



HAL
open science

Etude de l'interaction ozone / charbon actif pour la mise en place d'un procédé de traitement d'effluents aqueux

Hakim Dehouli, Olivier Chedeville, Benoit Cagnon, Vincent Caqueret, Catherine Porte

► **To cite this version:**

Hakim Dehouli, Olivier Chedeville, Benoit Cagnon, Vincent Caqueret, Catherine Porte. Etude de l'interaction ozone / charbon actif pour la mise en place d'un procédé de traitement d'effluents aqueux. 12e congrès de la société française de génie des procédés, Oct 2009, Marseille, France. <hal-05454911>

HAL Id: hal-05454911

<https://hal.science/hal-05454911v1>

Submitted on 12 Jan 2026

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



HAL Authorization

Etude de l'interaction ozone / charbon actif pour la mise en place d'un procédé de traitement d'effluents aqueux

Hakim Dehouli¹, Olivier Chedeville^{2*}, Benoît Cagnon², Vincent Caqueret¹, Catherine Porte¹

¹ Laboratoire du Génie des Procédés pour l'Environnement, l'Energie et la Santé (GP2ES - EA21), Conservatoire National des Arts et Métiers, 2 rue Conté, case courrier 302, 75003 Paris, France

² Institut de Chimie Organique et Analytique (ICOA), CNRS-UMR 6005, Institut Universitaire de Technologie Université d'Orléans, 16 rue d'Issoudun, BP 16729 – 45067 Orléans cedex 2 – France

Résumé

Le couplage ozone/charbon actif (O_3/CA) est une méthode récente de traitement des effluents aqueux basée sur les interactions entre l'oxydant et le matériau adsorbant. L'utilisation d'un tel procédé nécessite de comprendre et de maîtriser ces interactions. L'objectif de ces travaux est ainsi d'étudier l'influence du CA sur la décomposition de l'ozone en solution. Pour cela, le suivi de la cinétique de décomposition de l'ozone en présence de deux types de charbons actifs commerciaux (Pica 150 et Picaflo) a été réalisé. Les propriétés chimiques et structurales du CA ont été préalablement déterminées à l'aide de différentes analyses (dosage de Boehm, adsorption à l'azote à 77 K). En outre, les influences du pH (entre 3 et 7) et de la température (entre 10°C et 30°C) ont été étudiées.

Dans un premier temps, plusieurs modèles cinétiques ont été testés et le modèle du premier ordre par rapport à l' O_3 a été retenu ($r^2 > 0,981$). La présence du matériau adsorbant accélère significativement la décomposition de l' O_3 pour les deux CA utilisés et dans toutes les conditions de pH et de température. La comparaison des constantes cinétiques obtenues en présence des deux types de CA a permis de mettre en évidence l'importance des propriétés chimiques et structurales du CA sur les interactions du système. Dans un second temps, l'ajout d'un inhibiteur de radicaux libres, le ter-butyl alcool (tBuOH), a permis d'estimer la contribution des mécanismes radicalaires dans la décomposition de l' O_3 . Cette contribution varie avec le pH et la nature du CA : elle évolue de 7 % (pH = 3) à 76 % (pH = 7) pour le Pica 150 et de 10 % (pH = 3) à 86 % (pH = 7) pour le Picaflo.

Mots clés : ozone, charbon actif, cinétique de décomposition, radicaux hydroxyles

1. Introduction

Afin de répondre aux normes de rejets d'effluents aqueux de plus en plus strictes, il est nécessaire de développer de nouvelles techniques de traitement ou d'optimiser les méthodes existantes. L'ozonation est une méthode utilisée depuis plus d'un siècle dans le traitement de l'eau. L'oxydation des composés polluants par l'ozone peut se réaliser selon les mécanismes direct ou indirect. La voie directe consiste en une attaque de l'ozone moléculaire sur les sites nucléophiles et les liaisons insaturées. Cette action est sélective et généralement incomplète. La voie indirecte consiste à générer des radicaux hydroxyles (HO^\bullet) dont le fort pouvoir oxydant permet la dégradation d'un très grand nombre de polluants. Cette dernière action n'est pas sélective et peut conduire à la minéralisation complète du polluant. La formation de radicaux hydroxyles à partir d'ozone peut être réalisée dans des conditions basiques ou par interaction de l'ozone avec un composé (H_2O_2 , TiO_2 , charbon actif) ou un rayonnement U.V. (Beltran et al., 2006). Les procédés basés sur la génération de HO^\bullet sont appelés procédés d'oxydation avancée (Masschelein, 1991).

