



Le traitement physico-chimique par coagulation-floculation des rejets des eaux usées de la ville de Salé (The physico-chemical treatment by coagulation flocculation of wastewater discharges from the city of Sale)

I. Majdy, E. Cherkaoui, A. Nounah, M. Khamar

Laboratoire Energétique, Matériaux et Environnement (LEME), Equipe Matériaux, Eau et Environnement
Ecole Supérieure de Technologie, Av. Prince Héritier BP 227, Salé Université Mohammed V de RABAT -Maroc.

Received 27 July 2014; Revised 19 December 2014; Accepted 19 December 2014.

*Corresponding Author. E-mail : imanemajdy@gmail.com; Tel : (+21266292288)

Abstract

The population growth in the city of Sale generates a more important volume of wastewater discharged directly into coastal and estuary Bouregreg without any pre-treatment. However, a suitable way to treat wastewater to improve the quality of the receiving water is required. The purpose of this work is to apply the physico-chemical wastewater treatment by coagulation flocculation using ferric chloride (FeCl_3) as a chemical coagulant. This method is one of those appropriate treatment techniques to reduce water pollution. So, several JAR test attempts were performed to define the optimal conditions that allow minimizing the suspended solids. A very significant decrease in turbidity was observed after settling existing suspended solids in wastewater. A correlation between the time of settling and the height of the column was validated according to Kynch Law.

Keywords: Waste water, JAR test, treatment, physico-chemical, Kynch law.

Résumé

La croissance démographique qui ne cesse d'augmenter de la ville de Salé engendre un volume de plus en plus important des eaux usées. Ces eaux sont rejetées directement dans le littoral et l'estuaire de Bouregreg sans aucun traitement préalable. Afin de préserver la qualité de ces milieux récepteurs, la recherche d'une méthode adéquate du traitement de ces eaux usées s'avère nécessaire. L'objectif de ce travail consiste au traitement physico-chimique des eaux usées par coagulation floculation en utilisant le chlorure ferrique (FeCl_3) comme coagulant chimique. Cette méthode s'inscrit parmi les techniques de traitement appropriées pour réduire la pollution des eaux. Ainsi, de nombreux essais de JAR test ont été effectués afin de déterminer les conditions optimales qui permettent de réduire les matières en suspension. Une diminution très importante de la turbidité a été observée suite à la décantation des matières en suspension existantes dans les eaux usées. L'équation expérimentale résultante de la corrélation entre le temps de la décantation et la hauteur de la colonne de sédimentation a été validée suivant la loi de Kynch.

Mots clés : Eau usée, JAR test, traitement, physico-chimique, loi de Kynch.

1. Introduction

A l'instar des autres pays, les collectivités locales marocaines doivent chercher les meilleures solutions pour faire face aux quantités énormes des eaux usées déversées dans la nature sans aucun traitement. En effet, la croissance démographique et l'évolution des modes de vie et de consommation génèrent des quantités importantes des eaux usées. En effet, la composition des eaux usées dépend essentiellement de l'eau d'alimentation et de l'usage qu'on en a fait. Les eaux usées domestiques restent dangereuses par leur forte teneur en germes pathogènes tels que les bactéries, les virus et les protozoaires [1 ; 2].

Vu les effets néfastes engendrés par les rejets des eaux usées brutes sur l'environnement et par conséquent sur l'homme, le traitement de ces eaux s'impose avant leurs rejets dans les milieux récepteurs ou leur réutilisation. Cependant, avant tout traitement, il est nécessaire de déterminer d'abord les caractéristiques physico-chimiques des eaux usées brutes. L'utilisation des procédés physico-chimiques, tels que les processus de coagulation-floculation, pour l'élimination des matières en suspension et la couleur, essentiellement apportée par les matières organiques avec des formes insolubles semble être le plus adéquat [3]. Notre zone d'étude, la ville de

Salé, est caractérisée par une forte population urbaine ; elle représente 39,5% de la population urbaine de la région Rabat-Salé-Zemmour-Zair. Le volume des eaux usées engendrées et rejetées sans traitement préalable dans le littoral et l'estuaire de Bouregreg est de l'ordre de 24 millions m³ par an. Le déversement d'une telle quantité génère une pollution biologique et chimique assez accentuée des milieux récepteurs. Cette pollution aurait certainement une influence sur la qualité des écosystèmes aquatiques et particulièrement la macrofaune benthique dont les mollusques bivalves constituent un meilleur bio indicateur (Moules, Solen...). Une contamination microbiologique assez importante d'une part et une bioaccumulation métallique d'autre part dépassant de loin les normes internationales ont été observées dans ces espèces. En conséquence, l'impact négatif sur la santé des riverains a d'ailleurs été déjà mis en évidence par Cherkaoui *et al.* [4 ; 5].

