

COAGULATION DES SOLUTIONS D'UN ACIDE FULVIQUE PAR LE CHLORURE FERRIQUE : INFLUENCE DU CHARBON ACTIF EN POUDRE.

Bawa L. Moctar. ; Djaneye-Boundjou Gbandi. ;
Boukari Yaya* ; Koumou Simféilé.

*Laboratoire de Chimie de l'Eau, Faculté Des Sciences
Université du Bénin, B.P. 1515, Lomé-Togo, Fax (228) 21 85 95*

(Reçu le 8 mai 1998 - Révisé le 11 mars 1999)

Summary : The aim of this study is to show the effects of a powdered activated carbon on the efficiency of a fulvic acid removal upon coagulation by ferric chloride. The results show that powdered activated carbon increases the efficiency of organic matter removal (60 % in the absence and 90 % in the presence at pH = 6,5). The powdered activated carbon reduces the residual concentration of iron below the acceptable maximum concentration in drinking waters. The results show also that in the presence or in the absence of powdered activated carbon the coagulation is more efficient at low pH (pH = 4 to 5,5) and the ratio $[Fe(III)]/[Fulvic\ acid]$ is between 1 and 1,5. In addition, we have show that simple coagulation removes only 20 % of initial concentration of 2-chlorophenol and the presence of powdered activated carbon ($50\ mg.l^{-1}$) increases the efficiency up to 80 %

Key Words : Coagulation, Ferric chloride, Powdered activated carbon, Fulvic acid, Phenol, 2 - chlorophenol.

INTRODUCTION

Les eaux de surface renferment un grand nombre de composés organiques et inorganiques dissous ou à l'état particulaire. Parmi les composés organiques naturels présents dans ces eaux, les substances humiques (acide fulvique et acide humique) constituent la fraction la plus importante. Elles représentent 30 à 50 % du carbone organique dissout dans les eaux et parfois jusqu'à 90 % dans certaines eaux très colorées [1]. Les substances humiques donnent à l'eau sa couleur, elles participent par formation de complexes au transport de micropolluants (pesticides, métaux lourds...) dans les eaux [2] et conduisent après chloration à la formation de nombreux composés organohalogénés dont certains (les trihalométhanes) sont soupçonnés d'être cancérigènes [3].

L'élimination de ces composés dans les filières de traitement des eaux de consommation fait intervenir plusieurs techniques dont la plus fréquente est la coagulation-floculation par les sels de fer ou d'aluminium. L'efficacité de la coagulation-floculation dépend de plusieurs paramètres tels que le pH de l'eau, la dose de coagulant, la concentration en matière organique et la nature de la matrice minérale de cette eau. De nombreux auteurs ont montré que le pH optimum de la coagulation par le fer ferrique se situe entre $\text{pH} = 4$ et $\text{pH} = 5$ et la dose de fer optimale (à pH optimum) est fonction de la concentration initiale en matière organique [4, 5, 6]. Plusieurs mécanismes sont possibles pour expliquer l'élimination de la matière organique et des particules minérales par les sels de fer ou par les sels d'aluminium. La neutralisation des charges de surface des particules, la compression de la double couche et l'interaction des particules avec les floes d'hydroxyde métallique sont le plus souvent évoqués.

Dans les conditions optimales, la coagulation des eaux permet d'obtenir au mieux 60 à 75 % d'élimination de la matière organique [7]. De plus, plusieurs composés organiques de faible masse moléculaire comme les pesticides, les solvants organochlorés, les phénols et les chlorophénols ne sont pratiquement pas éliminés par coagulation-floculation. Pour ces raisons, les traitements de coagulation-floculation sont combinés avec l'injection d'adsorbants et en particulier l'injection

de charbon actif en poudre (CAP). Certains auteurs [8] ont montré qu'en présence de kaolinite, l'élimination des substances humiques est améliorée pendant la coagulation par le sulfate d'aluminium et que la dose optimale de coagulant est déplacée vers les plus faibles doses.

Plusieurs composés organiques et minéraux peuvent être adsorbés sur le charbon actif en poudre. La capacité d'adsorption d'un composé organique sur un charbon actif dépend d'une part de la nature de ce charbon actif (nature et répartition des pores, aire spécifique...) et d'autre part des propriétés physiques (solubilité dans l'eau...) et de la nature chimique (groupements fonctionnels, polarité, encombrement stérique...) de ce composé.

Si l'emploi du charbon actif en grains pendant la déchloration ou pendant la filtration biologique des eaux a été le plus souvent cité dans la littérature et si l'étude des interactions entre la matière organique, les oxydants chimiques et le charbon actif en grains a fait l'objet de très nombreux travaux [9, 10, 11], l'étude de l'influence du charbon actif en poudre pendant les traitements de clarification des eaux n'a été que rarement entreprise. Le but de cette étude est de montrer l'influence de la présence de charbon actif en poudre sur la coagulation-floculation des solutions d'un acide fulvique extrait d'une eau de surface. L'influence de plusieurs paramètres a été étudiée, de même que l'élimination des micropolluants spécifiques en solution dans l'eau.

PARTIE EXPERIMENTALE

Les différentes solutions utilisées au cours de cette étude ont été préparées à partir de l'eau bidistillée et à partir des produits chimiques de qualité analytique (pureté > 99%).

