



Original Paper

<http://ajol.info/index.php/ijbcs>

<http://indexmedicus.afro.who.int>

Influence de la source lumineuse et de la nature de l'eau sur l'élimination de la Norfloxacin

Léonce David KOUADIO^{1,2*}, Moussa DIARRA^{1,2}, Djamatché Paul Valéry AKESSE^{1,2},
Ardjouma DEMBELE³, Koné MAMADOU² et Sory Karim TRAORE²

¹Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement (LSTE),
Université Jean Lorougnon GUEDE de Daloa, BP 150 Daloa, (225)32767572.

²Laboratoire des Sciences de l'Environnement (LSE),
Université Nangui Abrogoua d'Abidjan, 02 BP 801 Abidjan 02, (225) 22510070.

³Laboratoire Central d'Agrochimie et d'Ecotoxicologie (LCAE),
LANADA, 04 BP 612 Abidjan 04, (225) 20225843.

*Auteur correspondant, E-mail : kouadiodavid@ujlg.edu.ci, Tél : (+225) 48666502

RESUME

Ce travail a pour objectif d'étudier l'effet de la source lumineuse et aqueuse sur la dégradation de la norfloxacin. Ainsi, le spectre d'absorption et l'étude de la photolyse de cette molécule ont été respectivement étudiés avec un spectrophotomètre à double faisceau SAFAS 190 DES et un chromatographe liquide haute pression de type Waters 2695. La norfloxacin a une bande d'absorption comprise entre 200 nm et 400 nm avec des pics d'absorption maximale à 275 nm et 322 nm. L'étude de la photolyse directe de la norfloxacin réalisée sous irradiation des lampes monochromatique ($\lambda=253,7$ nm) et polychromatique ($\lambda>285$ nm) dans de l'eau distillée, de robinet et de lagune, a montré l'élimination de cette molécule. Cette molécule se dégrade plus rapidement sous la lampe monochromatique (k_{app} compris entre $0,423.10^{-3}$ et $0,846.10^{-3}$) que sous la lampe polychromatique (k_{app} compris entre $0,055.10^{-3}$ et $0,107.10^{-3}$). La photodégradation de la norfloxacin est plus importante dans l'eau de robinet ($K_{app}=0,846.10^{-3}$) sous la lampe monochromatique ; mais plus importante dans l'eau de lagune ($K_{app}=0,107.10^{-3}$) sous la lampe polychromatique. La photocatalyse de la molécule en présence du TiO_2 (K_{app} est comprise entre $3,9345.10^{-3}$ et $8,9372.10^{-3}$) est plus importante que toutes les autres cinétiques.

© 2018 International Formulae Group. All rights reserved.

Mots clés: Réacteur, lampe; médicament, absorption, photodégradation.

Influence of the light source and the nature of water on the elimination of Norfloxacin

ABSTRACT

The aim of this work was to study the effect of the luminous and aqueous source on norfloxacin degradation. Thus the absorption spectrum and the study of the protolysis of this molecule have respectively been studied with a double beam spectrophotometer SAFAS 190 DES and a high pressure liquid chromatograph of type Water 2695. The absorption band of norfloxacin lies between 200 nm and 400 nm with peaks of maximum absorption of 275 nm and 322 nm. The study of the direct photolysis of norfloxacin carried

out under the irradiation of monochromatic lamps ($\lambda=253,7$ nm) and polychromatic ones ($\lambda>285$ nm) in distilled water, tap water and the lagoon, has shown the elimination of this molecule. This molecule deteriorates more quickly under the monochromatic lamp (K_{app} ranging between $0,423.10^{-3}$ and $0,846.10^{-3}$) than under the polychromatic lamp (K_{app} ranging between $0,055.10^{-3}$ and $0,107.10^{-3}$). Norfloxacin photodegradation is more significant in tap water ($K_{app} = 0,846.10^{-3}$) under the monochromatic lamp; but more significant in the water of lagoon ($K_{app} = 0,107.10^{-3}$) under the polychromatic lamp. The photocatalysis of the molecule in the presence of TiO_2 (K_{app} lies between $3, 9345. 10^{-3}$ and $8, 9372. 10^{-3}$) is more significant than all the other kinetics.

© 2018 International Formulae Group. All rights reserved.

Keywords: reactor, lamp, medicine, absorption, photodegradation.

INTRODUCTION

Le médicament est toute substance ou composition présentée comme possédant des propriétés curatives ou préventives à l'égard des maladies humaines ou animales, ainsi que toute substance ou composition pouvant être utilisée chez l'homme ou chez l'animal ou pouvant leur être administrée, en vue d'établir un diagnostic médical ou de restaurer, corriger ou modifier leurs fonctions physiologiques en exerçant une action pharmacologique, immunologique ou métabolique (CSP, 2007).

Ces médicaments rejetés par les ménages, par les centres de santé ou les fermes après usage, provenant des sites de formulations, des dépôts d'ordures ou des déversements accidentels se retrouvent de plus en plus dans notre environnement (Heberer, 2002 ; Aydin et Talinli, 2013). En Côte d'Ivoire, des études récentes ont fait état de la présence de résidus de médicaments notamment des anti-inflammatoires non-stéroïdiens et des antibiotiques dont la norfloxacin dans les eaux de la lagune Ebrié (Kouadio et al., 2009)

Malheureusement, ces médicaments et leurs métabolites ont été reconnus comme des polluants pour l'environnement aquatique (Heberer, 2002 ; Nakata, 2005). En effet, même à de très faibles concentrations en milieu aquatique (de l'ordre du $\mu\text{g/L}$) ; les résidus de médicament exercent des effets néfastes sur les organismes aquatiques et terrestres en raison de leurs propriétés biologiques et de leurs caractères bioaccumulables. En exemple, l'action synergique de la sulfaméthoxazole, de l'érythromycine, de la lincomycine et du triméthoprim provoque des changements dans

le ratio de sexe chez le *Daphnia magna* (Flaherty et Dobson, 2005). Et ces effets constituent des risques écologiques et sanitaires du fait du développement de la résistance bactérienne (Heberer, 2002 ; Costanzo et al., 2005 ; Garric et al., 2005).