Dans cette étude, nous avons suivi le rendement épuratoire de trois rejets par des procédés physico-chimiques, tels que la coagulation- floculation suivie d'une décantation. L'analyse physico-chimique de certains paramètres majeurs et indicateurs de l'état de pollution avant et après traitement par le Jar test ; la modélisation des processus de la décantation a été établi selon la méthode de Kynch.

2. Matériel et méthodes

2.1. Présentation des rejets

La ville de Salé est une ville marocaine côtière située sur la rive droite d'oued Bouregreg, et possède une large côte sur l'océan Atlantique du nord qui s'étend sur une longueur qui est de l'ordre de 15.5 km et sur une superficie de 672 km² (Fig. 1). L'accroissement démographique et l'urbanisation que connaît la ville nécessitent une consommation de plus en plus importante de l'eau. Toutefois, la totalité de ces eaux usées (domestiques et eaux de ruissellement), récoltées par une dizaine de rejets, sont déversées dans l'estuaire de Bouregreg (4 rejets) et le littoral Atlantique (plus de 7 rejets) sans aucun traitement au préalable. La majorité des rejets des eaux usées des plus grands quartiers est déversée dans le littoral de la ville de Salé. Ces rejets engendrent de nombreux impacts négatifs sur la qualité de l'environnement (eaux, sédiments et mêmes les espèces animales et végétales). En effet, la conséquence directe des activités porte sur la qualité du milieu marin, qui constitue le milieu récepteur de toutes les nuisances urbaines. Le ramassage de mollusques bivalves sur la côte littorale du Maroc constitue une activité fortement populaire qui permet aux riverains de se procurer une ressource alimentaire et économique très appréciée. Cependant, la consommation de coquillages contaminés constitue un risque majeur pour la santé publique. En effet, le mode de nutrition des bivalves par filtration de l'eau de mer, conduit inévitablement à leur contamination par des bactéries, des virus, des toxines et des métaux lourds présents dans leur environnement. Notre étude est réalisée sur trois rejets drainés de trois zones urbaines de différentes caractéristiques : nombre de population, nature d'habitat et présence ou absence de bidonvilles et d'unités industrielles.

-Rejet (R1) : Situé à droite du nouveau port de Sale, il draine les eaux usées de l'ancienne Medina de la ville de Salé, caractérisée par une faible population.

-Rejet (R2) : Il draine les rejets du quartier Sidi Moussa caractérisé par une forte population, l'existence des bidonvilles et la présence de l'abattoir municipale de Salé avec une habitation économique.

-Rejet (R3) : Il draine les eaux usées du nouveau quartier Saïd Hajji contenant des habitats (zones villas et économiques) entouré par des zones agricoles (Fig. 1).

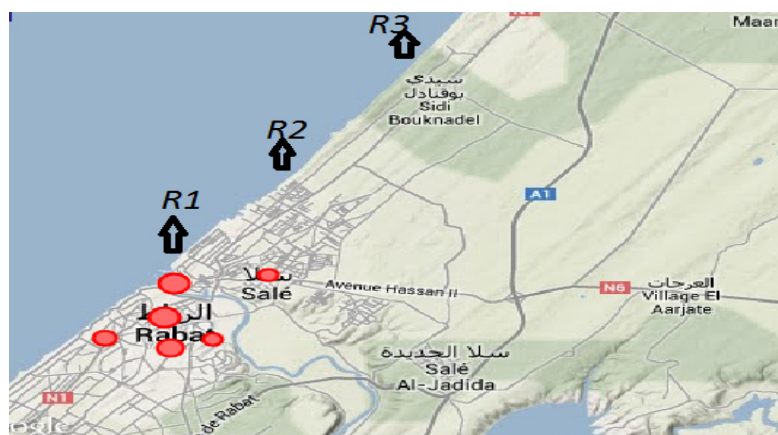


Figure 1 : Localisation des rejets des eaux usées de la ville de Salé.

