

N°

Ordre...../F.S.S.A/UAMOB/2022

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE AKLI MOAND OULHADJ-BOUIRA



Faculté des Sciences et des Sciences Appliquées
Département de Chimie

Mémoire de fin d'étude

Présenté par :

TALHI HOURIA

En vue de l'obtention du diplôme de **Master 02** en :

Filière : Chimie

Option : Chimie des Matériaux

Thème

"Synthèses et caractérisation de matériaux hydroxydes doubles lamellaires et leur application dans la dépollution de l'eau"

Devant le jury composé de :

ALIOUAT Mohamed	Pr	UAMOB	Président
ZAABAR Aida	MCA	UAMOB	Examinatrice
AOUDJIT Farid	MCA	UAMOB	Encadreur
MOKHTARI Salim	MCB	UAMOB	Co-encadreur

Année Universitaire : 2021/2022

REMERCIEMENTS

Tous d'abord Je remercie '**Dieu**' tout puissant de m'avoir donné la santé, le courage et la volonté pour achever ce modeste travail.

Je remercie vivement l'équipe de laboratoire de chimie en précisant Madame **SIHAM HAMANI**, Mr doctorant **Sarri Arezki** qui a partagé son expérience en me transmettant des conseils pertinents.

Je remercie également mon encadreur professeur **AOUDJIT FARID**, d'avoir encadré ce travail j'adresse mes plus vifs remerciements à tous les membres de jury, d'avoir accepté d'évaluer ce travail.

Mes remerciements vont également aux travailleurs du laboratoire de chimie de m'avoir aidé à compléter ce mémoire.

Je tiens à remercier vivement tous les enseignants du département de chimie de l'université de Bouira qui ont contribué à ma formation en général et ceux du département en particulier.

Merci à ceux qui m'ont soutenu et encouragé et permis d'y arriver.



Dédicaces

A` celui qui m'a guidé vers la voie de la réussite, qui fait

L'impossible pour me donne le courage :

Mon très cher père **ALI**.

A` mon seul et unique abri d'enfance, à celle qui n'a

Jamais cessé de me lancer l'appel d'amour et tendresse, de

Me soutenir dans les moments difficiles, la plus proche à

Mon cœur :

A` ma très chère mère **kamir**.

A` mes frères et sœurs.

A` tous mes amies.

A` tous qui me sont cher.

Houria.

Sommaire

Introduction	01
Chapitre I : Pollution des eaux	
I.1.Introduction	02
I.2.Définition de la pollution des eaux	02
I.3.Différents types de pollution des eaux	03
I.3.1.Pollution chimique	03
I.3.2. pollution organique	03
I.3.3. Pollution des océans	03
I.4. Origines de la pollution des eaux	03
I.4.1.Les eaux domestiques	03
I.4.2 .Les eaux pluviales	04
I.4.3. Les eaux industrielles	04
I.5.Procédés de traitement	04
I.5.1. Procédés physiques	04
I.5.2. Procédés thermiques	05
I.5.3. Procédés d'oxydation avancée	05
Chapitre II : La photocatalyse hétérogène	
II.1.Définition	07
II.2. Mécanisme de la photocatalyse hétérogène	07
II.3.Facteurs influençant la photocatalyse hétérogène	08
II.3.1. Concentration initiale de polluant	08
II.3.2.pH de la solution	08
II.3.3.Intensité lumineuse	09
II.4.Cinétique de la photocatalyse hétérogène	09
II.5.Avantages de la photocatalyse hétérogène	11
II.6.Applications de la photocatalyse hétérogène	11
Chapitre III : Hydroxyde doubles lamellaires	
III.1. Introduction	12
III.2. Formule chimique et structure des (HDLs)	12
III.3.Propriétés physico-chimiques des HDL	13

III.3.1. Propriétés d'échange anionique	13
III.3.2. Stabilité chimique et thermique	14
III.4. Composition de feuillet (Nature de M^{II} et M^{III})	14
III.5. Espace interfeuillet	15
III.6. Méthodes de synthèse usuelles des HDL	15
III.6.1. Coprécipitation	16
III.6.2. Echange anionique	16
III.6.3. Reconstruction	17
III.7. Application des hydroxydes doubles lamellaires	17
III.7.1. Echangeurs anionique et adsorbants	17
III.7.2. Electrochimie	17
Chapitre IV : synthèse et caractérisation physico-chimiques des HDL	
IV.1. Introduction	19
IV.2. Protocole expérimental de synthèse des HDL	19
IV.3. Caractérisation physico-chimique de matériaux	21
IV.3.1. Diffraction par rayons X (DRX) des HDL	21
IV.3.2. La spectrométrie infrarouge à Transformée de Fourier (IRTF)	23
IV.3.3. Détermination du point zéro charge	24
Chapitre V : Réalisation de procédé photocatalytique hétérogène	
V.1. Introduction	26
V.2. Polluant	26
V.3. Protocole Expérimental	27
V.4. Optimisation des différents paramètres opératoires	28
V.4.1. La Variation de rendement de photocatalyse en fonction de type de matériaux (HDL) calcinée et non calcinée	28
V.4.2. Optimisation de la masse de photocatalyseur	29
V.4.3. Effet du pH sur la dégradation photocatalytique de la solution de bétaméthason	30
V.4.4. Effet de la concentration initiale en bétaméthason sur la dégradation photocatalytique	31
V.5. Cinétique de la dégradation	32
Conclusion générale	34

Liste des Figures

Chapitre I	
Figure I.1 : Différents procédés d'oxydation avancée	05
Chapitre II	
Figure II.1. Schéma montrant les bandes d'un oxyde semi-conducteur tel que TiO_2	07
Figure II.2. Equations de formation des espèces réactives à la surface du TiO_2	08
Chapitre III	
Figure III.1. Structure des HDL	13
Figure III.2. Synthèse usuelle des HDL	16
Chapitre IV	
Figure IV.1. Le protocole de synthèse de matériaux.	20
Figure IV.2. Diffractogrammes des rayons X de matériaux	22
Figure IV.3. Spectres Infrarouges de matériaux $Zn(2)Al-HDL$ et $Zn(2)Al-HDL-C$	24
Figure IV.4. Détermination du pH_{PZC} de $Zn(2) Al-HDL$ et $Zn(2)-Al-HDL-C$	25
Chapitre V	
Figure V.1 : Dispositif expérimental.	28
Figure V.2. Variation de rendement de photocatalyse en fonction de type de matériaux HDL (calcinée et non calcinée) de masse 0.15g, $c_0=5mg/l$, $T=25c^\circ$, pH libre	29
Figure V.3. Optimisation de la photocatalyseur en fonction de type de matériaux HDL (calcinée) des masses (0,05 .0,1 0,15. 0,2), $c_0=5mg/l$, $T=25c^\circ$, pH libre.	30
Figure V.4. Variation de rendements de photodégradation de bétaméthason en fonction de PH de la solution	31
Figure V.5. Optimisation de la concentration initiale du polluant $m=0.15g$, pH=libre, $T^\circ=ambient$	32
Figure V.6. Tracé de $\ln(Ct/C0)$ en fonction du temps d'irradiation	33

Liste des tableaux

Chapitre IV	
Tableau IV.1. Distances interlamellaires d_{hkl} de la phase Zn Al = 2 non calcinée.	22
Tableau IV.2. Distances interlamellaires d_{hkl} des phases Zn-Al calcinée.	23
Chapitre V	
Tableau V.1 : Caractéristiques physico-chimiques de la bétaméthasone	26
Tableau V.2. Constantes cinétiques du modèle de Langmuir-Hinshelwood et temps de demi-vie $t_{1/2}$	33

Liste des abréviations

POA : Procédés d'oxydation avancée.

HDL : Hydroxyde Double Lamellaire.

DRX : Diffraction des Rayons X.

UV : Ultra-Violet.

IRTF : spectres infrarouges à Transformée de Fourier.

PH_{PZC} : potentiel d'hydrogène au point de charge nulle.

PH : potentiel d'hydrogène.

T : Température (°c).

t : temps (min).

INTRODUCTION

GÉNÉRALE

Introduction générale

La pollution des eaux, accidentelle ou volontaire, par des produits chimiques d'origine industrielle (hydrocarbures, phénols, pharmaceutiques,...etc.) ou agricole (pesticides, engrais,...etc.) constitue une source de dégradation et de danger pour l'environnement aquatique. Elle suscite, à l'heure actuelle, un intérêt particulier à l'échelle internationale.

L'importance, de plus en plus grande, attachée à la protection des milieux naturels et à l'amélioration de la qualité des eaux ne cesse de croître et les différentes instances internationales, sonnent l'alarme à l'occasion de chaque catastrophe et proposent des réglementations de plus en plus strictes.

Les procédés d'oxydation avancés apparaissent comme un procédé puissant pour le traitement des eaux usées contaminées par les composés organiques. La photocatalyse hétérogène est une technique parmi les POA et qui a déjà démontré sa capacité et son efficacité à traiter un grand nombre de composés toxiques, comme les polluants pharmaceutiques.

Dans ce contexte, ce travail a pour objectifs, la synthèse et la caractérisation de nouveaux matériaux photocatalyseur type hydroxydes doubles lamellaires et leurs applications dans la photocatalyse hétérogène de bétaméthasone.

Ce mémoire se compose d'une introduction générale, de cinq chapitres et une conclusion générale, présenté comme suit :

Dans **le premier** chapitre on présente une recherche bibliographique sur la pollution des eaux, leur impact sur l'élimination, et sur les principaux procédés de traitement des eaux usées.

Dans **le deuxième** chapitre on présente un aperçu général sur le procédé de photocatalyse hétérogène.

Dans **le troisième** chapitre on présente les matériaux hydroxydes doubles lamellaires.

Les **deux derniers** chapitres sont consacrés, à la synthèse et la caractérisation des HDL, la réalisation de procédé photocatalytique hétérogène de matière et à la fin une interprétation des résultats obtenus.

Partie 1 :Synthèse bibliographique



CHAPITRE I

POLLUTION DES EAUX

I.1.Introduction

La contamination et la pollution se rapportent toute les deux à la présence des produits chimiques dans l'environnement. La contamination se réfère à la présence d'un ou plusieurs produits chimiques à des concentrations plus hautes que la normale, mais non assez pour causer des dégâts biologiques ou écologiques.

Les polluants peuvent être également caractérisés par leurs classes chimiques ou physiques, par leurs utilisations, par leurs sources industrielles, par la forme ou ils sont susceptibles d'être présents (dans l'air, l'eau, la nourriture ou d'autres médias), par les organes qu'ils attaquent ou leurs effets sur la santé, par les lois qui contrôlent leurs utilisations et par leurs formes de présences causant ainsi des problèmes à l'échelle locale, régionale ou mondiale. Tous ces systèmes de catégorisation sont valides mais aucun n'est sans défauts.

I.2.Définition de la pollution des eaux

L'eau est la deuxième en importance après l'air pour la vie humaine sur terre. Notre eau est composée d'eau de surface telle que les rivières, les lacs, les mers et d'eau souterraine.

La pollution de l'eau décrit généralement l'introduction ou la présence des substances nocives ou inacceptables dans l'ampleur suffisante pour modifier les indices de qualité de l'eau naturelle .La pollution de l'eau douce (par exemple par le biais de l'eutrophisation, l'acidification, et la pollution des eaux souterraines) est celle qui diminue sa pureté [1] .

I.3. Différents types de pollution des eaux

I.3.1. Pollution chimique

Elle est due aux polluants chimiques de nature organique et minérale générés par les différentes activités anthropiques. Ce type de pollution regroupe les solvants, les métaux (Zn, Pb, Cd,.....), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles(PCB), les produits pharmaceutiques, les pesticides, les sels, etc.

I.3.2. pollution organique

Cette forme de pollution constitue la fraction la plus importante. En effet, elle résulte de l'introduction dans le milieu de substances de nature organique issues de diverses activités industrielles (pétrochimiques), agricoles et domestiques. Certaines substances organiques sont facilement biodégradables mais leur présence en fortes teneurs provoque un déficit en oxygène dissous empêchant sa décomposition naturelle.

I.3.3. Pollution des océans

L'océan renvoie maintenant la pollution à notre porte sous forme de poissons et de fruits de mer contaminés, de vie marine enchevêtrée, de pollution plastique de grande ampleur et d'expansion des « zones mortes » océaniques. Les zones désoxygénées ou mortes dans l'océan ont quadruplé depuis 1950 comme conséquence directe du changement climatique, de la pollution et du réchauffement des eaux. Les zones mortes occupent désormais une superficie équivalente à la taille de l'Union Européenne. Les sites côtiers à faible teneur en oxygène, ont décuplé en conséquence directe des éléments nutritifs (azote et phosphore), de la matière organique et du ruissellement des eaux usées. Les écosystèmes côtiers ont radicalement changé en peu de temps à cause des activités humaines et les impacts écologiques sont immenses [2].

