ajusté par l'ajout de quelques gouttes de HCl ou de NaOH. Il faut préciser que le pH initial des solutions à traiter est égal à 5.6 . Tous les autres paramètres ont été maintenus constants : Température: 25°C . Concentration initiale du polluant: 100 mg/l . Masse de l'adsorbant: 0.2 g . Vitesse d'agitation: 300 tr/mn .

3. Résultats et discussions

L'examen de la **figure I** qui décrit la variation de la quantité adsorbée de 4-Chlorophénol en fonction de la masse de charbon actif et du pH montre que l'adsorption croît avec l'augmentation de la masse de charbon actif, ceci s'explique par la présence d'un nombre de sites de plus en plus important. Elle montre également que dans le domaine de pH compris entre 1.97 et 6.2 , un accroissement de la quantité adsorbée avec l'augmentation du pH est constaté. Ce phénomène peut être le résultat de l'adsorption de la substance organique sous sa forme moléculaire.

A pH supérieur à 6.2 , la baisse de quantité adsorbée en fonction de l'augmentation du pH est attribuée à la dissociation du composé phénolé.

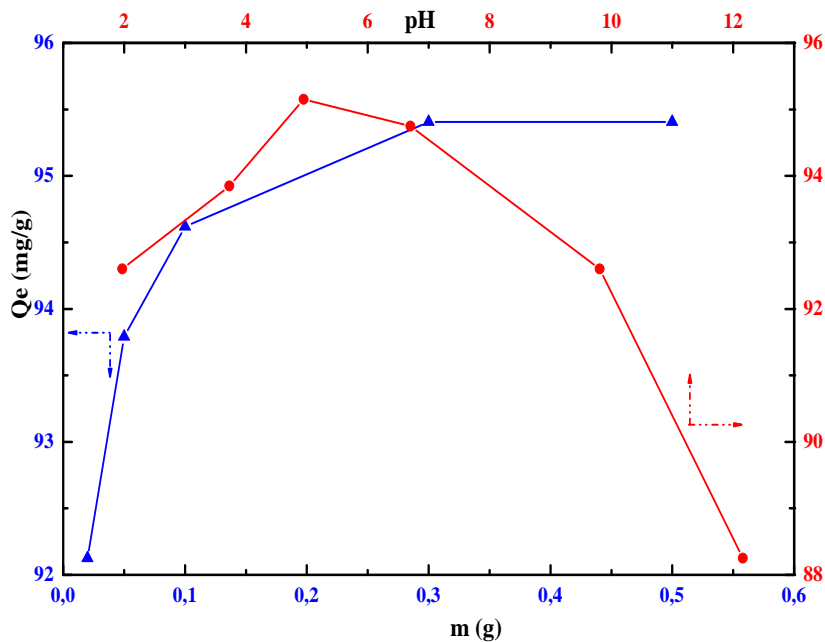


Figure I: Variation de la quantité adsorbée de 4-Chlorophénol en fonction du pH et de la masse de charbon actif

La **Figure II** qui illustre la variation de la quantité du 4-Chlorophénol adsorbée en fonction de la température et de la vitesse d'agitation montre que la capacité d'adsorption diminue avec l'élévation de la température. Ce résultat traduit l'exothermicité de la réaction d'adsorption du 4-chlorophénol par le charbon actif.

Cette même figure montre que la quantité adsorbée à l'équilibre est maximale pour une vitesse égale à 400 tr/min, on note que l'adsorption est contrôlée par le degré d'agitation. Pour des vitesses < 400tr/min, la quantité adsorbée est importante, par contre à des vitesses > 400tr/min, la suspension n'est plus homogène. Ainsi la résistance au transfert de masse de la couche limite est réduite.

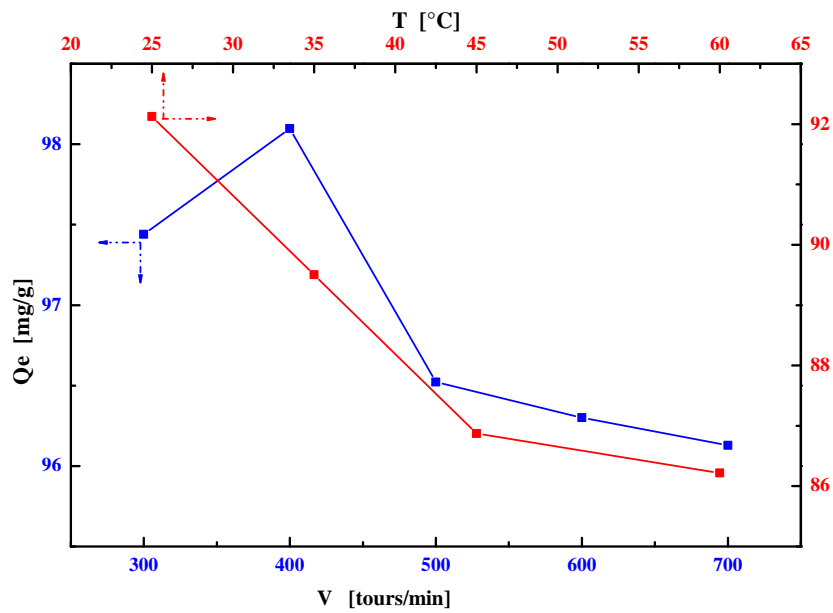


Figure II : Variation de la quantité du 4-Chlorophénol adsorbée en fonction de la température et de la vitesse d'agitation

A partir de la **Figure III**, qui décrit la variation de la quantité adsorbée en fonction de la concentration initiale du polluant, nous pouvons observer que l'adsorption augmente significativement avec l'accroissement de la concentration du 4-chlorophénol. Ainsi, à faibles concentrations, l'adsorption est rapide ce qui est dû à la disponibilité de sites actifs, alors qu'aux concentrations élevées la courbe va tendre vers un palier du à la saturation des sites.

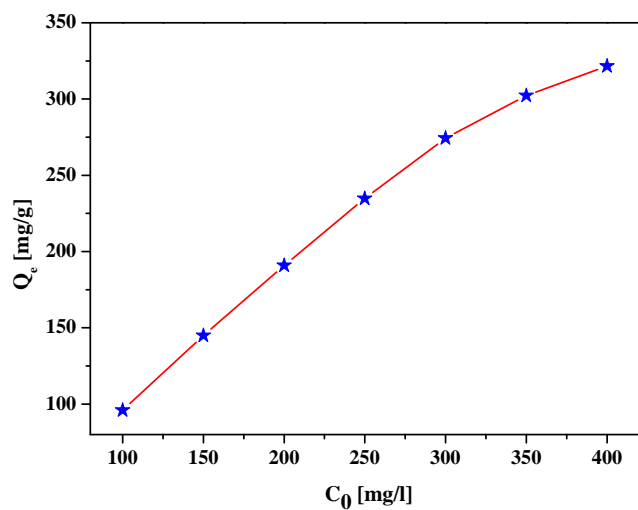


Figure III: Variation de la quantité adsorbée en fonction de la concentration initiale du polluant

En analysant la **Figure IV**, qui exprime la cinétique de l'adsorption, nous pouvons constater qu'elle suit trois étapes:

Etape1: $t < 7$ min., très rapide, correspondant à la diffusion extragranulaire.

Etape 2 : $7 < t < 13$ min., le transfert est ralenti. Ce comportement est le résultat de l'intervention d'un autre mécanisme correspondant à la diffusion intraparticulaire.

Etape 3 : $t > 13$ min., apparition d'un palier correspondant à l'établissement d'un équilibre thermodynamique.