Le couplage ozone (O_3)/charbon actif (CA) permet de combiner simultanément les actions de l'ozonation, de l'adsorption sur CA et de l'oxydation par les radicaux hydroxyles (Beltran et al., 2006). Les premières études menées sur ce type de procédé montrent son fort potentiel, notamment concernant les composés réfractaires à

* Auteur à qui la correspondance devrait être adressée : olivier.chedeville@univ-orleans.fr

l'ozonation (Faria, 2006, Rivera Utrilla, 2002). Son utilisation pour des opérations de dépollution nécessite la compréhension et la maîtrise des interactions existant entre l'O₃ et le CA ainsi que l'optimisation des conditions opératoires du procédé favorisant cette interaction. L'objectif de ces travaux est ainsi d'étudier l'influence de la présence de CA sur la cinétique de décomposition de l'O₃ dissous. Dans un premier temps, le choix du modèle cinétique de la réaction de décomposition de l'ozone et la détermination de l'influence de la température sur cette décomposition ont été réalisés avec le CA Pica 150. Dans un second temps, l'influence du *pH* et la contribution des mécanismes radicalaires à la décomposition de l'ozone ont été déterminées en réalisant des expériences à différents *pH* (3 à 7) et en introduisant un inhibiteur de radicaux libres, le tertbutyl alcool (tBuOH). Pour ces expériences, les deux CA ont été utilisés afin d'étudier l'influence des caractéristiques chimiques et structurales du CA sur son interaction avec l'O₃. Ces caractéristiques ont été préalablement déterminées en effectuant différentes analyses (dosage de Boehm, adsorption à l'azote à 77 K).

2. Matériel et méthode

2.1 Analyses des charbons actifs

Les CA commerciaux utilisés (Picachem 150 et Picaflo 103 LB) ont été fournis par la société Pica (Vierzon, France). Les isothermes d'adsorption d'azote à 77 K ont été réalisées par le laboratoire PROMES (UPR 8521, Perpignan, France) à l'aide d'un appareil Micromeritics ASAP 2000M. Le volume microporeux spécifique W_0 (cm³ g⁻¹) et la largeur moyenne de micropores L_0 (nm) ont été estimés par application de l'équation de Dubinin-Radushkevich (D-R) (Stoeckli, 1995). En outre, la méthode α_s proposée par Sing et al. (1985) a été utilisée afin de déterminer la surface spécifique externe S_{ext} (m² g⁻¹). La détermination des diamètres moyens des grains de CA a été réalisée par granulométrie laser (Coulter LS 230). Les groupements oxygénés de surface des CA ont été quantifiés par la méthode de dosage de Boehm et la détermination du pH_{PZC} a été obtenue par la méthode proposée par Rivera-Utrilla (Rivera-Utrilla, 2002).

2.2 Cinétique de décomposition de l'ozone

Dans l'eau, la cinétique de décomposition de l'O₃ peut être modélisée de la façon suivante (Coca et al., 2007) :

$$-\frac{d[O_3]}{dt} = k_D \cdot [O_3]^m \quad (1)$$

où $[O_3]$ est la concentration de l'O₃ dissous à l'instant t (mol L⁻¹), k_D est la constante cinétique de décomposition (mol^{1-m} L^{m-1} s⁻¹), m est l'ordre de la réaction par rapport à l'O₃ et t est le temps (min). L'ordre de la réaction par rapport à l'O₃ est encore sujet à controverses. Plusieurs valeurs de m sont proposées dans la littérature, les ordres les plus fréquemment rencontrés étant compris entre 1 et 2 (Masschelein, 1991). La décomposition de l'O₃ peut être réalisée par auto-décomposition dans l'eau ou sur le CA, le mécanisme pouvant être de nature moléculaire ou radicalaire. La contribution des interactions entre l'O₃ et le CA (δ^{CA} (%)) sur la cinétique de décomposition de l'O₃, peut être estimée par la relation suivante (Valdès, 2006) :