- L'acide fulvique utilisé dans cette étude a été extrait d'une eau de surface (rivière de Zio) suivant la méthode de Thurman E. M et Malcom R. L. [12]. Les analyses élémentaires réalisées au laboratoire du CNRS de Solèze (France) ont montré que cet acide fulvique renferme 49-50,6 % de carbone, 4,9-5 % d'hydrogène, 36,5-40 % d'oxygène, 1,3-1,5 % d'azote et de 2-11 % de résidus. Le dosage de l'acide

fulvique a été réalisé à partir de la mesure de l'oxydabilité au permanganate de potassium (méthode à chaux et en milieu acide) [13]. Les travaux préliminaires ont permis de montrer que pour des concentrations en acide fulvique inférieures à 10 mg.l^{-1} , l'oxydabilité au permanganate de potassium est proportionnelle à la concentration en matière organique.

- Le dosage du phénol et du 2-chlorophénol a été réalisée par chromatographie liquide haute pression (C.L.H.P) à l'aide d'un ensemble chromatographique Waters. La phase mobile est constituée du mélange méthanol-eau (50%), le débit est fixé à 0.7 ml.min^{-1} . Les composés organiques sont séparés sur une colonne C_{18} et détectés à 280 nm. Le 4-chlorophénol a été introduit comme étalon interne.

- Le fer résiduel sous forme de chlorure ferrique a été dosé par la méthode spectrophotométrique à la phénanthroline à 510 nm [13]. Comme généralement la concentration du fer résiduel après coagulation-floculation est faible, les solutions ont été concentrées à l'aide d'un évaporateur rotatif avant formation du complexe coloré.

- Le charbon actif en poudre (CAP) que nous avons étudié est le charbon actif en poudre PAK 1000 de granulométrie inférieure à 20 μm et d'aire BET supérieure à $900 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$ utilisé par la Régie Nationale des Eaux du Togo qui est le service de production et de distribution d'eau de consommation au Togo. Ce charbon actif est commercialisé par la société Carbotech-Activkohlen GmbH. Avant son emploi, le charbon actif est lavé plusieurs fois dans l'eau bidistillée, filtré puis séché dans une étuve réglée à $105 \text{ }^\circ\text{C}$ pendant 2 jours. Le produit sec est ensuite stocké dans un flacon brun et conservé dans un dessiccateur.

- Les essais de coagulation-floculation ont été réalisés à l'aide d'un jar-test à six postes, à palettes rectangulaires et dans des béchers de 500 ml. Le chlorure ferrique ($\text{FeCl}_3.6\text{H}_2\text{O}$; produit OSI) est le coagulant utilisé en absence ou en présence de charbon actif en poudre.

En absence de charbon actif, les conditions du jar-test sont les suivantes :

- coagulation-floculation pour un pH ou une dose de coagulant constante et à 150 tours/min pendant 30 minutes ;
- décantation pendant 30 minutes ;

- centrifugation puis filtration sur une membrane en acétate de cellulose de porosité 0,2 mm.

L'injection de charbon actif en poudre a été effectuée suivant trois modes :

- soit juste après l'introduction de coagulant et avant l'ajustement du pH à la valeur désirée (coagulation simultanée avec l'adsorption sur charbon actif)

- soit une première phase de coagulation à 150 tours/min pendant 15 minutes; cette phase est immédiatement suivie de l'addition de charbon actif en poudre (durée d'agitation 15 minutes), puis une décantation pendant 30 minutes, une centrifugation et une filtration sur une membrane en acétate de cellulose de porosité 0,2 mm (coagulation et post-adsorption sur charbon actif en poudre).

- soit d'abord l'injection de charbon actif en poudre, puis une agitation à 150 tours/min pendant 15 minutes ; cette phase est immédiatement suivie de l'addition de coagulant (durée d'agitation 15 minutes), puis une décantation pendant 30 minutes, une centrifugation et une filtration sur une membrane en acétate de cellulose de porosité 0,2 mm.

Des essais préliminaires nous ont permis de montrer que cette membrane retient les particules résiduelles de charbon actif en poudre et qu'il n'y avait ni relargage de matière organique ni rétention des acides fulviques (mesure de l'oxydabilité au permanganate de potassium).

L'ajustement du pH a été réalisé au moyen de solutions aqueuses de soude et d'acide chlorhydrique. L'efficacité de la coagulation-floculation et/ou de l'adsorption sur le charbon actif a été appréciée par la mesure de l'oxydabilité au permanganate de potassium et par le dosage des micropolluants spécifiques.

RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION

Au cours de ce travail, nous avons montré l'influence des doses de coagulant et de charbon actif en poudre pour un pH donné ou pour différentes valeurs de pH sur l'efficacité de l'élimination de la matière organique globale. L'élimination de micropolluants spécifiques en solution dans l'eau a été également étudiée.

