

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE  
SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE M'HAMED BOUGARA-BOUMERDES



Faculté Sciences de l'ingénieur FSI

**Thèse de Doctorat**

Présentée par :

**Mme AIT AHSENE Fetta (épse AISSAT)**

En vue de l'obtention du diplôme de **DOCTORAT** en :

**Filière : Science et Génie des Matériaux**

**Option : Chimie de la Matière et Environnement**

**TITRE :**

***ETUDE DES COMPOSES TOXIQUES ISSUS DE  
L'INCINERATION DES MEDICAMENTS PERIMES ET  
DES DASRI***

**Devant le jury composé de :**

Mr	<i>BENMOUNAH Abdelbaki</i>	Pr	UMBB	Président
Mme	<i>BELHANECHÉ Naima</i>	Pr	ENP	Examinatrice
Mme	<i>DIDAOUÏ Saeda</i>	Pr	USTHB	Examinatrice
Mme	<i>HADJ HAMOU Assia</i>	Pr	USTHB	Examinatrice
Mme	<i>OUSLIMANI Nacera</i>	MCA	UMBB	Examinatrice
Mr	<i>HACHEMI Messaoud</i>	Pr	UMBB	Directeur de thèse

## *Dédicaces*

*A mon père*

*A ma mère*

*A Mon Mari*

*A mes enfants ( Ryma, Tinhenène et Anis )*

*A mes frères et sœurs et à leurs familles*

*A tous ceux qui me sont chers*

## **REMERCIEMENTS**

*Ce travail relevant de la division Chimie de la Matière et Environnement Industriel au niveau de l'unité de recherche Matériaux, Procédés et Environnement URMPE a été réalisé au sein de ces laboratoires , au niveau du laboratoire Génie des Procédés ainsi qu'au niveau de l'entreprise d'incinération ECFERAL ou toute la partie expérimentale a été effectuée , sous la direction de Monsieur HACHEMI Messaoud Professeur et Doyen au niveau de la Faculté des sciences et de l'ingénieur FSI, auquel je tiens à exprimer ma profonde gratitude pour avoir dirigé ce travail avec beaucoup de patience, pour sa compréhension ainsi que pour ses conseils et encouragements.*

*Je prie Monsieur BENMOUNAH Abdelbaki , Professeur à la FSI et Directeur de l'unité de recherche URMPE , d'accepter mes plus vifs remerciements de me faire l'honneur de présider le jury de cette thèse.*

*J'adresse mes vifs remerciements à Madame N. BENHANECHÉ , Professeur à l'ENP, à Madame S. DIDAOUÏ , Professeur à l'USTHB , Madame A. HADJ HAMOU Professeur à l'USTHB ainsi qu'à Madame N. OUSLIMANI Maître de conférence à l'université FSI de Boumerdes , qui m'ont fait l'honneur d'examiner ce document et de faire partie du jury.*

*Mes profonds remerciements vont à Mr. ABDELLI Boudjema Président directeur Général d'ECFERAL/Spa pour la disposition des ressources humaines et matériels pour accomplir ce travail , ainsi qu'à toute son équipe technique, particulièrement Mademoiselle GUENANE Ferriel et Monsieur KERCHICHE Yacine pour ces précieux conseils . Je tiens à remercier particulièrement Monsieur Y. MOUSSAOUI pour toute l'aide qu'il m'a apporté.*

*J'exprime mes remerciements aux personnels des différents laboratoires ou j'ai pu effectuer les différentes analyses notamment la CRD (centre de recherche et développement) de Boumerdes ou nous avons effectué les analyses sur L'ICP-OES optima 8000 pour l'analyse des métaux lourds ainsi que le laboratoire de physique de l'université de Tizi ouzou .*

*Je dédie enfin ce travail à mes parents, ainsi qu'à ma famille.*

## *Abréviations*

<b>DAS</b>	Déchets d'activités de soins
<b>DASRI</b>	Déchets d'activités de soins à risques infectieux
<b>CET</b>	Centre d'enfouissement techniques
<b>METAP</b>	Programme d'assistance technique pour la protection de l'environnement méditerranéen
<b>PCDD / F</b>	Dioxine / Furane
<b>Nar 5000</b>	Incinérateur avec traitement au lavage
<b>Nar 3000</b>	Incinérateur avec traitement au lavage et au charbon actif
<b>CA</b>	Charbon actif
<b>HO<sub>2</sub>NO<sub>2</sub></b>	Acide Peroxynitric
<b>HO<sub>2</sub><sup>°</sup></b>	Radical hydroperoxyde
<b>OH</b>	Hydroxyde
<b>R-COOH</b>	Acide carboxylique
<b>COV</b>	Composés organiques volatils
<b>BTEX</b>	Benzène, Toluène, Ethylbenzène et Xylènes
<b>MTBE</b>	Méthyle Tertio Buthyl Ether
<b>ETBE</b>	Ethyl Tertio Buthyl Ether
<b>CFC</b>	Chlorofluorocarbures
<b>POP</b>	Polluants organiques persistants
<b>PCDD</b>	PolyChloroDibenzoDioxines
<b>PCDF</b>	PolyChloroDibenzoFuranes
<b>TEQ</b>	Toxic Equivalent Quantity ou équivalent toxique
<b>TEF</b>	Facteur d'équivalence de toxicité

## Liste des tableaux

<b>Tableau I.1.</b>	Estimation de différents déchets générés en Algérie durant l'année 2011/2012.
<b>Tableau I.2.</b>	Stock de déchets par région
<b>Tableau I.3.</b>	Différentes méthodes de traitement des déchets en Algérie
<b>Tableau I.4.</b>	Quantité de déchets produite par secteur en Algérie
<b>Tableau I.5.</b>	Les catégories de décharges avec les déchets correspondants.
<b>Tableau II.1.</b>	Paramètres nécessaires à une bonne combustion
<b>Tableau II.2.</b>	Capacités maximales de destruction de l'incinérateur NAR 5000
<b>Tableau III.2.</b>	Répartition des congénères des PCDD / Fs en fonction du nombre d'atomes
<b>Tableau III.3.</b>	Emission des métaux lourds d'un incinérateur de déchets médicaux en chine.
<b>Tableau IV.1.</b>	Récapitulation des échantillonnages des différents polluants effectués suite à l'incinération des déchets suivant le mode de traitement des incinérateurs.
<b>Tableau IV.2.</b>	Les Durées de prélèvement
<b>Tableau IV.3.</b>	Les conditions opératoires d'analyse
<b>Tableau IV.4.</b>	Paramètre des opérations GC/MS/MS.
<b>Tableau IV.5.</b>	Conditions d'analyse minéralogiques
<b>Tableau V.1.</b>	Paramètres d'incinération
<b>Tableau V.2.</b>	Système de traitement de fumées au niveau de la station ECFERAL
<b>Tableau V.3.</b>	Valeurs moyennes des rejets atmosphériques
<b>Tableau V.4.</b>	Les concentrations moyennes des BTEX ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) à proximité de l'incinérateur
<b>Tableau V.5.</b>	Comparaison des valeurs moyennes des BTXs de cette étude et des zones industrielles des différents pays.
<b>Tableau V.6.</b>	Evaluation de la concentration des métaux lourds des gaz des déchets pharmaceutiques suite au traitement A.
<b>Tableau V.7.</b>	Evaluation de la concentration des métaux lourds pour déchets pharmaceutiques suite au traitement B.
<b>Tableau V.8.</b>	Analyse des PCDD/Fs dans les émissions des gaz des D, T et M suite au traitement A.
<b>Tableau V.9.</b>	Analyse des PCDD/Fs dans les émissions des gaz des médicaments suite au traitement B.
<b>Tableau V.10.</b>	Analyse des PCDD/Fs dans les émissions des gaz des DASRI suite au traitement A.
<b>Tableau V.11.</b>	Analyse des PCDD/Fs dans les émissions des gaz des DASRI suite au traitement B

## *Liste des figures*

- Figure I.1.** Stock de déchets industriels au niveau des industries.  
**Figure I.2.** Classification des déchets de soins médicaux  
**Figure II 1.** Schéma d'un incinérateur  
**Figure II 2.** Schéma global des polluants générés  
**Figure III.1.** Structure des BTEX  
**Figure III.2.** Poly Chloro Dibenzo Dioxines  
**Figure III.3.** PolyChloro Dibenzo Furanes  
**Figure III .4.** Structure de 2, 3, 7,8-tétradichlorodibenzo-p-dioxine  
**Figure III .5.** Les trois voies de formation des PCDD/Fs  
**Figure III .6.** Distribution des métaux lourds dans les différents résidus et effluents  
**Figure III.7.** Quelques réactions chimiques affectant la spéciation du plomb  
**Figure III. 8.** Bilan global des matières solides dans un incinérateur  
**Figure IV .1.** Schéma de l'incinérateur S1 de déchets industriels, le modèle "Nar5000".équipé d'un laveur.  
**Figure IV.2.** Station d'incinération S2: Nar 3000 équipé d'un laveur et d'une colonne de charbon actif.  
**Figure IV .3.** Les périmées pharmaceutiques incinérés  
**Figure IV .4.** Déchets d'activités de soins à risque infectieux  
**Figure IV .5.** Localisation du site sur la carte d'EL Harrach.  
**Figure IV . 6.** Localisation de site de prélèvement sur la carte satellite de Si-Mustapha  
**Figure IV .7.** Système d'analyse in situ des gaz majoritaires  
**Figure IV .8.** Schéma d'analyse du système des gaz en continu  
**Figure IV . 9.** Schéma de l'analyseur multi-gaz Horiba PG-250 (Horiba, 1997)  
**Figure IV . 10.** Principe du tube actif.  
**Figure IV . 11.** Exemple de support d'adsorbant  
**Figure IV . 12.** Schéma de prélèvement  
**Figure IV .13.** Le chromatographe GC-17A utilisé pour l'analyse des échantillons.  
**Figure IV . 14.** Prélèvement des PCDD /F aux différents niveaux de l'incinérateur  
**Figure IV . 15.** Influence de la vitesse de prélèvement sur la représentativité de l'échantillonnage.  
**Figure IV.16.** Schéma du préleveur isocinétique Clean Air Engineering (a) et (b).  
**Figure IV . 17.** Exemples de filtres prélevés pour l'analyse des PCDD/F et des métaux lourds  
**Figure IV .18 .** Schéma de la procédure analytique pour l'analyse des PCDD/Fs  
**Figure IV .19 .** Schéma d'une trappe à ions et trajectoire des ions à l'intérieur du piège  
**Figure IV .20.** Différentes fonctions effectuées lors de la MS/MS  
**Figure IV . 21.** Iris Intrepid ( ThermoElemental) Optima 8000  
**Figure IV .22.** Protocole d'échantillonnage des mâchefers.  
**Figure IV .23.a** Broyage des cendres FA1  
**Figure IV .23.b** Broyage des cendres FA2  
**Figure IV .24.** Broyage des mâchefers  
**Figure IV .25.** Dosage des Cl-  
**Figure IV.26.** Précipité rouge brique

- Figure IV .27.** Protocole de la lixiviation
- Figure V.1.** Evaluation de la concentration de SO<sub>2</sub> en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (P).
- Figure V.2 .** Evaluation de la concentration de NO<sub>x</sub> en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (P).
- FigureV.3.** Evaluation de la concentration de CO en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (P).
- FigureV.4.** Evaluation de la concentration d'O<sub>2</sub> en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (P).
- FigureV.5.** Evaluation de la concentration de SO<sub>2</sub> en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (M).
- FigureV.6 :** Evaluation de la concentration de NOX en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (M).
- FigureV.7 :** Evaluation de la concentration de CO en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (M).
- FigureV.8.** Evaluation de la concentration d'O<sub>2</sub> en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (M).
- Figure V.9** Evaluation de la concentration de SO<sub>2</sub> en fonction du temps suite à l'incinération de (DASRI).
- Figure V.10.** Evaluation de la concentration de NOx en fonction du temps suite à l'incinération de (DASRI).
- Figure V.11.** Evaluation de la concentration de CO en fonction du temps suite à l'incinération de (DASRI).
- Figure V .12.** Evaluation de la concentration d'O<sub>2</sub> en fonction du temps temps suite à l'incinération de (DASRI).
- Figure V.13.** Séparation des isomères géométriques méta-et para- xylènes sur la colonne chromatographique.
- Figure V.14.** Evaluation de la concentration des métaux lourds des gaz des déchets pharmaceutiques suite au traitement A.
- Figure V.15.** Évaluation de la concentration des métaux lourds pour les déchets pharmaceutiques suite au traitement B.
- Figure V.16.** Evaluation de la concentration des métaux lourds pour les déchets des DASRI suite aux traitements A et B
- Figure V.17.** Evaluation de la concentration des PCDD/F de D suite au traitement A
- Figure V.18.** Evaluation de la concentration des PCDD/F de T suite au traitement A
- Figure V.19.** Evaluation de la concentration des PCDD/F de M suite au traitement A
- Figure V.20.** Evaluation de la concentration des PCDD/F de D suite au traitement B
- Figure V.21.** Evaluation de la concentration des PCDD/F de T suite au traitement B
- Figure V.22.** Evaluation de la concentration des PCDD/F de M suite au traitement B
- Figure V.23.** Evaluation de la concentration des PCDD/F des DASRI suite au traitement A
- Figure V.24.** Evaluation de la concentration des PCDD/F des DASRI suite au traitement B
- Figure V. 25.** Prélèvement des PCDD / F aux différents niveaux de l'incinérateur
- Figure V. 26.** Analyse des PCDD/ F au point A
- Figure V.27.** Analyse des PCDD/ F au point B
- Figure V. 28.** Analyse des PCDD/ F au point C
- Figure V.29.** Analyse granulométrique de la cendre de soins (FA1).
- Figure V.30.** Analyse granulométrique de la cendre de soins (FA2).
- Figure V.31.** Analyse granulométrique du mâchefer (M)
- Figure V.32.** DRX du mâchefer des médicaments M
- Figure V 33.** DRX de la cendre des médicaments FA1

- Figure V. 34.** DRX de la cendre des DASRI FA2  
**Figure V. 35.** MEB de (FA1).  
**Figure V. 36.** MEB de (FA2).  
**Figure V.37.** MEB de (M).  
**Figure V.39.** Thermogramme de FA1  
**Figure V.39.** Thermogramme de FA2  
**Figure V.40.** Thermogramme de M  
**Figure V. 41.** Lixiviation des résidus FA1, FA2 et M.  
**Figure V.42.** Concentrations des éléments lexiviés de FA1 à pH =8,72 et à pH= 4  
**Figure V.42.** Concentrations des éléments lexiviés de F80 et F40

## **Introduction générale**

Toute activité humaine qu'elle soit industrielle, agricole ou sociale est génératrice de déchets, ce qui mis la gestion des déchets au cœur des enjeux du développement durable. Les axes principaux sont la préservation de l'eau, des sols, la protection des écosystèmes sensibles et la santé humaine. La gestion des déchets en Algérie est devenue ces dernières années une des préoccupations majeures des scientifiques et des pouvoirs publics.

La diversité et la quantité des déchets ménagers et industriels deviennent préoccupantes et il ya nécessité d'agir rapidement afin de trouver des solutions appropriées. Selon le ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE), la quantité totale de déchets industriels s'élève à 2,6 millions de tonnes par an avec 325 000 tonnes de déchets dangereux. À ces montants s'ajoutent un volume stocké de 4,5 millions de tonnes (rapport de MATE, 2003) et les produits pharmaceutiques produits périmés dangereux dont le montant est estimé à 15 000 tonnes (rapport de MATE, 2007) et de grandes quantités de polluants organiques persistants (POP) tels que les pesticides et autres types de déchets sont stockés à travers le pays et attendent d'être éliminés.

Dans cette perspective l'Algérie a adopté depuis la fin des années 1990, des stratégies pour la préservation de l'environnement dans différents secteurs décrites dans une Stratégie Nationale Environnementale (SNE) et puis le Plan National d'Actions Environnementales et du Développement Durable (PNAE-DD). Ce plan s'est concrétisé par la promulgation de la loi 01-19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets, qui a permis la mise en place d'outils de gestion : le Programme National de Gestion Intégrée des Déchets solides Ménagers (PROGDEM) et le Plan National de Gestion des Déchets Spéciaux (PNAGDES).

Malgré la mise en place de ces stratégies, La gestion des déchets reste un problème majeur et l'Algérie hésite sur la politique de gestion à adopter, leur enfouissement est considéré comme la moins bonne des solutions, du fait qu'elle est coûteuse en espace, qu'elle présente des risques de contamination des sols, de l'air et des eaux, mais aussi car elle n'exploite pas le potentiel énergétique des déchets. La minimisation de la production, le recyclage et la réutilisation des déchets semblent être les solutions les plus écologiques, mais également les plus difficiles à mettre en place.

À l'heure actuelle, les pouvoirs publics hésitent entre les incinérateurs ou les décharges techniques (CET) comme solution. Dans ce cas, le contrôle continu des émissions des cheminées des incinérateurs ou ceux qui sont libérés des centres d'enfouissement technique sont nécessaires pour évaluer le niveau de polluants atmosphériques.

Les pays industrialisés ont adopté la technologie d'incinération il ya plus de 30 ans, mais en développant de plus en plus leur technologie d'incinération et en respectant les normes de rejets des polluants qui sont de plus en plus très strictes.

En Algérie quelques stations d'incinérations existent, notamment pour traiter les déchets hospitaliers mais sans qu'il y est de mise en place d'institutions dotés de moyens de surveillance des rejets gazeux, ce qui suscite l'inquiétude des différentes associations environnementale et des citoyens qui habitent à proximité.

L'incinération présente l'avantage de réduire fortement le volume des déchets. Cependant, des problèmes environnementaux persistent à cause de la présence de résidus ultimes (mâchefers et cendres volantes collectées) et de l'émission des polluants gazeux toxiques générés par ce type de procédé, sachant que les différents gaz émis lors de l'incinération sont les gaz acides, CO, COV, benzène, toluène, l'éthylbenzène et xylènes (BTEX), dioxines – furanes qui sont cancérigènes à l'état de traces et les particules fines chargés en métaux lourds, ces polluants sont connus pour être très dangereux causant des risques pour la santé humaine.

Nous avons entamé ce travail de thèse afin d'apporter des réponses concrètes, scientifiques sur la pollution générée par nos incinérateurs suivie de la compréhension des techniques et des technologies de rabatement de ces polluants, afin également d'enrichir la banque de données sur les polluants en général (cette banque de données très rares en Algérie) surtout concernant le polluant PCDD / F.

Cette thèse est composée de sept chapitres : **le chapitre I** est une estimation de la production des déchets industriels en Algérie ainsi que leurs répartitions à travers le territoire national, et le mode de gestion. **Le chapitre II** donne des généralités sur l'incinération, la génération des polluants, les différentes techniques de traitements et une présentation sur un incinérateur type d'une entreprise Algérienne ECFERAL. **Le chapitre III** traite de la génération et le traitement de fumées issues de l'incinération ; ces fumées sont composées d'oxydes d'azote ou NO<sub>x</sub>, des gaz acides (HCl, HF, SO<sub>2</sub>) et des monoxydes de carbone CO. Leur danger sur la santé et l'environnement, une description des différentes méthodes de mesures des fumées y sont également présentés. **Le chapitre IV** traite des COV particulièrement les BTEX en tant que précurseurs des dioxines – furanes. **Le chapitre V**

traite des différents aspects de la problématique des dioxines –Furanes (PCDD/F) , qui sont considérés comme cancérigènes à l'état de traces , les propriétés physico-chimiques, sources et mécanismes de formation, aperçu sur l'état des connaissances des trois voies de formation homogènes et hétérogènes, le contexte réglementaire, méthodologie d'échantillonnages, d'extractions et d'analyses et enfin les mécanismes et les technologies d'abattements des dioxines. **Le chapitre VI** étudie le comportement des métaux lourds présents dans les combustibles lors des procédés de combustion , les paramètres influençant la volatilité des métaux ainsi que leur répartition sur les résidus solides et les gaz de cheminées. **Le chapitre VII.** est une étude bibliographique des sous produits solides issus de l'incinération des déchets, les différents polluants qui constituent ce résidu ainsi que leur devenir dans l'environnement selon leur toxicité ; cette dernière est évaluée par différentes caractérisations. **Une partie expérimentale** qui traite principalement de trois points importants : le protocole d'incinération des déchets de médicaments et des déchets d'activités de soins infectieux avec une étude comparative de deux types de traitements des polluants émis ; Echantillonnage, extraction et analyse de tout les polluants rejetés et enfin une étude de caractérisation complète des résidus solides de l'incinération. Puis **les résultats** sont discutés et mis en relief par les données similaires issues de la bibliographie scientifique.

## CHAPITRE I : DECHETS

### **I. Introduction**

Les déchets sont indissociables de la vie humaine, ils constituent un marqueur de la vie de l'homme et de ces activités. Le développement des activités industrielles, le volume et la variété des déchets ont donc fortement augmenté pour devenir un problème mondial. La génération de déchets médicaux a considérablement augmenté dans le monde au cours des dernières décennies [1-2]. En Algérie, d'énormes quantités de déchets sont actuellement stockés au niveau des entreprises et attendent leur élimination.(figure I.1).



**Figure I.1. Stock de déchets industriels au niveau des industries.**

#### **I.1. Définition du déchet**

Selon le Code de l'Environnement (art. L541-1), un déchet est « *tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien, meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon* » . Autrement dit, tout élément qui est abandonné est un déchet. Ce n'est pas pour autant que cet élément est inutilisable, en l'état ou après modification. Seuls les déchets qualifiés d'ultimes sont réellement inutilisables et doivent être stockés pour éviter des pollutions de l'environnement. [3] .

## CHAPITRE I : DECHETS

### **I.2. Catégories des déchets selon la législation Algérienne**

La loi n° 01-19 de 12 décembre 2001 relative à la gestion au contrôle et à l'élimination des déchets arrête les définitions aux : Déchets ménagers et assimilés et les déchets industriels ou spéciaux et spéciaux dangereux.

#### **A. Déchets spéciaux**

Ce sont tous déchets issus des activités industrielles, agricoles, de soins, de services et toutes autres activités qui, en raison de leur nature et de la composition des matières qu'ils contiennent, ne peuvent être collectés, transportés et traités dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés et les déchets inertes ».

Les déchets dangereux constituent une menace sérieuse pour l'environnement et la santé publique en contaminant les eaux superficielles et souterraines particulièrement lorsque les déchets sont stockés dans des conditions précaires.

En Algérie les déchets dangereux estimés à plus de 360.000 tonnes par an [4], ce sont les déchets qui sont situés au niveau le plus élevé des échelles de toxicités tels que, les produits pharmaceutiques périmés, les déchets issus du processus de fabrication de médicaments, des laboratoires, de l'administration et commerce, les déchets d'amiante, les pesticides périmes, les boues de pétrole qui proviennent non seulement de l'industrie, mais aussi de certaines activités urbaines et agricoles, les piles qui contiennent des métaux lourds, les résidus de peintures et de désinfectants, les acides, les huiles usées, les tubes fluorescents, etc.

Ces déchets doivent être séparés à la source, c'est-à dire dans les ménages, Institutions et établissements et collectes de façon sélective.

Plusieurs sites contaminés par ces déchets dangereux ont été recensés à travers notre pays. La moitié de ces sites est concentrée dans la région du Centre, le reste est partagé entre les régions est-sud-est et ouest-sud-ouest. La wilaya de Laghouat se classe en tête de liste des wilayas les plus atteintes et la plus touchée elle est suivie de Mostaganem, Chlef, Tizi Ouzou, Alger, Sidi Bel Abbés, Mascara, Tipaza et Ain Témouchent [5].

#### **B. Déchets spéciaux dangereux**

« Tous déchets spéciaux qui sont, par leurs constituants ou par les caractéristiques des matières nocives qu'ils contiennent, sont susceptibles de nuire à la santé publique et/ou à l'environnement » tel que les déchets issus des activités de diagnostic, de suivi et de

## CHAPITRE I : DECHETS

traitement préventif ou curatif, dans les domaines de la médecine humaine et vétérinaire de soins infectieux DASRI .

### **I.3. Généralités sur les déchets de soins médicaux (hospitaliers)**

La question des déchets hospitaliers est devenue aujourd'hui un objet de préoccupation d'un nombre croissant de concitoyens, chercheurs et hommes politiques. Ceux-ci ont toujours été sources de problèmes ou de risques, variables selon les civilisations, leur impact s'avère d'autant plus grand que la zone d'activité est importante.

Les déchets hospitaliers sont des déchets générés par une activité de soin, ils se différencient des déchets ménagers. Ils sont classés selon leurs caractères polluants en deux catégories à savoir, les déchets à risques (DASRI) et les déchets spécifiques (DAS).(figureI.2).

Ce sont des déchets des activités de diagnostic médical, de suivi et de traitement préventif et curatif. Ces déchets sont classés comme des déchets dangereux, et doivent être séparés des autres déchets. Ils utilisent des emballages à usage unique avant l'enlèvement, des durées maximales d'entreposage sont imposées, le transport de ces déchets répond aux exigences imposées aux matières dangereuses (conditionnement, étiquetage, classement par risque biologique).

Il existe plusieurs types, on peut citer :

- a. Les déchets ordinaires** (papier, carton, déchets de cuisine, déchets verts, etc ...)
- b. Les déchets d'activités de soins à risques infectieux (DASRI)**, déchets de malades infectieux, déchets contaminés par le sang et les dérivés sanguins, échantillons diagnostics jetés, matériels (tampons, pansements) et appareils divers contaminés (consommable jetable, etc...)
- c. Les déchets anatomiques**, tissus et organes d'origine humaine résultant des activités des blocs opératoire set des laboratoires d'anatomie pathologique, les fœtus issus d'avortements spontanés.
- d. Les déchets piquants et tranchants**, (les aiguilles, les seringues, les lames et les lamelles, les pinces, les scalpels, les bistouris, les verres cassés...)
- e. Les déchets chimiques**

## **CHAPITRE I : DECHETS**

- Les déchets chimiques non dangereux : Les substances à base de saccharides, d'acides aminés, de sels organiques ou inorganiques.
- Les déchets chimiques dangereux : Produits de caractère toxique, irritants et/ou corrosifs, des substances réagissant à l'eau, des substances réagissant aux chocs, des produits inflammables, des produits explosifs.

### **f. Les déchets pharmaceutiques**

- Les médicaments et divers produits chimiques inutilisés, périmés ou contaminés provenant des services hospitaliers et des unités de soins, de métabolites, de vaccins et de sérums, parfois des substances chimiques toxiques puissantes.
- Les déchets génotoxiques : des produits cytotoxiques utilisés dans le traitement du cancer et leurs métabolites, des substances mutagènes, tératogènes ou cancérigènes.

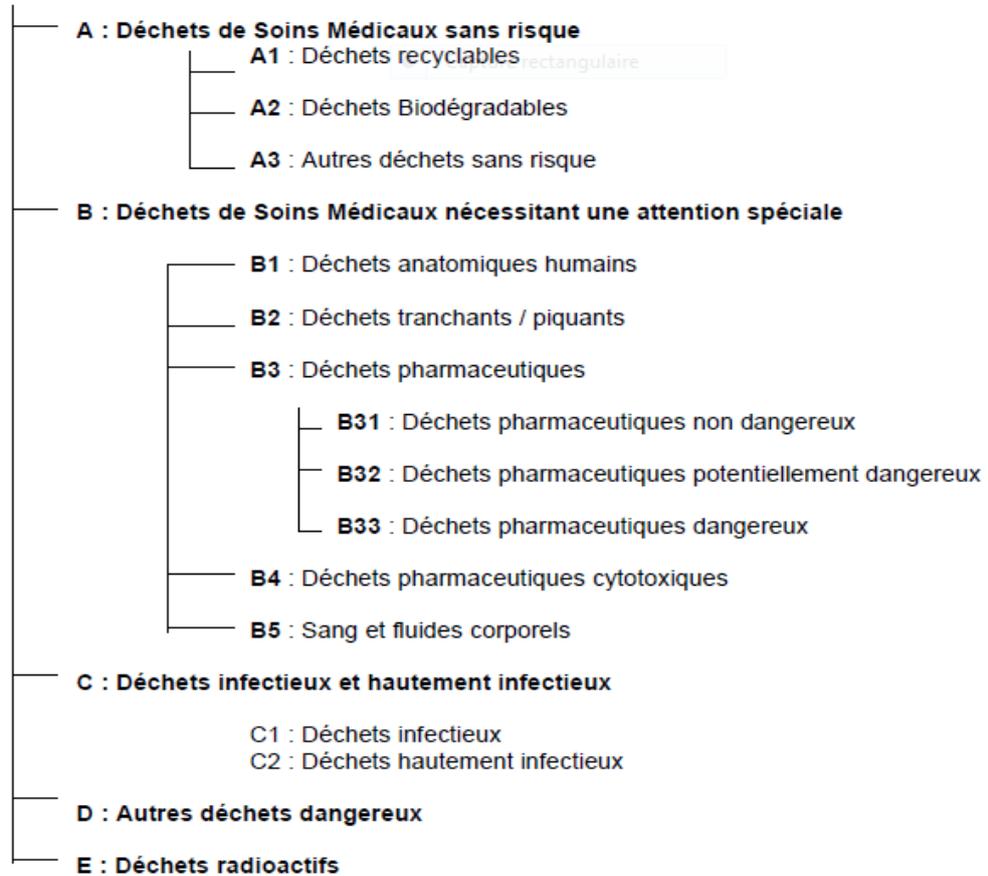
**g. Les déchets radioactifs,** Produits solides ou liquides provenant de l'activité d'analyse radioactive in vitro, produits physiologiques résultant d'activités thérapeutiques ou d'exploration in vivo.

**h. Les déchets à forte teneur en métaux lourds** (Hg, Cd, Pb.), les thermomètres à mercure qui ont été cassés, les interrupteurs à mercure(Hg),les accumulateurs à cadmium (Cd).

**i. Les emballages sous pression,** Compteurs de gaz, bidon d'aérosol, etc ...Le risque est principalement leur explosion quand ils sont percés ou exposés à une flamme.

## CHAPITRE I : DECHETS

### Dechets de soins médicaux



**Figure I.2.** Classification des déchets de soins médicaux [6]

### **I.4. Production de déchets industriels en Algérie [7]**

La gestion des déchets industriels en Algérie est un problème d'environnement et de santé humaine de plus en plus compliqué. A cet effet, la problématique des déchets dangereux en milieu industriel suscite des polémiques suite à son élimination. Il faut savoir que les déchets industriels entassés et non traités dépassent actuellement le niveau de **2.5 millions de tonnes**, dont plus de **15.000 tonnes de produits pharmaceutiques** avariés. En effet, l'Agence nationale de balayage des décharges de déchets spéciaux a noté que les stocks de l'Algérie sont composés d'énormes quantités d'amiante, de produits pharmaceutiques et de médicaments périmés, en plus des insecticides.

Concernant les déchets industriels (y compris les déchets industriels banals), ces derniers enregistrent une production annuelle d'environ: 2 550 000 T/an, parmi lesquels, les déchets spéciaux représentent environ 330 000 Tonnes/an et les déchets d'activité de soins et à risque

## CHAPITRE I : DECHETS

infectieux (DAS/DASRI) approchent les 30 000 Tonnes/an (2011) et les boues de lixiviation de zinc dont plus de 500.000 tonnes sont en attente de traitement. (Tableau I.1)

**Tableau I.1.** Estimation de différents déchets générés en Algérie durant l'année 2011/2012.

Déchets Municipaux Générés	1 0, 3 millions tonnes
Génération des Déchets d'Activités de Soins	30 000 T/an
Génération des déchets industriels	2 550 000 T/an y compris déchets industriels banals
dont Déchets spéciaux (dangereux)	330 000 T/an
Génération des déchets verts	130 000 T/an
Génération des déchets de marchés:	96000 T/an
Déchets de Démolition/Construction	11 M T/an
Boues de lixiviation de zinc	25.000 T/an
Déchets de Pneus Usages	n/d
Boues minérales	18.000 T/an
Solvants organiques, résidus de peinture	4.000 T/an
Résidus de pétrochimie et de cokéfaction	58.000 T/an
Boues métalliques et électrolytiques	2.000 T/an

## CHAPITRE I : DECHETS

Les wilayas d'Alger, d'Annaba, d'Oran, de Skikda, de Béjaïa, de Tlemcen et Bordj Bou-Arréridj produisent l'équivalent de 282.800 tonnes par année, alors que les régions de l'Est sont celles qui produisent le plus de déchets normaux avec 145.000 tonnes par an contre 77.000 tonnes pour la région Centre (tableau I.2 ). Le plan nationale gestion de déchets spéciaux (PNAGDES) institué par la loi relative à la gestion , le contrôle et l'élimination des déchets n° 01/19/du 12décembre 2001oblige les producteurs de ces déchets de s'acquitter d'une taxe de 10 500 dinars pour chaque tonne de déchet stocké , une manière d'inciter les pollueurs à déstocker leurs déchets .

**Tableau I.2.** Stock de déchets par région

Région	Stock de déchets spéciaux (t)
Est	1 100 800 pour une production de (145 000 t /an)
Ouest	500 000
Centre	378 000

Il existe différentes méthodes de traitement des déchets en Algérie réparties comme suit dans le tableau I.3.

**Tableau I.3.** Différentes méthodes de traitement des déchets en Algérie

Traitement de déchets	(%)
Compostage	~1%
Recyclage	~ 7 %
Enfouissement (CET et Décharges Contrôlées)	~ 30 - 35 %
Déversement (Décharges brutes)	~ 60-65 %
Autres (brûlage, ...)	~ 5 - 10 %

## CHAPITRE I : DECHETS

### **I.5. Gestion des déchets de soins médicaux**

Déchets d'activité de soins (tableau I.4) Ils correspondent à tous les déchets issus des activités de diagnostic, de suivi et de traitement préventif ou curatif, dans les domaines de la médecine humaine et vétérinaire. La quantité totale de déchets produits par les établissements hospitaliers en Algérie s'élève à environ 125.000 tonnes/an [5], elles sont rejetés par les hôpitaux, les cabinets médicaux, les laboratoires d'analyses ou par les particuliers qui se soignent ou suivent des traitements à domicile. Ce sont des pansements souillés, des aiguilles d'injection, des flacons aux contenus divers, des médicaments périmés et autres déchets médicaux, ainsi que les déchets issus de la production pharmaceutique.

La génération de déchets médicaux a considérablement augmenté dans le monde entier au cours des dernières décennies [8], car les hôpitaux utilisent des éléments relativement jetables, tels que les seringues, des couverts, des plateaux de nourriture, les bassins de lit, etc. [9]. Les Hôpitaux produisent une énorme quantité de déchets médicaux qui est défini comme tout déchet qui est généré à la suite du diagnostic du patient, de traitement, ou vaccination des humains ou des animaux, ces déchets sont capable de produire des maladies infectieuses [10]. Les déchets médicaux peuvent être composé de substances infectieuses, radioactives, toxiques issus des hôpitaux, des laboratoires et des cliniques, ceux-ci comprennent des objets tranchants (seringues et aiguilles), des produits sanguins, des tissus humains, des parties du corps, les produits pharmaceutiques, les cytotoxines, , en plus de l'élément d'usage général tels que le papier, la nourriture, les matières plastiques, etc.

Selon l'OMS (Organisation mondiale de la santé), les déchets produits par les hôpitaux portent un potentiel plus élevé d'infections et de blessures que tout autre type de déchets [11]. Les déchets hospitaliers sont considérés comme dangereux parce qu'ils peuvent posséder des agents pathogènes et peuvent provoquer des effets indésirables sur la santé humaine et l'environnement[12].

Il est nécessaire que tous les déchets médicaux soient éliminés d'une manière qui est moins nocive pour les êtres humains. La gestion des déchets médicaux est de haute priorité environnementale dans les pays en voie de développement [11] parce que la mauvaise gestion de ces déchets cause la pollution de l'environnement et des problèmes de santé en termes de prolifération des maladies par des virus et des micro-organismes, ainsi que la contamination des eaux souterraines par les déchets médicaux non traités dans les décharges [13].

## CHAPITRE I : DECHETS

La mauvaise élimination des déchets infectieux peut représenter une menace importante à la santé publique et l'environnement [14]. L'élimination négligente de quelques déchets récupérés et réutilisés, peuvent conduire l'induction de l'hépatite B, l'hépatite C, le VIH et d'autres maladies infectieuses possibles pour la population exposée [15].

Parmi les principales méthodes disponibles pour une bonne gestion des déchets médicaux, l'incinération et l'élimination des cendres résultant par mise en décharge est la méthode la plus utilisée [16]. Les principaux avantages de l'incinération sont la destruction des agents pathogènes et la réduction du volume et du poids des déchets [17].

Cependant, l'incinération produit des résidus qui sont enrichis par des produits chimiques toxiques, tels que les métaux lourds [18].

**Tableau I.4.** Quantité de déchets produite par secteur en Algérie [19]

Types de déchets hospitaliers	Quantités en Tonnes/An	Quantités en %
Déchets hospitaliers ordinaires	67.000	70
Déchets hospitaliers infectieux	22.000	24
Déchets hospitaliers toxiques	29.000	4,8
Déchets hospitaliers spéciaux	7.000	1,2

### **I. 6. Gestion des Déchets pharmaceutiques**

L'élimination des déchets pharmaceutique est devenue un problème pour les pouvoirs publics en raison des énormes quantités qui attendent d'être incinérées. En effet, entre 16 000 et 25 000 tonnes composées notamment de médicaments périmés sont stockées en attendant leur incinération. L'augmentation des quantités de médicaments périmés a pour origine l'absence de moyens d'incinération adéquats. [20] .

### **I.7. Réglementation des déchets en Algérie**

L'accumulation des déchets toxiques au niveau des unités industrielles, et une inefficacité des systèmes de collecte des déchets. Ces pressions ne sont pas sans conséquences sur l'homme et son environnement. Elles se traduisent par une surexploitation des ressources naturelles, une pollution des différents milieux (eau, air, sols), un réchauffement du climat, et une aggravation de la désertification, etc. Actuellement, l'Etat Algérien est conscient des problèmes qu'engendré l'industrie à l'environnement. De ce fait, il a entrepris une série de

## **CHAPITRE I : DECHETS**

démarches afin de réconcilier l'industrie et l'environnement en mettant les moyens matériels, financiers et humains afin de sensibiliser les entreprises pour intégrer les préoccupations environnementales parmi leurs objectifs.

La récente loi 01-19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets constitue à cet égard le point de départ et la référence de cette nouvelle stratégie. Le Programme National pour la Gestion Intégrée des Déchets Ménagers et Assimilés (PROGDEM) élaboré par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE) constitue quand à lui le prolongement de cette loi et le cadre de sa mise en œuvre (RNE, 2003).

Devant cette situation, une stratégie nationale a été adoptée par le gouvernement. Comme instrument de base pour la définition et le suivi de cette nouvelle politique environnementale, l'Algérie a alors élaboré en 2002 un Plan National d'Actions pour l'Environnement et le Développement Durable (PNAE-DD). Le PNAE-DD propose une vision du futur qui engage l'Algérie à investir dans un développement écologiquement durable. L'amélioration de la santé publique et de la qualité de vie du citoyen constitue un objectif central du PNAE-DD. Dans ce contexte, la mise en place d'une gestion saine et intégrée des déchets constitue une priorité et une urgence.

### **I.8. Cadre institutionnel**

Le ministère de l'aménagement de territoire et de l'environnement (MATE) crée en 2000, est l'institution centrale dans le domaine de l'environnement, il est chargé de la mise en œuvre d'une politique moderne de développement durable d'un côté, de l'autre, il doit élaborer et mettre en place un plan national de gestion intégrée des déchets afin de composer un ensemble d'actions et de mesures qui visent notamment à :

- Une réduction de la quantité de déchets ;
- Une gestion économique et environnementale saine des déchets ;
- Permettre une gestion globale et intégrée du secteur des déchets solides ;
- Rechercher une répartition optimale entre les secteurs public et privé visant l'efficacité maximale et en préservant l'équilibre sociale du secteur ;
- Décentraliser l'autorité et la responsabilité vers le plus bas niveau susceptible de les assumer.

Au niveau des wilayas, l'état a créé des services décentralisés chargés de l'environnement :

**A.** Les inspections régionales de l'environnement

**B.** Les Directions de l'environnement de wilaya (DEW)

**C.** L'observatoire national de l'environnement et de développement durable (ONEDD)

## CHAPITRE I : DECHETS

D. Le conservatoire national des formations à l'environnement (CNFE)

E. L'agence nationale des déchets (AND)

### **I.9. Fiscalité environnementale**

Pour mettre en application le corpus juridique encadrant la protection de l'environnement, les pouvoirs publics ont utilisé l'instrument fiscal pour orienter et sanctionner les comportements portant atteinte de façon générale à l'environnement. A ce titre, des taxes ont été instituées, le plus souvent par des lois de finances, avec pour vocation d'inciter à la limitation ou la réduction de la pollution ou pour couvrir des coûts de gestion ou d'investissement. Elles présentent une forme de corrélation ou d'indexation par rapport à chacune des activités polluantes considérées et elles tiennent compte à la fois de la nature et de l'importance de l'activité et des quantités de pollution générées, La loi de finances de 2002 a instauré toute une série de taxes liées à l'environnement. Selon le décret exécutif n° 93-68 relatif aux modalités d'application la Taxe sur les activités polluantes ou dangereuses pour l'environnement est abrogé par le Décret exécutif n° 09-336 relatif à la Taxe sur les activités polluantes ou dangereuses pour l'environnement.

### **I.10. Techniques de traitement des déchets en Algérie**

Deux importantes techniques sont utilisées en Algérie pour le traitement et l'élimination des déchets :

- Enfouissement techniques pour la majorité des déchets.
- L'incinération pour les déchets de soins.

#### **I.10.1. Enfouissement**

Il se pratique dans une décharge contrôlée et consiste à recouvrir périodiquement les déchets par une couche de terre pour limiter la prolifération des insectes et rongeurs, ainsi que les mauvaises odeurs [6]. On dénombre actuellement en Algérie 124 CET de différentes classes (tableau I.5).

**Tableau 1.5.** Les catégories de décharges avec les déchets correspondants.

Catégories de sites	Nature des sols	Déchets admissibles
Classe 1	Imperméable	Certains types de déchets spéciaux et dangereux (déchets médicaux).
Classe 2	Semi imperméable	Déchets ménagers et assimilable aux ordures ménagères
Classe 3	Perméable	Déchets inertes : gravats déblais etc

## **CHAPITRE I : DECHETS**

Les CET présentent plusieurs inconvénients, notamment celui d'occuper des espaces importants pour les quantités de déchets générés, produisent le lixiviat qui suite à son infiltration dans le sol pollue la qualité microbiologique et chimique des ressources en eau. Après quelques années d'enfouissement, la production annuelle de biogaz est de 10 à 20 m<sup>3</sup> par tonne enfouie, ce gaz est composé essentiellement de méthane, mais aussi de dioxyde de carbone, d'hydrogène sulfureux et de mercaptans, ces gaz ont des conséquences sur le réchauffement climatique et enfin ils constituent une nuisance olfactive pour les riverains par le rejet des odeurs nauséabondes.

### **I.10.2.Incinération**

C'est une technologie adoptée depuis 30ans dans les pays industrialisés et elle reste la plus utilisée aujourd'hui avec des techniques plus avancées et des normes de rejets très strictes, mais en Algérie elle n'est pas très développée. Cette technique réduit les volumes de déchets par combustion mais en parallèle génère des sous-produits toxiques, elle est utilisée en Algérie principalement pour les déchets hospitaliers.