2.2. Caractérisation des rejets

Les eaux usées des trois rejets ont été caractérisées par différents paramètres physicochimiques (pH, conductivité, Matières En Suspension, Demande Biochimique en Oxygène, Demande Chimique en Oxygène. Le pH est mesuré à l'aide d'un pH mètre 206 Lutron, la conductivité avec un conductimètre WTW LF90, les solides totaux et la turbidité avec un turbidimètre

21009 HACH. Concernant les caractéristiques bactériologiques, nous nous sommes limités à la détermination des indicateurs de la pollution fécale à savoir les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux.

2.3. JAR Test

Le coagulant utilisé est le chlorure ferrique (FeCl_3) vu son efficacité dans le traitement, avec une concentration de (1 g/L) de Fer. Il est ajouté à 800 mL d'eau usée et agité à 120 tours/min pendant 5 min puis réduit à 40 tours/min pendant 20 min. Deux heures après l'arrêt de l'agitation, des prélèvements ont été effectués puis analysés. Plusieurs essais ont été effectués à différentes concentrations du coagulant afin de déterminer la dose optimale qui est de 27 g/100 mL de ($\text{FeCl}_3, 6\text{H}_2\text{O}$).

2.4. Décantation

L'un des objectifs des essais de décantation est de déterminer la relation qui relie la vitesse de sédimentation et la concentration solide locale à l'interface. Après le test de coagulation-floculation, les matières en suspension s'agglomèrent et leur vitesse de chute varie au cours de la décantation suivant l'hypothèse de Kynch. Cette vitesse ne dépend que de leur concentration initiale. La décantation est caractérisée par une interface très nette entre le voile de boues et l'eau clarifiée.

3. Résultats et interprétations

3.1. Analyses bactériologiques

La concentration des deux indicateurs de la pollution fécale ; les coliformes fécaux (CF) et streptocoques fécaux (SF), varie selon le type de rejet. Le maximum des CF est enregistré au niveau du R3 (2.10^{10} UFT/100 mL) et le minimum au niveau du R2 (4.10^7 UFT/100 mL), tandis que les SF montrent une concentration maximale dans R1 (21.10^6 UFT/100 mL) et une concentration minimale dans R2 (9.10^6 UFT/100mL). Le rapport CF/SF montre une valeur supérieure à 4 pour les trois rejets ; ce qui confirme que la source de la pollution fécale est d'origine humaine (Fig. 2)

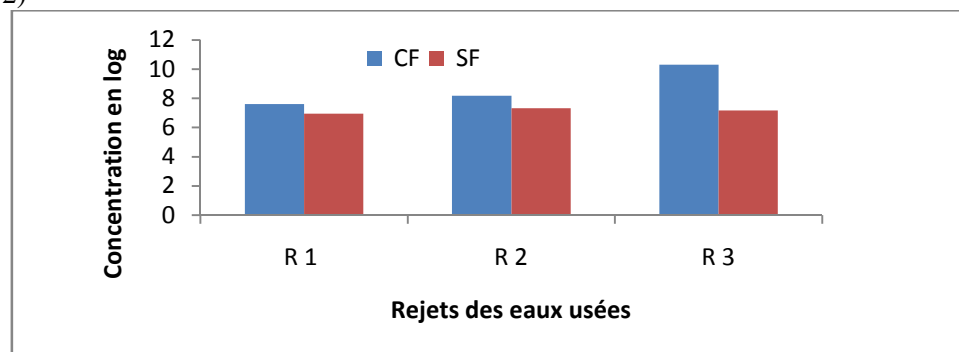


Figure 2 : Caractéristiques bactériologiques des eaux usées des trois rejets

3.2. Caractérisation physico-chimique

La température enregistrée au niveau des eaux usées des différents rejets de Salé oscille entre 17°C et 29°C et ne dépasse pas la valeur limite de rejets directs dans le milieu récepteur. Ces valeurs sont similaires à celles enregistrées dans la région de Chaouia (Maroc) et les zones de Biskra en Algérie [6].

Les valeurs du pH des trois rejets de la ville de Salé varient entre 7,4 à 8,32 qui sont qualifiées de neutre [7]. Ce résultat est similaire à celui trouvé dans différentes régions marocaines comme celle d'Ouarzazate, d'Oujda, de Kenitra et de Chaouia [7 ; 8 ; 10]. De même, ces valeurs du pH restent peu variables de celles rencontrées dans d'autres régions africaines [6 ; 11 ; 12]. Les valeurs du pH mesurées entre 6,5-8,5 sont acceptables selon les normes marocaines de qualité des eaux usées destinées à l'irrigation [7 ; 13].