1) - Influence de la présence de charbon actif en poudre (CAP) sur les rendements d'élimination de la matière organique

Les essais de coagulation-floculation ont été réalisés à pH 6,5. La concentration initiale en acide fulvique est de 10 mg.l^{-1} ; cette concentration correspond à une oxydabilité au permanganate de potassium de l'ordre de $4,3 \text{ mgO}_2.\text{l}^{-1}$. La dose de coagulant varie de 5 à 60 mg Fe.l^{-1} . Les courbes de la figure 1 montrent les résultats obtenus pendant la coagulation simultanée avec l'adsorption sur le charbon actif en poudre (CAP). Les expériences préliminaires réalisées dans les mêmes conditions ont montré que l'adsorption seule sur 50 mg.l^{-1} de charbon actif permet d'éliminer 25 % de la concentration initiale de l'acide fulvique. Les résultats indiqués sur la figure 1 montrent que la présence de charbon actif en poudre améliore les rendements d'élimination de la matière organique. Par exemple pour la dose de coagulant de 30 mg Fe.l^{-1} , environ 60 % de l'oxydabilité au permanganate de potassium sont éliminés en absence de charbon actif en poudre contre environ 90 % en présence de 100 mg.l^{-1} de charbon actif.

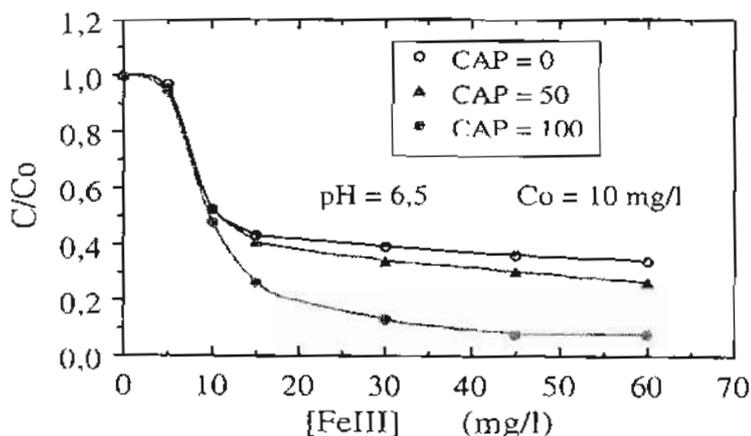


Figure 1 : Influence de la présence de charbon actif sur l'efficacité de la coagulation.

Pendant la coagulation des eaux en présence de charbon actif en poudre, plusieurs mécanismes peuvent intervenir. L'adsorption sur le charbon actif des floccs et des complexes solubles formés sous l'action du coagulant, l'adsorption du résiduel de la matière organique non engagée dans les floccs et l'emprisonnement des particules de charbon actif dans les floccs sont les modes d'intervention les plus probables. Dans tous les cas le charbon actif intervient comme un adjuvant de floculation.

Pour situer les gammes de concentration de charbon actif en poudre qui présentent un effet remarquable sur la coagulation-floculation, nous avons réalisé des essais à dose constante de coagulant (15 mgFe.l^{-1}) et en présence de plusieurs doses de charbon actif. Les résultats indiqués sur la figure 2 montrent que les rendements d'élimination de la matière organique augmentent quand la concentration du charbon actif augmente jusqu'à des doses inférieures à 100 mg.l^{-1} . Par exemple à $\text{pH} = 5,5$, en absence de charbon actif le rendement d'élimination de la matière organique est de l'ordre de 60 % contre environ 75 % en présence de 50 mg.l^{-1} de charbon actif et environ 80 % en présence de 100 mg.l^{-1} de charbon actif.

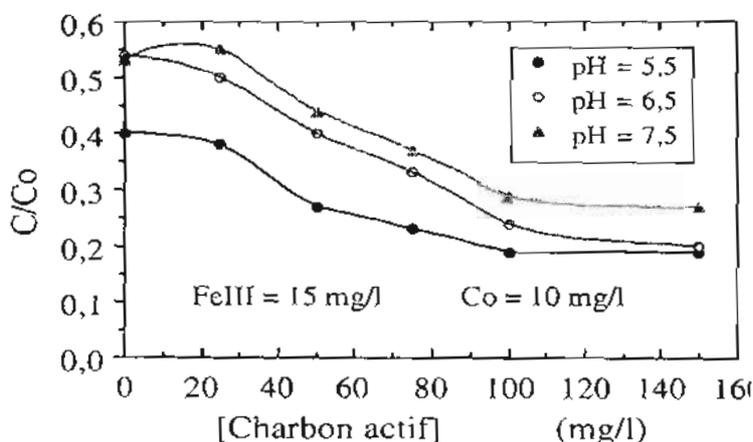


Figure 2 : Influence de la dose de charbon actif à différents pH sur l'efficacité de la coagulation

En général, pendant l'adsorption classique d'un micropolluant sur un charbon actif en poudre, plus la dose de charbon actif augmente, plus les rendements d'élimination de ce micropolluant augmentent quand le temps de contact est très suffisant pour atteindre l'équilibre d'adsorption. Dans le cas de cette étude, les plateaux observés sur la figure 2 (pour des doses de charbon actif supérieures à 100 mg.l^{-1}) peuvent être expliqués par la durée du temps de contact (30 minutes) qui est insuffisante pour obtenir l'équilibre. En effet, des essais préliminaires d'adsorption de l'acide fulvique nous avaient permis d'obtenir à température ambiante un temps d'équilibre de l'ordre de 60 minutes pour une dose de 100 mg.l^{-1} de charbon actif à $\text{pH} = 6,5$ et pour une concentration initiale en acide fulvique de 10 mg.l^{-1} . Enfin la figure 2 montre que quelque soit la dose du charbon actif, les rendements d'élimination de la matière organique sont plus importants à $\text{pH} = 5,5$ qu'à $\text{pH} = 7,5$ (voir influence du pH).

