

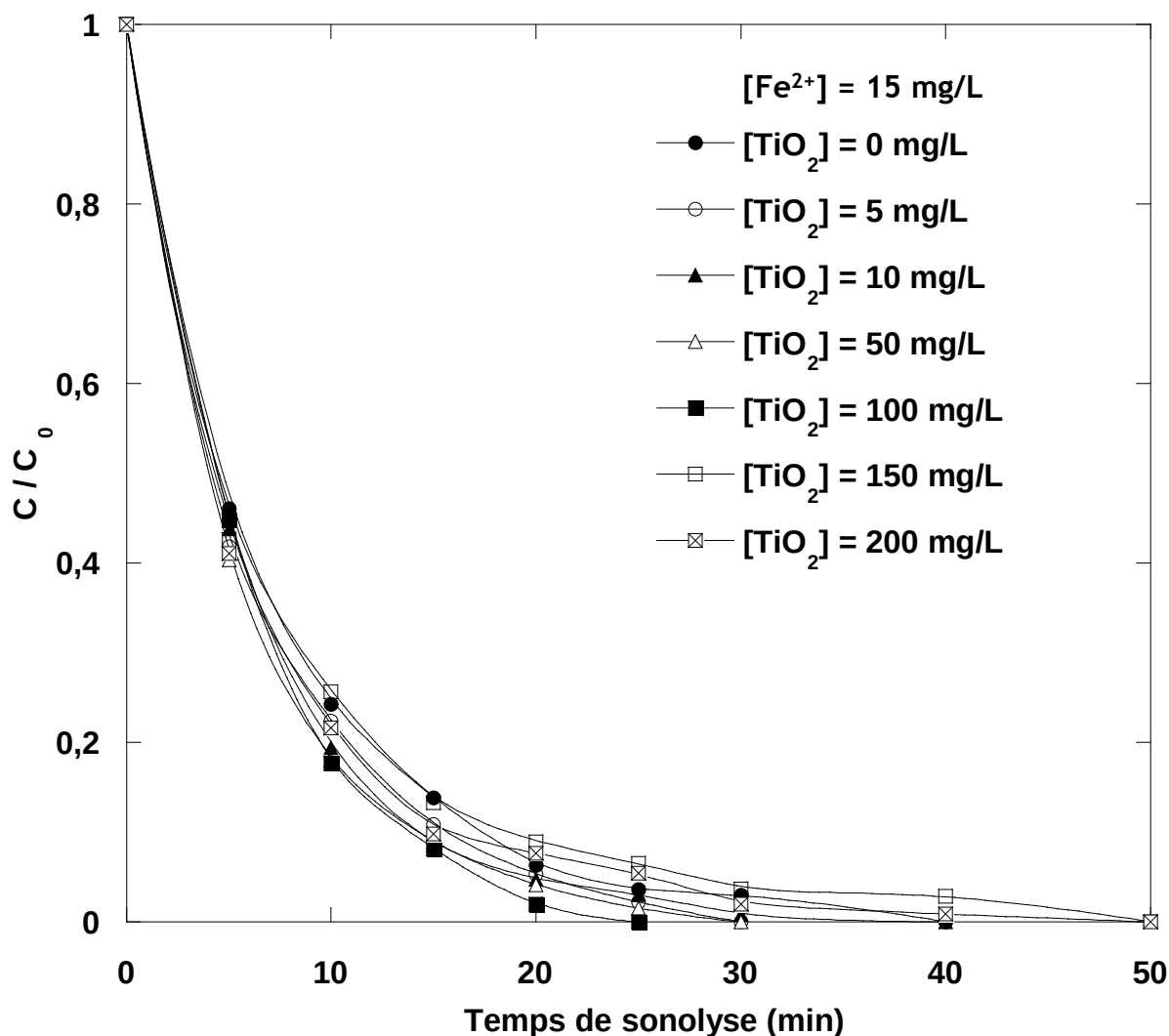


Figure II.10 : Effet de l'ajout de TiO_2 sur la dégradation sonochimique du BR29 en présence de 15 mg/L de Fe^{2+} (Conditions : $V = 300 \text{ mL}$; $C_0 = 30 \text{ mg/L}$; $[\text{Fe}^{2+}] = 15 \text{ mg/L}$; $T = 25 \pm 2^\circ \text{C}$; $\text{pH } 3$; $f = 300 \text{ kHz}$; $P_{\text{élec}} = 80 \text{ W}$).

Pour les concentrations utilisées pour les deux additifs, on note une légère amélioration par rapport à sa dégradation sans aucun ajout. En effet, pour une sonolyse du substrat seul en solution l'élimination s'achève en 60 min à pH 3. Cependant, un taux maximal de dégradation est obtenu pour une concentration de 15 mg/L de Fe^{2+} et de 100 mg/L du catalyseur, soit un rendement de 100% après 25 min de traitement, pour des quantités supérieures ou inférieures à cette concentration en TiO_2 , la dégradation ralentit. Ces résultats confirment ceux obtenus lors de l'étude des deux additifs séparément.

D'autre part, la concentration du catalyseur est maintenue égale à 100 mg/L et la concentration des ions Fe^{2+} est variée (5, 10, 15, 20 mg/L), et la Figure II.11 présente les différentes variations observées.