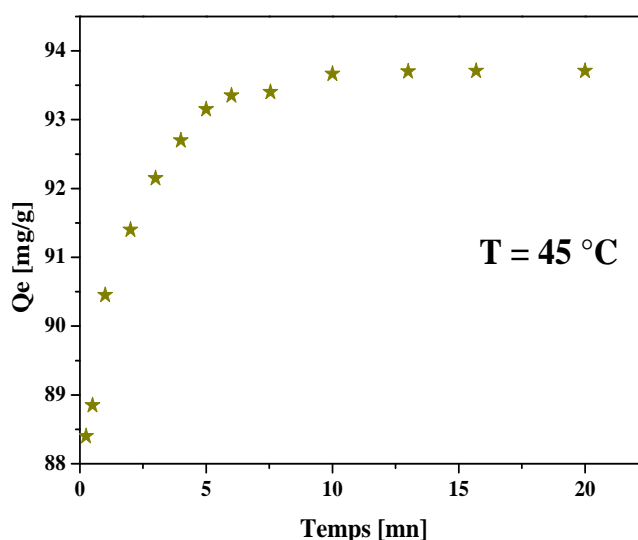


Figure IV: Evolution de la quantité du 4-chlorophénol adsorbée à l'équilibre en fonction du temps.

Conclusion

L'étude des paramètres opératoires qui influent sur l'adsorption tels que la concentration initiale du polluant, la quantité de l'adsorbant, la variation de la température, la vitesse d'agitation et le pH, montre une baisse des quantités adsorbées avec l'élévation de la température due à l'exothermicité de la réaction d'adsorption.

Concernant les autres paramètres, nous pouvons conclure que les conditions opératoires correspondant à une élimination optimale sont un Ph = 6.2 et une vitesse d'agitation de 400 tr/min.

L'étude cinétique à montrée que l'équilibre est atteint au bout de 13 minutes, indépendamment de la concentration initiale et de la température.

Enfin, une étude complémentaire de l'adsorption de mélanges de polluants organiques par le charbon actif est nécessaire afin de mieux comprendre le mécanisme d'adsorption du polluant.



Références

- [01] F. KAOUAH, " Adsorption de quelques composés organiques sur charbon actif local. Etude comparative et modélisation du phénomène. Application au traitement des eaux." Thèse d'état, U.S.T.H.B Janvier **2001**.
- [02] L. RBERT, Chemical Engineering "Adsorption system", J.2730, **11 Juin1973**.
- [03] LENNTCH. "Adsorption/Charbon actif, WASTE WATER". Engineering;Metcalf etud Eddy; third edition, 317, **1991**.
- [4] R. PAVIE, "L'eau, l'industrie, les nuisances", CECA, 108, 73, **1987**.
- [5] SLASLIMA, "Modélisation de l'adsorption par les charbons microporeux. Approche théorique et expérimentale." Thèse d'état, Université de NEUCHAATEL, **Septembre 2002**.
- [6] YUH- SHANHO, "Citation review of LAGERGREEN Kinetic rate equation on adsorption reactions." Vol-59, N°1, 171-177, **2004**.

PO. 13

Elimination des déchets toxiques par une biomasse fongique et impact sur la santé humaine

S. Bedioui

Université 8 Mai 1945. Faculté des Sciences Département de biologie Guelma.

INTRODUCTION

► L'Algérie est riche en zones humides en particulier les lacs qui font partie des ressources les plus précieuses sur le plan de la diversité biologique et de la productivité naturelle. Aujourd'hui, nous savons qu'elles jouent un rôle important dans les processus vitaux, entretenant des cycles hydrologiques et accueillant une faune et flore importante, malheureusement ces eaux sont touchées par une pollution oxydante grâce au déversement anarchique des effluents contenant des matières organiques solubles dans l'eau tel que le mercure et une fois absorbés, les sels de mercure sont susceptibles de s'accumuler dans certains organes il devient rapidement très nocif, et entraîne une irritation des voies aériennes au niveau pulmonaire, une stomatite après ingestion ainsi que des troubles nerveux.

La récupération des métaux dissous dans l'eau par les techniques physico-chimiques s'avère coûteuses et surtout peu performantes lorsque l'on a affaire à des solutions très diluées C'est pourquoi nous avons basées sur des matériaux «biosorbants» pour purifier ces effluents contaminés en utilisant la paroi des champignons filamenteux qui est capable **d'accumuler des quantités importantes de métaux lourds en solution dans l'eau.** En faisant varier la concentration en microorganismes et en xénobiotiques par passage de l'échantillon en adsorption atome(1)

Matériel et méthodes

1- Description du site de prélèvement :

Le lac Oubéira est une cuvette presque circulaire d'une superficie de 2200 h située au nord Est algérien (36°50N08°E) , avec en moyenne 1,24 m, dont le fond plus ou moins plat est légèrement incliné vers le Nord. De forme sub-circulaire, il est au centre d'un bassin versant de 9900 ha, à 4 km de la mer à vol d'oiseau. Abri d'une flore aquatique intéressante, il est l'unique station de la châtaigne d'eau *Trapa natans* et du nénuphar jaune *Nuphar luteum*. C'est également le foyer d'une importante pêche artisanale de carpes chinoises introduites.

2- Isolement et Identification des champignons :

- Nous avons utilisé les techniques usuelles de la microbiologie en effectuant les isollements sur le milieu (Czapek). L'identification des moisissures fait appel au caractère culturels, morphologiques macroscopiques et microscopiques pour l'étude de la structure. (Laboratoire de microbiologie de Dr. Djamila KIRANE) (2)

3- Adsorption

1-Spectrophotometrie d'adsorption atomique: on a utilisé un analyseur de Hg Mas- 50 de type Perkin Elmer LTD d'une mémoire qui fixe automatiquement la transmittance aux maximum.
(Laboratoire de Pétrochimie Sonatrach skikda)

2-Préparation des échantillons : dans des Erlèn-Meyer de 500 ml nous avons ajouté le mercure a de différentes concentrations en présence du champignon.

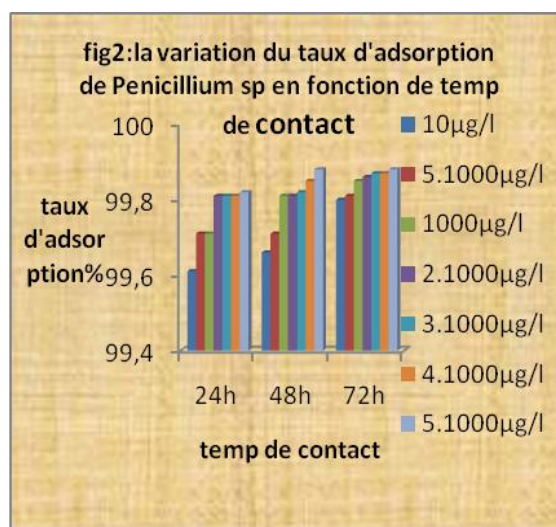
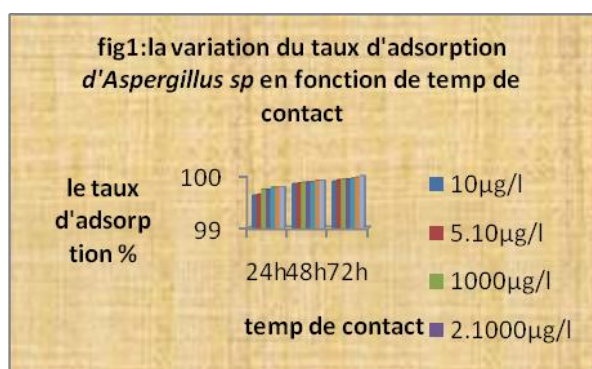
Cette méthode est homologuée par l'AFNOR le NFT90-113

Résultats & discussion:

Les analyses préliminaires effectués sur plusieurs genres de champignons isolés a partir de l'eau du lac obéira nous a donné des résultats plus ou moins importants ceci nous a amené à utiliser que les souches qui ont présenté le meilleur pourcentage d'adsorption.