De plus, ces substances polluantes possèdent des propriétés physico-chimiques qui font d'elle des molécules difficilement biodégradables dans l'environnement (Golet et al., 2002). D'où, l'incapacité des méthodes de traitements conventionnels à éliminer en totalité les résidus de médicaments présents dans les effluents ou dans les eaux de surface (Carballa et al., 2005, Kim et al., 2007 ; Stackelberg et al., 2007). Ainsi pour remédier à cette pollution, l'on fait appel aux procédés avancés d'oxydation (PAO). Ceux-ci sont basés sur la génération et l'utilisation d'un oxydant très fort. Ces oxydants peuvent être produits par différents procédés chimique dont la photochimique à partir de composés tels que le peroxyde d'hydrogène, le dioxyde de titane etc. (Chiron et al., 2000 ; Derbalah et al., 2004; Lhomme et al., 2008).

Le but de ce travail est de montrer l'effet de la source lumineuse et du milieu sur la dégradation de la norfloxacin : de manière spécifique, il s'agira d'étudier la caractéristique spectrale de la norfloxacin. Puis, de comparer l'influence de la lumière monochromatique ($\lambda=253,7$ nm) et polychromatiques simulant les radiations solaires ($\lambda>285$ nm) sur les cinétiques de dégradation de la norfloxacin. Ensuite, de comparer l'influence de la nature du milieu sur les cinétiques de dégradation de la norfloxacin. Et enfin, d'étudier l'action du

dioxyde de titane sur la photodégradation de la norfloxacin.

MATERIEL ET METHODES

Solvants et réactifs

Le produit étudié, la norfloxacin (NFX) de pureté 98% provient de la société Sigma Aldrich. Les paramètres chimiques de cette molécule sont contenus dans le Tableau 1 suivant.

L'acétonitrile, tampon phosphate et dioxyde de titane utilisé pour les analyses chromatographiques sont des produits de pureté supérieure à 98% et commercialisés par les Sociétés Sigma Aldrich et Carlo Erba. Pour la préparation de la phase mobile, l'eau employée a été obtenue à partir d'un système Millipore Milli-Q. Les solutions irradiées ont été préparées à partir de l'eau distillée, de lagune et de robinet.

Réacteurs photochimiques

Les photolyses ont été réalisées dans un photo-réacteur cylindrique en verre borosilicaté comportant une double paroi entourée de papier aluminium. Ces réacteurs de capacité 2 l contenaient pour les diverses études photochimiques 2 l de solution à irradier de concentration 25 μM . Il a été équipé de lampes artificielles en position axiale et protégées de la solution à dégrader par une gaine de quartz (épaisseur annulaire = 1 mm). Les lampes sont allumées 30 minutes avant leur introduction dans le réacteur. Les solutions sont sous agitation permanente pour assurer leur homogénéité dans le réacteur au cours des analyses.

Sources lumineuses

Les sources lumineuses utilisées comprennent deux lampes (monochromatique et polychromatique) qui sont respectivement :

- une lampe à mercure à basse pression Vilbert-Lourmat T6C qui émet à 253,7 nm, avec une puissance de 6W ;
- une lampe polychromatique ($\lambda > 285$ nm) à vapeur de mercure moyenne pression Vilbert-Lourmat T6M d'une puissance de 6 W.

Photolyse directe de la molécule de la norfloxacin

Les solutions de concentration initiale 25 $\mu\text{Mol.l}^{-1}$ de la molécule ont été irradiées pendant un temps t à l'aide des différentes sources lumineuses énumérées plus haut. Entre les temps initial et final d'exposition, plusieurs prélèvements d'échantillons d'eaux ont été effectués et la dégradation de la molécule a été suivie par appareil chromatographique liquide à haute performance (CLHP) de type Waters 2695.

Photolyse indirecte de la molécule de la norfloxacin

Les solutions de concentration initiale 25 $\mu\text{Mol.l}^{-1}$ de la molécule ont été irradiées pendant un temps t à l'aide des différentes sources lumineuses énumérées plus haut. Le dioxyde de titane utilisé est en suspension. Entre les temps initial et final d'exposition, plusieurs prélèvements d'échantillons d'eaux ont été effectués. Les échantillons prélevés ont été filtrés sur du papier filtre et la dégradation de la molécule a été suivie par un appareil chromatographique liquide à haute performance (CLHP) de type Waters 2695.

Conditions de l'étude spectrale et de la cinétique de la dégradation photochimique

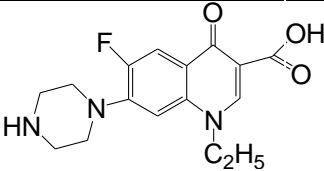
Condition de l'étude spectrale

Les spectres UV-visible ont été enregistrés entre 200 et 500 nm avec un spectrophotomètre à double faisceau SAFAS 190 DES (Double Energy Transfer) et des cuves en quartz de 5 cm de trajet optique.

Condition de l'étude cinétique de la dégradation photochimique

Les prélèvements sont effectués à des intervalles de temps croissants durant la photolyse et analysés par chromatographie liquide à haute performance (CLHP) de type Waters 2695 équipé d'un détecteur UV-Visible et d'une colonne Zorbax RX-C18 column (4,6 x 250 mm, 5 μm). Le débit est de 1 ml/min. La phase mobile est constituée d'un mélange acétonitrile/tampon phosphate 0,02 M pH 3 de proportion 15/85 (v/v). La détection a été effectuée à 275 nm. L'analyse qualitative a été réalisée par comparaison des temps de rétention des échantillons prélevés à ceux des produits standard.

