

Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie

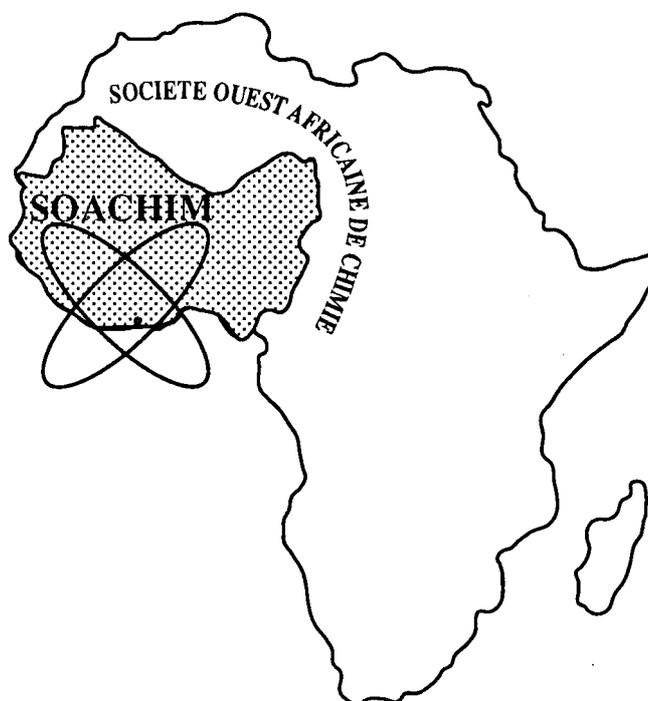
J. Soc. Ouest-Afr. Chim.

Code Chemical Abstracts : JSOCF2

Cote INIST (CNRS France) : <27680>

ISSN 0796-6687

17^{ème} Année, Juin 2012, N° 033



Site Web: <http://www.soachim.org>

Expérimentation du traitement des effluents phytosanitaires issus du rinçage des fonds de cuve et des pulvérisateurs par dégradation abiotique : cas du diazinon

**Donafologo Baba Soro¹, Ladji Méite¹, Sory Karim traoré^{1*}, Koné Mamadou¹,
Ardjouma Dembele², Pascal Houenou¹**

¹ *Laboratoire des Sciences de l'Environnement: UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université d'Abobo-Adjamé 02 BP 801 Abidjan 02 (Côte d'Ivoire)*

² *Laboratoire National d'Appui au Développement Agricole (LANADA): 04 BP 612 Abidjan 04 (Côte d'Ivoire)*

(Reçu le 27/ 11/2011 – Accepté après corrections le 30 /04/2012)

Résumé: Le nettoyage des instruments de pulvérisation contribue à une part non moindre de la pollution des eaux de surface utilisées pour la production de l'eau potable. Cette étude a pour objectif d'expérimenter l'efficacité de la photolyse dans le traitement des eaux contenant des produits phytosanitaires. Le diazinon est pris comme molécule modèle dans ce travail. La dégradation du diazinon contenu dans les eaux de rinçage des fonds de cuve et des pulvérisateurs par les processus d'hydrolyse et de photolyse a été expérimentée. L'hydrolyse a été réalisée à différents pH pour tenir compte de la nature des eaux de rinçage utilisées et mettre en évidence l'influence du pH sur ce processus. Au cours de l'hydrolyse, une cinétique d'apparition d'un seul produit de dégradation a pu être observée. L'étude de la photolyse a concerné deux aspects à savoir la photolyse directe et la photolyse catalysée avec du TiO₂. Au cours de la photolyse directe, sous irradiation à 254 nm, le diazinon se dégrade plus efficacement que lors des irradiations polychromatiques ($\lambda \geq 285$ nm) ; les taux de dégradation du diazinon, au bout de 5 heures de réaction, sont respectivement de 94,04 % et de 24,5 %. Une augmentation de la constante de vitesse de la photodégradation en fonction du pH est également observée. L'utilisation du TiO₂ a permis une dégradation quasi-totale du diazinon en une heure de temps de réaction ouvrant ainsi une perspective de traitement des effluents phytosanitaire sur les stations de remplissage et de rinçage de pulvérisateurs.

Mots clés: diazinon, hydrolyse, photolyse, dégradation, catalyseur.