Nous avons effectués des essaies d'adsorption en faisant varier deux paramètres à savoir : - la concentration en mercure et - le temps de contact.

Les figures 1 et 2 résument l'essentiel de nos résultats



Adsorption après 24 H de contact :

Le taux d'adsorption du mercure en présence d'*Penicillium sp* en allant la concentration la plus faible (10 µg/l) puis elle augmente rapidement a partir de la concentration qui suit directement jusqu'à la concentration la plus élevée (5×10^3 µg/l) pouvant atteindre 99.78 %. Contrairement pour *Aspergillus sp* malgré que leur taux d'adsorption est plus élevée (10 µg/l) mais lentement peut donner des concentrations élevée pourrait être la structure très ramifiée propre a leur immobilisation (M.Tsezos et McCeady (1996) (6)



-Adsorption après 48 H de contact :

Aspergillus réagit presque de la même façon avec les mêmes concentrations en mercure et le taux d'adsorption est entrainé d'augmenter. *Penicillium sp* présente une diminution dans le niveau d'adsorption après 48 h ceci est dû à la désorption (3)

-Adsorption après 72 H de contact

Les taux d'adsorption atteignent les 100 % en présence des deux genres

Penicillium sp donne des résultats satisfaisants sur le plan d'adsorption du mercure d'où l'intérêt de la variation de la taille de l'inoculum afin de vérifier la relation du taux d'adsorption et le temps de contact (4)

IV. Conclusion

Les analyses physico-chimiques de ses eaux montrent que le lac Oubeira est pollué essentiellement par les rejets industriels (5) qui sont riches en matières organiques particulièrement, solubles et biodégradables tel que le mercure et on a une relation proportionnelle entre la taille de l'inoculum et les taux d'adsorption d'une part et le taux d'adsorption et le temps de contact d'une autre part

V. Références bibliographiques:

- 1-Kirane D., 1999 : Adsorption des métaux lourds par des champignons récupérés dans les déchets de l'industrie laitière. 2^{ème}. Séminaire Maghrébin sur l'eau. 28-30 Juin. Tizi-ouzou.
- 2-Larpent J., 1997 Mémento technique de microbiologie Londres. Paris 3^{ème} Edition p167.
- 3-Mehra R.K et Winge D.R., 1991: Metal ion resistance in fungi : molecular mechanisms and their regulated expression. J. Cell. Biochem., 45. pp30-40
- 4-Michelot D., 2000: Evaluation de la teneur en métaux lourds dans les champignons. Implications environnementales et toxicologiques. Biotechnologie pp1-4.
- 5-Ramade F., 2000: Dictionnaire encyclopédique des pollutions. Les polluants de l'environnement à l'homme. Ed. Science International Paris. p167.
- 6-Rodier J., 1996: L'analyse de l'eau. Dunod 1^{ère} édition Paris p310.

PO. 14

Tolérance et Potentialités de la Plante Aquatique Lemna gibba vis-à-vis du Cadmium, du Plomb et du mélange Tribénuron-méthyle-Cadmium.

A. Aggoun

Université Saad Dahleb, Blida, Laboratoire de génie chimique (LGC)

email : aggounamele1@yahoo.fr

I/ INTRODUCTION :

Au cours des récentes décennies, la plupart des écosystèmes terrestres et aquatiques ont été modifiés sous l'effet de la pression grandissante due aux activités humaines (Vitousek et al, 1997 ; Valiela et Bowen, 2001). Les perturbations dans le cycle des nutriments, les changements dans la structure et le fonctionnement de la communauté biotique et le déséquilibre biologique relatifs au rejet continu de substances chimiques dans les écosystèmes aquatiques (Karr, 1991), font encourir des risques d'ordres sanitaire, écotoxicologique et économique (MTPTC, 1998).

Dans beaucoup de pays, les eaux de surface telles les rivières servent souvent de milieu récepteur pour les déchets provenant des zones résidentielles, des industries, et des établissements manufacturiers (Scott et al, 2003).

Les industries (métallurgiques et minières par exemple) et le transport urbain ont été à l'origine de la pollution de la biosphère par les métaux lourds (comme le cadmium, le chrome, le plomb et le mercure) et les hydrocarbures (Guo et al., 2007; Sprovieri et al., 2007).

L'agriculture utilise les pesticides qui libèrent des résidus toxiques pour les organismes aquatiques (Thompson et al., 2006).

L'agriculture intensive consomme aussi beaucoup d'engrais qui polluent la nappe phréatique, les lacs et les rivières avec des phosphates et des nitrates (lu et al., 2007; Singh et al., 2007), qui menacent l'équilibre des milieux aquatiques. Ces substances favorisent le développement des végétaux, qui étouffent petit à petit le milieu.

Les activités agricoles ne sont pas les seules en cause. Les pollutions domestiques charrient également de grandes quantités de nitrates et phosphates, notamment les polyphosphates contenus dans les lessives. L'industrie apporte aussi son lot de polluants, notamment le secteur chimique.

La pollution des eaux est de moins en moins tolérée et l'utilisation des végétaux dans l'épuration des eaux usées est un procédé récent qui reprend les techniques naturelles d'auto épuration et bénéficie d'une attention croissante.

Les végétaux aquatiques flottants couramment expérimentés pour l'épuration des eaux (Reddy, 1984b) sont : la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*), la laitue d'eau (*Pistia stratiotes*), les hydrocotyles (*Hydrocotyle umbrella*), les fougères d'eau (*Salvinia spp*) et les lentilles d'eau (*Lemna*

spp, azolla caroliniana). Ces végétaux ont une croissance rapide et connaissent leur optimum écologique dans les climats chauds et tropicaux (Gopal, 1987).

L'utilisation des plantes aquatiques pour éliminer les nutriments des eaux polluées et lutter contre l'eutrophisation des cours d'eau et des lacs a aussi été un des moteurs de la recherche dans les pays précurseurs. Leurs capacités d'assimilation de l'azote ou du phosphore ne sont plus à démontrer aujourd'hui.

Dans notre travail, la sensibilité de la plante aquatique *Lemna gibba* vis-à-vis de deux métaux lourds (Cd et Pb), d'un herbicide (tribénuron-méthyle) et du mélange tribénuron -méthyle+Cd ont été étudiées ainsi que sa capacité de déphosphatation et de dénitrification.

II / Principaux résultats :

II-1/ Effet du Cd, Pb ,Tribénuron-méthyle et le mélange tribénuron-méthyle+Cd sur la croissance de Lemna gibba.

L'utilisation des traitements correspondants aux gradients de concentration de 10^{-2} ; 10^{-1} et 1 mg Cd/L , ont conduit à des valeurs de taux d'inhibition ne dépassant pas 5,75% à 10^{-2} mg Cd/L après 6 jours, 28% à 10^{-1} mg Cd/L (4jours) et 12,94% à 1mg Cd /L(6 jours).

La contamination des solutions par le plomb, a conduit à une inhibition de 23,74% et 33,81% de la croissance de la plante, obtenues au bout de 6 jours à respectivement 10^{-2} et 10^{-1} mg Pb/L. Une valeur plus faible est atteinte à 10 mg/L après 4jours (25,24%).

Dans les solutions contaminées uniquement par le tribénuron-méthyle, les taux d'inhibitions avoisinent 26% pour les concentrations de $5,6 \cdot 10^{-4}$ et $5,6 \cdot 10^{-3}$ mg /L, alors que pour les plus fortes concentrations testées à savoir $5,6 \cdot 10^{-2}$ et $5,6 \cdot 10^{-1}$ et 1 mg /L, l'inhibition est nettement plus importante (59, 67%).