Tableau 1: Présentation de la norfloxacin.

	Masse molaire (g.mol ⁻¹)	Solubilité H ₂ O (mg.L ⁻¹) 25°C	Log K _{ow}	Log K _{oc}
	319,3	28	1,25	-
Formule brute: C ₁₇ H ₁₈ FN ₃ O ₃				

RESULTATS

Etude de la caractéristique spectrale

Le spectre d'absorption UV-visible de la norfloxacin dans la solution aqueuse est montré dans la Figure 1 (Absorbance en fonction de la longueur d'onde). Ce spectre d'absorption a été superposé au spectre d'émission de la lumière polychromatique dans l'optique de mettre en évidence la capacité de cette lampe à permettre la dégradation de la molécule.

Le spectre d'absorption de la norfloxacin présente une bande d'absorption comprise entre 200 et 400 nm, avec deux maxima à 275 nm et à 322 nm. D'ailleurs ce domaine d'absorption UV-Visible de la norfloxacin a une zone de recouvrement (de 310 nm à 400 nm) avec le spectre d'émission de la lampe polychromatique utilisée (Figure 1).

Etude de l'influence de la source lumineuse

Les Figures 2, 3 et 4 (Rapport des concentrations en fonction du temps) présentent la dégradation de la norfloxacin sous l'irradiation de la lampe monochromatique ($\lambda=253,7$ nm) et polychromatique dans différents milieux aqueux. L'allure des courbes cinétiques traduisent effectivement une disparition de cette molécule sous l'action de ces deux lampes. Les courbes en couleur rouge traduisent la dégradation sous la lampe monochromatique et en vert sous la lampe polychromatique.

Dans l'eau distillée, la norfloxacin se dégrade environ deux fois plus vite sous la lampe monochromatique que sous la lampe polychromatique. Cette molécule atteint un taux de transformation de 95% en 120 minutes sous l'irradiation monochromatique contre 240 minutes pour la lampe polychromatique.

Dans l'eau de robinet, la cinétique de dégradation est plus importante sous la lampe monochromatique que polychromatique. Ici, l'on observe une dégradation de 95% en 60 minutes sous l'irradiation monochromatique contre 120 minutes pour la lampe polychromatique.

Dans l'eau de lagune également, la cinétique de dégradation de la norfloxacin est plus accélérée sous la lampe monochromatique que sous la lampe polychromatique. Dans cette eau, l'on note une transformation d'environ 95% de la molécule au bout de 60 minutes sous l'irradiation monochromatique contre 120 minutes pour la lampe polychromatique.

Etude de l'influence du milieu aqueux

Les différentes constantes cinétiques déterminées et les temps de demi-vie calculés au cours des différentes études réalisées ci-dessus sont consignés dans les Tableaux 2 et 3.

En prenant pour milieu de référence l'eau distillée ($k=0,423.10^{-3} \text{ s}^{-1}$), l'on observe une dégradation plus importante de la norfloxacin dans l'eau de robinet ($k=0,846.10^{-3} \text{ s}^{-1}$) que dans l'eau de lagune ($k=0,719.10^{-3} \text{ s}^{-1}$).

Par contre sous l'irradiation polychromatique, l'on observe, en prenant toujours pour milieu de référence l'eau distillée ($k= 0,313.10^{-3} \text{ s}^{-1}$), une accélération plus importante de la dégradation de la norfloxacine dans l'eau de lagune ($k= 0,376.10^{-3} \text{ s}^{-1}$) que dans l'eau de robinet ($k= 0,318.10^{-3} \text{ s}^{-1}$).

Etude de l'influence du catalyseur

Le but de l'étude photocatalytique est d'observer le comportement de la norfloxacine en présence du dioxyde de titane que l'on retrouve dans l'environnement. L'utilisation de la lampe polychromatique repose sur le fait que cette lampe simule le rayonnement solaire. Et sans être confronté aux problèmes liés aux impondérables que

l'on rencontre lors des émissions solaires. Les cinétiques de dégradation de la norfloxacine dans l'eau distillée en présence du TiO_2 , sous exposition de la lampe polychromatique sont présentées à la Figure 5. Et les courbes montrent que les cinétiques de dégradation de la norfloxacine sont d'ordre un apparent.

L'augmentation de la concentration en catalyseur favorise une augmentation de la cinétique de dégradation. Toutefois, une trop grande concentration en catalyseur (concentration $> 1,5 \text{ g/L}$) provoque la diminution de la cinétique de dégradation (Figure 5; Tableau 4).

Dans le Tableau 4, sont consignés les constantes cinétiques, les temps de demi-vie et les rendements quantiques.