I.4. Origines de la pollution des eaux

Selon l'origine de substance polluante, on distingue :

I.4.1. Les eaux domestiques

Les eaux domestiques, elles-mêmes divisées en eaux-vannes qui comprennent les eaux des diverses toilettes et eaux ménagères qui englobent les autres eaux, notamment celles qui résultent des lavages.

I.4.2 .Les eaux pluviales

Elles peuvent, elles aussi, constituer la cause de pollutions importantes des cours d'eau, notamment pendant les périodes orageuses. L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis, en ruisselant, des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles de vidange, carburants, résidus de pneus et métaux lourds...). En outre, lorsque le système d'assainissement est dit "unitaire", les eaux pluviales sont mêlées aux eaux usées domestiques. En cas de fortes précipitations, les contraintes de préservation des installations d'épuration peuvent imposer un déversement ("délestage") de ce "mélange" très pollué dans le milieu naturel. Enfin, dans les zones urbaines, les surfaces construites rendent les sols imperméables et ajoutent le risque d'inondation à celui de la pollution [3].

I.4.3. Les eaux industrielles

Elles sont très différentes des eaux usées domestiques. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus de matières organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques, des hydrocarbures. Certaines d'entre elles doivent faire l'objet d'un prétraitement de la part des industriels avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte. Elles sont mêlées aux eaux domestiques que lorsqu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux de collecte [4].

I.5. Procédés de traitement

Face au préjudice environnemental, plusieurs procédés de dépollution des eaux usées ont été développés. Cette dépollution nécessite très souvent une succession d'étapes faisant appel à des traitements physiques, chimiques et biologiques [5].

I.5.1. Procédés physiques

Sont des méthodes physiques séparatives qui consistent à séparer les polluants de l'eau. Ils sont appliqués pour l'élimination des solides en suspensions, des liquides non miscibles et des polluants organiques dissous. Nous pouvons citer comme exemple l'adsorption (sur charbon actif, zéolite...), les techniques membranaires (micro filtration, ultrafiltration...). Ces procédés présentent l'avantage d'être basés sur des principes simples et sont donc facilement applicables. Toutefois, le principal inconvénient de ces procédés est qu'ils ne détruisent pas les polluants mais les transferts d'une phase à l'autre [6].

I.5.2. Procédés thermiques

Les traitements thermiques utilisent des températures relativement élevées pour décomposer les molécules organiques en dioxyde de carbone, eau et halogène. Le procédé thermique le plus utilisé est l'incinération. Ces procédés génèrent de fortes dépenses énergétiques et devraient être donc limités au traitement d'effluents fortement concentrés en matière organique dont la combustion compense au mieux l'énergie de vaporisation de l'eau[7].

I.5.3. Procédés d'oxydation avancée

Les procédés d'oxydation avancée sont basés sur la génération in situ d'espèces radicalaires dotées d'un pouvoir oxydant fort, telles que les radicaux hydroxyles ($\cdot\text{OH}$) qui peuvent être produits par différents procédés (**Figure.I.1**)

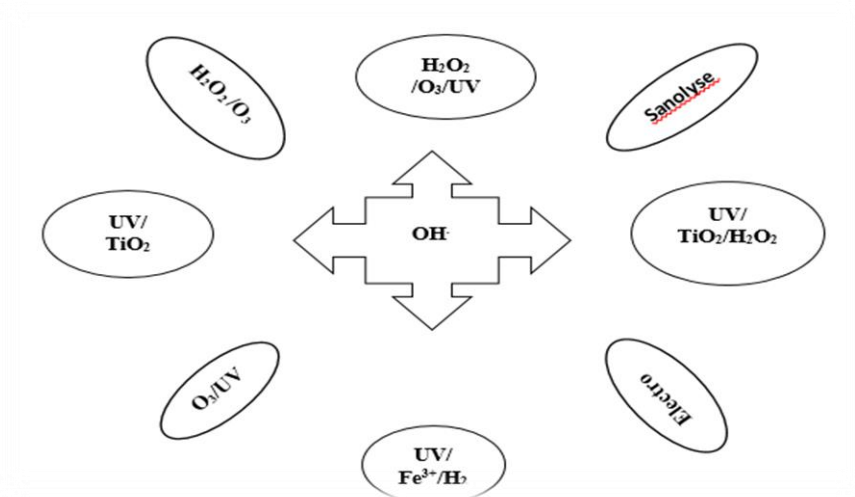


Figure I.1 : Différents procédés d'oxydation avancée

Son mode d'action se base sur la substitution d'atomes d'hydrogène, le transfert d'électrons ou sur la rupture de double liaisons (addition électrophile). Les molécules organiques sont soit transformées en sous-produits d'état d'oxydation plus avancé que les composés d'origine ou soit complètement minéralisées en CO_2 et H_2O . D'autre part, les radicaux hydroxyles sont relativement non sélectifs, et réagissent rapidement avec la plupart des composés organiques. Cette propriété est intéressante dans le cas du traitement des eaux usées, car elles ont la plupart du temps une composition très hétérogène. Néanmoins, cela peut aussi représenter un inconvénient dans certaines applications nécessitant une oxydation ciblée des substances à éliminer. Cette forte activité implique une durée de vie éphémère et des concentrations instantanées très faibles dans le milieu.

Selon la phase de la réaction (homogène ou hétérogène) et de la méthode employée pour la production des radicaux HO[•].

Les POAs peuvent être regroupés en six grandes catégories :

✓ **Procédés d'oxydation homogène**

Les radicaux sont générés par une réaction chimique, fenton, ozone à pH élevé ou O₃/H₂O₂.

✓ **Procédés homogène UV**

Ces procédés emploient la photolyse UV de H₂O₂ et/ou O₃ en solution homogène pour générer les radicaux HO[•].

✓ **Photo catalyse hétérogène**

Une source lumineuse induit des réactions photo électrochimiques à la surface d'une photo catalyseur semi-conducteur à large bande interdite tel que TiO₂, ZnO, CeO₂, BaTiO₃, CdS, Zn, etc.

✓ **Radiolyse**

Des espèces ·OH, H·, sont produites par irradiation de forte énergie (rayon -γ) des solutions à traiter.

✓ **Procédés électrochimiques d'oxydation**

Les radicaux sont générés dans le milieu à partir de réactifs formés par électrochimie (Electro Fenton), à partir du solvant aqueux (oxydation anodique de l'eau).

✓ **Procédés électriques et sono chimiques**

Ce sont des procédés basés sur une alimentation électrique de différence de potentiel (ddp) relativement élevée, les radicaux sont formés à partir d'une décharge électrique (plasma) ou une irradiation ultra-son.

CHAPITRE II

LA PHOTOCTALYSE

HÉTÉROGÈNE

II.1. Définition

La photocatalyse hétérogène a été décrite pour la première fois par Renz en 1921 avec l'observation d'un changement de couleur du titane, sous illumination solaire et en présence de Glycérol [8]. La photocatalyse hétérogène est une méthode utilisée pour la décontamination des eaux polluées, c'est un processus catalytique qui repose sur l'excitation d'un semi-conducteur Par un rayonnement lumineux conduisant à l'accélération de la photo réaction en faisant intervenir des réactions entre les paires électron/trous et les produits organiques adsorbés à la surface du semi-conducteur [9].

II.2. Mécanisme de la photocatalyse hétérogène

La photocatalyse hétérogène peut être décrite à travers 5 étapes réactionnelles :

- ✓ Transfert des réactifs de la phase fluide vers le photocatalyseur et diffusion matérielle.
- ✓ Adsorption des réactifs à la surface du photocatalyseur.
- ✓ Réactions de surface.
- ✓ Désorption.
- ✓ Transfert des produits réactionnels du photocatalyseur vers la phase fluide.

L'activation photoinduite permet la formation au sein du semi-conducteur de paires électrons-trous (un électron e^- de la bande de valence BV est promu dans la bande de conduction BC laissant alors un trou h^+ dans la BV), lesquelles initieront des réactions d'oxydo-réduction en surface avec notamment la production d'espèces radicalaires [11].

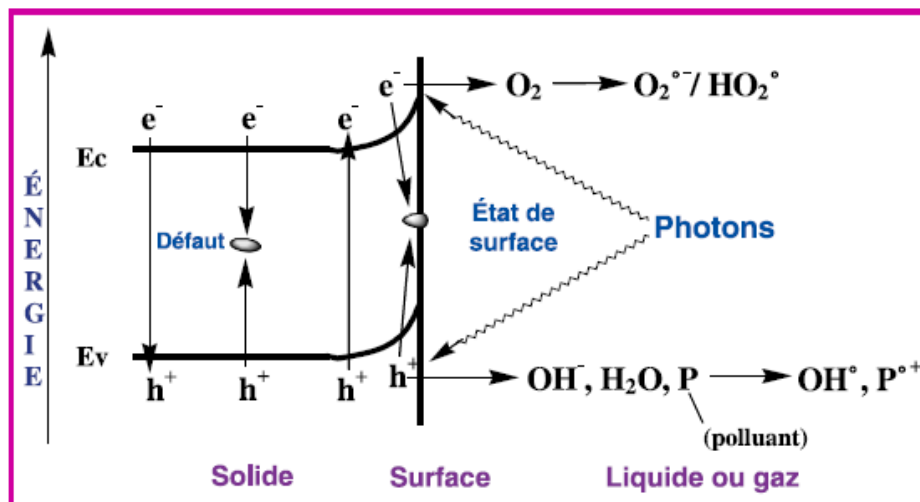


Figure II.1. Schéma montrant les bandes d'un oxyde semi-conducteur tel que TiO₂ [10]

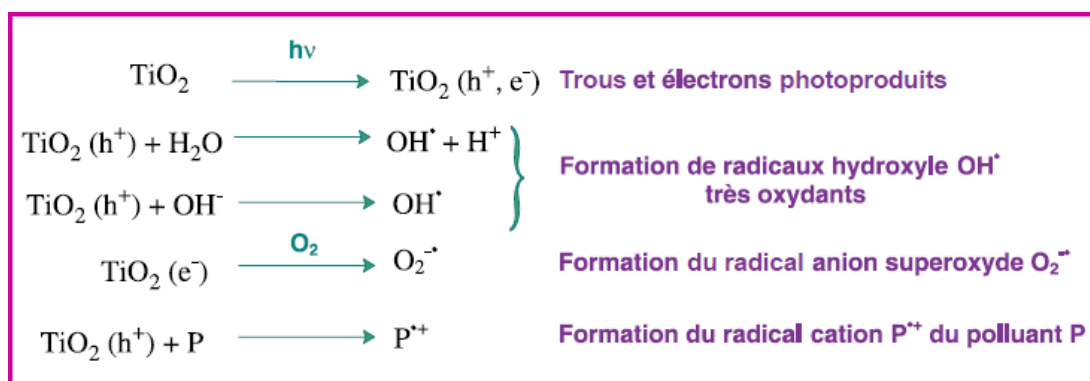


Figure II.2 : Equations de formation des espèces réactives à la surface du TiO_2 [10].

II.3. Facteurs influençant la photocatalyse hétérogène

L'efficacité photocatalytique est dépendante de plusieurs facteurs, tels que la dose de photocatalyseur hétérogène, concentration initiale de polluant, pH de la solution, la température et l'intensité lumineuse [12].

II.3.1. Concentration initiale de polluant

Généralement, le rendement de dégradation photocatalytique diminue avec l'augmentation de la concentration initiale du polluant. Une forte concentration initiale en polluant induit une concentration plus élevée du polluant adsorbé à la surface, ce qui diminue le rendement de la dégradation. Ceci peut s'expliquer par une diminution de la pénétration des photons à la surface (effet d'écran). L'influence de la concentration initiale est importante du point de vue cinétique de la réaction et de la conception du photoréacteur [13]. Lorsque la concentration initiale en polluant augmente, la probabilité que des radicaux HO^\bullet réagissent avec les molécules de polluant augmente également. Cependant, quand les sites actifs à la surface du catalyseur ont été remplacés et/ou recouverts par des molécules de polluant, la génération de radicaux HO^\bullet est réduite, car il y a moins de sites actifs disponibles pour la production de radicaux HO^\bullet [14].

II.3.3. pH de la solution

Le pH de la solution aqueuse affecte de manière significative la surface du catalyseur, y compris la charge des particules, la taille des agrégats éventuellement formés, et par conséquent la position des bandes de conduction et de valence [15]. Le rendement des procédés photocatalytiques dépend fortement du pH de la solution réactionnelle et du comportement amphotère de matériaux [16].

II.3.4. Intensité lumineuse

Les photons sont la source d'énergie responsable de l'activité photocatalytique et influent donc directement sur la vitesse de réaction. A faible irradiation, les paires e^-/h^+ sont consommés plus rapidement par les réactions chimiques que les phénomènes de recombinaison d'où une relation linéaire. Aux radiations fortes, les phénomènes de recombinaison consomment plus rapidement les charges que les réactions en surface, car la vitesse de formation des paires e^-/h^+ devient trop importante. A très forte radiations, la vitesse est alors indépendante des irradiations et on atteint un plateau [17].