Les valeurs de la conductivité électrique obtenues mettent en évidence une forte minéralisation des eaux usées de la ville de Salé, avec la valeur la plus élevée de $2425 \mu\text{S}/\text{cm}$ ($R = 0,41 \Omega$) et la plus faible $1505 \mu\text{S}/\text{cm}$ ($R = 0,66 \Omega$). Vu l'absence de mélange des eaux domestiques et industrielles dans cette région, la conductivité obtenue peut être liée à la mobilité ionique contenus dans les eaux domestiques ou de ruissellements [7]. Ces valeurs restent similaires à celles rencontrées dans d'autres régions du Maroc ; Sebou et Chaouia et différentes de celles rencontrées dans la cuvette d'Ouargla en Algérie et dans la région de Yacoundé (Cameroun) [12], mais similaires à celles enregistrées dans la ville de Biskra (Algérie) [6].

L'analyse des résultats des solides totaux, MES, montre que les eaux usées étudiées sont caractérisées par une concentration liée souvent à la charge importante en matières organiques et minérales. Les valeurs moyennes des MES sont supérieures à celles trouvées en Sénégal, mais inférieures à celles données de la cuvette d'Ouargla [3 ; 11]. Par contre, les valeurs moyennes de la DCO et DBO_5 , sont proches aux normes marocaines, mais restent proches à celles trouvées dans la cuvette d'Ouargla [3]. (Tableau 1).

Tableau 1 : Comparaison des caractéristiques physico-chimiques des eaux usées de Salé avec des différentes zones d'étude

Régions et/ou pays	Normes marocaines	Salé (Maroc) Cette étude	Sebou-Maroc [14]	Chaouia-Maroc [7]	Yacoundé Cameroun [12]	Sénégal [11]	Ouargla Algérie [3]	Biskra Algérie [6]
Température (°C)	30°C	17 - 20	17,6	17-29	-	27,3-28	19,45	21-29
pH	6-9	7,4 - 8,32	6-8,5	7,05-8,2	7,11	6,8-7,7	5,5-8,5	6,9-7,9
Turbidité (NTU)	-	144 - 518	-	-	-	importante	-	-
MES en (mg/L)	40	400 - 600	-	417	-	340	1113,5	-
DBO ₅ (mg d'O ₂ /L)	50	180 - 500	35	367,33	17,56	-	511,42	-
DCO (mg d'O ₂ /L)	200	240 - 912	-	-	-	-	597,85	-
Conductivité (µS/cm)	-	1505 - 2930	>1000	2967,5	181	46-69	2,72	>1000
O ₂ dissous (mg/L)	-	1,44-5,18	9	-	-	2,67	-	-

3.3. Traitement par JAR test

Nous avons choisi le coagulant du chlorure ferrique pour son efficacité dans le traitement des eaux usées. Nous avons dissous 27 g dans 100 mL d'eau distillée. Ensuite, nous avons placé des béchers remplis chacun de 800 mL de l'eau usée brute à analyser dans le flocculateur sous agitation rapide (120 tours/min) pendant 30 secondes en ajoutant les quantités variables du coagulant dans chaque bécher, puis nous avons diminué l'agitation à 40 tours/s pendant 15 min suivi d'une décantation pendant 20 min. Après la décantation, nous avons effectué l'analyse physicochimique des trois rejets et les résultats sont regroupés dans le tableau 2. Les valeurs du pH, des solides totaux et de la turbidité diminuent d'une manière significative pour les 3 rejets. Ceci peut être expliqué par l'effet de la coagulation-floculation qui permet la diminution de la turbidité et ainsi l'élimination des matières en suspension (argiles, limons, grains de silice, matières organiques etc....).

Cependant, ces eaux usées sont fortement minéralisées avant et après le traitement, mais elles sont similaires à celles d'Oued Sebou (Tableau 2) [14]. L'augmentation de la conductivité après le JAR test est due à la présence des ions chlorures provenant du coagulant FeCl₃.