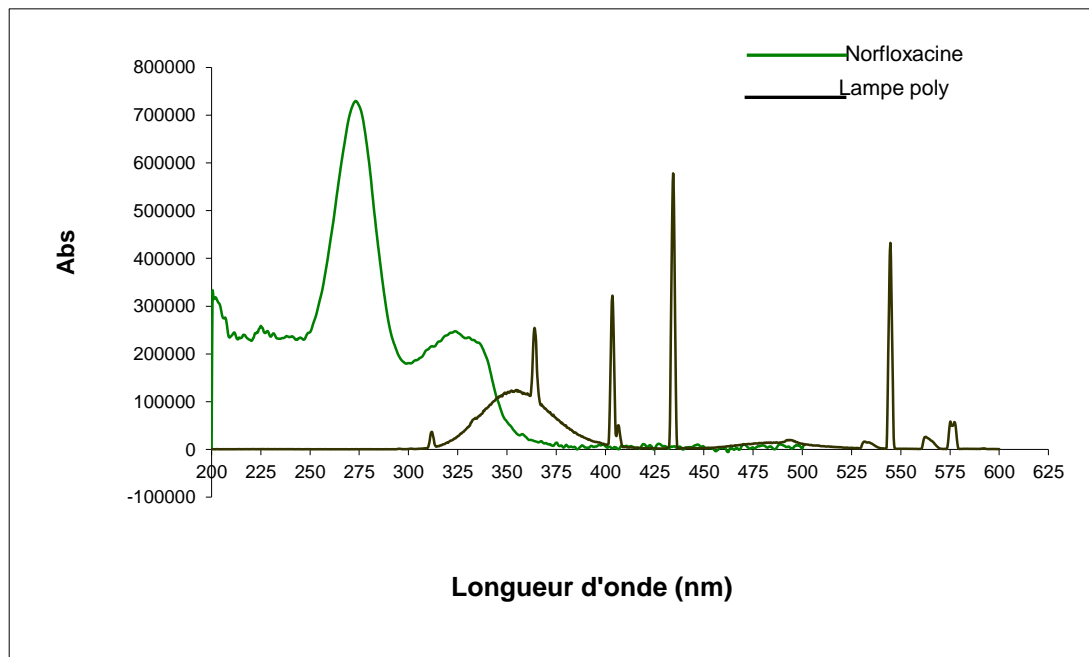


Figure 1: Spectres d'absorption UV-visible de la norfloxacine en solution aqueuse et le spectre d'émission de la lampe T6M.

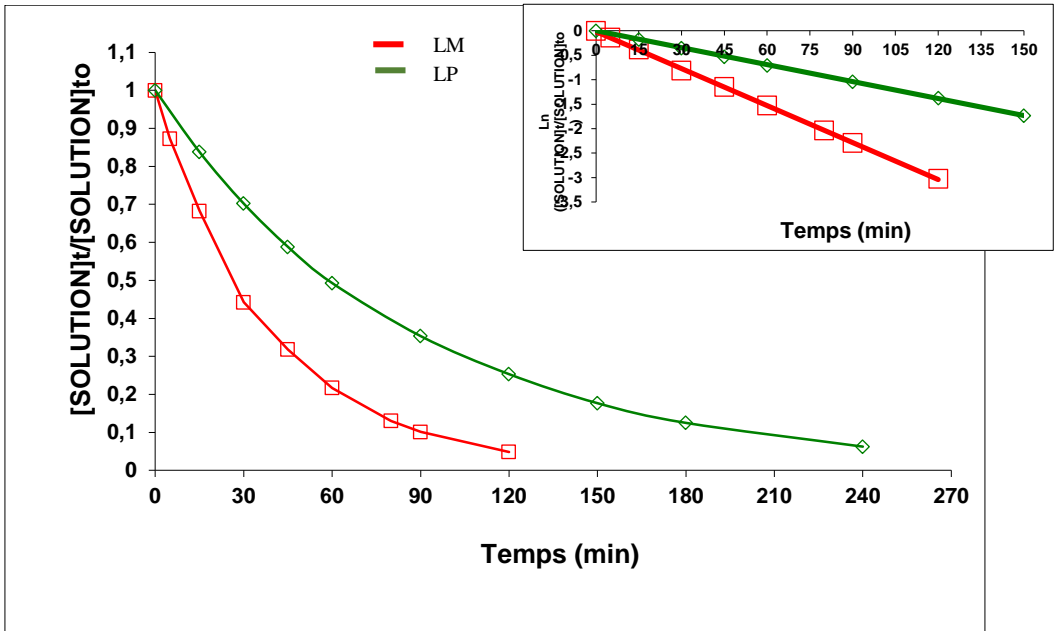


Figure 2: Cinétique de dégradation sous la lampe monochromatique et polychromatique de la norfloxacin dans de l'eau distillée. $[NFX]= 25 \mu\text{mol.L}$, $t= 25 \text{ }^\circ\text{C}$.

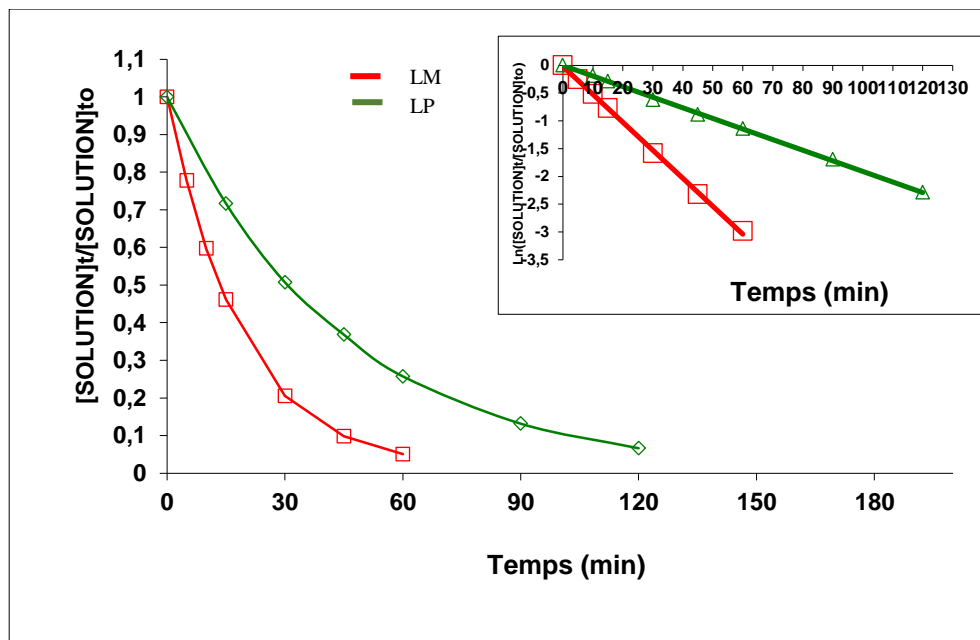


Figure 3: Cinétique de dégradation sous la lampe monochromatique et polychromatique de la norfloxacin dans de l'eau de robinet. $[NFX]= 25 \mu\text{mol.L}$, $t= 25 \text{ }^\circ\text{C}$.