Experimentation of the treatment of the sewages phytosanitaires descended of the rinsing of funds of vat and atomizers by abiotic degradation: case of the diazinon

Abstract : The cleaning of sprayers instruments contributes to a non least part of the pollution of surface waters used for the production of the drinking water. The objective this work was to verify the efficiency of the photoclysis in the treatment of aqueous solutions containing pesticides. The diazinon is taken as molecule model in this study. The degradation of diazinon contained in the rinsing water of tank and sprayers by hydrolysis and photolysis was tested. The hydrolysis was performed at different pH to reflect the nature of the rinse water and highlight the influence of pH on this process. During the hydrolysis kinetics of appearance of a single degradation product was observed. During direct photolysis under irradiation at 254 nm, diazinon is degraded more efficiently than in polychromatic radiation ($\lambda \geq 285$ nm). Thus, the degradation rate of diazinon, after 5 hours of reaction, is respectively 94.04 % and 24.5 %. An increase in the rate constant of the photodegradation as a function of pH is also observed. The use of TiO₂ has an almost complete degradation of diazinon in one hour of reaction time, opening a prospect of effluent treatment plant on the filling stations and rinsing of sprayers.

Keywords: diazinon, hydrolysis, photolysis, degradation, catalyst.

* Auteur correspondant: E-mail: trasory@hotmail.com

1. Introduction

Les pesticides sont très largement utilisés afin d'améliorer la qualité des produits et d'augmenter les rendements par surface culturale. Malheureusement, qui dit traitement, dit résidus. La population est ainsi régulièrement exposée aux pesticides dans son environnement et par le biais de son alimentation [1-4]. Des études récentes réalisées en zones agricoles du sud ouest et du centre de la Côte d'Ivoire, ont montré qu'il existe réellement une contamination des cours d'eau et des puits par divers pesticides [5]. Etant donné que dans ces régions, plus de 75 % des besoins en eau potable sont satisfaits à partir des eaux brutes superficielles, la situation apparaît très préoccupante au regard des exigences réglementaires. En effet, les concentrations retrouvées bien que variant selon la région agricole excèdent généralement les normes en vigueur. Le diazinon par exemple a été décelé dans des échantillons d'eaux avec des concentrations moyennes de 3,14 µg/L et 5,33 µg/L respectivement à Buyo et à grand lahou [5].

Une part non négligeable de cette pollution provient du nettoyage des instruments utilisés depuis la préparation des bouillies de pesticides jusqu'à leur pulvérisation et des rejets des fonds de cuve. Ce nettoyage se faisant souvent à proximité des points d'eau naturel (rivières, fleuves, lac) et artificiel (barrages, puits) les plus proches, génère des effluents phytosanitaires pouvant être à l'origine de pollutions ponctuelles et source de problèmes environnementaux graves [6-8].

Cette étude entre donc dans le cadre d'un projet pilote qui vise à diminuer de façon considérable la charge polluante des effluents issus des eaux de rinçage des pulvérisateurs avant leur rejet dans l'environnement. Elle s'intéresse à la dégradation du diazinon par des processus abiotiques (hydrolyse et photolyse) ; l'objectif à terme étant de pouvoir dégrader ce produit dans les eaux de rinçage des pulvérisateurs avant leur rejet dans la nature. La photosensibilité du diazinon aux radiations solaires [9] et l'opportunité d'être dans un pays ensoleillé toute l'année constituent des atouts pour cette étude.

Le diazinon ou O,O-diéthyle O-2-isopropyl-6-méthylpyrimidine-4-yle thiophosphate est un insecticide organophosphoré conçu pour lutter contre les insectes nuisibles dans le sol ainsi que les insectes suceurs et broyeurs et les acariens [10-13]. Il est utilisé sur les plantes ornementales, les arbres fruitiers, les cultures vivrières, la canne à sucre, les fourragères, la culture du tabac. Cette molécule fait partie de la liste des substances prioritaires en Côte d'Ivoire établie par le ministère de l'environnement. Son utilisation assez remarquable dans le domaine agricole n'est pas sans conséquence sur notre environnement notamment les ressources en eau et la vie aquatique.

2. Matériel et méthodes

2.1. Réactifs et solutions

Le diazinon de qualité analytique et de pureté supérieure à 98% provient du Dr. Ehrenstofer (Augsbourg, Germany). L'acétonitrile de qualité analytique est fourni par la société Merck.