$$\delta_{CA} = \frac{k_{D(CA)} - k_{D(B)}}{k_{D(CA)}} \cdot 100 \quad (2)$$

où $k_{D(B)}$ et $k_{D(CA)}$ sont les constantes de vitesse de décomposition de l'O₃ respectivement en absence et en présence de CA (mol^{1-m} L^{m-1} s⁻¹). L'ajout d'un inhibiteur de radicaux libres permet la détermination de la contribution des mécanismes radicalaires dans l'interaction entre l'O₃ et le CA ($\delta^{HO\bullet}$ (%)), selon la relation suivante :

$$\delta^{HO\bullet} = \frac{(k_{D(CA)} - k_{D(B)}) - (k_{D(CA+I)} - k_{D(B)})}{k_{D(CA)} - k_{D(B)}} \cdot 100 \quad (1)$$

où $k_{D(CA+I)}$ est la constante de vitesse de décomposition de l'O₃ en présence de CA et de tBuOH (mol^{1-m} L^{m-1} s⁻¹).

2.3 Mode opératoire

Les expériences sont réalisées dans un réacteur agité fermé de 1,5 L plongé dans un bain thermostaté (10°C ≤ T ≤ 30°C, ± 0,2°C) muni d'un pH-mètre (Eutech escoscan *pH* 5). L'O₃, produit à partir d'oxygène pur dans un ozoneur type LABO LOX, est mis à buller dans la solution à l'aide d'un diffuseur poreux. La concentration en O₃ dans le gaz est mesurée par spectrophotométrie U.V. (Messtechnick BMT 961), à $\lambda = 254$ nm en entrée ou en sortie du réacteur. Un volume de 1,3 L d'eau déminéralisée est introduit dans le réacteur et

porté à la température de consigne. Le *pH* est ensuite fixé par introduction de soude ou d'acide sulfurique. L'O₃ est mis à buller jusqu'à saturation de la solution, l'alimentation en gaz est alors coupée. Un échantillon est prélevé toutes les minutes dans le réacteur et sa concentration en O₃ dissous est immédiatement déterminée. L'introduction de charbon actif (1g) et de tBuOH dans le réacteur est réalisée lors de la coupure de l'alimentation en gaz. L'inhibiteur de radicaux libres est introduit en large excès ([tBuOH] = 500 [O₃]). La concentration en ozone dissous est déterminée par la méthode au carmin indigo (Bader et Hoigné, 1981).

3. Résultats et discussion

3.1 Analyse chimique et structurale des charbons actifs.

Les propriétés poreuses des CA utilisés dans cette étude sont présentées dans le Tableau 1.

Table 1. Propriétés structurales des charbons actifs Pica 150 et Picaflo

	W_0 (cm ³ g ⁻¹)	L_0 (nm)	S_{ext} (m ² g ⁻¹)	D_{moy} (μm)
Pica 150	0,75	2,43	630	1042
Picaflo	0,63	2,67	840	1018

Le CA Pica 150 présente un volume microporeux plus important que le Picaflo (respectivement 0,75 et 0,63 cm³ g⁻¹) et une largeur moyenne de micropores plus étroite (2,43 nm contre 2,67 nm pour le Picaflo). Le Picaflo présente une largeur moyenne de micropores à la limite de la mésoporosité ; c'est un CA moins microporeux que le Pica 150. Le Pica 150 présente une surface externe moins importante que le Picaflo (respectivement 630 et 840 m² g⁻¹). Les diamètres moyens des deux CA sont équivalents (1042 μm pour le Pica 150 et 1018 μm pour le Picaflo) et correspondent à des CA granulaires.