L'efficacité de la coagulation-floculation est par ailleurs appréciée par la mesure de la concentration résiduelle en coagulant après toutes les étapes de la clarification des eaux. Au cours de notre étude, nous avons dosé le fer résiduel après coagulation par le chlorure ferrique en présence ou en absence de charbon actif en poudre. Pour obtenir les concentrations maximales en fer résiduel, le dosage a été réalisé sur les solutions décantées (décantation pendant 2 heures) et non filtrées. Les courbes de la figures 3 montrent que quelque soit la dose de coagulant, la concentration en fer résiduel est plus faible en présence qu'en absence de charbon actif.

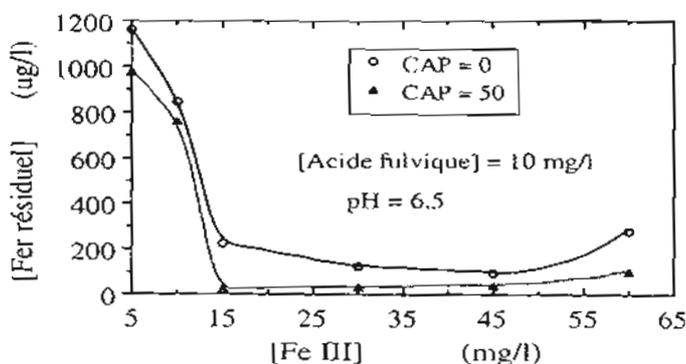


Figure 3 : Evolution de la concentration en fer résiduel (FeIII) après coagulation en présence ou en absence de charbon actif en poudre (CAP)

Pour des concentrations inférieures à 10 mgFe.l^{-1} la concentration en fer résiduel est supérieure à $500 \text{ }\mu\text{gFe.l}^{-1}$ en présence ou en absence de charbon actif, mais pour des concentrations de coagulant comprises entre 15 et 50 mgFe.l^{-1} le fer résiduel à des concentrations de l'ordre de 50 à $220 \text{ }\mu\text{gFe.l}^{-1}$ en absence de charbon actif contre 25 à $45 \text{ }\mu\text{gFe.l}^{-1}$ en présence de charbon actif. Ces résultats montrent que le charbon actif, en participant à augmenter les rendements d'élimination de la matière organique contribue à diminuer la concentration en fer résiduel en dessous de la concentration maximale admissible dans les eaux de consommation ($300 \text{ à } 200 \text{ }\mu\text{gFe.l}^{-1}$). Nous avons alors voulu voir en absence de matière organique l'interaction entre le fer et le charbon actif en poudre. La figure 4 montre que le fer soluble ($\text{pH} = 2$) n'est pas retenu sur le charbon actif pour des concentrations en charbon actif inférieures à 50 mg.l^{-1} . Mais dès que le fer est sous forme d'hydroxyde de fer ($\text{pH} \approx 4$), l'ajout du charbon actif même à de faibles concentrations provoque la formation de floccs qui décantent très rapidement (concentration en fer résiduel inférieure à $50 \text{ }\mu\text{gFe.l}^{-1}$). Ce comportement du fer est observé généralement pendant la coagulation-floculation des particules minérales. Finalement cette interaction de l'hydroxyde de fer et du charbon actif est en faveur de la diminution de la concentration en fer résiduel.

Signalons que la concentration en fer résiduel après la décantation de 30 minutes et la filtration sur la membrane de $0,2 \text{ }\mu\text{m}$ est de l'ordre de 25 à $40 \text{ }\mu\text{gFe.l}^{-1}$ en présence ou en absence de charbon actif en poudre et pour toutes les doses de coagulant appliquées.

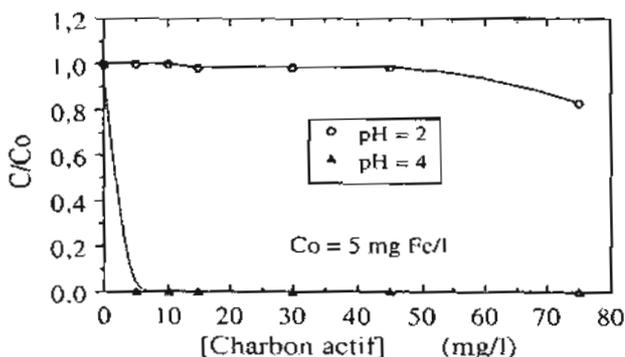


Figure 4 : Mise en évidence de l'interaction entre le fer et le charbon actif en poudre.