## **CONCLUSION**

Nous, nous sommes intéressés au cours de ce chapitre à estimer la production des déchets industriels en Algérie ainsi que leurs répartitions à travers le territoire nationale, le mode de gestion des déchets de soins qui nécessite une attention particulière vu leur impact sur la santé et l'environnement, la création d'organismes d'Etat pour la réglementation de la gestion des déchets, mais il reste à ce jour que la politique adoptée en Algérie sur la gestion des déchets n'a pas d'orientations bien spécifiques et hésite sur la technique à adopter alors que les déchets ne cessent d'augmenter et les déchets dangereux restent toujours stockés sur les sites industriels.

**Introduction**

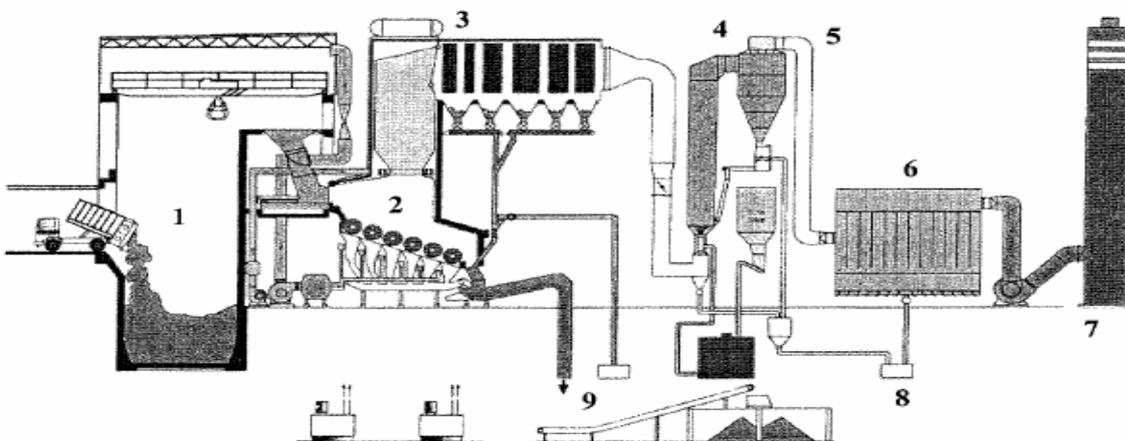
Avec l'augmentation substantielle de la production de déchets, l'incinération est devenue l'une des technologies les plus importantes d'élimination des déchets qui est développé par un grand nombre de pays [21]. Cependant, ce procédé est également connu pour générer des émissions toxiques considérables [22] , des substances nocives telles que les gaz acides, les cendres, les métaux lourds et les composés organiques chlorés. de type dioxine ; Ce chapitre présente le mode d'incinération ainsi que la particularité des déchets de soins , les paramètres importants à respecter pour réussir son incinération , les polluants liquides , gazeux et solides pouvant être générés , leurs impact sur la santé et l'environnement ainsi que les modes de traitement des vapeurs et des fumées .

**II . Généralités sur l'incinération**

**II .1. Description d'un incinérateur type**

L'incinération est un mode de traitement des déchets qui consiste à les brûler à haute température (entre 850°C et 1000°C). Elle est également appelée traitement thermique. Elle se différencie selon qu'il y ait ou non, lors de la combustion, récupération d'énergie. Elle doit être assortie d'un traitement performant des fumées. L'incinération permet une réduction de 70 % de la masse des déchets entrants et de 90 % du volume [23] .

La plupart des incinérateurs sont conçues selon le même modèle, mais comporte quelques variantes dans les systèmes de filtration et/ou de dépollution. La figure [II.1] présente les différentes parties d'un incinérateur moderne équipé de plusieurs étages de dépollution des effluents gazeux. [24].



**Figure II. 1.** Schéma d'un incinérateur [24]

Les différentes parties de l'incinérateur présentées sur la figure [II.1] sont :

1. Réservoir à déchets,
2. Four,
3. Chaudière (récupération d'énergie),
4. Injection d'adsorbants (et cyclone),
5. Ajout de carbone activé,
6. Filtres à manches,
7. Cheminée,
8. Traitement des cendres volantes,
9. Traitement des mâchefers.

Cette combustion globale génère des sous produits sous forme solides ou gaz:

- Solides : (Mâchefers et cendres) majoritairement minérales.
- Gaz : On regroupe sous l'appellation « fumée », l'ensemble des gaz et des poussières en suspension à la sortie du four.

## II . 2. Paramètres à respecter et conditions de combustion

Une bonne combustion est régie par la « règle des trois T » qui définit les paramètres

Essentiels suivants :

- Température. Il est généralement admis que la température de combustion est de 850 °C au plus
- Temps de séjour. Pour les solides, se sont la taille du four (diamètre, longueur) et sa vitesse de rotation qui définissent le temps de séjour, dépassant généralement une heure. Il est de 2 secondes dans le post combustion, c'est le temps durant lequel les gaz sont maintenus à une température élevée.

En pratique, le temps de séjour moyen est déterminé par la relation :

$$\text{Temps de séjour} = V/Q$$

Où :

- Q : le débit en volume de gaz produit par la charge incinérée.

- V : le volume de la chambre de combustion.

- Turbulence.

Une turbulence dans la chambre de combustion est également nécessaire pour mélanger l'air et le carburant supplémentaire et la turbulence est recommandée avec un nombre de Reynolds à plus de 10.000 [25]. La turbulence permet le mélange intime des combustibles et de l'air comburant, tout en évitant les imbrûlés. La réglementation impose que les gaz de combustion soient portés à au moins 6% d'oxygène. Ces gaz ne doivent pas contenir plus de 100 mg /N m<sup>3</sup> de monoxyde de carbone (CO). Les mâchefers en sortie de four ne doivent pas receler plus de 5% d'imbrûlés.

**Tableau II.1.** Paramètres nécessaires à une bonne combustion

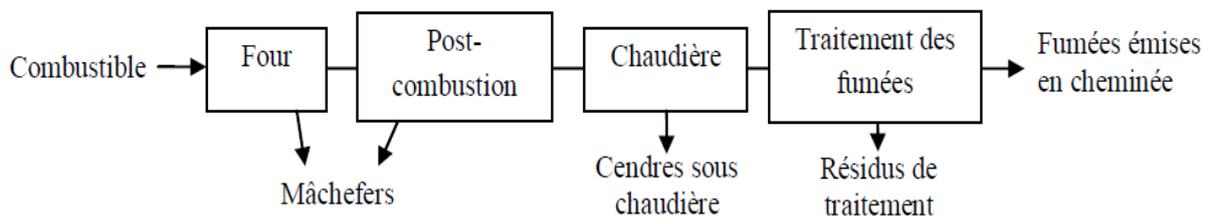
Température	<ul style="list-style-type: none"> <li>• En général, de l'ordre de 850 °C à 900 °C. La plupart des équilibres thermodynamiques de la combustion sont favorisées par la température.</li> <li>• &lt; 1200 °C : c'est à partir de cette température que certaines substances minérales se ramollissent et forment des cendres dites collantes.</li> <li>• &gt; 1200 °C : combustion de certains déchets difficilement auto combustibles, notamment les polychlorobiphényles, les phénols, etc.</li> </ul>
Temps de séjour	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Calculé pour permettre la combustion complète des déchets. Le temps de séjour moyen est déterminé par la relation <math>T = V/Q</math> avec Q le débit en volume de gaz produit par la charge incinérée et V le volume de la chambre de combustion.</li> <li>• Varie de 1/2 heure à 3 heures pour les déchets solides (60 minutes en moyenne).</li> <li>• Pour les déchets liquides, fonction de la qualité de la pulvérisation (quelques secondes).</li> </ul>
Turbulence	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Permet de maintenir l'homogénéité du mélange gazeux par un mélange intime des combustibles et de l'air comburant.</li> <li>• Permet d'éviter la présence de zones froides qui diminueraient les vitesses de réaction.</li> <li>• Elle peut être réalisée :             <ul style="list-style-type: none"> <li>=&gt; soit directement dans les brûleurs par injection d'effluents, (la viscosité du produit doit permettre une bonne atomisation et par la suite un mélange rapide avec l'air comburant soufflé à grande vitesse),</li> <li>=&gt; soit dans les fours grâce à des aménagements divers (inversion de parcours des fumées, dispositions judicieuses d'injections d'air et de produits).</li> </ul> </li> </ul>

Outre le principe "3T", une usine d'incinération moderne doit également répondre aux exigences de l'oxygène par rapport à la quantité de déchets. Le manque d'oxygène peut conduire à la combustion incomplète des déchets; tandis qu'un excès d'oxygène peut favoriser la formation de PCDD / F.

Cette combustion (figure II.2) globale génère des cendres majoritairement minérales, ainsi

que des gaz de combustion. On regroupe sous l'appellation « fumée », l'ensemble des gaz et des poussières en suspension à la sortie du four. Ces fumées sont principalement composées :

- de constituant de l'air :  $N_2$ ,  $O_2$ ...
- de gaz de combustion « classiques » :  $CO_2$ ,  $H_2O$  ;
- de polluants gazeux qui peuvent être fonction de la composition du combustible :  
 $CO$ ,  $NO$ ,  $NO_2$ ,  $SO_2$ ,  $HCl$ ,  $HF$ , métaux volatils, PCDD/F...
- de particules : suies, combustible imbrûlé, cendres volantes, particules issues de la condensation homogène ou hétérogène d'espèces volatiles ou semi-volatiles (PCDD/F).



**Figure II.2.** Schéma global des polluants générés

### II.3. Sous-produits issus de l'incinération

L'incinération ne fait pas disparaître les déchets, elle les transforme en :

#### I.3.1. Effluents gazeux

Les fumées produites par l'incinération contiennent un grand nombre d'espèces gazeuses. Classiquement, les produits d'une réaction complète de combustion sont le dioxyde de carbone et l'eau. Cependant, ces conditions idéales ne peuvent pas être rencontrées dans le cas de l'incinération des déchets et la combustion conduit aussi à la formation de monoxyde de carbone et d'autres composés organiques volatils. De plus, à la sortie de la chaudière, la totalité des gaz acides n'a pas été neutralisée et les métaux les plus volatils sont encore en phase vapeur.

#### II.3.2. Résidus liquides

Dans une usine d'incinération, l'eau est utilisée pour l'extinction et le refroidissement des mâchefers, et peut éventuellement intervenir dans le dispositif de traitement des fumées. Approximativement 0,3 à 0,8 m<sup>3</sup> d'eau sont nécessaires à l'extinction des mâchefers d'une tonne de déchets. L'étude réalisée par [26] sur un incinérateur allemand, indique que cette eau présente un caractère basique, et des concentrations en métaux lourds acceptables. L'eau provenant du système de lavage des fumées a des caractéristiques tout à fait

différentes et doit donc faire l'objet d'un traitement avant d'être rejetée.

### **II.3.3. Résidus solides**

#### **➤ Cendres**

Fines particules solides de poussière et de suie émises dans l'air lorsqu'un combustible est brûlé. Elles constituent le sous-produit le plus toxique et représente 3% de la masse des déchets entrants dans l'incinérateur.

#### **➤ Mâchefers**

Les mâchefers sont les résidus solides récupérés à la base du four de combustion. Ils correspondent en tonnage au tiers des déchets brûlés. Ils se présentent sous forme d'un magma cendreau grisâtre, friable et hétérogène, contenant de nombreux déchets métalliques, des résidus minéraux incombustibles et des imbrûlés résultant de la combustion imparfaite de certains constituants peu combustibles ou trop chargés en eau lors de leur introduction dans le four. Les mâchefers contiennent une proportion considérable de charbon non brûlé et d'autres impuretés.

## **II .4. Traitement des vapeurs et des fumées**

Il existe deux modes de traitements : physique et chimique.

### **II .4.1 Traitement physique**

Trois systèmes de dépoussiérage des fumées sont utilisés : les cyclones, les filtres électrostatiques et les filtres à manches.

La formation des PCDD/Fs pouvant s'opérer dans ces systèmes de filtration, il est donc important de connaître les gammes de température et de temps de séjour typiques dans ces installations.

Auparavant, les installations comportaient des filtres électrostatiques piégeant les particules sensibles (métaux lourds autres que le plomb et le mercure sublimés à basse température) à l'électricité statique. Le principe de fonctionnement du filtre électrostatique repose sur les phénomènes physiques de précipitation électrostatique. La température de fonctionnement est généralement de l'ordre de 200 à 350°C [27] pour des temps de séjour maximum des cendres volantes de deux heures. Les particules sont chargées électriquement par des décharges électriques [28] et sont attirées vers des plaques chargées positivement. Actuellement des filtres à manches sont plus souvent utilisés, le filtre à manche est constitué de rangées de manches filtrantes en feutre ou en tissu suspendues dans un caisson. Le gaz pollué traverse les manches et les poussières sont retenues en formant une couche à la surface de la manche. La

collecte des poussières se fait périodiquement par soufflage d'air comprimé. La température peut varier de 125 à plus de 260°C [27] et le temps de séjour des cendres volantes peut atteindre 30 minutes [29].

Dans le cas du cyclone, les températures peuvent atteindre 300°C [28]. Le gaz pollué est soumis à un mouvement de rotation et sous l'effet de la force centrifuge, les particules se dirigent vers les parois du cyclone où elles s'agglomèrent et sont transportées sous l'effet de leur masse dans une trémie.

### **II .4.2. Traitement chimique**

Il convient pour cela d'injecter des réactifs dans la fumée (chaux spongiacale ou bicarbonate de sodium pour les acides, et charbon actifs pour les dioxines et furanes) en amont du filtre à manches. Le filtre à manche permet de récupérer les réactifs en proportion stœchiométrique et les sels de réaction. Cette technologie permet de ne pas utiliser d'eau, de ne pas produire d'effluents liquides, et de limiter le panache de vapeur d'eau en sortie de cheminée.

### **II. 5. Incinération des déchets de soins**

Les déchets de soins constituent un des flux de déchets qui doit être traité avec une priorité particulière en raison de son potentiel impact négatif sur la santé publique et sur l'environnement.

L'incinération des déchets hospitaliers non seulement dégage des gaz toxiques (CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, etc.) dans l'atmosphère, mais laisse aussi un matériau solide comme résidu dont le niveau de composés en métaux lourds, sels inorganiques et organiques très élevés dans l'environnement [30]. Les Mâchefers et les cendres sont des sous-produits de l'incinération qui sont concentrés en métaux lourds. La Combustion à haute température évapore certains métaux toxiques à partir de déchets des batteries, des peintures et certaines matières plastiques. Les particules métalliques minuscules en suspension dans l'air augmentent les risques des maladies liées à l'inhalation [31]. Le groupe environnemental de Greenpeace a détecté une forte concentration de métaux lourds toxiques dans les cendres d'un incinérateur de l'hôpital et a révélé que le public est exposé à des polluants dangereux des incinérateurs dans de nombreux pays du monde.

### II.6. Avantages de l'incinération

- Traitement adapté à toutes sortes de déchets (dangereux et non dangereux, solides et liquides) contrairement aux autres modes de valorisation (traitement biologique par exemple).
- Diminue fortement le volume des déchets (90 % de réduction environ) et leur masse (70% environ).
- L'incinération permet de tirer le meilleur parti du contenu énergétique des déchets en produisant de la chaleur susceptible d'alimenter un réseau de chaleur urbain et/ou d'être transformée en électricité.
- L'incinération contribue à minimiser les consommations de ressources énergétiques et certains impacts environnementaux tels que l'effet de serre du fait notamment de la valorisation énergétique. L'incinération émet moins de gaz à effet de serre que le stockage, qui a inévitablement des fuites de méthane (puissant gaz à effet de serre) issu de la dégradation des déchets organiques.
- Selon les équipements mis en place, l'incinération permet de récupérer les métaux ferreux et non ferreux (contenu initialement dans les déchets) et de les traiter ou les valoriser.

### II.7. Impacts de l'incinération sur la santé et l'environnement

Les déchets et leur gestion présentent un problème environnemental important. Le traitement thermique des déchets peut par conséquent être vu comme une réponse aux menaces sur l'environnement posées par des flux de déchets mal ou non gérés.

Ainsi, si l'incinération fait disparaître les déchets, la matière n'est pas pour autant détruite elle a juste changé de forme, ce qui peut être parfois beaucoup plus toxique que les matériaux initiaux. En effet, les déchets contiennent divers matériaux naturels ou synthétiques organiques (papier, plastiques, textiles, déchets de cuisine ou fermentescibles, déchets de jardin et autres) et inorganiques (verre, métaux et divers autres composants). Chacun de ces différents composants contient une quantité de *métaux lourds* qui est toxique à certaines concentrations tels que le plomb, le cadmium, le chrome, le mercure et le nickel. En dehors des métaux lourds, le processus d'incinération est accompagné des rejets d'une grande variété de polluants dans les cendres volantes et les mâchefers et dans les rejets gazeux (dioxines,

furanes, oxyde d'azote et de soufre, HCl, etc...) qui représentent un risque réel pour la santé publique et l'environnement.

Plusieurs études ont associé de nombreux problèmes de santé au fait de vivre à proximité d'un incinérateur ou de travailler dans une de ces installations. Parmi ces problèmes, on a pu répertorier des cancers (aussi bien chez les enfants que chez les adultes), des impacts nocifs sur le système respiratoire, cardiaques, des perturbations du système immunitaire, des allergies amplifiées et des anomalies congénitales. D'autre part, l'incinération est à la source d'une part significative de la pollution de l'atmosphère en métaux toxiques et autres polluants organiques et minéraux.

## **II . 8. Description de l'incinération au niveau d'ECFERAL**

Les deux stations d'incinération d'ECFERAL où nous avons effectués nos travaux sont localisées ;

Dans l'agglomération d'El Harrach à 10 km de la périphérie d'Alger.

Dans l'agglomération de Si Mustapha situé à 11 Km de la ville de Boumerdes.

### **II.8.1. Description du four NAR 5000**

Les fours Nar 5000 est horizontal et Nar 3000 est à sole fixe constitués d'une enveloppe métallique renforcé par un revêtement interne de 150 mm qui a pour but de réduire les pertes calorifiques à l'extérieur.

Cet incinérateur comporte :

✓ Une partie centrale qui se compose d'une chambre de combustion principale équipée de deux brûleurs disposés latéralement inclinés vers le bas, d'un premier ventilateur assurant l'apport en air primaire dans le foyer, à travers des buses d'insufflation, situées au ras de la génératrice intérieure.

✓ Une chambre de post combustion équipée d'un brûleur et d'un ventilateur d'appoint, assurant l'apport de l'air secondaire qui est réparti uniformément par une série de tubulures d'insufflation disposées en surplomb dans l'enceinte de post combustion. Cette dernière se prolonge par une chambre verticale suivie d'une cheminée d'évacuation des fumées de même isolation thermique.

L'opération de l'enfournement est effectuée soit manuellement, soit par une trémie automatique. Pour les déchets solides et par pulvérisation pour les déchets liquides.

L'élimination des résidus (cendres et mâchefers d'incinération) est assurée manuellement par ouverture d'une trappe située à l'autre extrémité de la chambre de combustion.

#### **II.8.1.1. Capacité physique du foyer du four**

Le four est équipé d'un système d'alimentation en continu composé des parties suivantes :

- ✓ D'un skip de hauteur maximale de 4 m et de capacité de benne de chargement de 100 litres
- ✓ D'une trémie mécano soudée de capacité variable de 0,5 à 2 m<sup>3</sup>.
- ✓ D'un sas d'alimentation réalisé en tôle mécano soudé, avec revêtement réfractaire d'épaisseur de 150 mm.
- ✓ De deux cannes d'injection de débit de 100 à 400 l/h pour la pulvérisation des déchets liquides.

Compte tenu du volume libre du sas, le volume de déchets à chaque chargement ne peut excéder 200 litres soit 50 kg , limitant ainsi la capacité horaire optimale des chargement à 200 kg.

#### **II.8.1.2. Limitation thermique du foyer**

Le volume libre du foyer est de 3,73 m<sup>3</sup>. La charge thermique spécifique ne peut excéder 200 th/ m<sup>3</sup> de foyer pour éviter toute dégradation rapide du revêtement interne. La capacité thermique optimale du foyer ne pourra dépasser 750 th/h. Compte tenu des caractéristiques des divers déchets susceptibles d'être incinérés, la capacité horaire maximale de fonctionnement est de 280 kg/h.

#### **II.8.1.3. Post combustion**

En vue d'assurer l'oxydation complète des imbrûlés présents dans les gaz, l'usage requiert un temps de rétention des gaz de combustion de deux secondes au minimum à une température supérieure à 850 °C.

#### **II.8.1.4. Fonctionnalité du four**

Le four est destiné à traiter une charge évoluant entre 187 et 300 Kg/h selon les caractéristiques des déchets produisant de 8 à 22 Kg/h de mâchefer et cendres en moyenne , les capacités maximales de destruction de l'incinérateur NAR 5000 sont regroupées dans le tableau II.2.

**Tableau II.2.** Capacités maximales de destruction de l'incinérateur NAR 5000

Déchets	Siccité	MO / MS	PCI MO	Température d'incinération	Capacité Max
	%	%	Kcal /kg MO	°C	Kg /h
Industriels et Médicaments	77	95	5500	950	187
Hospitaliers	74	88	4500	1100	256

### II.8.2. Descriptif technique du système de lavage et de neutralisation des eaux de purge

Cet équipement est installé en aval des incinérateurs, il assure le traitement des gaz de combustion des déchets avant leur rejet à l'atmosphère.

Le laveur de fumées est un procédé de traitement de fumées dit « humide » permettant de capter : les poussières en phase humide par mouillage en milieu turbulent, les acides en phase humide par neutralisation au moyen d'un réactif, et quelques métaux lourds en phase humide par un lavage d'eau additionnée d'un réactif de neutralisation, s'il y a présence d'acides.

#### II.8.2.1. Caractéristiques techniques

Débit : 2080 Nm<sup>3</sup>/h

Température : 1000 °C

Teneur en poussières : 600mg/Nm<sup>3</sup>

Efficacité sur les poussières : 90% sur les particules à 5 micromètres.

Le système de lavage et de neutralisation des fumées « tubulaire » appartient à la famille des laveurs dits à « haute énergie ». Il consiste en un corps cylindrique.

Le laveur comporte :

- ✓ une section de pulvérisation,
- ✓ une section « turbulente » de lavage et de dépoussiérage,
- ✓ une section d'agglomération,
- ✓ une section de neutralisation,
- ✓ une section de dévésiculation.

### **II.9. Four NAR 3000 et adsorption au charbon actif (CA)**

L'incinérateur de si Mustapha (S2 Nar 3000 ) a été équipé d'une colonne à charbon actif , en plus du système de lavage , l'efficacité de l'adsorption sur charbon actif est généralement élevée, cette technologie a été largement utilisé dans les usines d'incinération des pays développés et a donné d'excellent résultats dans la diminution des polluants tel les PCDD /F et les BTEX selon des études des phénomènes d'adsorption sur charbon actif au cours de ces dernières années [32].

L'adsorption des composés organiques et de métaux lourds dans les gaz de fumées d'incinération par injection de sorbants solides dans les fumées ont été étudiés [5,7] et ont montré l'utilisation de différents absorbants tels que le charbon actif, la zéolite, la kaolinite, le calcaire, et l'oxyde d'aluminium [25,27]. Les résultats ont montré que le meilleur adsorbant pour les métaux lourds est le calcaire car il a fourni beaucoup de calcium qui réagit avec les chlorures métalliques.

L'adsorption sur charbon actif est une technologie simple et pratique, mais il ya encore quelques problèmes, tout d'abord, le charbon actif doit être injecté dans les gaz d'échappement refroidis pour éviter la synthèse de Novo [33]. D'autre part, ce procédé consomme une grande quantité de charbon actif, augmentant ainsi le coût de l'installation d'incinération. Pour résoudre ce problème, un système combiné d'un adsorbant et un régénérateur [34] doit être utilisé.

#### **Conclusion**

L'incinération est la technique la plus adaptée pour l'élimination des différents types de déchets puisqu'elle permet de réduire leurs volumes et leurs masses, cependant elle génère des polluants toxiques et dangereux sous forme de gaz et de résidus solides, mais si la technologie de l'incinération est maîtrisée en respectant les paramètres d'incinération avec des procédés de traitements des polluants efficaces et suivi d'un contrôle et surveillance des rejets pour atteindre les normes internationales , alors cette technique pourra être largement adopté en Algérie.

## **Introduction**

Ce chapitre est une étude bibliographique sur les polluants gazeux et solides issus de l'incinération : gazeux tels les NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, CO, Dioxines – Furanes, les COV type BTEX ainsi que les métaux lourds volatils ; Solide tels les mâchefers et les cendres.

### **III.1. Les polluants gazeux majoritaires**

Les fumées des incinérateurs sont composées des oxydes d'azote ou NO<sub>x</sub>, des gaz acides (HCl, HF, SO<sub>2</sub>) et des monoxydes de carbone CO, qui présentent un danger pour la santé et l'environnement. Quelques valeurs d'émissions de gaz (CO, SO<sub>2</sub>, HCl, NO<sub>x</sub>) ont été enregistrées sur un incinérateur en chine sont respectivement de 63 mg/m<sup>3</sup>, 9,3 mg/m<sup>3</sup>, 8,7 mg/m<sup>3</sup>, 91 mg/m<sup>3</sup> [35]. Des travaux ont prouvé [36] s'il ya défaillance sur l'un des paramètres suivants : températures de combustion adéquates, quantité et distribution de l'air de combustion, et optimisation du processus de mélange, la concentration de CO augmenterait. Les valeurs limites des émissions des polluants gazeux sont résumées dans les tableaux en Annexe 1 (Norme européenne) et Annexe 2 (Norme Algérienne).

### **III.2. Les COV type BTEX issus des incinérateurs**

Les procédés industriels produisent une part importante des émissions de COV, les usines d'incinérations ont leur part d'émissions suite à la combustion incomplète des déchets, rejetant ces gaz principalement sous forme de BTEX (Benzène, Toluène, Ethylbenzène et Xylènes), ces COV sont généralement les précurseurs des dioxines, mais il arrive de les retrouver à la sortie des gaz. Ce chapitre est une étude bibliographique sur les sources d'émission des COV, notamment les BTEX qui sont rejetés des incinérateurs, leur impact sur l'environnement et la santé ainsi que les problématiques analytiques liées aux BTEX.

Les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes) sont les hydrocarbures aromatiques monocycliques les plus présents dans l'atmosphère. Ils font partie des COV majoritairement émis par combustion incomplète du benzène dans l'essence constitue la source la plus importante depuis qu'il y remplace le plomb. L'éthylbenzène est principalement émis par le trafic automobile, mais aussi par l'industrie et les incinérateurs Dans les incinérateurs Le principe général, est de maintenir la température à environ 750° C

dans la chambre de combustion, à environ 0,5- 1 s, afin d'atteindre une oxydation complète des COV en CO<sub>2</sub> et H<sub>2</sub>O [37].

### III. 2. 1. Structure et propriétés physico-chimiques des BTEX

Le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les isomères méta-, para- et ortho-xylènes sont des composés chimiques de la famille des hydrocarbures monocycliques aromatiques constitués d'un noyau benzénique [38]. Leur structure est présentée dans la figure III. 1.

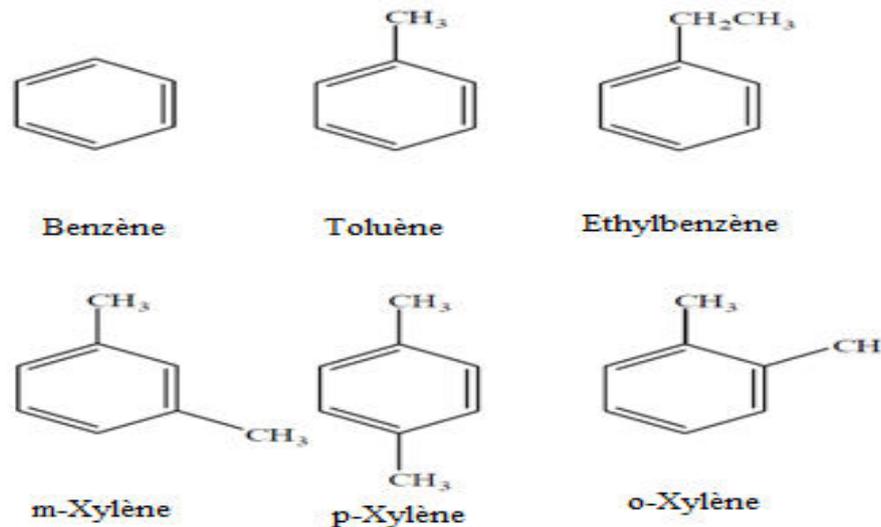


Figure III. 1. Structure des BTEX

### III. 2. 2. Réglementation du benzène

La directive cadre de l'Union Européenne 96/62/CE du 27 septembre 1996 relative à l'évaluation et à la gestion de la qualité de l'air a défini, pour la première fois, des principes de base permettant de fixer des objectifs concernant les concentrations en benzène dans l'air extérieur. Elle a été complétée par la directive fille 2000/69/CE du 16 novembre 2000, qui a fixé la valeur limite des concentrations en benzène à : 5 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle pour l'horizon 2010 avec une tolérance de dépassement de 1 µg/m<sup>3</sup> tous les ans à compter du 1er janvier 2006. En France, le décret (n° 98-360) du 6 mai 1998 et le décret (n° 2002-213) du 15 février 2002, transpositions respectives des deux directives européennes précédentes, fixent une objective qualité à atteindre de : 2 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle [39] en Annexe 3.

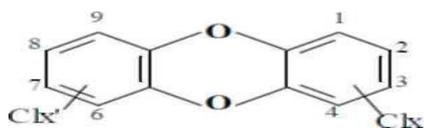
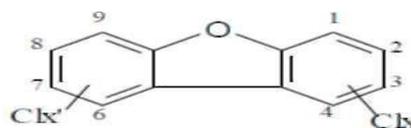
**Tableau III .1.** Teneurs maximales en benzène adoptées par certains pays.

Pays	Valeur limite	Objectif de qualité	Observation	Réf
France	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		Moyenne annuelle jusqu'à 2005 Puis dégressif de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ par an jusqu'à 2010	[40]
	5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		Moyenne annuelle à partir de 2010	[40]
		2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Moyenne annuelle	[39]
Allemagne	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		Moyenne annuelle à partir de 1998	[37]
Pays-Bas	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Moyenne annuelle	[41]
Union européenne	5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		Moyenne annuelle	[38]
Angleterre	5ppb (16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1 ppb (3,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Moyenne annuelle	[42]
Australie	5ppb (16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		Moyenne annuelle	[41]
OMS et USA	Pas de seuil limite mais des indicateurs des risques unitaires			

### III.3. Les Dioxines-Furanes

#### III.3.1. Généralités sur les dioxines-Furanes

Le terme générique de « dioxines » regroupe deux familles de molécules : les polychlorodibenzo- para-dioxines (PCDDs – figure III.2) et les polychlorodibenzofuranes (PCDFs – figure III.3). Les molécules de dioxines et furanes sont formées de deux cycles aromatiques pontés par un ou deux atomes d'oxygène et substitués par des atomes de chlore dont le nombre peut varier de 1 à 8.

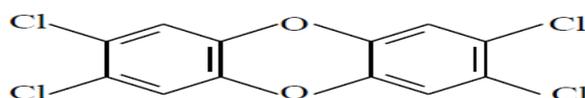

**Figure III.2 . PolyChloroDibenzoDioxines**

**Figure III.3. PolyChloroDibenzoFuranes**

Il existe donc, en fonction des positions et du nombre d'atomes de chlore, différents congénères soit 75 dioxines et 135 furanes dont la toxicité est très variable suivant la structure moléculaire. Leur répartition est détaillée dans le tableau III.2.

**Tableau III.2.** Répartition des congénères des PCDD/Fs en fonction du nombre d'atomes de chlore.

Nombre d'atomes de chlore	Nombre d'isomères de PCDDs	Nombre d'isomères de PCDFs
1	2	4
2	10	16
3	14	28
4	22	38
5	14	28
6	10	16
7	2	4
8	1	1
<b>Somme des isomères</b>	<b>75</b>	<b>135</b>

Parmi les 210 congénères de PCDD /Fs, seuls 17 sont toxiques, lorsque ces espèces sont chlorées en position 2, 3,7,8. Leur degré de toxicité est attribué par comparaison à la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (TCDD) (figure III.4), congénère considéré comme étant le plus toxique.


**Figure III.4.** Structure de 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine

Chacun de ces 17 congénères présente une toxicité différente. C'est la raison pour laquelle la concentration en PCDD/Fs n'est pas exprimée comme une simple somme des concentrations des 210 congénères mais comme une somme des concentrations des 17 congénères toxiques pondérées par un "facteur d'équivalence de toxicité" (TEF).

La charge toxique équivalente d'un échantillon est exprimée en masse « équivalent toxique » et plus couramment, en « gramme TEQ » (Toxic Equivalent Quantity, parfois noté I-TEQ). Cette charge toxique est calculée en additionnant les masses de chaque congénère toxique pondérées par le facteur TEF (Toxic Equivalent Factor, parfois noté I-TEF) correspondant. La concentration en PCDD/Fs se calcule donc de la façon suivante :

$$C \text{ (en ng TEQ / Nm}^3\text{)} = \sum_{i=1}^{17} C_i \text{ (en ng / Nm}^3\text{)} \times TEF_i$$

**EQ . V.1**

(TEQ sont les quantités équivalentes toxiques où le TCDD qui est le congénère le plus toxique, on lui attribue le coefficient (1) et (0) pour le congénère le moins toxique. Une valeur limite d'émission des PCDD/ Fs, dans les UIOM, est imposée à 0,1 ng TEQ/m<sup>3</sup> dans les fumées, par un arrêté en vigueur depuis décembre 2005. Cet arrêté reprend les valeurs fixées par les deux arrêtés de la Commission Européenne du 20/09/2002 portant sur l'incinération *des déchets dangereux et non dangereux (transcription de la directive 2000/76/CE)*. Les facteurs d'équivalence de toxicité (TEF) proposés par l'OMS (WHOICPS 2005) pour ces 17 congénères sont donnés dans Annexe 5.

La toxicité de ces divers composés est due au fait qu'ils sont coplanaires quand les atomes de chlore se trouvent en position 2, 3, 7, 8 ce qui leur donne une affinité pour certains récepteurs biologiques. Ils sont tous solides, avec des points d'ébullition et de fusion élevés, une très faible pression de vapeur conduisant à une pollution du sol. Le risque qu'ils présentent pour la santé publique, réside dans leur grande stabilité chimique qui en fait des composés persistants (durée de demi-vie de l'ordre de 10 ans) aussi bien dans l'environnement que dans les organismes. Leur très faible polarité leur confère une très faible solubilité dans l'eau (hydrophobie) et un fort caractère lipophile.

### **III.3.2. Production et émissions de dioxines lors de l'incinération des déchets**

Les dioxines sont produites à partir de l'incinérateur de déchets par deux mécanismes principaux: la formation de précurseurs et la formation par synthèse de novo. Cependant, les mécanismes de formation de dioxines dans le processus d'incinération sont si complexes [43].

### **III.3.3. Pollution à la dioxine**

Les dioxines proviennent essentiellement de combustions incomplètes. Certains procédés industriels comportant une étape de combustion (incinération de déchets, métallurgie, ...) peuvent donc être des émetteurs. Ils ont d'abord été trouvés dans les échantillons de cendres volantes par les Hollandais et les scientifiques suisses en 1977 et 1978 [44]. En 1982, une explosion à l'usine Icmesa de Seveso, en Italie [44] ou de grandes quantités de « dioxines » ont été libérées.

Des concentrations élevées en « dioxines » ont été trouvées dans des volailles et des oeufs dans plusieurs pays. La même année, aux Pays-Bas, une augmentation des concentrations en « dioxines » dans le lait a été détectée. Son origine a été trouvée dans une argile utilisée pour produire des aliments pour animaux. Deux années plus tard, des concentrations élevées

ont été détectées dans des aliments pour animaux, dont l'origine était de la graisse contaminée utilisée pour les produire.

En juillet 2007, la Commission européenne a émis une alerte sanitaire, après avoir découvert de fortes teneurs en dioxines dans un additif, la gomme de guar, utilisée en petite quantité comme épaississant pour la viande, les produits laitiers, les desserts ou la charcuterie. La gomme de guar, qui était importée d'Inde, était contaminée suite à l'utilisation d'un pesticide (le pentachlorophénol (PCP)) qui n'est plus utilisé et qui contenait des « dioxines ».

Fin 2008, l'Irlande a rappelé des quantités importantes de viande de porc et de produits dérivés, lorsque des quantités de dioxines jusqu'à 200 fois plus élevées que la limite autorisée ont été détectées dans des échantillons prélevés. L'alimentation des animaux était la cause de cette contamination [45].

### **III.3.4. Paramètres impliquant la formation des dioxines dans les incinérateurs**

Plusieurs paramètres sont impliqués et ont des impacts sur les niveaux d'émissions des PCDD / F, tels que la température [46], l'oxygène et la teneur en chlore [47], la nature et la composition des déchets [48] principalement la présence de chlore dans les déchets est jusqu'à aujourd'hui controversé par plusieurs chercheurs, il ya ceux qui ont publié qu'il n'y a pas de relation entre les émissions de dioxines et le contenu de déchets chlorés [49], d'autres ont publié que l'addition de composés chlorés augmente la production des PCDD/ F [50].

### **III.3.5. Contexte réglementaire**

Deux textes internationaux, visant à maîtriser, réduire et/ou éliminer ces substances : Le protocole d'Aarhus et La convention de Stockholm, L'Algérie est signataire de cette convention [51]. Selon la directive 2000/76/CE du Parlement Européen concernant l'incinération des déchets, différentes valeurs limites sont fixées. Le protocole sur les substances polluantes organiques persistantes signé par la Communauté Européenne fixe la valeur limite obligatoire pour les émissions de « dioxines » à  $0.1 \text{ ng TEQ/m}^3$  dans les fumées pour les installations où l'on incinère plus de trois tonnes de déchets municipaux solides par heure. Cette norme est de  $0.5 \text{ ng TEQ/m}^3$  pour les installations où l'on incinère plus d'une tonne de déchets d'origine médicale par heure. Enfin, elle est de  $0.2 \text{ ng TEQ/m}^3$  pour celles où l'on incinère plus d'une tonne de déchets dangereux par heure.

### III.3. 6. Mécanismes de formation des PCDD/Fs

Toutes les sources d'émissions de PCDD/Fs ont en commun la présence de chaleur, de carbone, d'oxygène et de chlore. A partir de ces conditions, ces molécules se forment selon trois voies [52]. Il existe trois sources possibles de PCDD/Fs : Voie homogène [53] et deux voies hétérogènes, ces dernières ont lieu dans lors du refroidissement des gaz dans une plage de température comprise entre 250°C et 450°C, avec un pic à 300°C.

**Voie hétérogène à partir de précurseurs gazeux** réagissant à la surface de cendres

Volantes ; **Voie hétérogène à partir du carbone imbrûlé** (carbone résiduel non organique de la cendre) (synthèse *de Novo*) contenu dans les cendres volantes avec différents gaz inorganiques [54]. La figure III.5. présente ces trois voies de formation de façon schématique.

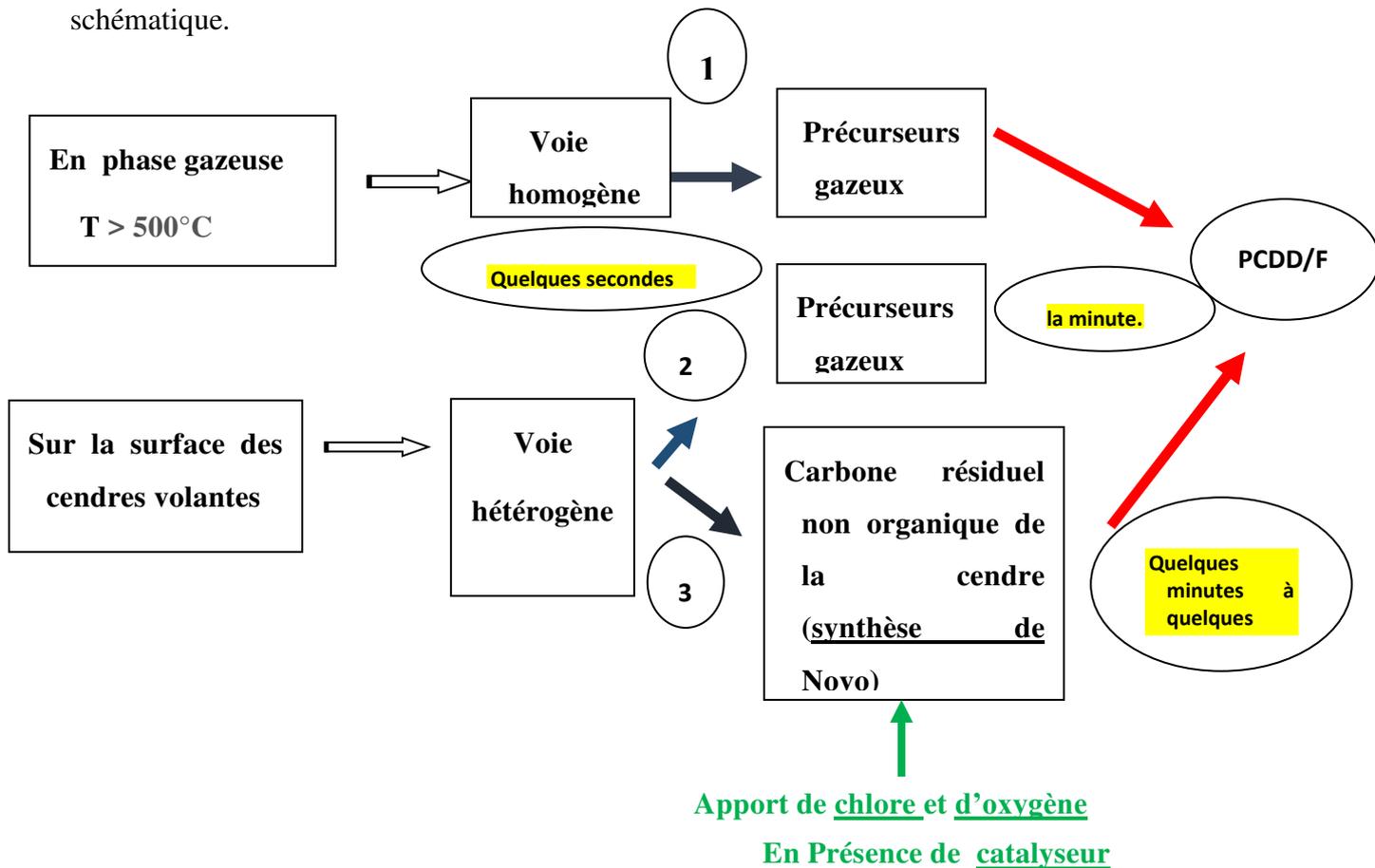


Figure III.5. Les trois voies de formation des PCDD/Fs

- 1: Voie homogène par précurseurs (phase gazeuse)
- 2: Voie hétérogène par précurseurs
- 3: Synthèse *de Novo* (synthèse hétérogène à partir de carbone imbrûlé)

### III.4. Les métaux lourds issus des incinérateurs

#### III.4.1. Généralités sur les ML

Les métaux lourds proviennent principalement de la combustion du charbon et du pétrole, de l'incinération des déchets [55] et de certains procédés industriels [56]. Les métaux lourds sont les principaux polluants émis par les incinérateurs [57-58].