Tableau 2. Caractérisation physico-chimique des trois rejets avant et après l'essai JAR test

	R 1		R 2		R 3	
	Avant	Après	Avant	Après	Avant	Après
pH	8,32	5,35	7,4	5,74	7,94	5,34
Conductivité (µS/cm)	1505	1880	2930	2620	2840	2710
Solides totaux (mg/L)	637,1	487,5	1462,8	975	1948,6	1262,5
Turbidité (NTU)	112	3,08	723	4,2	627	3,85

Le pourcentage d'abattement de turbidité est assez élevé avec des valeurs supérieures à 96% pour les trois rejets (Fig. 3).

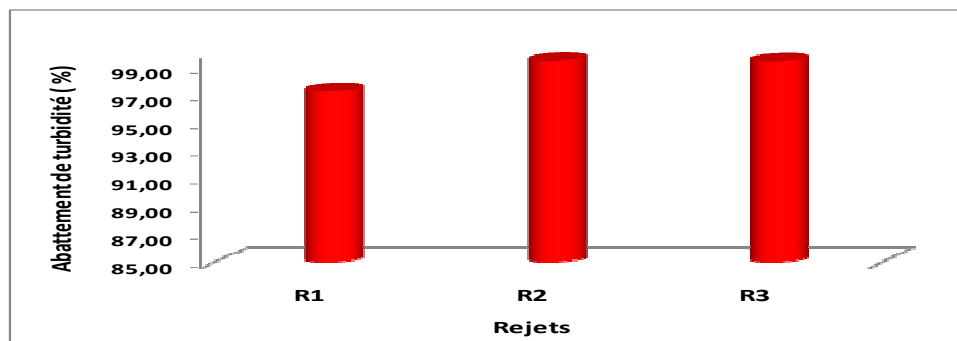


Figure 3 : Abatement de la turbidité des trois rejets des eaux usées de la ville de Salé.

3.4. Décantation

Les caractéristiques de Kynch ou loi de concentration doivent se propager soit à partir de l'origine du tracé par rapport à une hauteur de temps, ou tangentiellement depuis le lieu de la compression ou de la suspension des sédiments. [16 ; 17 ; 18 ; 19 ; 20 ; 21].

Dans notre travail, l'étude de la décantation a été effectuée grâce au suivi de l'interface liquide/boue. La descente de cette interface au cours du temps permet de distinguer quatre zones différentes. A partir de ces zones, Kynch a pu dresser une courbe qui permet de déterminer la vitesse de décantation. La courbe de Kynch est caractérisée par une partie linéaire et une autre sous forme de voûte. On approxime la première partie par une fonction linéaire et la deuxième partie par une fonction exponentielle. La précision de nos figures est justifiée par des coefficients de corrélation (r) car les estimations seront ajustées en se basant sur la méthode des moindres carrés. Le suivi de la hauteur d'interface liquide/boue en fonction du temps a permis de tracer les courbes des trois rejets R1, R2 et R3 (Fig 4).

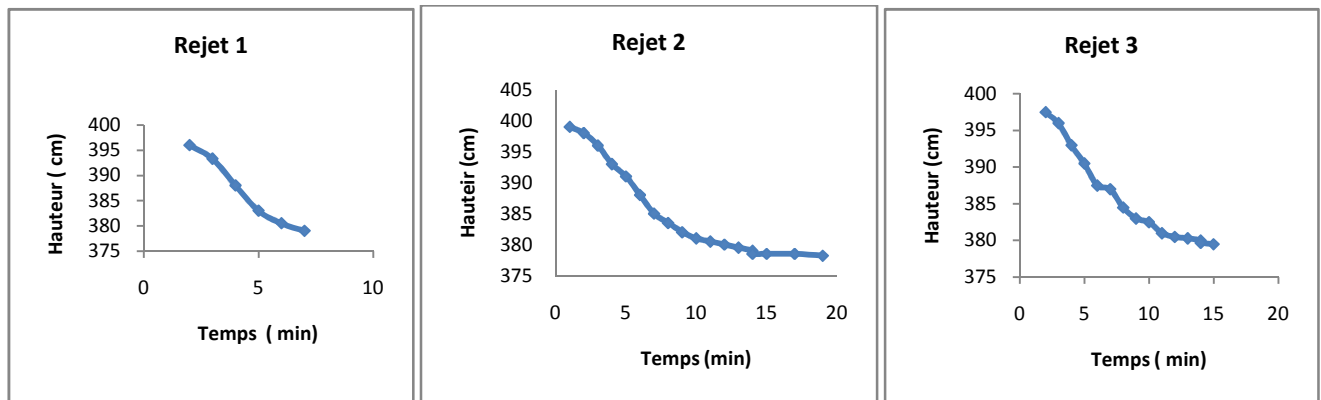


Figure 4. Courbes expérimentales de décantation des rejets R1, R2 et R3 après traitement par JAR test