II.4. Cinétique de la photocatalyse hétérogène

Les hypothèses sur lesquelles est fondé ce modèle sont les suivantes :

- ✓ A l'équilibre, le nombre de sites d'adsorption est fixe.
- ✓ Une seule molécule de substrat est adsorbée par site d'adsorption (adsorption en monocouche).
- ✓ L'énergie d'adsorption est identique pour tous les sites d'adsorption et indépendante du taux de recouvrement de la surface.
- ✓ L'adsorption est rapide par rapport aux réactions secondaires du substrat en solution.
- ✓ Seules les molécules adsorbées à la surface du catalyseur réagissent.

A partir de ces hypothèses, la vitesse de dégradation photocatalytique est proportionnelle au taux de recouvrement (Θ) de la surface du catalyseur par le polluant, c'est-à-dire à la quantité de substrat adsorbé à la surface de catalyseur [18].

L'expression de la vitesse dans un réacteur fermé (batch) est donnée par l'équation suivante :

$$v = \frac{dc}{dt} = k\theta = k\varphi e / \varphi \max \quad (1)$$

La quantité de substrat adsorbé à l'équilibre Q_e dépend de la concentration en solution à l'équilibre C_e :

$$\varphi e = k. \varphi \max . C_e / 1 + K.C_e \quad (2)$$

Le taux de recouvrement Θ s'écrit :

$$\theta = \frac{k \cdot C_e}{1 + k \cdot C_e} = \frac{\varphi_e}{\varphi_{max}} \quad (3)$$

L'expression de la vitesse de Langmuir-Hinshelwood s'écrit donc :

$$V = \frac{k \cdot K \cdot C_e}{1 + K \cdot C_e} \quad (4)$$

Où :

V : vitesse de la réaction ($\mu\text{mol/L/min}$).

Θ : taux de recouvrement de la surface du catalyseur par le substrat.

K : constante cinétique de dégradation ($\mu\text{mol/L/min}$).

K : constante d'adsorption du substrat (L/mmol).

C_e : concentration à l'équilibre du polluant (mmol/L).

Pour de faibles concentrations en polluants, le produit ($K \cdot C_e$) devient négligeable devant 1 ($K \cdot C_e \ll 1$), la vitesse de réaction devient directement proportionnelle à la concentration de polluant. La cinétique de réaction peut alors être considérée du premier ordre par rapport à la concentration du polluant et l'équation devient [19] :

$$V = k \cdot C_e = k \cdot K \cdot C_e \quad (5)$$

II.6. Avantages de la photocatalyse hétérogène

Plusieurs avantages ont été déterminés de la photocatalyse hétérogène et les plus importants sont :

- Transformation des polluants résistants en produits biodégradables.
- Installation simple.
- Minéralisation totale possible : formation de H₂O et CO₂ et autres espèces.
- Elle fonctionne à température et pression ambiante.
- Moins cher et très économique.
- Pas d'additif chimique.

II.7. Applications de la photocatalyse hétérogène

La photocatalyse trouve son application dans différents domaines, en particulier :

- ✓ Utilisation principalement dans le domaine du traitement de l'eau contaminée.
- ✓ La photocatalyse est également utilisée pour l'élimination des bactéries, des virus et des champignons [20-21].
- ✓ applications dans le domaine de l'environnement : la purification de l'air intérieur et extérieur, comme par exemple l'élimination des oxydes d'azote atmosphériques (NO_x) qui provoquent des pluies acides [22,23] et l'élimination des odeurs [24-26],
- ✓ Application dans les revêtements auto-nettoyant de surfaces (verre, métaux, bétons, ciments, etc.) [27,28].
- ✓ Production d'hydrogène [29] et la synthèse de composés organiques [30].

CHAPITRE III

HYDROXYDE

DOUBLES

LAMELLAIRES

III.1. Introduction

Les Hydroxydes Doubles Lamellaires (HDL) sont des matériaux inorganiques bidimensionnels également dénommés composés de type hydrotalcite ou encore argiles anioniques. Ces composés lamellaires sont caractérisés par une structure bidimensionnelle formée par un empilement de feuillets de type brucitique dans lesquels une partie des cations métalliques divalents sont remplacés par des cations trivalents. La charge positive ainsi générée est contre balancée par la présence d'anions hydratés dans le domaine interlamellaire. Ils sont représentés par la formule générale : $[M^{2+}_{1-x}M^{3+}_x(OH)_2A^{n-}_{x/n}] \cdot mH_2O$. Dans la suite de ce document, nous utiliserons la notation simplifiée $M^{II}M^{III}-A$.

Dans chaque feuillet, la cohésion des atomes est assurée par des liaisons relativement fortes de type iono-covalentes alors que les interactions entre les plans des feuillets sont plus faibles, de type Van der Waals ou liaisons hydrogène. Aussi, les anions interlamellaires peuvent être facilement échangeables, conférant alors aux matrices HDL des propriétés d'échangeurs anioniques intéressantes pour de nombreuses applications.

Il est possible de faire varier les propriétés physico-chimiques de ces matériaux. En effet, les multiples combinaisons entre les métaux constitutifs des feuillets et les espèces interlamellaires, permettent une large versatilité de composition et d'envisager de nombreuses applications dans des domaines variés [31].

Les argiles anionique ou HDL existant à l'état naturel mais sont beaucoup plus rares que les argiles cationique [32-34].

La formule chimique de l'hydrotalcite $[Mg_6Al_2(OH)_{16}]CO_3 \cdot 4H_2O$ (MgAl-CO₃) a été déterminée il y a presque 100 ans et sa structure cristalline a été résolue dans les années 1960 [35-37]. Un des intérêts majeur de ces matériaux est qu'ils sont facilement synthétisables et de façon pure au laboratoire.

III.2. Formule chimique et structure des (HDLs)

Afin de mieux appréhender l'architecture des hydrotalcites (ce nom sera pris comme générique pour tous les composés isomorphes du composé référence de composition $Mg_6Al_2(OH)_{16}CO_3 \cdot 4H_2O$), rappelons les caractéristiques de la structure de type brucite (hydroxyde de magnésium, $Mg(OH)_2$) dont elle dérive. Celle-ci est constituée par un enchaînement d'octaèdres dont les centres sont occupés par des ions Mg^{2+} et les sommets par des groupements hydroxyles.

Les octaèdres partagent leurs arêtes et forment ainsi une chaîne infinie de feuillets. Les feuillets sont empilés les uns au-dessus des autres et leur cohésion est assurée par des liaisons hydrogène.

Pour les structures dérivées de l'hydrotalcite, une partie des ions Mg^{2+} de la brucite est remplacée par des cations trivalents (ex : Al^{3+} dans le cas des hydrotalcites et Fe^{3+} pour les pyroaurites) générant ainsi une charge positive. Cette charge positive est compensée par des anions (ions carbonates dans le cas de l'hydrotalcite naturelle par exemple) qui se répartissent de manière aléatoire dans le domaine interlamellaires, assurant ainsi la neutralité électrique de l'ensemble. Dans ce domaine interlamellaire se trouve également des molécules d'eau (**Figure III.1**) [38].

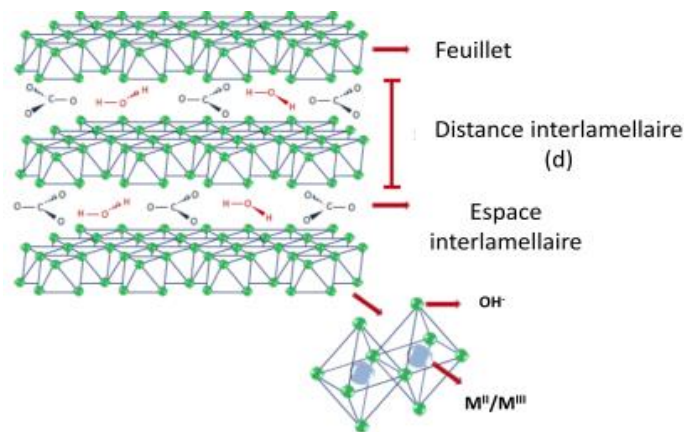


Figure .III.1. Structure des HDL

III.3. Propriétés physico-chimiques des HDL

Les HDL possèdent plusieurs propriétés intéressantes en lien avec la composition chimique variable des feuillets et des domaines interlamellaires.

III.3.1. Propriétés d'échange anionique

Une des caractéristiques remarquables des HDL est le fait que l'anion interlamellaire est échangeable. Grâce à cette capacité d'échange anionique, les HDL peuvent être utilisés comme adsorbants pour éliminer les polluants anioniques. La capacité d'échange anionique (CEA) des HDL dépend du rapport des cations, de la capacité de l'anion à stabiliser la structure lamellaire ainsi que des masses moléculaires des cations et des anions impliqués. Elle s'exprime en moles de charge électrique par unité de masse et dépend de la quantité de charges électriques positives portée par la surface des HDL [39].

III.3.2. Stabilité chimique et thermique

La réactivité ou stabilité chimique des HDL en solution est une propriété très importante pour la conception de nouveaux matériaux qui doivent fonctionner dans des conditions d'interface avec des milieux liquides et en particulier des solutions aqueuses. L'évaluation de la stabilité chimique des HDL englobe principalement leurs propriétés de solubilité dans des conditions données de pH et leur réactivité d'échange dans le milieu de travail. La solubilité est évaluée par la constante de solubilité dans l'eau pK_{sp} . En prenant en compte les valeurs de pK_{sp} , la stabilité des HDL $[M^{2+}M^{3+}]$ a été classée comme suit [: $Mg^{2+} < Mn^{3+} < Co^{2+} \approx Ni^{2+} < Zn^{2+}$ pour les cations divalents et $Al^{3+} < Fe^{3+}$ pour les cations trivalents (pH = 6-10). Allda et al. ont montré que l'anion interlamellaire peut influencer la stabilité des HDL, ainsi les carbonates, les silicates et les borates diminuent la solubilité par rapport aux nitrates et sulfates qui l'augmentent [40].

Une autre propriété importante des HDL est leur stabilité thermique. La température de décomposition dépend de leur composition chimique (nature des cations et des anions, taux d'hydratation interlamellaire) et de leur structure (structure ordonnée, nature du polytype). La cristallinité des HDL affecte la cinétique de décomposition. La décomposition des feuillets se produit par déshydroxylation à des températures comprises entre 250°C à 300°C. Cette étape déterminante fait suite à l'élimination des molécules d'eau interlamellaires (processus continu entre 150°C-250°C) et se poursuit par la décomposition des anions interlamellaires à des températures plus hautes [41].

III.4. Composition de feuillet (Nature de M^{II} et M^{III})

Les cations des métaux divalents et trivalents des HDL appartiennent principalement à la troisième et quatrième période de la classification périodique des éléments : La composition chimique de ce type de matériaux n'est pas seulement liée au couple (Mg, Al), car une grande variété de cations métalliques peut convenir. Ainsi existe-il de nombreux exemples de composés formés avec les métaux comme ceux qui suivent :

- Métaux divalents : Mg^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Co^{2+} , Fe^{2+} , etc.
- Métaux trivalents : Al^{3+} , Cr^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{3+} , Co^{3+} , etc.

Les rayons ioniques sont dans la gamme 0,65-0,80 Å pour les cations divalents et 0,62-0,69 Å pour les trivalents, avec l'exception notable, Al : 0,53Å.

III.5. Espace interfeuille

Dans les HDL, les domaines inter-lamellaires contiennent des anions et des molécules d'eau. Et la nature des liaisons qui se produisent entre ces ions ou molécules et la structure hôte impose l'arrangement des espèces inter-lamellaires dans l'inter-feuille, et facilitent les processus de réorientation et de diffusion. En revanche, une forte affinité des anions diminue la mobilité, comme dans le cas de phases « carbonates » pour lesquels l'anion est difficilement échangeable. L'échange anionique demeure pourtant une caractéristique essentielle des composés HDL. Une grande variété d'espèces anioniques peut être intercalée par conséquent entre les couches, soit lors de la formation de la structure lamellaire, soit par échange anionique ultérieur. Ces anions peuvent être :

- Anions inorganiques simples : fluorures, chlorures.
- Oxo anions : carbonates, nitrates, sulfates, bromate.
- Oxo et polyoxo-metallates: chromates, dichromates.
- Complexe anionique : ferro et ferricyanure, Anions organiques : carboxylates, phosphonates, alkylsulfates.