Le plomb, le mercure, le cadmium, l'arsenic, le chrome, le cuivre, le nickel, le sélénium et le zinc sont les principaux métaux lourds émis dans l'atmosphère par les activités humaines. Ils se retrouvent généralement au niveau des particules (sauf le mercure qui est principalement gazeux). La généralisation de l'essence sans plomb a considérablement fait diminuer les concentrations de ce polluant.

La majorité des composés métalliques issue des incinérateurs sont volatilisés à haute température et se recondensent sur les particules, préférentiellement sur celles de faible diamètre. Ces particules fines échappent plus facilement aux différents systèmes de dépoussiérage, et sont transportées loin des sources émettrices et pénètrent profondément le système respiratoire (alvéoles pulmonaires) [59]. Dans l'ensemble l'incinérateur émettrait environ 2 tonnes d'autres métaux lourds par an dont certains comme le plomb, le chrome, nickel et l'arsenic ont des effets toxiques considérables. Des mesures sur un incinérateur de déchets médicaux en chine a donné des émissions en métaux lourds (tableau III.3), les métaux mesurés dans les gaz de combustion sont tous inférieurs aux limites d'émissions mais les concentrations de métaux lourds dans les cendres volantes dépassent les valeurs limites.

**Tableau III.3.** Emission des métaux lourds d'un incinérateur de déchets médicaux en chine [60].

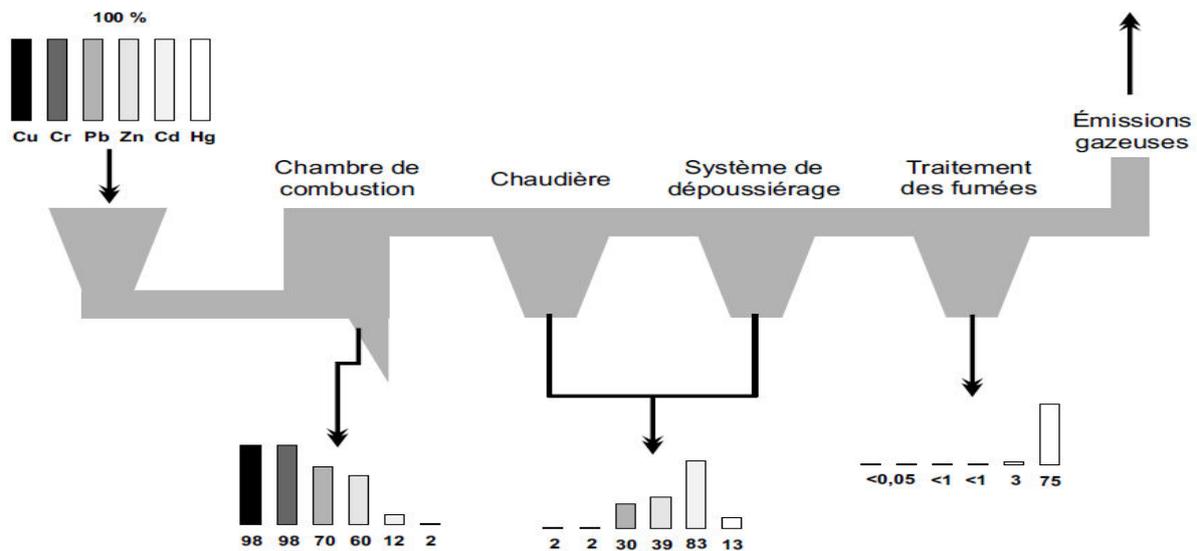
Métaux lourds	Mesure dans les fumées de gaz mg/m <sup>3</sup>	Mesure dans la cendre mg/Kg
Hg	0.012	80
Cd	ND	100
As	0.018	200
Ni	0.005	140
Pb	0.046	540
Cr	0.011	210
Cu	0.021	310

**III. 4. 2. Vaporisation des métaux lourds (ML)**

Les phénomènes de vaporisation des ML ont été largement étudiés dans le but de réduire les émissions toxiques dans l'environnement lors de multiples procédés industriels.

Lors de l'incinération des déchets, les ML ayant une tension de vapeur élevée et un faible point d'ébullition sont généralement retrouvés dans les cendres volantes et les gaz de cheminée, alors que les autres métaux sont retenus dans les mâchefers [61] :

- Cu , Cr et Fe ne sont que très peu vaporisés, ils restent dans les mâchefers (98 %) ;
- Pb, Zn et As sont partiellement vaporisés dans la chambre de combustion (30 à 40 %). Ils se condensent et se redéposent ensuite dans la chaudière et le système de dépolluissage.
- Cd est plus volatil que les quatre métaux précédents, il se vaporise à hauteur de 90 % dans la chambre de combustion et se condense pour se déposer essentiellement dans les poussières.
- Hg est très volatil et se retrouve majoritairement dans les fumées. (Tableau III.6)



**Figure III.6.** Distribution des métaux lourds dans les différents résidus et effluents

La répartition des ML est affectée par de multiples facteurs tels que la température de combustion, la composition des déchets, . . . Cependant, les émissions atmosphériques ne dépendent pas seulement des conditions de combustion mais également des réactions chimiques qui déterminent la distribution (i.e. la spéciation). Quelques réactions chimiques affectant la spéciation du plomb sont présentées ci-après [62] (figure III.7)





**Figure III.7.** Quelques réactions chimiques affectant la spéciation du plomb

Il ressort de l'étude bibliographique qu'outre la taille des particules à vaporiser et la température de traitement [63], la teneur en chlore est le principal facteur influençant la spéciation de nombreux métaux toxiques entre les vapeurs et les phases condensées.

### III.4. 3. Influence du chlore

Le chlore, potentiellement présent lors des procédés entraînant la vaporisation de ML, va jouer un rôle important sur la répartition de ces métaux entre les phases solides et gazeuses [64, 65]. En général, les chlorures métalliques ont tendance à avoir une plus grande volatilité que leurs oxydes respectifs.

les chlorures de plomb et de cadmium sont nettement plus volatils que leurs oxydes.

Chiang et al. et Wang et al. [66, 67] ont étudié l'effet du chlore sur l'émission de ML dans les procédés d'incinération de déchets. L'augmentation de la concentration de chlore entraîne un déplacement de la spéciation des ML vers les cendres volantes et les gaz de cheminée. Deux sources de chlore sont distinguées :

- Cl organique : obtenu à partir de PVC et/ou tetrachloroéthylène ( $\text{C}_2\text{Cl}_4$ ) ;
- Cl inorganique : obtenu à partir de NaCl.

Dans le cas du chlore organique, le Cl « libre » va réagir préférentiellement avec les atomes d'hydrogène provenant majoritairement des molécules d'eau pour former HCl, ce qui affecte la spéciation des ML en formant des chlorures métalliques avec les métaux présentant la plus forte affinité pour Cl. Les métaux ayant une moindre affinité pour le chlore forment seulement des oxydes.

Dans le cas du chlore inorganique, la formation de HCl est toujours majoritaire, puis le chlore « libre » restant réagit avec le sodium et le potassium qui présentent une meilleure affinité pour Cl que Pb, Cu et Zn. Les études relatives à la vaporisation des ML constatent toujours le même phénomène: le chlore favorise la formation de chlorures métalliques et contribue par conséquent à la vaporisation de ces métaux. En outre, la teneur en eau de l'atmosphère environnante reste un paramètre important car Cl réagit en premier lieu avec les hydrogènes pour former HCl, toutefois l'acide formé peut également réagir à son tour avec les ML.

Outre la formation de chlorures métalliques, la présence de Cl entraîne également une

diminution de la taille des particules vers des dimensions submicroniques [68–69]. Il a été montré que le chlore favorise la formation de particules submicroniques [70] :

dans le cas du plomb, l'addition de Cl conduit à un aérosol de plomb moins coagulé (moins « mature ») contenant une grande fraction de petites particules de diamètre inférieur à 0,1  $\mu\text{m}$  : le chlore retarde la condensation du métal.

### III.4.4. Contexte réglementaire

Les principales sources de métaux dans l'air sont des sources fixes. De nombreux éléments se trouvent à l'état de traces dans des particules atmosphériques provenant de combustions à haute température, de fusions métallurgiques, d'incinérateurs municipaux ou encore de véhicules [59]. L'arrêté du 2 février 1998, relatif aux rejets de toute nature des installations classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) soumises à autorisation, fixe un certain nombre de seuils à ne pas dépasser quant à l'émission de métaux lourds dans l'environnement.

Cet arrêté ne concerne pas les installations de traitement des déchets mais s'applique à la majorité des producteurs de déchets. Les valeurs limites des émissions atmosphériques (prélèvement réalisé sur une durée voisine d'une demi-heure) (selon l'arrêté du 20 /09/ 2002) (Annexe 4) et dans le journal officiel (Annexe 2).

## III.5. Les résidus solides

### III.5.1. Généralités sur les cendres et les mâchefers

La combustion des déchets dans les incinérateurs produit des quantités de résidus solides toxiques [36] qui représentent 20 à 35 % du poids des déchets. La toxicité de ces résidus dépend de la nature du déchet et de la technologie adoptée lors de l'incinération. Ces résidus, selon leur éventuelle toxicité vont être soit acheminés vers les CET ou peuvent être valorisés dans divers domaines.

En Algérie, ces cendres et mâchefers sont stockés sur les sites industriels ou évacués vers des sites d'enfouissement techniques et n'ont jamais fait l'objet d'une quelconque étude afin d'évaluer leur danger ou leurs éventuelles possibilités de valorisation, alors que beaucoup de pays ont déjà fait des études complètes sur leurs résidus industriels issus des usines d'incinération tel le Portugal [71], l'Espagne, l'Italie, les Pays-Bas [72], la Grèce [73], la Turquie [74] Angleterre [75], la Russie [76], la Chine [77] aux États-Unis [78] et en Argentine [79]. Il a été constaté que les propriétés chimiques [80], physiques et microstructurale [81], minéralogique [82] de ce résidu sont variables et dépendent du type de déchets incinérés, de la technologie d'incinération adoptée [83] et des conditions de

combustion et de traitement des gaz de combustion. Bien que des traces de métaux sont présents comme relativement en petites fractions sur ces résidus, elles ont des conséquences négatives en raison de leur accumulation cumulatif, une longue durée de vie et sont considérés comme toxiques pour les humains, les plantes et les animaux. Ces métaux lourds contenus dans ces résidus peuvent lessiver et contaminer la surface du sol et des eaux souterraines [84], leur étude est devenue importante pour la protection de l'environnement [85].

Le produit résultant de cette oxydation est principalement composé de (mâchefer) et des cendres ou encore cendre volante (figure III.8). Les quantités produites sont très importantes : une (01) tonne de déchets incinérés génère 275 à 300 kg de mâchefers, 2 à 5 kg de cendres, soit pour un peu plus de 10 millions de tonnes incinérées, environ 3 millions de tonnes de mâchefers. Les cendres volantes qui proviennent principalement de l'épuration des gaz de combustion dépassent cependant presque toujours les normes de lixiviation.

Donc, techniquement les cendres volantes sont des déchets dangereux. D'autre part Les mâchefers sont des produits constitués d'une matrice principalement minérale et est encore réactif à la sortie de l'incinérateur. Il peut évoluer à la suite de réactions entre ses différents constituants ou par simple contact avec le milieu environnant (sol, air, eau...). Ce sont des déchets toxiques.

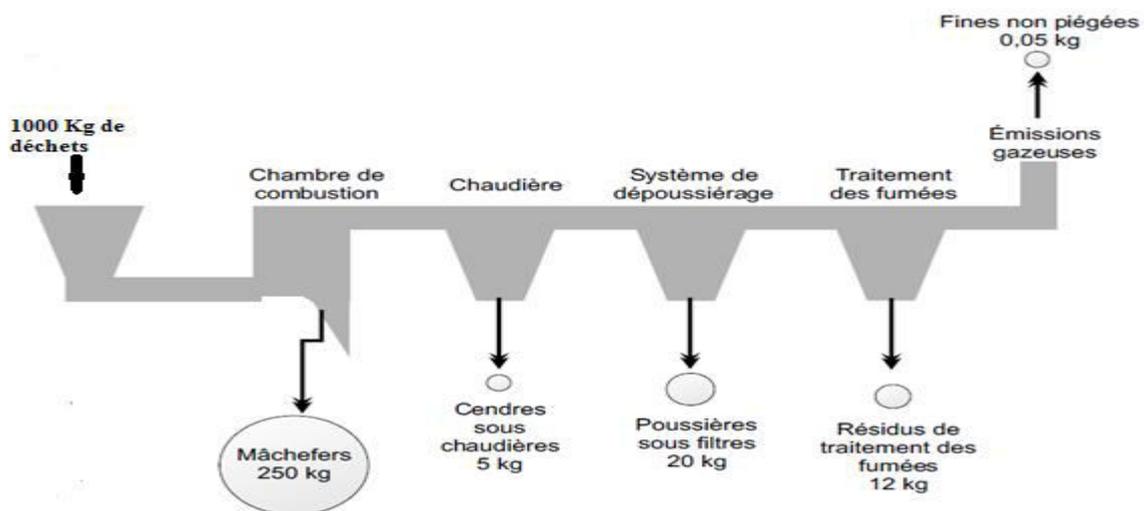


Figure III.8. Bilan global des matières solides dans un incinérateur

### III.5.2. Répartition des polluants dans les résidus

L'incinération des déchets induit la concentration des métaux polluants dans les résidus finaux. Les composés minéraux ou métalliques présents dans les déchets, vont se répartir entre les cendres, mâchefers et les fumées en fonction : De la température de combustion, du mode de traitement des fumées, de la composition des déchets et des propriétés physico-chimiques de ces éléments toxiques et notamment leur température de fusion et de vaporisation.

On peut considérer deux catégories de métaux selon leurs propriétés (température d'ébullition et de tension de vapeur) et l'influence des processus auxquels ils sont soumis.

Les substances volatiles seront plus concentrées dans les cendres, et les éléments peu volatils seront présents dans les mâchefers, Le mercure, par exemple, sera essentiellement présent sous forme gazeuse dans les fumées. On peut considérer deux catégories de métaux selon leurs propriétés (température d'ébullition et de tension de vapeur) et l'influence des processus auxquels ils sont soumis.

- Dans le cas des métaux tels que l'aluminium, dont la formation d'oxyde est plus probable que celle de chlorure, ils ne subiront pas de volatilisation mais s'oxyderont en surface et fondront peut être. Ils ne pourront donc être transportés dans les fumées que sous forme solide. Ils seront en effet en faible proportion dans les cendres de dépoussiérages et présents majoritairement dans les mâchefers.
- La seconde est constituée entre autres, de dérivés du plomb, zinc, cuivre et argent dont les chlorures, généralement plus volatils, se forment plus facilement que les oxydes. Leur volatilisation dans le four est suivie par une recondensation plus ou moins complète. Ces métaux pourront donc être présents à la fois dans les cendres et dans les mâchefers.

Du fait d'une combustion incomplète, les résidus de l'incinération, peuvent également contenir des composés organiques, souvent toxiques. Les mâchefers présentent dans certains cas, des taux en imbrûlés relativement importants et les teneurs en carbone organique total, mesurées dans les lixiviats de mâchefers peuvent être élevées ; En ce qui concerne les polluants organiques dans les fumées, il peut y avoir recombinaison du carbone avec notamment du chlore et formation de produits de combustion incomplète.

Le chlore et le soufre se répartissent également entre cendre et mâchefer en fonction de leur volatilisation sous forme d'acide. Les cendres, résidus les plus toxiques, sont enfouis sécuritairement dans des centres d'enfouissement techniques de classe 1. Les MIOM, représentant des tonnages nettement plus importants (90 % des résidus solides) présentent un potentiel polluant moins élevé. L'évaluation de la toxicité des cendres et des mâchefers est estimée par un ensemble de tests.

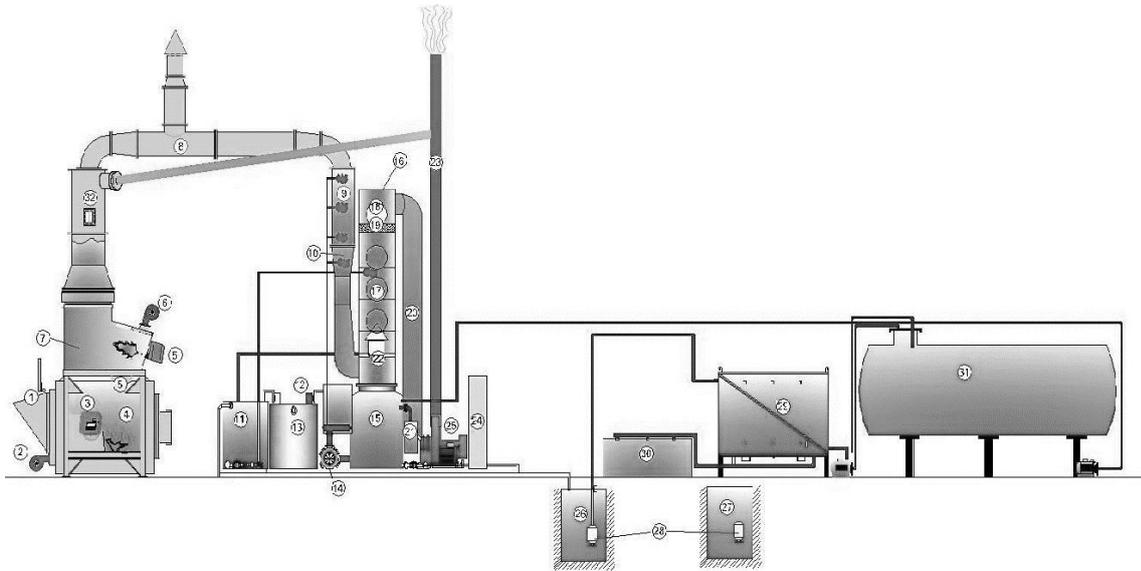
### **Introduction**

Dans ce chapitre relatif au protocole expérimental, nous présentons le matériel et les matériaux utilisés pour effectuer notre recherche à savoir les incinérateurs, ainsi que les déchets de soins que nous avons incinérés (déchets de médicaments périmés et les déchets d'activités de soins à risque infectieux (DASRI)), les différents sites étudiés, les modes de prélèvements actifs des polluants gazeux ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{COV}$  (BTEX)) et les POP (PCDD, PCDF) et des résidus solides (mâchefers et cendres) ainsi que les métaux lourds (dans les gaz de combustion ou sur les cendres ou mâchefers) et enfin les techniques d'échantillonnages, d'extractions et d'analyses utilisées pour la quantification et la caractérisation de chacun de ces polluants.

### **IV.1. Matériaux et matériels utilisés**

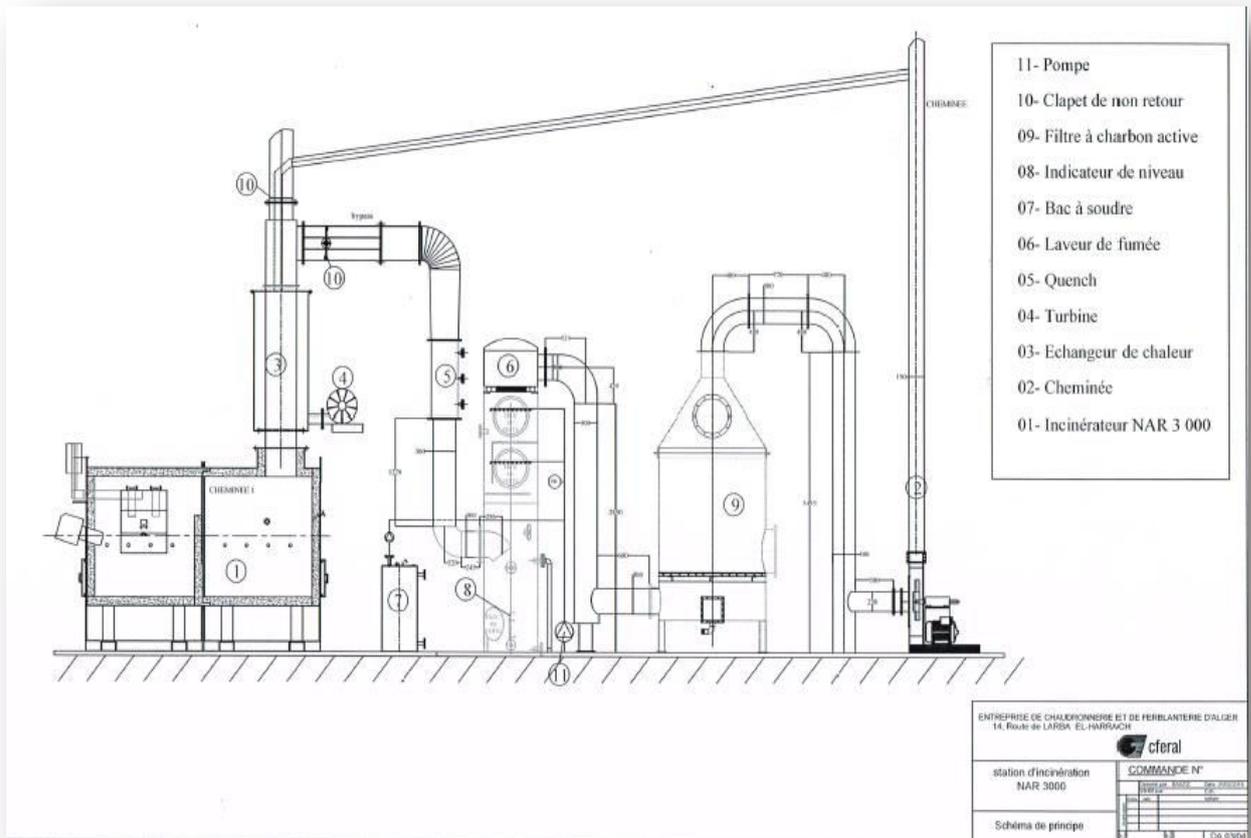
#### **IV.1.1. Matériels utilisés : Incinérateurs des déchets (pharmaceutiques et DASRI) de l'entreprise d'incinération ECFERAL**

L'incinération des différents déchets (pharmaceutiques et des DASRI) ont été effectués au niveau des stations de l'entreprise ECFERAL d'abord la station pilote d'El Harrach sur l'incinérateur (S1 Nar 5000) (figure IV.1.) équipé d'un laveur et ensuite au niveau de la station de SI MUSTAPHA à partir d'un autre incinérateur (S2 Nar 3000) (figure IV.2.) équipé d'un laveur et d'une colonne de traitement à charbon actif (Figure y). Cette Station d'Incinération est soumise à la réglementation Algérienne relative aux installations classées : **Décret exécutif N° 7-144 du 19/05/07.**



**Figure IV.1.** Schéma de l'incinérateur S1 de déchets industriels, le modèle "Nar 5000".équipé d'un laveur.

- |  |   |
|--|---|
| 1- Le système de charge acide                              | 17 Plateaux d'absorption des gaz        |
| 2 -Ventilateur primaire                                    | 18 - Porte d'inspection                 |
| 3 - Brûleur chambre de combustion                          | 19 - Devisiculeur                       |
| 4 – Combustion   | 20 - Gaine de raccordement              |
| 5 - Brûleur de post combustion                             | 21 - Débordement                        |
| 6 - ventilateur d'air secondaire                           | 22 - chaleur chinoise                   |
| 7 - Chambre de post combustion                             | 23 - Cheminée                           |
| 8 - Junction équipé d'un registre de sécurité              | 24 - Panneau de commande                |
| 9 - Quench   | 25 - Ventilateur de tirage              |
| 10 -Venturi  | 26 - Pit d'évacuation des eaux de pluie |
| 11 -Réservoir de neutralisation de l'eau du de purge       | 27 - collection Fosse d'eau filtrée     |
| 12- Pompe doseuse  | 28- Pompe submersible                   |
| 13 - Réservoir solution aqueuse saturée de soude caustique | 29 – Décanteur de l'eau de purge        |
| 14 - Une pompe de circulation de la lave arrose            | 30 - Filtre à sable                     |
| 15-Réservoir d'eau de lavage                               | 31 -Réservoir d'eau                     |
| 16- Colonne à plateaux                                     | 32 L'échangeur de chaleur               |



**Figure IV.2.** Station d'incinération S2: Nar 3000 équipé d'un laveur et d'une colonne de charbon actif .

**IV. 1.2 Matériaux utilisés : Déchets incinérés**

Les périmées pharmaceutique sous différentes formes : solide , liquide et pâteux et les déchets d'activités de soins à risque infectieux (DASRI )incinères sont cité ci- dessous :

### IV.1.2. 1. Les périmées pharmaceutiques

Les déchets pharmaceutiques incinérés sont le Cyclo 3 , Pimag, Maltitol, Doliprane 500, Tefos. (Figure IV.3).



a. Cyclo 3 fort (comprimé): C3  
M



b.4.Pimag (ampoule) : P



c. Maltitol (poudre) :



d. Doliprane 500 : D



e. Tefos (pommade) : T

**Figure IV.3.** Les périmées pharmaceutiques incinérés

### IV.1.2. 2. Déchets d'activité de soin à risque infectieux : DASRI

Les DASRI sont des déchets produits par une activité de soins individuelle (patients) ou collective (professionnels et établissements de santé) qui présentent un risque infectieux et de contamination pour l'homme et l'environnement. Nous avons incinéré au cours de notre travail de recherche des déchets de DASRI issus de l'hôpital de Zmirli (Figure IV. 4).



**Figure IV.4.** Déchets d'activités de soins à risque infectieux

**IV.2. Protocole d'incinération**

On a incinéré les différents déchets (pharmaceutiques et DASRI) en utilisant ces deux 02 types d'incinérateurs afin d'évaluer les différents sortes de polluants gazeux et métaux lourds captés avec des traitements différents, le premier traitement au niveau de l'incinérateur Nar 5000 par simple lavage et neutralisation des gaz et le second sur l'incinérateur Nar 3000 par lavage et neutralisation des gaz couplée à une adsorption au charbon actif. (Tableau IV.1).

**Tableau IV.1.** Récapitulation des échantillonnages des différents polluants effectués suite à l'incinération des déchets suivant le mode de traitement des incinérateurs.

Déchets	Nar 5000				Nar 3000			
	Rejets	Métaux lourds	PCDD/F	BTEX	Rejets	Métaux lourds	PCDD/F	BTEX
Cyclo3		✘						
Pimag	✘	✘						
Maltitol	✘	✘	✘				✘	
Doliprane 500			✘	✘			✘	
Tefos			✘	✘			✘	
DASRI	✘	✘	✘	✘		✘	✘	

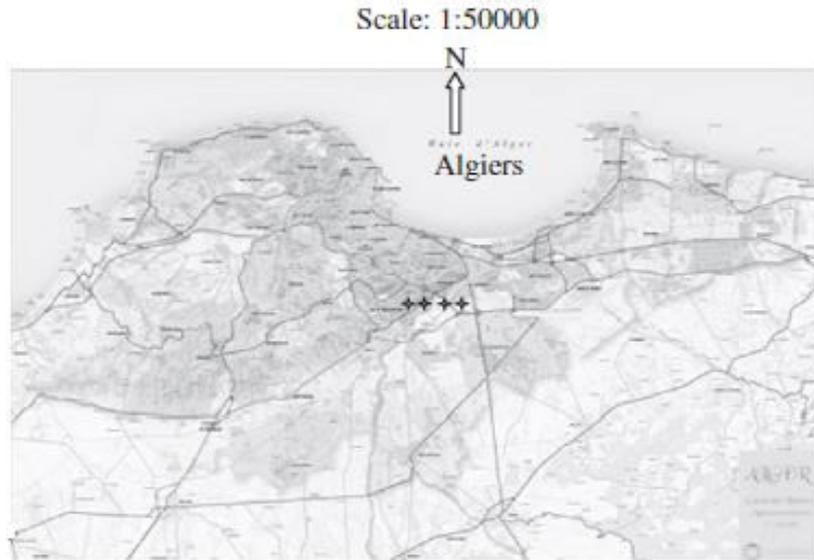
**IV. 3. Site de prélèvement**

Pour l'étude des polluants issus de l'activité d'incinération des déchets spéciaux (périmés pharmaceutiques et déchets d'activités de soins) , nous avons effectués des prélèvements au niveau de deux sites différents, suivant l'objectif fixé, ces sites de prélèvement sont

## CHAPITRE IV : PARTIE EXPERIMENTALE

directement influencés par les émissions des effluents gazeux issus de l'activité de traitement des déchets :

- Dans l'agglomération d'El Harrach à 10 km de la périphérie d'Alger (figure IV. 5).
- Dans l'agglomération de Si Mustapha situé à 22 Km de la ville de Boumerdes (figure. IV. 6).



**Figure IV. 5.** localisation du site sur la carte d'EL Harrach.



**Figure IV. 6.** Localisation de site de prélèvement sur la carte satellite de Si-Mustapha

### IV. 4. Échantillonnage et analyse des gaz

Pour quantifier chacun des polluants gazeux issus de l'incinération des déchets, des échantillonnages ont été prélevés et analysés sur des appareils de mesures adéquats.

#### IV. 4.1. Analyse in situ des gaz acides

L'analyse des gaz majoritaires ( $O_2$ ,  $CO_2$ ,  $NO_x$ ,  $CO$ ,  $SO_2$ ) se fait par un analyseur multi-gaz portatif, l'Horiba PG-250. Les gaz sont tout d'abord filtrés par la sonde de prélèvement M&C PSP4000H puis séchés par le système de conditionnement M&C PSS-5 N (figure VIII. 7 .B).



**Figure IV. 7.** Système d'analyse in situ des gaz majoritaires (Horiba)

A : Filtre M&C PSP4000H    B : Conditionneur M&C PSS-5    C : Analyseur PG 250

##### IV. 4.1.1. Conditionnement des gaz

L'analyseur est lui-même équipé d'un filtre et d'un assécheur mais de faibles capacités. Étant donnée la nature des fumées étudiées, il est nécessaire de piéger un maximum de particules et d'humidité avant l'arrivée des gaz dans le PG-250, et donc d'y associer d'autres modules asséchant et de filtration.

La sonde de prélèvement est constituée d'un tube en acier inoxydable de diamètre externe  $\frac{1}{4}$  de pouce (6,35 mm) permettant d'atteindre le point de prélèvement. Les gaz prélevés sont ensuite filtrés par la sonde de gaz PSP4000H chauffée à 150 °C pour éviter toute condensation. Puis ils sont conduits jusqu'au conditionneur de gaz par une ligne chauffée avec des parois internes en téflon (figure IV. 7.A).

Le système de conditionnement des gaz permet théoriquement d'assécher les fumées sans dissoudre dans les condensats les composés mesurés en aval ( $O_2$ ,  $CO_2$ ,  $SO_2$ ,  $NO_x$ ).

Les fumées passent d'abord dans le refroidisseur ECP1000 (figure IV.8) qui, par effet Peltier,

permet de condenser l'eau qui est évacuée par une autre voie. Les gaz sont ensuite filtrés, puis évacués par une pompe à membrane. Le fonctionnement de la pompe est asservi à la température de l'assécheur afin qu'elle ne fonctionne que lorsque celle-ci est inférieure à 8 °C. En fonctionnement normal, le taux d'humidité dans les gaz en sortie du dispositif est donc inférieur à la pression de vapeur saturante à 8 °C. La concentration en eau maximale dans les gaz est de 1 % volumique.

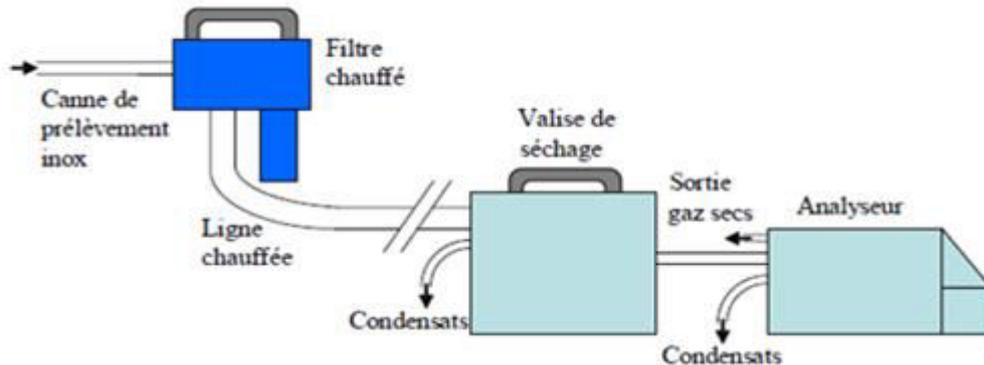


Figure IV. 8. Schéma d'analyse du système des gaz en continu

#### VIII. 4.1.2. L'analyseur multi-gaz Horiba PG-250

Il s'agit d'un analyseur multi-gaz conçu pour la mesure des principaux composants des gaz chaud issus des installations de combustion. Il est constitué de différents analyseurs (figure IV. 9) permettant la mesure des espèces chimiques O<sub>2</sub>, CO, SO<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>.

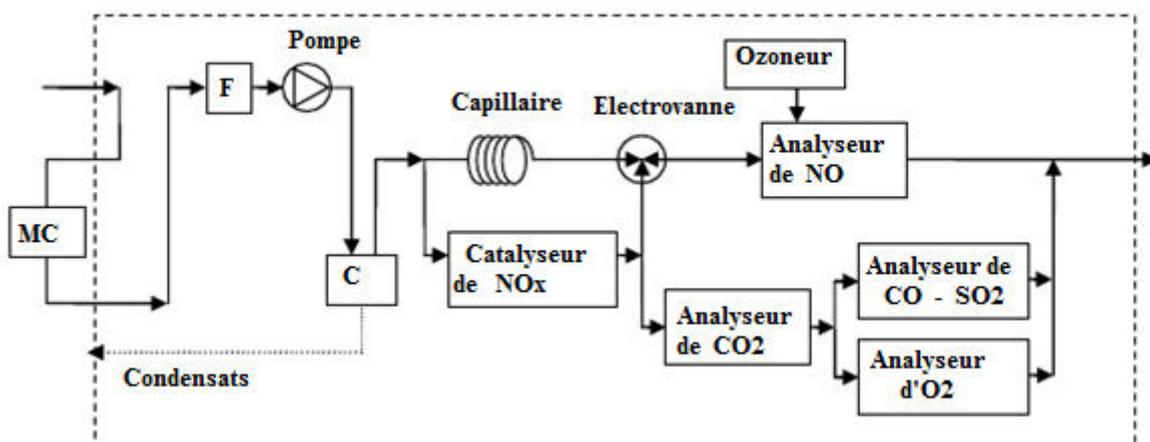


Figure IV. 9. Schéma de l'analyseur multi-gaz Horiba PG-250 (Horiba, 1997)  
MC : Mist Catcher, F : Filtre, C : Condenseur à effet Peltier

A l'entrée de l'analyseur se trouve un système de piégeage du SO<sub>3</sub> appelé Mist Catcher chauffé, constitué de charbon actif sur lequel est déposé du molybdène. Le constructeur (Horiba) garantit un taux de conversion du NO<sub>2</sub> en NO supérieur à 95 %. Pour les deux modes d'analyse, la mesure du NO est effectuée par chimiluminescence.

La mesure des autres gaz se fait à la sortie du convertisseur afin d'éviter les interférences susceptibles d'être induites par la présence de NO<sub>2</sub>. Après l'analyse du CO<sub>2</sub> par un détecteur Infra-Rouge non dispersif (NDIR), les gaz sont séparés en deux voies, une première pour la mesure de CO et SO<sub>2</sub> (également par NDIR), et une seconde pour l'analyse d'O<sub>2</sub> par paramagnétisme. Le principe de chacune de ces mesures est détaillé dans les parties suivantes.

### IV. 4.1. 3. Analyse de NO par chimiluminescence

Les oxydes d'azotes sont analysés par chimiluminescence. Le principe de cette mesure consiste à faire réagir NO avec de l'ozone pour former du NO<sub>2</sub> à l'état excité (NO<sub>2</sub>\*), environ 10 % du NO<sub>2</sub> formé est à l'état excité. En revenant à son état fondamental, le NO<sub>2</sub> émet un rayonnement lumineux (R. IV. 1 et R. IV. 2), dont la longueur d'onde est comprise entre 600 nm < λ < 3000 nm, avec un maximum à 1200 nm. C'est ce rayonnement, proportionnel à la quantité de NO dans la cellule, qui est mesuré. La cellule de l'analyseur mesure le rayonnement entre 590 et 2500 nm.



Étant donné que seul NO réagit, la quantité de lumière émise est donc directement proportionnelle à la concentration en NO dans l'échantillon. Le rayonnement émis lors du processus est mesuré à l'aide d'un détecteur de type photodiode.

Dans le cas de la mesure des NO<sub>x</sub> (NO + NO<sub>2</sub>), la totalité de l'échantillon gazeux passe par le convertisseur afin de convertir les NO<sub>2</sub> en NO. Le NO mesuré alors par l'analyseur est donc la somme du NO initial plus le NO<sub>2</sub> transformé.

La mesure par chimiluminescence est très sensible à la pression dans la cellule (nombre de moles de NO). Or le passage dans le catalyseur entraîne une perte de charge importante ; elle est en partie corrigée en générant une perte de charge sur l'autre voie (voie directe de mesure de NO) par passage dans un capillaire. Enfin, afin de tenir compte de la différence de pression

restante, un facteur correctif est appliqué électroniquement.

### IV. 4.1.4. Analyse du dioxyde de carbone par spectroscopie infrarouge

Le dioxyde de carbone est analysé par une méthode spectroscopique infrarouge non dispersive (NDIR), c'est-à-dire sans sélection de la longueur d'onde émise. L'échantillon traverse une cellule de mesure dans laquelle il est soumis à un rayonnement infrarouge (Figure 2.6). À l'autre extrémité de la cellule se trouvent deux détecteurs, mesurant le rayonnement à des longueurs d'ondes différentes : l'une absorbée par le CO<sub>2</sub> (2380 cm<sup>-1</sup> à 2500 cm<sup>-1</sup>), l'autre non absorbée par le CO<sub>2</sub>.

Le signal de CO<sub>2</sub> est calculé à partir de l'absorption mesurée par le premier détecteur, corrigée en fonction de l'intensité totale mesurée. L'utilisation de deux capteurs permet de tenir compte du vieillissement de la source infrarouge et de l'encrassement de l'analyseur.

### IV. 4.1. 5 Analyse du monoxyde de carbone et du dioxyde de soufre par spectroscopie infrarouge

Le monoxyde de carbone et le dioxyde de soufre sont également analysés par NDIR. Les gaz à analyser passent dans la cellule de mesure. Le rayonnement émis par la source infrarouge traverse la cellule d'analyse dans laquelle l'absorption est fonction de la concentration en SO<sub>2</sub> et CO. Il passe ensuite à travers un miroir semi réfléchissant permettant de séparer le rayon : une moitié en direction du détecteur de SO<sub>2</sub> et l'autre en direction du détecteur de CO.

L'intensité des rayonnements spécifiques au CO et au SO<sub>2</sub> atteignant les détecteurs est donc directement liée à la quantité de CO et SO<sub>2</sub> présente dans la cellule de mesure. Chacun des deux détecteurs contient le gaz à mesurer (CO ou SO<sub>2</sub>). Celui-ci absorbe donc le rayonnement caractéristique de l'espèce chimique considérée (CO ou SO<sub>2</sub>). Cette absorption entraîne une augmentation de la température du gaz et donc une variation de la pression mesurée par la membrane.

Ainsi, en présence de SO<sub>2</sub> dans le gaz à analyser, une partie du rayonnement IR correspondant à la zone spectrale caractéristique de cette espèce est absorbé dans la cellule de mesure. De ce fait, le SO<sub>2</sub> présent dans le détecteur absorbe moins d'énergie, entraînant une plus faible variation de la pression dans la cellule du détecteur et mesurée par la membrane. Une fois l'appareil calibré, la mesure de cette pression permet de remonter à la concentration en SO<sub>2</sub> dans l'échantillon gazeux analysé. Le même principe est utilisé pour la mesure du monoxyde

de carbone.

Dans chacun des deux détecteurs, une seconde cellule de mesure contient un gaz de référence correspondant à de l'air humide. La mesure de la pression dans cette deuxième cellule permet de tenir compte des variations éventuelles de la source infrarouge lors de l'analyse. Dans certains cas, elle permet également de prendre en compte d'éventuelles interférences spectrales liées à la présence de certains gaz dans l'échantillon gazeux analysé (par exemple : des teneurs importantes en eau ou en  $\text{CO}_2$ ).

### IV. 4.1.6. Analyse de l'oxygène moléculaire par paramagnétisme

Le dioxygène est analysé par un détecteur paramagnétique. Le principe de la méthode est basé sur les propriétés para-diamagnétiques d' $\text{O}_2$  qui font que cette espèce est fortement attirée par un champ magnétique.

Le détecteur utilisé est constitué de deux sphères en verre remplies d'azote moléculaire et assemblées sous la forme d'un haltère mobile suspendu à l'intérieur d'un champ magnétique.

Un faisceau lumineux est projeté sur un miroir positionné au centre de l'haltère.

La lumière réfléchi par le miroir est ensuite envoyée vers une paire de cellules photoélectriques afin de suivre le mouvement de l'haltère. Ce détecteur est placé dans la cellule d'analyse des gaz.

Le dioxygène, attiré vers le champ magnétique, induit le déplacement des sphères d'azote et fait ainsi tourner l'haltère. Les cellules photoélectriques détectent le mouvement de l'haltère et génèrent un courant électrique qui transite dans une spire placée autour de l'haltère. Ce courant provoque une force qui maintient l'haltère dans sa position initiale. L'intensité du courant passant dans la spire est directement proportionnelle à la concentration en oxygène dans le mélange gazeux.

### IV. 4.2. Prélèvement et Quantification des BTEX

Le but de cette étude est de déterminer les niveaux de contamination de l'air ambiant par les COV de type BTEX issus de l'incinération en Algérie.

#### IV. 4.2. 1. Produits chimiques et réactifs utilisés pour les les BTEX et PCDD/F

Un mélange de benzène certifié, le n-heptane, le toluène, l'éthylbenzène, le m-xylène, p-xylène, o-xylène, l'isopropylbenzène et (EPA TO-1 organique toxique Mix 1A, 2 mg / ml de chacun dans le méthanol), acquis auprès de Supelco (Sigma Aldrich, Milan, Italie), et CS<sub>2</sub> (Fluka, référence 84713-bas dans le benzène,  $\geq 99.5\%$ ) ont été utilisés pour des expériences; 1-chlorooctane (Supelco) a été adopté en tant que composé standard interne. Pureté puriss nonane., Standard pour GC, était acheté chez Fluka (Steinheim, Allemagne). Anhydre du sulfate de sodium a été analysé par Baker (J. T. Baker, Deventer, Pays-Bas). L'hélium (99,99%) a été acheté chez AIR PRODUCTS (Vilvoorde, en Belgique). La solution d'étalon interne de la 17 2,3,7,8-chloro-substitué <sup>13</sup>C<sub>12</sub> congénères marqué PCDD / F (EDF-4144), la solution d'étalonnage (EDF-4143), et la seringue (récupération) standard (EDF- 4145) ont été achetés chez Cambridge Isotope Laboratory (Cambridge Isotope Laboratories, Andover, MA, USA).

Pour les PCDD et les PCDF, un mélange de [<sup>13</sup>C<sub>6</sub>] 1,2,3,4-TeCDD, et [<sup>13</sup>C] 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF a été utilisé comme la récupération standard (EDF-4145).