L'eau utilisée pour la préparation des solutions est de l'eau ultra pure (EUP) produite à partir du système « milliQ » de millipore. Elle présente une résistivité de 18 MΩ.cm⁻¹ et une teneur en carbone organique total (COT) inférieur à 0,2 mg/L.

Les solutions de diazinon préparées et utilisées pour les expériences de dégradation ont une concentration similaire à celle de l'eau de rinçage d'un pulvérisateur d'une capacité de 20 litres. Pour ce faire, après les traitements phytosanitaires, nous suivons la procédure de rinçage au champ : nous rinçons la cuve du pulvérisateur à l'aide du réservoir d'eau claire prévu à cet effet ; la bouillie ainsi diluée est épanchée sur les périmètres déjà traité jusqu'à désamorçage de la pompe du pulvérisateur. Les effluents obtenus après un dernier rinçage et utilisés pour l'expérimentation résultent, dans ce cas, uniquement d'un fond de cuve déjà dilué et des eaux de rinçage des pulvérisateurs. Pour l'expérimentation, les eaux utilisées pour le rinçage ont été ajustées à différents pH pour tenir compte de la nature des eaux de puits ou des retenues d'eaux utilisées (pH variant de 4,52 à 7,4 selon les régions).

Le dioxyde de titane (TiO₂) utilisé est fourni par la société « PROLABO »

2.2. Méthodes expérimentales

2.2.1. Hydrolyse

Les expériences ont été réalisées avec différentes solutions de diazinon (C₀= 15 mg.L⁻¹ ou 0,049 mM) en milieu tamponné (phosphate) aux pH de 3, 4, 5, 6, 7 et 9. Les réacteurs statiques utilisés sont des flacons en verre brun Duran de 1L. Ces flacons ont été préalablement stérilisés par passage à l'autoclave à 125 °C pendant 20 min afin d'éviter un éventuel phénomène de biodégradation. Le verre brun protège les solutions des radiations de longueurs d'onde inférieures à 500 nm.

2.2.2. Photolyse

Elle a été réalisée à température ambiante. Pour sa mise en œuvre, un réacteur photochimique cylindrique à immersion en verre borosilicaté de 2 L avec un diamètre interne de 16 cm et une épaisseur annulaire de 6,75 cm a été utilisé. Il est entouré d'un film plastique noir. La lampe d'irradiation est placée dans une gaine en quartz, perméable au rayonnement UV et immergée en position axiale dans le réacteur. Durant toutes les expériences, la solution est agitée avec un agitateur magnétique placé sous le réacteur. La concentration de la solution initiale à chaque expérience est de 15 mg.L⁻¹ ou 0,049 mM. Le dioxyde de titane (TiO₂) a été utilisé avec une concentration de 0,8 mg/mL et à pH égal 7,2 lors de la photocatalyse. Afin d'atteindre l'équilibre d'adsorption, le mélange réactionnel a été agité à l'obscurité pendant 60 minutes avant illumination. Les échantillons par filtration à travers des filtres Millipore 0,45 µm avant analyse.

Deux sources lumineuses ont été utilisées au cours des expériences d'irradiation :

- Une lampe monochromatique ($\lambda = 253,7$ nm) à vapeur de mercure basse pression de marque Vilbert et Lourmat T6C d'une puissance électrique de 6 W ;
- Une lampe polychromatique ($\lambda > 285$ nm) de marque Vilbert et Lourmat T6M d'une puissance électrique de 6 W dont le spectre

d'émission mesuré à l'aide d'un spectrofluorimètre Fluoromax-2, est représenté sur la **figure1**.