Par la méthode des moindres carrés, la partie linéaire admet comme fonction $H_i = -a.t + b$ et la partie en voûte admet la fonction $H_i = \lambda e^{-\alpha.t} + h_\infty$, h_∞ représente la hauteur quand t (temps) tend vers l'infini à la fin de la décantation (Tableau 3).

Tableau 3. Equations de Kynch pour les trois rejets après le JAR test.

	Partie linéaire		Partie en voûte	
	Equation	r (%)	Equation	r (%)
R 1	$H_i = -0,08t + 378,9$	97	$H_i = 408,0 t^{-0,03}$	98
R 2	$H_i = -0,134t + 380$	97	$H_i = 403,1 t^{-0,02}$	97
R 3	$H_i = -0,065t + 380,3$	99	$H_i = 406,1 t^{-0,02}$	98

Nous constatons que les équations de Kynch des trois rejets ont un coefficient de corrélation qui dépasse 96%. Ce coefficient varie entre 97% (R1 et R2) et 99% (R3) pour la partie linéaire, tandis que pour la partie en voûte il est de l'ordre de 98% (R1 et R3) et de 97% (R2) (Tableau 3). Nous distinguons différentes phases sur les courbes expérimentales de Kynch. Durant la phase de compression, nous n'assistons plus à des variations importantes de volume, la phase 1 n'est qu'une phase où les matières en suspension vont s'agglomérer progressivement et la décantation est donc faible, mais lorsque les associations formées vont gagner en masse, leur vitesse de chute va devenir plus importante et le volume décanté augmentera donc rapidement, c'est la phase 2. Lorsque les éléments les plus lourds sont décantés, la vitesse de chute des particules restantes diminue et la hauteur de l'interface augmente moins rapidement (phase 3).

Pour effectuer une bonne approximation entre les deux courbes expérimentales et théoriques, nous nous sommes limités sur l'étude des deux phases linéaire et en voûte, ce qui nous a permis de vérifier expérimentalement l'hypothèse de Kynch (Figure 5).

La bonne approximation est nettement visible après juxtaposition des deux courbes théorique et expérimentale représentant les hauteurs en fonction du temps. Ainsi, on a pu vérifier expérimentalement l'hypothèse fondamentale de Kynch. En effet, elle est plus vérifiée au niveau des rejets R2 et R3 que pour rejet R1. La vitesse de de décantation au niveau du rejet R1 était plus faible que pour les autres rejets à cause de faible des matières en suspension.

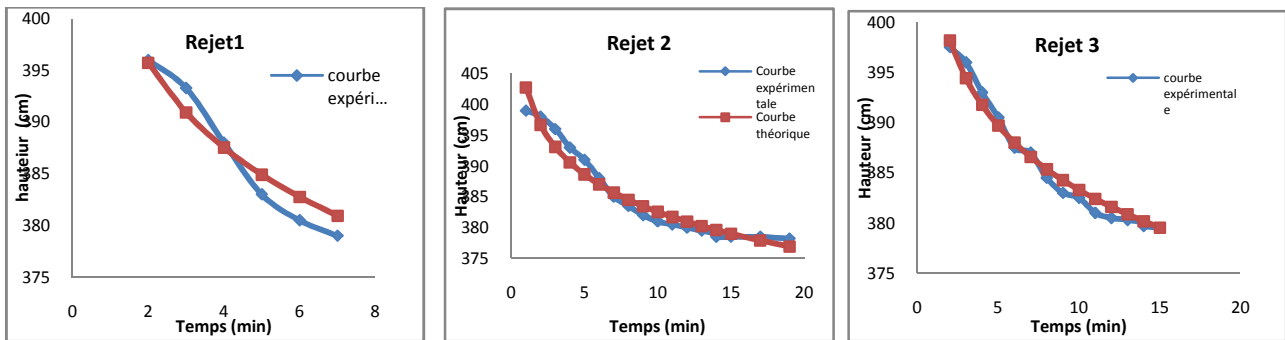


Figure 5 : Courbes de décantation des eaux usées après traitement par JAR test.