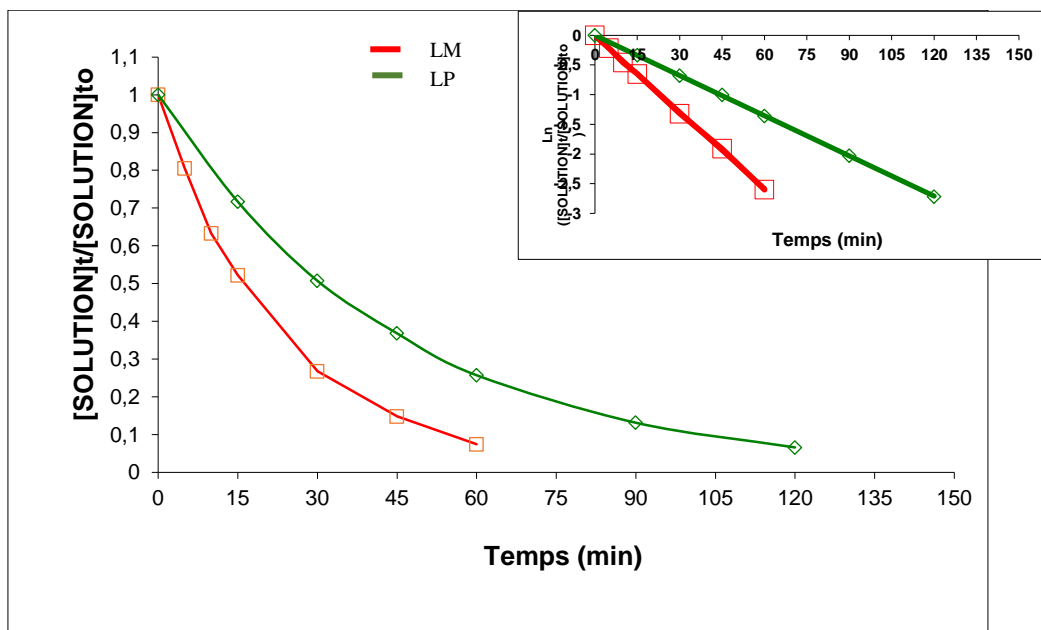


Figure 4: Cinétique de dégradation sous la lampe monochromatique et polychromatique de la norfloxacin dans de l'eau de lagune. [NFX]= 25 $\mu\text{mol.L}$, $t = 25\text{ }^\circ\text{C}$.

Tableau 2: Paramètres cinétiques de la dégradation de la norfloxacin dans l'eau distillée, de lagune et de robinet sous lampe UV 253,7 nm.

Nature de l'eau	Demi-Vie (min)	$k_{\text{app}} (\text{s}^{-1})$
Eau distillée	27,29	$0,423 \cdot 10^{-3}$
Eau de lagune	16,06	$0,719 \cdot 10^{-3}$
Eau de robinet	13,65	$0,846 \cdot 10^{-3}$

Tableau 3: Paramètres cinétiques de la dégradation de la norfloxacin dans l'eau distillée, de lagune et de robinet sous lampe polychromatique.

Nature de l'eau	Demi-Vie (min)	$k_{\text{app}} (\text{s}^{-1})$
Eau distillée	60,01	$0,192 \cdot 10^{-3}$
Eau de lagune	30,72	$0,376 \cdot 10^{-3}$
Eau de robinet	36,31	$0,318 \cdot 10^{-3}$