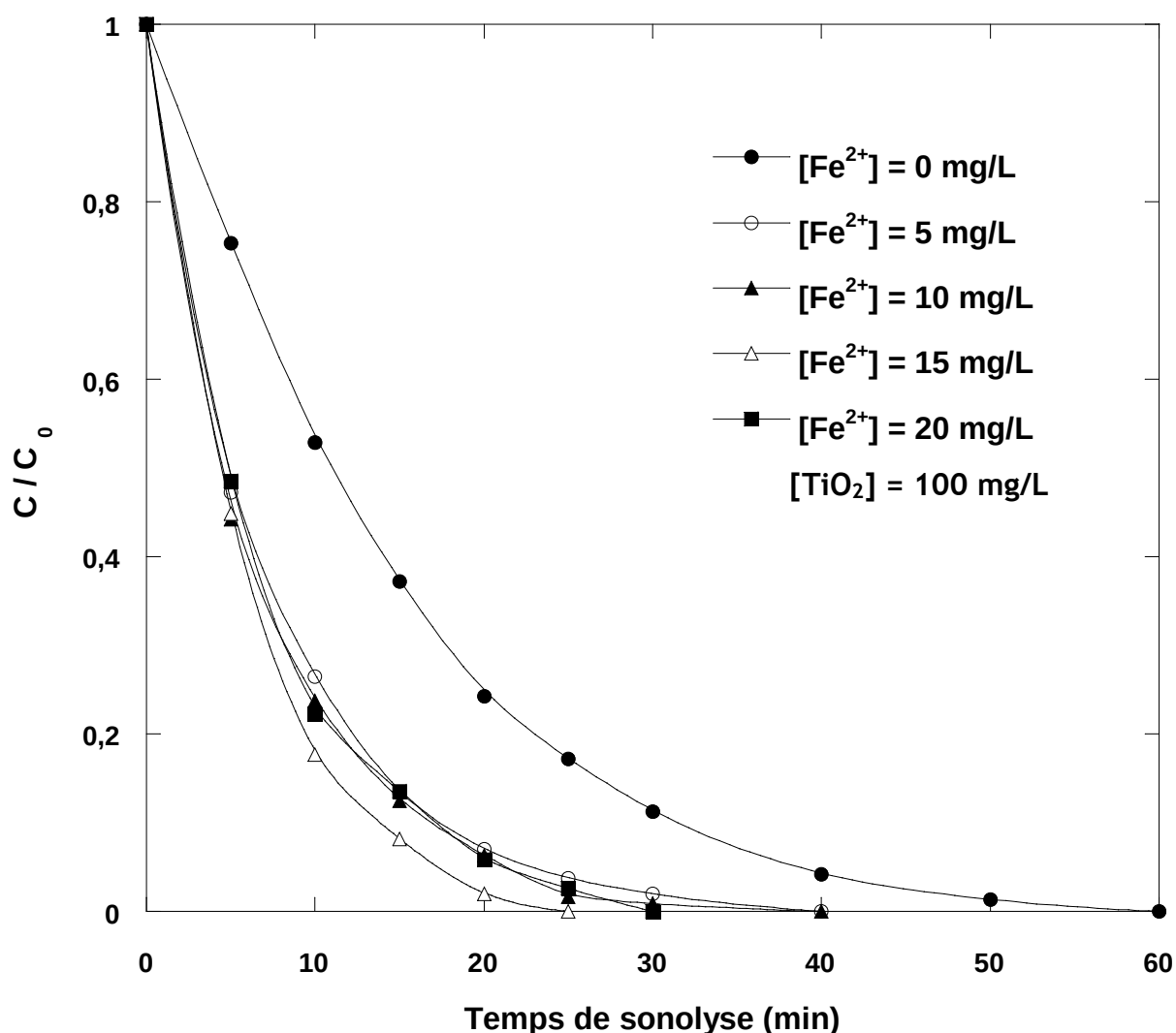


Figure II.11 : Effet des ions Fe^{2+} sur la dégradation sonochimique du BR29 en présence de TiO_2 (Conditions : $V = 300 \text{ mL}$; $C_0 = 30 \text{ mg/L}$; $[\text{TiO}_2] = 100 \text{ mg/L}$; $T = 25 \pm 2^\circ \text{C}$; $\text{pH } 3$; $f = 300 \text{ kHz}$; $P_{\text{élec}} = 80 \text{ W}$).

Les vitesses initiales de dégradation du BR 29, en présence et en l'absence des différents additifs sont présentées sur la Figure II.12. La vitesse initiale de dégradation du BR29 sous l'action unique des ultrasons est de $1,41 \text{ mg/L min}$ et elle augmente d'un facteur égale à 1,7 en présence du mélange $\text{Fe}^{2+}/\text{TiO}_2$ pour atteindre $2,47 \text{ mg/L min}$. Comme il a été constaté précédemment, l'action des ions Fe^{2+} est plus prononcée que celle du TiO_2 . Des résultats semblables ont fait l'objet des travaux de Madhavan et al. [59] lors de la dégradation de l'Ibuprofène. L'ensemble des résultats peut être expliqué par l'effet additionnel de deux phénomènes, i) la catalyse par les particules de TiO_2 , où les molécules du substrat viennent s'adsorber sur des sites rendus actifs par l'action des ultrasons, notamment à des pH

acides. En effet, pour des pH inférieurs à la valeur du pH_{pzc} du catalyseur, sa surface est chargée positivement, et l'accélération de l'élimination du BR 29 est attribuée à l'interaction entre les molécules du substrat et la surface des particules chargée positivement et ii) le procédé Fenton qui génère des radicaux $HO^\bullet$ par la décomposition du peroxyde d'hydrogène et qui agissent favorablement sur la destruction de la molécule du substrat dans les milieux aqueux [60,61].