En présence de 10^{-2} mg Cd/L, le mélange herbicide-métal a permis d'obtenir des valeurs avoisinant 49% à $5,6 \cdot 10^{-2}$; $5,6 \cdot 10^{-1}$ et 1 mg de TM/L.

II-2/ Dosage du cadmium et du plomb dans les solutions nutritives :

Les résultats du dosage du cadmium et du plomb dans les solutions nutritives au 2^{ème}, 4^{ème} et 6^{ème} jour obtenus par spectrométrie d'absorption atomique sont regroupés dans les tableaux ci-dessous :

a) Cadmium

Concentration résiduelle de Cd (mg/L)			
Temps(J)	2	4	6
Conc. _{ini} (mg/L)			
Témoin	0	0	0
10^{-2}	0,002	0,005	0,013
10^{-1}	0,121	0,122	0,14
1	1,184	1,193	1,203

 a) Plomb :

Concentration résiduelle de Pb (mg/L)			
Temps(J)	2	4	6
Conc. _{ini} (mg/L)			
Témoin	0,174	0,168	0,150
10^{-1}	0,166	0,219	0,173
1	0,481	0,430	0,697
10	1,332	1,822	2,115

A partir de ces résultats, il apparaît qu'il y a une réduction de la concentration des deux contaminants pour les traitements à 10^{-2} mg Cd /L, à 1 mg Pb/L et surtout à 10 mg Pb/L.

Ces résultats restent à confirmer par le dosage de ces polluants dans la plante.

II-3/ Abattement des nitrates et des orthophosphates :

Les capacités de déphosphatation et de dénitrification ont été déterminées par les dosages des orthophosphates et des nitrates au début de l'expérience, puis à 2,4 et 6 jours, suivant les méthodes colorimétriques (RODIER, 1996). Les résultats obtenus sont illustrés par les figures (1) et (2)

A la lumière de ces résultats, il ressort un abattement important des nitrates et des orthophosphates à partir déjà du deuxième jours . Pour l'ensemble des concentrations testées, les taux

d'abattement des phosphates les plus élevés sont observés en présence du cadmium(dépassant 90%) et du plomb(83,23% à 96,59%). Des taux de réduction moins importants sont enregistrés pour les solutions contaminés par l'herbicide tribénuron-méthyle et le mélange tribénuron-méthyle-Cd (46,66% à 75%). Quant à la réduction des nitrates, c'est l'inverse qui se produit ; les pourcentage de réduction les plus importants sont obtenus en présence de l'herbicide et du mélange herbicide+Cd.

⇒ L'abondance relative de cette plante aquatique et sa grande vitesse de croissance sont en faveur de son utilisation dans les conditions naturelles dans le traitement à grande échelle (lagunage par exemple), même en présence de certains métaux et /ou herbicides.

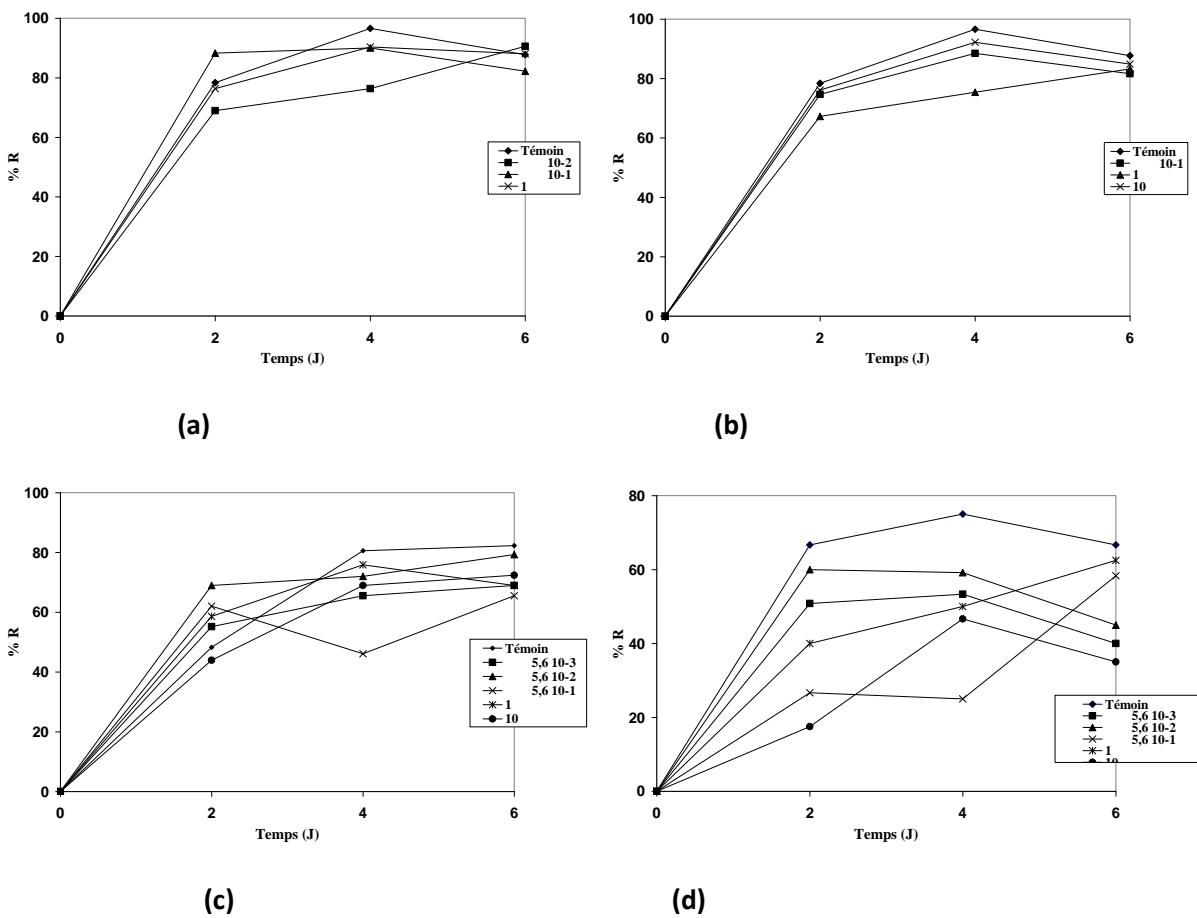


Figure 1 : Taux d'abattement (% R) des phosphates des milieux de cultures contaminés par (a) Cd (b) Pb (c) Tribénuron-méthyle et (d) Tribénuron-méthyle+Cd