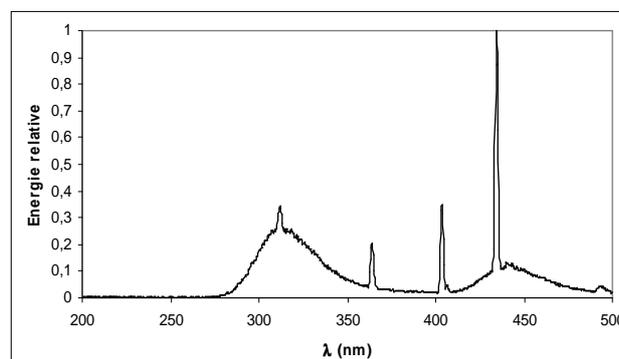


Figure 1: Spectre d'émission de la lampe T6M

2.3. Méthodes analytiques

Au cours de l'irradiation, des prélèvements sont effectués dans le réacteur à l'aide de pipette pasteur à des intervalles de temps réguliers (chaque 30 min pendant 3 h et chaque 1h pendant 2 h). Les échantillons prélevés sont filtrés à l'aide des filtres Millipore 0,45 µm et analysés par chromatographie liquide haute performance (CLHP). L'appareil est équipé d'une pompe (spectra SYSTEM P 4000), d'un système «SCM1000 vacuum membrane degazer» et d'un détecteur d'absorption UV-visible (spectraSYSTEM UV 1000). La colonne utilisée est une colonne Interchim de type waters C18 NOVAPACK avec une longueur de 250 mm, un diamètre interne de 4,6 mm et un diamètre des pores de 5 µm. La phase mobile est un mélange eau-acétonitrile (30:70 v/v) délivrée par une pompe avec un débit de 1 mL/min. La détection a été effectuée à 280 nm. L'analyse qualitative a été réalisée par comparaison des temps de rétention des échantillons prélevés à ceux des produits standard. Le volume d'échantillon injecté par essai est de 20 µL.

Les mesures de pH ont été effectuées à l'aide d'un pH-mètre de marque MeterLab PHM 240.

Les constantes cinétiques ont été calculées par la relation $\ln \frac{[pesticide]_t}{[pesticide]_0} = -k_H t$ et les temps

de demi-vie sont obtenus par la relation : $t_{1/2} = \ln 2 / k_H$

3. Résultats et discussion

3.1. Hydrolyse du diazinon - Etude Cinétique

Les analyses de solutions aqueuses du diazinon (0,049 mM) à différents pH (3 ; 4 ; 5 ; 6 ; 7 ; 9) à différents temps de vieillissement montrent une dégradation du produit en fonction du pH. La dégradation est plus rapide lorsque le pH diminue. Dans nos conditions opératoires c'est-à-dire en milieu dilué, pour chaque valeur du pH, la dégradation du diazinon se fait selon une cinétique du premier ordre apparent. Les constantes apparentes d'hydrolyse (k_H) obtenues pour les 6 pH, figurent dans le **tableau I**.

Tableau I: Constantes cinétiques de premier ordre apparent et temps de demi-vie pour l'hydrolyse du diazinon en solution aqueuse

pH	k_H ($\times 10^{-2} \text{ min}^{-1}$)	Temps de demi-vie $t_{1/2}$ (min)
3	0,28	247,52
4	0,152	462,12
5	0,083	834,9
6	0,041	1690,61
7	0,029	2389,65
9	0,037	2235,48

Ce tableau montre que l'hydrolyse du diazinon dépend fortement du pH. Elle est plus rapide en milieu acide qu'en milieu neutre ou légèrement basique. Dans des conditions très acides [14], elle peut constituer une voie importante de dissipation du diazinon avec un temps de demi-vie plus court (environ 247,52 min à pH = 3 contre 2389,65 min à pH = 7). Ces résultats sont confirmés par la **figure 2**.

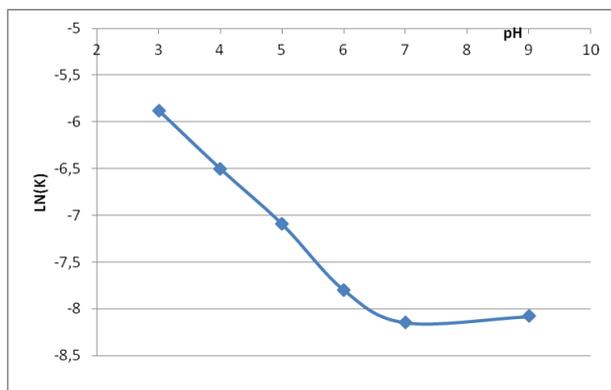


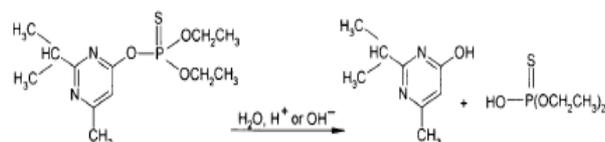
Figure 2: représentation semi logarithmique de la constante d'hydrolyse en fonction du pH du milieu

L'hydrolyse du diazinon est donc fortement dépendante du pH. En effet, la cinétique globale de la réaction est la somme des réactions acide et basique catalysées et celle effectuée en milieu neutre. Elle est exprimée par la relation : $k_T = k_H [H^+] + k_{H_2O} [H_2O] + k_{OH} [OH^-]$. Notre manipulation se faisant en milieu aqueux dilué, la concentration de l'eau est considérée comme une constante. Dans ces conditions et selon l'équation, pour un pH < 7 la vitesse de l'hydrolyse décroît quand le pH augmente. Par contre le milieu neutre n'aura aucune influence sur l'hydrolyse.