Nous avons enfin étudié l'influence de l'ordre d'introduction des réactifs sur l'efficacité de la coagulation en présence de charbon actif afin de mettre en évidence le mécanisme prédominant. Les courbes de la figure 5 montrent les influences d'une addition simultanée de fer et de charbon actif, de l'ajout de charbon actif après formation de floes ou de l'injection de charbon actif d'abord suivie de l'ajout de fer (voir partie expérimentale). Ces résultats indiquent que les trois modes de traitement ont des efficacités similaires; toutefois, l'addition de charbon actif d'abord suivie de l'ajout de fer présente une efficacité relative légèrement plus faible. Dans l'ensemble ces résultats semblent indiquer que les mécanismes susceptibles de se produire sont réalisés indépendamment de l'ordre d'introduction des réactifs pendant la durée de la coagulation-floculation et décantation. A partir des composés spécifiques, quelques auteurs [14] ont montré l'influence de l'ordre d'introduction des réactifs sur les rendements d'élimination de ces composés. Ces auteurs ont montré une légère augmentation des rendements d'élimination de l'acide salicylique quand l'aluminium est ajouté d'abord puis le charbon actif en poudre par rapport à l'ordre inverse. Ils expliquent ces observations par la formation d'un complexe Aluminium-Acide salicylique qui est plus facilement adsorbable sur le charbon actif que l'acide salicylique tout seul. Pour le reste de notre étude, nous avons adopté l'injection simultanée de fer et de charbon actif en poudre.

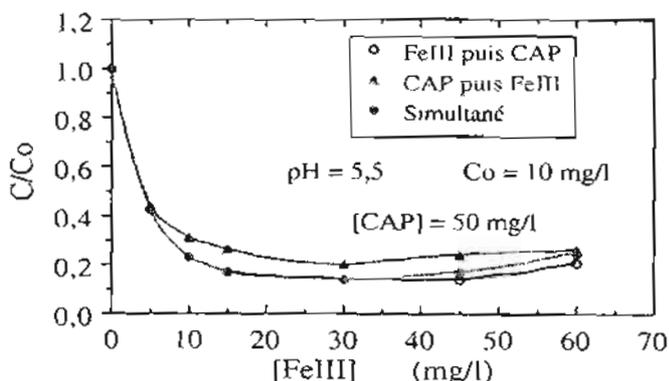


Figure 5 : Influence de l'ordre d'introduction des réactifs (coagulant et charbon actif) sur l'efficacité de la coagulation.

2) - Influence du pH sur les rendements d'élimination de la matière organique.

Pour confirmer l'influence du pH (figure 2) sur l'efficacité de la coagulation en présence ou en absence de charbon actif en poudre (CAP), nous avons réalisé des expériences à pH variables et pour une dose de coagulant fixée à 15 mgFe.l^{-1} . Les résultats obtenus (figure 6) montrent qu'en présence ou en absence de charbon actif la coagulation des solutions d'acide fulvique est plus efficace à pH légèrement acide (pH 4 à 5,5); l'efficacité est nettement moins importante pour des valeurs de pH supérieures à 6,5. Plusieurs travaux ont permis de montrer que l'optimum de la coagulation des eaux par les sels de fer ou d'aluminium est situé aux voisinages des pH = 4,5 à 5,5 pour une dose donnée de coagulant [4,5,6].

Plusieurs mécanismes sont possibles pour expliquer la bonne efficacité de la coagulation de la matière organique à ces valeurs de pH. Les mécanismes prenant en compte les réactions entre la matière organique et la surface des précipités amorphes d'hydroxyde de fer (adsorption physique, échanges de ligands ou complexation avec les groupements hydroxydes) et ceux qui prennent en compte les réactions entre les oxo-hydroxydes de fer solubles et la matière organique pour conduire à la formation d'espèces insolubles (formation d'un sel insoluble par réaction entre les formes cationiques solubles du fer et la matière organique ou complexation ou encore échanges de ligands entre les formes cationiques solubles du fer et la matière organique) sont les plus indiqués dans la littérature [5].

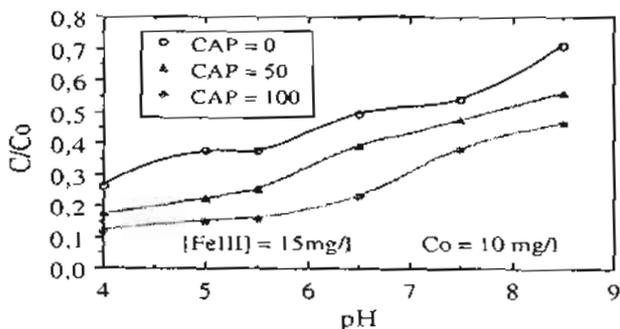


Figure 6 : Influence du pH sur l'efficacité de la coagulation en présence ou en absence de charbon actif en poudre.

L'influence de la présence de charbon actif est mise en évidence par l'augmentation des rendements d'élimination de la matière organique. Par exemple à pH = 5,5 nous avons obtenu environ 75 % d'élimination de la matière organique en présence de 50 mg.l⁻¹ de charbon actif contre environ 60 % en absence de charbon actif. Nous observons par ailleurs que les différences des rendements d'élimination de la matière organique entre les expériences réalisées en présence et en absence de charbon actif sont voisines pour les valeurs de pH légèrement acides que pour les valeurs de pH supérieures à 6,5.

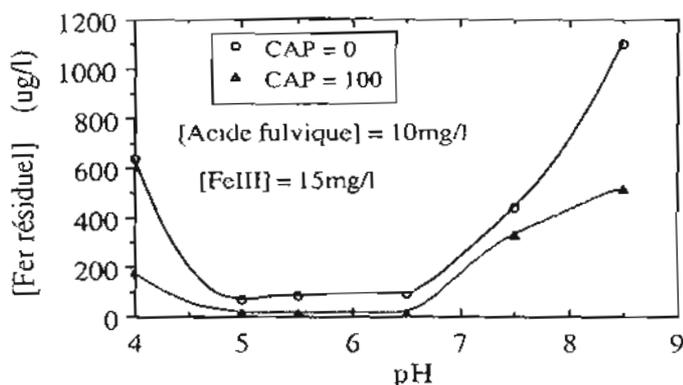


Figure 7 : Evolution de la concentration en fer résiduel en fonction du pH après coagulation en présence ou en absence de charbon actif en poudre (CAP).