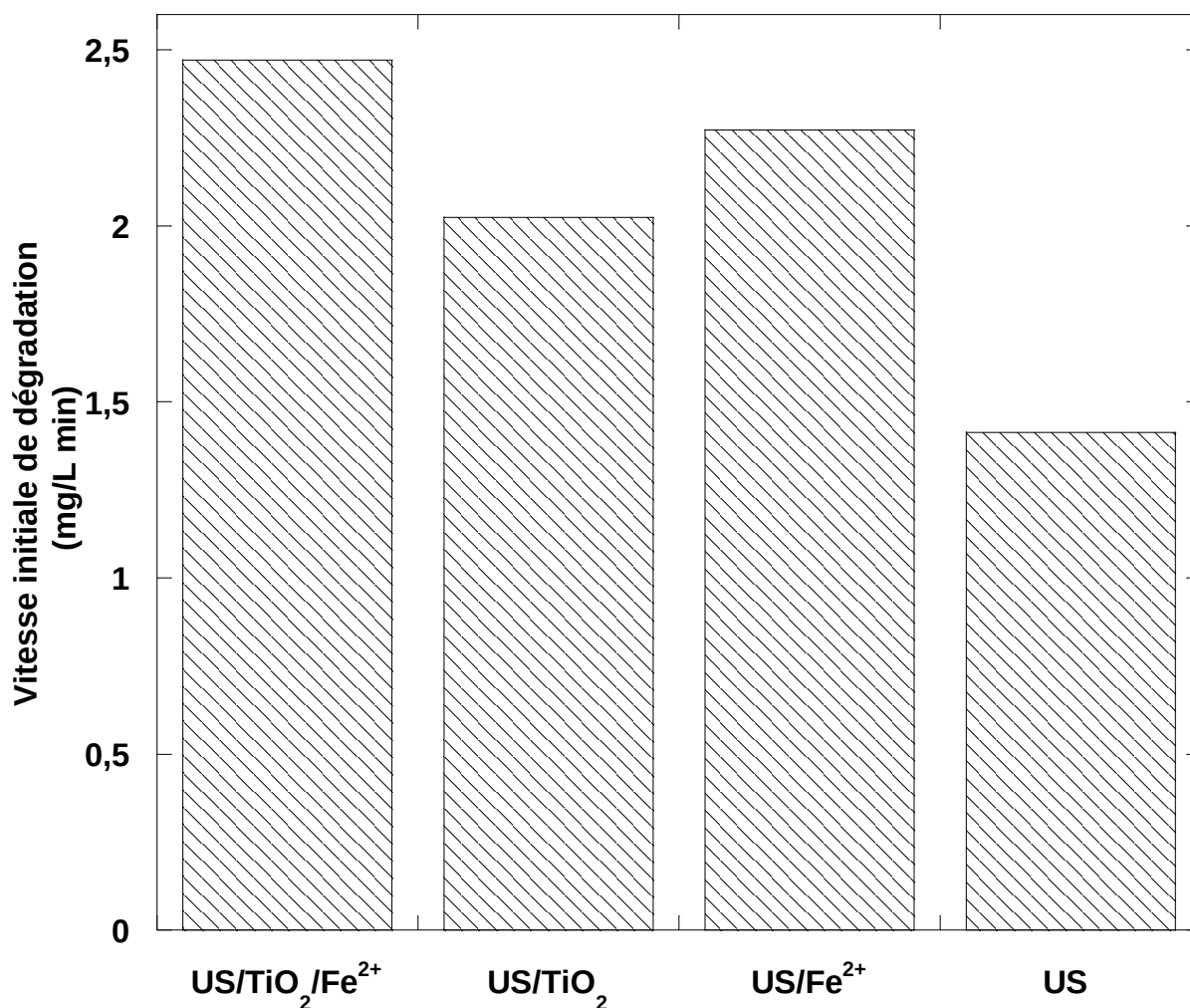


Figure II.12 : Vitesse initiale de la dégradation du BR29 dans différents systèmes (Conditions : $V = 300$ mL ; $C_0 = 30$ mg/L ; $[TiO_2] = 100$ mg/L ; $[Fe^{2+}] = 15$ mg/L ; $T = 25 \pm 2^\circ C$; $pH = 3$; $f = 300$ kHz ; $P_{elec} = 80$ W).

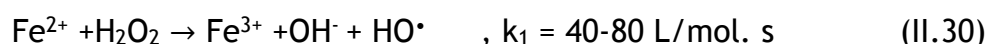
Un procédé d'oxydation utilisant l'activation du peroxyde d'hydrogène par les sels de fer est connu comme étant l'oxydation par le procédé de Fenton qui est efficace dans la destruction de nombreux polluants organiques dangereux dans l'eau.

La sonolyse de l'eau produit du H_2O_2 et l'addition d'un sel de fer peut initier des réactions de Fenton et des réactions de Fenton-like [62].

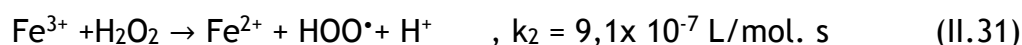
La présence de particules dans un champ d'ultrasons (appelé sonocatalyse) peut améliorer la dégradation en fournissant des noyaux supplémentaires pour la génération de bulles [55].

Pour pouvoir comparer l'effet des deux mélanges $\text{Fe}^{2+}/\text{TiO}_2$ et $\text{Fe}^{3+}/\text{TiO}_2$, des solutions de Basic Red 29 ont été préparées en présence de 15 mg/L de Fe^{2+} ou de Fe^{3+} et de 100 mg/L en TiO_2 puis irradiées (300 kHz et 39 W). Les histogrammes présentés sur la Figure II.13 expriment nettement l'écart entre l'effet du mélange fer ferreux/catalyseur et celui du fer ferrique/catalyseur. La vitesse initiale de dégradation est estimée à 2,47 mg/L min pour l'association $\text{Fe}^{2+}/\text{TiO}_2$ tandis que la vitesse initiale est de 1,85 mg/L min pour $\text{Fe}^{3+}/\text{TiO}_2$.

Le mécanisme Fenton traditionnellement admis est représenté par une série d'équations, et les vitesses de ces réactions ont été bien décrites dans la littérature [63]. La réaction (II.30) est reconnue en tant que réaction de Fenton et implique l'oxydation du fer ferreux en fer ferrique pour décomposer le H_2O_2 en radical hydroxyle. Elle est généralement considérée comme le noyau de la réaction de Fenton. De plus, d'autres réactions doivent être considérées pour comprendre l'ensemble du processus.



Les ions ferriques engendrés peuvent être réduits par réaction avec du peroxyde d'hydrogène en excès pour former des ions ferreux à nouveau et plusieurs radicaux comme indiqué par la réaction (II.31). Cette réaction, appelée réaction de Fenton-like, est plus lente que la réaction de Fenton qui permet la régénération de Fe^{2+} dans un mécanisme cyclique efficace. Pour des concentrations plus élevées en Fe(III) , formé par décomposition sono-induite du complexe Fe-OOH^{2+} , peut devenir en excès dans la solution par rapport à l' H_2O_2 , ce qui diminue la production des radicaux hydroxyles à partir de la réaction de Fenton [64,65].