#### IV. 4.2. 2. Site d'échantillonnage des COV (BTEX)

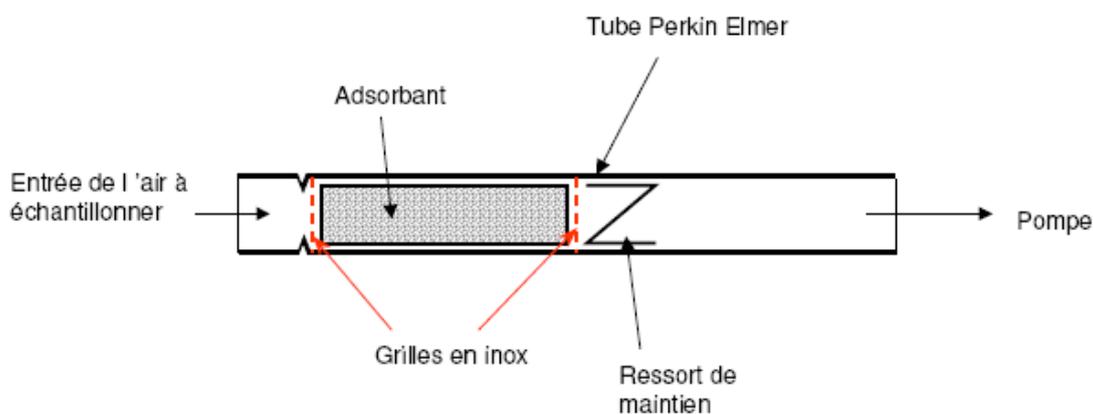
Pour l'étude des BTEX issus de l'activité d'incinération des déchets spéciaux (périmés pharmaceutiques et déchets d'activités de soins) , les échantillons ont été prélevés sur le site industriel d'El Harrach (ECFERAL), à une altitude de 3,5 m et sur un rayon de 30 m de l'incinérateur dans différentes directions .

#### IV. 4.2. 3. Méthodes d'échantillonnage - Prélèvement actif

##### A. Matériels utilisés

Il est réalisé par pompage de l'air à échantillonner à travers des cartouches adsorbants contenant 1, 2 ou 3 lits d'adsorbants (figure IV.10).

L'utilisation d'un seul adsorbant suffit pour les BTEX ; les tubes à plusieurs lits permettent d'élargir la gamme des composés piégés, mais nécessitent davantage de précautions d'emploi. Pour les BTEX, il est recommandé d'utiliser les noirs de carbone graphités à surface spécifique moyenne, de l'ordre de  $100 \text{ m}^2/\text{g}$  : carbotrap, carbopack B, carbopack X, carbograph 4.... Ces adsorbants présentent l'avantage d'être peu hydrophiles, ce qui permet de prélever des volumes d'air important, même en présence de fortes humidités relatives, sans piéger de quantités notables d'eau. Le Tenax, très utilisé dans les années 1990, n'est plus guère recommandé pour le benzène car le volume de perçage est très faible. De plus c'est un adsorbant de type polymère qui se dégrade avec le temps et les thermo désorptions successives, ce qui provoque une augmentation du niveau des blancs, et donc ne permet pas de mesurer des quantités très faibles de produit.



**Figure IV. 10.** Principe du tube actif.

### B. Conservation des échantillons

À température ambiante, ils sont stables pendant plusieurs mois. Le charbon actif est considéré comme étant le meilleur adsorbant disponible pour le piégeage des BTEX. Il est essentiel de noter que seul le prélèvement actif convient pour réaliser des mesures de courte durée (exposition aiguë ou pic d'émissions). Le prélèvement est réalisé par pompage d'un volume d'air à échantillonner à travers un tube garni d'un support adsorbant (figure IV.11).



Figure IV.11. Exemple de support d'adsorbant

Le débit de pompage doit être choisi en fonction, non seulement, de la durée du prélèvement pour respecter les volumes de prélèvement recommandés, mais aussi en tenant compte de la présence d'autres polluants pouvant s'adsorber sur le support. En effet, pour une durée de prélèvement identique, il faudra prélever à plus bas débit si le polluant recherché est présent dans un mélange s'adsorbant aussi sur charbon actif.

Pour les prélèvements actifs, directement en faisant le rapport de la masse analysée par le volume d'air prélevé :

$$C = \frac{m}{v} \quad \text{E. IV. 1}$$

Où : **C** = concentration massique dans l'air en ng/m<sup>3</sup>,

**m** = masse de produit analysée en ng,

**v** = volume prélevé en litres.

### C. Protocole d'échantillonnage des BTEX

Nous avons effectué un prélèvement actif, dans ce cas, la collecte est effectuée en utilisant une pompe à haute précision à essence portable (pompe Buck IH, Orlando, USA). Le débit a été fixé à 250 ml min<sup>-1</sup>. Les cartouches choisies pour la collection de COV active (ORBO- 32 Type, Supelco) ont été remplies avec la noix de coco à deux lits au charbon actif (6 mm o. d., 75 mm de longueur, 20-40 mesh).

le premier lit (100 mg) agit comme un collecteur de COV, tandis que le second (50 mg) sous forme d'une commande de percée. Cette pompe ne nécessite pas une grande maintenance spéciale et peut être utilisée sans risque pendant plusieurs heures. (Figure IV. 12).

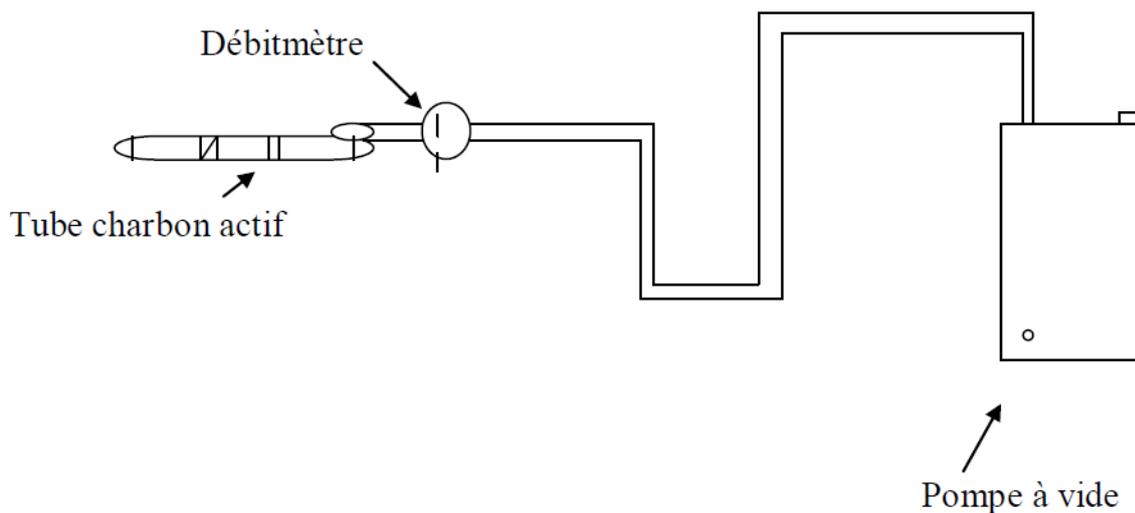


Figure IV. 12.. Schéma de prélèvement

Le temps de prélèvement varie de 3 à 5 h, en fonction du processus d'incinération. Au total, 11 tubes actifs ont été recueillis, comme le montre le tableau IV.2. .

Tableau IV.2. Les Durées de prélèvement

Tubes	Temps de prélèvement (min)
1	250
2	280
3	200
4	260
5	315
6	310
7	300
8	320
9	340
10	300
11	240

### D. Calcul des teneurs atmosphériques

Les masses des BTEX sont trouvées en combinant ces surfaces avec les courbes d'étalonnages (voir annexe).

En tenant compte du volume de prélèvement (en m<sup>3</sup>) et la masse du polluant adsorbée la formule menant à la concentration est donnée par :

$$C = \frac{m}{Q [t]} \quad \text{E. IV.2}$$

Où :

C : concentration massique dans l'air en µg/m<sup>3</sup>.

m : masse de produit analysée en µg.

Q : vitesse (ou débit) de prélèvement du tube passif en ml/mn.

t : temps d'exposition en min.

#### IV. 4.2. 4. Extraction et analyse des BTEX

Pour l'analyse des BTEX, l'échantillon de charbon actif (les deux lits) a été désorbé dans un flacon de 2 ml contenant 1 mL de disulfure de carbone (Grade Puriss, Flucka, Buchs, Suisse) et laissé au repos avec une faible agitation pendant 0,5 h à température ambiante. La substance extraite a été analysé par le chromatographe en phase gazeuse avec détecteur à ionisation de flamme (GC / FID) ( figure IV.13 ), et le 1-chlorooctane a été utilisé comme étalon interne.

Le chromatographe en phase gazeuse (GC-17A, Shimadzu) est équipé d'une colonne capillaire Supelco de BP5 (longueur 15 m, diamètre 0,53 mm, 0,5 µm d'épaisseur de film La température de la colonne a été maintenue à 35 °C pendant 10 minutes puis programmée de 35 à 280 °C à une vitesse de 1,10 °C min<sup>-1</sup>, maintenue constante à 280 °C pendant 10 minutes, pour être reprogrammée de 280 à 300 °C a une raison de 2,50 °C min<sup>-1</sup> et maintenue constante à 300 °C pendant 5minutes. L'identification BTEX est basée sur la comparaison avec le standard pur. Un extrait de l'échantillon 5-µl a été utilisé pour une seule injection. Chaque échantillon a été injecté deux fois et les résultats moyens ont été signalés. les tubes à blanc ont été analysés de la même manière que les échantillons et tous les résultats

ont été corrigés. Après une série de manipulations, visant l'optimisation de la technique d'analyse, les conditions opératoires suivantes ont été fixées dans le (tableau IV.3) :

**Tableau IV. 3.** Les conditions opératoires d'analyse

Les Conditions opératoires d'analyse	
Colonne capillaire	BENTONE 34/DNP SCOT ;
Longueur de la colonne	30m de longueur x 0.25mm diamètre intérieur.
Gaz vecteur	(Azote, N <sub>2</sub> ) : 0.4 bar
Gaz de flamme	(H <sub>2</sub> +O <sub>2</sub> ) : 0.7et1.15 bar respectivement
Température du four	isotherme 200°C
Température du détecteur	220°C
Injection	Splitless (1 µl)
Mode	SIM

Pour l'analyse qualitative et la détermination des temps de rétention des BTEX, des injections d'étalons purs (BTEX de Sigma-Aldrich) ont été effectués par la technique CPG-FID.

- La conservation des échantillons a été effectuée au réfrigérateur à une température de +4° C pour éviter toute désorption prématurée (les tubes étant rebouchés).
- La procédure expérimentale et les courbes d'étalonnage sont données en Annexe.



**Figure IV. 13.** Le chromatographe GC-17A utilisé pour l'analyse des échantillons.

### IV. 4.2. 5. Assurance Qualité/Contrôle Qualité des BTEX

Toutes les procédures analytiques sont réalisées avec une assurance qualité rigoureuse. Des blancs de laboratoire et de terrain ont été effectués avec des d'échantillonneurs de type (Supelco) tubes remplis de charbon actif et ont été associés à chaque campagne d'échantillonnage. Un total de 3 blancs de laboratoire et de 8 blancs de terrain ont été extraits et analysés de la même manière que les échantillons.

La limite de la méthode de détection (LD) pour les BTEX a été déterminée comme étant trois fois l'écart type du signal obtenu à partir de mesures répétées, divisé par la pente de la courbe de calibration. La valeur de LD a varié de 0,05 à 1  $\mu\text{g m}^{-3}$  et a été obtenue pour tous les COVs analysés. Tous les résultats d'analyse, trouvés ont été au-dessus du LD correspondant. Le 2- fluorotoluène (standard interne) a été utilisé pour calculer la concentration en composés organiques volatiles extraits par échantillonnage actif. Pour l'évaluation des taux de réapparition, 3 blancs (actifs) ont été dopés avec des COV cibles (les concentrations variant de 0,05 à 35  $\text{mg l}^{-1}$ ). Leur récupération a varié de  $80 \pm 5\%$  à  $110 \pm 3\%$ .

### IV. 4.3. Prélèvement et Quantification des PCDD/F

La mesure de dioxines et furanes est une opération délicate et coûteuse, tout comme la prise d'échantillon sur gaz. Du prélèvement à la préparation des échantillons (extraction-concentration) en passant par l'analyse, la manipulation est difficile.

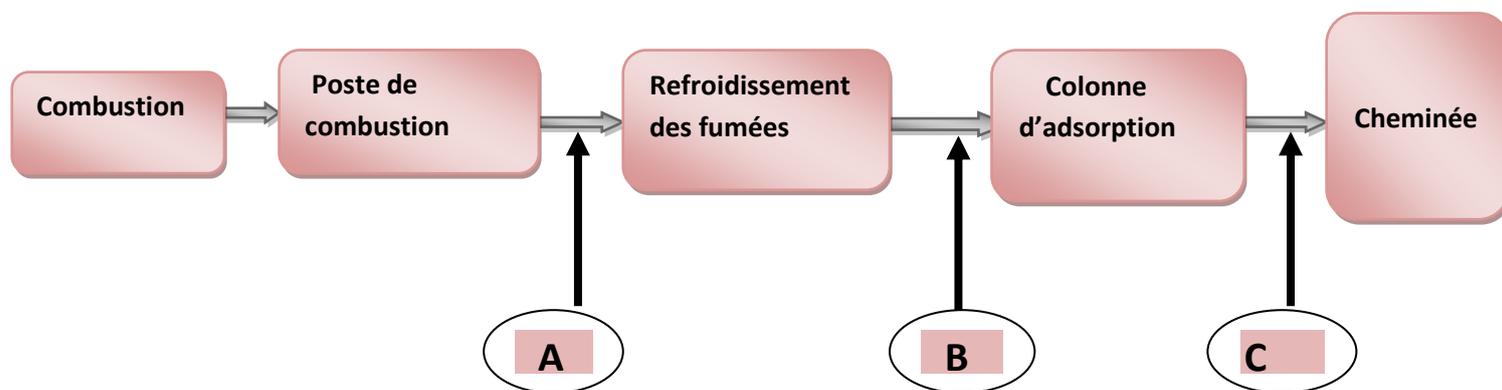
#### IV. 4.3. 1. Site d'échantillonnage des PCDD /F

Pour l'étude des PCDD /F issus de l'activité d'incinération des déchets spéciaux (périmés pharmaceutiques et déchets d'activités de soins), les échantillons ont été prélevés sur le site industriel d'El Harrach et de Si Mustapha :

**A- Au niveau de la cheminée à la sortie des fumées :** Afin d'évaluer l'émission des polluants dans l'air issue des incinérateurs.

**B- Echantillonnage des dioxines/furanes au niveau des différents points de l'incinérateur.**

On a effectué à différents points de l'incinérateur (NAR 3000) des prélèvements iso cinétique afin d'évaluer les quantités en Dioxine/Furane et de comprendre l'effet de la température sur la formation de ces polluants gazeux à différents points (Figure IV. 14).



**Figure IV. 14.** Prélèvement des PCDD /F aux différents niveaux de l'incinérateur

A : Dans le post combustion T=900°C

B : Au cours du refroidissement des fumées  
T au-dessous de 400°C

C : Après adsorption sur charbon actif  
T au-dessous de 120°C

### IV. 4.3. 2. Méthode d'échantillonnage des PCDD / Fs

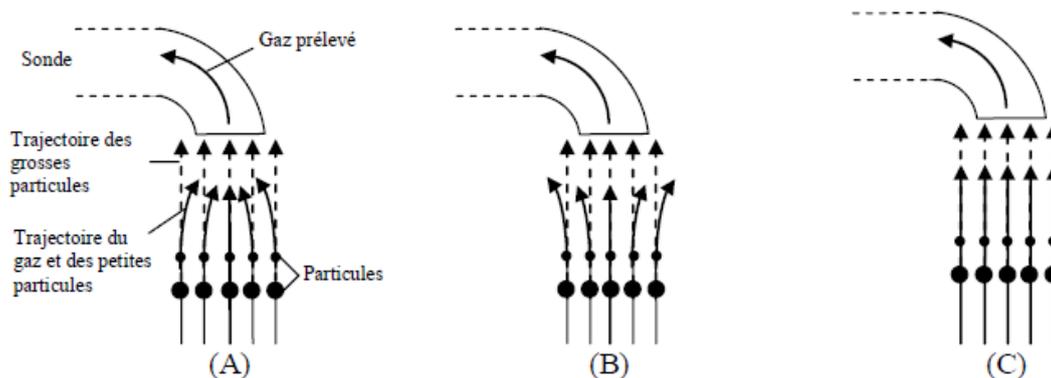
Afin de garantir la représentativité de l'échantillon, un prélèvement de poussières dans les fumées a été fait par piégeage sur un filtre en fibres de verre placé dans une enceinte chauffée à 120 °C, au moyen d'un dispositif d'aspiration assurant l'isocinétisme du prélèvement. Plus précisément, les fumées doivent être prélevées à la même vitesse que celle de leur écoulement dans le conduit. Le filtre fibreux permet de limiter la perte de charge et donc d'aspirer la fumée à un débit constant. Le verre est un support minéral, supposé inerte chimiquement et résistant bien à la température de l'enceinte. Le chauffage de cette enceinte de filtration est destiné à éviter la condensation sur le filtre d'espèces condensables à température ambiante, telles que l'eau.

Le prélèvement isocinétique permet, quant à lui, d'échantillonner les fumées sans altérer ses caractéristiques : rapport des quantités d'espèces solides/espèces gazeuses et distribution granulométrique des particules. En effet, du fait de la masse volumique des particules, plus élevée que celle des gaz environnants, et de leur hétérogénéité en taille, on peut distinguer trois cas (figure IV. 15) :

- Si la vitesse de prélèvement (aspiration) est plus faible que la vitesse d'écoulement des gaz dans le conduit, les lignes de courant seront déviées vers l'extérieur de la sonde de prélèvement. On prélèvera alors moins de particules de petites tailles (qui suivent les lignes de courant) que de particules de grande taille. De ce fait, l'analyse sous-estimera d'autant plus la quantité de particules présentes que leur taille sera petite.

- À l'opposé si la vitesse de prélèvement est trop importante, les lignes de courant seront déviées vers l'intérieur de la sonde. Cela entraînera une surestimation de la quantité de particules de petites tailles.

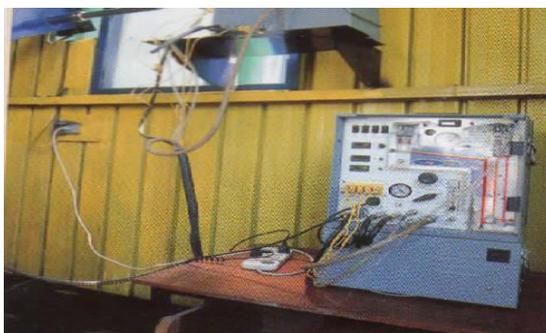
- Enfin, si la vitesse d'échantillonnage est égale à la vitesse d'écoulement des gaz dans le conduit, l'échantillon sera alors représentatif de la masse et de la distribution granulométrique des particules.



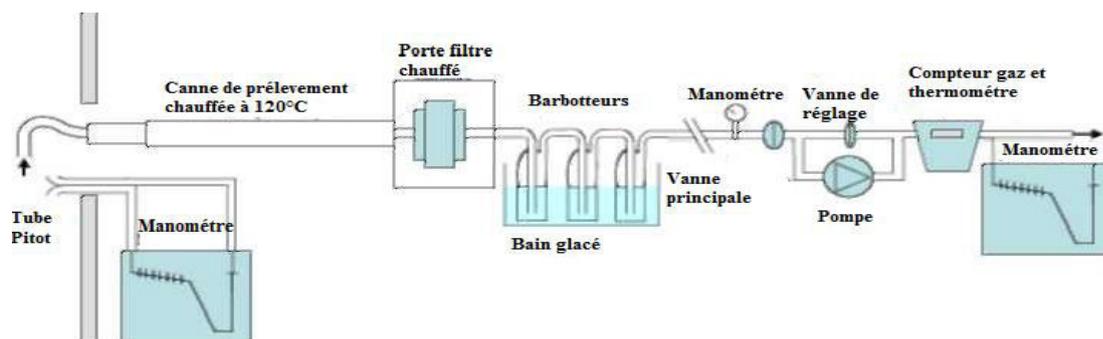
**Figure IV. 15.** Influence de la vitesse de prélèvement sur la représentativité de l'échantillonnage [86].

(A) : vitesse de prélèvement trop importante ; (B) : vitesse de prélèvement trop faible ;  
(C) : conditions isocinétiques

L'échantillonnage des particules a été réalisé dans la Société d'incinération de déchets industriels (ECFERAL SPA), situé à El Harrach, à 10 km d'Alger, en utilisant un échantillonneur isocinétique (Clean Air Engineering, Marseille, France) (figure IV.16) qui permet de prélever en continu un échantillon de gaz ou de vapeur à l'émission tout en conservant les mêmes caractéristiques de la vitesse au point d'échantillonnage. Cela fournit un échantillon représentatif de l'écoulement dans la cheminée. Le débit d'échantillonnage est égal à  $40 \text{ L min}^{-1}$ . Quelques mètres cubes sont nécessaires pour enrichir le filtre de polluants. Les particules ont été collectés sur des filtres membranes de  $110 \mu\text{m}$  de diamètre en microfibre de verre (figure IV.17) où les particules atmosphériques dont le diamètre supérieur à  $0,1 \text{ mm}$  ont été piégés (GF de qualité / F, Whatman, acheté Fourni de-Labo, Versailles, France). Les filtres chargés de particules ont été directement maintenus en solution dans le chlorure de méthylène pour éviter toute dégradation et stockés à basse température ( $4 \text{ }^\circ\text{C}$ ) jusqu'à la caractérisation chimique.



(a)



(b)

Figure IV.16.(a) et (b). Schéma du préleveur isocinétique Clean Air Engineering

Exemples de filtres prélevés pour l'analyse des PCDD/F et des métaux lourds



filtre à blanc

Filtre des médicaments



Filtre Maltitol



Filtre Tefos



**filtre cyclo 3**



**Filtre pimag**

**Filtres des DASRI**



**Filtre DASRI**



**Filtre DASRI après CA**

**Figure IV. 17.** Exemples de filtres prélevés pour l'analyse des PCDD/F et des métaux lourds

**IV. 4.3.3. Quantification des particules dans les fumées**

La quantité de particules dans les fumées (sur gaz sec) est calculée à partir des pesées du filtre avant et après prélèvement, selon les équations :

$$[particule_{cd.norm.}] = \frac{m_{particules}}{V_{gaz\ analysé}} \quad \text{E. IV.3}$$

$$V_{gaz\ analys.} = \frac{273}{273+T} \cdot V_{gaz\ mesure} \quad \text{E. IV.4}$$

Avec  $[particule]_{cd. Norm.}$  : Concentration en particules dans les fumées en  $mg/Nm^3$  sur gaz sec.

$m_{particules}$  : Masse de particules piégées sur le filtre en mg,

$V_{gaz\ analysé}$  : Volume de gaz prélevé en  $Nm^3$ ,

$V_{gaz\ mesuré}$  : Volume de gaz mesuré par le compteur de gaz en  $m^3$

T : Température des gaz au niveau du compteur de gaz en °C.

Afin d'avoir des résultats comparables et de s'affranchir des effets de dilution, les résultats sont exprimés pour une teneur en  $O_2$  définie par les directives européennes. Cette teneur en  $O_2$  est variable selon le type d'installation de combustion.

Dans le cas d'un incinérateur de déchets, la teneur en oxygène de référence est fixée à 11%.

La valeur corrigée se calcule alors comme suit :

$$[particule]_{corrig.} = \frac{21-11}{22-[O_2]_{mesure}} \cdot [particule]_{Norm.} \quad E. IV.5$$

Avec

$[particule]_{corrigé.}$  : Concentration en particule dans les fumées en  $mg/Nm^3$  à 11% d' $O_2$ .

$[O_2]_{mesuré}$  : Concentration en  $O_2$  mesuré dans les fumées en % volumique.

### IV. 4.3. 4. Extraction et analyse des PCDD / F

Les membranes en microfibre de verre ont été extraits par du toluène pendant 16 heures, par reflux au Soxhlet. Le produit de l'extraction est alors évaporé par un évaporateur rotatif jusqu'à obtention d'un volume de 250 mL. Une partie de l'extrait (9/10 du total) a été transférée dans un flacon en verre ambré et stockée dans l'obscurité à basse température. La partie restante (1/10 du total) a été fortifiée par quelques gouttes de nonane et par 10  $\mu L$  de l'étalon interne des PCDD/F (EDF-4144).

L'extrait a été réduit à sec à l'aide d'un évaporateur rotatif; puis 5 à 10 mL d'hexane ont été ajouté, le résultat obtenu a été soumis à une purification des produits en mélange, sur une colonne chromatographique (gel de silice modifié au nitrate d'argent) par élution avec l'hexane. Le nouvel extrait a été évaporé jusqu'à un volume de 10 mL, transféré dans un tube Zymark, pour être une nouvelle fois réduit à un volume de 500  $\mu L$ . Après avoir été repurifié sur une colonne chromatographique (gel de silice modifié à l'acide sulfurique 44%) par élution avec l'hexane, le volume de l'extrait ainsi obtenu a été réduit à 200  $\mu L$  sous courant d'azote. Transféré dans un vial pour chromatographie en phase gazeuse, l'extrait a

été réduit sous azote, à température ambiante, jusqu'à un volume final de 10 µL, puis fortifié par 5 µL d'étalon standard (EDF-4145) (pour calculer le taux de réapparition). La figure (IV.18) reproduit les étapes détaillées de l'extraction de l'échantillon et de la purification des PCDD/Fs.

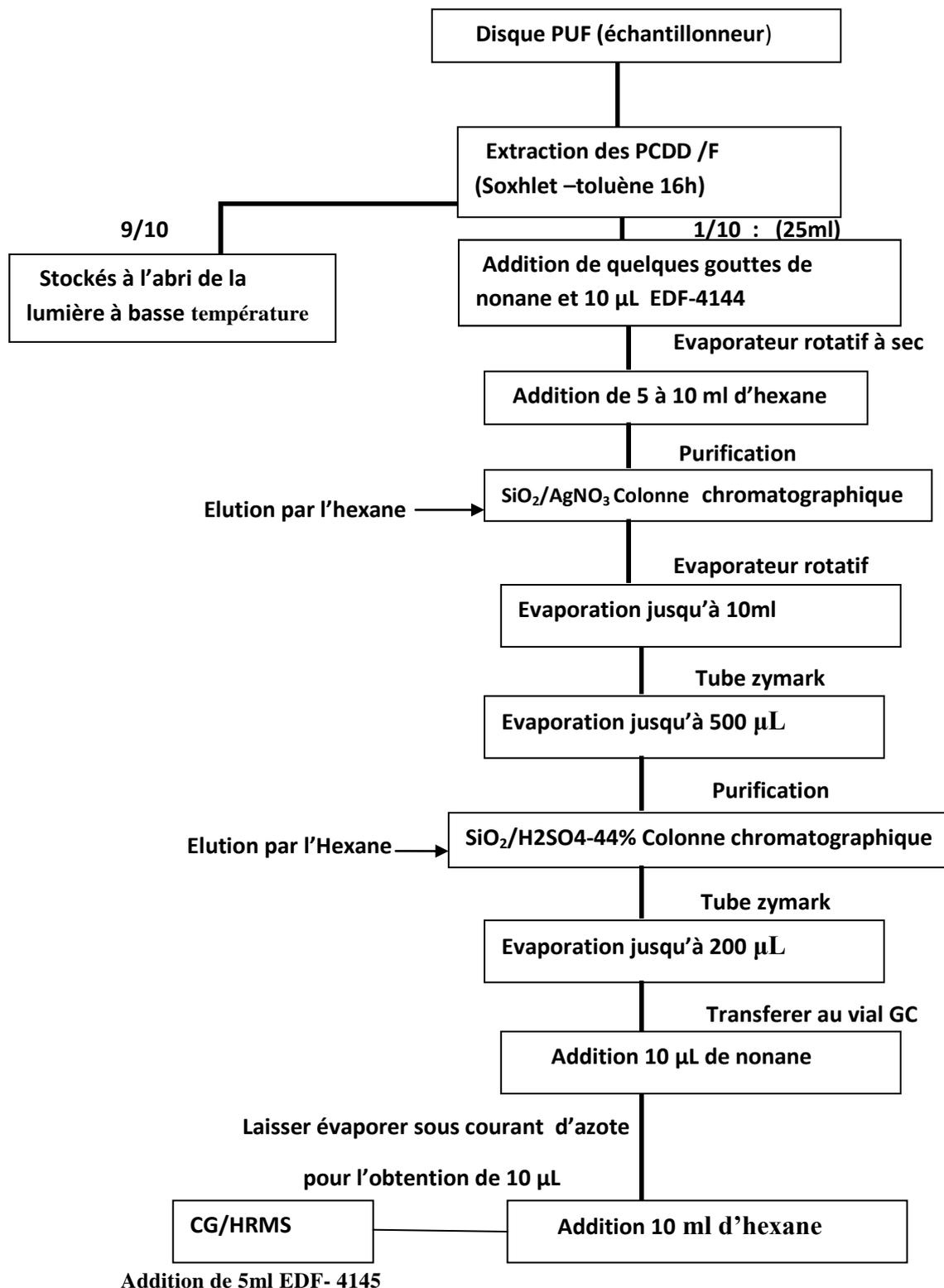


Figure IV.18. Schéma de la procédure analytique pour l'analyse des PCDD/Fs

Les analyses des PCDD/F ont été effectuées sur l'analyseur HRGC/HRMS en France dans le laboratoire (DIOXILAB-FRANCE).

### IV. 4.3.5. Analyse par spectrométrie de masse en tandem (MS/MS)

#### A. Principe de la spectrométrie de masse en mode MS/MS

L'introduction de la spectrométrie de masse en tandem a constitué une révolution dans les milieux analytiques. Les groupes chimiques ont leurs caractéristiques propres de fragmentation et le profil d'un spectre MS/MS donne en général des informations complètes et fiables sur la structure du composé précurseur. En biologie, ce type d'expérience est notamment utilisé pour déterminer la séquence de peptides, ou pour rechercher des modifications ou des mutations.

Ainsi pour la MS/MS, la formation des ions fragments suit des règles précises : lors d'une première étape, un ion stable particulier issu de la source d'ions (appelé ion parent ou précurseur) est sélectionné, puis dans une seconde étape des ions issus de sa décomposition (ions fils ou produit) sont analysés. Entre ces deux étapes se situe la phase d'activation de l'ion précurseur qui conduit à son excitation, c'est-à-dire à l'augmentation de son énergie interne et par la suite à sa fragmentation.

Il existe différents types d'appareils pour effectuer la spectrométrie de masse en tandem. Il est possible de disposer en série deux ou trois analyseurs sur le trajet des ions dans un appareil hybride. Il s'agit alors de l'association d'un secteur magnétique suivi d'un quadripôle ou de deux quadripôles. Dans ce cas, un ion du composé est sélectionné dans le premier analyseur qui joue le rôle de filtre. Cet ion traverse ensuite la chambre de collision dans laquelle on fait arriver un gaz et il s'en suit de nouvelles fragmentations.

Les ions fils poursuivent leur course vers le second analyseur, utilisé en mode normal, qui conduit à un spectre de fragmentation de cet ion isolé.

Dans notre étude, nous utilisons une trappe à ions et toutes les étapes de fragmentations ont alors lieu à l'intérieur même du piège à ions en procédant par des séquences successives au sein même de l'enceinte.

#### B. Fonctionnement de la trappe à ions

La trappe ionique est constituée de trois électrodes hyperboliques:

- une calotte d'entrée, fermant le système optique des ions

- une calotte de sortie, fermant le système de détection des ions
- une électrode circulaire, localisée entre les deux calottes

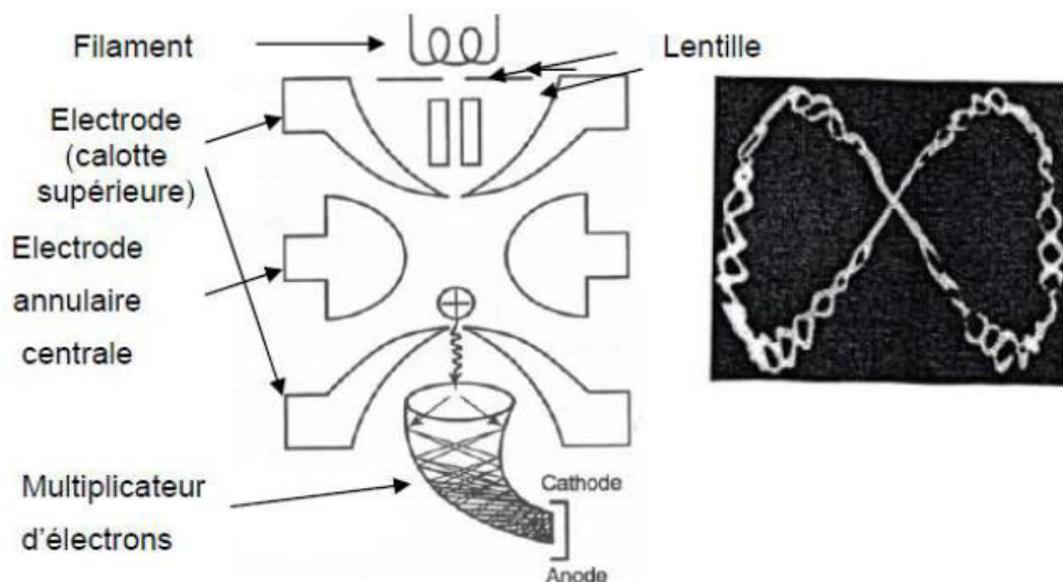
Les électrodes forment ainsi une cavité (figure IV.19) permettant l'analyse de masse. Les molécules sont fragmentées à l'intérieur de la trappe par impact électronique. Les ions ainsi obtenus et présents dans la trappe sont soumis à l'influence d'un champ électrique constitué d'un champ alternatif et d'un champ continu. Les trois électrodes forment ainsi une sorte de quadripôle à trois dimensions, de tension  $\Phi_0$  pour l'électrode circulaire et de tension  $-\Phi_0$  pour les deux calottes. Les ions sont gardés captifs, "trappés" sur une trajectoire en forme de huit (Figure VI.19). L'amplitude de voltage pour "trapper" les ions est appliquée sur l'électrode circulaire (Rf). Sur les calottes d'entrée et de sortie est appliquée également une amplitude de voltage d'éjection des ions.

A l'intérieur de la trappe, les ions se repoussent mutuellement et de ce fait, ont tendance à accroître le rayon de la trajectoire (Figure VI.19). Une pression de gaz inerte (hélium) est appliquée pour maintenir les ions sur une trajectoire de petite dimension. Les ions sont éjectés de la trappe suivant leur rapport masse sur charge.

Les différents processus qui se produisent dans l'analyseur de masse se décomposent en quatre étapes :

- Stockage des ions
- Isolement des ions
- Collision induisant des dissociations
- Détection des ions

L'avantage du piège à ions est que l'on peut passer de la détection MS simple à la MS/MS sans changer la configuration du détecteur.



**Figure IV.19.** Schéma d'une trappe à ions et trajectoire des ions à l'intérieur du piège [87].

### C. Paramètres d'optimisation de la MS/MS

Lorsque la spectrométrie de masse en tandem est utilisée, les ajustements de différents paramètres sont à prendre en charge.

La MS/MS se fait dans le temps: la première étape est l'injection de l'ion qui requière un temps de 0,001-1000 ms. Puis l'ion dans une deuxième étape est isolé à l'intérieur de la trappe pour une durée de 5-30 ms. Après l'isolation, la phase d'excitation consiste à ce que l'ion emmagasine de l'énergie. Cette troisième étape dure entre 5 et 30 ms. Finalement, la dernière étape est l'analyse de masse, pendant 10 à 400 ms. Les ions sont éjectés séquentiellement en dehors de la chambre, à travers le trou de la calotte de sortie et vont aux multiplicateurs d'électrons (figure IV.19).

Après avoir fragmenté les molécules par impact électronique et sélectionné l'ion parent, il faut l'isoler dans la trappe avant de le refragmenter par collision induite en ions fils.

L'efficacité de l'isolement dépend d'une tension appliquée sur l'électrode circulaire qui stabilise la trajectoire de l'ion. Cette tension est appelée "radiofrequency storage level" notée Rf. Le "Rf" dépend de la masse de l'ion et a été calculé directement par le logiciel Toolkit (Société Varian) pour chaque ion. Le logiciel utilise un paramètre "q" qui a été déterminé par les équations de mouvements des ions établies par Mathieu (Campbell 1955). En entrant la masse de l'ion parent dans le logiciel, il nous indiquera en fonction du paramètre "q", la masse minimale optimale d'isolement de l'ion parent ( $m/z$ ).

Les ions parents une fois isolés dans la trappe sont accélérés en leur appliquant une tension sur les électrodes. L'ion incident entre en collision inélastique contre un gaz rare (He). Ce phénomène est appelé "Collision-induced" dissociation (CID). Lors de la collision, l'énergie cinétique est convertie en énergie vibrationnelle interne qui, si elle est suffisante, va provoquer la destruction des liaisons pour créer les ions fils.

Ce dernier paramètre a dû être optimisé pour chaque pesticide, afin d'obtenir la meilleure sensibilité possible.

La figure (IV.20) résume les différentes étapes effectuées par l'appareil, de la sélection de l'ion parent à sa fragmentation en ions fils.

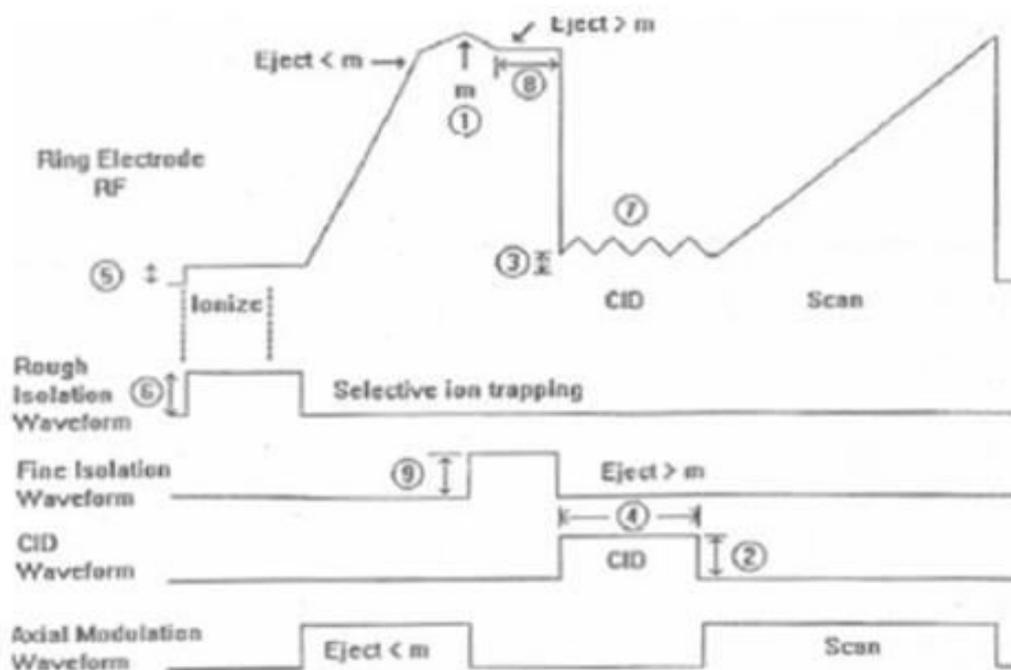


Figure IV.20. Différentes fonctions effectuées lors de la MS/MS [2].

- |                     |                               |
|---------------------|-------------------------------|
| 1-Ion parent        | 6-Ejection                    |
| 2- CID amplitude    | 7- Domaine de modulation      |
| 3- CID Rf           | 8- Isolation                  |
| 4- CID tuile (msec) | 9-Amplitude à large bande (V) |
| 5-Ionisation        |                               |

## CHAPITRE IV : PARTIE EXPERIMENTALE

Les paramètres des opérations de l'analyse des PCDD/Fs par GC/MS/MS. sont résumés dans le tableau IV.4.

**Tableau IV.4.** Paramètre des opérations GC/MS/MS.

<b>GC</b>	
Colonne	VF 5MS (30 m X 0.25 mm, 0.25 µm)
Programme de four	50 °C (1 min)-190 °C (10 °C min <sup>-1</sup> )-225 °C (3 °C min <sup>-1</sup> )-280 °C (10 °C min <sup>-1</sup> , 10 min)
Gaz vecteur	hélium (Très pur, 0.8 mL min <sup>-1</sup> )
volume et mode d'injection	1 µL mode splitless (2 min)
<b>MS ou MS/MS</b>	
Mode d'ionisation	Ionisation en mode impact électronique (70 eV)
Emission du filament	10 µA
Température de la connexion	40 °C
Commande automatique du gain Temps d'ionisation	1500 µs pour MS/MS 100 µs pour MS
Nombre d'ions	20000 pour MS, et dépend de l'ion parent pour MS/MS

### IV. 4.4. Prélèvement et quantification des métaux lourds

#### IV. 4.4. 1. Mode de prélèvement

Le prélèvement des métaux lourds a été effectué par isocinétique (même principe que le prélèvement des PCDD / F). L'analyse par Inductive Coupled Plasma - Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES) permet une mesure quantitative d'éléments en solution, il est donc nécessaire de minéraliser les échantillons avant leur analyse.

La mise en solution des filtres a pour but de solubiliser et minéraliser tous les métaux lourds présents dans les filtres prélevés par isocinétique. Le filtre est mis dans un bécher au quel on ajoute 50 ml d'eau régale (2 volumes d'acide chlorhydrique concentré + 1 volume d'acide nitrique concentré), on porte le mélange à ébullition sous agitation jusqu'au séchage du filtre. on ajoute ensuite 50 ml d'acide nitrique à 0.01 N , Après 2 minutes d'ébullition on filtre dans une fiole jaugée a 100 ml et on complète avec l'acide nitrique à 0.1N jusqu'au trait de jaugée .On remplit des tubes de 20 ml pour analyse.

L'analyse quantitative des éléments minéralisés a été réalisé par spectrométrie d'émission atomique de plasma a couplage inductif ( ICP-OES) au laboratoire du centre de recherche et de développement CRD Boumerdes .

#### IV. 4.4.2. Analyse des métaux lourds par spectrométrie d'émission atomique de plasma à couplage inductif

L'appareil utilisé est un spectromètre Iris Intrepid (ThermoElemental) Optima 8000 (figure IV.21) associé à un échantillonneur automatique. La mesure par ICP-OES est une technique permettant la quantification simultanée d'un grand nombre d'éléments. L'échantillon liquide est, dans un premier temps, nébulisé.

L' aérosol produit est ensuite transporté sous flux d'argon vers un plasma d'argon à près de 6000 K. Ce plasma est formé à partir d'une décharge électrique créée dans un flux d'argon gazeux.

L'argon circule dans une série de tubes en quartz concentriques (torche), entourés par une spire (bobine d'induction).

Le passage d'un courant alternatif dans la bobine d'induction produit un champ électromagnétique qui engendre des courants induits.

La torche étant alimentée en argon, ces courants produisent une étincelle. Cette étincelle

permet l'excitation de l'argon gazeux. Les électrons sont alors accélérés par le champ électromagnétique. Il en résulte une collision entre les atomes d'argon et la production d'un grand nombre d'électrons et d'ions argon, eux-mêmes accélérés.

Les éléments y sont atomisés et, en partie ionisés. L'énergie du plasma les porte à un état excité. Chaque élément, en revenant à son état fondamental, émet alors des photons de longueurs d'onde caractéristiques dont le flux est proportionnel à la concentration de l'élément dans l'échantillon. L'intensité lumineuse est détectée dans notre cas par un capteur CID (Décteur à Injection de Charge).