Ces résultats semblent indiquer que les interactions entre le charbon actif et les espèces (solubles ou non) issues des réactions entre les différentes formes du fer et la matière organique ont des effets similaires pour ces valeurs de pH sur l'augmentation des rendements d'élimination de la matière organique par coagulation et en présence de charbon actif en poudre.

La figure 7 montre une fois encore que la présence de charbon actif permet de diminuer la concentration en fer résiduel. La présence d'une concentration relativement plus élevée du fer résiduel à pH inférieur à 4,5 trouve son explication dans la forte solubilité du fer (sous toutes ses formes) en milieu acide ainsi que de la forte solubilité de ses diffé-

rentes associations avec la matière organique. Le passage de la concentration en fer résiduel de $600 \mu\text{gFe.l}^{-1}$ en absence de charbon actif à environ $200 \mu\text{gFe.l}^{-1}$ en présence de charbon actif semble soutenir l'hypothèse d'une interaction entre le charbon actif et les différentes espèces issues des réactions entre les formes solubles du fer et la matière organique ou tout simplement une floculation des particules de charbon actif par le fer résiduel (comme nous l'avons observé sur la figure 4. Cette floculation explique la diminution de la concentration du fer résiduel en présence de charbon actif et à pH supérieur à 6,5.

3) - Influence de la concentration initiale en matière organique sur les rendements d'élimination de la matière organique

Nous avons étudié l'influence de la concentration initiale en acide fulvique sur l'efficacité de la coagulation en présence ou en absence de charbon actif. La concentration initiale en acide fulvique varie de 4 à 16 mg.l^{-1} . La coagulation est réalisée avec une dose de fer de 10 ou de 15 mgFe.l^{-1} .

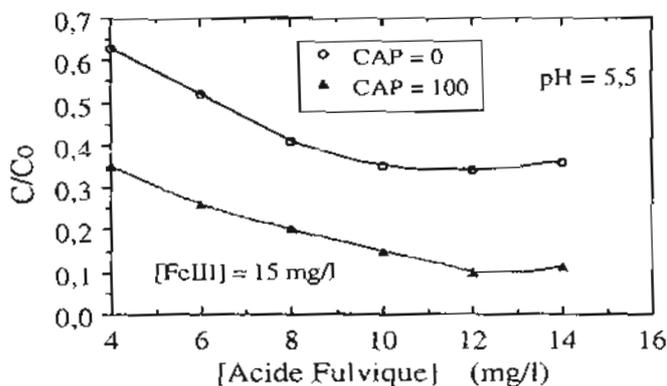


Figure 8 : Influence de la concentration initiale en acide fulvique sur l'efficacité de la coagulation en présence ou en absence de charbon actif (dose de fer = 15 mg Fe.l^{-1}).

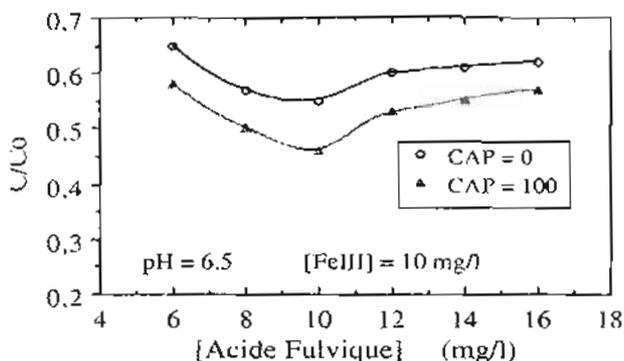


Figure 9 : Influence de la concentration initiale en acide fulvique sur l'efficacité de la coagulation en présence ou en absence de charbon actif (dose de fer = 10 mg Fe/l).

Ces expériences permettent de déterminer la stéchiométrie entre la matière organique et la dose de coagulant. Les résultats obtenus et qui sont représentés sur les figures 8 et 9 montrent qu'en présence ou en absence de charbon actif les rendements d'élimination augmentent quand la concentration initiale en matière organique augmente jusqu'à une certaine valeur (concentration initiale optimale). Le charbon actif en poudre améliore l'efficacité de la coagulation par rapport à la coagulation simple et sans déplacer la concentration initiale optimale qui permet de déterminer la stéchiométrie $[Fe]/[Matière\ organique]$. Sur la figure 8, l'optimum n'est pas très nette; la stéchiométrie est située dans la plage 1 à 1,5 mg Fe/mg d'acide fulvique. La figure 9 indique une stéchiométrie de 1 mg Fe/mg d'acide fulvique.

En général, la stéchiométrie $[Fe]/[Matière\ organique]$ varie en fonction de la nature de la matière organique et de la matrice minérale présente dans l'eau; elle dépend aussi de la technique de dosage de cette matière organique (absorbance UV, Carbone Organique Total, Oxydabilité au permanganate de potassium ...). En effet, on a obtenu une stéchiométrie de 1 mg Fe/mg d'acide fulvique lorsque cet acide fulvique est dosé par la mesure du Carbone Organique Total (COT) et une stéchiométrie de 1,5 mg Fe/mg d'acide fulvique lorsque le dosage est réalisé par mesure de l'absorbance UV à 254 nm [5].