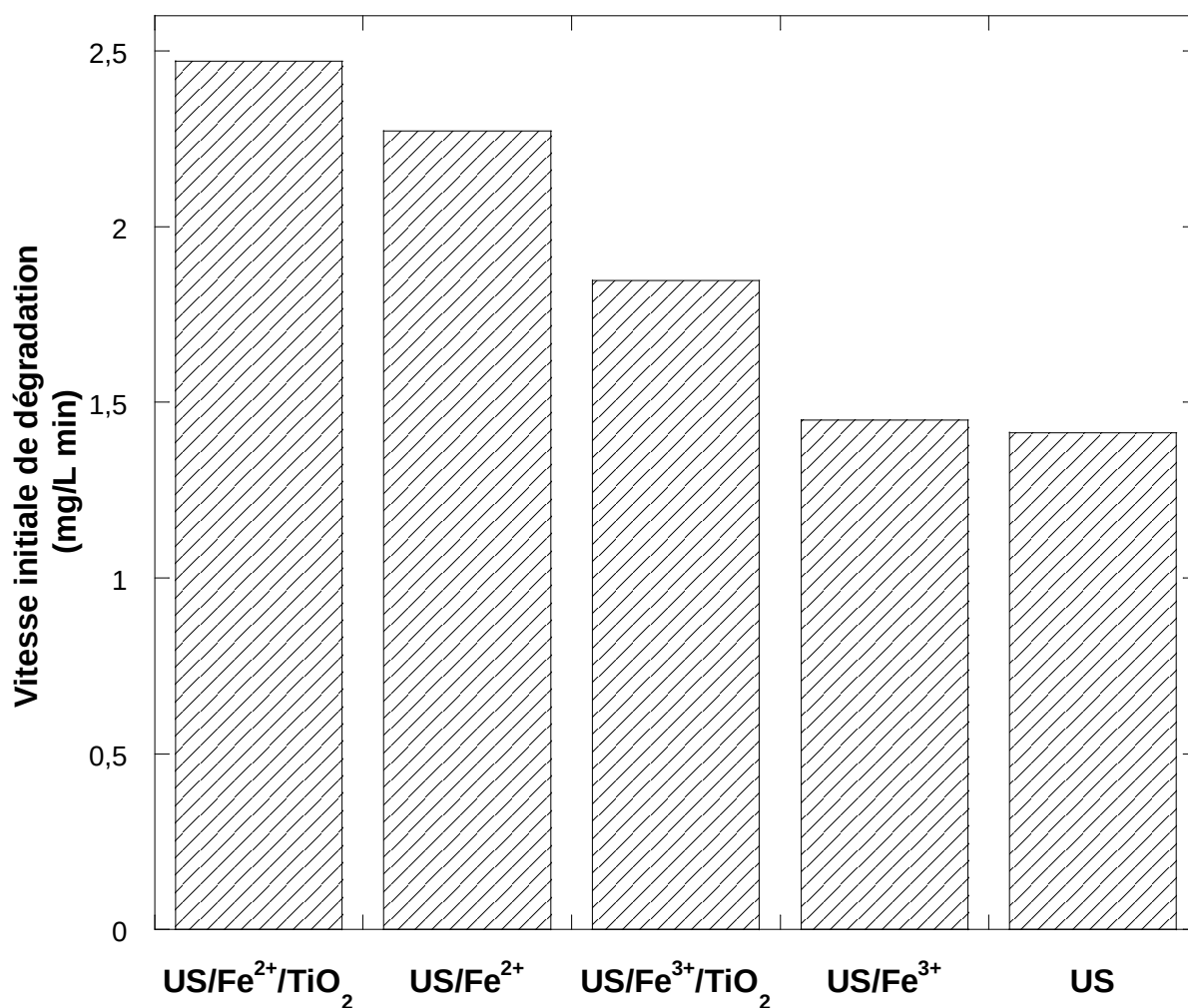


Figure II.13 : Vitesse initiale de la dégradation du BR29 dans différents systèmes (Conditions : V = 300 mL ; C₀ = 30 mg/L ; [TiO₂] = 100 mg/L ; [Fe²⁺] = 15 mg/L ; [Fe³⁺] = 15 mg/L ; T = 25±2 °C ; pH 5,6 ; f = 300 kHz ; P_{élec} = 80 W).

Abattement de la DCO

Afin de pouvoir vérifier si l'oxydation de la molécule du départ est complète (le Basic Red 29), il s'avère nécessaire d'effectuer des mesures de la DCO au cours du traitement ultrasonore. La mesure de la DCO au cours du traitement a donc été réalisée.

Dans un premier temps, on a évalué la concentration du composé initial ainsi que la DCO d'une solution aqueuse de BR29 (30 mg/L) au cours du traitement sonochimique. Les résultats obtenus sont présentés sur la Figure II.14.

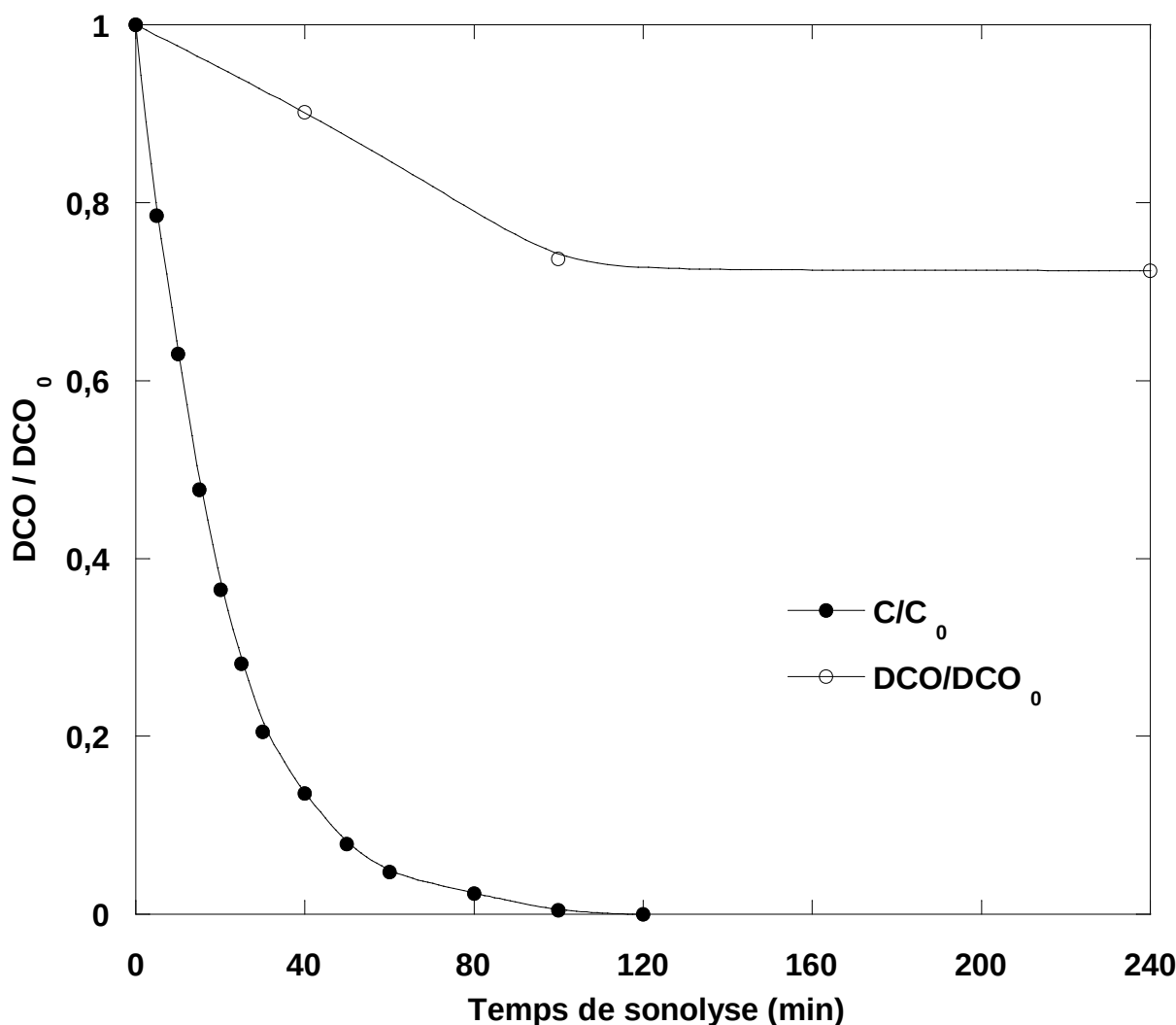


Figure II.14 : Dégradation et évolution de la DCO d'une solution de BR29 sous l'action de l'irradiation ultrasonore (Conditions : $V = 300$ mL ; $C_0 = 30$ mg/L ; $T = 25 \pm 2^\circ\text{C}$; pH 5,6 ; $f = 300$ kHz ; $P_{\text{élec}} = 80$ W).