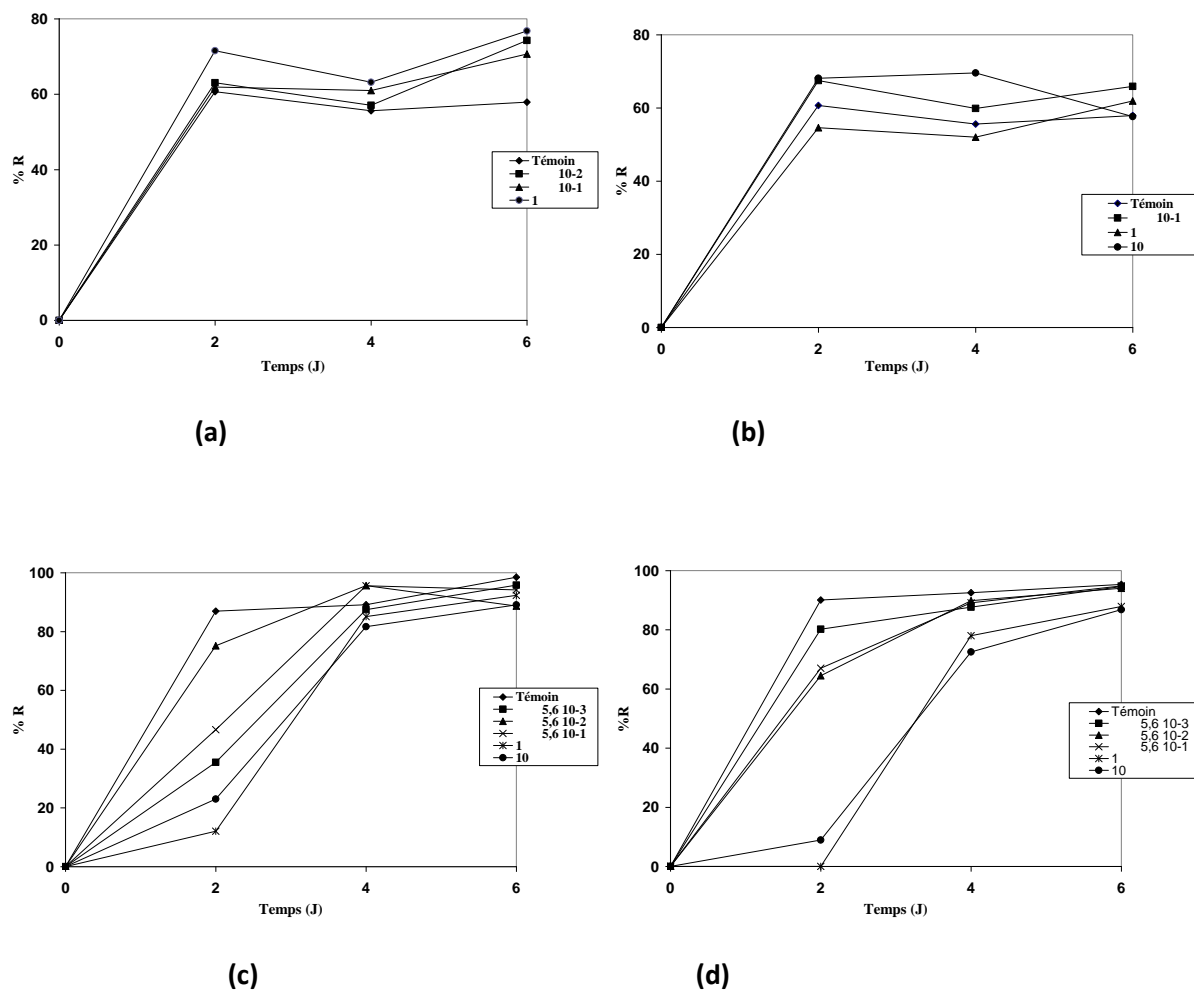


Figure 2 : Taux d'abattement (% R) des nitrates des milieux de cultures contaminés par (a) Cd (b) Pb (c) Tribénuron-méthyle et (d) Tribénuron-méthyle+Cd

Mots clés :

Lemna-gibba, ,cadmium, plomb, tribénuron-méthyle, phosphates, nitrates phytoremédiation.

Références bibliographiques :

- **Gopal, B. (1987).** *Water hyacinth*. Amsterdam [etc.], Elsevier. 471 p.
- **Guo, W., M. He, Z. Yang, C. Lin, X. Ouan and H. Wang.** 2007. "Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, suspended particulate matter and sediment from Daliao River watershed, China". *Chemosphere*, vol. 68, p. 93-104.
- **Karr J.R.,** 1991, Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. Appl.* 1:66-84.
- **Kebiche M., Benabid C., Adjal F.,** 1999. Pollution des eaux superficielles dans un climat semi aride : la région de Sétif (Algérie). *Sciences et changements planétaires_ SECHERESSE.* 10(2) 137 - 142.
- **Lu, C. M., C. W. Chau and J. H. Zhang.** 2000. "Acute toxicity of excess mercury on the photosynthetic performance of cyanobacterium *S. platensis* assessment by chlorophyll fluorescence analysis". *Chemosphere*, vol. 41, p. 191-196.
- **Ministère des Travaux Publics, Transports, Communication,** 1998. Schéma directeur d'assainissement pour la région métropolitaine de Port-au-Prince. Le Groupement SCP-GERSAR/SNC-LAVALIN/LGL S.A, Port-au-Prince.
- **Reddy, K. R. (1984b).** "Water Hyacinth (*Eichhornia-Crassipes*) Biomass Production in Florida." *Biomass* 6(1-2): 167-181.
- **Scott D. Dyer, Peng C., McAvoy D.C., Fendinger N.J., Masscheleyn P., Castillo L.V., Lim J.M.U.** (2003) The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatium River, the Philippines. *Chemosphere*, 52:43-53.
- **Singh, M., K. S. Reddy, V. P. Singh and T. R. Rupa.** 2007. "Phosphorus availability to rice (*Oriza sativa* L.) wheat (*Triticum aestivum* L.) in a Vertisol after eight years of inorganic and organic fertilizer additions". *Bioresour. Technol.*, vol. 98, p. 1474-1481.
- **Sproviero, E. D., J. A. Gascon, J. P. McEvoy, G. W. Brudvig and V. S. Batista.** 2007. "Quantum mechanics/molecular mechanics structural models of the oxygen-evolving complex of photosystem II". *Curr. Opin. Struct. Biol.*, vol. 17, p. 173-180.
- **Thompson, D. G., K. R. Solomon, B. F. Wojtaszek, A. N. Edginton and G. R. Stephenson.** 2006. "The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities". *Appl. Ecol.*, vol. 16, p. 2022-2027.
- **Valiela I., Bowen J. L.,** 2001. Nitrogen sources to watersheds and estuaries: role of land cover mosaics and losses within watersheds. Thèse d'université. Boston University Marine Program, Marine Biological Laboratory, Woods Hole, MA 02543, USA. 248 p.
- **Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G.,** 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7, 737-750.

PO. 15

Dégradation du Chlorotoluron par le Procédé $TiO_2/O_2/UV$ sur un Support en Lit Fixe

N. A. Laoufi & F. Bentahar

Laboratoire des Phénomènes de Transfert.

Département de Génie Chimique et de Cryogénie. U.S.T.H.B.

*Faculté de Génie Mécanique et de Génie des Procédés. BP 32, El Alia, 16111, Bab Ezzouar. Alger.
Algérie*

email: nlaoufi@usthb.dz, fbentahar@usthb.dz

Introduction

Le chlorotoluron est un herbicide faisant partie de la famille des phénylurées. Il est largement utilisé pour l'élimination des mauvaises herbes dans le domaine agricole surtout dans les céréales, il présente une demi-vie de 30-40 jours dans le sol et au dessus de 200 jours dans l'eau. La présence de ce polluant dans la nature cause de graves problèmes, en effet son accumulation dans la nature peut affecter la croissance des plantes et causer un désordre dans leur métabolisme. De plus, il est adsorbé par les racines et les feuillages et bloque la photosynthèse des céréales.

Depuis ces dernières décennies, un grand nombre d'études ayant pour but la destruction des composés non biodégradables par divers procédés d'oxydation avancés (POAs) tels que la photocatalyse hétérogène, l'effet Fenton, électro-Fenton et l'ozonation a été réalisé. Ces procédés produisent in situ un oxydant très puissant : les radicaux hydroxyles : $\cdot OH$ permettant l'oxydation des polluants organiques biorécalcitrants. L'étape finale de l'oxydation est la minéralisation des composés organiques, les produits finaux étant CO_2 , H_2O et des ions minéraux, Vidal *et al.* (1999), konstantinou *et al.* (2001).