Par rapport à la dimension, charge et disposition des espèces inter-lamellaire, l'espacement fondamental des couches est fortement modifié. La grande variété d'espèces inorganiques et organiques rencontrées dans le domaine inter-lamellaire introduit un caractère hydrophobe ou bien des contraintes géométriques particulières (inclinaison de molécules, inter-digitation [42] qui induiront alors la dimension de l'espace interlamellaire. On peut noter qu'une séparation très nette s'opère entre les espèces inorganiques pour lesquelles l'espace interfeuille ne dépasse pas 15 Å, et les espèces organiques. L'épaisseur de l'espace interfeuille est déterminée par le nombre, la taille, l'orientation des anions, ainsi que leurs interactions avec les groupements hydroxyles des feuillets [43].

III.6.Méthodes de synthèse usuelles des HDL

De nombreuses méthodes d'obtention de la phase HDL ont été développées, permettant d'exalter une propriété particulière comme la taille des cristallites (pouvant varier de quelques nanomètres à plusieurs microns), leur morphologie, l'aire spécifique, la cristallinité, etc. Seules les trois voies de synthèse les plus utilisées sont détaillées ici, et schématiquement représentées sur la **Figure (III.2)**.

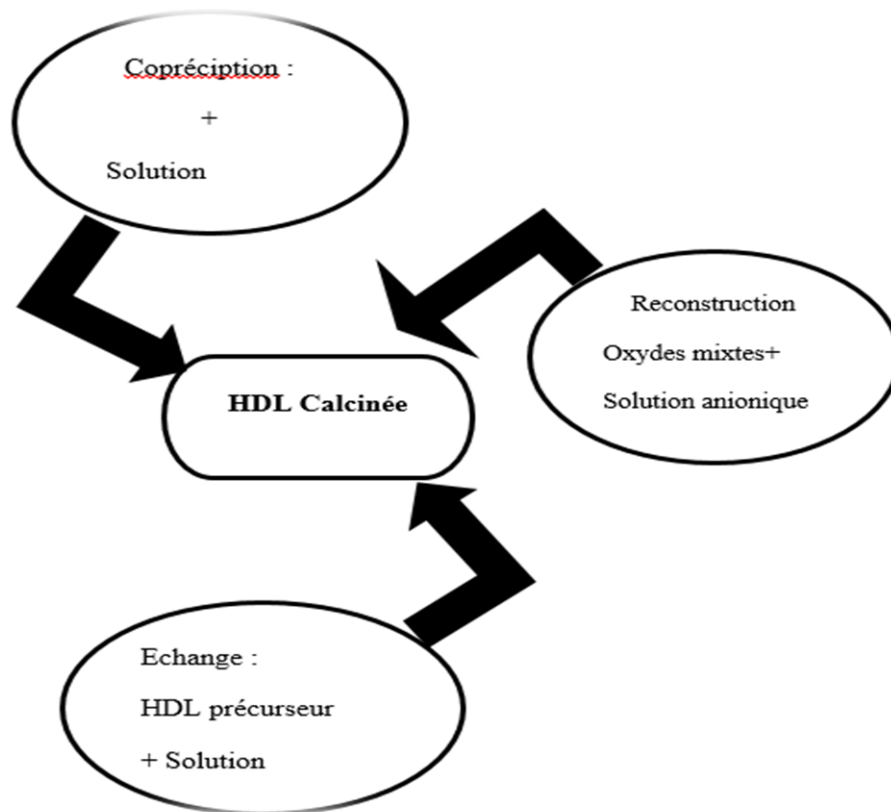


Figure .III.2. Synthèse usuelle des HDL

III.6.1. Coprécipitation

C'est la méthode la plus utilisée et la plus simple à mettre en œuvre. Elle consiste à précipiter les sels métalliques par addition d'une solution basique (contenant l'anion que l'on souhaite intercaler) de façon à maintenir le pH à une valeur constante. Il est généralement nécessaire de se placer dans des conditions de sursaturation afin de garantir la précipitation des cations métalliques, et ainsi, que la composition de la phase HDL est celle souhaitée. Cette méthode « universelle » permet d'obtenir une grande variété de compositions cationiques et anioniques différentes avec une charge du feuillet bien définie. Il existe deux types de coprécipitation : la coprécipitation à forte sursaturation et la coprécipitation à faible sursaturation [44].

III.6.2 .Echange anionique

L'échange anionique est un mécanisme topotactique dans lequel l'anion initialement présent dans la structure est échangé par un autre anion compétiteur. Cette méthode trouve tout son intérêt lorsque les techniques de coprécipitation ne sont pas applicables, par exemple lorsque l'anion et le métal forment un précipité plus stable que la phase HDL. D'un point de vue thermodynamique, la réaction d'échange dépend principalement des interactions

électrostatiques entre le feuillet positif et l'anion intercalé mais également de l'énergie libre impliquée lors du changement de l'état d'hydratation du matériau. Ainsi, une augmentation de la température favorise le processus d'échange [45].

III.6.3. Reconstruction

La méthode de reconstruction se base sur une propriété très intéressante des HDL dénommée « effet mémoire ». Lors du traitement thermique d'une phase HDL (à une température n'excédant pas 450 °C), l'eau interfoliaire, l'anion et les groupements hydroxyles sont évacués de la matrice, qui se transforme alors en oxydes mixtes. L'anion initialement intercalé dans l'espace interfoliaire doit être volatile, et se décomposer totalement sans former de composés mixtes avec les cations de la matrice. Ainsi, les phases carbonatées sont généralement les plus adaptées, mais nous pouvons également utiliser des nitrates, ou encore des anions organiques. La mise en contact de ces oxydes mixtes avec une solution aqueuse contenant l'anion à intercaler permet de reconstruire la matrice hydroxyde et la structure lamellaire. Le succès de cette méthode réside dans le choix des conditions opératoires, à savoir la vitesse et la température de calcination. De ces paramètres dépendent la cristallinité finale et la pureté du matériau nouvellement formé [46].

III.7. Application des hydroxydes doubles lamellaires

Les application des HDL sont variées grâce à leurs propriétés liées à leur structure lamellaire, à la grande variété des associations de cations divalents, trivalents, et d'anions pouvant être insérés dans la structure, à leur important potentiel d'échange anionique ou bien encore à leur comportement oxydo-réducteur ou acido-basique [47].

III.7.1. Echangeurs anionique et adsorbants

De par leurs propriétés de surface et d'échange anionique, les HDL sont largement étudiées pour des applications dans le domaine de l'environnement, le traitement des eaux polluées. L'immobilisation de molécules organiques, inorganique [48] et même Radioactives [49], est envisageable par adsorption ou bien incorporation.

III.7.2. Electrochimie

Ces matériaux s'avèrent électro-chimiquement actifs, notamment dans le domaine des électrodes modifiées [50]. Ils ont également montré des performances en conduction ionique. Étudiée surtout pour la phase $Zn_2Cr(OH)_6C_{12}H_2O$, la conductivité ionique est attribuée d'une part aux échanges protoniques entre les feuillets hydroxylés et les molécules d'eau interlamellaires [51], et à la mobilité des anions dans cet espace, d'autre part. Avec des

catalyseurs de type ZIEGLER-NATTA (procédé chimique permettant la synthèse de polymère vinylique, comme les polyéthylènes et de polypropylène (plastiques)) [52].

Partie 2 : Partie expérimentale



CHAPITRE IV

SYNTHÈSE ET CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUES DES HDL

IV.1. Introduction

Dans cette partie, nous présentons la synthèse des hydroxydes doubles lamellaires ZnAl-HDL de rapport molaire Zn/Al=2. Ensuite, nous décrivons les techniques expérimentales de caractérisations qui sont : la DRX, la spectroscopie infrarouge IRTF et la détermination du point zéro charge pH_{PZC} .

IV.2. Protocol expérimental de synthèse des HDL

La synthèse des hydroxydes doubles lamellaires a été réalisée par la méthode de co-précipitation d'une solution de sels de Zn^{2+} et d' Al^{3+} et d'une solution basique de NaOH et de Na_2CO_3 .

A 100ml d'une solution de $Zn(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ et d' $Al(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$ est ajouté un volume de 100ml de la solution de NaOH et de Na_2CO_3 .

L'addition se fait goutte à goutte sous agitation pendant 1h à température ambiante. Pour faciliter la cristallisation du précipité, le contenu du bécher (précipité amorphe blanc) a été chauffé à $60 \pm 1^\circ C$ dans un chauffage à reflux durant 8 heures. Ensuite, le précipité obtenu a été lavé plusieurs fois par l'eau distillée et filtration, séché à $60^\circ C$ pendant 12 heures, et enfin broyé jusqu'à l'obtention d'une poudre blanche homogène.

Une partie de cette poudre a été calcinée dans un four à une température de $500^\circ C$ pendant 4h.

Les matériaux préparés sont nommés comme suite :

Zn(2)Al-HDL

Zn(2)Al-HDL-C

Telsque :

2 :représente le rapport molaire. **C** : calcinée.

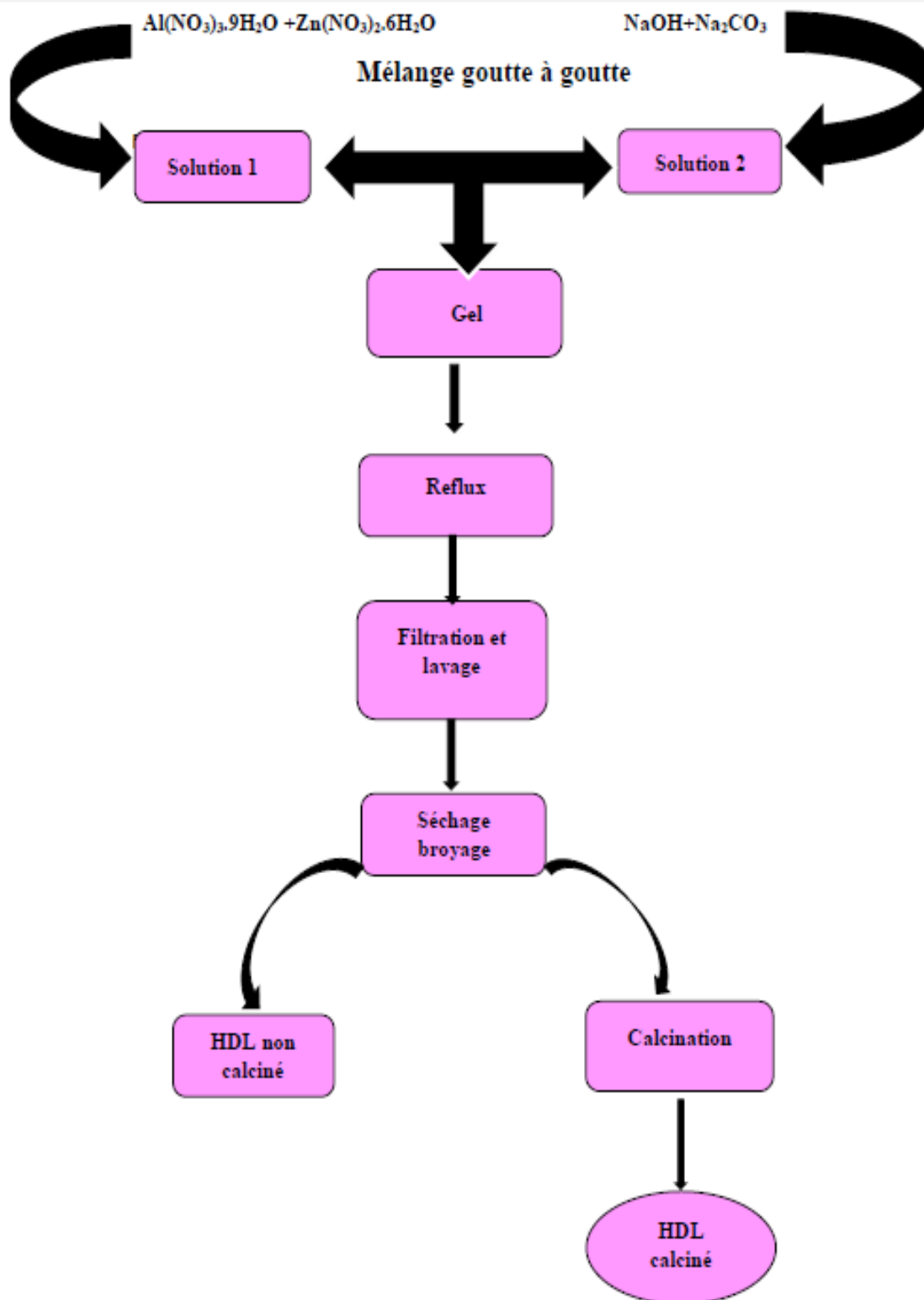


Figure .IV.1. Le protocole de synthèse de matériaux.

IV.3. Caractérisation physico-chimique de matériaux

Les propriétés texturales et structurales des matériaux peuvent nous renseigner sur les feuillets et/ou sur l'espace inter lamellaire.

Dans notre travail, les techniques physico-chimiques utilisées pour caractériser nos échantillons Zn(2)Al-HDL , Zn (2)Al-HDL-C sont : la diffraction par rayons X (DRX), la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier et point de charge nulle.