Les résultats de la Figure II.14 montrent clairement que l'action des ultrasons, si elle élimine complètement le BR29 après 120 minutes d'irradiation, ne conduit pas à une oxydation complète de la charge organique contenue dans la solution même après une longue durée de traitement (240 minutes). Un rendement d'oxydation relativement faible de l'ordre 27,6% est atteint après 240 minutes de sonolyse. Ces résultats soulignent le fait que les produits de dégradation du BR29 sont récalcitrants au traitement sonochimique. La possibilité de la formation d'intermédiaires hydroxylés [27,66] de caractère plus hydrophile que le BR29 constitue un autre facteur qui peut expliquer la faible efficacité de l'action ultrasonore sur l'abattement de la DCO. De nombreux travaux ont clairement démontré que, dans la sonochimie de l'eau, l'efficacité de la capture des radicaux $\text{HO}^\bullet$ par un composé organique est contrôlée par l'hydrophobicité de ce composé dans la solution [67,68]. Ainsi, la faible

élimination de la DCO lors du traitement ultrasonore du BR29 peut être expliquée par la formation de produits hydrophiles qui restent dans la phase aqueuse et ne s'accumulent pas à la surface de la bulle.

Dans un deuxième temps, l'évaluation de la DCO a été réalisée pour différents additifs tels que le Fe^{2+} , le TiO_2 et le mélange $\text{Fe}^{2+}/\text{TiO}_2$. Les variations de l'abattement de la DCO sont illustrées sur la Figure II.15. Les rendements d'élimination de la DCO de la solution de BR29 sont de 85,3% après 80 min pour le procédé US/ Fe^{2+} , 37,2% après 100 min pour le procédé US/ TiO_2 et 76,8% après 50 min pour le procédés US/ $\text{Fe}^{2+}/\text{TiO}_2$.

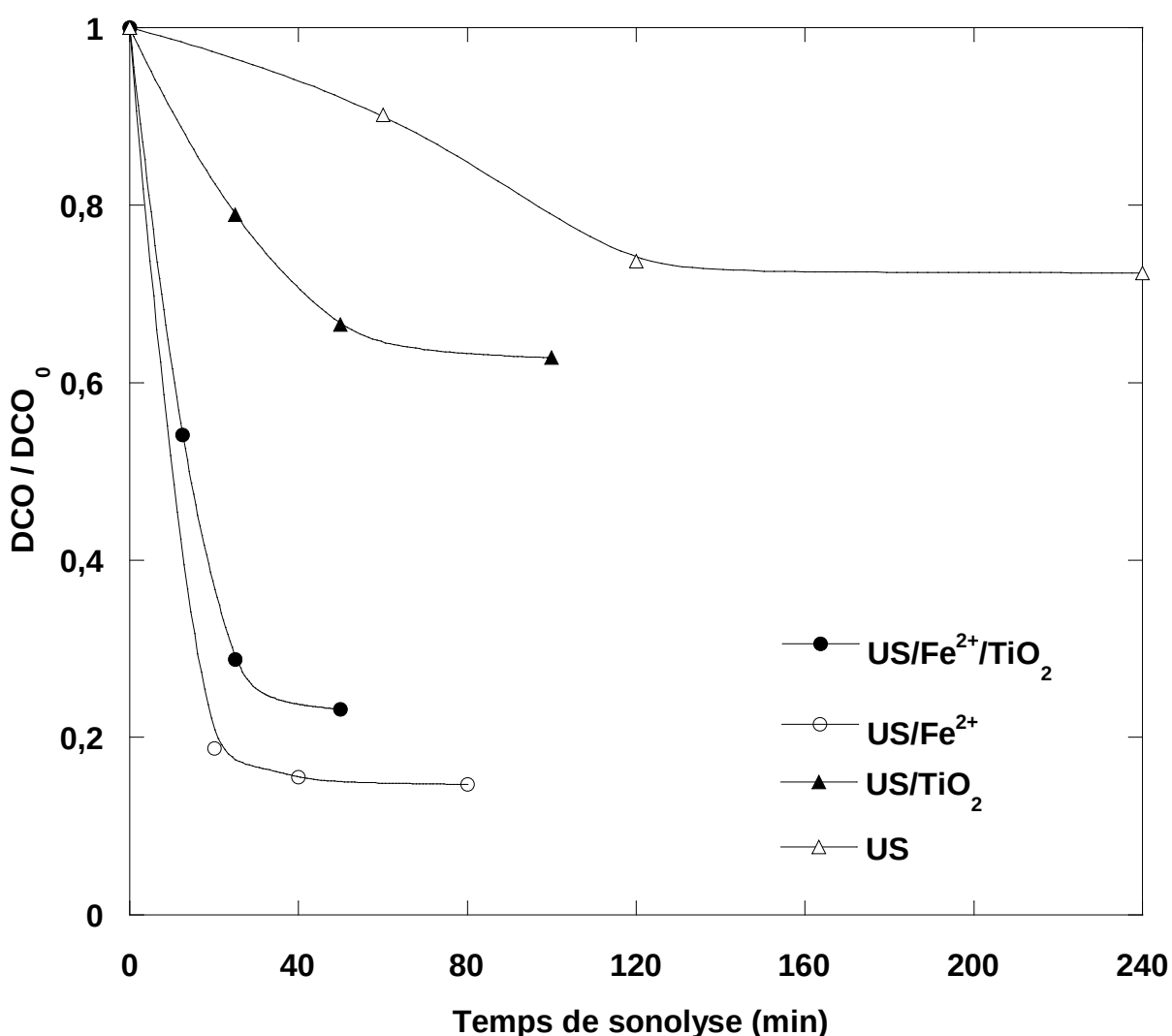


Figure II.15 : Effet des additifs sur l'évolution de la DCO d'une solution de BR29 sous l'action de l'irradiation ultrasonore (Conditions : $V = 300 \text{ mL}$; $C_0 = 30 \text{ mg/L}$; $[\text{TiO}_2] = 100 \text{ mg/L}$; $[\text{Fe}^{2+}] = 15 \text{ mg/L}$; $T = 25 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$; $\text{pH } 5,6$; $f = 300 \text{ kHz}$; $P_{\text{élec}} = 80 \text{ W}$).