Figure IV.21. Iris Intrepid (ThermoElemental) Optima 8000

## IV.5. Etude expérimentale des résidus solides

### Introduction

Les propriétés des résidus dépendent fortement de la nature et du processus de combustion du déchet. Il est important de caractériser ces résidus par une étude détaillée pour vérifier leurs comportements dans l'environnement, afin de répondre aux critères conformes à un déchet dangereux ou inerte ainsi pouvoir les classer dans les CET de classe I ou II selon le danger qu'il représente, ou bien dans le meilleur des cas leur trouver un potentiel d'utilisation comme matériau dans la production de produits à haute valeur ajoutée. Cette étude détaillée comportera les caractéristiques physique, chimique et minéralogique ainsi que son comportement à l'environnement par une étude de lixiviation.

### IV. 5. 1. Echantillonnage et préparation des résidus

#### A. Produits utilisés

Les produits utilisés pour la réalisation de la partie expérimentale, sont présentés ci-dessous.

- FA 1 : Cendre des déchets de médicaments.
- FA 2 : Cendre des déchets de soins.
- M : Mâchefers des déchets de médicaments.
- Eau distillée :  $\text{pH} = 6,15 \pm 0,20$ , et une conductivité de  $\pm 0,01 \mu\text{s}$ .
- F80 : Cendre des déchets de médicaments de diamètre 80  $\mu\text{m}$
- F40 : Cendre des déchets de médicaments de diamètre 40  $\mu\text{m}$

#### B. Echantillonnage du mâchefer

La cendre est un résidu homogène, contrairement au mâchefer qui est hétérogène, d'où la nécessité de prendre un échantillon le plus représentatif possible.

Le mâchefer est un matériau qui est complexe et hétérogène de part sa constitution granulométrique. Le but de l'échantillonnage est donc de conduire au prélèvement d'une fraction la plus représentative de tout le matériau étudié.

L'échantillonnage a été réalisé en se basant sur les protocoles précis décrits, notamment dans [88-89] (figure IV.22). L'échantillonnage primaire et intermédiaire (prélèvement amené au laboratoire) des mâchefers ont lieu sur le site de production. L'échantillonnage intermédiaire



Les échantillons FA<sub>1</sub>, FA<sub>2</sub> et M prélevés ; ont subi les opérations préliminaires suivantes :

- Séchage à l'étuve ;
- Broyage à l'aide d'un mortier ;
- Tamisage afin d'obtenir un résidu assez fin figures (IV. 23 IV. 24 )



Figure IV. 23. a. Broyage des cendres FA1



Figure IV .24.c. Broyage des mâchefers M



Figure IV .23.b. Broyage des Cendres F2



Figure IV .23.d. Résidus solides

### IV. 5. 2. Caractérisation de la cendre et du mâchefer

#### IV. 5. 2. 1. Caractérisation physique

La couleur des résidus ont été déterminés par analyse visuelle (figure IV .23.d.), l'humidité selon la norme française NF ISO 11465, le pourcentage de composés organiques (LOI) a été déterminé en mesurant la perte au feu selon la norme [NF EN 15 169], en calculant la perte de masse en pourcentage du poids sec de l'échantillon initial après 4 heures de calcination à 550 ° C. Le calcul du LOI est déterminé selon l'équation E. IV.6.

$$\text{LOI 550} = ((\text{DW105} - \text{DW550}) / \text{DW 105}) * 100 \quad [90] \quad \text{E. IV.6}$$

Où : LI 550 représente la perte de masse à 550 ° C (en%),

DW105 est le poids sec de l'échantillon avant la combustion.

DW550 est le poids de l'échantillon après chauffage à 550 ° C.

La finesse des matériaux a été évaluée en mesurant la surface spécifique Blaine qui est une méthode standard [NF P 196-6]. Cette méthode est basée sur la détermination de la perméabilité d'un lit de poudre (Poiseuille droit et expression écoulement Darcy) La densité réelle des particules solides a été déterminé en utilisant un pycnomètre à hélium (AccuPyc - Micromeritics 1330), basée sur la quantité de gaz déplacé ( hélium ), les échantillons sont broyés au préalable de telle sorte que les molécules d'hélium sont en mesure de remplir les pores les plus petits. La distribution de taille de particule des poudres a été effectuée avec le granulomètre laser à sec à des pressions différentes (par exemple Mater Sizer 2000 ) en utilisant de l'éthanol en tant que dispersant. La procédure adoptée est basée sur la théorie de Fraunhofer où les paramètres optiques du matériau ne sont pas pris en compte.

#### IV.5. 2. 2. caractérisation chimique

##### IV. 5. 2. 2. 1. Analyse des éléments majeurs et mineurs

L'analyse des éléments majeurs ont été analysés par un spectromètre Thermo marque Niton XL3t scientifique X base du tube-ray (XRF) avec la technologie GOLDD™. Les éléments mineurs ont été détectés avec un spectromètre Bruker - marque AXS tels SRS 3400. Les quantités de chlorure et sulfate dans le contenu des cendres volantes ont été déterminées selon la norme NFT 90-014 pour les chlorures et la méthode néphélométrique (Rodier, 2009) pour les sulfates.

##### IV.5. 2. 2. 2. Détermination du chlorure et du sulfate

###### A. Détermination des chlorures

Le dosage est réalisé par  $\text{AgNO}_3$  jusqu'à l'apparition de la couleur rouge brique. (Figure IV 25-26 ).





La quantité de chlorure est donnée par l'équation suivante (mg / g) (1):

$$C_1 V_1 = V_2 C_2 \quad \mathbf{E. IV.7}$$

Avec: C1: concentration  $\text{AgNO}_3$  (g / l)

V1 = volume de  $\text{AgNO}_3$  (ml)

C2: concentration en chlorure (g / l)

V2: volume d'eau distillée (ml).



**Figure IV .25.** Dosage des Cl-



**Figure IV .26.** Précipité rouge brique

### B. Dosage des sulfates

Les ions  $\text{SO}_4^{2-}$  sont précipités sous forme de sulfate de baryum. Les papiers filtres ont été séchés dans une étuve à 60 ° C La quantité de sulfates obtenus est donnée par l'équation (2) suivante:

$$Q_e = (P_1 - P_0) \times 1000 \times 0,41155 / V \quad \mathbf{E. IV.8}$$

Avec: P<sub>0</sub>: masse du filtre

P<sub>1</sub>: masse du filtre et l'échantillon

### **IV.5 2.3. Caractérisation minéralogique**

La caractérisation minéralogique des résidus, nous permet d'identifier tous les minéraux susceptibles de se former dans les cendres et mâchefers par conséquent identifier les phases cristallines et les teneurs en verre.

#### **IV.5. 2. 3.1. Détermination des phases minéralogiques**

La détermination des phases minérales dans les matériaux a été faite avec un diffractomètre de type Siemens 5000. Les positions et les intensités des pics observés sont comparés aux fichiers de référence - ICDD PDF (Powder Diffraction File, Centre international pour la diffraction de données) pour identifier les phases minéralogiques présente. L'échantillon solide finement broyé séché pendant 6 heures à 105 °C et ensuite monté sur un porte-échantillon adapté et ensuite soumis à un faisceau de rayons X, régi par la loi de Bragg:  $n = 2d \sin \theta / \lambda$  (où  $\lambda$  = longueur d'onde en Angströms,  $d$  = espacement interplanaire en angströms et  $\theta$  = angle de réflexion ou de diffraction en degrés), avec les conditions d'analyse présentées dans (tableau IV. 5).

**Tableau IV. 5.** Conditions d'analyse minéralogiques

Wavelength	CuK $\alpha$ [Å]	1,5418
Start angle	[°2Th.]	2,0000
End angle	[°2Th.]	70,0000
Step size [°2Th.]		0,0170
Step Time [s]		91,7599

#### **IV. 5. 2. 3. 2. Etude qualitatifs du contenu en verre**

La qualité de la cendre volante est liée à sa teneur en verre. Pour cela, il suffit de calculer, à partir de la composition chimique, la différence entre les teneurs en silice premières et de chaux (chaux - silice), quand il est au-dessous d'une valeur seuil de 34%, les cendres ne contiennent pas de phase vitreuse, mais si elle est supérieure à 34% , cela signifie que les résidus solides contiennent une phase vitreuse.

### IV.5. 2. 3. 3. Etude quantitative de la teneur en verre

C'est une méthode semi-quantitative sur la base du rapport de la surface, qui est largement utilisé dans l'industrie des polymères [91], et dans certains autres domaines tels que l'industrie pharmaceutique [92]. Il est généralement considéré comme une méthode absolue de la mesure du degré de cristallinité. Il consiste à calculer le rapport entre la somme des intensités de lignes de tous les minéraux cristallisés présents dans l'échantillon par rapport à l'intensité totale diffusée et diffractée (y compris la diffusion de la bosse). Transposé à la posologie de la phase amorphe, pour calculer directement avec une seule quantité de diffractogramme de verre, en appliquant l'équation : ( E. IV.9)

:

$$V (\%) \approx I_V / (I_V + \sum \sum I_i) \quad \text{E. IV.9}$$

↙  
(Tous les minéraux)

où: V (%): représente la teneur en verre de l'échantillon,

$I_V$ : est l'intensité (région) du verre de bosse

$I_i$ : est la somme des intensités de tous les pics de la matière minérale i.

### IV.5. 2. 4. Analyse morphologique

L'analyse par MEB a été réalisée par TOPCON 002B aéronet équipé d'un EDS (spectroscopie à dispersion d'énergie) analyseur.

### IV.5. 2. 5. Analyse thermogravimétrique

L'analyse thermogravimétrique de la quantification des phases minéralogiques en mesurant la perte de masse décomposition induite (à partir des hydrates de l'eau et des hydroxydes, et le dioxyde de carbone en carbonate) à une montée en température de 20 ° C à 1000 ° C a été effectuée sur l'appareil de type STA 409 PC (Netzsch). L'échantillon a été chauffé sous une atmosphère d'air à partir de la température ambiante à 1000 ° C à une vitesse de 10 ° C min<sup>-1</sup>.

### IV. 2.6. Comportement à l'environnement

L'étude de la lixiviation a été réalisée conformément à la norme NF EN12457-2. La mise en solution est le moyen le plus susceptible pour déterminer le potentiel polluant des éléments traces dans les résidus. La procédure choisie pour ce travail est une lixiviation séquentielle avec de l'eau déminéralisée, avec un rapport L/S = 10 l.kg<sup>-1</sup> pendant 24 heures. A la fin du processus de lixiviation, les échantillons ont été filtrés, et la teneur en éléments principaux et en oligo des lixiviats ont été déterminées par ICP-AES et ICP-MS.

Ce type de test utilisé pour évaluer les éléments lessivables d'un matériau. 04 études de lixiviations ont été effectuées. Dans l'eau distillée et dans l'eau acidulée avec HCl à (pH = 4) :

Les résidus FA1 dans l'eau

Les résidus FA1 dans l'eau acidulée

Les résidus FA2 dans l'eau

Les résidus M dans l'eau

La figure IV .27 montre le protocole de lixiviation : l'agitation du mélange pendant 24h, ensuite filtration sous vide.



**Figure IV .27.** Protocole de la lixiviation

### Introduction

Cette partie expose tous les résultats de l'étude sur les polluants toxiques issus de l'incinération des déchets de soins (déchets de médicaments et déchets d'activités de soins : DASRI) . Deux types de traitements des polluants ont été effectués et étudiés lors de l'incinération, un traitement A (par lavage et neutralisation des gaz par la soude) et un traitement B (par lavage et neutralisation des gaz par la soude suivie d'une adsorption au charbon actif). L'étude et analyse des polluants gazeux : CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, BTEX, PCDD, PCDF, les métaux lourds dans les fumées, ainsi que dans les résidus d'incinération et enfin une étude de caractérisation (physique, géotechnique, chimique, minéralogique, des analyses morphologiques (MEB) et thermogravimétriques et enfin leur comportement dans l'environnement par une étude de lixiviation ont été réalisés.

### V .1. Incinération des déchets pharmaceutiques et des DASRI

Nous avons effectué l'incinération des déchets pharmaceutiques et hospitalier (DASRI) sur deux types d'incinérateurs NAR (5000 qui est équipé de deux laveurs et d'une station de traitement des fumées) et NAR (3000 qui est équipé d'un laveur puis on a rajouté par la suite une colonne à CA).

Le principe de ces deux types d'incinérateurs est :

Le premier incinérateur est horizontal et le deuxième vertical statique à sole fixe constitués d'une enveloppe métallique renforcé par un revêtement réfractaire interne de 150 mm qui a pour but de réduire les pertes calorifiques à l'extérieur. (Tableau V.1.).

Les déchets générés suite à l'incinération sont transformés en gaz, en résidus solide (cendres et mâchefers).

Nos travaux vont s'intéresser à tous les types de polluants (solides et gazeux) générés par les deux incinérateurs suite à l'incinération des déchets de soins (déchets de médicaments périmés et déchets de soins infectieux auxquels il faut prêter une attention particulière vu leur toxicité.

**Tableau V.1.** Paramètres d'incinération

	<b>NAR 500</b>	<b>NAR 300</b>
Déchets incinérés	Médicaments périmés	Hospitaliers (DASRI)
T de combustion	950 °C	1100 °C
% d'O <sub>2</sub>	6%	6%
Capacité Max ( Kg /h)	187	256

Le traitement des gaz effectué est un traitement par voie humide (Tableau V.2.) :

Les fumées sortent à une température de 900°C par le haut, subissent une pulvérisation d'eau de recyclage et d'eau propre (eau d'appoint) qui permettra une déconcentration du liquide de lavage. Cette étape permet de présaturer les gaz et de rabattre la température.

Les gaz passent ensuite dans le venturi à volets réglables où la majeure partie des particules est éliminée. Aussi, un transfert de ces particules solides de la phase gazeuse vers la phase liquide s'y déroule.

Les gaz sortant du venturi passent du bas vers le haut au travers d'une colonne de lavage équipée de trois (03) plateaux de contact perforés, où se déroulent les réactions de neutralisation des gaz acides par la soude selon le mécanisme réactionnel suivant :



Après neutralisation, les fumées sont extraites à l'aide d'un ventilateur de tirage puis évacuées vers l'atmosphère au travers d'une cheminée.

**Tableau V.2.** Système de traitement de fumées au niveau de la station ECFERAL

Polluants	Voie humide
SO <sub>2</sub> , HCl, HF	Dissolution des gaz acides dans une solution basique (NaOH ...) Le contact se fait par injection de la solution dans les fumées (tour de lavage).
Poussières	Tour de lavage L'eau injectée se disperse en gouttes d'eau dans les fumées et piège les poussières qui sont alors récupérées en solution.

Le principe est de dissoudre dans un premier temps les acides dans l'eau. Puis dans un deuxième temps, le traitement de cette eau et sa neutralisation se feront dans une station de traitement spécifique.

Deux types de traitements des polluants ont été effectués lors de l'incinération des déchets.

**Traitement A :** Par simple lavage et neutralisation des gaz par la soude.

**Traitement B :** Lavage et neutralisation des gaz par la soude suivie d'une adsorption au charbon actif.

## V. 2. Analyse des rejets gazeux

Nous avons étudié l'analyse des principaux rejets gazeux issus de l'incinération ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{O}_2$ ) sur l'analyseur HORIBA, des déchets des médicaments et des déchets des DASRI.

### V. 2.1. Analyse in Situ des gaz suite à l'incinération des déchets pharmaceutiques périmés par Horiba.

On a commencé par les déchets pharmaceutiques en les incinérant au niveau de la station S1 (Nar 5000) et on a analysé les gaz à la sortie de la cheminée.

#### A. Analyse des gaz des déchets périmés du Médicament Pimag (P)

L'analyse des gaz suite à l'incinération du médicament Pimag a révélé la présence des gaz suivant : ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{Co}$ ,  $\text{O}_2$ ) Figures (V.1 ; V.2 ; V.3 ; V 4).

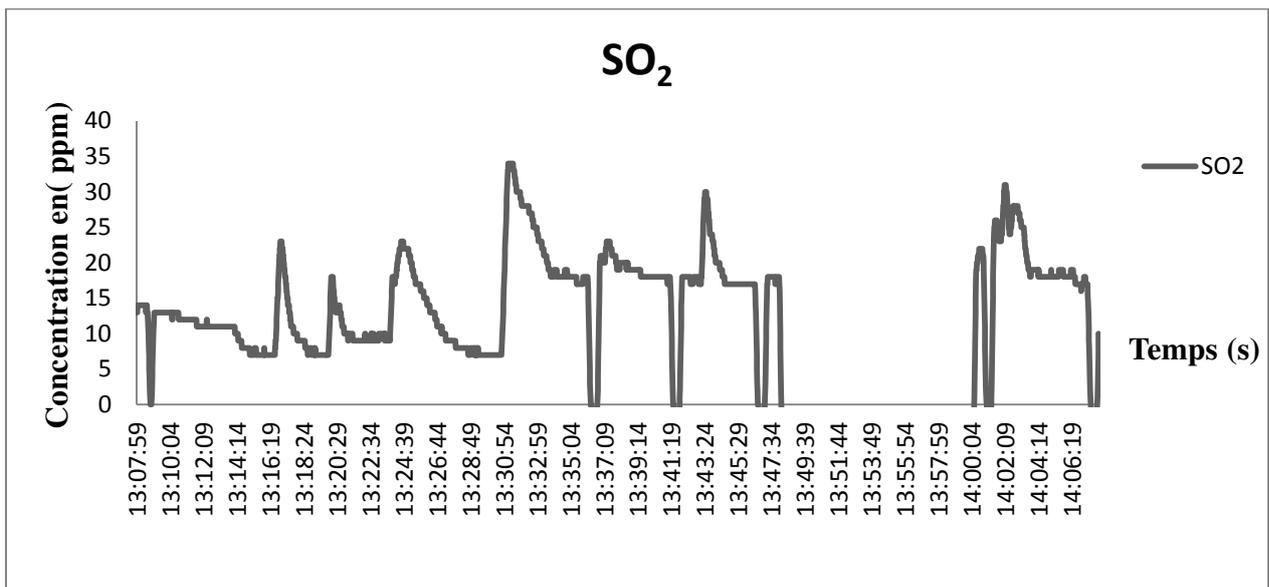


Figure V.1 . Evaluation de la concentration de  $\text{SO}_2$  en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (P).

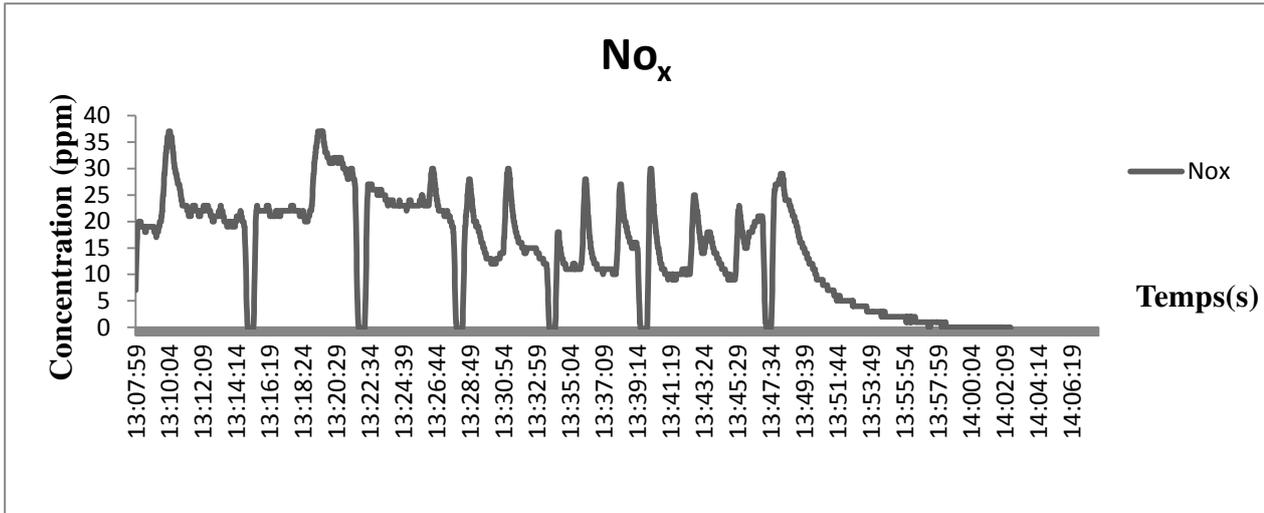


Figure V.2 . Evaluation de la concentration de NO<sub>x</sub> en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (P).

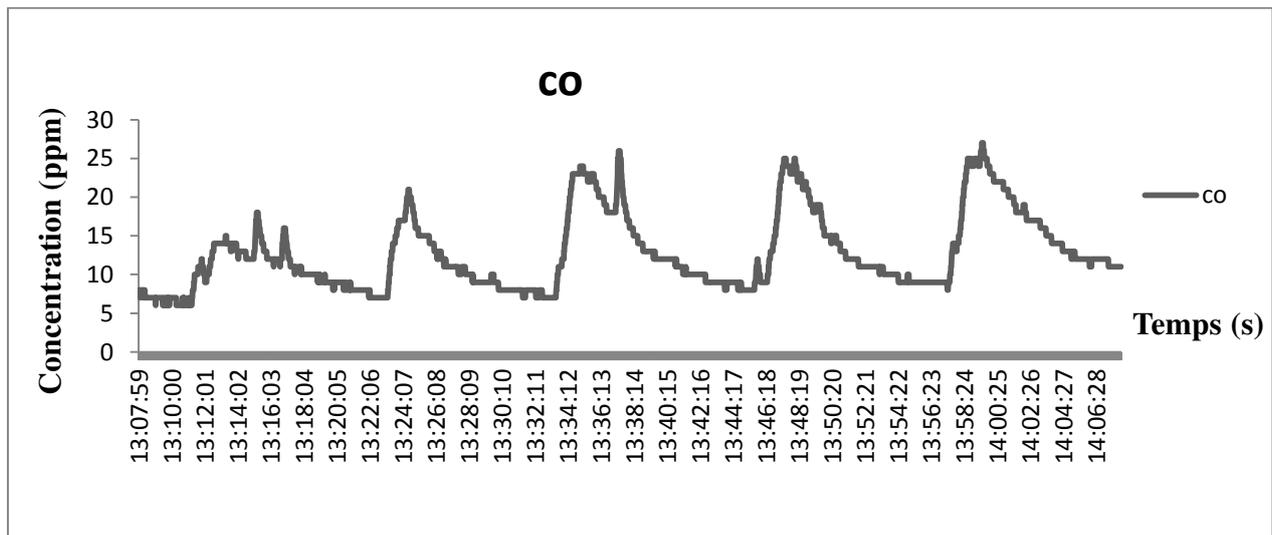


Figure V.3. Evaluation de la concentration de CO en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (P).

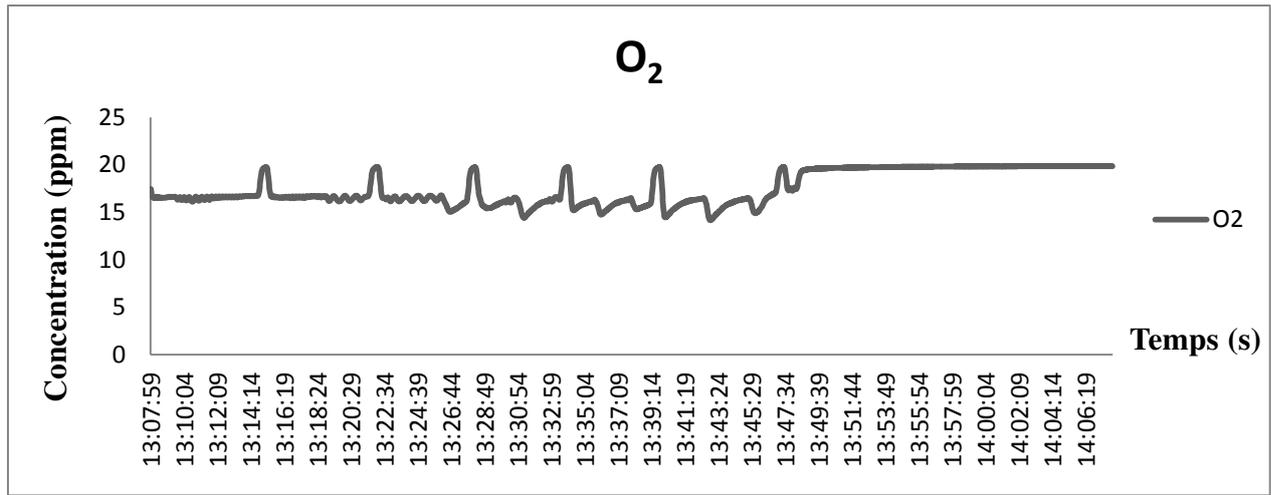


Figure V.4. Evaluation de la concentration d'O<sub>2</sub> en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (P).

**B. Analyse des gaz des déchets périmés du médicament Maltitol ( M ) .**

L'analyse des gaz suite à l'incinération du médicament Maltitol (M) a révélé la présence des gaz suivant : (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, Co, O<sub>2</sub>) Fig (V.5 ; V 6 ; V .7 ; V.8)

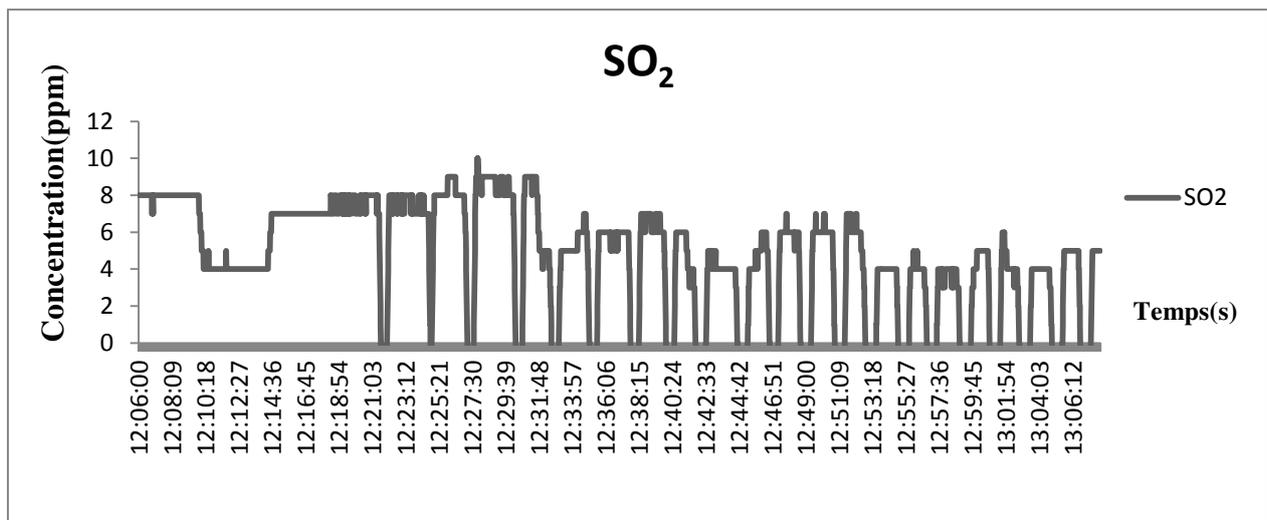


Figure V.5 . Evaluation de la concentration de SO<sub>2</sub> en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (M).

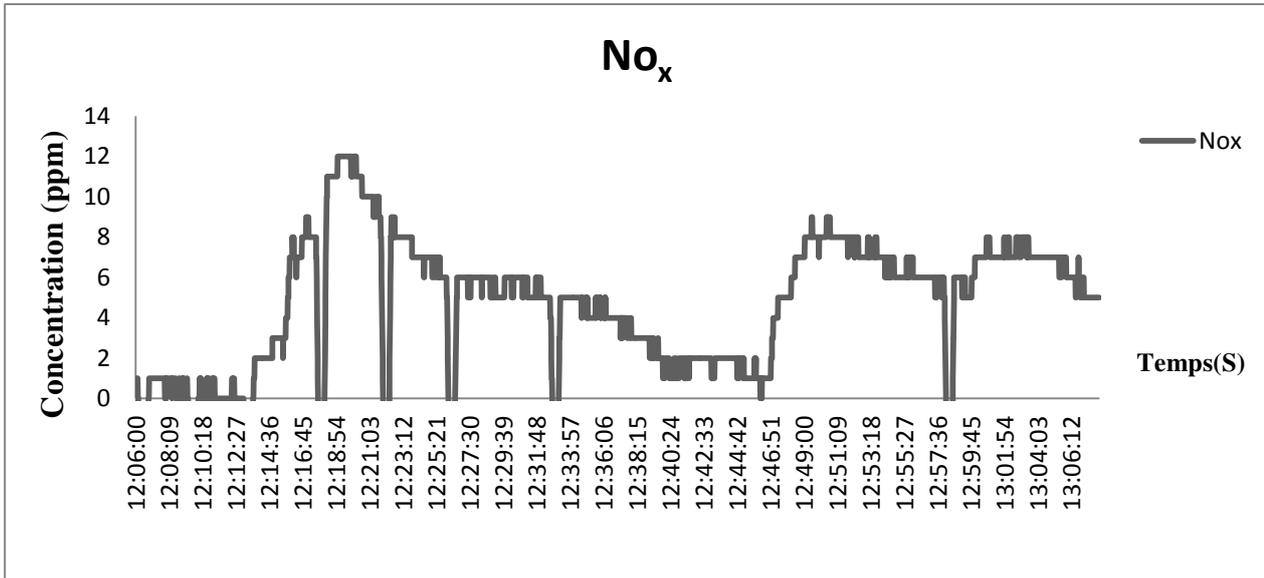


Figure V.6 : Evaluation de la concentration de NOX en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (M).

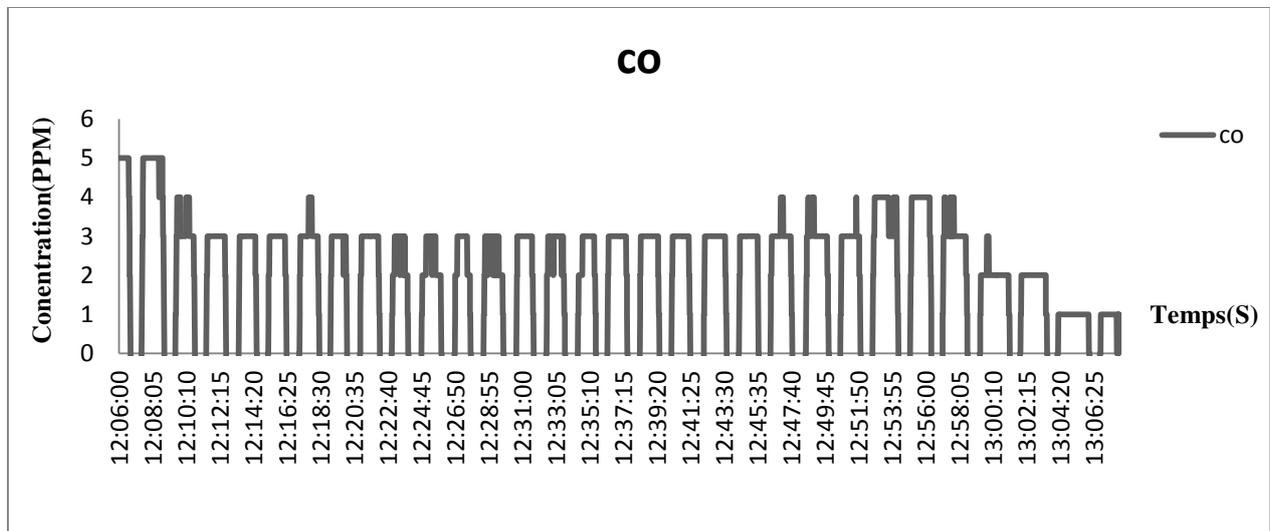
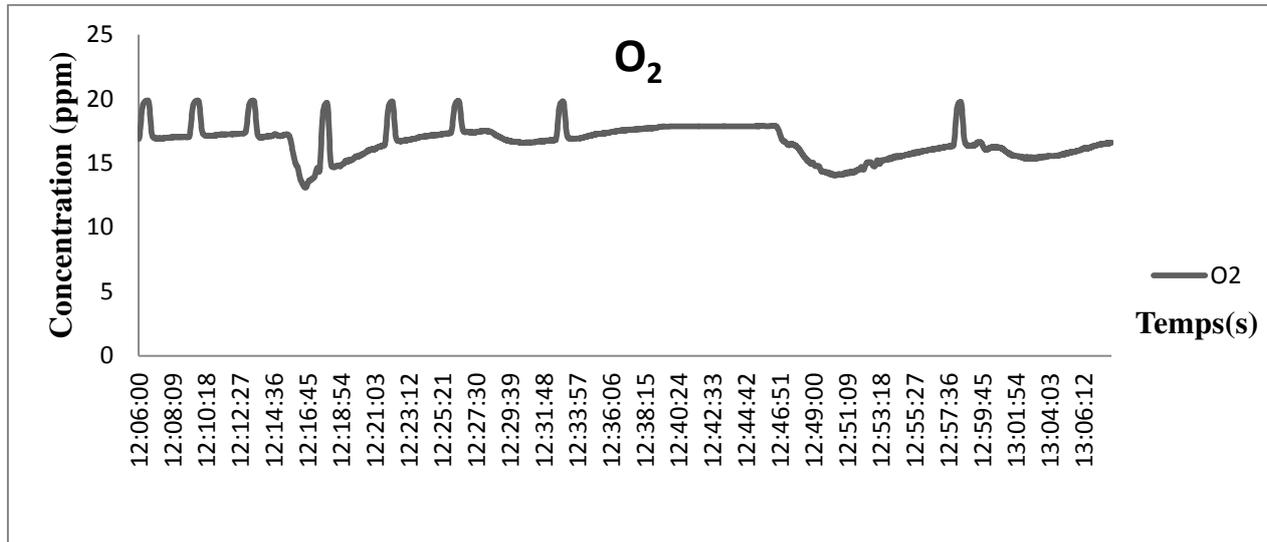


Figure. V. 7 : Evaluation de la concentration de CO en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (M).



**Figure .V.8 :** Evaluation de la concentration d'O<sub>2</sub> en fonction du temps suite à l'incinération du médicament (M).

Les courbes fluctuées peuvent être observées pour toutes les courbes donnant les concentrations des gaz en fonction du temps en raison de l'hétérogénéité et de composants volatils dans les déchets.

Les résultants des rejets atmosphériques des différents déchets incinérés montrent que les niveaux des polluants analysés varient d'un déchet à un autre au niveau de la station d'incinération (S1 : NAR5000 équipé de deux laveurs).

Les concentrations des NO<sub>x</sub> mesurées au niveau de la station S1 montrent pour les produits pharmaceutiques tel le Malitol , que le minimum est de 2 ppm soit (4,1 mg/m<sup>3</sup>) et le maximum atteint est de 37,0 ppm soit ( 75,85 mg/m<sup>3</sup>),

Pour le médicament Pimag la valeur minimale est de 3 ppm soit 6,15 mg/m<sup>3</sup> alors que la valeur maximale atteint est de 37,85 ppm soit 75,85 mg/m<sup>3</sup>.

Ces valeurs montrent bien que les rejets des gaz NO<sub>x</sub> lors de l'incinération des médicaments Pimag ou Maltitol sont au-dessous des normes suivie par les industries de l'incinération en Algérie (Norme du journal officiel N°24 du 16 Avril 2006) .

En ce qui concerne le dioxyde de soufre  $\text{SO}_2$  pour le Maltitol le niveau de rejet minimum est de 3,54 ppm soit  $10,14 \text{ mg/m}^3$ , alors que la valeur maximale a atteint 10,12 ppm soit  $28,94 \text{ mg/m}^3$ .

Pour le médicament Pimag la valeur minimale est de 4,29 ppm soit  $11,44 \text{ mg/m}^3$ , alors que le maximum de rejets est de 34 ppm soit  $97,24 \text{ mg/m}^3$ .

Ces valeurs respectent bien les normes d'émission de  $\text{SO}_2$ . (Norme du journal officiel N°24 du 16 Avril 2006).

Les niveaux faibles de pollution par  $\text{SO}_2$  et  $\text{NO}_x$  enregistrées montrent bien l'efficacité du système de traitement humide et la neutralisation des gaz acides de l'incinérateur Nar 5000 suite à l'incinération des déchets des médicaments.

### IX.2.2. Analyse in Situ des gaz suite à l'incinération des DASRI par Horiba.

On a effectué l'analyse des rejets gazeux lors de l'incinération des DASRI dans la station d'incinération Nar 5000 équipé d'un neutraliseur de fumées et on a analysé les gaz a la sortie de la cheminée. Ces analyses ont révéler la présence des gaz suivants : ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ , Co,  $\text{O}_2$ ) figures (IX.9 ; IX.10 ; VI.11 ; IX .12).

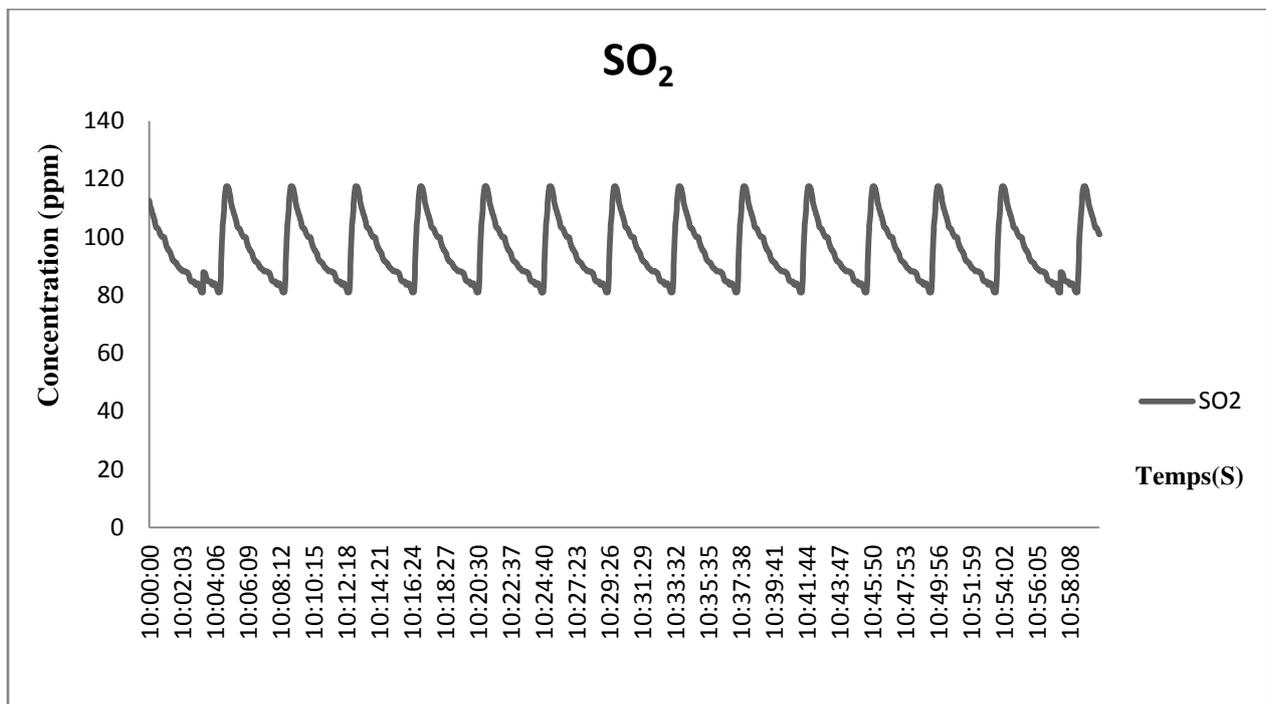


Figure IX.9 : Evaluation de la concentration de SO<sub>2</sub> en fonction du temps suite à l'incinération de (DASRI).

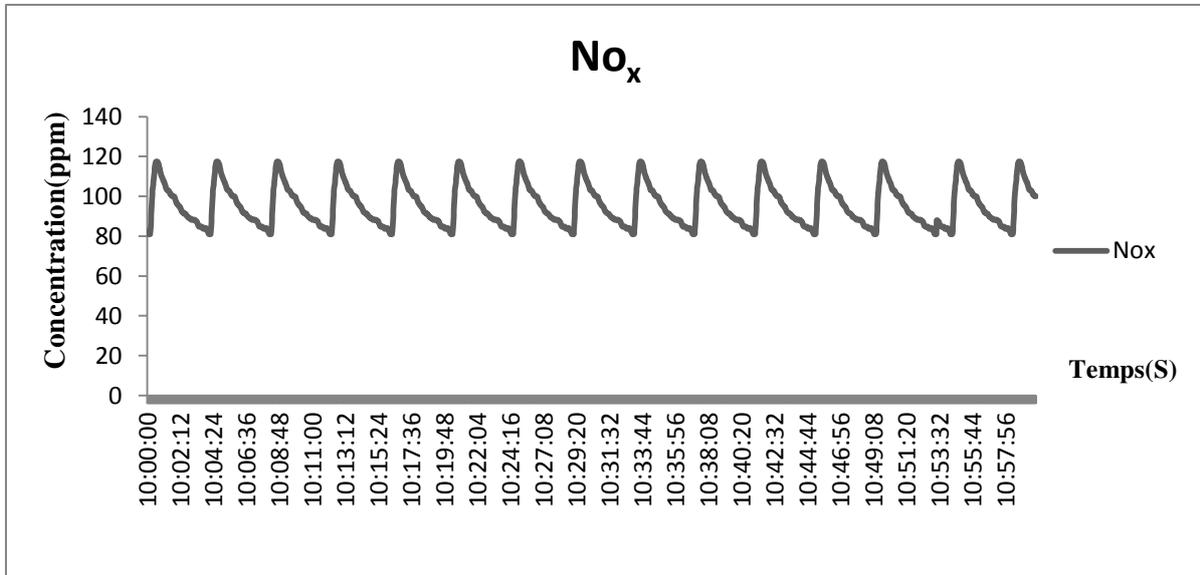


Figure V.10 : Evaluation de la concentration de NO<sub>x</sub> en fonction du temps suite à l'incinération de (DASRI).

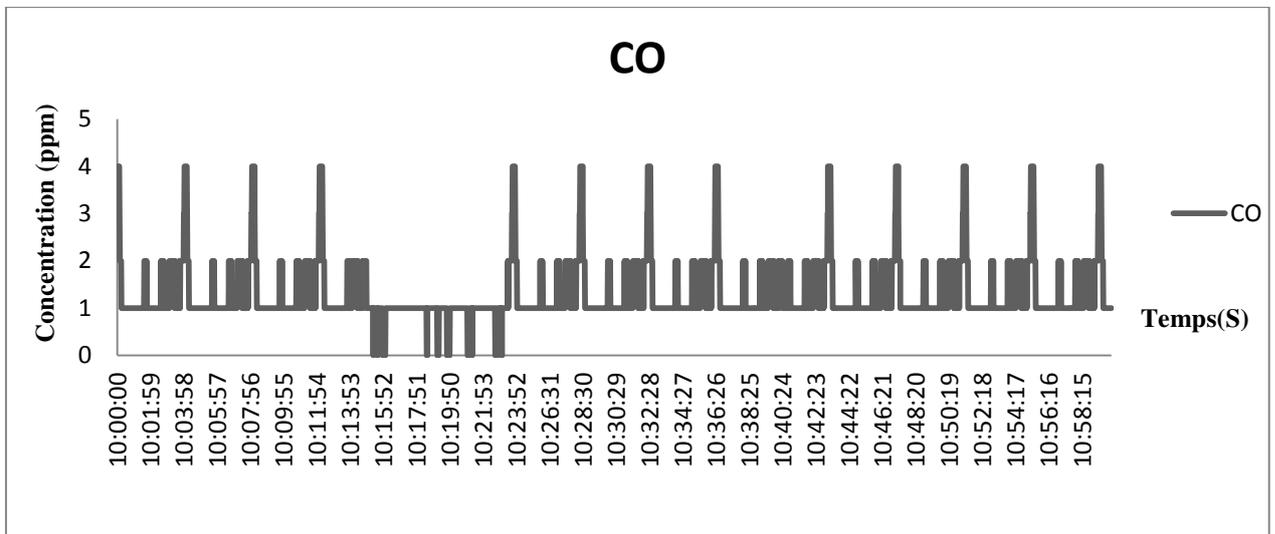


Figure V.11 : Evaluation de la concentration de CO en fonction du temps suite à l'incinération de (DASRI).