3.2. Hydrolyse du diazinon – Etude du produit de dégradation.

Un seul et unique sous-produit a été observé quelque soit le pH de la solution. Il s'agit d'un produit de dégradation primaire qui se forme au fur et à mesure que le produit initial se dégrade (figure 3). Ce produit est stable dans la solution et n'est donc pas dégradé par hydrolyse. La figure 3 montre que le produit d'hydrolyse apparaît dès que le diazinon se dégrade et cela jusqu'à la fin de l'expérience. Ce produit n'a pas été identifié dans cette étude. Mais Polonca Trebše et al [14] qui ont étudié la dégradation du diazinon en milieu aqueux, ont montré que cette molécule se transforme en 2-isopropyl- 4-méthyl-6-hydroxypyrimidine qui est également son principal produit d'hydrolyse. La formation de produit de dégradation que nous avons constaté pourrait donc correspondre à ce produit.

La réaction d'hydrolyse pouvant se faire en milieu acide, neutre ou basique est donnée par :



3.3. Photodégradation du diazinon

Les caractéristiques d'absorption UV-visible du diazinon en solution aqueuse ont été enregistrées. Le diazinon absorbe la lumière entre 200 et 300 nm comme l'indique la figure 4. Son spectre d'absorption présente un maximum centré à 246 nm et une bande d'absorption décroissante de 200 à 227 nm.

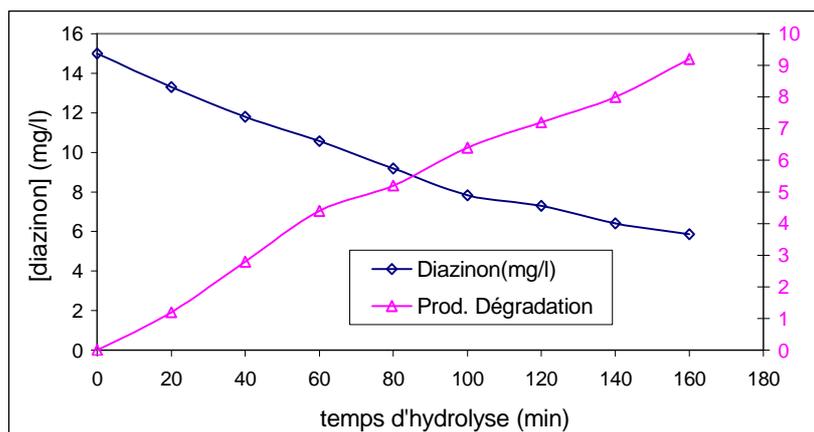


Figure 3: courbe de formation du produit de dégradation

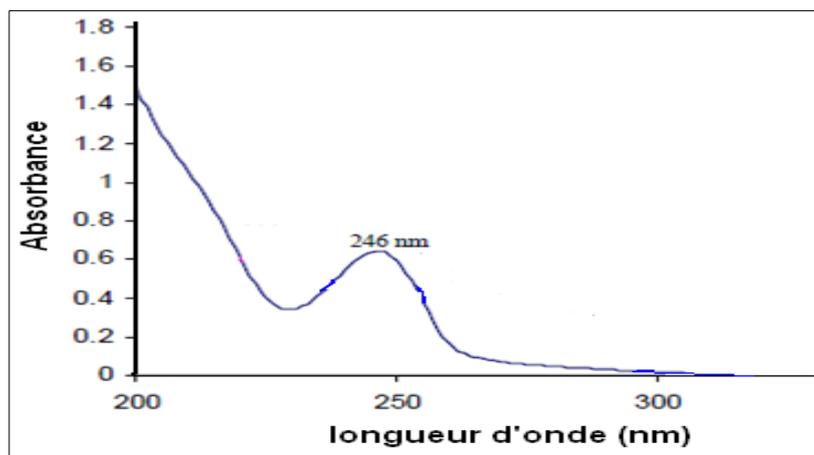


Figure 4: spectre d'absorption UV-visible du Diazinon

Ainsi, le diazinon est potentiellement photodégradable sous toutes les radiations dont la longueur d'onde est inférieure à 300 nm avec des coefficients d'absorption molaire de $4050 \text{ M}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ et $20,86 \text{ M}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ respectivement à 254 et 285 nm.