Conclusion

Le travail expérimental effectué affirme l'efficacité du traitement ultrasonore pour l'élimination des molécules du Basic Red 29 dans des solutions aqueuses. La présente étude montre que la dégradation sonolytique du BR29 est due à la réaction du colorant avec les radicaux hydroxyles. La vitesse initiale de dégradation augmente graduellement avec la concentration initiale du colorant et elle ne suit pas une cinétique du premier ordre. Les taux d'élimination sont plus importants pour de plus importantes puissances électriques. A pH 3, la dégradation du BR29 est maximale.

Il existe une concentration optimale en Fe^{2+} qui est égale à 15 mg/L pour laquelle l'élimination du colorant est maximale. L'amélioration de la dégradation par l'addition de Fe^{2+} est due à la décomposition de H_2O_2 et la production des radicaux $\text{HO}^\bullet$ par le procédé Fenton.

Les expériences menées dans les eaux naturelles montrent une légère amélioration de la dégradation dans l'eau de mer, l'eau de rivière et l'eau minérale par rapport à celle obtenue dans l'eau distillée. La saturation du milieu réactionnel avec de l'air fait augmenter l'efficacité du traitement ultrasonore. Par contre, la saturation en azote a un effet inhibiteur sur la cinétique d'élimination du colorant. La dégradation sonolytique du BR29 se trouve améliorer en présence des mélanges $\text{Fe}^{2+}/\text{TiO}_2$ et $\text{Fe}^{3+}/\text{TiO}_2$.

La DCO de la solution aqueuse n'est pas complètement éliminée sous l'action des ultrasons même après une longue durée de traitement (240 minutes), alors que par les procédés US/ Fe^{2+} et US/ $\text{Fe}^{2+}/\text{TiO}_2$, les taux d'abattement frôlent les 90 %.

Références bibliographiques

- [1] T. Sauer, G.C. Neto, H.J. Jose, R.F.P.M. Moreira, Kinetics of photocatalytic degradation of reactive dyes in a TiO₂ slurry reactor, *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry* 149 (2002) 147-154.
- [2] M. Saquib, M. Muneer, TiO₂-mediated photocatalytic degradation of a triphenylmethane dye (gentian violet), in aqueous suspensions, *Dyes and Pigments* 56 (2003) 37-49.
- [3] O. Hamdaoui, Intensification of the sorption of Rhodamine B from aqueous phase by loquat seeds using ultrasound, *Desalination* 271 (2011) 279-286.
- [4] U. Pagga, D. Brown, The degradation of dyestuffs: Part II Behaviour of dyestuffs in aerobic biodegradation tests, *Chemosphere* 15 (1986) 479-491.
- [5] M. Boeninger, Carcinogenicity and Metabolism of Azo Dyes Especially those Derived Benzidine, DHHS (NIOSH) Publication 80-1 19, US Government Printing Office, Washington, DC, July 1990.
- [6] F. Rafii, W. Franklin, C.E. Cerniglia, Azoreductase activity of anaerobic bacteria isolated from human intestinal microflora, *Applied and environmental microbiology* 56 (1990) 2146-2151.
- [7] D.F. Ollis, Solar-assisted Photocatalysis for Water Purification: Issues, Data Questions in Photochemical Conversion and Storage of Solar Energy, Kluwer Academic Publishers, 1991. p. 593.
- [8] J. Kiwi, C. Pulgarin, P. Peringer, Effect of Fenton and photo-Fenton reactions on the degradation and biodegradability of 2 and 4-nitrophenols in water treatment, *Applied Catalysis B: Environmental* 3 (1994) 335-350.
- [9] R. Singla, F. Grieser, M. Ashokkumar, Sonochemical degradation of martius yellow dye in aqueous solution, *Ultrasonics Sonochemistry* 16 (2009) 28-34.
- [10] C. Berberidou, I. Poullos, N.P. Xekoukoulotakis, D. Mantzavinos, Sonolytic, photocatalytic and sonophotocatalytic degradation of malachite green in aqueous solutions, *Applied Catalysis B: Environmental* 74 (2007) 63-72.

- [11] M. Ashokkumar, An overview on semiconductor particulate systems for photoproduction of hydrogen, *International Journal of Hydrogen Energy* 23 (1998) 427-438.
- [12] M. Cost, G. Mills, P. Glisson, J. Lakin, Sonochemical degradation of p-nitrophenol in presence of chemical compounds of natural waters, *Chemosphere* 27 (1993) 1737-1743.
- [13] X. Wang, Z. Yao, J. Wang, W. Guo, G. Li, Degradation of reactive brilliant red in aqueous solution by ultrasonic cavitation, *Ultrasonics Sonochemistry* 15 (2008) 43-48.
- [14] M.A. Behnajady, N. Modirshahla, S.B. Tabrizi, S. Molanee, Ultrasonic degradation of Rhodamine B in aqueous solution: influence of operational parameters, *Journal of Hazardous Materials* 152 (2008) 381-386.
- [15] S. Vajnhandl, A. Marechal, Case study of the sonochemical decolouration of textile azo dye Reactive Black 5, *Journal of Hazardous Materials* 141 (2007) 329-335.
- [16] A.D. Visscher, H.V. Langenhove, P.V. Eenoo, Sonochemical degradation of ethylbenzene in aqueous solution, *Ultrasonics Sonochemistry* 4 (1997) 145-151.
- [17] Z. Rahmani, M. Kermani, M. Gholami, A.J. Jafari, N.M. Mahmoodi, Effectiveness of photochemical and sonochemical processes in degradation of Basic Violet 16 (BV 16) dye from aqueous solutions, *Iranian Journal of Environmental Health Science and engineering* 9 (2012) 1-7.
- [18] P. Srivastava, S.a Goyal, P. Kishore Patnala, Degradation of reactive, acid and basic textile dyes in the presence of ultrasound and rare earths [Lanthanum and Praseodymium], *Ultrasonics Sonochemistry*, In Press, Available online 22 January 2014.
- [19] A. Rehorek, M. Tauber, G. Gubitz, Application of power ultrasound for azo dye degradation, *Ultrasonics Sonochemistry* 11 (2004) 177-182.
- [20] F. Guzman-Duque, C. Pétrier, C. Pulgarin, G. Peñuela, R. A. Torres-Palma, Effects of sonochemical parameters and inorganic ions during the sonochemical