4) - Elimination d'un micropolluant spécifique (le 2-chlorophénol) par coagulation en présence ou en absence de charbon actif en poudre.

Il est bien connu que les phénols sont des composés qui rentrent dans la structure des substances humiques (acide fulvique et acide humique). De plus on sait que la chloration des substances humiques, d'eau de surface ou des solutions de phénols conduit le plus souvent à la formation de nombreux composés organochlorés comme les chlorophénols. Dans cette partie de notre étude, nous avons voulu montrer l'importance du charbon actif en poudre pendant la coagulation de solution du 2-chlorophénol et du phénol par le chlorure ferrique. Les expériences de coagulation et/ou d'adsorption ont été réalisées à partir de l'eau bidistillée dans laquelle nous avons introduit des sels de chlorure de calcium, de sulfate de magnésium et de bicarbonate de sodium de manière à obtenir une alcalinité (TAC) de 5 °f, un titre hydrotimétrique (TH) de 5 °f avec une dureté calcique de 3 °f. La concentration initiale en 2-chlorophénol est de 2,5 mg.l⁻¹. La figure 10 indique l'efficacité de l'adsorption à pH = 5,5 du 2-chlorophénol seul et pour un temps de contact de 30 minutes. Ces résultats montrent que le charbon actif permet d'éliminer le 2-chlorophénol en solution dans l'eau ; pour une dose de 50 mg.l⁻¹ de charbon actif, environ 85 % de la matière organique ont été éliminés. Les courbes de la figure 11 indiquent que la présence (en quantité équimolaire) du phénol n'influe pas d'une manière très importante sur l'adsorption du 2-chlorophénol.

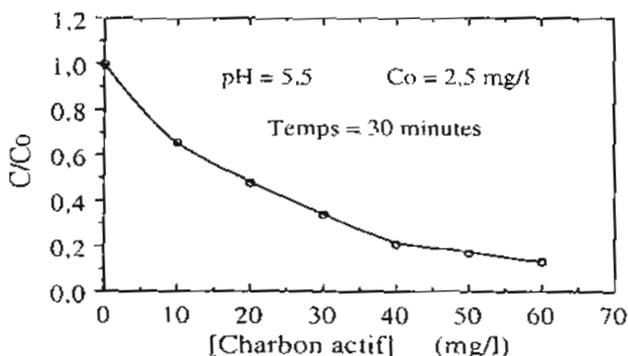


Figure 10 : Adsorption du 2-chlorophénol sur le charbon actif en poudre

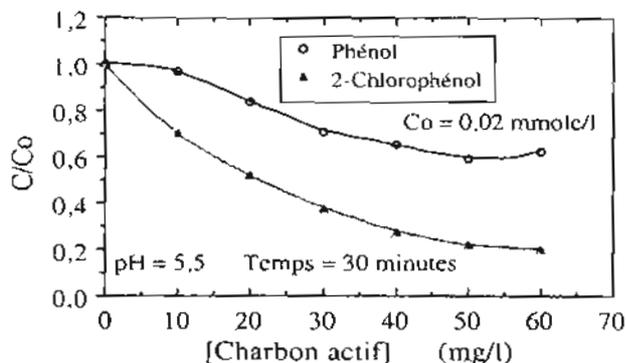


Figure 11 : Adsorption compétitive du 2-chlorophénol et du phénol sur le charbon actif en poudre

La figure 11 montre par ailleurs que le 2-chlorophénol est plus facilement adsorbé sur le charbon actif que le phénol. Pour 50 mg.l^{-1} de charbon actif nous avons obtenu environ 80 % d'élimination du 2-chlorophénol et environ 40 % d'élimination du phénol. Ces résultats montrent dans l'ensemble que le charbon actif étudié possède des sites qui ont des affinités préférentielles aux molécules du 2-chlorophénol. D'autres auteurs [15] ont obtenu des résultats similaires lors de l'adsorption compétitive du phénol, du 4-chlorophénol, du dodécylsulfate de sodium et des ions chromiques et mercuriques sur le charbon actif Filtrasorb 400 ; dans des conditions de saturation, ces auteurs ont obtenu une adsorption maximale de 434 mg.g^{-1} pour le 4-chlorophénol et de 213 mg.g^{-1} pour le phénol.

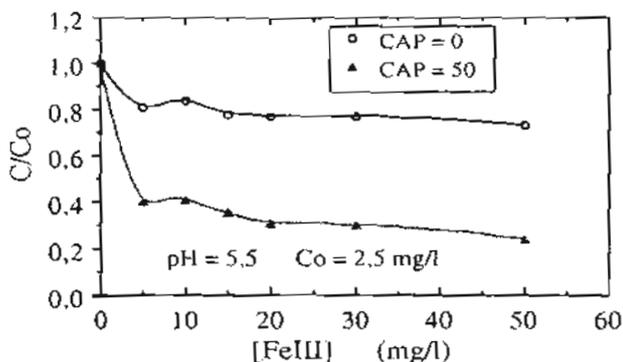


Figure 12 : Coagulation du 2-chlorophénol en présence ou en absence de charbon actif (CAP)