Conclusion

Au terme de cette évaluation du degré de pollution physico-chimique, l'ensemble des paramètres physico-chimiques et biologiques étudiés surtout, les paramètres de pollution organique nous a permis de définir la qualité des eaux usées de la ville de Salé. Les analyses physico-chimiques des trois rejets prélevés à différents points de la ville laissent apparaître des valeurs de pH neutre ; une conductivité variable et des matières en suspension qui peuvent être minéralisées avec un rapport DCO/DBO₅ de l'ordre de 1,33 pour R1, 1,82 pour R2=1,82 et 1,19 pour R3 qui indique que les eaux rejetées sont purement domestiques. Cependant les rejets restent dangereux vue leur charge bactériologique. Pour améliorer la qualité ces eaux rejetées, des stations d'épuration doivent être installées pour réduire le degré de la pollution locale permettre la réutilisation des eaux pour l'irrigation des jardins ou des champs agricoles voisins de la ville de Salé. La coagulation floculation suivie d'une décantation a permis d'obtenir une eau claire, en utilisant le chlorure ferrique FeCl₃ comme coagulant chimique. Le rendement de cette opération est très important pour les trois rejets et celui de décantation dépasse 96%. Le suivi de l'évolution de l'interface liquide/boue au cours du temps et l'exploitation de la courbe de décantation (hauteur en fonction du temps) permet de déterminer la vitesse de chute d'une particule et sa concentration. Ainsi la loi de Kynch a été vérifiée expérimentalement.

Références

1. Chapman D., Kimistach V., Selection of water quality variables Water quality assessments (ed. Chapman D.) UNESCO, WHO and UNEP (1992) 59-126.
2. Lukasik J., Menendez P., Scolt T., Process Werf Final report, London. (2004) 90
3. Hamdi W., *Algerian journal of arid environment* 2(1) (2012) 56-63
4. Cherkaoui E., Thèse de Doctorat d'état, faculté des sciences de Rabat Université Mohammed V. (2006)
5. Cherkaoui E., Nounah A., Khamar M., *Journal of environmental science and Engineering* (2) (2013) 432-435
6. Guergaz S., *Larhyss Journal, ISSN 1112-3680* (2005) 119-127
7. Boutayeb M., Bouzidi A., Fekhaoui M., Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie, 34 (2) (2012) 145-150.
8. El Hamouri H., Mekrane M., Khalaayoune K., Merzouki M., EL Maroufy M., Actes du séminaire : La recherche nationale dans le domaine Eau et Environnement, LPEE (1993) 261-268.
9. EL Halouani H., Thèse De Doctorat d'Etat, Faculté. Sciences Oujda Université Mohammed Premier, (1995)
10. Oulkheir S., Thèse de Doctorat d'Etat, Faculté des Sciences Kénitra Université. Ibn Tofayl (2002) 79
11. N'Diaye A., Salem K., Kankou M., *Larhyss Journal, ISSN 1112-3680*, 12 (2013) 71-83
12. Endamana D., Kenghneim I., Gockowski J., Nya J., Wanji D., Nyemekn D., *International Symposium on Water, Poverty and Productive uses of Water at the Household Level, Muldersdrift, South Africa* (2003)
13. Sonnenberg B., Holmes JC., *Proceedings TAPPI International Environmental Conference, Vancouver, BC* (1998)
14. Derwich E., Benaabidate L., Zian A., Sadki O., Belghity D., *Larhyss Journal*, (8) issue (2010) 101-112.
15. Bes-Pia A., Mendoza Roca J., Alcaina Miranda M., Iborraclar A., *Desalination* 149 (2002) 169-174.
16. Kynch G. J. F., *A theory of sedimentation. Trans. Faraday So* 48 (1952) 166-176.
17. Fitch B., *AIChE Journal* 29 (1983) 940-947.
18. Burger R., *Journal of Engineering Mathematics* 41 (2001) 101-116.
19. Shannon P., *Ind. Eng. Chem. Fundamentals* 3 (1963) 250-260.
20. Shannon P., Tory R., *Ind. Eng. Chem. Fundamentals* 235 (1966) 357-382.
21. Bustos M., *Math Method Appl. Sci* 10 (1988) 245-264.

(2015) ; <http://www.jmaterenvirosnci.com/>