L'analyse des groupements fonctionnels de surface réalisée par le dosage de Boehm montre que le Pica 150 présente un nombre de groupements de surface acides total plus important que le Picaflo (respectivement 2,51 et 1,34 mEq g⁻¹) et un nombre de groupements de surface basiques relativement proche (respectivement 0,23 et 0,34 mEq g⁻¹) (Tableau 2). Ces résultats sont confirmés par la mesure des *pH_{PZC}* qui montre que le Pica 150 possède un *pH_{PZC}* légèrement plus acide que le Picaflo (respectivement 2,2 et 2,6).

Table 2. Propriétés chimiques des charbons actifs

Fonctions chimiques	Carboxyliques (mEq g ⁻¹)	Lactones (mEq g ⁻¹)	Phénoliques (mEq g ⁻¹)	Totales acides (mEq g ⁻¹)	Totales bases (mEq g ⁻¹)	<i>pH_{PZC}</i>
Picaflo	0,51	0,51	0,27	1,34	0,34	2,6
Pica 150	0,87	0,75	0,64	2,51	0,23	2,2

3.2 Influence de la température

Afin de déterminer l'influence de la température sur l'interaction O₃/CA, cinq expériences ont été réalisées à *pH* = 7 pour des températures comprises entre 10 et 30°C. Une première série d'expériences a été réalisée sans CA, et une seconde série avec l'ajout d'un gramme de Pica 150. Différents modèles cinétiques ont été testés (Tableau 3). La comparaison des coefficients de corrélation obtenus pour chaque modèle montre que la loi de vitesse d'ordre 1 par rapport à l'O₃ est la mieux adaptée (*r*² > 0,981). Seul ce modèle sera utilisé par la suite. La forme intégrée de l'équation (1) est ainsi :

$$\ln\left(\frac{[O_3]_t}{[O_3]_0}\right) = -k_D \cdot t \quad (4)$$

où [O₃]₀ et [O₃]_t sont les concentrations en ozone dissous respectivement à l'instant initial (mol L⁻¹) et à l'instant *t*. Les Figures 1a et 1b représentent la modélisation de la cinétique de décomposition de l'O₃ par le modèle du premier ordre pour les expériences réalisées avec et sans CA. Les valeurs de *k_{D(B)}* obtenues (Tableau 3) sont en accord avec les travaux de différents auteurs concernant l'auto-décomposition de l'O₃ dans l'eau : 0,030 min⁻¹ < *k_{D(B)}* < 0,120 min⁻¹ à *pH* 7 et à 20°C (Bin, 2004). Il apparaît que *k_{D(B)}* croît de 0,030 min⁻¹ à 0,097 min⁻¹ et *k_{D(CA)}* de 0,075 à 0,180 min⁻¹ lorsque la température augmente de 10 à 30 °C. Ainsi une augmentation de la température favorise la décomposition de l'ozone. Cependant, les résultats présentés dans le Tableau 4 montrent une diminution de la contribution du CA dans la décomposition de l'O₃ lorsque la température augmente : δ^{CA}

diminue de 60% (10°C) à 46% (30°C). Ce phénomène peut être expliqué par une augmentation significative de l'auto-décomposition de l'ozone dans l'eau $k_{D(B)}$ avec la température. Une augmentation de la température ne semble donc pas favoriser l'interaction O_3/CA .

Table 3. Modélisation de la cinétique de décomposition de l'ozone et influence de la température (Pica 150)