- degradation of crystal violet in water, *Ultrasonics Sonochemistry* 18 (2011) 440-446.
- [21] R.A. Torres, C. Pétrier, E. Combet, M. Carrier, C. Pulgarin, Ultrasonic cavitation applied to the treatment of bisphenol A. Effect of sonochemical parameters and analysis of BPA by-products, *Ultrasonics Sonochemistry* 15 (2008) 605-611.
- [22] N. Serpone, R. Terzian, H. Hidaka, E. Pelizzetti, Ultrasonic induced dehalogenation and oxidation of 2-, 3-, and 4-chlorophenol in air-equilibrated aqueous media. Similarities with irradiated semiconductor particulates, *Journal of Physical Chemistry* 98 (1994) 2634-2640.
- [23] K. Okitsu, K. Iwasaki, Y. Yobiko, H. Bandow, R. Nishimura, Y. Maeda, Sonochemical degradation of azo dyes in aqueous solution: a new heterogeneous kinetics model taking into account the local concentration of OH radicals and azo dyes, *Ultrasonics Sonochemistry* 12 (2005) 255-262.
- [24] Y. Jiang, C. Pétrier, T.D. Waite, Sonolysis of 4-chlorophenol in aqueous solution: effects of substrate concentration, aqueous temperature and ultrasonic frequency, *Ultrasonics Sonochemistry* 13 (2006) 415-422.
- [25] H. Ghodbane, O. Hamdaoui, Degradation of Acid Blue 25 in aqueous media using 1700 kHz ultrasonic irradiation: Ultrasound/Fe(II) and ultrasound/H₂O₂ combinations, *Ultrasonics Sonochemistry* 16 (2009) 593-598.
- [26] T.J. Mason, J.P. Lorimer, D.M. Bates, Y. Zhao, Dosimetry in sonochemistry: the use of aqueous terephthalate ion as a fluorescence monitor, *Ultrasonics Sonochemistry* 1 (1994) S91-S95.
- [27] M.A. Behnajady, N. Modirshahla, M. Shokri, B. Vahid, Effect of operational parameters on degradation of Malachite Green by ultrasonic irradiation, *Ultrasonics Sonochemistry* 15 (2008) 109-114.
- [28] Y. Jiang, C. Pétrier, T.D. Waite, Effect of pH on the ultrasonic degradation of ionic aromatic compounds in aqueous solution, *Ultrasonics Sonochemistry* 9 (2002) 163-168.

- [29] R.A. Torres, C. Pétrier, E. Combet, F. Moulet, C. Pulgarin, Bisphenol A mineralization by integrated Ultrasound-UV-Iron(II), *Environmental Science & Technology* 41 (2007) 297-302.
- [30] S. Merouani, Dégradation sonochimique de la Rhodamine B en solutions aqueuses: Effets des ions hydrogénocarbonates et carbonates et des matrices complexes, Mémoire de Magister, Université Badji Mokhrat Annaba, Algérie, 2010.
- [31] O. Moumeni, O. Hamdaoui, C. Pétrier, Sonochemical degradation of malachite green in water, *Chemical Engineering and Processing* 62 (2012) 47- 53.
- [32] C.M. Sehgal, S.Y. Wang, Threshold intensities and kinetics of sonoreaction of thymine in aqueous solution at low ultrasonic intensities, *Journal of the American Chemical Society* 103 (1981) 6606-6611.
- [33] M. Gutierrez, A.J. Henglein, Chemical action of pulsed ultrasound: observation of an unprecedented intensity effect, *Journal of Physical Chemistry* 94 (1990) 3625.
- [34] B.P. Barber, C.C. Wu, R. Lofstedt, P.H. Roberts, S.J. Putterman, *Physical Review Letters* 72 (1994) 1380.
- [35] P. Kanthale, M. Ashokkumar, F.z Grieser, Sonoluminescence, sonochemistry (H_2O_2 yield) and bubble dynamics: Frequency and power effects, *Ultrasonics Sonochemistry* 15 (2008) 143-150.
- [36] O. Hamdaoui, E. Naffrechoux, Sonochemical and photosonochemical degradation of 4-chlorophenol in aqueous media, *Ultrasonics Sonochemistry* 15 (2008) 981-987.
- [37] M. Dükkanci, G. Gündüz, Ultrasonic degradation of oxalic acid in aqueous solution, *Ultrasonics Sonochemistry* 13 (2006) 517-522.
- [38] S. Findik, G. Gündüz, E. Gündüz, Direct sonication of acetic acid in aqueous solution, *Ultrasonics Sonochemistry* 13 (2006) 203-207.

- [39] L. Wang, L. Zhu, W. Luo, Y. Wu, H. Tang, Drastically enhanced ultrasonic decolorization of methyl orange by adding CCl_4 , *Ultrasonics Sonochemistry* 14 (2007) 253-258.
- [40] A.G. Chakinala, P.R. Gogate, A.E. Bugress, D.H. Bremner, Intensification of hydroxyl radical production in sonochemical reactors, *Ultrasonics Sonochemistry* 14 (2007) 509-514.
- [41] S. Merouani, O. Hamdaoui, F. Saoudi, M. Chiha, Influence of experimental parameters on sonochemistry dosimetries: KI oxidation, Fricke reaction and H_2O_2 production, *Journal of Hazardous Materials* 178 (2010) 1007-1014.
- [42] N.H. Ince, G. Tezcanli-Güyer, Impact of pH and molecular structure on ultrasonic degradation of azo dyes, *Ultrasonics* 42 (2004) 591-596.
- [43] Z. Guo, Z. Zheng, S. Zheng, W.R. Feng, Effect of various sono-oxidation parameters on the removal of aqueous 2,4-dinitrophenol, *Ultrasonics Sonochemistry* 12 (2005) 461-465.
- [44] Y.G. Adewuyi, Sonochemistry in environmental remediation. 1. Combinative and hybrid sonophotochemical oxidation processes for the treatment of pollutants in water, *Environment Sciences Technology* 39 (2005) 3409-3420.
- [45] R.A. Torres, G. Sarantakos, E. Combet, C. Pétrier, C. Pulgarin, Sequential heliophoto Fenton and sonication processes for the treatment of bisphenol A, *Journal of Photochemistry and Photobiology A* 199 (2008) 197-203.
- [46] C. Walling, Fenton's reagent revisited, *Accounts of chemical research* 8 (1975) 125-131.
- [47] C. Minero, M. Licchiari, D. Vione, V. Maurino, Fe(III)-enhanced sonochemical degradation of Methylene Blue in aqueous solution, *Environmental Science & Technology* 39 (2005) 8936-8942.
- [48] E.Z. Guivacrch, Traitement des polluants organiques en milieux aqueux par procédé électrochimique d'oxydation avancé "Electro-Fenton": application à la minéralisation des colorants synthétiques, Thèse de doctorat, Université de Marne-la-Vallée, 2004.