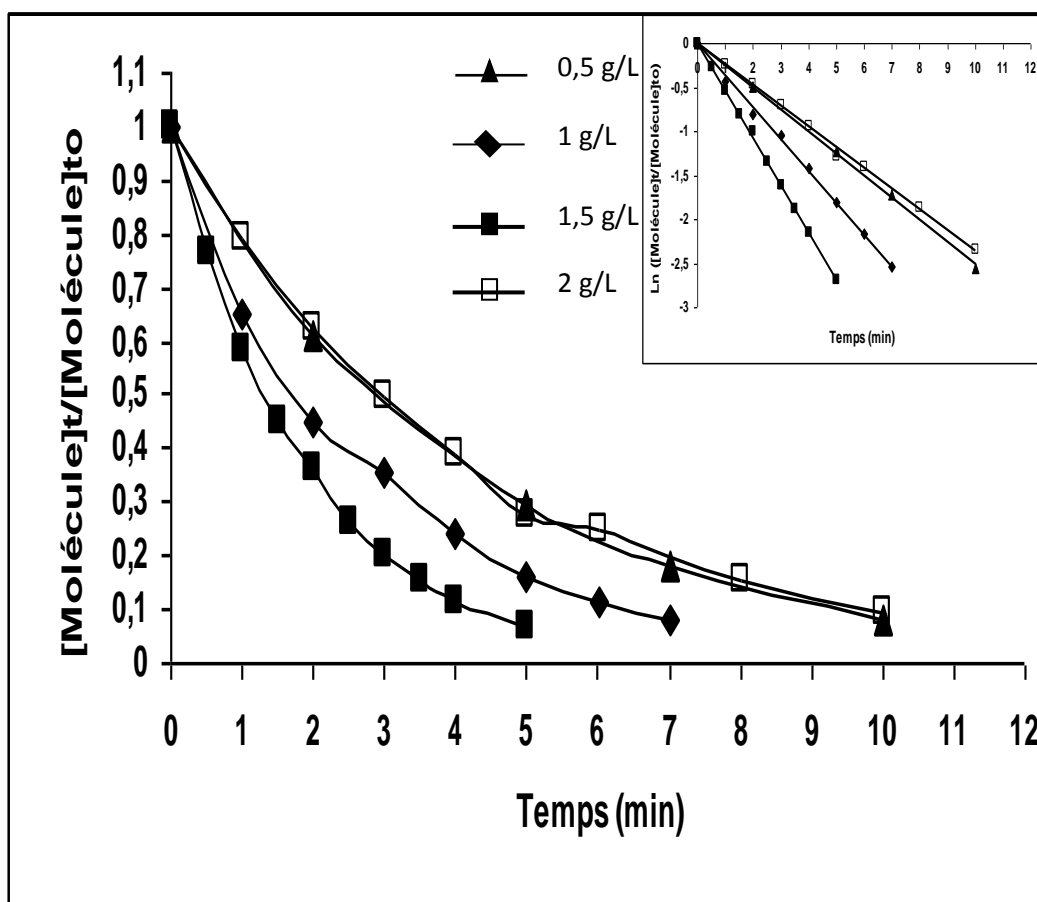


Figure 5: Cinétique de photocatalyse au TiO₂ sous la lampe polychromatique de la norfloxacine, dans des solutions d’eaux distillées. [NFX]= 25 µmol.L⁻¹, t= 25 °C.

Tableau 4: Paramètres cinétiques de la dégradation photocatalytique de la norfloxacine dans l’eau distillée sous irradiation polychromatique.

Concentration du TiO ₂	Demi-Vie (min)	k _{app} (s ⁻¹)
Sans TiO ₂	60,01274	0,1925.10 ⁻³
0,5 mg/l	2,76827022	4,1732. 10 ⁻³
1 mg/l	1,91551202	6,031. 10 ⁻³
1,5 mg/l	1,29263036	8,9372. 10 ⁻³
2 mg/l	2,93619342	3,9345. 10 ⁻³

DISCUSSION

La bande d'absorption de la norfloxacin se trouvant dans le domaine des longueurs ultra-violet dénote de la susceptibilité de cette molécule à se photodégrader sous l'irradiation des lampes émettant les longueurs d'onde ultra-violettes. Ainsi, Cette molécule peut être dégradée sous l'irradiation de la lampe T6M dont la bande d'émission s'étend de l'UV au visible. De même, la norfloxacin est susceptible d'être éliminée sous l'irradiation solaire ; dans la mesure où la lampe T6M simule le rayonnement solaire. En effet, le rayonnement émis par le soleil est constitué d'un spectre continu allant des radiations ultraviolettes (UV) aux radiations infrarouges avec des intensités maximales observées dans le visible (400-800 nm) (Gies et al., 2004).

Pour ce qui est de la cinétique de dégradation de la norfloxacin, dans l'ensemble, l'on note une cinétique de dégradation plus importante de la norfloxacin sous l'irradiation de la lampe monochromatique ($\lambda = 253,7$ nm) que sous la lampe polychromatique ($\lambda > 285$ nm). Une observation similaire a été notée par Traoré et al. (2007) en travaillant sur de la dégradation photochimique de deux isomères de l'endosulfane sous irradiation monochromatique ($\lambda = 253,7$ nm) et polychromatique ($\lambda > 285$ nm). C'est aussi le cas de Kouadio et al. (2014) avec la molécule de l'acide méclofenamique. Ces cinétiques d'élimination plus importante sous la lampe monochromatique ($\lambda = 253,7$ nm) que sous la lampe polychromatique ($\lambda > 285$ nm) s'expliqueraient par le fait que la longueur d'onde 253,7 nm correspond aux UV de haute énergie, libérant ainsi une quantité importante de photons (Huchon, 2006). Par ailleurs, l'effet de l'augmentation du nombre de photon sur l'augmentation de la vitesse d'élimination a été démontré par Laid (2010), en augmentant le nombre de lampe dans le réacteur au cours d'étude réalisée sur le Mordant Bleu 13.

Des résultats, il découle que les cinétiques de dégradation apparentes sont influencées par la nature de l'eau. En effet, les

substances organiques ou inorganiques présentes dans les eaux naturelles pourraient limiter la production ou l'action des radicaux libres responsables de la dégradation des polluants. Ces substances peuvent réagir avec les radicaux hydroxyles OH° sans toutefois générer le radical superoxyde. Dans les eaux naturelles, les principaux inhibiteurs rencontrés sont les carbonates, les bicarbonates et les hydrogénéphosphates.

Toutefois, il est également possible de rencontrer dans ces eaux naturelles des espèces appelées promoteurs de radicaux libres (ions formiates, alcools et acides humiques...), qui génèrent un nouveau radical actif (ion radical superoxyde) en consommant un radical hydroxyle (Zaviska et al., 2009). Par exemple, Androézzi et al. (2003) ont expérimenté l'effet de l'acide humique et du nitrate dans l'accélération de la photodégradation de l'ofloxacin. Il en est de même pour Sevilla-Morana et al. (2008) qui ont mis en évidence l'effet photosensibilisateur des ions nitrates dissous dans le processus de la photodégradation du chlorsulfuron et d'aloxymid.

Pour ce qui est de l'eau de robinet, en Côte d'Ivoire, cette eau est issue de l'eau brute traitée avec de l'hypochlorure de sodium pour sa désinfection et pour empêcher sa contamination durant sa distribution. Or le chlore libéré réagit facilement avec plusieurs substances organiques et inorganiques présentes dans les eaux (Soufan, 2011). D'ailleurs, Soufan (2011) a mis en évidence ce pouvoir oxydant du chlore sur le diclofénac, carbamazépine et paracétamol. De plus, selon Watts et Linden (2007) l'absorption de la lumière UV par les espèces de chlore libre, OCl_2 et HOCl , peut produire des radicaux libres aqueux et conduire à des conditions d'oxydation avancées. C'est d'ailleurs ce qui permet à Watts et al. (2007), en comparant la performance des procédés UV/ H_2O_2 et UV/ Cl_2 lors de la photodégradation du Nitrobenzene, de mettre en évidence le couple UV/ Cl_2 comme un procédé avancé d'oxydation pour la dépollution des eaux. Ainsi, la photodégradation des molécules dans l'eau de

robinet en présence des deux lampes artificielles pourrait être une photolyse indirecte induite plutôt qu'une photolyse directe.