Enfin la figure 12 montre les résultats obtenus pendant la coagulation du 2-chlorophénol en présence ou en absence de charbon actif en poudre. Sur cette figure on observe que la coagulation seule permet d'éliminer environ 20 % de la concentration initiale du micropolluant et que la présence de 50 mg.l⁻¹ de charbon actif permet d'atteindre un rendement d'élimination de l'ordre de 80 %. Comme l'augmentation de la dose de coagulant (de 5 à 50 mgFe.l⁻¹) n'apporte pas une grande amélioration de l'élimination du micropolluant et comme nous avons obtenu un rendement d'élimination en présence de charbon actif légèrement inférieur au rendement d'élimination par adsorption seule (85 % par adsorption seule et 80 % par coagulation en présence de 50 mg.l⁻¹ de charbon actif), nous pouvons penser à des modes d'élimination indépendants car la différence des rendements (soit environ 5 %) entre la coagulation en présence de charbon actif et l'adsorption seule peut représenter la part prise par l'interaction entre le fer et le charbon actif (figure 4).

CONCLUSION

Cette étude nous a permis de montrer que la présence de charbon actif en poudre permet d'améliorer les rendements d'élimination de la matière organique par coagulation-floculation. Dans les conditions optimales de traitement la présence de charbon actif permet d'atteindre environ 90 % d'élimination de la matière organique. La présence de charbon actif permet également d'obtenir les concentrations en fer résiduel en dessous de la concentration maximale admissible dans les eaux de consommation. La présence de charbon actif ne modifie pas la plage de pH optimum ni celle de la stéchiométrie $[Fe(III)]/[Acide\ fulvique]$. Un mélange simultané de coagulant et de charbon actif a une efficacité similaire à une injection de charbon actif après formation de floes. Le charbon actif que nous avons étudié permet d'éliminer le 2-chlorophénol pendant la coagulation par le chlorure ferrique.

BIBLIOGRAPHIE

[1] - THURMAN E. M and MALCOM R. L. (1985) - In organic geochemistry of natural waters. - Nijhoff M. and Junk W., Dordrecht. The Netherland

[2] - BUFFLE J. PH. and MALLEVIALLE J (1974) - Le rôle des matières humiques envisagées comme agent d'accumulation et véhicule des substances toxiques dans les eaux. - *Techniques et Sciences Municipales*, 69, 6, pp 331-339

[3] - GLAZE WH., and PEYTON G.R. (1978) - In water chlorination : Environnement impact and health effects ; *Ed by Jolley R.L. and Hamilton D.H., Ann Arbor Science, Michigan, USA, Vol 2, 1.*

[4] - LÉFÈVRE E. et LÉGUBE B.(1993) - Coagulation-floculation par le chlorure ferrique de quelques acides organiques et phénols en solution aqueuse.- *Wat. Res.*, Vol 27, 3, pp 433-448

[5] - LÉFÈVRE E. et LÉGUBE B.(1990) - Coagulation par Fe(III) de substances humiques extraites d'eaux de surface : effet du pH et de la concentration en substances humiques. - *Wat. Res.*, Vol 24, 5, pp 591-606

[6] - SEMMENS M. J. et FIELD T. K. (1980) - Coagulation : Experiences in organics removal. - *J. Am. Water Wks. Ass.*, 72, 8, pp 476-483.

[7] - VIK E. A., CARSON D. A., EIKUM A. S. and GJESSING E. T. (1985) - Removing aquatic humus from Norwegian lakes - *J. Am. Water Wks. Ass.*, 77,3,pp 58-66

[8] - MAZET M., ANGBO L. et SERPAUD B (1990) - Adsorption de substances humiques sur floes d'hydroxyde d'aluminium préformés. - *Wat. Res.*, Vol 24, 12, pp1509-1518

[9] - VOUDRIAS E. A., LARSON R. A. and SNOEYINK V. L. (1985) - Effects of actived carbon on the reactions of free chlorine with phenol. - *Envi. Sci. Technol.*, 19, pp 441-449

[10] - HWANG S. C., LARSON R. A. and SNOEYINK V. L. (1990) - Reaction of free chlorine with substituted aniline in aqueous solution and on granular activated carbon. - *Wat. Res.*, Vol 24, 12, pp1527-1535

[11] - KARPEL VEL LEITNER N., DE LAAT J., DORÉ M., SUTY H. and POUILLOT M. (1994) - Inorganic and organic byproducts of the reaction between chlorite, activated carbon and phenolic compounds.- *Envi. Sci. Technol.*, 28, 2, pp 222-230

[12] - THURMAN E. M. and MALCOM E. R. (1981) - Preparative isolation of aquatic humic substances. - *Envi. Sci. Technol.*, 15, 4, pp463-466

[13] - Eaux - Méthodes d'essai. 3^e édition, Paris, (AFNOR 1986)

[14] - CATHALIFAUD G., AYELE J. et MAZET M. (1993) - Adsorption de molécules organiques sur charbon actif en poudre. : Influence des ions aluminium.

- *Environ. Technol.*, vol 14, pp443-451 [15] - MCKAY G., BINO M. J. and ALTAMEMI A. R. (1985) - The adsorption of various pollutants from aqueous solutions on to activated carbon - *Wat. Res.*, Vol 19, 4, pp491-495