3.4. Etude cinétique de photolyse

L'irradiation à 254 nm ou bien à $\lambda \geq 285 \text{ nm}$ d'une solution aqueuse de diazinon diluée ($[\text{diazinon}]_0 = 0,049 \text{ mM}$; pH 3 et pH 7,2) a abouti à une photodégradation du composé. En milieu dilué, la concentration du pesticide en fonction du temps d'irradiation, est donnée par les relations (I) et (II) en lumière monochromatique et polychromatique, respectivement.

$$\frac{-d[C]}{dt} = 2,3\ell\Phi_{254}I_{0,254}\epsilon_{254}[C] \quad (\text{I})$$

$$\frac{-d[C]}{dt} = 2,3\ell\sum_{\lambda}\Phi_{\lambda}I_{0,\lambda}\epsilon_{\lambda}[C] = k_{app}[C] \quad (\text{II})$$

avec Φ_{254} et ϵ_{254} le rendement quantique et le coefficient d'absorption molaire du diazinon à 254 nm, $I_{0,254}$ l'intensité lumineuse émise à 254 nm, Φ_{λ} et ϵ_{λ} le rendement quantique et le coefficient d'absorption molaire du diazinon à la longueur d'onde λ .

Le suivi de la réaction par CLHP nous a permis d'observer simultanément la destruction du produit de départ, la formation et l'évolution des produits et/ou des photoproduits. La figure 5 montre l'évolution de la concentration d'une solution de diazinon (0,049 mM) au cours de l'irradiation respectivement sous la lampe monochromatique (254 nm) et sous la lampe polychromatique ($\lambda \geq 285 \text{ nm}$) à 25°C. Dans les deux cas, la vitesse de photolyse du diazinon obéit à une loi d'ordre 1 apparent (figure 5). Au bout de 5 heures (300 min) d'irradiation, 94,04 % de dégradation contre 24,5 % sont obtenues respectivement sous la lampe monochromatique et sous la lampe polychromatique.

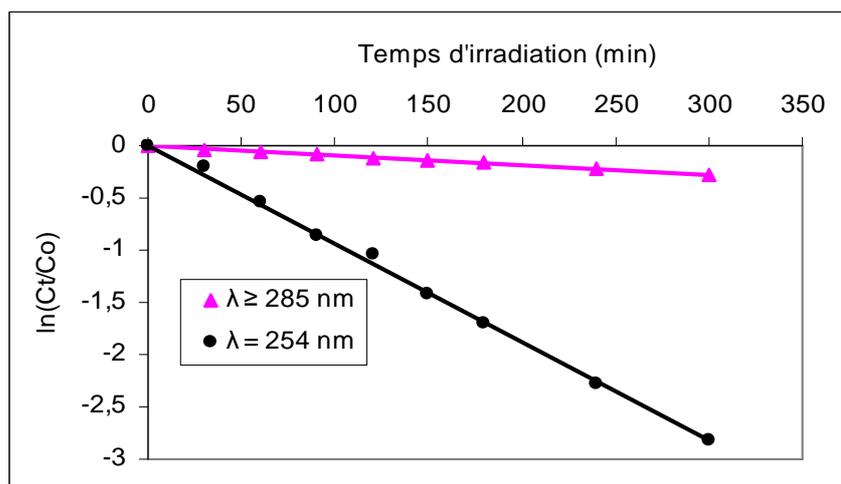


Figure 5: Cinétique de la photolyse directe du diazinon (0,049 mM) à pH 7,2

Sur la base de ces résultats et surtout pour nous accommoder des exigences de temps dans le traitement de l'effluent, nous avons dans un premier temps continué les expériences uniquement avec la lampe monochromatique, la plus énergétique ($\lambda = 254 \text{ nm}$).

3.1.1. Influence du pH

Les solutions de diazinon de concentration (0,049 mM) ont été irradiées à la lumière monochromatique ($\lambda = 254 \text{ nm}$) aux pH de 3 et 7. Les résultats reportés dans le **tableau II** mettent en évidence une dégradation plus rapide en milieu acide. L'augmentation de la constante cinétique (K_{app}) indique une plus grande vitesse de dégradation du diazinon. Toutefois il faut prendre en compte le phénomène d'hydrolyse aussi présente en milieu acide.