T °C	m = 1				m = 1,5				m = 2			
	$k_{D(B)}$ min ⁻¹	r^2	$k_{D(CA)}$ min ⁻¹	r^2	$k_{D(B)}$ M ^{0,5} min ⁻¹	r^2	$k_{D(CA)}$ M ^{0,5} min ⁻¹	r^2	$k_{D(B)}$ M ¹ min ⁻¹	r^2	$k_{D(CA)}$ M ¹ min ⁻¹	r^2
10	0,030	0,987	0,075	0,992	0,017	0,976	0,051	0,984	0,009	0,981	0,029	0,986
15	0,036	0,989	0,082	0,981	0,023	0,992	0,051	0,988	0,014	0,994	0,034	0,905
20	0,053	0,981	0,103	0,995	0,034	0,949	0,080	0,980	0,029	0,963	0,065	0,932
25	0,069	0,994	0,138	0,993	0,069	0,948	0,137	0,979	0,047	0,958	0,107	0,938
30	0,097	0,994	0,180	0,995	0,122	0,963	0,195	0,967	0,114	0,993	0,256	0,895

Pour toutes les températures, la présence de CA augmente significativement la cinétique de décomposition de l' O_3 dans l'eau. En outre, la détermination de l'énergie d'activation (loi d'Arrhénius), $Ea_{(B)} = 42 \text{ kJ mol}^{-1}$ et $Ea_{(CA)} = 31 \text{ kJ mol}^{-1}$, montre une diminution de la barrière énergétique de la réaction de décomposition de l'ozone due à la présence de CA (la valeur obtenue pour $Ea_{(B)}$ est en accord avec les valeurs de la littérature (Masschelein, 1991)). Ces résultats confirment la participation du CA à la décomposition de l' O_3 . Plusieurs hypothèses ont été proposées afin d'expliquer l'accélération de la décomposition de l' O_3 en présence de CA. Selon Valdes (2006), cette accélération est principalement due à l'interaction entre l' O_3 et les groupements oxygénés acides de surface. Pour Faria (2006), ce sont principalement les fonctions basiques du CA qui sont concernées par l'interaction. La détermination des propriétés chimiques du CA a montré que ce dernier possède un nombre élevé de fonctions oxygénées de surface et un faible nombre de fonctions basiques (Tableau 2). Ainsi, l'accélération significative de la décomposition de l' O_3 en présence du Pica 150 semble montrer que les fonctions oxygénées acides de surface jouent un rôle important dans l'interaction O_3/CA .

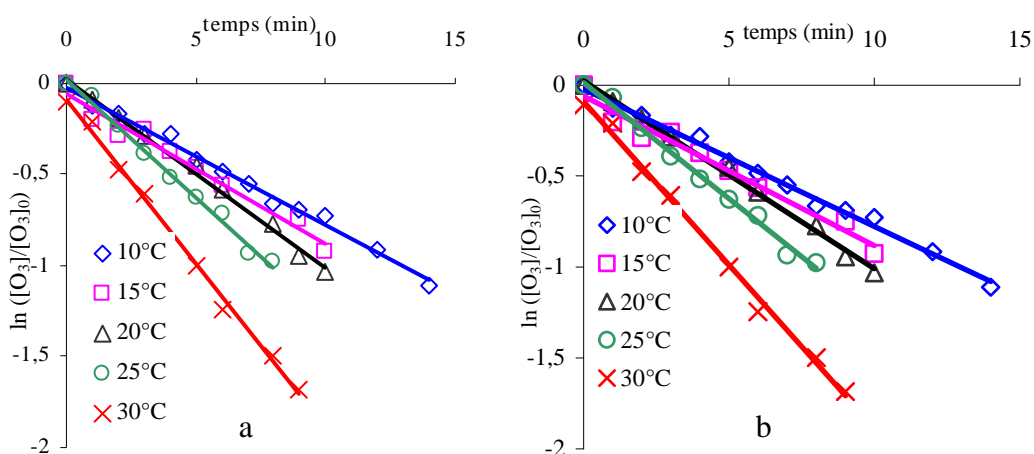


Figure 1 : Modélisation par un modèle du premier ordre de la cinétique de décomposition de l'ozone dans l'eau (a) en absence de CA et (b) en présence de CA.