Parmi ces POAs, la photocatalyse hétérogène constitue le procédé émergent du traitement des eaux polluées de ces dernières années, Ollis *et al.* (1985), Parra *et al.* (2002). Ce procédé est basé sur la génération de radicaux hydroxyles qui permettent la dégradation et la minéralisation d'une large gamme de polluants organiques biorecalcitrants dans l'eau. En effet, le rayonnement UV de longueur d'onde inférieure à 400 nm génère la formation de paires électron-trou dans la particule de catalyseur (TiO_2) par absorption de photons d'énergie au moins égale à celle de la bande interdite E_g , Tang *et al.* (1994). Ces porteurs de charges réagissent avec des espèces chimiques à la surface du matériau, l'électron donnant lieu à une réduction et le trou h^+ à une oxydation.

Le dioxyde de titane est le matériau le plus utilisé comme photocatalyseur du fait de ses propriétés physico-chimiques qui en permettent l'utilisation, il est stable, peu onéreux, non toxique. C'est le photocatalyseur le plus efficace, de plus, il favorise la photodégradation d'une large gamme de polluants à la température ambiante.

L'objectif de ce travail est l'étude de la photodégradation du chlorotoluron dans une suspension de dioxyde de titane placée dans un réacteur hélicoïdal. La source d'énergie est assurée par une lampe UV à moyenne pression de vapeur de mercure en quartz de marque Phillips TLD 18 Watt/08 qui émet à une longueur d'onde de 365 nm.

Le photoréacteur utilisé est en pyrex, de forme hélicoïdal d'une capacité de 0,5 litre. La lampe UV est placée au niveau de l'axe central afin d'assurer un maximum d'échange d'énergie entre le mélange réactionnel et la source d'irradiation. Un compartiment tubulaire est placé entre la lampe et le photoréacteur, il permet l'écoulement de l'eau de refroidissement. Une pompe permet d'établir la circulation en circuit fermé du mélange réactionnel. L'homogénéisation et l'oxygénation de la solution se fait par la recirculation de la solution à travers un by-pass. L'analyse des échantillons a été effectuée par spectrométrie UV-visible de type Lambda 25 PERKIN-ELMER couplé au logiciel d'acquisition UVWINLAB à une longueur d'onde égale à 240,23 nm.

Afin d'optimiser le processus de photodégradation, une étude paramétrique a été effectuée. Les différents paramètres étudiés sont : le débit de recirculation, l'effet de la concentration initiale en polluant le pH de la solution, la quantité initiale en catalyseur et la dureté de l'eau.

Résultats et discussion

L'étude de la dégradation du chlorotoluron dans une suspension de dioxyde de titane par le processus photocatalytique $O_2/UV/TiO_2$ a montré que le procédé photocatalytique est très efficace pour son élimination des effluents aqueux. L'étude paramétrique de la réaction de dégradation du chlorotoluron a permis d'identifier les facteurs principaux pouvant influencer sur l'efficacité du procédé $O_2/UV/TiO_2$. Nous avons constaté que la vitesse de la réaction de photodégradation dépendait du débit de recirculation de la solution, de la quantité de catalyseur utilisé, de la concentration initiale en polluant, du pH de la solution et de la concentration des ions Ca^{2+} (dureté de l'eau).

Afin de caractériser l'effet du débit de recirculation de la solution sur le taux de dégradation du chlorotoluron dans le réacteur hélicoïdal, différents débits (0,074-0,147-0,23-0,27 et 0,36 L/min) ont été étudiés à une température de 23°C en maintenant une concentration initiale en chlorotoluron de 10mg/L, une puissance de lampe de 18W et un pH libre (5,88 - 6,1). Les résultats ont montré que l'élimination du chlorotoluron est défavorisée pour les plus faibles débits ($Q < 0,23$ L/min), cette faible dégradation est due à une faible vitesse d'entraînement des particules solides (TiO_2) ce qui se traduit par un dépôt de catalyseur sur les parois internes du réacteur ainsi que sur les conduites. Le meilleur taux de dégradation est obtenu à un débit égal à 0,23 L/min. De plus, des débits supérieurs à 0,23 L/min font apparaître un ralentissement de la cinétique de dégradation du chlorotoluron.

Dans le processus photocatalytique, le TiO_2 est un paramètre important pouvant affecter le taux de dégradation des polluants. La concentration optimale de catalyseur utilisée dans la littérature

pour le TiO_2 Degussa P25 est de l'ordre de 0,1 à 5,0 g/L, selon la nature du contaminant et de la géométrie du photoréacteur, Giminez *et al.* (1999) ; Perehrancier *et al.* (1995).

Des quantités de TiO_2 allant de 0,2 à 1,4 g/L ont été utilisées, pour une concentration en polluant égale à 10 mg/L, un pH libre et un débit de 0,23 L/min. Le taux de dégradation du chlorotoluron croît dans le même sens que la quantité de catalyseur utilisée, un taux de dégradation optimal égal à 90% est obtenu au bout de 7 heures d'irradiation pour une concentration en catalyseur de 0,9 g/L; mais pour des concentrations supérieures à 1g/L le taux de dégradation diminue. Ce phénomène est dû à la formation d'agrégats qui diminuent le nombre de sites actifs et à l'effet écran qui empêche l'irradiation de toutes les particules de TiO_2 .

Il est également important pour évaluer les performances de la photocatalyse d'étudier la vitesse de dégradation photocatalytique du chlorotoluron pour différentes concentrations initiales. Diverses concentrations en chlorotoluron ont été utilisées tout en maintenant la concentration en TiO_2 constante et égale à 0,2g/L; un débit de recirculation de 0,23 L/min et un pH libre. Les résultats ont montré que lorsque la concentration initiale en polluant diminuait, la dégradation du chlorotoluron augmentait. Le passage d'une concentration de 100 mg/L à 10 mg/L multiplie le taux dégradé par un facteur de 2. La diminution de la concentration initiale en polluant conduit donc à une meilleure dégradation. Les meilleures conditions aussi bien pour le taux de dégradation que pour la constante cinétique ont été obtenues pour une concentration en chlorotoluron de 10 mg/L. De plus la constante de vitesse apparente augmentait avec la diminution de la concentration initiale en chlorotoluron.

Ce résultat s'explique par une diminution des interactions entre les molécules lors de leur passage à l'état adsorbé sur les sites actifs, qui pourrait être provoqué par l'encombrement stérique des molécules. Les courbes représentant les temps de demi-réaction estimés et calculés sont superposés, cette superposition des valeurs pourrait s'expliquer soit par une minéralisation totale et rapide des produits intermédiaires de la réaction photocatalytique, soit par l'absence d'une compétition entre les molécules lors de l'adsorption entre le chlorotoluron et les produits de dégradation sur la surface du dioxyde de titane.

Le pH joue un rôle prépondérant dans le processus photocatalytique, car il fait intervenir des réactions complexes. Le point de charge zéro (pcz) pour le TiO_2 Degussa P25 se situe à un pH variant de 5,6 à 6,4, Terzian *et al.* (1995). Ainsi à des pH acides, la surface du catalyseur se charge positivement par contre à des pH basiques supérieurs à 6,4 la surface est de charge négative.

Lors de cette étude les expériences ont été réalisées avec des solutions en chlorotoluron de 10 mg/L, une concentration en TiO_2 de 0,2 g/L et à des pH variant de 3 à 11 et à pH libre. Les courbes représentant la variation des concentrations réduites du chlorotoluron en fonction du temps pour différents pH ont montré qu'aussi bien en milieu acide que basique, la cinétique de la photodégradation était très lente, néanmoins, la dégradation était favorisée de façon plus appréciable pour un pH libre (5,89 – 6,1) et un pH = 6, ce qui correspond au domaine du point de charge zéro. . Notons que le pH a un effet significatif sur les propriétés d'adsorption et de

désorption du catalyseur, il est probable qu'il ait un effet direct sur les particules de TiO_2 elles mêmes, Chen *et al.* (1998).