On remarque que la dégradation à pH = 3 n'est pas le seul fait de la photolyse mais de l'hydrolyse également et de façon simultanément. Le calcul de la constante de vitesse réelle de la photolyse ($K_{réel \text{ photolyse}}$) par l'expression suivante : $K_{réel \text{ photolyse}} =$

$K_{app} - K_{hydrolyse}$ (à pH=3) montre que la photolyse est prépondérante. En effet, à ce pH, la constante de vitesse de photolyse ($0,0055 \text{ min}^{-1}$) est supérieure à celle de l'hydrolyse ($0,0028 \text{ min}^{-1}$). Par contre la constante d'hydrolyse à pH 7 étant négligeable ($3.10^{-4} \text{ min}^{-1}$) par rapport à celle de la photodégradation ($61.10^{-4} \text{ min}^{-1}$), le processus prépondérant dans la dégradation du diazinon à ce pH est la photolyse.

Dans nos conditions expérimentales, le taux de destruction acceptable du diazinon s'effectue au bout de 5 heures d'irradiation au minimum. Ce temps de la réaction trop long pour une application réelle, nous a amené à rechercher une autre méthode permettant de diminuer d'une part la durée de la manipulation et de réduire la consommation énergétique de la lampe et d'autre part d'atteindre le même objectif c'est à dire la destruction du Diazinon. Nous avons alors choisi d'utiliser comme catalyseur le dioxyde de titane (TiO_2) à cause de sa grande photoactivité, sa résistance à la photocorrosion, sa photostabilité, son faible coût et sa non-toxicité [15-17].

Tableau II: constantes apparentes et temps de demi-vie à pH 3 et à pH 7

	$K_{app}(\text{min}^{-1})$	$K_{hydrolyse}(\text{mn}^{-1})$	$K_{réel}(\text{min}^{-1})$ photolyse	$T_{app1/2}(\text{min})$	$T_{1/2}(\text{min})$ Hydrolyse	$T_{1/2}(\text{min})$ photolyse
pH=3	0,0083	0,0028	0,0055	83,51	240,59	126
pH=7	0,0061	0,0003	0,0061	113,63		113,63

3.1.2. Influence d'un catalyseur sur la photolyse

Nous avons étudié l'influence de la concentration de TiO_2 sur la photodégradation du diazinon dans l'intervalle 25 à 250 mg.L^{-1} par pas de 25 mg.L^{-1} . Cette étude menée sous irradiation monochromatique (254 nm), a montré que la concentration optimale de TiO_2 pour notre réacteur est de 200 mg.L^{-1} . Elle a montré également avec le réacteur utilisé que la vitesse de réaction initiale est directement proportionnelle à la masse de catalyseur engagée.

Cependant, à partir de la concentration de 200 mg.L^{-1} en TiO_2 , on observe une diminution de la vitesse de réaction à cause d'une opacité de la solution qui empêche le catalyseur d'être illuminé (figure 6).

La figure 6 présente les résultats de l'irradiation d'un mélange réactionnel à pH 7,2 contenant du diazinon (0.049 mM) avec du TiO_2 (200 mg.L^{-1}) et sans TiO_2 . On constate que durant l'irradiation en présence du TiO_2 , le diazinon est dégradé rapidement et disparaît complètement au bout de 75 min.

En effet, le temps de la réaction du diazinon a fortement diminué passant de cinq heures à environ une heure. Ces résultats vont dans le sens de certaines études antérieures qui ont montré que l'utilisation du TiO_2 favorise la photodégradation des pesticides organophosphorés notamment ceux du groupe du diazinon [16,17].