Table 4. Evolution de δ^{CA} en fonction de la température

	10°C	15°C	20°C	25°C	30°C
δ^{CA} (%)	60	56	49	50	46

3.3 Influence du pH

Afin de déterminer l'influence des propriétés physico-chimiques du CA sur l'interaction O_3/CA , la cinétique de décomposition de l' O_3 dissous a été étudiée en présence des CA Pica 150 et Picaflo. Pour cela, cinq expériences ont été menées à des pH compris entre 3 et 7. En outre, afin d'estimer la contribution des mécanismes radicalaires à la décomposition de l' O_3 , les expériences ont été menées en l'absence puis en présence de tBuOH. Pour les expériences réalisées en absence de CA, la constante de décomposition de l'ozone augmente avec le pH : $k_{D(B)}$ croît de $0,007 \text{ min}^{-1}$ à $0,069 \text{ min}^{-1}$ lorsque le pH évolue de 4 à 7 (Tableau 5).

Table 5. Influence du pH et d'un inhibiteur de radicaux libres sur la cinétique de décomposition de l'O₃ en présence de CA

pH	Blanc		Pica 150						Picaflo					
	$k_{D(B)}$ min ⁻¹	r^2	$k_{D(CA)}$ min ⁻¹	r^2	$k_{D(CA+I)}$ min ⁻¹	r^2	δ^{CA} %	δ^{HO} %	$k_{D(CA)}$ min ⁻¹	r^2	$k_{D(CA+I)}$ min ⁻¹	r^2	δ^{CA} %	δ^{HO} %
3	-	-	0,084	0,996	0,079	0,989	93	7	0,046	0,995	0,043	0,996	88	10
4	0,007	0,978	0,091	0,997	0,074	0,984	92	18	0,052	0,999	0,044	0,991	86	17
5	0,008	0,999	0,113	0,997	0,068	0,995	92	43	0,061	0,998	0,050	0,993	86	21
6	0,024	0,995	0,120	0,991	0,064	0,992	80	58	0,072	0,988	0,052	0,998	67	41
7	0,069	0,998	0,130	0,992	0,083	0,996	47	76	0,085	0,987	0,070	0,996	19	86

Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés dans la littérature (Bin, 2004). La valeur de la constante de décomposition à pH = 3 n'a pu être estimée du fait de sa faible valeur, inférieure à 10⁻³ min⁻¹ (Zaror, 1997) et de l'incertitude expérimentale liée à notre protocole (estimée à ± 0,002 min⁻¹).

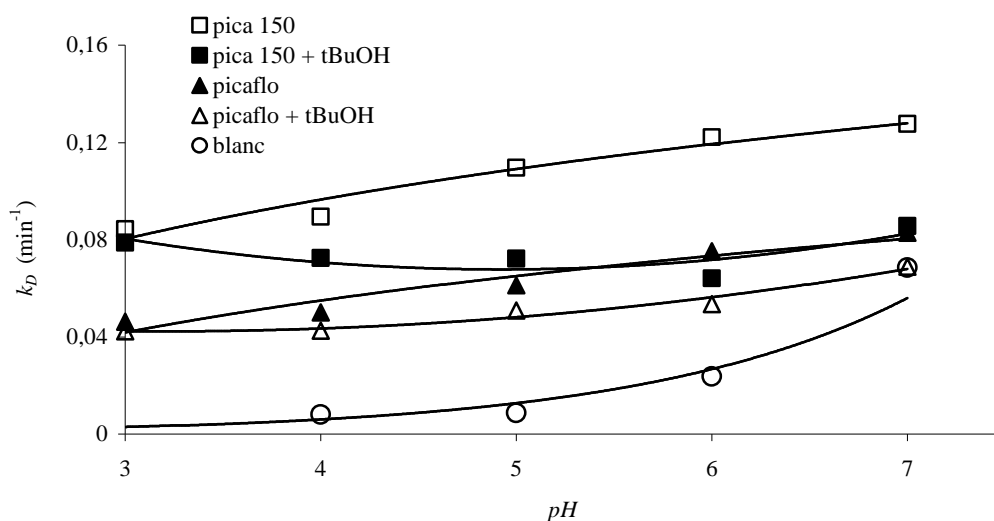


Figure 2 : Décomposition de l'ozone en présence de CA et de tBuOH en fonction du pH