L'eau de consommation en Algérie est très dure, elle peut contenir des concentrations de carbonate de calcium assez élevées. Afin d'étudier leur influence sur la photodégradation du chlorotoluron nous avons choisi une gamme de concentrations en CaCO_3 allant de 2,5 à 20 mg/L correspondant à des concentrations en Ca^{2+} variant entre 0,625 et 5 mg/L tout en maintenant constantes les conditions opératoires suivantes : ($C_{\text{TiO}_2} = 0,2$ g/L, $Q = 0,23$ L/mn, pH libre). Notre étude a montré que la photodégradation du chlorotoluron était défavorisée par la présence des ions Ca^{2+} dans la solution. Une augmentation de la concentration en ion Ca^{2+} ralentie de façon remarquable la dégradation du chlorotoluron, ainsi une concentration en Ca^{2+} de 5 mg/L réduit au bout de 7 heures la quantité dégradée de moitié. Cet écart peut s'expliquer par l'encombrement stérique provoqué par ces ions qui ralentissent le phénomène d'adsorption, de plus ce phénomène peut être expliqué par d'éventuelles réactions entre l'ion Ca^{2+} et les produits intermédiaires lors des réactions de propagation.

L'application du modèle de Langmuir-Hinshelwood (L-H) pour l'étude de la cinétique de dégradation photocatalytique a conduit à la détermination des valeurs des constantes d'adsorption et de vitesse de réaction de pseudo-premier ordre, La valeur de la constante de vitesse apparente obtenue est égale à $k_{\text{app}} = 0,49 \text{ min}^{-1}$ et la constante d'adsorption est égale à $K = 0,38 \text{ L/mol}$; avec un coefficient de corrélation $R^2 = 0,999$.

Conclusion

L'étude de la photodégradation du chlorotoluron dans une suspension de dioxyde de titane a montré que le procédé photocatalytique était très efficace pour son élimination des effluents aqueux. L'étude paramétrique de la réaction de dégradation du chlorotoluron a permis d'identifier les facteurs principaux pouvant influencer sur l'efficacité du procédé TiO_2/UV . Nous avons constaté que la vitesse de la réaction de photodégradation dépendait du débit de recirculation de la solution, du pH, de la quantité de catalyseur utilisé, de la concentration initiale en polluant et de la concentration des ions Ca^{2+} (dureté de l'eau), ainsi, l'élimination du polluant était favorisée pour un débit de 0,23 L/min, le taux de dégradation du chlorotoluron croissait dans le même sens que la quantité de catalyseur utilisé, un taux de dégradation optimal égale à 90% a été obtenu au bout de 7 heures d'irradiation pour une concentration en catalyseur de 0,9 g/L mais pour des concentrations supérieures à 1g/L le taux de dégradation diminuait. De même, l'ajustement du pH de la solution à pH acide et basique a conduit à une très faible dégradation du polluant, une meilleure élimination est obtenue à pH libre (5,89-6,1). La présence de carbonate de calcium dans l'eau ralentissait l'élimination du chlorotoluron de façon appréciable. Le modèle cinétique de Langmuir-Hinshelwood appliqué au système étudié a permis de déterminer les constantes d'adsorption et de photocatalyse.

Le processus photocatalytique avec utilisation d'une irradiation de puissance de 18 Watts a permis de dégrader un polluant organique à plus de 90%, au bout de 7 heures d'irradiation.



Mots clefs :

chlorotoluron, herbicide, photocatalyse, procédés d'oxydation avancés (POAs), radicaux $\cdot\text{OH}$.

Références bibliographiques

Chen D and Ray A.K. "Photodegradation kinetics of 4-nitrophenol in TiO_2 suspension" *Wat.Res.* 32, n° 11, 3223 – 3234, (1998).

Geminez J. Curco D. Queral M.A. "Photocatalytic treatment of phenol and 2, 4 – dichlorophenol in a solar plant in the way to scaling up", *Catalyst Today*, 54 (2 – 3), 229 – 243, (1999).

Konstantinou Lounnis K. Sakkas Vasilios A. Ilbani R.A. "Photocatalytic degradation of the herbicides propanil and molinate over aqueous TiO_2 suspension: identification of intermediates and the reactor pathway" *applied catalysis B : environmental*, 34, 227 – 239, (2001).

Ollis D.F. Contaminant degradation in water: heterogeneous photocatalysis degrades halogenated hydrocarbon contaminants, *Environmental Science and Technology*, 19, 480-484, (1985).

Parra S. Olivero J. Pulgari C. "Relationships between physicochemical properties and photoreactivity of four biorecalcitrant phenylurea herbicides in aqueous TiO_2 suspension", *applied catalysis B: environmental*, 36, 75 – 85, (2002).

Perecherancier J.P. Chapelen J.P.R. and Pouyet B. "Semi conductor – sensitized photodegradation of 4 – chlorophenol in water ", *journal of photochemistry and photobiology, A: chemistry*, 87, 261 – 266, (1995).

Tang H., Berger H., Schmid P.E. and Lévy F. "Optical properties of anatase (TiO_2)", *Solid State Commun*, 92, 267-271, (1994).

Terzian *et al*, "heterogeneous photocatalyzed of creosote components: mineralization of xylends by illuminated TiO_2 in oxygenated aqueous media", *journal of photochemistry and photobiology A: chemistry*, 89, issue 2, pp 163 – 175, 12 july (1995).

Vidal A. Dinya Z. Mogyorodi Jr. F. "Photocatalytic degradation of thiocarabamate herbicide active ingredients in water", *applied catalysis B: environmental*, 21, 259 – 267, (1999)



PO. 16

La Dynamique de la Communauté Microbienne des Eaux Douces (Barrage de Boukourdane) en Relation avec les Facteurs Environnementaux

N. Boudjema



PO. 17

Schéma explicite d'Adams-Moulton-Bashford pour la simulation numérique de la recharge artificielle d'une nappe par des lachés d'eau du barrage.

Application : nappe des bas Sebaou

T. Ikni

PO. 18

Mesure du radon dans les eaux par la technique d'ionisation

M. Aitziane

Centre de Recherche Nucléaire d'Alger, 2 Bd, Frantz Fanon, BP 399, Alger, Algérie

Résumé :

Le radon (^{222}Rn), est un gaz radioactif d'origine naturelle, descendant du radium (^{226}Ra) et de la chaîne uranifère (^{238}U). L'étude de l'activité volumique du radon dans les eaux avait fait l'objet de nombreuses études du fait de son grand intérêt en hydrogéologie d'abord et son impact sur la santé par la suite. En effet, l'étude en continu de l'activité volumique de radon dans les aquifères profonds a donné des informations importantes sur la structure de ces aquifères, de la croûte terrestre en général et notamment sur la présence de minerais uranifères dans les roches. Le niveau d'activité volumique en radon dans les eaux permet la discrimination entre et les eaux de surface présentant quelques Bq/l et les eaux profondes qui arrivent à plusieurs milliers de Bq/l . En 1988, le caractère cancérigène du radon a été reconnu par les par l'agence internationale de recherche contre le cancer (NRC, 88) et en 2001, et dans le cadre d'une réflexion globale sur l'eau, la commission européenne a émis une recommandation concernant la protection de la population contre le risque radon dans l'eau. A cet effet, la caractérisation des teneurs en ^{222}Rn dans les eaux potables est devenue un élément important des politiques de prévention vis-à-vis du risque sanitaire présenté par ce gaz. Il est à signaler que chaque année, 25000 nouveaux cas de cancer du poumon sont répertoriés aux Etats-Unis (NRC, BEIR IV), dont 1 à 7% sont directement liés à la manipulation de l'eau contenant du radon. Dans ce travail, on s'intéresse à la mesure du gaz ^{222}Rn dans les eaux potables algériennes (de ville et de source) par deux techniques d'ionisation une passive « chambre d'ionisation à électrets » fabriqué par de RadELEC et l'autre active a savoir « AlphaKit » commercialisé par AlphGuard. Nous présentons d'abord le protocole de mesure établi, le principe de détection du radon et ses descendants radioactifs en utilisant la technique d'ionisation en continu par dégazage du radon forcé de l'eau en utilisant un système en circuit fermé (mesure en continu) ou le dégazage naturel de l'eau dans un bocal EPERM. Enfin, les résultats obtenus seront discutés et comparer aux normes admissibles (100 à 150 Bq/l).