- [49] Z. Mangombo, The electrogeneration of hydroxyl radicals for water disinfection, Memoire de Master, Université de Western Cape, 2006.
- [50] M.H. Lim, S.H. Kim, Y.U. Kim, J. Khime, Sonolysis of chlorinated compounds in aqueous solution, *Ultrasonics Sonochemistry* 14 (2007) 93-98.
- [51] A.G. Chakinala, P.R. Gogate, A.E. Bugress, D.H. Bremner, Intensification of hydroxyl radical production in sonochemical reactors, *Ultrasonics Sonochemistry* 14 (2007) 509-514.
- [52] C. Wu, X. Liu, D. Wei, J. Fan, L. Wang, Photosonochemical degradation of phenol in water, *Water Research* 35 (2001) 3927-3933.
- [53] J.M. Wu, H.S. Huang, C.D. Livengood, Ultrasonic destruction of chlorinated compounds in aqueous solution, *Environmental Progress* 11 (1992) 195-201.
- [54] I. Gültekin, N.H. Ince, Ultrasonic destruction of bisphenol-A: the operating parameters, *Ultrasonics Sonochemistry* 15 (2008) 524-529.
- [55] P.R. Gogate, *Theory of Cavitation and Design Aspects of Cavitation Reactors*, Springer Sciences, New York, 2011.
- [56] J. Bandara, J. Kiwi, R. Humphry-Baker, C. Pulgarin. Oxidative degradation and fluorescence of a non-biodegradable brightener via titania suspensions: implications for the natural cycle, *Journal of Advanced Oxidation Technologies* 1 (1996) 126-137.
- [57] A.B. Pandit, P.R. Gogate, S. Mujumdar, Ultrasonic degradation of 2,4,6 trichlorophenol in presence of TiO_2 catalyst, *Ultrasonics Sonochemistry* 8 (2001) 227-231.
- [58] I.Z. Shirgaonkar, A.B. Pandit, Sonophotochemical destruction of aqueous solution of 2,4,6-trichlorophenol, *Ultrasonics Sonochemistry* 5 (1998) 53-61.
- [59] J. Madhavan, F. Grieser, M. Ashokkumar, Combined advanced oxidation processes for the synergistic degradation of ibuprofen in aqueous environments *Journal of Hazardous Materials* 178 (2010) 202-208.

- [60] K.E. O'shea, C. Cardona, The reactivity of phenol in irradiated aqueous suspensions of TiO₂. Mechanistic changes as a function of solution pH, *Journal of Photochemistry and Photobiology A Chemistry* 91 (1995) 67-72.
- [61] J. Madhavan, F. Grieser, M. Ashokkumar, Degradation of orange-G by advanced oxidation processes, *Ultrasonics Sonochemistry* 17 (2010) 338-343.
- [62] J. Liang, S. Komarov, N. Hayashi, E. Kasai, Recent trends in the decomposition of chlorinated aromatic hydrocarbons by ultrasound irradiation and Fenton's reagent, *Journal of Material Cycles and Waste Management* 9 (2007) 47-55.
- [63] A.Y. Sychev, V.G. Isak, Iron compounds and the mechanism of the homogeneous catalysis of the activation of O₂ and H₂O₂ and of the oxidation of organic substrates, *Russian Chemical Reviews* 64 (1995) 1105-1129.
- [64] A. Babuponnusami, K. Muthukumar, A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment, *Journal of Environmental Chemical Engineering* 2 (2014) 557-572.
- [65] S. Wang, A Comparative study of Fenton and Fenton-like reaction kinetics in decolourisation of wastewater, *Dyes and Pigments* 76 (2008) 714-720.
- [66] A. Mehrdad, R. Hashemzadeh, Ultrasonic degradation of Rhodamine B in the presence of hydrogen peroxide and some metal oxide, *Ultrasonics Sonochemistry* 17 (2010) 168-172.
- [67] A.D. Visscher, H.V. Langenhove, sonochemistry of organic compounds in homogeneous oxidising systems, *Ultrasonics Sonochemistry* 5 (1998) 87-92.
- [68] B. Nanzai, K. Okitsu, N. Takenaka, H. Bandow, Y. Meada, Sonochemical degradation of various monocyclic aromatic compounds: relation between hydrophobicities of organic compounds and the decomposition rates, *Ultrasonics Sonochemistry* 15 (2008) 478-483.

Conclusion générale

Conclusion générale

Ce travail avait pour objectif l'étude de la dégradation d'un colorant azoïque Basic Red 29 dans l'eau par des ultrasons de haute fréquence (300 kHz).

La caractérisation du sonoréacteur utilisé pour la dégradation du Basic Red 29 a été faite par la méthode calorimétrique et trois dosimétries (KI, Fricke et dosage du H_2O_2). Les dosimétries prouvent la production des espèces oxydantes telles que les radicaux hydroxyles et le peroxyde d'hydrogène.

Le travail expérimental effectué lors de cette étude affirme l'efficacité du traitement ultrasonore pour l'élimination des molécules du Basic Red 29 en solutions aqueuses et montre que la dégradation sonolytique du BR29 est due à la réaction du colorant avec les radicaux hydroxyles. La vitesse initiale de dégradation augmente graduellement avec la concentration initiale du colorant et elle ne suit pas une cinétique du premier ordre. Les taux d'élimination sont plus importants pour de plus importantes puissances électriques. A pH 3, la dégradation du BR29 est maximale.

Il existe une concentration optimale en Fe^{2+} qui est égale à 15 mg/L pour laquelle l'élimination du colorant est maximale. L'amélioration de la dégradation par l'addition de Fe^{2+} est due à la décomposition de H_2O_2 et la production des radicaux $\text{HO}^\bullet$ par le procédé Fenton.

Les expériences menées dans les eaux naturelles montrent une légère amélioration de la dégradation dans l'eau de mer, l'eau de rivière et l'eau minérale par rapport à celle obtenue dans l'eau distillée. La saturation du milieu réactionnel avec de l'air fait augmenter l'efficacité du traitement ultrasonore. Par contre, la saturation en azote a un effet inhibiteur sur la cinétique d'élimination du colorant. La dégradation sonolytique du BR29 se trouve améliorer en présence des mélanges $\text{Fe}^{2+}/\text{TiO}_2$ et $\text{Fe}^{3+}/\text{TiO}_2$.

La DCO de la solution aqueuse n'est pas complètement éliminée sous l'action des ultrasons même après une longue durée de traitement (240 minutes), alors que par les procédés US/ Fe^{2+} et US/ $\text{Fe}^{2+}/\text{TiO}_2$, les taux d'abattement frôlent les 90 %.