En présence de CA, la constante de vitesse de décomposition de l'O₃ augmente de 0,084 min⁻¹ à 0,130 min⁻¹ et de 0,046 min⁻¹ à 0,085 min⁻¹ respectivement pour le Pica 150 et le Picaflo lorsque le pH augmente de 3 à 7. La décomposition de l'ozone dissous est donc favorisée par une diminution de l'acidité. Toutefois, cette augmentation est principalement due à l'interaction entre l'ozone et les ions HO⁻ présents en solution. En effet pour les deux CA, δ^{CA} diminue de 93 % à 47 % pour le Pica 150 et de 88 % à 19 % pour le Picaflo lorsque le pH évolue de 3 à 7. Des effets de répulsions électrostatiques entre le CA et les ions HO⁻ pourraient expliquer ce phénomène. Selon Faria (2006) et Hans et Hoigné (1998) la décomposition de l'O₃ en présence de CA est réalisée par adsorption et réaction de O₃ et HO⁻ à la surface du CA. Or, l'adsorption de HO⁻ suppose une interaction avec les fonctions de surface du CA. Dans la présente étude, le pH de la solution est supérieur au pH_{PZC} des CA, ce qui implique une surface des CA chargée négativement. Ceci entraîne une répulsion des HO⁻ et pourrait expliquer la diminution de δ^{CA} . Ainsi l'interaction O₃/CA ne semble pas favorisée à pH élevé et l'O₃ est préférentiellement consommé par réaction avec les ions HO⁻. Afin d'obtenir une interaction efficace entre O₃ et CA, il est nécessaire que le pH ne soit pas trop élevé par rapport au pH_{PZC} du CA.

L'introduction de tBuOH a conduit à la diminution de k_D montrant le rôle des mécanismes radicalaires dans la décomposition de l'O₃. L'évolution de $\delta^{HO\bullet}$ (Tableau 5) montre que la contribution de ces mécanismes radicalaires augmente lorsque le pH évolue de 3 à 7 (de 7 % à 76 % pour le Pica 150 et de 10 % à 86 % pour le Picaflo). La contribution des mécanismes radicalaires devient majoritaire pour des pH compris entre 5 et 7. Plusieurs études indiquent que lorsque $pH > pH_{PZC}$ certains groupements de surface déprotonés peuvent jouer le rôle d'initiateur de réaction radicalaire (Valdes, 2006). Ici, les CA utilisés étant relativement acides ($pH_{PZC} = 2,2$ pour le Pica 150 et 2,6 pour le Picaflo), la contribution des mécanismes radicalaires est significative même à pH acide. Ainsi à faible pH, la décomposition de l'O₃ dissous fait principalement intervenir des mécanismes de type

moléculaire et à plus fort pH des mécanismes de type radicalaire. Il est important d'optimiser le pH de la solution afin d'obtenir des interactions efficaces pour la création de radicaux.

Les expériences réalisées montrent que la constante de vitesse de décomposition de l'ozone est plus élevée en présence du Pica 150 qu'en présence du Picaflo (Figure 2). Ceci montre que les propriétés du CA influent sur l'interaction avec O_3 . Les facteurs influençant cette interaction sont sujets à controverses. Selon Sanchez-Polo et al. (2005), la décomposition de l' O_3 par le CA dépend de la présence de groupements basiques à la surface du CA et de ses propriétés structurales notamment une grande surface externe. Selon Alvarez et al. (2006), la décomposition de l'ozone est essentiellement due aux fonctions chimiques de surface (acides et basiques) du CA. Dans cette étude, le Pica 150 présente une surface externe plus faible (Tableau 1), un nombre de fonctions de surface basiques équivalent et un nombre beaucoup plus élevé de fonctions acides (Tableau 2) que le Picaflo. Ainsi, il semble que les fonctions acides jouent un rôle important dans l'interaction O_3/CA , confirmant les résultats précédents.