PO. 19***Épuration des Eaux Usées par Lagunage Naturel. Etude de la Performance du Dispositif de Traitement des Eaux Usées d'Ain Ouarka, Wilaya de Naama*****O. Youb***Laboratoire d'Etudes des Sciences des Matériaux & de l'Environnement (LESME)
Département de Physique, Faculté des Sciences, Université d'Oran, Es-Sénia***Résumé :**

La volonté de sauvegarder la nature dans son intégrité émane d'une prise de conscience des formes d'agressions causées principalement par l'homme engendrant une régression, voir une disparition animales et végétales. Un exemple en Algérie, le site d'Ain Ouarka est classé parmi les 42 sites inscrits sur la liste RAMSAR des zones humides. D'importance Internationale, le site a été touché par le problème de pollution des eaux usées causées par la station thermale ; « Hamam Ouarka ». De graves problèmes de pollution y ont été constatés, il est donc impératif de réagir à une telle situation et de procéder à une épuration des eaux usées afin de protéger la biodiversité existante et de maintenir l'évolution touristique de la zone dans le cadre d'un développement durable.

L'utilisation de systèmes simples tels que le lagunage qui consiste à favoriser les actions de la nature sans apport d'énergie ni de moyen mécanique ou chimique se présente de nos jours comme une alternative intéressante pour l'épuration des eaux usées.

La présente communication donne un aperçu sur les résultats obtenus sur le lagunage d'Ain Ouarka et l'impact de ce processus sur l'environnement de la région.

Les résultats obtenus sur les analyses chimiques et microbiologiques de l'eau épurée seront présentés afin de pouvoir suivre l'état actuel du mécanisme d'épuration. Nous porterons certaines réserves sur la réalisation de cette station d'épuration et proposerons des recommandations pour aller vers une meilleure performance d'épuration des eaux usées dans cette zone à caractère spécifiques.

Mots clés :

Station d'épuration, Lagunage, Eaux usées, Bassin de décantation et d'oxydation, Biodiversité, Développement durable, Zone humide, Ain Ouarka,



PO. 20

Etude des possibilités d'utilisation des eaux et boues d'épuration dans l'agriculture : Cas de la station d'épuration de BENI MESSOUS (Alger Algérie)

S. Selhani

Laboratoire de Recherches des Sciences de l'EAU : LRS-EAU/ENP

Ecole Nationale Polytechnique – Alger- Algérie

email : lrs-eau@netcourrier.com

Web : www.enp.edu.dz ; www.watmed4.org

email : soumia_selhani@yahoo.fr, kettab@yahoo.fr

Résumé :

La problématique de notre étude a été la recherche des possibilités d'utilisation des eaux usées traitées et des boues à partir d'une station d'épuration dans le domaine de l'irrigation des terres.

Notre investigation s'est limitée à la station de traitement des Beni Messous (Alger). Dans le cadre de ce travail, nous avons effectué sur place un certain nombre d'analyses sur les eaux traitées et sur la boue générée par le traitement. Nous avons procédé également au recueil d'autres analyses effectuées déjà par des laboratoires spécialisés notamment ceux de l'ANRH et de la SEAAL afin d'avoir des résultats à exploiter les plus complets possibles. A la lumière de tous les résultats obtenus, comparés aux normes édictées par les organisations mondiale de la Santé et de l'alimentation (OMS et FAO), nous avons relevé qu'il est possible de recourir à cette eau traitée et aux boues seulement sous certaines conditions. Les résultats obtenus forts intéressants et conclusions faites seront exposés lors de cette communication.

Mots clés :

eaux usées, boues résiduelles, agriculture, normes, irrigation

PO. 21

Modélisation des paramètres physico-chimiques de la coagulation floculation pour le traitement des eaux de surface.

A. Kettab

Laboratoire de Recherches des Sciences de l'EAU : LRS-EAU/ENP

Ecole Nationale Polytechnique – Alger- Algérie

email : lrs-eau@netcourrier.com

Web : www.enp.edu.dz ; www.watmed4.org

Résumé :

Le procédé de coagulation floculation est très complexe. Pour trouver la concentration du coagulant à injecter dans l'eau, l'opérateur de la station de traitement des eaux potables se trouve obligé de faire des essais de coagulation floculation à l'aide du jar test, à cause de l'influence de quelques paramètres physico-chimiques sur ce procédé, qui peuvent changer d'un jour à l'autre. Le but de l'étude consiste à trouver un modèle mathématique à l'aide duquel on peut estimer la concentration du coagulant en sachant les valeurs des différents paramètres physico-chimiques de l'eau brute. On a travaillé sur l'eau traitée dans la station de traitement des eaux de surface (ville de Boudouaou, Boumerdes-Algérie) sur les résultats de 5 ans (de 2004 à 2008) et les paramètres suivants: température, pH, conductivité, turbidité, TAC et l'oxygène dissous ont été pris en considérations. Nous avons trouvé un modèle mathématique pour chaque paramètre et on a pu aboutir à trouver un modèle qui englobe la totalité des paramètres cités. Ce modèle global reflète assez bien des résultats expérimentaux trouvés par le jar test sur la station de traitement. Un logiciel adéquat a été mis en place.

Mot clés:

Modélisation, Paramètres physico-chimiques, Coagulation floculation, eaux potables.



PO. 22

***Séparation des Composés Chlorés des Eaux par la Technique de
Pervaporation Moyennant une Membrane à Base de SBR***

A. Zafour

email : amelzafour@yahoo.fr

Résumé :



PO. 23

Qualité des eaux de barrages en exploitation

I. Bouaichi

ANBT, Département de la protection des plans d'eau.

lhembouaichi@yahoo.fr

Résumé

L'Algérie comme les autres pays méditerranéens, se caractérise par des ressources hydriques rares qui doivent être gérées avec un soin délicat pour garantir leur usage durable.

Cependant, la dégradation de la qualité des eaux a touchée une partie importante de nos barrages, notamment le processus d'eutrophisation, un des problèmes majeurs qui se produit lorsque l'eau s'enrichit excessivement en nutriments (le phosphore et l'azote), provoquant une croissance anormale de la végétation. Elle peut être déclenchée par l'écoulement des engrais chimiques depuis les terres cultivées. Le processus d'eutrophisation développe, une prolifération d'algues vertes, l'épuisement des réserves en oxygène des eaux profondes et des modifications de la composition chimique de l'eau.

L'Agence Nationale des Barrages et Transferts compte aujourd'hui a son actif 65 barrages en exploitation et 02 transferts d'une capacité globale de 6,877 milliards de m³, (les barrages Bougous, Kissir, Boussiaba, Koudiat Acerdoune, Kerrada et la prise de Cheliff (MAO) ne sont pas comptabilisés en volume mobilisé).

Le volume global mobilisé au 14/04/2010 est de 4,215 milliards de m³ (soit un taux de remplissage de 72,50 %) répartie entre les quatre régions du pays :

Région Ouest : 670,76 millions de m³ (13 barrages) ;

Région Cheliff : 1 101,28 millions de m³ (15 barrages) ;

Région Centre : 719,90 millions de m³ (11 barrages) ;

Région Est : 1 723,23 millions de m³ (20 barrages).