L'action catalytique du dioxyde de titane a été prouvée dans bon nombre d'études concourant à l'élimination des polluants organiques des milieux aquatiques (Haque et Muneer, 2007). En présence de ce catalyseur, Haque et Muneer (2007) ont enregistré une dégradation de plus de 90% de la norfloxacin au bout de 80 minutes d'exposition contre moins de 10% en absence du TiO_2 pour le même temps d'irradiation. Et Bizani et al. (2006), en augmentant de 0,25 à 4 g/L la masse du TiO_2 , ont mise en évidence l'accélération de la cinétique de photodégradation de deux colorants avec l'accroissement du catalyseur. En effet, la vitesse initiale de dégradation est proportionnelle à la masse du catalyseur (Nguyen, 2007). Cependant, l'augmentation jusqu'à une certaine masse du dioxyde de titane dans le milieu freine l'élimination des polluants (Bizani et al., 2006).

Cependant, lorsque toutes les molécules sont adsorbées sur le TiO_2 , aucune amélioration de la cinétique ne peut être obtenue par l'ajout de catalyseur. Par ailleurs, Bizani et al. (2006) et Haque et Muneer (2007) font remarquer qu'au-delà des concentrations pour lesquelles le taux de dégradation ne connaît point de variation, l'augmentation du TiO_2 dans le milieu entraîne une réduction de la constante cinétique de dégradation. En effet, l'abondance du TiO_2 dans le milieu aqueux empêche la lumière d'atteindre le cœur du réacteur (Nguyen, 2007), ce qui entraîne par conséquent, l'abaissement de la cinétique de dégradation (Bizani et al., 2006 ; Velegraki et al., 2006).

Conclusion

La dégradation de la norfloxacin ainsi que les facteurs qui l'affecte, ont été mises en évidence sous irradiation monochromatique (253,7 nm) et polychromatique ($\lambda > 285$ nm). Les constantes cinétiques obtenues lors des expériences sont fonction de la nature des

irradiations (monochromatique et polychromatique) de leur intensité et de leur homogénéité. Elles sont également liées à la nature du milieu réactionnel. L'influence de la nature de la source lumineuse sur la cinétique de dégradation a été observée. La constante de cinétique la plus élevée a été obtenue sous la lampe monochromatique ($k_{app} 0,423.10^{-3} \text{ s}^{-1}$). L'influence de la nature de l'eau sur la cinétique de dégradation a été également observée. La dégradation de la norfloxacin est plus importante dans l'eau de robinet ($K_{app} = 0,846.10^{-3}$) sous la lampe monochromatique et plus importante dans l'eau de lagune ($K_{app} = 0,107.10^{-3}$) sous la lampe polychromatique. La cinétique de photodégradation de norfloxacin augmente avec l'apport du TiO_2 dans le milieu aqueux. Cet accroissement se fait avec l'augmentation de la masse du TiO_2 dans le milieu.

CONFLIT D'INTERETS

Il n'y a pas de conflit d'intérêts relatif à cet article.

CONTRIBUTIONS DES AUTEURS

LDK a été le principal investigateur ; MD et DPVA ont participé à la rédaction et à la lecture de ce manuscrit ; SKT et MK a participé à la réalisation du manuscrit ; AD a encadré la réalisation des analyses.

REFERENCES

- Andreozzi R, Marotta R, Paxéus N. 2003. Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. *Chemosphere*, **50**(10): 1319-1330. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00769-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00769-5).
- Aydin E, Talinli I. 2013. Analysis, occurrence and fate of commonly used pharmaceuticals and hormones in the Buyukcekmece Watershed Turkey. *Chemosphere*, **90**: 2004–2012. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2012.10.074](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.074).
- Bizani E, Fytianos K, Poullos I, Tsiridis V. 2006. Photocatalytic decolorization and degradation of dye solutions and wastewaters in the presence of titanium dioxide. *Journal of Hazardous Materials*, **136**(1): 85–94. Doi:

- <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.11.017>
- Carballa M, Omil F, Lema JM, Llompart M, García C, Rodríguez I, Gómez M, Ternes T. 2005. Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in a sewage treatment plant of northwest Spain. *Water Science and Technology*, **52**(8): 29-35.
- Chiron S, Fernandez-Alba A, Rodriguez A, Garcia-Calvo B. 2000. Pesticide chemical oxidation: State of the art. *Water Research*, **34**(7): 366-377. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00173-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00173-6)
- CSP (Code de la Sante Publique). 2007. Article L5111-1 Modifié par Loi n°2007-248 du 26 février 2007 - art. 3 JORF 27 février 2007.
- Costanzo SD, Murby J, Bates J. 2005. Ecosystem response to antibiotics entering the aquatic environment. *Marine Pollution Bulletin*, **51**(1-4): 218-223. doi: <https://10.1016/j.marpolbul.2004.10.038>.
- Derbalah AS, Nakatani N, Sakugawa H. 2004. Photocatalytic removal of fenitrothion in pure and natural waters by photo-Fenton reaction. *Chemosphere*, **57**: 635-644. Doi : <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.08.025>
- Flaherty CM, Dobson SI. 2005. Effects of pharmaceuticals on *Daphnia* survival, growth, and reproduction. *Chemosphere*, **61**(2): 200-207. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2005.02.016](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.02.016).
- Garric J, Ferrari B. 2005. Les substances pharmaceutiques dans les milieux aquatiques. *Revue des Sciences de l'Eau*, **18**(3) : 307-330. DOI: <http://dx.doi.org/10.7202/705561ar>.
- Gies P, Roy C, Javorniczky J, Henderson S, Lemus-Deschamps L, Driscoll C. 2004. Global Solar UV Index: Australian measurements, forecasts, and comparison with the UK. *Photochem. Photobiol.*, **79**(1): 32-39.
- Golet EM, Alder AC, Hartmann A, Ternes TA, Giger W. 2001. Trace determination of fluoroquinolone antibacterial agents in urban wastewater by solid-phase extraction and liquid chromatography with fluorescence detection. *Analytical Chemistry*, **73**(15): 3632-3638. <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/ac0015265>.
- Haque MM, Muneer M. 2007. Photodegradation of norfloxacin in aqueous suspensions of titanium dioxide. *Journal of Hazardous Materials*, **145**(1-2): 51-57. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.10.086>.
- Heberer Th. 2002. Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letters*, **131**(1-2): 5-17. DOI : [https://doi.org/10.1016/S0378-4274\(02\)00041-3](https://doi.org/10.1016/S0378-4274(02)00041-3).
- Huchon R. 2006. Activité photocatalytique de catalyseurs déposés sur différents supports (« medias ») application à la conception d'un photoreacteur pilote," Thèse de Doctorat. Université Claude Bernard - Lyon 1. Lyon, France, p. 230.
- Kim SD, Cho J, Kim IS, Vanderford BJ, Snyder ShA. 2007. Occurrence and removal of pharmaceuticals and endocrine disruptors in South Korean surface, drinking and wastewaters. *Water Research*, **41**(5): 1013-1021. doi: <http://doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.034>.
- Kouadio DL, Soro BD, Diarra M, Meité L, Doumbia ML, Ehouman SGA, Koné M, Dembele A, Traore KS. 2014. Etude de la dégradation photochimique de l'acide meclofenamique. *Larhyss Journal*, **20**: 111-126.
- Kouadio DL, Traore KS, Bekro Y-A, Mambo V, Dembele A, Koné M, Mazellier P, Legube B, Houenou P. 2009. Contamination des Eaux de Surface par les Produits Pharmaceutiques en Zones Urbaines de Côte D'ivoire: Cas du District D'abidjan. *European Journal of Scientific Research*, **27**(1): 140-151.
- Laid N. 2010. Dégradation photocatalytique du mordant bleu 13 en milieu hétérogène, Magister en Chimie. Université Mentouri-Constantine. Mentouri-Constantine, Algérie, P. 138.
- Lhomme L, Brosillon S, Wolbert D. 2008. Photocatalytic degradation of pesticides in pure water and a commercial agricultural solution on TiO₂ coated media. *Chemosphere*, **70**: 381-386. Doi :

- <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.07.004>
- Nakata H, Kannan K, Jones PD, Giesy JP. 2005. Determination of fluoroquinolone antibiotics in wastewater effluents by liquid chromatography–mass spectrometry and fluorescence detection. *Chemosphere*, **58**: 759–766. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.08.097>.
- Nguyen QT. 2007. Dégradation photocatalytique du diclofenac et du sulcotriane en solution aqueuse. Thèse de Doctorat. Ecole supérieure d'Ingénieurs de Poitiers. Université de Poitiers. Poitiers, France. 145 pp.
- Sevilla-Morána B, Sandín-España P, Vicente-Aranab MJ, Alonso-Pradosa JL, García-Baudíña JM. 2008. Study of alloxidim photodegradation in the presence of natural substances: Elucidation of transformation products. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, **198**(2-3): 162–168. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2008.03.005>.
- Soufan M. 2011. Oxydation par le chlore de composés pharmaceutiques. Thèse de Doctorat. Ecole Nationale supérieure d'Ingénieurs de Poitiers. Université de Poitiers. Poitiers, France. 155 pp.
- Stakelberg PE, Gibs J, Furlong ET, Meyer MT, Zaugg SD, Lippincott R L. 2007. Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds. *Sciences of the Total Environment*, **377**(2-3): 255-272. doi: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.095>.
- Traoré KS, Mamadou K, Dembéle A, Yao KV, Bekro Y-A, Mazellier P, Legube B, Houenou P. 2007. Etude cinétique de la dégradation de l'Endosulfane en solution aqueuse par oxydation photocatalytique et par photolyse. *Afrique Science*, **3**(3): 362-377. <http://dx.doi.org/10.4314/afsci.v3i3.61620>.
- Velegraki T, Poullos I, Charalabaki M, Kalogerakis N, Samaras P, Mantzavinos D. 2006. Photocatalytic and sonolytic oxidation of acid orange 7 in aqueous solution. *Applied Catalysis B: Environmental*, **62**(1-2): 159–168. Doi : <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2005.07.007>
- Watts MJ, Linden KG. 2007 Chlorine photolysis and subsequent *p* OH radical production during UV treatment of chlorinated water. *Wat. Res.*, **41**(13): 2871–2878. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.032>.
- Watts MJ, Rosenfeldt EJ, Linden KG. 2007. Comparative OH radical oxidation using UV-Cl₂ and UV-H₂O₂ processes. *Journal of water supply: Research and Technology-AQUA*, **56**(8): 469-477. Doi: <http://doi.org/10.2166/aqua.2007.028>.
- Zaviska F, Drogui P, Mercier G, Blais J. 2009. Procédés d'oxydation avancée dans le traitement des eaux et des effluents industriels: Application à la dégradation des polluants réfractaires. *Revue des Sciences de l'Eau*, **22**(4): 535– 564. Doi: <http://doi.org/10.7202/038330ar>.