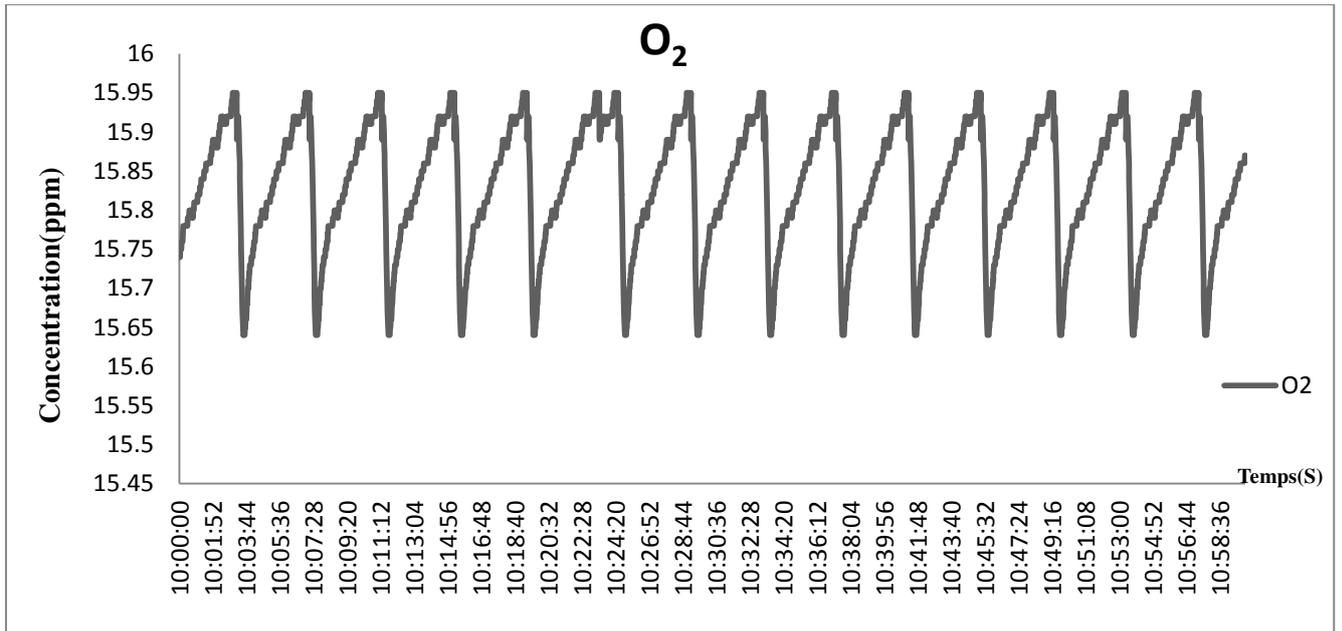


Figure V .12 : Evaluation de la concentration d'O<sub>2</sub> en fonction du temps suite à l'incinération de (DASRI).

Tableau . V. 3. Valeurs moyennes des rejets atmosphérique lors de l'incinération des médicaments et des DASRI.

	NOx			SO <sub>2</sub>			CO		
	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy
mg/m <sup>3</sup>									
Pimag	75.85	6.15	41	97.24	11.44	54,34	33.75	7.5	20,62
Maltitol	75.85	4.1	58,42	28.94	10.14	19,54	33.75	7.5	20,62
DASRI	246	164	205	<u>343</u>	231.4	287,2	5	0	5
Valeurs limites mg/m <sup>3</sup>	<b>300</b>			<b>300</b>			<b>150</b>		

Les figures (V.9 ; V.10 ; V.11 ; V.12) montrent que pour les DASRI les concentrations des NOx mesurées au niveau de la station S1 c'est à dire sans qu'il y est traitement au charbon actif montre que la valeur minimale est de 80 ppm soit 164 mg/m<sup>3</sup> et la valeur maximale est de 120 ppm soit 246 mg/m<sup>3</sup>.

Pour les gaz SO<sub>2</sub> le minimum atteint est de 80,9 ppm soit 231,40 mg/m<sup>3</sup> alors que le maximum est atteint pour une valeur de 120 ppm soit 343 mg/m<sup>3</sup>, cette concentration en SO<sub>2</sub> dépasse largement la norme des rejets en SO<sub>2</sub> suivie par les industries de l'incinération en Algérie (Norme du journal officiel N°24 du 16 Avril 2006) Annexe Tableau V.16 A qui est fixée à 300 mg/m<sup>3</sup>, mais la valeur moyenne reste au-dessous de la norme (Tableau.V.3).

Donc en ce qui concerne les rejets des déchets des DASRI qui sont considérés comme très toxiques et très chargés, peuvent éventuellement avoir une composition chimiques très riche en soufre ce qui par oxydation peut former des quantités importantes en SO<sub>2</sub> et qu'un simple lavage avec neutralisation acide ne suffit pas pour minimiser leur émission.



En ce qui concerne les rejets des gaz CO (oxyde de carbone), les valeurs trouvées pour les différents types de déchets sont largement au-dessous des valeurs limites des rejets fixées par la norme du journal officiel N°24 du 16 Avril 2006 qui fixe cette valeur à 150 mg/m<sup>3</sup>. Cela nous ramène à constater qu'on a effectué une bonne optimisation des paramètres lors de l'incinération à savoir la température et la turbulence car il faut savoir que ces niveaux de CO représentent la meilleure estimation disponible pour un fonctionnement satisfaisant du processus d'incinération. Des augmentations des concentrations en CO dans les gaz de combustion seront importantes s'il ya défaillance sur l'un des paramètres suivants : températures de combustion adéquates, quantité et distribution de l'air de combustion, et optimisation du processus de mélange.

### V. 3. Analyse des BTEX

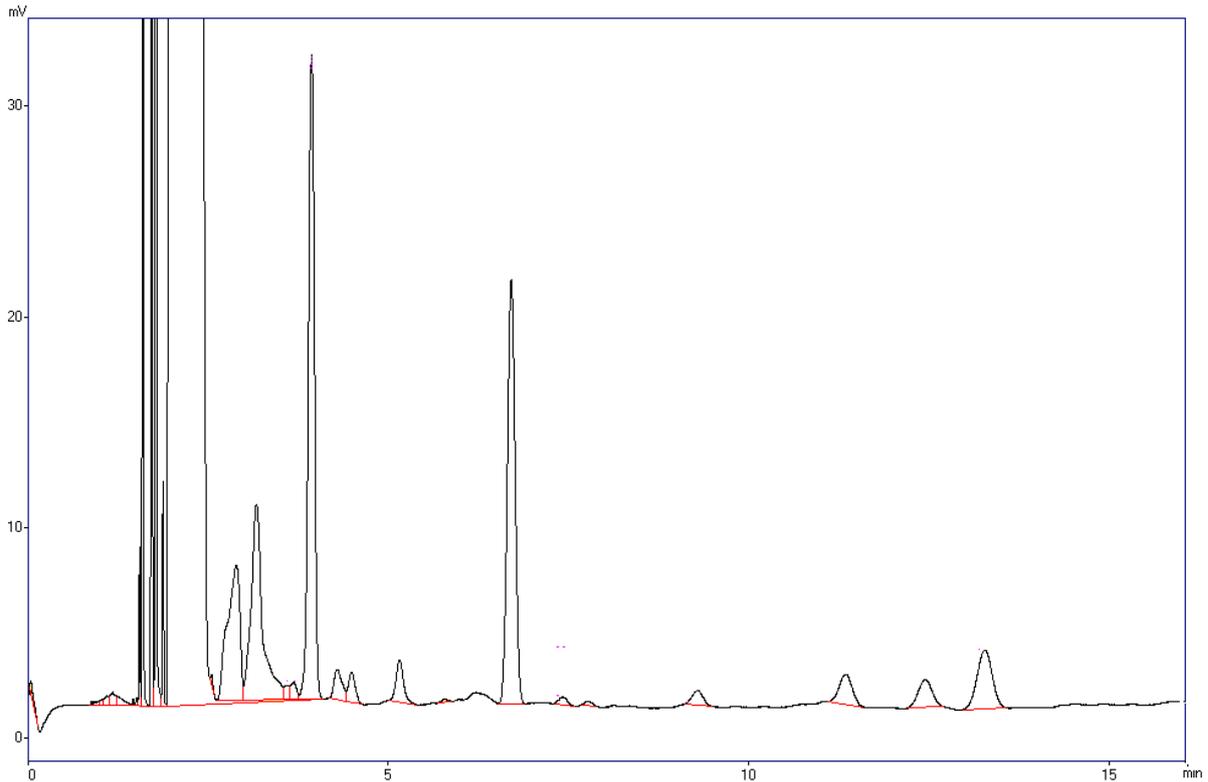
#### V. 3. 1. Identifications des polluants BTEX

Le tableau 1 présente les BTEX identifiés et quantifiés au voisinage de l'incinérateur NAR 5000 pendant une semaine (d'échantillonnage actif). Le chromatogramme d'un échantillon prélevé à proximité de l'incinérateur éluée à travers la colonne BP5 est représenté sur la figure. V.13.

Le benzène et les xylènes (ortho, méta- et para) sont les plus abondants BTEX identifiés au voisinage de l'incinérateur des déchets de soins, ils représentent environ 77% du total des BTEX. Le toluène et l'éthylbenzène sont également quantifiés et leur Les concentrations sont respectivement de 10,6 et 5,9  $\mu\text{g m}^{-3}$ . Les concentrations des BTEX totaux enregistrés au voisinage de l'incinérateur est égale à 77,3  $\mu\text{g m}^{-3}$ .

**Tableau V. 4.** Les concentrations moyennes des BTEX ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) à proximité de l'incinérateur

Corposants	Temps de retention (min)	C ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) $\pm$ SD
Benzène	4.03	31.6 $\pm$ 28.7
Toluène	6.48	10.6 $\pm$ 1.7
Ethylbenzène	10.56	5.9 $\pm$ 5.2
( <i>m/p</i> )-Xylène	11.76	20.6 $\pm$ 13.7
<i>o</i> -Xylène	12.51	4.6 $\pm$ 3.2
BTEXs-	-	77.3
Toluène/Benzène-	-	0.34
( <i>m/p</i> )-Xylène/Benzène-	-	0.65
<i>o</i> -Xylène/Benzène-	-	0.15



**Figure V.13.** Séparation des isomères géométriques méta- et para- xylènes sur la colonne chromatographique.

### V. 3. 2. Source d'émission des BTEX

Les ratios des concentrations du toluène, m-, p-xylène et o-xylène sur le benzène ont été calculés pour obtenir des informations sur les sources des BTEX. En fait, lorsque les trois ratios s'approchent respectivement des valeurs, de 2,7 , 1,8 et 0,9, les voitures sont clairement confirmées dans la littérature comme étant source d'émission [93-95].

Selon le tableau V.4, Les trois ratios calculés ci-dessus pour les BTEX, au voisinage de l'incinérateur, sont beaucoup plus faibles que ceux proposés dans la littérature; De ce fait il est clairement montré que les BTEX résultent des émissions de l'incinérateur avec probablement une légère contribution des émissions de la circulation.

### V.3.3. Etude comparative des émissions des BTEX

Les niveaux des BTEX enregistrés dans cette étude sont plus élevés que ceux enregistrés dans le voisinage de l'incinérateur des déchets de l'usine de traitement à Barcelone (Catalogne, Espagne), où les niveaux de BTEX sont respectivement de 9,88 et 8,49  $\mu\text{g m}^{-3}$  en Février et Juillet [96]. De plus, ils sont plus élevés que ceux

mesurées dans le voisinage de l'incinérateur des déchets de l'usine de traitement de Tarragone (Catalogne, Espagne), où il a été enregistré une valeur de  $17 \text{ ug m}^{-3}$  en Décembre 2007, mais en Juin et Décembre 2008, les niveaux des BTEX sont respectivement de 7,1 et  $6,3 \text{ ug m}^{-3}$ , et en Juin 2009 le niveau de BTEX sont de  $7,7 \text{ ug m}^{-3}$ . Par contre Le niveau des BTEX mesurés dans cette étude est faible à celui détecté récemment dans la zone industrielle de Kocaeli en (Turquie), où une gamme de  $3,7$  à  $335 \text{ pg m}^{-3}$  de BTEX a été enregistrée [97], tandis qu'une forte variabilité des résultats a été rapportée dans les zones urbaines à travers le monde [98- 99].

Concernant le benzène [100], récemment, le niveau détecté est de  $16,6 \text{ pg m}^{-3}$  dans les zones urbaines et industrielles de Tarragone, des concentrations inférieurs à celles de cette étude.

Contrairement à cette étude, ces chercheurs ont également noté que le toluène était le composé le plus abondant. Ce fait pourrait être expliqué par les résultats de toluène provenant des émissions d'autoroute (trafic routier).

En outre, le benzène est le seul COV dont les niveaux dans l'air sont actuellement retenus par la législation. Une valeur seuil de  $3,5 \text{ ug} / \text{m}^3$  est fixé par les directives européennes 2008/50 / CE) [101]. La concentration mesurée ici du benzène a dépassé d'environ dix fois les lignes directrices établies par l'Union européenne pour l'air ambiant puisque la concentration a atteint  $31,6 \text{ ug} / \text{m}^3$ .

Le tableau IX.5 donne la valeur moyenne des BTEXs enregistrée par comparaison avec des études antérieures résultant de différents domaines industriels. Selon le tableau IX.5, les concentrations mesurées dans cette étude, le benzène, toluène et le BTXs total sont très inférieures à ceux enregistrés dans une raffinerie d'essence à Taiwan [102] et des déchets municipaux (UK) [103]; Ils sont nettement inférieurs à ceux enregistrés par rapport aux déchets municipaux algériens [104], et d'une raffinerie de pétrole à Taiwan [105].

En revanche, les concentrations moyennes mesurées dans cette étude pour le benzène, toluène et BTX sont très élevés par rapport à ceux enregistrés à proximité des déchets municipaux et une raffinerie à Rome (Italie) [106], la zone industrielle en Corée [107], une raffinerie de pétrole en Grèce [108], une raffinerie d'essence à Taiwan et la zone industrielle au Canada (Cheng et al.[109]. Cependant, plusieurs procédés d'échantillonnage ont été utilisés dans des études antérieures, ainsi que la période d'échantillonnage, comme indiqué ci-dessous dans le tableau V.5.

**Tableau V.5.** Comparaison des valeurs moyennes des BTXs de cette étude et des zones industrielles des différents pays.

	Cette étude	[A]	[B] <sup>(a, c)</sup>	[C] <sup>e</sup>	[D] <sup>c</sup>	[E] <sup>e</sup>	[F] <sup>f</sup>	[G] <sup>g</sup>	[H] <sup>h</sup>	[I] <sup>i</sup>
<b>Benzène</b>	31.6 ± 28.7	1.0 <sup>a</sup>	0.4 <sup>a</sup>	2.1	0.8	110	6.8	12.7	0.8	71
<b>Toluène</b>	10.6 ± 1.7	3.0 <sup>a</sup>	1.3 <sup>a</sup>	3.9	1.7	118	5.4	17.0	1.2	253
<b>BTX</b>	77.3	2.5 <sup>(b, c)</sup> 7.6 <sup>(c, d)</sup>	1 <sup>(b, c)</sup> 3 <sup>(c, d)</sup>	8.7	3.8	248	13.2	157	2.6	391

[A]: Raffinerie (Rome) [107]; [B]: Déchets Municipaux (Rome) [107] ; [C]: Site Industriel (Korea) [108] ; [D]: raffinerie des huiles (Greek) [109] ; [E]: raffinerie Pétrolière (Taiwan) [106] ; [F]: raffinerie Pétrolière (Taiwan) [103] ; [G]: Déchets Municipaux (United King-dom) [104]; [H]: Site Industriel (Canada) [110] ; [I]: Déchets Municipaux (Algeria) [105] .

a un analyseur automatique;

b concentration diurne moyenne;

c adsorbant méthode piège d'échantillonnage et d'analyse GC-FID;

d concentration de la moyenne nocturne ;

e Méthode en acier inoxydable de conteneurs d'échantillonnage et d'analyse GC-FID;

f Canisters méthode d'échantillonnage et GC-FID ou l'analyse MSD (moyenne de pétrole limites de raffinerie (2-4 points d'échantillonnage, juin 2000);

g méthode d'échantillonnage passif et l'analyse GC-FID, moyenne de SS1-SS9 points d'échantillonnage preincinerator

h méthode d'échantillonnage et d'analyse GC-FID; i méthode adsorbant piège d'échantillonnage et de désorption thermique GC-MS (TD / GC / MS) analyse.

### **V. 4. Analyse des métaux lourds**

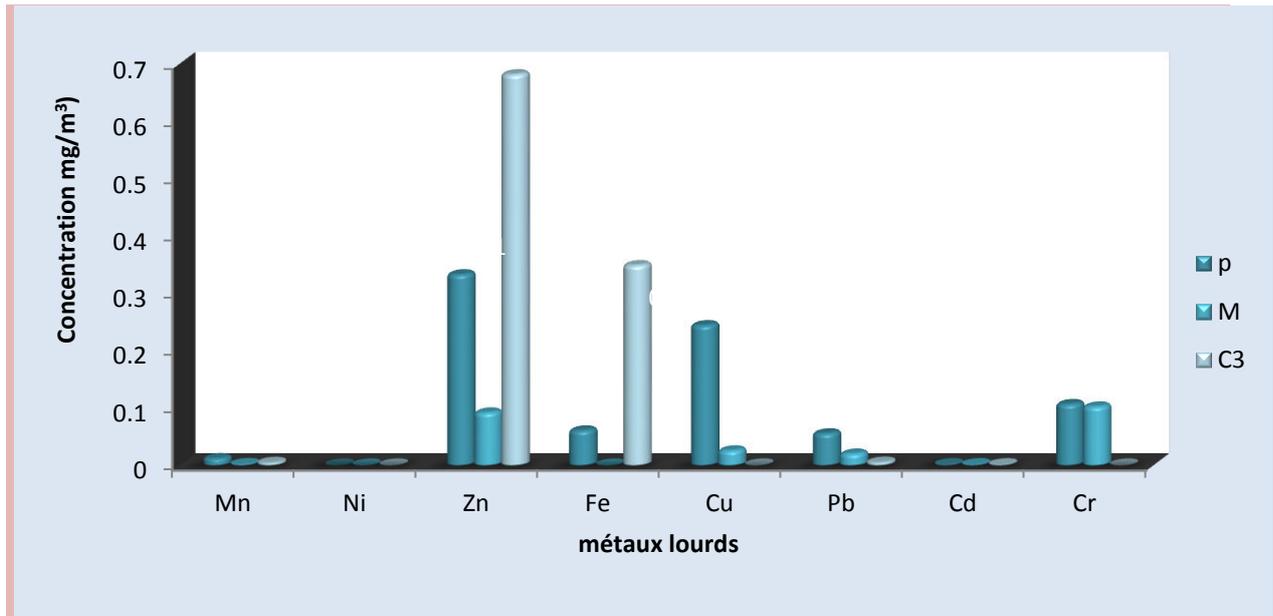
On a effectué deux types de prélèvements de métaux lourds sur les fumées de cheminée suite à deux traitements différents, le traitement A et le traitement B.

#### **V. 4. 1. Analyse des métaux lourds des gaz de déchets pharmaceutiques (P, M, C<sub>3</sub>) ayant subi le traitement A**

Cette analyse des métaux lourds des gaz des déchets pharmaceutiques (P, M, C<sub>3</sub>) a été effectuée suite au traitement A, les résultats sont regroupés dans le tableau V.6.

**Tableau V. 6.** Evaluation de la concentration des métaux lourds des gaz des déchets pharmaceutiques suite au traitement A.

	P (mg/m <sup>3</sup> )	M (mg/m <sup>3</sup> )	C <sub>3</sub> (mg/m <sup>3</sup> )
Mn	0,011885	0,001892	0,004753
Ni	ND	ND	ND
Zn	0,332491	0,09164	0,681721
Fe	0,060375	0	0,348433
Cu	0,243707	0,025598	ND
Pb	0,055343	0,020018	0,00522
Cd	0,001514	0,001462	0,001217
Cr	0,106297	0,102125	ND



**Figure V.14.** Evaluation de la concentration des métaux lourds des gaz des déchets pharmaceutiques suite au traitement A.

La figure V.14 donne les différentes concentrations des métaux lourds suite à l'incinération des trois types de médicaments, celle-ci révèle que les métaux tels que le Mn, Ni et Cd sont à des concentrations négligeables, alors qu'on retrouve des concentrations en Cr respectivement pour les médicaments P et M de (0.206 et 0.102) mg/m<sup>3</sup>.

Pour le médicament P, les concentrations en Cu et Zn sont respectivement de 0,243mg/m<sup>3</sup> et 0,332 mg/m<sup>3</sup>, alors que pour le médicament C<sub>3</sub>, les concentrations en Fe et en Zn sont respectivement de 0,348 mg/m<sup>3</sup> et 0,681 mg/m<sup>3</sup>.

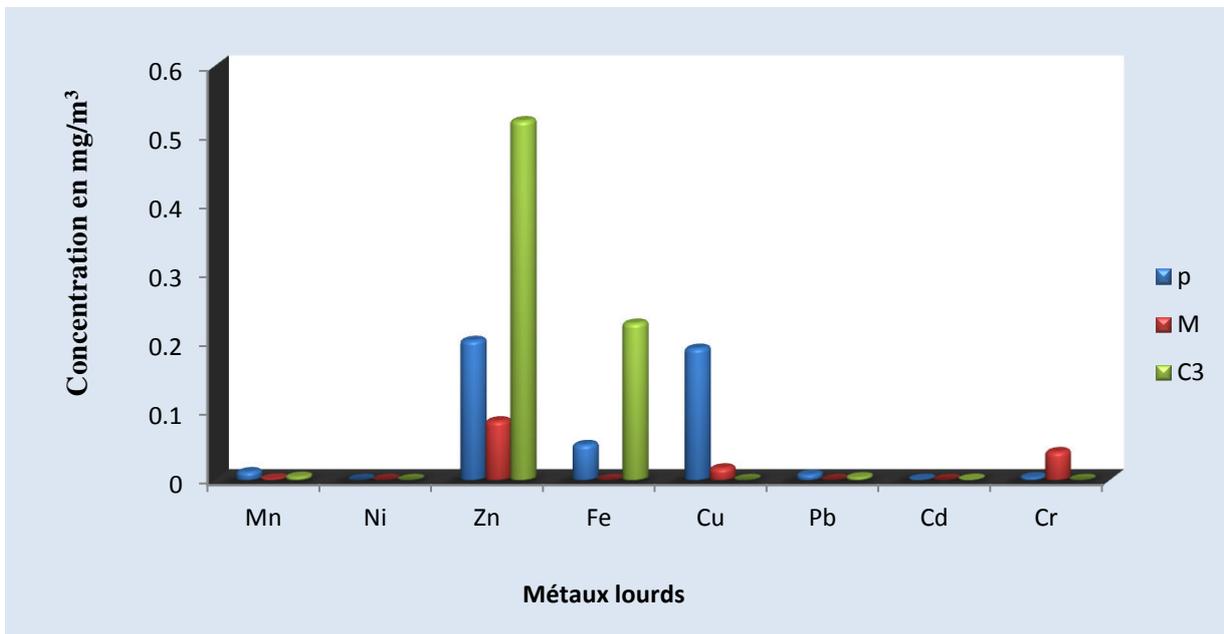
Cette analyse a révélé la conformité des rejets de la majorité des métaux lourds tel le Mn, Ni, Cd, Cr, Pb, Cu, Fe pour les trois types de médicaments (P,M,C<sub>3</sub>), il n'y a que pour le médicament C<sub>3</sub> ou la concentration en Zn a atteint une valeur de 0,681 mg/m<sup>3</sup> dépassant ainsi la norme européenne d'émission mais en conformité avec la norme Algérienne fixant celle-ci à 5mg/ m<sup>3</sup>. Ceci pourrait éventuellement s'expliquer par la composition chimique du C<sub>3</sub> en sa contenance en Zn.

**V. 4. 2. Analyse des métaux lourds des gaz des déchets pharmaceutiques (P, M, C<sub>3</sub>) suite au traitement B.**

Pour apprécier l'efficacité du traitement des gaz suite à l'ajout d'une nouvelle technique de traitement à savoir la colonne d'adsorption, nous avons analysé les métaux lourds à la sortie de la cheminée pour les mêmes déchets. (Tableau .V.7) et (figure V.15).

**Tableau V.7.** Evaluation de la concentration des métaux lourds pour déchets pharmaceutiques suite au traitement B.

	<b>P (mg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>M (mg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>C<sub>3</sub> (mg/m<sup>3</sup>)</b>
Mn	0,011885	0,001892	0,004753
Ni	0	0	0
Zn	0,201872	0,08552	0,521017
Fe	0,05128	0	0,227012
Cu	0,19051	0,017424	0
Pb	0,00822	0,000015	0,0041
Cd	0,00081	0,00025	0,001008
Cr	0,00416	0,041018	0



**Figure V.15.** Évaluation de la concentration des métaux lourds pour les déchets pharmaceutiques suite au traitement B.

On remarque la diminution des concentrations de Cr pour Pimag et Maltitol respectivement de (0.004 et 0.04) mg/m<sup>3</sup>. Pour le médicament P les concentrations en Cu et en Zn sont respectivement de 0,190mg/m<sup>3</sup> et 0,201 mg/m<sup>3</sup>, alors que pour le C<sub>3</sub> les concentrations en Fe et en Zn sont respectivement de 0,227mg/m<sup>3</sup> et 0,5211 mg/m<sup>3</sup>.

L'analyse a révélé l'efficacité du traitement au charbon actif pour les métaux lourds des médicaments (P, M, C<sub>3</sub>).

Le traitement suite à l'incinération des médicaments, à savoir le lavage et la neutralisation des gaz suivi d'une adsorption de ces gaz au charbon actif s'avèrent efficace pour abattre les concentrations en métaux lourds jusqu'à des valeurs qui correspondent aux normes et même au-dessous de celles-ci. . .

#### V. 4. 3. Analyse des métaux lourds des gaz des déchets DASRI suite aux traitements A et B.

Nous avons effectué les mêmes traitements pour les DASRI, les résultats obtenus des analyses de métaux lourds s'avèrent intéressantes comme le montre la figure V.16.

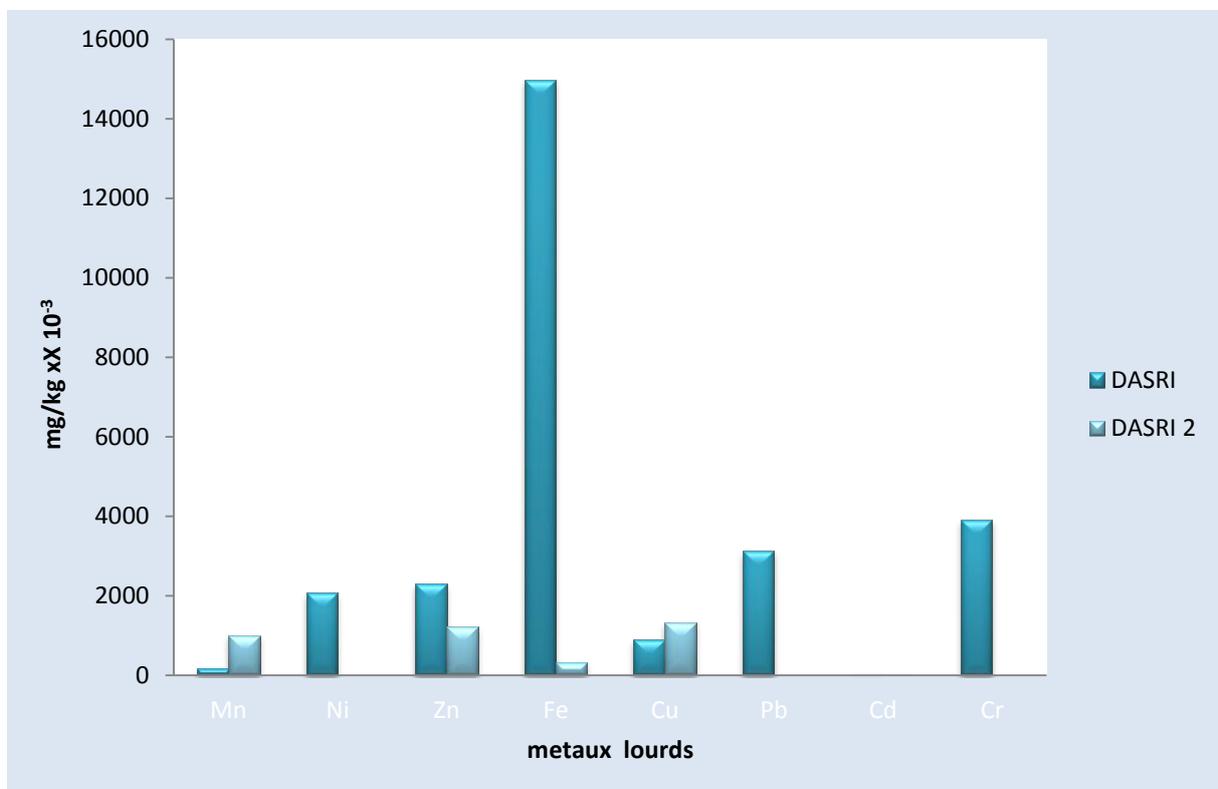


Figure V.16. Evaluation de la concentration des métaux lourds pour les déchets des DASRI suite aux traitements A et B.

DASRI 1 : représente l'analyse suite au traitement A.

DASRI 2 : représente l'analyse suite au traitement B.

Pour les fumées des DASRI avec le traitement A, les concentrations en métaux Cd et Mn sont nettement inférieures à la norme des émissions, par contre pour toutes les concentrations des autres métaux Cr, Pb, Cu, Fe, Zn et Ni s'avèrent très élevées, la concentration en Cr dépasse de 8 fois la norme, la concentration en Pb la dépasse de 6 fois, la concentration en Fe a atteint des valeurs très importantes dépassant ainsi la norme de 30 fois, la concentration en Zn la dépasse de 5 fois et celle du Ni la dépasse de 4 fois et enfin celle du Cu est pratiquement le double de la norme.

Ceci montre bien l'insuffisance du traitement des métaux lourds des déchets des DASRI par simple neutralisation des gaz.

Par contre, en analysant les fumées de ces mêmes déchets (DASRI) mais en rajoutant le traitement au CA, on a obtenu les résultats suivants :

Des diminutions de ces différents métaux Cr, Pb, Cu, Fe, Zn, Cd et Ni respectivement de : 100%, pour le Cr, le Pb et le Ni, 98.4% pour le Mn, 95% pour le Cd, 94% pour le Fe, 47% pour le Zn et enfin de 31% pour le Cu.

Malgré ces importantes diminutions des concentrations en métaux lourds montrant bien l'efficacité du traitement dans la colonne à CA, les métaux tel le Mn, Zn et le Cu dépassent toujours la norme des émissions des métaux lourds dans les fumées.

Cela montre bien la pollution que peut générer l'incinération des déchets des DASRI, laquelle il faut prêter une attention très particulière vu la quantité de métaux lourds qu'elle peut générer, car ces déchets sont très toxiques, pour cela, il est urgent de trouver une autre technique à rajouter au système de traitement afin d'abattre ces polluants jusqu'à atteindre les normes de rejets.

V.5. Analyse des dioxines/furanes

V.5.1. Etude des dioxines furanes suivant la nature du déchet incinéré et effet de la présence de chlore

V.5.1. 1 Analyse des dioxines/furanes issus de l'incinération des déchets pharmaceutique D , T , M suite au traitement A et B .

A. Analyse des dioxines/furanes de D, T et M suite au traitement A.

Nous avons analysé les gaz des différents déchets pharmaceutiques pour quantifier leurs émissions en PCDD/F par comparaison aux normes I TEF (NATO) et I TEF (OMS), Les profils des PCDD / F des émissions de l'incinérateur NAR 5000 équipé d'un laveur est représentée dans le (tableau V.8).

**Tableau V.8.** Analyse des PCDD/ Fs dans les émissions des gaz des D, T et M suite au traitement A. ( <sup>1</sup>I-TEQ NATO; <sup>2</sup> I-TEQ OMS )

	I TEF NATO	I TEF OMS	D	T	M
<b>Dioxines</b>					
2,3,7,8-TCDD	1	1	0,012	0,075	0,001
1,2,3,7,8-PCDD	0,5	0,5	0.042	0.137	0.006
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0.055	0.147	0.006
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0.076	0.176	0.013
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1	0.057	0.133	0.010
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01	0.664	0.704	0.099
OCDD	0,001	0,001	2. 257	0.510	0.095
<b>Furanes</b>					
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1	0.079	0.271	0.003
1,2,3,7,8-PCDF	0,05	0,03	0.343	0.486	0.005
2,3,4,7,8-PCDF	0,5	0,3	0.399	0.527	0.010
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0.555	0.636	0.016
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0.602	0.689	0.016
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0.760	0.860	0.021
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1	0.111	0.102	0.004
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01	2.110	1.754	0.083
1, 2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	0,01	0.557	0.307	0.024
OCDF	0,001	0,001	2.144	0.608	0.061
Somme PCDD/Fs (ng m <sup>-3</sup> )			10.82	8.12	0,47
ng I-TEQ m <sup>-3</sup> (PCDD/Fs) 1			0.516	0.762	0.021
ng I-TEQ m <sup>-3</sup> (PCDD/Fs) 2			0.447	0.714	0.021

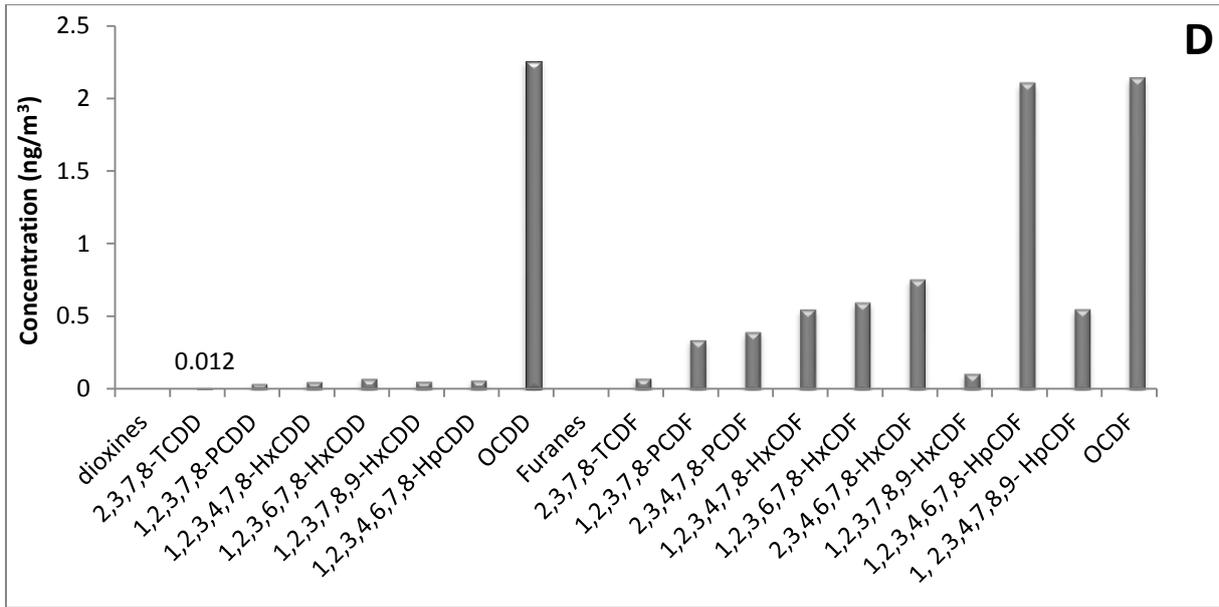


Figure V.17. Evaluation de la concentration des PCDD/F de D suite au traitement A

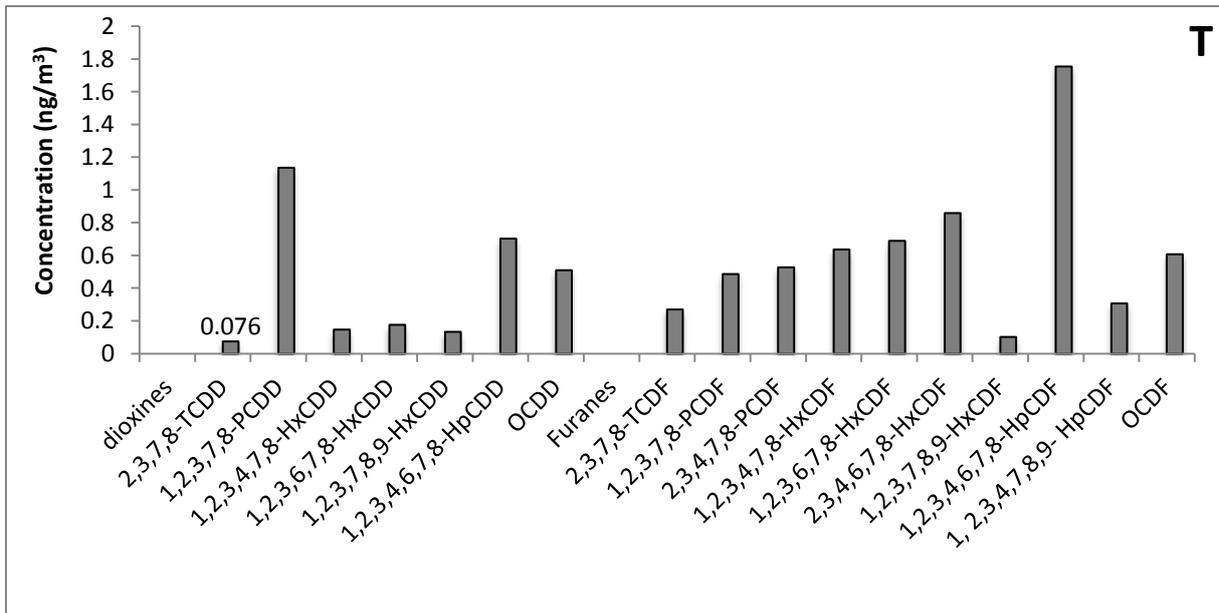
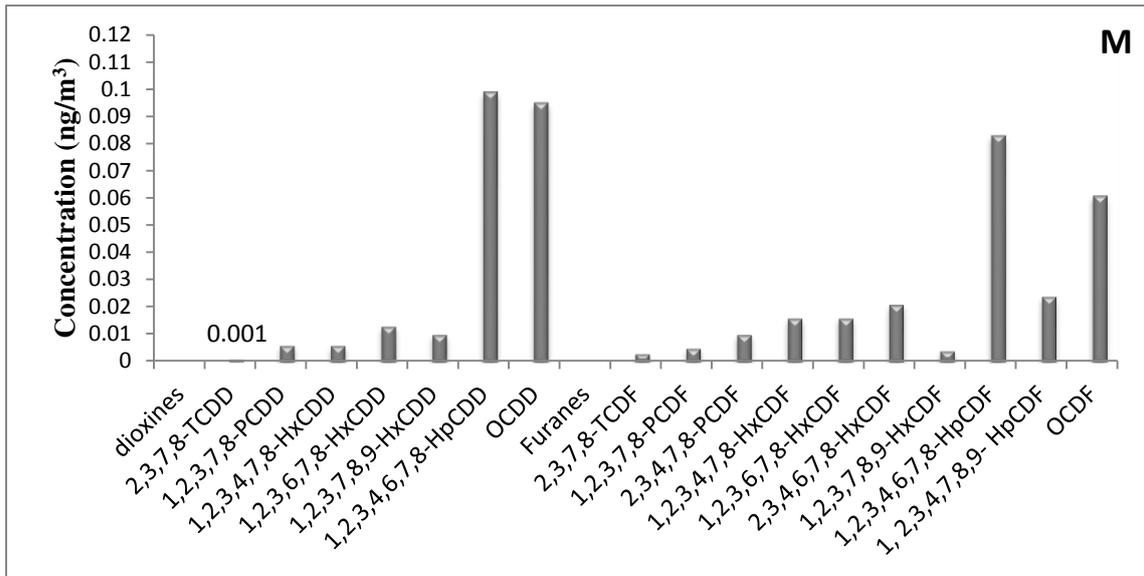


Figure V.18. Evaluation de la concentration des PCDD/F de T suite au traitement A



**Figure V. 19.** Evaluation de la concentration des PCDD/F de M suite au traitement A

Les concentrations des PCDD / Fs varient de 0,47 à 10,82 ng m<sup>-3</sup> (tableau IX.8).

Pour le filtre de l'échantillon 1 (Doliprane 500), le profil est dominée par OCDD (21%), suivi par OCDF (20%), puis 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF (20%) , et finalement, 2,3,4,6,7,8-HxCDF (7%).

Pour le filtre de l'échantillon 2 (maltitol), le profil est dominé par 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF, suivie tout d'abord par 2,3,4,6,7,8-HxCDF , OCDD (11%), puis par 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD (9%), et 1,2,3,6,7,8-HxCDF (8%), et enfin, OCDF ( 7%).

Pour le filtre de l'échantillon 3 (Tefos), le profil est dominée par 1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD (21%), suivie par OCDD (20%), puis par 1,2,3,4,6,7,8- HpCDF (18%), et enfin, par OCDF (13%).

Les contenus de TEQ pour PCDD / F de l'échantillon doliprane-500 selon l'OTAN et l'OMS I-TEF sont, respectivement, 0,551 et 0,447 ng I-TEQ m<sup>-3</sup>.

Un niveau élevé a été enregistré pour l'échantillon Tefos, où les contenus de TEQ pour les PCDD / F, selon l'OTAN et OMS I-TEF, sont respectivement, 0,762 et 0,716 ng I-TEQ m<sup>-3</sup>.

Toutefois, les contenus de TEQ PCDD / Fs pour l'échantillon maltitol est de **0,021 ng I-TEQ m<sup>-3</sup>**, à la fois pour l'OTAN et l'OMS.

Le contenu de TEQ des PCDD / Fs mesurée dans les émissions des cheminées de gaz dans cette étude ont dépassé la limite maximale de PCDD / F donnée par la législation de l'Union européenne fixant à 100 pg m<sup>-3</sup> I-TEQ le seuil limite PCDD / PCDF et cela pour les médicaments doliprane-500 et Tefos, par contre le maltitol a généré de valeurs en PCDD / PCDF inférieur à la norme.

La valeur élevée de I-TEQ résultant de l'émission des gaz de l'incinérateur durant la combustion des différents médicaments peut être expliquée par la présence de sources de chlore.

### **B. Analyse des dioxines/furanes de D , T et M suite au traitement B**

Cette analyse après la colonne d'adsorption permet de quantifier des polluants PCDD/F issus de l'incinération des médicaments qui s'adsorbent sur le charbon actif, Les différentes concentrations sont regroupées dans le (tableau V.9).