IV.3.1. Diffraction par rayons X (DRX) des HDL

La DRX constitue une des techniques les plus utiles et les plus répandues pour l'identification des HDL. Cette méthode permet d'avoir des renseignements sur la pureté des échantillons.

L'analyse de diffraction des rayons X des phases préparées a été effectuée à l'aide d'un diffractomètre X pert pro panalytical, (raie $K\alpha$ du cuivre, $\lambda=1.5418\text{\AA}$) et les spectres sont exploités avec le logiciel X pert Data collector .Les résultats obtenus grâce à la DRX peuvent fournir des informations sur feuillet et sur l'espace inter feuillet [53].

Les diffractogrammes obtenus sont donnés par la figure IV.2, l'enregistrement est effectué dans une gamme de 2θ comprise entre 5° et 80° . L'allure générale des diffractogrammes est typique des matériaux type HDL[54.55]. Ces diffractogrammes présentent des pics intenses et symétriques aux faibles valeurs de 2θ ainsi que des pics moins intenses et asymétriques aux valeurs des 2θ plus élevées parmi .Les deux premières (003) (006) ont une intensité relativement élevée, résultat tout à fait conforme et leurs positions (en 2θ) donnent directement accès aux valeurs des distances inter lamellaires (inter foliaires).

Pour l'échantillon de HDL non calcinée le diffractogramme montre que le premier pic situé à une valeur inférieure à 2θ a été indexé comme étant (003) et correspond à $d_{(003)}$ selon la loi de Bragg

$$(d = \lambda / 2 \cdot \sin \Theta)$$

Avec :

λ : La longueur d'onde du faisceau incident ($\lambda = 1.5418$).

d : La distance interarticulaire entre les plans diffractant.

Θ : L'angle entre le faisceau incident et les plans diffractant. Le domaine de l'angle (2θ) est compris entre 5 et 80° .

L'ensemble des mesures des intensités diffractées lors d'un balayage en θ est un spectre de diffraction des rayons X. [56,57]

Cette réflexion de base correspond à l'espace interfeuillet, elle permet de calculer le paramètre (c) de la maille.

La réflexion intense aux environs de $2\theta \leq 20^\circ$ a été indexée comme étant (113) correspond à $d_{(113)}$, cette réflexion est indépendante du mode d'empilement des couches constituant l'hydroxyde lamellaire. En effet, la distance inter-réticulaire de la raie (113) représente la moitié de la distance métal-métal dans la feuillée.

La calcination des HDL provoque une déshydratation (perte des molécules d'eau interstitielles.) est une déshydroxylation (perte des anions) qui peut conduire, en outre, aux oxydes mixtes quand la température est suffisamment élevée [58].

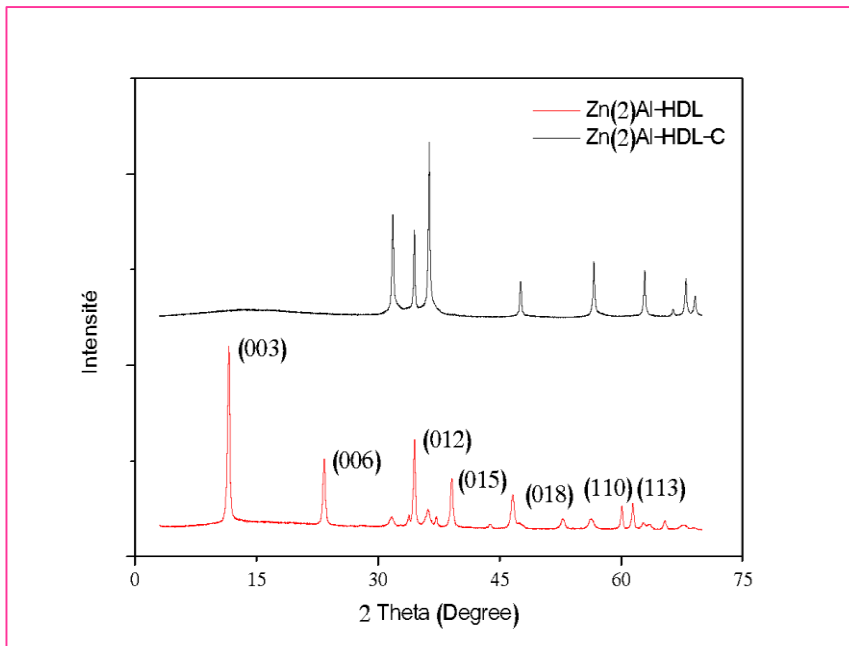


Figure. IV.2. Diffractogrammes des rayons X de matériaux Zn(2)Al-HDL et Zn(2)Al-HDL-C

Tableau .IV.1 . Distances inter lamellaires d_{hkl} de la phase Zn Al = 2 non calcinée
($d_{hkl} = a / \sqrt{h^2+k^2+l^2}$)

2θ	hkl	d_{hkl}
11.52	003	7.67
23.36	006	3.80
34.58	012	2.59
39.11	015	2.30
46.91	018	1.93
60.15	110	1.53
61.71	113	1.50

Tableau.IV.2. Distances interlamellaires d_{hkl} des phases Zn-Al calcinée.

Phase	2θ		d_{hkl} (Å) calculée	
	d_{200}	d_{220}	d_{200}	d_{220}
Zn/Al=2	32.27	36.40	2.77	2.46

IV.3.2.La spectrométrie infrarouge à Transformée de Fourier(IRTF) Mode (ATR)

La spectroscopie infrarouge à Transformée de Fourier est une technique d'analyse qualitative et quantitative, basée sur l'absorption d'un rayonnement infrarouge par le matériau analysé (HDL). Elle permet, grâce à la détection des vibrations caractéristiques des liaisons chimiques, d'identifier en même temps des fonctions chimiques présentes dans le matériau [59]. Les spectres infrarouges ont été obtenus dans le domaine $4000-400 \text{ cm}^{-1}$ à l'aide d'un spectrophotomètre à transformée de Fourier (FTIR) « JASCO FT/IR -4200".

Les spectres IR des phases Zn-Al-HDL Zn-Al-HDL-C sont rassemblés sur les **Figures.IV.3.**

- Entre $3500-3300 \text{ cm}^{-1}$, un large et intense bande d'absorption associée la vibration de valence des groupements hydroxyles libre ou à celle des molécules d'eau inter lamellaire liées aux groupements hydroxyles par des liaisons hydrogènes [60].
- A 1354 cm^{-1} ; une bande de vibration est due au mode de vibration antisymétrique des anions carbonatés des couches intercalaires (CO_3^{2-}) [61], ainsi une large bande d'absorption qui apparaitre au voisinage de 788 cm^{-1} due également au mode de vibration des ions carbonates.
- Aux valeurs inférieures à 700 cm^{-1} , une grillade de bandes de vibrations qui peut être attribuée aux vibrations de valence entre le métal et les atomes d'oxygènes (M-O),

ainsi que les vibrations de déformation des liaisons oxygène-métal-oxygène (O-M-O) (et/ou Zn /Al)[62.63].

Pour les matériaux Zn-Al-HDL calcinés, on remarque :

- Au voisinage de 3382 cm^{-1} , une diminution relative de l'intensité des bandes d'absorption caractéristiques des molécules d'eau.
- pour 1363 cm^{-1} , une chute importante de la bande d'absorption des carbonates qui est interprétée par la décomposition de l'HDL et la présence de ces derniers serait dut à une contamination par le dioxyde de carbon atmosphérique.
- Il apparait, essentiellement, une bande de vibration dans la zone 763 cm^{-1} que nous pouvons associer l'oxyde métalliques [64].

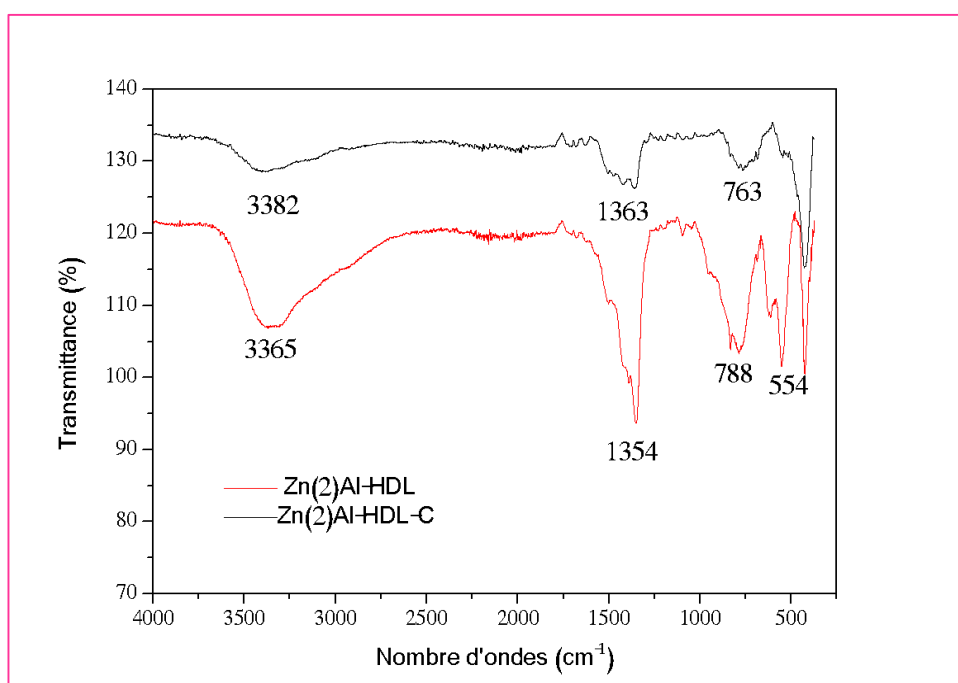


Figure .IV.3. Spectres Infrarouges de matériaux Zn(2) Al-HDL et Zn(2) Al-HDL-C

IV.3.3. Détermination du point zéro charge

Pour déterminer les propriétés d'adsorption de nos HDL, il est intéressant de connaître le point zéro charge qui correspond à l'état d'égalité entre les charges positives et les charges négatives à la surface de HDL. La présence des ions OH⁻ et H⁺ dans la solution peut modifier ce potentiel de charges à la surface.

La détermination du point zéro charge est réalisée par la procédure de titration du pH [65]. 50 ml d'une solution NaCl (0.01 M) est versée dans différents bécher. Le pH de la solution dans les béchers est ajusté de valeurs allant de 2 à 12 par l'addition d'une solution HCl

(0.1M) ou NaOH (0.1 M). Puis, une masse de 0.15g d'adsorbant est ajoutée dans chaque bécher et le pH final est mesuré après 24 h d'agitation.

le pH_{PZC} est définie comme le point d'intersection entre la courbe $f=(pH_{initial} - pH_{final})$ et la droite $(pH_{initial} - pH_{final} = 0)$.

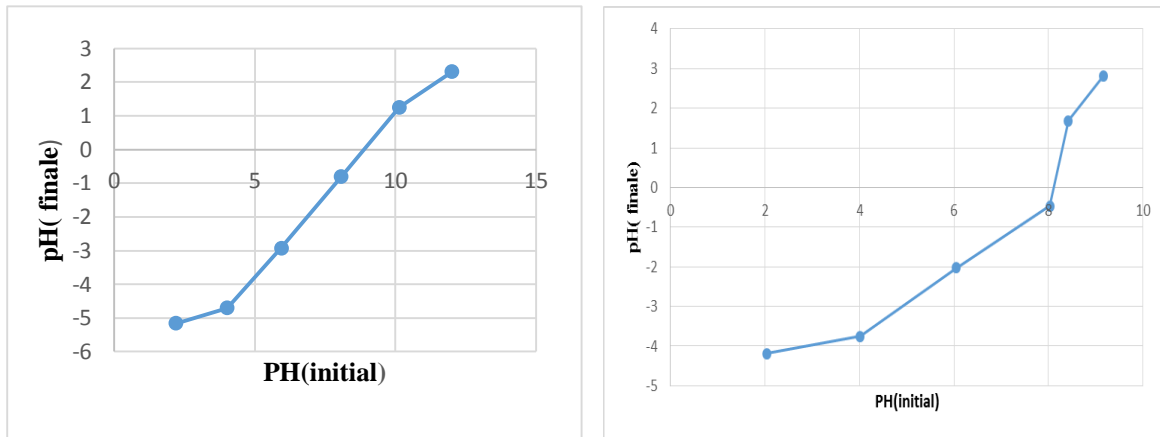


Figure.IV.4. Détermination du pH_{PZC} de Zn(2) Al-HDL et Zn(2)-Al-HDL-C

On remarque qu'il y a deux domaines :

Domaine du ($pH > 0$) : augmentation du pH final avec l'augmentation du pH initial due Probablement à la dissolution de HDL avec libération des ions OH^- et les carbonates CO_3

Domaine du ($pH < 0$) : diminution du pH final avec l'augmentation du pH initial expliquée Par un excès des charges négatives causées par la libération des protons. Il y a une reconstruction de l'HDL. Dans ce domaine basique, les argiles jouent un rôle acide (céder un H^+) qui cause la diminution du pH.