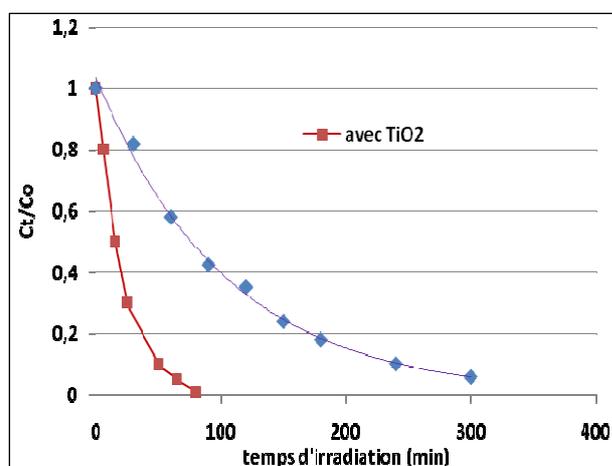


Figure 6: comparaison des photolyses directe et indirecte

4. Conclusion

Cette étude a montré que les effluents de diazinon provenant des eaux de rinçage des pulvérisateurs de produits phytosanitaires peuvent être réhabilités par des procédés de dégradation abiotique. Les études d'hydrolyse et de photolyse effectuées dans nos conditions opératoires ont montré que ces deux mécanismes peuvent être complémentaires en fonction du pH du milieu pour une dégradation efficace du diazinon. L'hydrolyse dépend fortement du pH et représente une alternative de dissipation du diazinon. L'étude de la dégradation du diazinon par photolyse directe ($[\text{diazinon}]/\text{UV}$) et par photocatalyse ($[\text{diazinon}]/\text{UV}/\text{TiO}_2$) a permis de comparer les vitesses de dégradation du diazinon dans les deux systèmes. La dégradation par UV seul est lente et partielle, (5 heures) et ne permet pas la destruction du photoproduit formé. Le système UV/TiO_2 a permis d'améliorer d'une façon significative les performances photochimiques en diminuant le temps d'irradiation (1h) et en permettant de dégrader quasi totalement ce pesticide. Toutefois, une trop grande concentration en catalyseur affecte la diffusion de la lumière dans la solution à traiter impliquant une diminution de la cinétique de dégradation.

Bibliographie

- [1] Traore S. K., Ehouman A. G. S., Mamadou K., Dembele A., Lafrance P., Mazellier P., Legube Bernard, Kamenan Alphonse, Houenou P., Europ. Jour. Scient. Res. (2007) 4, 584-595.
- [2] Traore S. K., Mamadou K., Dembele A., Banton O., Lafrance P., Houenou P., J. Soc. Ouest- Afr. Chim. (2002) 013, 99-109.
- [3] Traore S. K., Mamadou K., Dembele A., Banton O., Lafrance P., Houenou P., J. Soc. Ouest- Afr. Chim. (2003) 016, (137-152).
- [4] Traore S. K., Dembele A., Mamadou K., Mambo V., Lafrance P., Yves-Alain Bekro et Houenou P., Afrique Scien. (2008) 4, 87 - 98
- [5] Traore S. K., Mamadou K., Dembele A., Lafrance P., Mazellier P., et Houenou P., Jour. Afric. Scien. Envir. (2006) 1, 1-9.
- [6] DRAFT. Toxicological profile for diazinon ; U.S. Department of health and human services, (2006), 302 p.
- [7] Caroline Cox. Lethal Lawns: Diazinon Use Threatens Salmon Survival. A publication of the Oregon Pesticide Education Network (OPEN), (2000), 24 p.

- [8] EPA. Organophosphate Pesticide Degradation Under Drinking Water Treatment Conditions. EPA/600/R-05/103, (2005), 64 p.
- [9] Polonca Trebše et Iztok Arčon., *Radiat. Phys. and Chem.* (2003) 67, 527–530.
- [10] Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological profile for Diazinon. U.S. department of health and human services, (1996), 245 p.
- [11] Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). Évaluations préliminaires des risques et de la valeur du diazinon. Note de réévaluation, REV2005-06; Santé Canada, (2005), 58 p.
- [12] EPA. Interim Reregistration Eligibility Decision For Diazinon. Case No. (0238), (2004), 134 p.
- [13] EPA. Traft ambient aquatic life water quality criteria for diazinon. (CAS Registry Number 333-41-5), (2000), 89 p.
- [14] Mansour M., Feicht E., Behechti A., Schramm K., Kettrup A., *Chemos.* (1999) 39, 575-585.
- [15] Konstantinou K. I., Albanis A. T., *Appl catal B* (2003) 42, 319 – 335.
- [16] Doog R.A., Chang, W. H., *Jour. Photobiol A. Chem* (1997) 107, 239 – 244
- [17] Vasilis N. K. and Despina F. T., *Jour. Am. Soc. Mass. Spectrom* (2003) 14, 803–817.