4. Conclusion

La cinétique de décomposition de l' O_3 dissous en présence de CA, pouvant être représentée par un modèle cinétique du premier ordre, a été étudiée. L'influence des paramètres opératoires (température et pH) sur cette décomposition a été déterminée. Une augmentation de température entraîne une accélération de la décomposition de l' O_3 . Toutefois, ce phénomène s'accompagne d'une diminution de la contribution du CA à la décomposition de l'ozone (diminution de δ_{CA}) : l'auto-décomposition de l' O_3 en phase aqueuse devient prépondérante et limite ainsi l'interaction O_3 / CA . En outre, une augmentation du pH de la solution conduit aussi à une accélération de la décomposition de l' O_3 . Toutefois, à $pH > 5$, une diminution significative de interactions O_3 / CA est observée (diminution de δ_{CA}). Ce phénomène pourrait être expliqué par un effet de répulsion électrostatique entre les espèces en solution et la surface du CA, cette dernière étant chargée négativement lorsque $pH > pH_{PZC}$. Néanmoins, le pH doit être maintenu à une valeur permettant de favoriser des interactions de type radicalaire nécessaires à la formation des radicaux hydroxyles. Ainsi, l'utilisation d'un couplage O_3 / CA nécessite une optimisation de ces paramètres opératoires afin d'obtenir un procédé efficace. En outre, cette étude a montré que l'intensité de l'interaction O_3 / CA est fonction des propriétés physico-chimiques du CA, et notamment du nombre de fonctions acides.

References

- Alvarez P.M., J.F. García-Araya, F.J. Beltrán, F.J. Masa, F. Medina, Ozonation of activated carbons: Effect on the adsorption of selected phenolic compounds from aqueous solutions, 2006, *Journal of Colloid and Interface Science* 283, 503.
- Bader H. and J. Hoigné, 1981, Determination of ozone in water by the indigo method, *Water Research* 15, 449
- Beltran F. J., J.F.Garcia-Araya, I. Giraldez, Gallic acid water ozonation using activated carbon, 2006, *Applied Catalysis B : Environmental* 63, 249.
- Bin A.K., Ozone dissolution in aqueous systems treatment of the experimental data, 2004, *Experimental Thermal and Fluid Science* 28, 395.
- Coca M., M. Pena, G. Gonzalez, Kinetic study of ozonation of molasses fermentation wastewater, 2007, *Journal of hazardous materials* 14, 364.
- C.C. Faria, J.J.M. Orfao, M.R. Fernando Pereira, Ozone decomposition in water catalysed by activated Carbon : Influence of chemical and textural properties, 2006, *Industrial engineering chemistry research* 45, 2715.
- Masschelein W. J., *Ozone et ozonation des eaux*, Paris, édition Tec & doc, 1991..
- Rivera-Utrilla J., M. Sánchez-Polo, Ozonation of 1, 3, 6-naphthalenetrisulphonic acid catalysed by activated carbon in aqueous phase, 2002, *Applied Catalysis B: Environmental* 1219, 1.
- Sanchez-Polo M., U. von Gunten, J. Rivera-Utrilla, Efficiency of activated carbon to transform ozone into OH radicals: Influence of operational parameters, 2005, *Water Research* 39, 3189.
- K.S.W. Sing, D.H. Everett, R.A.W. Haul, L. Moscou, R.A. Pierotti, J. Rouquerol, T. Siemieniowska, 1985, Reporting physisorption data for gas/solid systems with special reference to the determination of surface area and porosity. *IUPAC, Pure and applied chemistry* 57, 603.
- Stoekli H.F., Characterization of microporous carbons by adsorption and immersion techniques, in: Patrick, J. (Ed.), *Porosity in Carbons – Characterization and Applications*, 1995, Arnold, London, 67.
- Valdes H., C.A. Zaror, Heterogeneous and homogeneous catalytic ozonation of benzothiazole promoted by activated carbon: Kinetic approach», 2006, *Chemosphere* 65, 1131.
- Zaror C.A., Enhanced oxidation of toxic effluents using simultaneous ozonation and activated carbon treatment, 1997, *Journal of Chem. Tech. Biotechnol* 70, 21.