Les deux domaines sont séparés par un point ($pH=0$) qui est le pH_{PZC} , c'est le point qui correspond à l'équilibre entre les charges positives et les charges négatives et suggère que ces HDL ont un pouvoir tampon. Lorsque $pH_{solution} > pH_{PZC}$, les groupements fonctionnels à la surface des adsorbants seront protonés par l'excès des ions H^+ , par contre, si $pH_{solution} < pH_{PZC}$, les groupements fonctionnels à la surface seront déprotonés par la présence des ions OH^- dans la solution.

CHAPITRE V

RÉALISATION DE

PROCÉDÉ

PHOTOCATALYTIQUE

HÉTÉROGÈNE

V.1. Introduction

La photocatalyse se repose principalement sur la formation des radicaux hydroxyles OH, capable de minéraliser de manière partielle ou totale la plupart des composés organiques.

Dans ce chapitre nous sommes intéressés à la dégradation photocatalytique d'un anti-inflammatoires (corticoïdes) à savoir bétamétasone, par Zn-Al-HDL calcinée et non calcine.

Nous avons étudié en premier lieu, l'influence de quelques paramètres expérimentaux tels que la concentration initiale en polluant, la dose du photocatalyseur et le pH de la solution. Ensuite nous avons discuté les résultats concernant la cinétique de la dégradation photocatalytique du polluant.

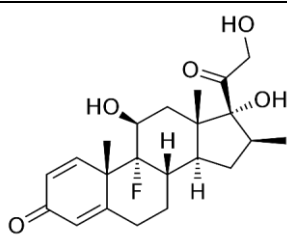
V.2. Polluant

La bétaméthasone est un corticoïde de synthèse utilisé pour son effet anti-inflammatoire.

La bétaméthasone a trois principales actions : une action anti-inflammatoire, une action immunosuppressive et une action anti-proliférative. Leur effet métabolique et de rétention sodée est moindre que celui de l'hydrocortisone.

Les caractéristiques physico-chimiques de la bétaméthasone sont données dans le **tableau V.1** :

Tableau V.1 : Caractéristiques physico-chimiques de la bétaméthasone .

Propriété	Valeur
Formule brute	$C_{22}H_{29}FO_5$
Formule développée	
Masse molaire (g/mol)	392.461(g/mol)
Température de fusion (°c)	232 (°C)

V.3. Protocole Expérimental

Les expériences de photocatalyse hétérogène ont été effectuées dans un bécher de 400 ml (**Figure.V.1**).

Le bécher est placé sur une plaque à agitation magnétique, afin d'assurer une bonne homogénéisation de la suspension à dégrader.

La source d'irradiation lumineuse est une lampe UV à 9w (OSRAM DULUX S BLUE UVA).

La lampe se trouve au-dessus du bécher, la distance entre la surface libre de la solution et la lampe est de 15 cm.

100ml d'une solution de bétaméthasone de concentration donnée est mise avec une masse donnée de photocatalyseur dans le bécher à l'abri de la lumière et sous agitation pendant une heure et demie en absence d'irradiation afin de permettre à l'équilibre d'adsorption des espèces sur la surface de photocatalyseur de s'établir.

Après une heure d'agitation, la lampe est allumée. Des échantillons de 5 ml sont prélevés à des intervalles de temps réguliers (15min). L'analyse est effectuée par spectrophotométrie UV-visible, afin de déterminer la concentration résiduelle de bétaméthasone par spectroscopie UV à la longueur d'onde de 244 nm.

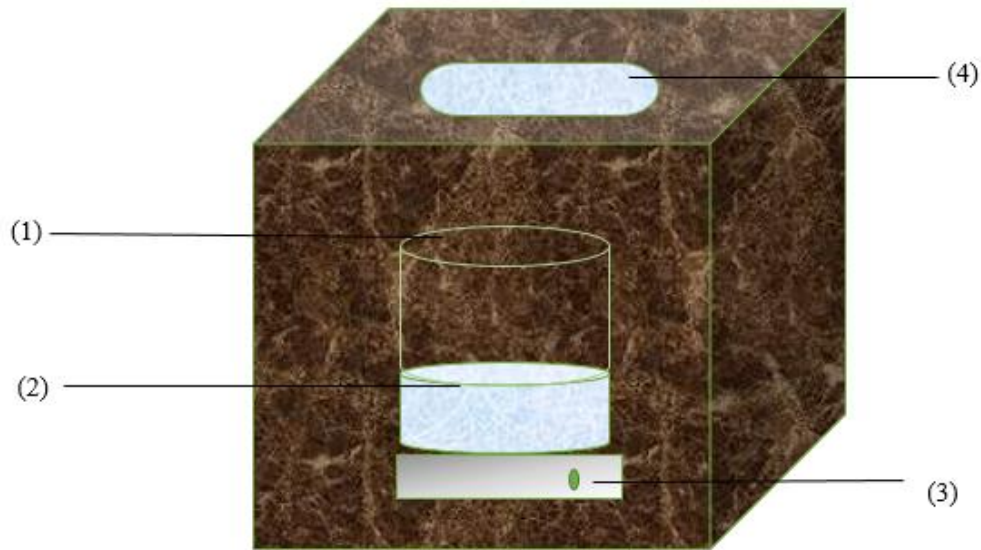
Le rendement de dégradation photocatalytique de bétaméthasone est calculé par la formule suivante :

$$R\% = \frac{C_0 - C_t}{C_0} * 100$$

Tel que :

C_0 : concentration initiale en bétaméthasone.

C_t : concentration résiduaire en bétaméthasone à l'instant t.



(1)Becher, (2) solution +photocatalyseur ,(3)Agitateur magnétique ,(4) lampe UV

Figure V.1 : Dispositif expérimental.

V.4. Optimisation des différents paramètres opératoires

Dans cette étude nous avons varié plusieurs paramètres pour voir leur influence sur l'élimination de bétaméthasone par la photocatalyse hétérogène.

V.4.1. Variation de rendement de photocatalyse en fonction de type de matériaux (HDL) calcinée et non calcinée

Dans le bécher on introduit une masse fixe de 0.15 g d'adsorbant dans un volume de 100 ml d'une solution aqueuse (bétaméthasone) de concentration 5 mg/l et sous une agitation magnétique à la T° ambiante. On prélève chaque 15 min un volume de 5ml, les volumes prélevés sont ensuite centrifugés et dosés par l'UV-visible à $\lambda_{\max.}=244$ nm.

Les résultats obtenus sont illustrés dans la **Figure V.2**.

On remarque que l'échantillon HDL calcinée présente le meilleur rendement d'élimination par rapport au HDL non calcinée. Ce résultat peut être expliqué par le fait que le matériau calcinée présente la plus grande surface spécifique.

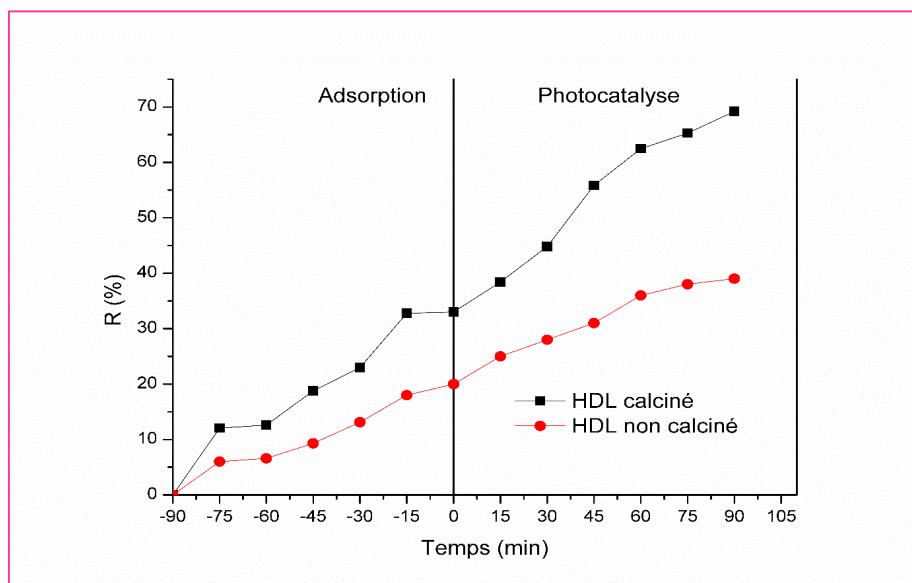


Figure .V.2. Variation de rendement de photocatalyse en fonction de type de matériaux HDL (calcinée et non calcinée) de masse 0.15g, $c_0=5\text{mg/l}$, $T=25(^{\circ}\text{c})$ pH libre

V.4.2. Optimisation de la masse de photocatalyseur

Afin d'étudier l'effet de masse du matériau sur d'élimination de polluant, on introduit dans des bécher des masses variables de (0,05 ; 0,1 ; 0,15 ; 0,2) mg/l de HDL calcinée dans un volume de 100 ml d'une solution aqueuse d'un polluant de concentration 5 mg/l sous une agitation magnétique , au pH libre de la solution et à la température ambiante. On prélève après chaque 15 min un volume de 5ml de chaque bécher , les volumes prélevés sont ensuite centrifugés et dosés par l'UV-vis.

Pour la dégradation photocatalytique de bétaméthason par le photocatalyseur HDL calcinée, le rendement de dégradation photocatalytique croit en fonction de la masse du photocatalyseur jusqu'à la masse 0,15 g, alors qu'il diminue lorsque la masse de HDL dépasse cette valeur.

Les résultats sont représentés dans la **Figure .V.3.**

L'augmentation de la masse de photocatalyseur de 0.05g à 0.15g conduit à l'augmentation du nombre de sites actifs ce qui conduit à l'amélioration de rendement d'élimination de pollution .Aune masse supérieure à 0.15g le rendement d'élimination diminue .ce qui peut être expliqué par l'opacité de la suspension représentant aussi un obstacle inhibiteur de l'émission des rayons lumineux.

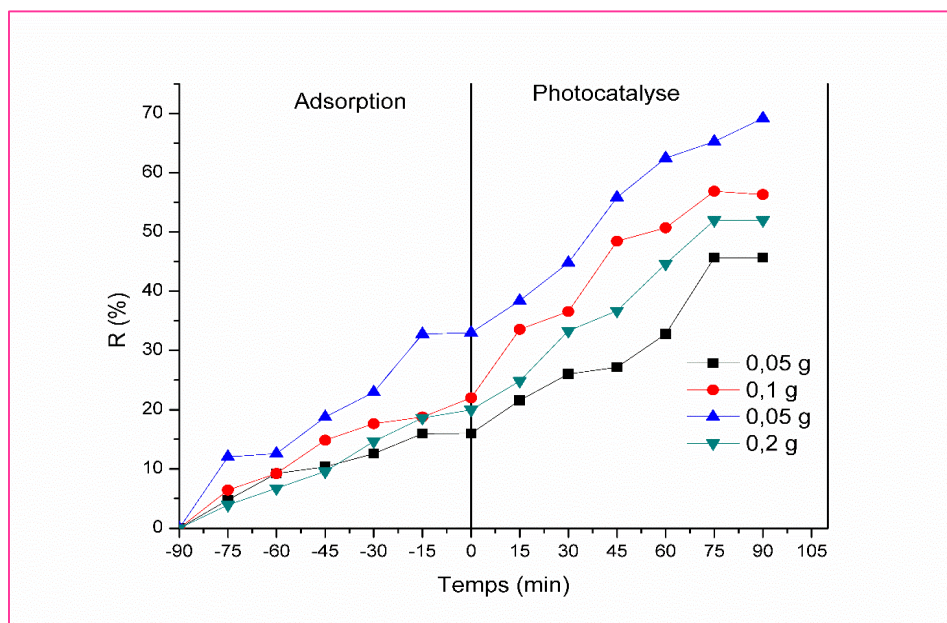


Figure V.3. Optimisation de la photocatalyseur en fonction de type de matériaux HDL (calcinée) des masses (0,05 ;0,1 ; 0,15 ; 0,2), $c_0=5\text{mg/l}$, $T=25^\circ\text{C}$, pH libre.

V.4.3. Effet du pH sur la dégradation photocatalytique de la solution de bétaméthason

Le pH est un paramètre important dans toute étude de la photocatalyse, le pH optimum pour la fixation d'un polluant dépend à la fois de la charge de surface de photocatalyseur et de la structure du polluant étudié.

Pour évaluer l'effet de pH sur l'efficacité de la dégradation photocatalytique de ce dernier, nous avons fait varier les pH du polluant de 3, 5, 9, 11, en fixant les autres paramètres opératoires (la masse de HDL 0,15 mg/l, $C_0=5\text{mg/l}$, pH libre, $T=\text{ambiante}$).