**CHAPITRE V: RESULTATS ET DISCUSSIONS**

**Tableau V.9 .** Analyse des PCDD/Fs dans les émissions des gaz des médicaments suite au traitement B . (1 I-TEQ NATO; 2 I-TEQ OMS)

	<b>I TEF NATO</b>	<b>I TEF OMS</b>	<b>D</b>	<b>T</b>	<b>M</b>
<b>Dioxines</b>					
2,3,7,8-TCDD	1	1	0,005	0,02	0,001
1,2,3,7,8-PCDD	0,5	0,5	0.015	0.054	0.001
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0.021	0.076	0.002
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0.034	0.064	0.005
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1	0.037	0.060	0.004
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01	0.352	0.031	0.0398
OCDD	0,001	0,001	1.057	0.221	0.051
<b>Furanes</b>					
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1	0.041	0.272	0.001
1,2,3,7,8-PCDF	0,05	0,03	0.215	0.234	0.002
2,3,4,7,8-PCDF	0,5	0,3	0.120	0.264	0.004
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0.276	0.293	0.009
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0.215	0.321	0.007
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0.281	0.399	0.011
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1	0.111	0.029	0.001
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01	1.021	0.905	0.047
1,2,3,4,7,8,9- HpCDF	0,01	0,01	0.216	0.126	0.013
OCDF	0,001	0,001	1.006	0.298	0.036
Somme PCDD/Fs (ng m <sup>-3</sup> )			5.023	3.667	0.234
ng I-TEQ m <sup>-3</sup> (PCDD/Fs) <sup>1</sup>			0.202	0.379	0.008
ng I-TEQ m <sup>-3</sup> (PCDD/Fs) <sup>2</sup>			0.174	0.321	0.007

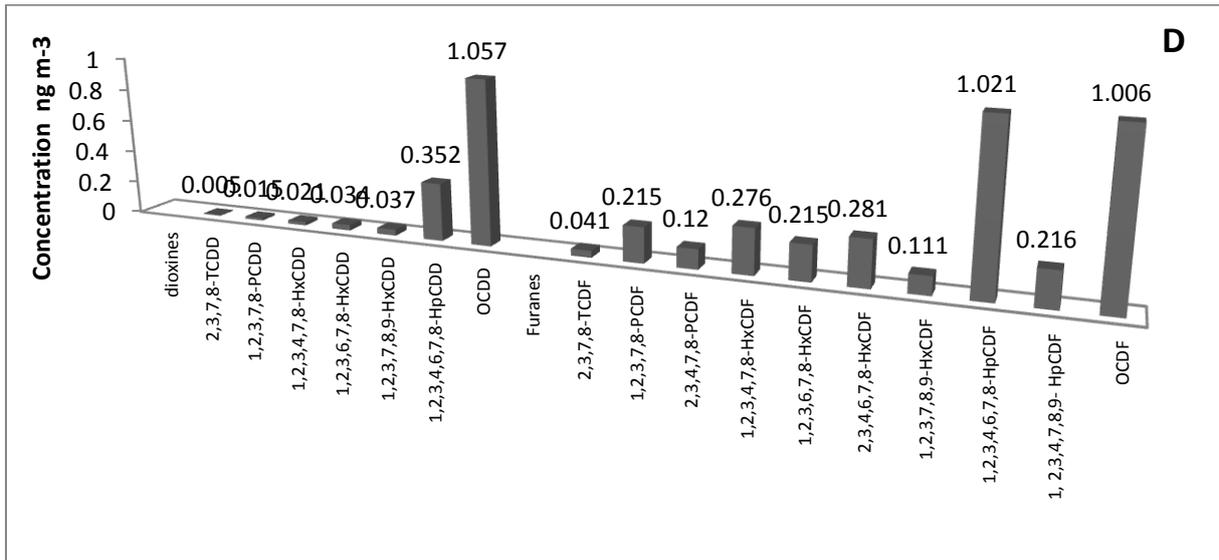


Figure V.20. Evaluation de la concentration des PCDD/F de D suite au traitement B

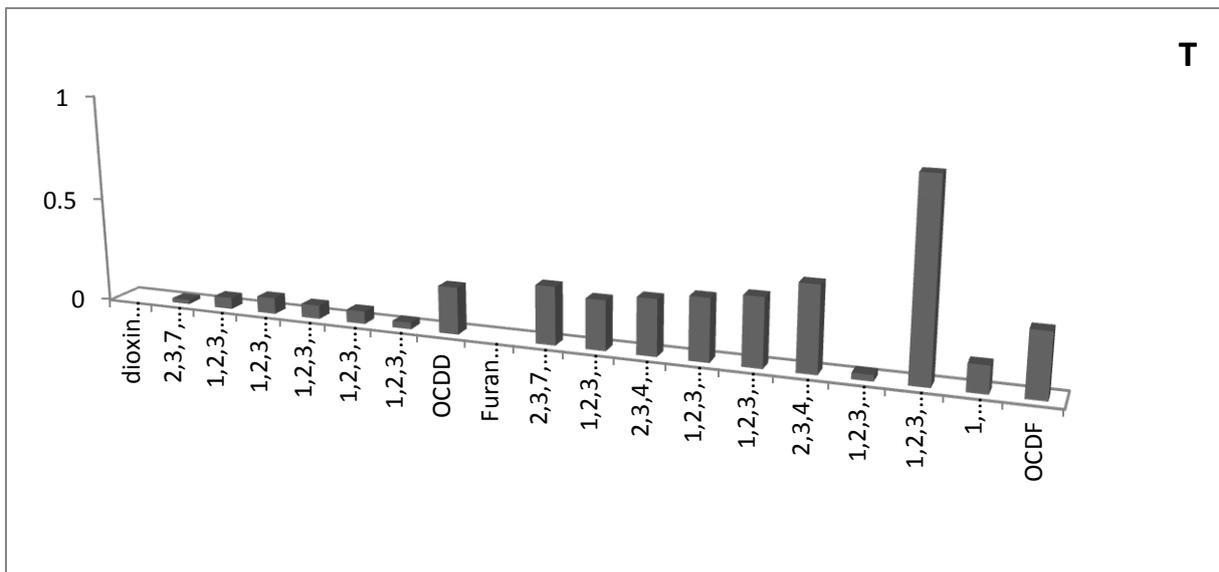
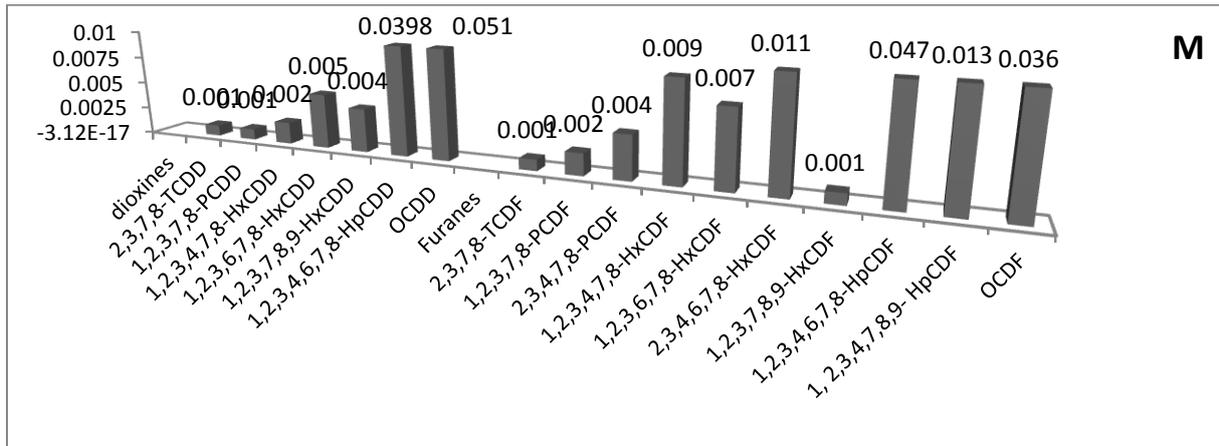


Figure V.21. Evaluation de la concentration des PCDD/F de T suite au traitement B



**Figure V.22.** Evaluation de la concentration des PCDD/F de M suite au traitement B

Les profils des PCDD / F des émissions de l'incinérateur NAR 5000 suite au traitement B sont représentée dans les figures (V.20 , V.21, V.22), les concentrations en PCDD / Fs varient de 0,234 à 5.023 ng m<sup>-3</sup> .

Pour le filtre de l'échantillon 1 (Doliprane ), le profil est dominée par OCDD (21.04 %), suivi par OCDF (20,02%), puis 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF (20.32%), et finalement, 2,3,4,6,7,8-HxCDF (5,6%).

Pour le filtre de l'échantillon 2 (Tefos), le profil est dominé par 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF de (24.6%), suivie tout d'abord par 2,3,4,6,7,8-HxCDF (10.8%), puis par 1, 2, 3, 6, 7, 8, HxCDF (8.7%) puis, OCDF (8.12%) puis enfin par OCDD (6%) .

Pour le filtre de l'échantillon 3 (Maltitol), le profil est dominée par OCDD (21,72%), 1,2,3,4,6,7,8- HpCDF (20%), suivis par 1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD (17%), et enfin par OCDF (15.33%).

Les contenus de TEQ pour PCDD / F de l'échantillon doliprane- selon l'OTAN et l'OMS I-TEF sont, respectivement, 0.202 et 0.174 ng I-TEQ m<sup>-3</sup>.

Un niveau élevé a été enregistré pour l'échantillon Tefos, où les contenus de TEQ pour les PCDD / F, selon l'OTAN et OMS I-TEF, sont respectivement de 0.379 et 0.321 ng I-TEQ m<sup>-3</sup>.

Toutefois, les contenus de TEQ PCDD / Fs pour l'échantillon maltitol est de 0.0086 et 0.0078 ng I-TEQ m<sup>-3</sup> et l'OTAN et l'OMS (tableau V.9).

Le contenu de TEQ des PCDD / Fs mesurée dans les émissions des cheminées de gaz lors de l'incinération des médicaments avec traitement au CA a révélé une réduction de 33% pour le médicament M avec une concentration nettement au-dessous de la norme.

Pour le médicament D , cette réduction a été de 39% de rejets en PCDD/F, avec des concentrations de 0,202 ng I-TEQ m<sup>-3</sup> et 0,174 ng I-TEQ m<sup>-3</sup> respectivement selon l'OTAN et OMS I-TEF.

Pour le médicament T cette réduction a été de 45 % de rejets en PCDD/F , avec des concentrations de 0,321 ng I-TEQ m<sup>-3</sup> et 0,379 ng I-TEQ m<sup>-3</sup> respectivement selon l'OTAN et OMS I-TEF , dépassant ainsi de trois fois la limite maximale de PCDD / F donnée par la législation de l'Union européenne fixant à 100 pg m<sup>-3</sup> I-TEQ le seuil limite PCDD / PCDF.

Le traitement des PCDD / F sur colonne au CA s'avère efficace, le pourcentage d'adsorption varie d'un composé à un autre , mais pour assurer au maximum le respect de la norme d'émission de ces composés toxiques , il faut surveiller tout les paramètres contribuant à la bonne incinération .

### **V.5.1.2. Analyse des dioxines/furanes issus de l'incinération des DASRI (C) suite au traitement A et B.**

#### **A. Analyse des dioxines/furanes des DASRI suite au traitement A.**

Nous avons analysé les PCDD/F issus de l'incinération des DASRI afin de quantifier les rejets de ces polluants toxiques dans l'air, cette étude a été effectuée avant et après adsorption sur CA. (Tableau V.10 et V.11) .

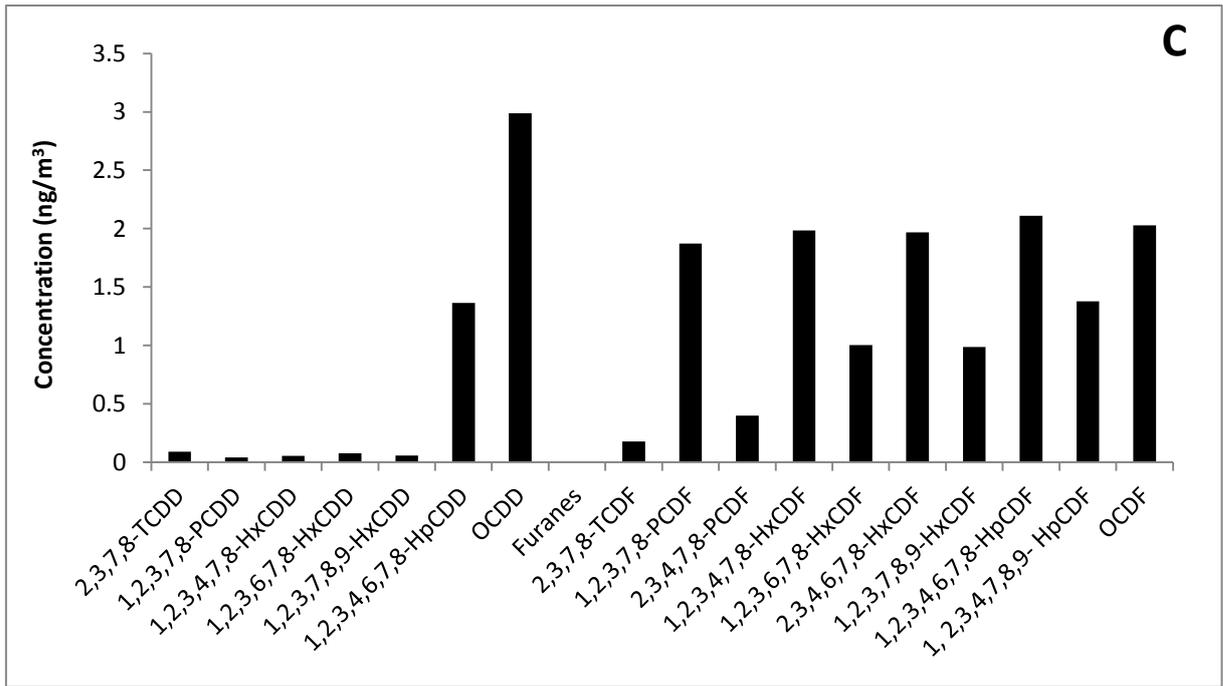
Les profils des PCDD / F des émissions de l'incinérateur NAR 5000 équipé d'un laveur est représentée dans le tableau V. 10.

## CHAPITRE V: RESULTATS ET DISCUSSIONS

**Tableau V.10.** Analyse des PCDD/Fs dans les émissions des gaz des DASRI suite au traitement A. <sup>1</sup> I-TEQ NATO; <sup>2</sup> I-TEQ OMS

	I TEF NATO	I TEF OMS	C
2,3,7,8-TCDD	1	1	0,091
1,2,3,7,8-PCDD	0,5	0,5	0,042
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0,055
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0,076
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1	0,057
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01	1,364
OCDD	0,001	0,001	2,987
Furanes			
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1	0,179
1,2,3,7,8-PCDF	0,05	0,03	1,873
2,3,4,7,8-PCDF	0,5	0,3	0,399
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1	1,985
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	1,002
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	1,969
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1	0,988
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01	2,110
1, 2,3,4,7,8,9- HpCDF	0,01	0,01	1,377
OCDF	0,001	0,001	2,208
Somme PCDD/Fs (ng m <sup>-3</sup> )			18.582
ng I-TEQ m <sup>-3</sup> (PCDD/Fs) <sup>1</sup>			1,089
ng I-TEQ m <sup>-3</sup> (PCDD/Fs) <sup>2</sup>			0,972

C : représente le déchet de DASRI



**Figure V.23.** Evaluation de la concentration des PCDD/F des DASRI suite au traitement A

La concentration en PCDD / Fs est 18,582 ng m<sup>-3</sup> (tableau V. 10).

La figure (V.23) révèle , pour le filtre de l'échantillon des DASRI suite au traitement A , le profil est dominée par OCDD (16.07%), suivi par OCDF (10.91%) puis,1,2,3,4,7,8-HxCDF (10.68%) et finalement par 1,2,3,6,7,8,HxCDF (5.39%)

Les contenus de TEQ pour PCDD / F de l'échantillon DASRI avant adsorption selon l'OTAN et l'OMS I-TEF sont, respectivement, 1.089 et 0,972 ng I-TEQ m<sup>-3</sup>.

Un niveau élevé a été enregistré pour OCDD de 2.987 ng/m<sup>3</sup>.

Le contenu de TEQ des PCDD / Fs mesurée dans les émissions des cheminées de gaz dans cette étude ont dépassé la limite maximale de PCDD / F donnée par la législation de l'Union européenne fixant à 100 pg m<sup>-3</sup> I-TEQ le seuil limite PCDD / PCDF et cela pour les DASRI.

Ces résultats élevés en PCDD/F suite à l'incinération des déchets des DASRI avec seulement un traitement par neutralisation des gaz sont attendus, vue la toxicité et la complexité de ces déchets.

## CHAPITRE V: RESULTATS ET DISCUSSIONS

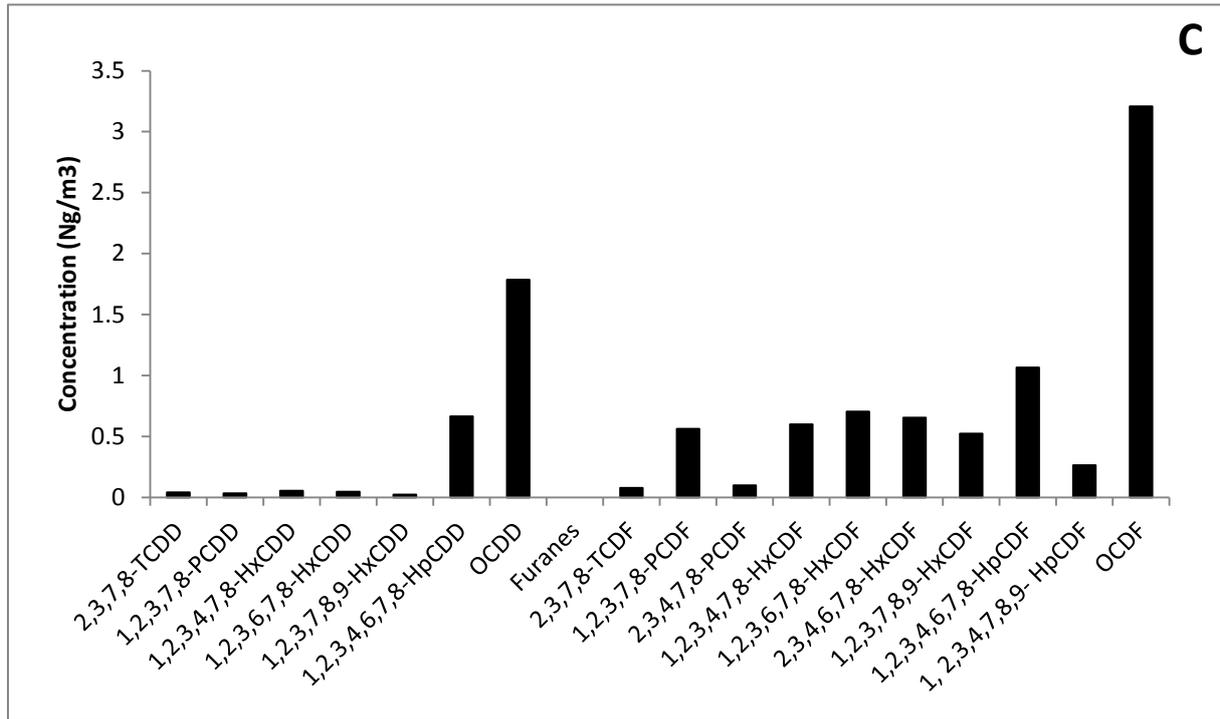
### B. Analyse des dioxines/furanes des DASRI suite au traitement B .

Les profils des PCDD / F des émissions de l'incinérateur NAR 3000 équipé d'un laveur est représentée dans le tableau V. 11.

**Tableau V.11.** Analyse des PCDD/Fs dans les émissions des gaz des DASRI suite au traitement B

	I TEF NATO	I TEF OMS	C
<b>Dioxines</b>			
2,3,7,8-TCDD	1	1	0,041
1,2,3,7,8-PCDD	0,5	0,5	0.032
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0.055
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0.046
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1	0.023
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01	0.664
OCDD	0,001	0,001	1.787
<b>Furanes</b>			
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1	0.079
1,2,3,7,8-PCDF	0,05	0,03	0.563
2,3,4,7,8-PCDF	0,5	0,3	0.099
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0.599
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0.703
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0.654
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1	0.523
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01	1.065
1, 2,3,4,7,8,9- HpCDF	0,01	0,01	0.265
OCDF	0,001	0,001	1.801
Somme PCDD/Fs (ng m <sup>-3</sup> )			8.999
ng I-TEQ m <sup>-3</sup> (PCDD/Fs) <sup>1</sup>			0.427
ng I-TEQ m <sup>-3</sup> (PCDD/Fs) <sup>2</sup>			0.396

C : représente le déchet de DASRI



**Figure V.24.** Evaluation de la concentration des PCDD/F des DASRI suite au traitement B

Les PCDD / Fs concentration varient de 0,023 à 1,801 ng m<sup>-3</sup> (tableau V.11).

La figure( V.24) révèle que pour le filtre de l'échantillon des DASRI suite au traitement B le profil est dominée par OCDF (20%), suivi par OCDD (19.85%) puis 1,2,3,4,6,7,8,HpCDF (11.83%) et finalement par 1,2,3,6,7,8 ,HxCDF (7.81%).

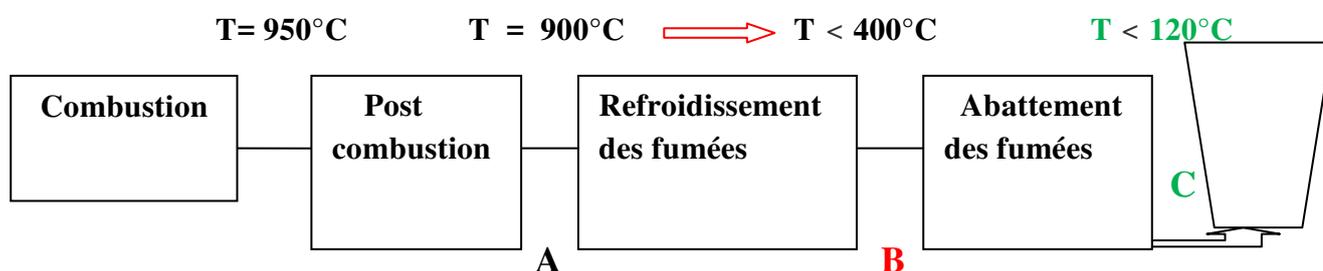
Les contenus de TEQ pour PCDD / F de l'échantillon DASRI après adsorption selon l'OTAN et l'OMS I-TEF sont, respectivement 0.427 et 0.396 ng I-TEQ m<sup>-3</sup>.

Pour conclure , l'incinération des DASRI avec un traitement des fumées au CA , n'a pas permis l'abaissement des PCDD/F au-dessous de la norme qui est de 0,1 ng I-TEQ m<sup>-3</sup>, mais il ya eu une diminution de plus de 40% .

### V.5. 2. Etude des dioxines /furanes dans les différentes zones de formation de l'incinérateur, effet de la température

Nous allons étudier l'effet de la température sur l'apparition des PCDD/F, pour cela nous allons analyser à différents points de l'incinérateur ces émissions.

Pour ce faire, nous avons incinéré un déchet pharmaceutique (D) suivie d'un traitement complet (traitement B) (figure V. 25).



**Figure V. 25.** Prélèvement des PCDD / F aux différents niveaux de l'incinérateur

- A** : Sortie du post de combustion
- B** : Refroidissement des fumées
- C** : Après Traitement des fumées par adsorption

Les différents résultats obtenus suite à l'analyse des émissions en PCDD/F à différents points de l'incinérateur A, B, C sont regroupés dans le tableau V.12.

**CHAPITRE V: RESULTATS ET DISCUSSIONS**

**Tableau V.12.** Analyse des PCDD/Fs à différents points de l'incinérateur

	<b>I TEF NATO</b>	<b>I TEF OMS</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>
2,3,7,8-TCDD	1	1	0.003	0.041	0.005
1,2,3,7,8-PCDD	0,5	0,5	0.045	0.092	0.015
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0.01	0.055	0.021
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0.025	0.086	0.0034
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1	0.021	0.085	0.037
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01	0.082	0.664	0.352
OCDD	0,001	0,001	0.098	1.787	1.057
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1	0.012	0.079	0.041
1,2,3,7,8-PCDF	0,05	0,03	0.091	0.563	0.215
2,3,4,7,8-PCDF	0,5	0,3	0.078	0.456	0.12
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0.083	0.599	0.276
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0.097	0.703	0.215
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0.091	0.654	0.281
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1	0.054	0.523	0.111
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01	0.067	1.892	1.021
1, 2,3,4,7,8,9- HpCDF	0,01	0,01	0.096	0.765	0.216
OCDF	0,001	0,001	0.09	2.321	1.006
Somme PCDD/Fs (ng m <sup>-3</sup> )			1.404	11.365	5.00
ng I-TEQ m <sup>-3</sup> (PCDD/Fs) <sup>1</sup>			0.022	0.66	0.202
ng I-TEQ m <sup>-3</sup> (PCDD/Fs) <sup>2</sup>			0.093	0.55	0.174

Les profils des émissions des PCDD / F à différents points de l'incinérateur sont représentés dans les figures (V. 26, V.27 , V.27).

**A. Etude des PCDD/F à la sortie du post combustion (point A)**

Dans cette partie la température d'incinération est encore élevée ( T =900°C) , on s'attend d'après la littérature à trouver une quantité négligeable en polluants PCDD/F car à cette température la dioxine est pratiquement détruite .

La concentration totale des PCDD / Fs en ce point est estimée à  $1,404 \text{ ng m}^{-3}$ , le profil est dominée par OCDD et le 1,2,3,6,7,8-HxCDF à (7%), suivi de (1,2,3,4,7,8,9-HpCDF (6,83 %), et finalement, 2,3,4,6,7,8-HxCDF et 1,2,3,7,8-PCDF (6,48%).

Les contenus de TEQ pour PCDD / F en ce point selon l'OTAN et l'OMS I-TEF sont, respectivement, 0,022 et  $0,093 \text{ ng I-TEQ m}^{-3}$  (figure V.26).

### **B. Etude des PCDD/F suite au refroidissement des fumées (point B)**

Au point B, suite au refroidissement progressif des fumées, les gaz passent par une plage de température pic comprise entre  $200 \text{ }^{\circ}\text{C}$  et  $400 \text{ }^{\circ}\text{C}$ , celle-ci est la plage favorisant la formation des PCDD/F. La concentration totale des PCDD / Fs en ce point est estimée à  $11,365 \text{ ng m}^{-3}$ , le profil est dominée par OCDF à 20%, suivi de 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF et OCDD respectivement à 17% et 16% et enfin par 1, 2,3,4,7,8,9- HpCDF à 7%.

Un niveau très élevé en contenus de TEQ pour PCDD / F en ce point selon l'OTAN et l'OMS I-TEF qui sont respectivement, 0,66 et  $0,55 \text{ ng I-TEQ m}^{-3}$ . Cela montre bien la nécessité des systèmes de traitement. (figure V.27).

### **C. Etude des PCDD/F suite au traitement des fumées (point C)**

En ce point les températures sont au niveau bas  $T < 120^{\circ}\text{C}$ , la concentration des PCDD/F a diminué de moitié (figure V.28), avec une concentration totale de  $5 \text{ ng m}^{-3}$ , le profil est dominée par les congénères suivants OCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF et OCDD à 20% chacun.

L'effet de la température est d'une importance capitale pour la formation ou la destruction des PCDD / F, comme il a été montré dans la partie bibliographique ainsi le maximum est atteint à une température de  $350^{\circ}\text{C}$ . Pour minimiser leurs formations, un système de refroidissement efficace s'impose afin de refroidir ces gaz en un temps très court.

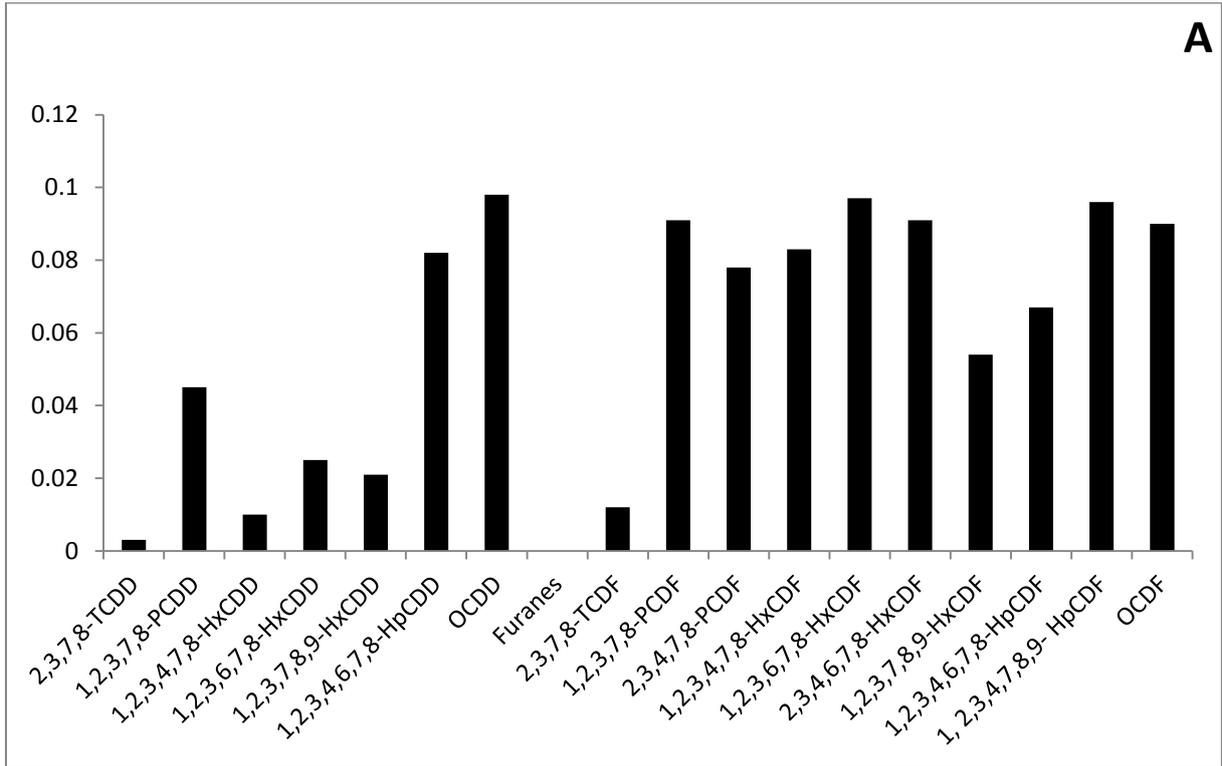


Figure V. 26. Analyse des PCDD/ F au point A

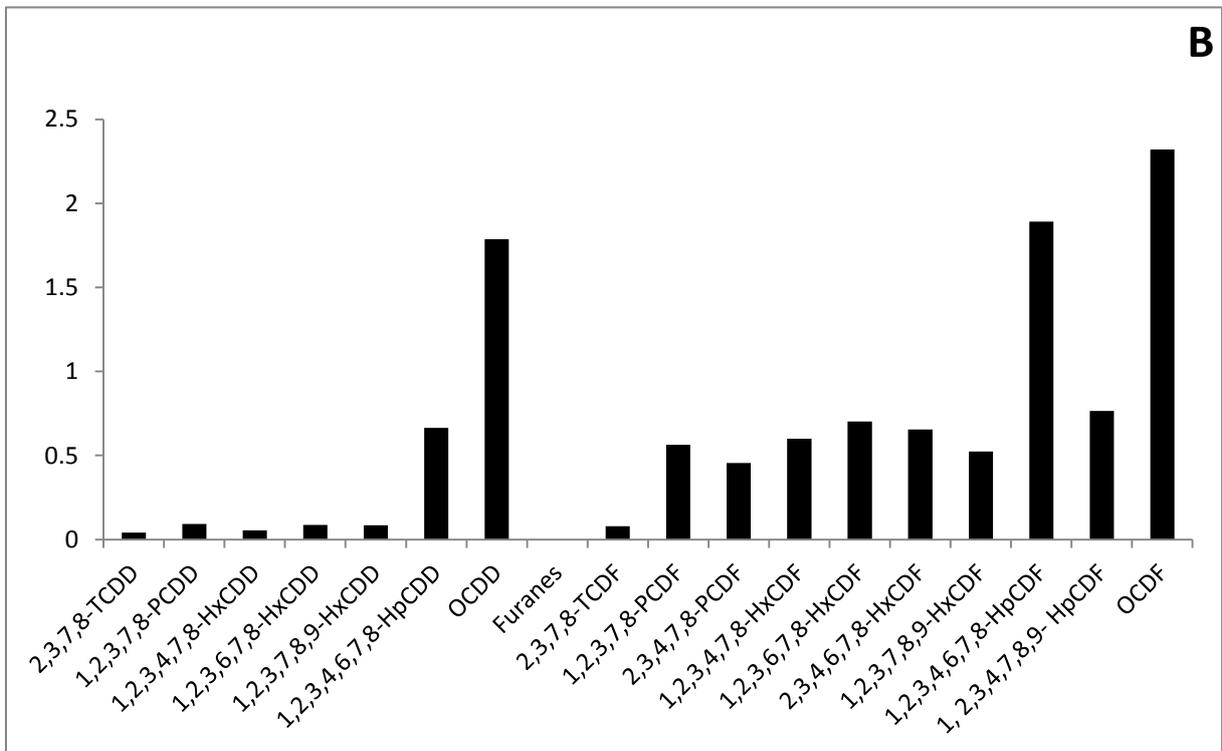


Figure V. 27. Analyse des PCDD/ F au point B

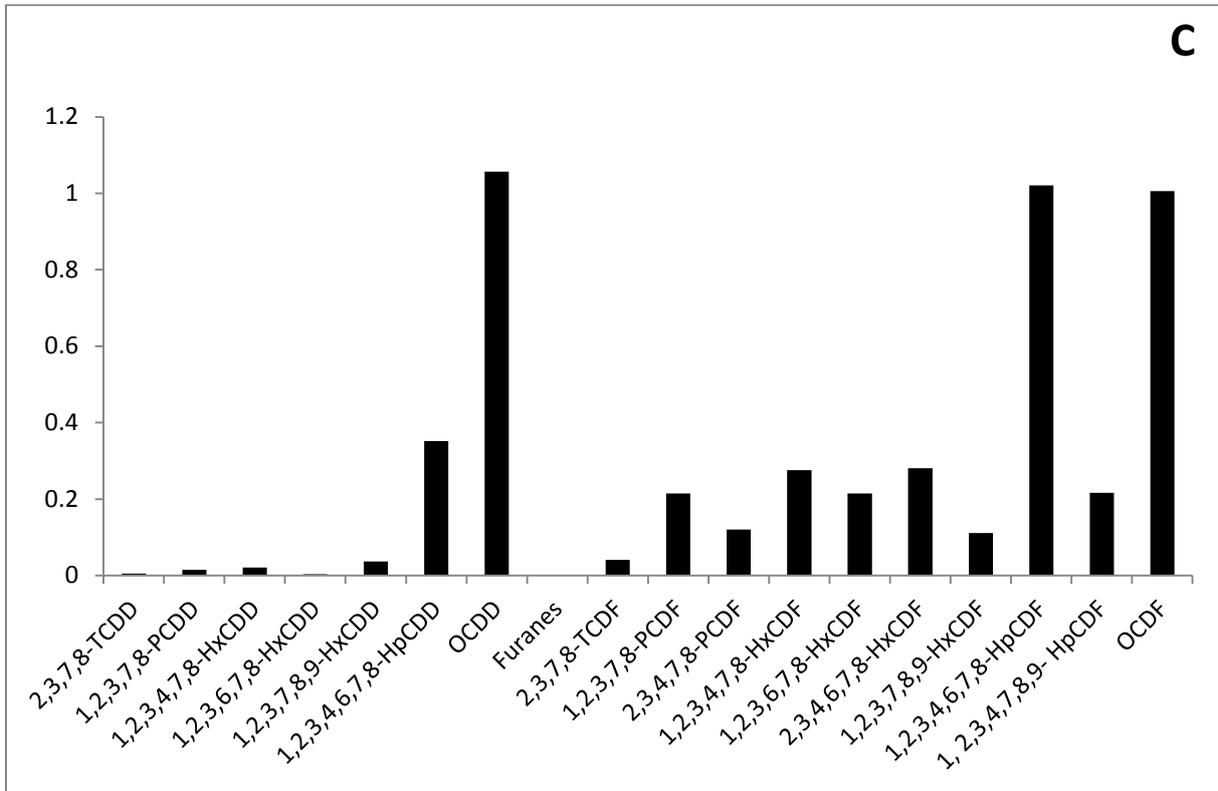


Figure V. 28. Analyse des PCDD/ F au point C

## **V.6. Etude caractéristiques et environnementale des résidus solides (Cendres et mâchefers)**

### **Introduction**

Dans cette partie, on présente les résultats d'analyse physique, chimique et minéralogique effectués sur les cendres et mâchefers issus de l'incinération des déchets de médicaments (FA1 et M) et les cendres des déchets de soins infectieux (FA2), ainsi que leur comportement environnemental suite à une étude de lixiviation, afin de décider de leur acheminement soit dans les CET de classe I ou II selon le potentiel toxique ou les valoriser en tant que sous-produit industriel dans un domaine bien précis, sachant qu'aujourd'hui d'énormes quantités sont stockés au niveau des usines ou ils sont incinérées et attendent des perspectives d'acheminement .

### **V.6.1. Etude caractéristiques**

#### **V. 6. 1.1. Caractérisation physiques des résidus solides**

Les différents résultats physiques caractérisant la cendre et le mâchefer sont regroupés dans le tableau V.13.

**Tableau V.13.** Caractéristiques physiques des Cendres et mâchefers

	pH	Couleur	% d'humidité	% en Composés organiques (LOI)	Densité	Surface de Blaine (cm <sup>2</sup> ) /g.
FA1	8,64	Noir	9,2	1,3	1,40	3667
FA2	5,51	Gris foncé	10,3	1,75	1,36	3145
M	11,03	Gris	20,7	2,67	1,01	10546

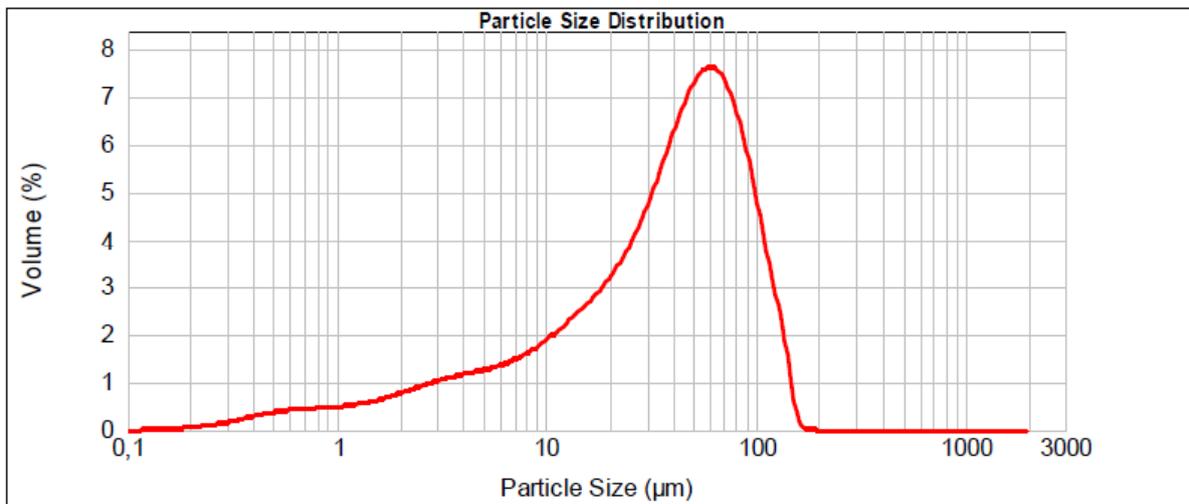
La couleur de la cendre FA1 (noir) indique la présence de pyrite de fer (FeS), nous renseignant ainsi sur sa cristallinité qui doit être un solide vitreux. La cendre FA2 et le mâchefer sont de couleur gris foncé. La grande surface spécifique de FA1, FA2 et M signifie que le matériau réagit facilement avec l'hydroxyde de calcium. Les imbrûlés sont

issus d'un mauvais mélange entre l'air et le combustible, provoquant la production de CO au lieu de CO<sub>2</sub> (la chaleur dégagée est alors inférieure à celle fournie par une combustion complète). Donc la formation d'une quantité importante en imbrulés est signe d'une mauvaise incinération. Le taux d'imbrulés doit être inférieur à 5% pour que la cendre ou le mâchefer soit valorisable. Les pourcentages en composés organiques de FA1, FA2 et M sont conformes à la norme fixée à 5% (Norme NF EN 450 répondant à la valorisation).

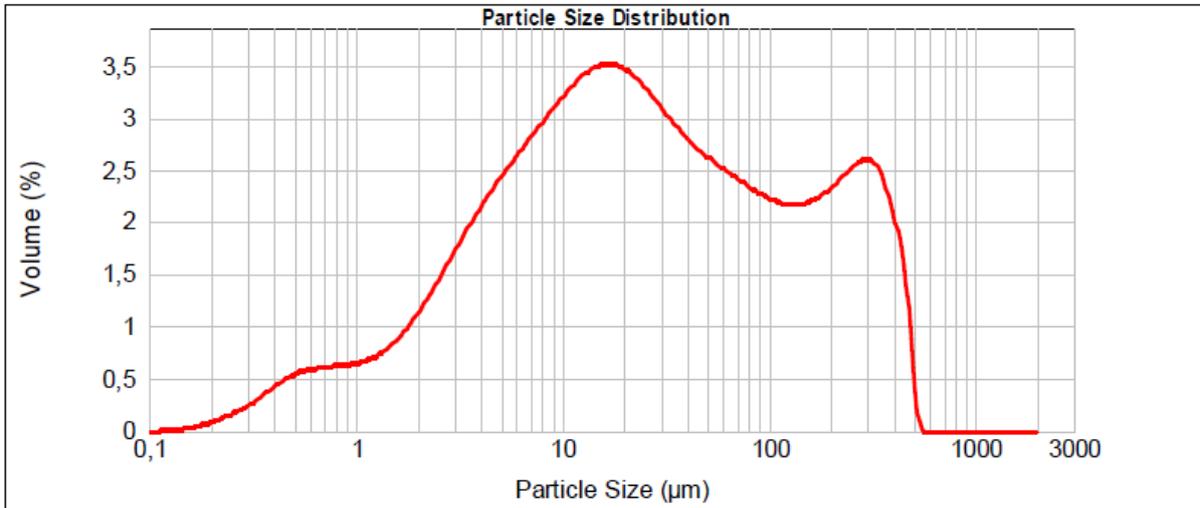
### V.6.1. 2. Caractérisation géotechnique par une étude granulométrique

Cette étude granulométrique est essentiellement importante dans le but d'une utilisation de ce résidu dans un domaine bien précis, aussi elle est d'une importance dans la lixiviation des polluants et la quantité de métaux lourds que retiennent ces résidus suivant leur granulométrie comme il a été mentionné dans la partie bibliographique.