Le pH est préalablement ajusté par ajout de l'acide chlorhydrique (HCl) à 0,1M et de la soude (NaOH) à 0,01 M. La variation de l'efficacité de la photodegradation en fonction du temps d'irradiation pour le matériaux photocatalyseur HDL calcinée non calcinée est illustrée dans **Figure V.4**.

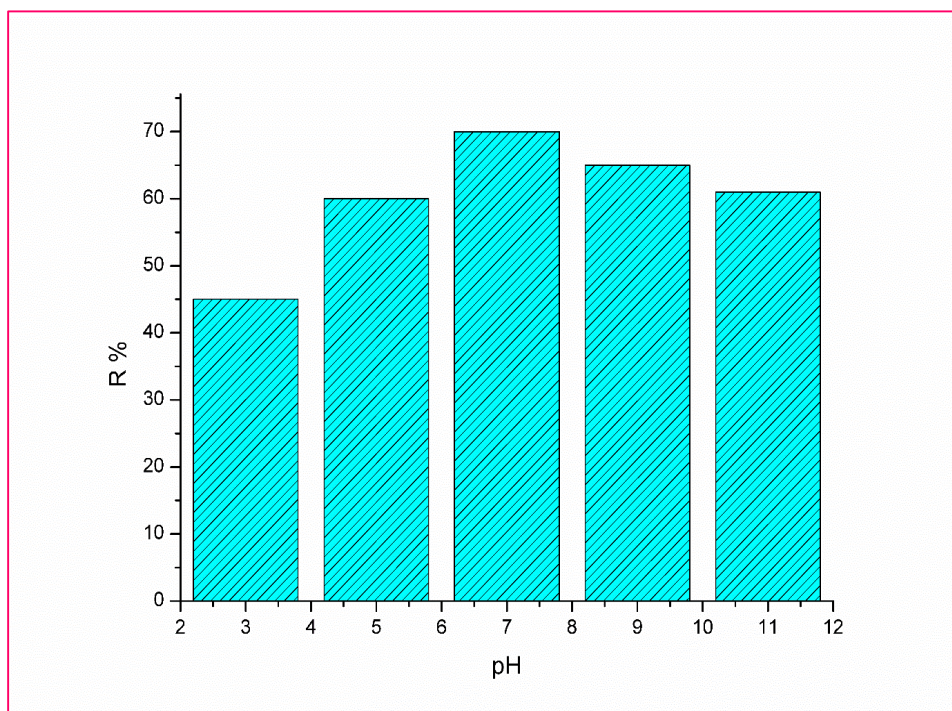


Figure .V.4. Variation de rendements de photodégradation de béthaméthason en fonction de pH de la solution .

D'après la **Figure V.4**, le pH n'a pas une grande influence sur la dépollution de béthaméthason Par l'HDL. La quantité dégradée dans le cas de pH =7 (R=70%) est de l'ordre maximal. Le pH final ne présente pas une grande variation par rapport au pH initiale pour l'échantillon .D'après ces résultats, on peut déduire qu'il n'y a pas de modification sur la charge de la surface de l'HDL.

V.4.4. Effet de la concentration initiale en béthamétason sur la dégradation photocatalytique

L'étude de la variation de l'efficacité de la photocatalyse du béthamétason en fonction de la concentration initiale de ce dernier a été réalisée en variant les concentrations initiales de 5, 10 mg/l et 15 mg/l, et en fixant les autres paramètres opératoires (masse photocatalyseur, pH libre, T= ambiant).

La variation de l'efficacité de la dégradation photocatalytique en fonction du temps d'irradiation pour le photocatalyseur HDL est illustrée dans la **FigureV.5**.

Les résultats obtenus montrent que la dégradation du béthamétason dépend inversement de la concentration initiale. En effet, plus la concentration initiale en béthaméthason est importante, plus l'efficacité de la photodégradation diminue. Pour les fortes concentrations

en bétamétason, la génération de radicaux OH^\cdot à la surface du photocatalyseur est réduite puisque les sites actifs sont couverts par la molécule du bétamétason, et comme déjà mentionné, l'efficacité de la photocatalyse est liée directement aux nombres de radicaux hydroxyles OH^\cdot sur la surface du catalyseur et à leur probabilité de réagir avec les molécules du polluant. D'autre part, on peut signaler l'effet d'écran UV du bétamétason lui-même. A une forte concentration en bétamétason, une quantité importante de rayons UV peut être absorbée par les molécules bétamétason plutôt que par les particules de photocatalyseur, ce qui réduit l'efficacité de la dégradation photocatalytique car les concentrations des espèces OH^\cdot diminue.

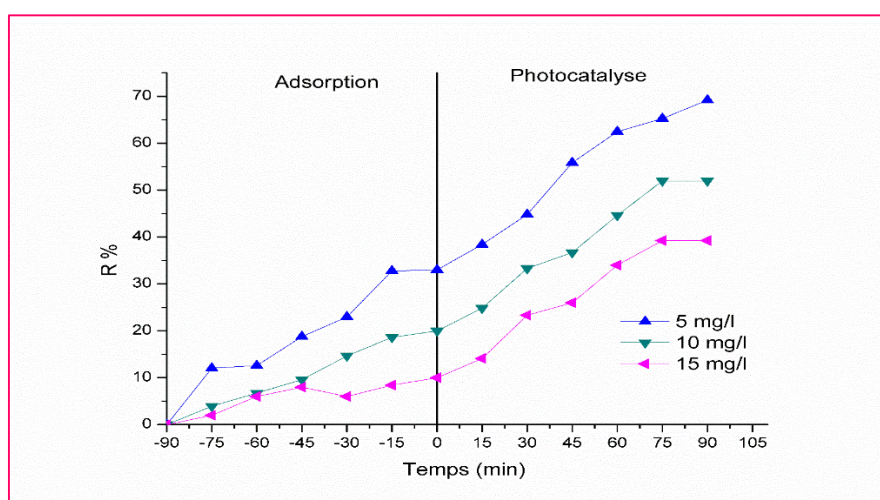


Figure V.5. Optimisation de la concentration initiale du polluant $m=0.15\text{g}$, $\text{pH}=\text{libre}$, $T^\circ=\text{ambient}$

V.5. Cinétique de la dégradation

Le modèle cinétique de Langmuir-Hinshelwood est largement utilisé pour décrire la cinétique de réaction de l'oxydation photocatalytique des polluants. Ce dernier est utilisé pour décrire le mécanisme de réactions se déroulant à la surface d'un semiconducteur.

Les constantes cinétiques du modèle de Langmuir-Hinshelwood, K_{app} , coefficients de corrélation (R^2) ainsi que le temps de demi-vie ($t_{1/2}$) pour le photocatalyseur donnés dans le tableau.

La cinétique de dégradation photocatalytique de bétamétason sur le photocatalyseur montre un accord assez satisfaisant avec le modèle de Langmuir-Hinshelwood avec des coefficients de corrélation $R^2 > 0,94$.

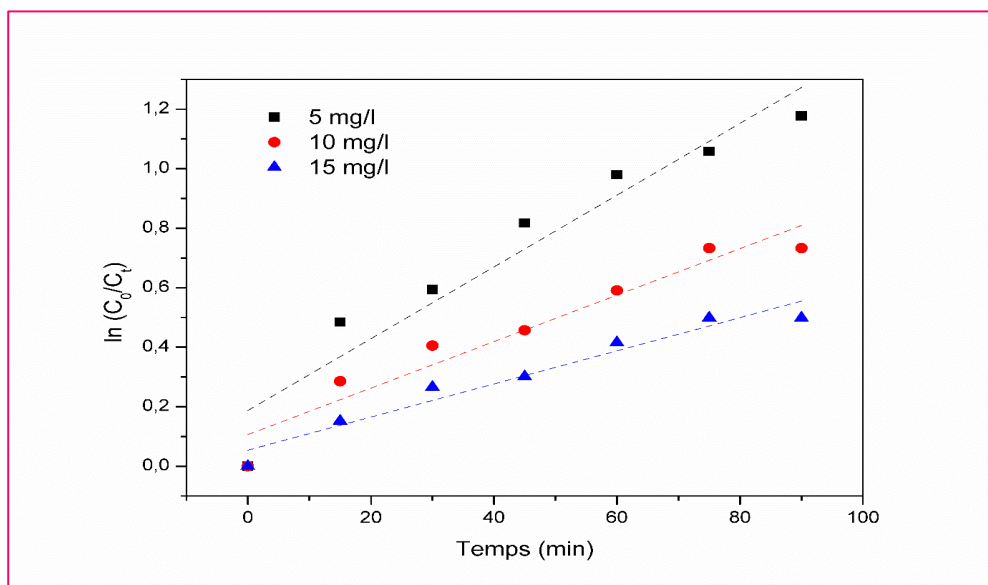


Figure V.6. Tracé de $\ln(C_t/C_0)$ en fonction du temps d'irradiation

Tableau V.2. Constantes cinétiques du modèle de Langmuir-Hinshelwood et temps de demi-vie $t_{1/2}$

C_0 (mg /l)	R^2	$K_{app} 10^{-2}$ (min^{-1})	$t_{1/2}$
5	0.974	0.956	72.50
10	0.955	0.639	108.47
15	0.943	0.485	142.92

D'après le tableau ci-dessus on remarque que les constantes des vitesses diminuent mais la concentration de polluant et le temps de demi-réaction augmentent, donc la réaction est lente.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Conclusion générale

Les objectifs fixés dans le cadre de ce travail sont l'élaboration de nouveaux matériaux types hydroxydes doubles lamellaires et leur mise en œuvre dans l'élimination d'un polluant organique à savoir bétaméthason.

Les matériaux Zn(2)Al-HDL et Zn(2)Al-HDL-C ont été préparés par la méthode de co-précipitation, la caractérisation de ces matériaux a été réalisée par spectroscopie infrarouge, par diffraction des rayons X(DRX), et par détermination de point de charge nulle, d'où les conclusions suivantes ont été tirées :

- La DRX a montré que l'allure générale des matériaux préparés est typique aux HDL.
- La DRX a révélé une bonne cristallinité des solides préparés.
- Les pics obtenus lors de l'analyse IR sont typiques des matériaux HDL.

Les matériaux préparés ont été appliqués comme photocatalyseurs pour l'élimination de bétaméthason. L'analyse de dégradation photocatalytique à montre que le Zn(2) Al-HDL-c à le meilleur rendement d'élimination que Zn(2) Al-HDL non calciné.

L'étude de l'influence des paramètres opératoires a été réalisée, les paramètres optimums trouvés sont :

- Masse de photocatalyseur est de 0.15 g, concentration initiale en polluant est de 5mg/l, pH est le pH libre de la solution.

L'étude cinétique par le modèle de langmir-Hinshelwood a montré que ce modèle décrit d'une manière satisfaisante les résultats obtenus.

Cette étude nous a permis de conclure que les HDL peuvent être des photocatalyseurs promoteurs dans le traitement des eaux usées.

En perspective, et afin d'améliorer les performances du procédé de traitement photocatalytique, non proposons :

- L'investigation de la faisabilité du traitement en mode continu.
- L'utilisation des rayons solaire comme source lumineuse d'irradiation.
- Tester ces matériaux HDL dans l'élimination d'autres polluants.
- Régénération des photocatalyseurs.

RÉFÉRENCES

BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

- [1] Batoul B, contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'oued Chélif (Algérie), thèse de doctorat, délivré par université de perpignan via domitia, et université de Mostaganem, 2018).
- [2] Bendella H, Derkaoui Y, Dégradation d'un polluant organique par la photocatalyse hétérogène, Mémoire de Master, Université Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem, 2021).
- [3] Mariann Lloyd-Smith, PhD Joanna Immig B.App.Sc, guide sur les polluants océaniques menaces toxiques pour la santé humaine et la vie marine, octobre 2018).
- [4] LEROY, J.B., la pollution des eaux 4^{ème} édition, Que sais-je ?, Paris, 1999.
- [5] Gupta, S. ; Pal, A. ; Ghosh, P.K.; Bandyopadhyay, M. (2003) Performance of waste activated carbon as a low-cost adsorbent for the removal of anionic surfactant from aquatic environment. J. Environ. Sci. Health. A, 38 (2) : 381–397.
- [6] PAUL POIS, Développement d'un procédé de traitement de matrices d'origines viticoles polluées par des herbicides par couplage bioaugmentation/phytoremediation. Thèse de doctorat 2010.
- [7] N'guessan Joachim KROU, Etude expérimentale et modélisation d'un procédé séquentiel AD-OX d'élimination de polluants organiques. Thèse de doctorat. Université de Toulouse 2, 2010.
- [8] Janin T. Traitement d'effluents phytosanitaires par héliocatalyse – Hybridation sorption /photocatalyse. Thèse, UPVD, 2011.
- [9] D.-A. Cazoir, Traitement d'eaux huileuses par photocatalyse hétérogène : application à la dépollution des eaux de cales, Thèse de doctorat, Université Claude Bernard - Lyon, 2011.
- [10] Chantal Guillard, Jean-Marie Herrmann, Valérie Keller-Spitzer, Nicolas Keller, Marie-Thérèse Maurette, Pierre Pichat, Thierry Pigot, Cesar Pulgarin, Angela Guiovana Rincon et Didier Robert, l'actualité chimique - mai-juin 2007 - n° 308-309.
- [11] Ohtani B. Preparing articles on photocatalysis - Beyond the illusions, misconceptions, and speculation. Chemistry Letters, 2008, 37 (3) : 217-229.
- [12] Herrmann J.M., 1999. Heterogeneous photocatalysis : fundamentals and applications to the removal of various types of aqueous pollutants, Catal. Today, 53, 115-129.

- [13] Junpei N, Masahiro T, Hussein T. Z, Yoshinori K. Photocatalytic decolorization of azo-dye with zinc oxide powder in an external UV light irradiation slurry photoreactor. *J. Hazard. Mater.* 138 (2006) 106–115.
- [14] Yu L, Yu H, Lv Z, Sihui Z, Jiangyao Y, Xinhong P, Yixuan R, Xiaoyan W. Simulated-sunlight-activated photocatalysis of Methylene Blue using ceriumdoped SiO₂/TiO₂ nanostructured fibers. *J. Environ. Sci.* 24 (2012) 1867–1875.
- [15] Malato S, Fernandez-Ibanez P, Maldonado M.I, Blanco J, Gernjak W. Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis : Recent overview and trends. *Catal. Today.* 147 (2009) 1–59.
- [16] Kormann C, Bahnemann D, Hofmann M.R. Photocatalysis of chloroform and other organic molecules in aqueous TiO₂ suspensions. *Environ. Sci. Technol.* 25 (1991) 494-500.
- [17].H.Lêvinh, comparaison des rendements énergétiques de dégradation de trois composés organiques par plusieurs procédés d'oxydation avancés en milieu .thèse de Doctorat .2009.Université de poitiers,France.
- [18] Fernández A, Lassaletta G, Jiménez V.M, Justo A, González-Elipe A.R,Herrmann J.M, Tahiri H, Ait-Ichou Y. Preparation and characterization of TiO₂ photocatalysts supported on various rigid supports (glass, quartz and stainless steel). Comparative studies of photocatalytic activity in water purification. *Appl.Catal. B : Environ.* 7 (1995) 49-63.
- [19] Arslan I, Balcioglu I.A, Bahnemann D.W. Heterogeneous photocatalytic treatment of simulated dyehouse effluents using novel TiO₂-photocatalysts. *Appl. Catal. B : Environ.* 26 (2000) 193-206.
- [20] T. Saito, T. Iwase, J. Horie, T. Morioka, Mode of photocatalytic bactericidal action of powdered semi-conductor TiO₂ on mutans streptococci, *Journal of Photochemistry and Photobiology B : Biology* 14 (1992) 369-379.
- [21] S. Pigeot-Rémy, F. Simonet, E. Errazuriz-Cerda, J.C. Lazzaroni, D. Atlan, C. Guillard, Photocatalysis and disinfection of water : Identification of potential bacterial targets, *Applied Catalysis B : Environmental* 104 (2011) 390-398.
- [22] T. Ibusuki, K. Takeuchi, Removal of low concentration nitrogen oxides through photoassisted heterogeneous catalysis, *Journal of Molecular Catalysis* 88 (1994) 93-102.

- [23] N. Negishi, K. Takeuchi, T. Ibusuki, Surface structure of the TiO₂ thin film photocatalyst, *Journal of Materials Science* 33 (1998) 5789-5794.
- [24] C. Guillard, T.H. Bui, C. Felix, V. Moules, B. Lina, P. Lejeune, Microbiological disinfection of water and air by photocatalysis, *Comptes Rendus Chimie* 11 (2008) 107-113.
- [25] P. Yaron, Application of TiO₂ photocatalysis for air treatment : Patents' overview, *Applied Catalysis B : Environmental* 99 (2010) 448-460.
- [26] J. Peral, D.F. Ollis, Heterogeneous photocatalytic oxidation of gas-phase organics for air purification : Acetone, 1-butanol, butyraldehyde, formaldehyde, and m-xylene oxidation, *Journal of Catalysis* 136 (1992) 554-565.
- [27] T. Yuranova, R. Mosteo, J. Bandara, D. Laub, J. Kiwi, Self-cleaning cotton textiles surfaces modified by photoactive SiO₂/TiO₂ coating, *Journal of Molecular Catalysis A : Chemical* 244 (2006) 160-167.
- [28] Jirí Rathouský, Vít Kalousek, Michal Kolár, Jaromír Jirkovský, P. Barták, A study into the self-cleaning surface properties-The photocatalytic decomposition of oleic acid, *Catalysis Today* 161 (2011) 202-208.
- [29] A. Kudo, Photocatalysis and solar hydrogen production, *Pure Appl. Chem* 79.
- [30] J.S. Hubbard, J.P. Hardy, G.E. Voecks, E.E. Golub, Photocatalytic synthesis of organic compounds from CO and water : Involvement of surfaces in the formation and stabilization of products, *Journal of Molecular Evolution* 2 (1973) 149-166. (2007) 1917-1927.
- [31] X.Duan, D.G.Evans, SpringerPublisherStructureand Bonding, 119 (2006).
- [32] F.Cavani, F.Trifirò, A.Vaccari, *Catal.Today*, 11(1991)173-301.
- [33]V.Rives, in : Layered DoubleHydroxides Present and Future, Nova SciencePublishers, New-York, 2001.
- [34] R.V.Gaines, H. C. W.Skinner, E. E.Foord, B. Mason, A.Rosenzweig, Dana's New Mineralogy, eighthed, Wiley, New-York, 1997.
- [35] R.Allmann,*ActaCrystallogr*, B24(1968)972-977.
- [36] H.F. W. Taylor, *Miner.Mag*, 37(1969)338-342.

- [37] H.F.W. Taylor, *Miner.Mag*, 39(1973)377-389.
- [38] L. FATMA, Contribution à la décoloration des eaux résiduaires textiles par des argiles Naturelles, Mémoire de Magister, Université ES-SENIA D'ORAN, le 10 juin 2008.
- [39] Leroux, F. ; Besse, J.-P. Layered Double Hydroxide/polymer Nanocomposite. In *Clay Surfaces : Fundamentals and Applications* ; Wypych, F., Ed. ; Academic Press, 2004 ; pp. 459–495.
- [40] Allada, R. kumar ; Navrotsky, A. ; Berbeco, H. T.; Casey, W. H. Thermochemistry and Aqueous Solubilities of Hydrotalcite-Like Solids. *Science* 2002, 296, HydrotalciteType Precursors. *J. Catal.* 1992, 133, 231–246.
- [43]. M. Khaldi, M. Badreddine, A. Legrouri, M. Chaouch, A. Barroug, A. De Roy and J. P. Besse, *Mat. Res. Bull.*, 33 (1998) 1835.
- [44]. B. I. Intorre and A. E. Martell, *J. Am. Chem. Soc.*, 82 (1960) 358. 721–723.
- [45] Forano, C. ; Costantino, U. ; Prévot, V. ; Taviot-Gueho, C. Layered Double Hydroxides (LDH).In *Handbook of Clay Science* ; F. Bergaya ; G. Lagaly, Eds. ; Elsevier Amsterdam, TheNetherlands, 2013 ; Vol. 5, pp. 745–782.
- [46] Clause, O. ; Rebours, B. ; Merlen, E. ; Trifiró, F. ; Vaccari, A. Preparation and Characterization of Nickel-Aluminum Mixed Oxides Obtained by Thermal Decomposition of
- [47]. A. Mendiboure and R. Schöllhorn, *Rev. Chim. Miner.*, 23 (1986) 819.
- [48]. B. I. Intorre and A. E. Martell, *J. Am. Chem. Soc.*, 82 (1960) 358. 41. S. Yariv, H. Cross, In « *Organo-Clay Complexes and Interactions* », (S. Yariv, H. Cross,Eds), Marcel Dekker, New York, (2001) p. 463-566. 42. A. Vaccari, *Catal. Today*,
- [49] (1998) 53. 43. F. Canavi, F. Trifiro and A. Vaccari, *Catal. Today*, 11 (1991) 173.
- [50]. Sato. T, Wakabayashi. T.and Shimada. M, *Ing.chem.Prod.Res.Dev*, 25, 89(1986).
- [51]. De Roy. A and Besse. J.P, *solid state ionics*, 35, 35 (1989). 48. Anabuki H. and S. Myata, *Eur. Patent*, 611, 75 (1982).
- [52]. M. Khaldi, M. Badreddine, A. Legrouri, M. Chaouch, A. Barroug, A. De Roy and J. P. Besse, *Mat. Res. Bull.*, 33 (1998) 1835.

- [53]. S. Swamy, S. Kannan and S. Velu, in Main Group Elements and Their Compounds, Narosa Publishing House, New Delhi (1996).
- [54]. L. Bigey, C. Depège, A. De Roy and J. P. Besse, J. Phys. IV France 7, Colloque C(1997) 949.
- [55] L. Pesic, S. Salipurovic, V. Markovic, D. Vuselic, W. Jones, " Thermal characteristics of a synthetic hydrotalcite-like material ", J. Mater. Chem. 2 (1992) 1069-1073.
- [56] Y.J. Lin, D.Q. LI, D.G. Evans, X. Duan, polym. Degrad. Stabil. 88 (2005) 286-293.
- [57]S .Ivanova, Formation de nanoparticules d'orsupportées : De la préparation à la réactivité catalytique, thèse de doctorat, université de Louis Pasteur, (2004).
- [58]M.BENDAIKHA. Synthèse et caractérisation de nouveaux complexes de métaux de transition : Les analogues de bleu de prusse université me d khi der de Biskra mémoire de magister. 2013. p16
- [59] B-F. Sels, D-E. Devos, P-A. Jacobs, Catalysis Reviews Science and Engineering, 43 (2001) 443-488.
- [60] B. Benstaali, Méthodes et techniques d'analyse physique, (2003).
- [61] J. Keirsse, Spectroscopie infrarouge déportée : mise au point d'un biocapteur pour l'imagerie métabolique et la sécurité microbiologique, (2003).
- [62] J.A. Rivera, G. Fetter, Y. Jiménez, M.M. Xochipaa, P. Bosch, « Nickel distribution in (Ni, Mg)/Al-layered double hydroxides », J. Appl. Catal. A, 316 (2007) 207-211.
- [63]S. Kannan, A. Narayanan, C.S. Swamy, « Effect of composition on the physicochemical properties of nickel aluminium hydrotalcites », J. Mater. Sci, 31(1996) 2353-2360.
- [64]A.R.Auxilio,C.A.Andrews,P.C.Junk,L.Spiccia,D.Neumann,W.Raverty,N.Vanderhoek, « Adsorption and intercalation of Acid Blue 9 on Mg-Al layered double hydroxides of variable métal composition », J.Polyhedron, 26 (2007) 3479-3490.
- [65]Mme AIDER NADIA .Etudes des matériaux me soporeux application à la réaction de knovnagel. Thèse Doctorat ,2015 .

Résumé

La forte croissance des besoins en eau due à l'accroissement démographique ainsi qu'aux évolutions industrielles, engendre des quantités énormes de rejets d'eaux usées, ces derniers sont déversés dans la nature avec ou sont traités.

Ce déversement nécessite le développement de nouveaux procédés de traitement des eaux usées.

Ce travail porte sur la synthèse de nouveaux matériaux photocatalyseurs et leurs applications dans la purification d'une eau polluée par un produit pharmaceutique.

Mots clés : pollution, HDL, photocatalyse, bétaméthason.

Anstract

The strong growth in water needs due to population growth as well as industrial developments, generates enormous quantities of wastewater discharges, which are discharged into nature with or are treated.

This discharge requires the development of new wastewater treatment processes.

This work focuses on the synthesis of new photocatalyst materials and their applications in the purification of water polluted by a pharmaceutical product.

Key words : pollution, HDL, photocatalysis, betamethason.

ملخص

يؤدي النمو القوي في الاحتياجات المائية بسبب النمو السكاني وكذلك التطورات الصناعية إلى توليد كميات هائلة من تصريف مياه الصرف الصحي، والتي يتم تصريفها في الطبيعة أو معالجتها.

يتطلب هذا التصريف تطوير عمليات معالجة مياه الصرف الصحي الجديدة.

يركز هذا العمل على تصنيع مواد محفز ضوئي جديدة وتطبيقاتها في تنقية المياه الملوثة بمنتج صيدلاني.

الكلمات المفتاحية: التلوث، هيدروكسيد رقائق مزدوج، التحفيز الضوئي، بيتميتازون.