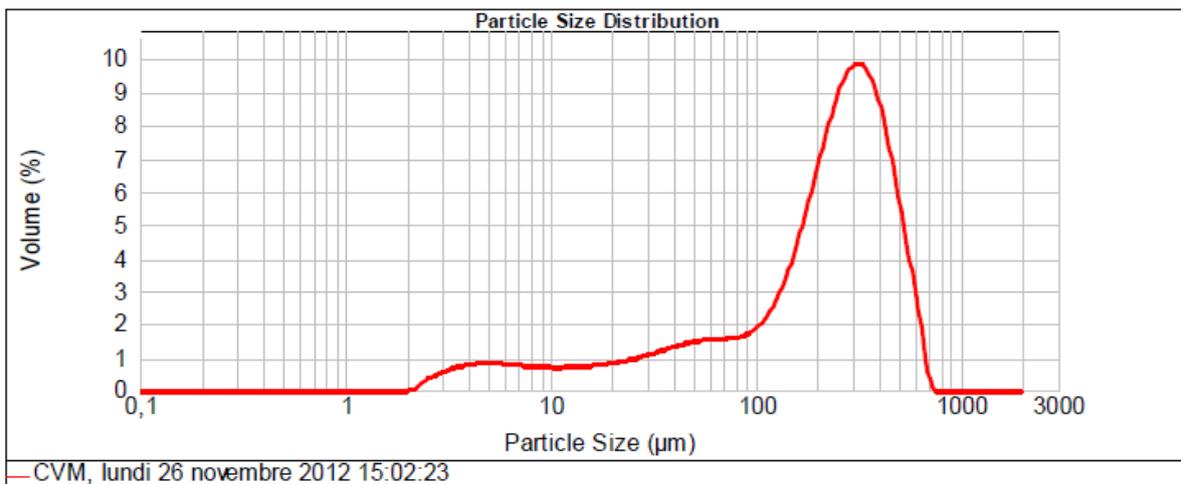
Les figures (V.29, V.30, V.31) des différents résidus montrent une large distribution granulométriques.



**Figure V.29.** Analyse granulométrique de la cendre de soins (FA1).



**Figure V.30.** Analyse granulométrique de la cendre de soins (FA2).



**Figure V.31.** Analyse granulométrique du mâchefer (M)

La population granulométrique de la cendre FA1 s'échelonne entre 10 µm et 100 µm avec un pourcentage élevé de 70 µm, montrant ainsi la finesse des particules de cendres. Pour la cendre FA2, celle-ci varie de quelques microns à 400 µm avec un pourcentage maximal de 20 µm en conformité avec la littérature [111 - 113]

Pour les mâchefers M, cette population granulométrique s'échelonne entre 100 µm et 1000 µm, avec un pourcentage maximale situé à 300 µm.

**V.6. 1.3. Caractérisation chimiques des résidus solides**

**A. Composition Chimique des éléments majoritaires**

**Tableau V.14.** Composition chimique des différents résidus (cendres et mâchefers)

Composition chimique (%)	FA 1	FA2	M
SiO <sub>2</sub>	46.3	40.1	13.0
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	16,6	7, 3	6,2
CaO	05.2	41.9	40.4
N <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	16.6	02.3	06.2
Na <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	-	02.5	03.3
MgO	11.0	01.0	05.0
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	11.6	00.3	02.2
BaO	-	-	-
Ti O <sub>2</sub>	02.2	-	2.10
SO <sub>3</sub>	00.7	-	1.13
K <sub>2</sub> O	01.3	-	03.2
ZnO	-	00.6	-
PbO	00.8	00.3	00.9
Autres	-	00.1	-

FA 1 : Cendre des déchets de médicaments.

FA 2 : Cendre des déchets de soins.

M : Mâchefer des déchets de médicaments.

La composition chimique des éléments majeurs (tableau V.14) montre que FA1 est un matériau pouzzolanique constitué essentiellement de 46,3% en SiO<sub>2</sub>, 16.6% en Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> et de 11,6 % en Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> [114] représentant ainsi 74,5% du contenu de la cendre, c'est donc une silicoalumine de classe F2 selon la norme NF P 11-300 [115], les concentrations des autres éléments principaux sont faibles, à l'exception de MgO qui a une teneur de 11%. et 5,2% de CaO. Le contenu de sulfates et de chlorures sont respectivement de 2,5% et 0,06% (tableau V.15) correspondant à la norme EN 196-1 et EN 196-2 (cendre pouvant être utilisé en béton) [116 - 117]. La perte au feu qui est de 1,3 % reflète sa capacité de mise à niveau

dans le béton selon la norme NF EN 450 (limitant à 5%). En ce qui concerne des éléments mineurs (tableau V.15) tous les éléments sont faibles, la plupart sont considérés comme inertes et non dangereux selon la norme européenne.

La cendre FA2 est un matériau constitué essentiellement de 40,1% en SiO<sub>2</sub>, 40,9 % en CaO (tableau V.14) représentant ainsi 81% du contenu de la cendre, c'est donc une silicocalcique de type C selon la norme NF P 11-300 [115], les concentrations des autres éléments principaux sont faibles à l'exception de Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> avec une teneur de 7,3 %. Le contenu de sulfates et de chlorures sont respectivement de 3,7% et 2% (tableau V.15).

Le mâchefer M possède une composition majoritaire en CaO de (40,4 %) , suivi de SiO<sub>2</sub> (13%) , Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (6,2%) et MgO (5%), les éléments les plus présents sont le Cr, Pb, Zn et Cu . Ce sont des résultats auxquels on s'attendait car le Cr et Cu ne sont que très peu vaporisés, ils restent dans les mâchefers à (98 %). par contre le Pb et Zn sont partiellement vaporisés on les retrouve dans les mâchefers et dans les cendres comme le montre les résultats trouvés (tableau V.15).

**B. Composition Chimique des éléments minoritaires**

**Tableau V.15.** Composition chimique des éléments minoritaires des différents résidus (cendres et mâchefers)

Elements	FA1 (ppm)	FA2 (ppm)	M (ppm)
As	20.11	25,11	15,10
Ni	524.66	754	90,34
Cr	263 .82	531,17	503,12
Pb	82.103	231,24	721,12
Zn	1115. 31	2134,23	2134,11
Cu	121.60	198,78	236,23
Cd	ND	ND	ND
Sulfates	16,32 (2,5%)	3,7%	0, 4
Chlorures	27 (0,06%)	2 %	0,45

V.6.1. 4. Caractérisation minéralogiques des résidus solides

D'une manière générale, la diffraction des rayons X permet d'identifier les phases minéralogiques présentes dans les mâchefers et les cendres, celles-ci jouent un rôle important dans le comportement à la lixiviation et notamment dans le contrôle de la solubilisation des éléments. Des métaux lourds peuvent être concentrés dans les minéraux et ne peuvent pas être lixivié.

Les principales phases détectées pour les cendres et mâchefers sont les suivantes : la famille des silicates tel que le quartz ( $\text{SiO}_2$ ) en quantités importantes pour les cendres des médicaments, la famille des oxydes tel que l'hématite ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), la famille des hydroxydes tel que la porthlandite  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  et la famille des carbonates comme la calcite  $\text{CaCO}_3$  se trouvant en pourcentage important dans les mâchefers et dans les cendres des déchets de soins. comme le montre les figures (V.32, V.33, V 34).

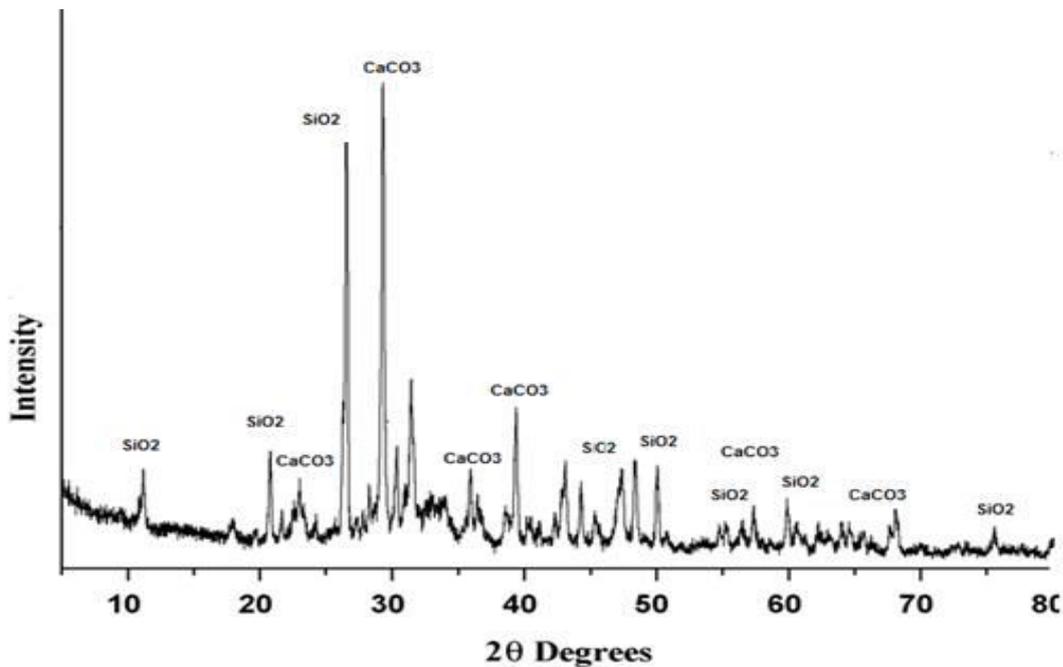


Figure V.32. DRX du mâchefer des médicaments M

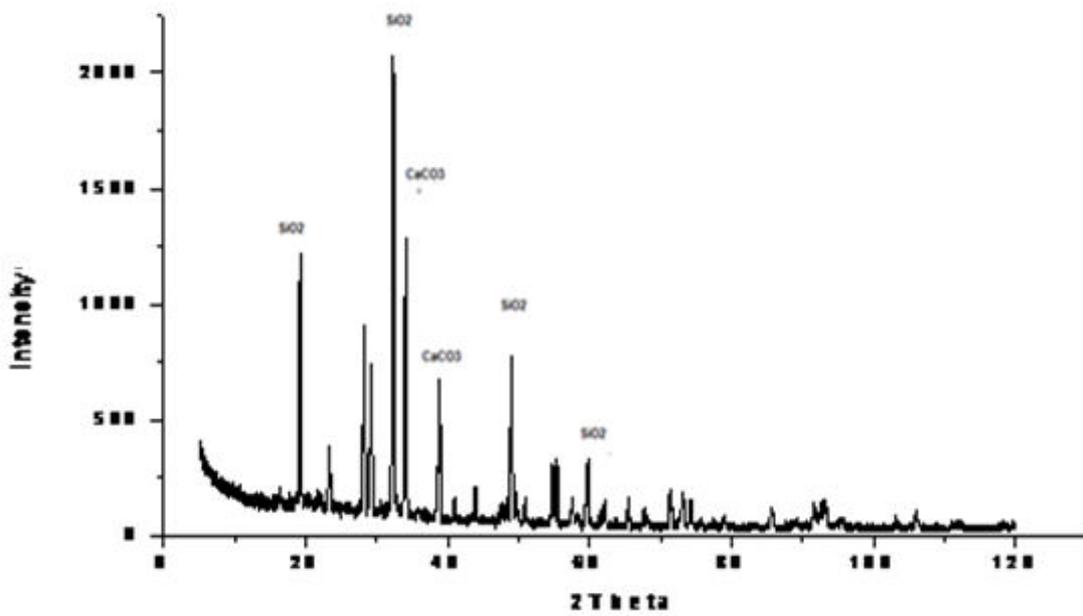


Figure V. 33. DRX de la cendre des médicaments FA1

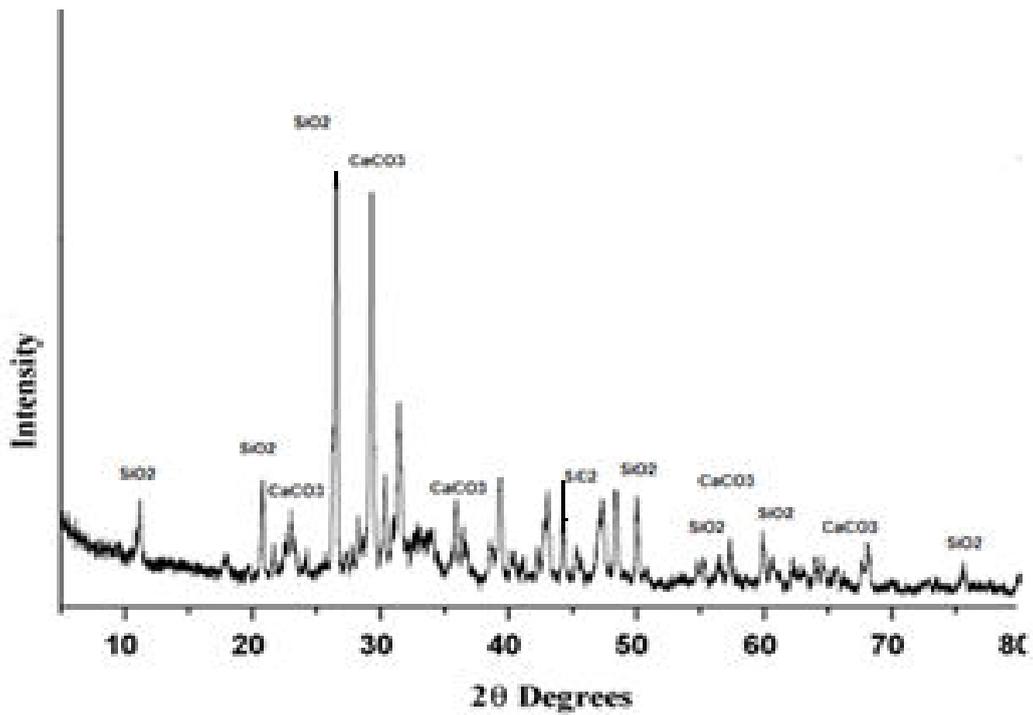


Figure V. 34. DRX de la cendre des DASRI FA2

La composition minéralogique (figure V.32) montre que FA1 est principalement amorphe [118] composée de M (mullite)  $Al_6Si_2O_{13}$ , Q (Quartz)  $SiO_2$ , R (rutile)  $TiO_2$ , Ma (maghémite)  $Fe_3O_4$ , P (périclase)  $MgO$ , E (ettringite)  $Ca_6Al_2(SO_4)(OH)$  et 12 A (anatase)  $TiO_2$ . Ces résultats corroborent plusieurs études des cendres silicoalumine [119-120], et lui donne un potentiel pouzzolanique fort. D'après la littérature [121-125], la minéralogie complexe de résidu de cendres est le résultat de plusieurs processus qui se produisent pendant le traitement et l'incinération des gaz de combustion, ce qui peut comprendre la vaporisation, la fusion, la cristallisation, la vitrification, la condensation et la précipitation, malgré la complexité de la composition minéralogique des résidus, la littérature indique une analyse complète, où les phases minéralogiques principales sont identifiées.

Plus au moins la même composition minéralogique est observée pour la FA2 et M, mais avec des phases plus importantes en calcite et sidérite suite à leur composition élevée en carbonates, Portlandite  $Ca(OH)_2$ , Anhydrite  $CaSO_4$ , Quartz  $SiO_2$  et la Gehlenite  $(Ca_2Al_{1-x}Z_{nx}(Si_{1+x}Al_{1-x})O_7)$ , par contre on trouve en plus pour le mâchefer Magnétite ( $Fe_3O_4$ ) et l'Hématite  $Fe_2O_3$ .

### V.6.1.4.1. Mesure qualitative de la teneur en verre (phase amorphe)

La qualité du résidu est liée à sa teneur en verre. Dans ce cas il faut simplement calculer à partir de la composition chimique, la différence entre les valeurs brutes de silice et de chaux (chaux - silice). Lorsque celle-ci est inférieure à une valeur seuil de 34%, les pouzzolanes ne contiennent pas de phase vitreuse. Selon la composition chimique centésimale (tableau V.14), cette différence est supérieure à 34% pour FA1, comme la teneur en CaO est de 5,2% et celle de  $SiO_2$  est de 46,3%. Cela signifie que notre pouzzolane contient une phase vitreuse, donc une possibilité de fixation de la chaux libérée du ciment en cas d'une éventuelle valorisation. Par contre FA2 et M ne contiennent pas de phase vitreuse.

### V.6.1.4.2. Quantification de la phase amorphe

En prenant l'hypothèse de proportionnalité entre la bosse et le verre de diffusion de concentration nous a permis de développer et d'appliquer la méthode de détermination semi-quantitative de la matière, en appliquant les surfaces de méthode du rapport.

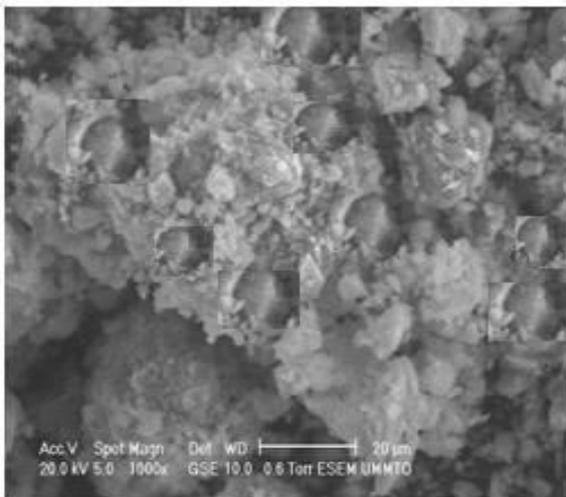
Cette méthode repose sur le principe que, pour un matériau de composition chimique donnée, l'intensité diffractée totale (ou dispersé) de 0 à l'infini (après correction) reste constante indépendamment de l'état de l'échantillon (amorphe ou cristallisé).

Pour son utilisation, des corrections doivent être apportées aux valeurs d'intensité brute observés [110], mais ces corrections peuvent être négligés si nous réduisons la plage angulaire de mesure des différentes intensités diffractées ou diffus. Dans le cas de matériaux inorganiques, des essais préliminaires ont montré qu'il est compris entre 10 et 60 ° (2 $\theta$ Co Ka), qui correspond approximativement à l'étendue de la diffusion de la bosse FA1, ainsi en appliquant directement la relation (1), nous avons obtenu un pourcentage de phase amorphe est de 62%.

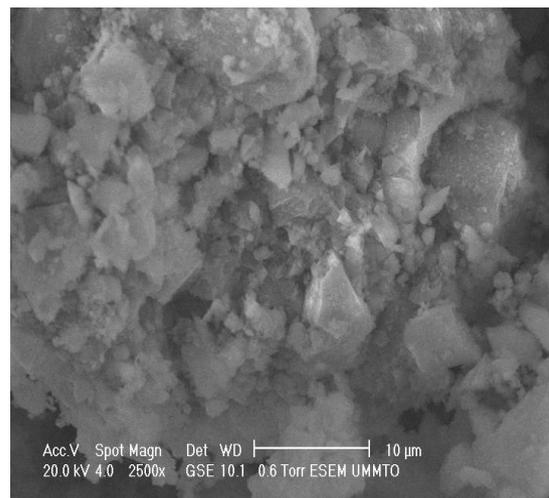
### IX.6.1. 5. Caractérisation morphologique des résidus solides (MEB)

La morphologie des résidus apporte de précieux renseignements sur le comportement au lessivage et donc sur leur comportement à long terme.

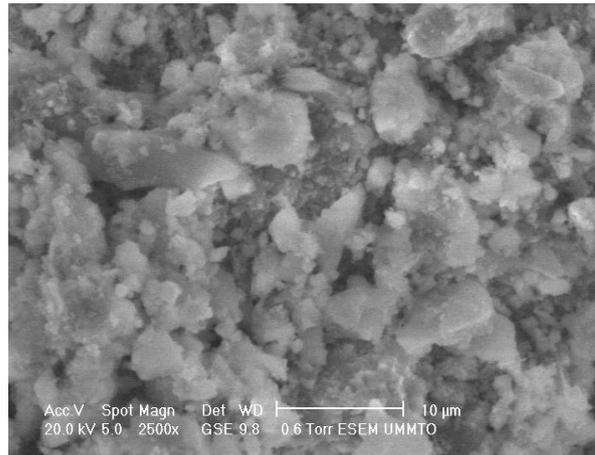
Les éléments des cendres FA1 et FA2 sont sous la forme de billes plus ou moins creuses, les surfaces vitrifiées, brillants et lisses, composé d'une large gamme de tailles, avec des surfaces rugueuses ou lisses (figures V.35, V.36) en raison du processus de condensation à la diminution de la température du gaz. La morphologie des résidus similaires peuvent être trouvés dans plusieurs études [126- 128]. Les résidus sont des particules sphériques qui sont constituées de plaquettes polycristallines et aluminosilicates ayant une grande surface spécifique. Cet effet de tassement des particules de cendres volantes sphériques permet de réduire sa perméabilité.



**Figure V.35.** MEB de (FA1).



**Figure V. 36.** MEB de (FA2).



**Figure V.37.** MEB de (M).

L'analyse MEB du mâchefer met en évidence un matériau angulaire ressemblant à des scories (figure V.37), il s'agit de particules poreuses avec des vésicules. Cela implique donc des surfaces spécifiques importantes pour du matériau granulaire, mais assez variables à cause de la grande disparité de type de particules composant les mâchefers.

### **IX.6.1. 6. Caractérisation thermogravimétriques (ATD - ATG) des résidus solides**

L'analyse thermogravimétrique sur les résidus solides, nous permet d'avoir une appréciation sur les paramètres d'incinération ainsi que l'estimation de la pollution sur ces résidus.

L'analyse de FA1 par ATD –ATG (figure V.38) montre le départ d'eau pour les hydrates et les hydroxydes, et du gaz carbonique pour les carbonates, lors d'une montée en température de 20°C à 1000°C.

L'ATG montre la présence de 3 paliers importants : Le premier (température ambiante - 100 ° C ) indique une perte de poids liée à la perte d'humidité. Ensuite, entre 100 et 300°C une perte de masse significative (vraisemblablement due au départ de l'eau liée) est enregistrée. Enfin, une perte de masse importante entre 700 et 900°C correspondant à la décarbonatation de la calcite c'est-à-dire à la décomposition de  $\text{CaCO}_3$  et de la combustion du charbon résiduel présent dans FA1. Cette technique permet de quantifier cette dernière en utilisant la méthode des tangentes, la concentration en calcite est estimée à 4,42 %. Ces

résultats nous ont amenés à conclure que FA1 est thermiquement stable à des températures autour de 900 ° C .

L'analyse thermique différentielle (ATD) a montré une modification supplémentaire au-dessus 900 ° C. Cette énergie a changé sans une perte de masse, du aux changements structuraux de la FA1.

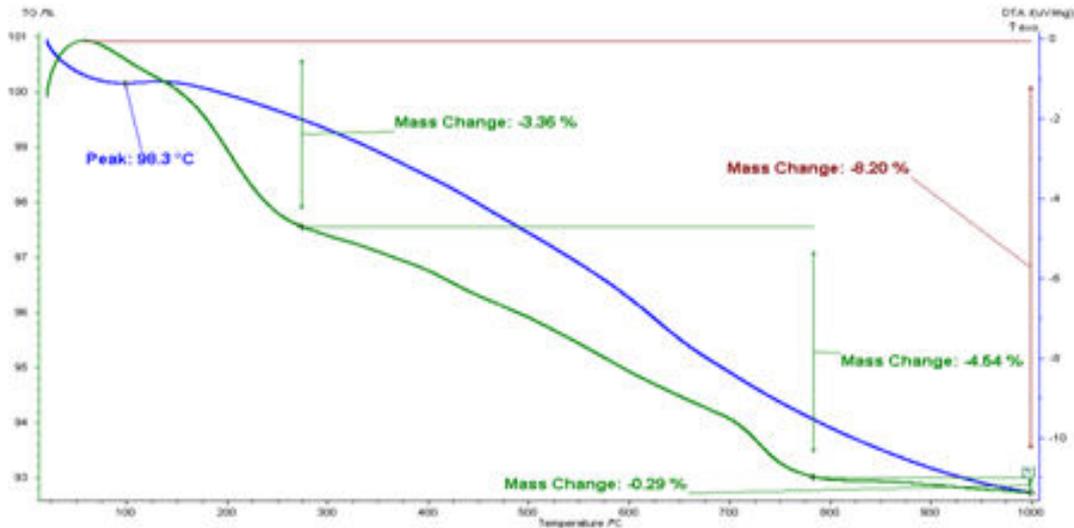


Figure V.38. Thermogramme de FA1

L'analyse ATD – ATG (figure V.39) de la cendre FA2 montre un départ d'eau à température de 100 ° C indiquant une perte de poids liée à l'humidité.

Une perte de masse importante à 450°C correspondant à la combustion de la matière organique ( puisque La combustion de la matière organique dans les matériaux de la biomasse survient dans le gamme 300-600 °C), sa quantification est estimé à 5% , comparativement à FA1 on remarquera que FA2 contient une certaine quantité en matière organique . Un autre pic est observé à la température de 750°C impliquant la décarbonatation de la calcite ( $\text{CaCO}_3$ ) et de la combustion du charbon résiduel présent dans FA2, la concentration en calcite est estimée à 7 %.

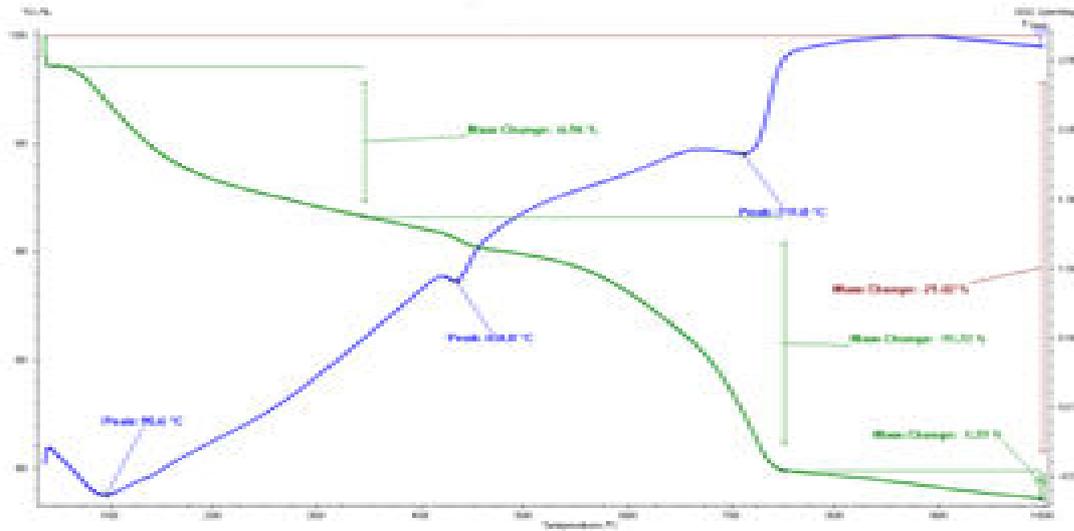


Figure V. 39. Thermogramme de FA2

La figure (V.40) montre une variation de poids de M à la température 100°C indiquant une perte de poids liée à l'humidité.

Deux pertes de masse sont observées à températures égales à 500°C et une autre à température de 620°C correspondant à la combustion de la matière organique, l'utilisation de la méthode des tangentes a permis de quantifier ces pertes estimées respectivement à 12% et 4,95% .

Un autre pic est observé à la température de 705°C impliquant la décarbonatation de la calcite ( $\text{CaCO}_3$ ).

On en conclut que les quantités importantes de matières organiques dans les résidus solides (cendre ou mâchefer) est signe d'une mauvaise incinération, leur présence dans les mâchefers s'explique par une mauvaise combustion des déchets, (taux d'imbrulés élevés), par contre leur présence dans les cendres est signe de toxicité de ces derniers.

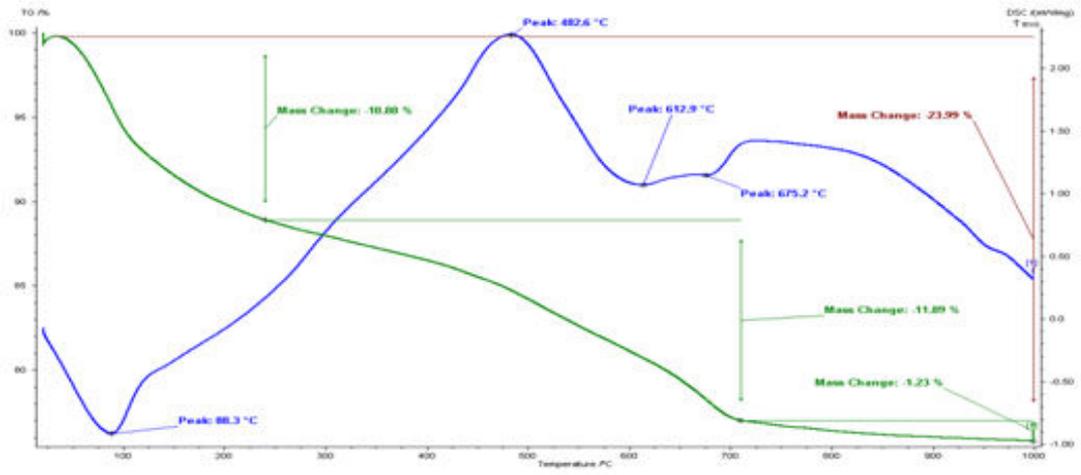


Figure V.40. Thermogramme de M

### V.6.2. Etude environnementale

Le comportement à la lixiviation des résidus et notamment le relargage des polluants dans l'environnement, est un sujet d'étude de première importance pour pouvoir décider du devenir de ces résidus, c'est-à-dire des possibilités de valorisation dans des scénarios variés. Pour évaluer l'impact environnemental du résidu il est donc nécessaire de comprendre les mécanismes physico-chimiques intervenants pendant sa mise en contact avec l'eau. Cette mise en contact modifie l'équilibre à l'interface et déclenche le processus de transfert éventuel des polluants.

#### V.6. 2.1. Etude de lixiviation des résidus solides FA1, FA2, M

Des tests de lixiviation selon des normes bien définis, permettent d'appréhender le comportement de ces résidus dans l'environnement.

Les tests de lixiviation des résidus étudiés FA1, FA2 et M. à  $\text{pH} = 8,65$  sont regroupés dans le tableau (Annexe 6).

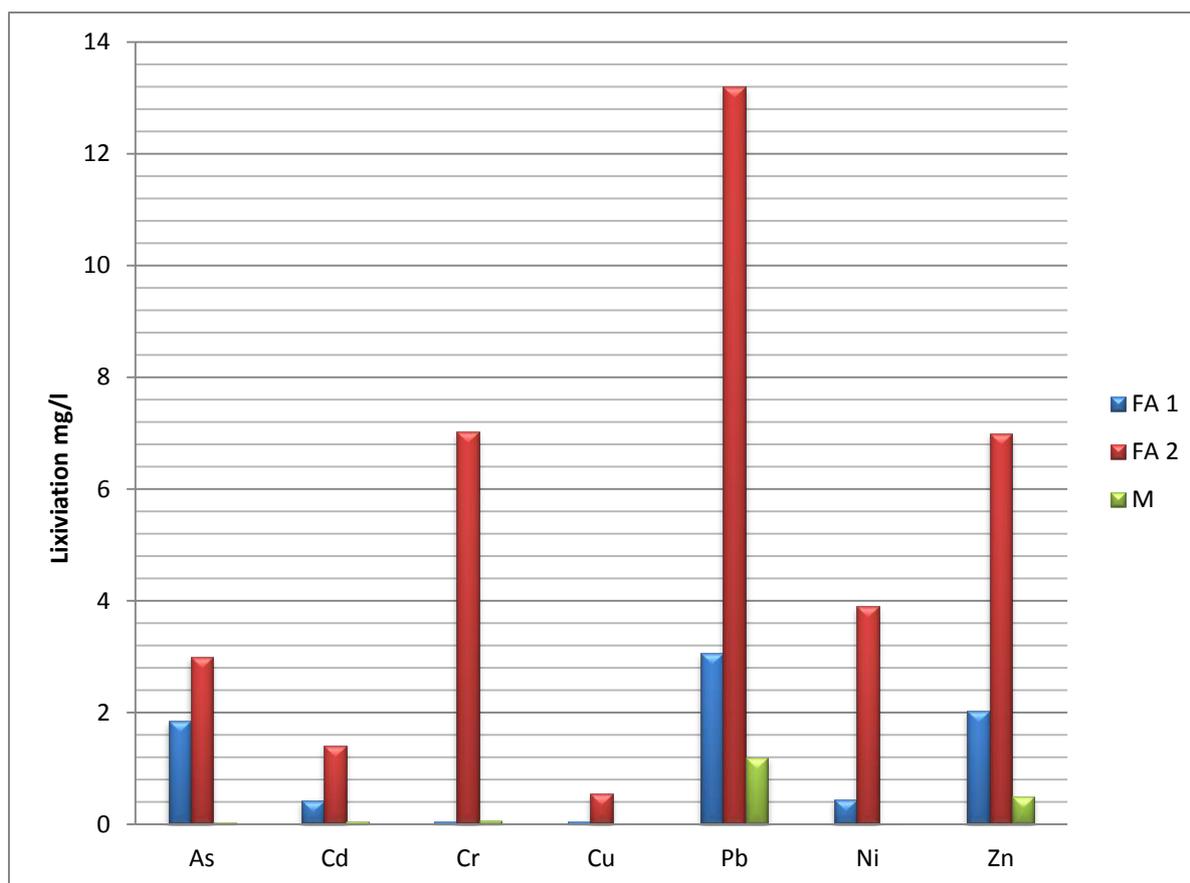


Figure V. 41. Lixiviation des résidus FA1, FA2 et M.

L'analyse environnementale (test de lixiviation) des sous-produits de l'incinération (FA1, FA2 et M) sur (la figure V.41) montre que la concentration des éléments lessivés de FA1 ne dépasse pas la catégorie « non dangereux » des seuils de décharge. Donc la FA1 est conforme à la norme de la directive européenne de décharge (Directive 1999/31/CE du Conseil du 26 avril 1999).

Par contre, pour les cendres de déchets de soins FA2, la lixiviation montre une quantité de métaux lourds lessivés nettement importante (surtout le chrome Cr (7.03 mg/l), le plomb Pb (13.20 mg/l), et zinc Zn (7.00 mg/l) et aussi d'autres métaux lourds à différentes concentrations). Ceci s'explique par la quantité importante de métaux lourds contenus dans les cendres de déchets de soins, ainsi que le déchet lui-même contient des métaux.

Pour les mâchefers des déchets de médicaments, la quantité de métaux lourds lessivée est moins importante (As = 0.04 mg/l, Pb = 1.2 mg/l, Zn = 0.5 mg/l, Cr = 0.06 mg/l, etc ...) que les cendres de médicaments ainsi que ceux des cendres de déchets de soins, c'est un résultat auquel on s'attend car les mâchefers étant des imbrulés recueillis après la combustion, c'est à

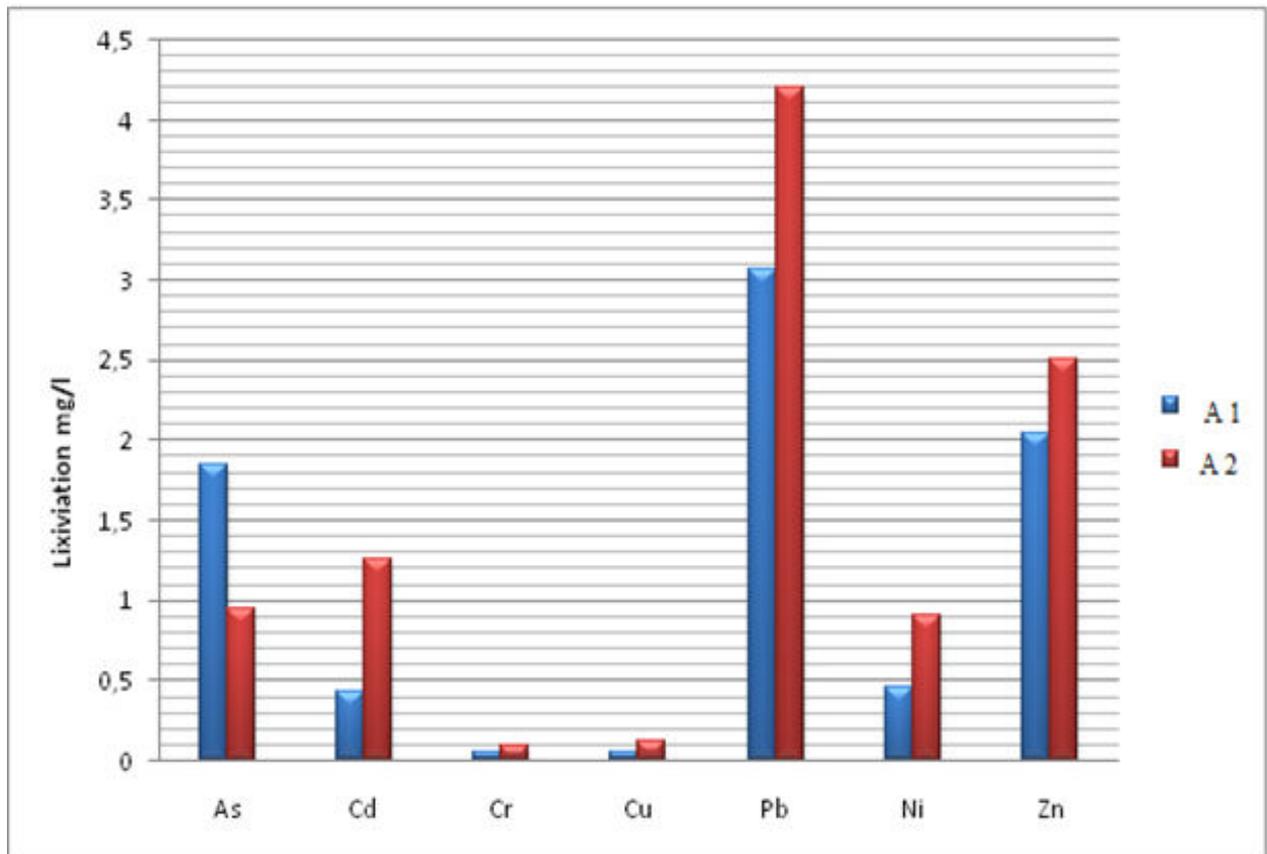
On en conclut que lors de l'étude de lixiviation des résidus FA1, FA2 et M, on a trouvé que la cendre issue de l'incinération des déchets de soins FA2 a lessivé des quantités importantes de polluants dépassant largement les normes, donc ils sont considérés comme résidus qu'il faut acheminer vers le centre d'enfouissement technique et voir même après une certaine opération de stabilisation –solidification. Par ailleurs, concernant FA1 et M, cet aperçu de l'étude de lixiviation les positionne dans les normes, cela pourrait s'expliquer par le fait que l'incinération des déchets de médicaments n'engendre pas de résidus toxique, mais pour pouvoir le confirmer il faudrait effectuer plusieurs études.

Afin de confirmer la conformité de la lixiviation de la cendre FA1, nous avons étudié la lixiviation à pH acide.

### V.6. 2.2. Effet du milieu acide sur la lixiviation de la cendre du médicament FA1

Pour ce faire, nous avons entamé une étude comparative de lixiviation de FA1 à pH = 4 et pH = 8,72 (sans aucun rajout).

La mobilité des éléments contenue dans FA1 augmente lorsque le milieu est acide (pH=4), (figure V.42). Cette mobilité augmente dans le milieu alcalin (pH= 8,72) pour As, par contre pour les éléments Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, la mobilité augmente à pH acide (pH = 4)



**Figure V.42.** Concentrations des éléments lexiviés de FA1 à pH =8,72 et à pH= 4

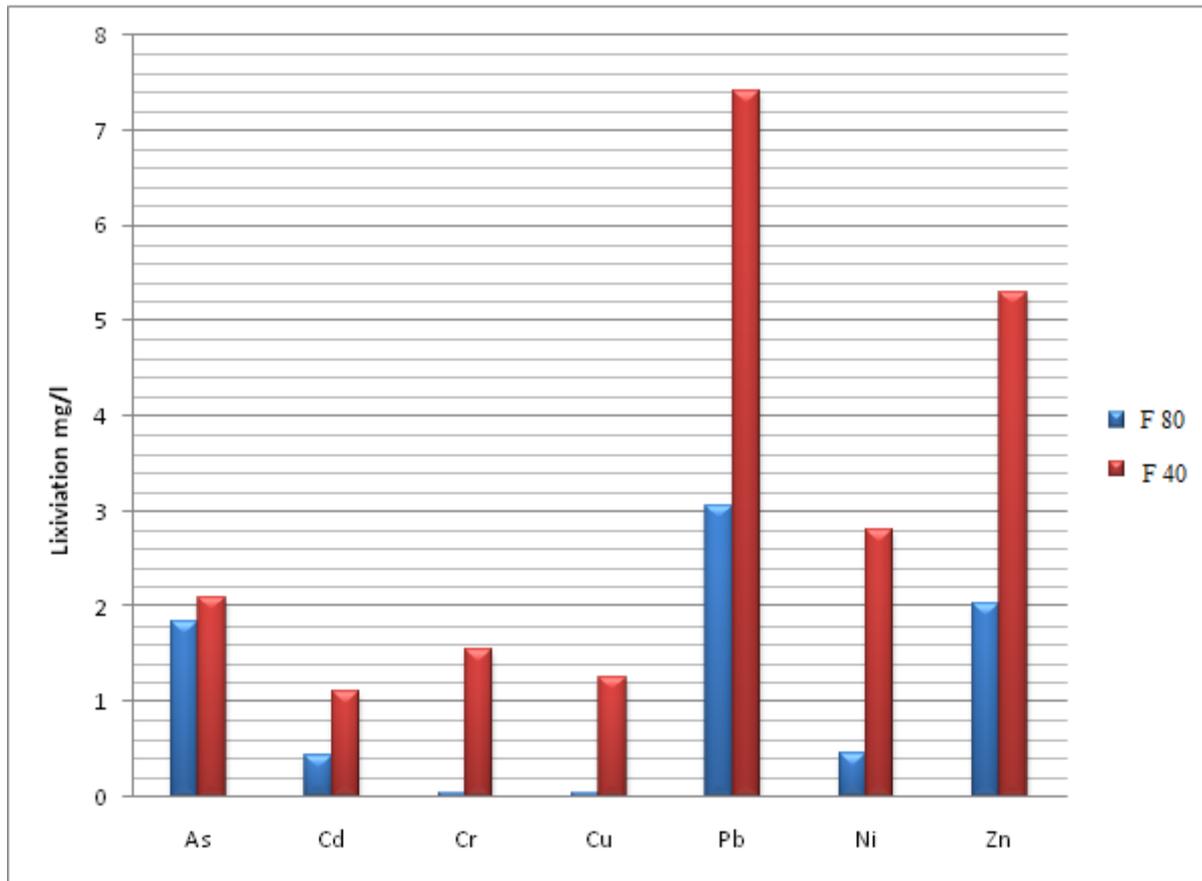
A1 : pH =8,72 ; A2 : pH = 4

Les concentrations d'éléments lessivés alcalin et acide sont inférieurs à la norme de la directive européenne sur les décharges (directive 1999/31 / CE du 26 Avril 1999).

Globalement, les résultats montrent un comportement à la lixiviation de FA1 satisfaisante pour leur éventuelle valorisation.

### V.6. 2.3. Effet de la granulométrie sur l'adsorption des polluants lors de la combustion

Cette étude comparative de lixiviation des cendres de diamètre 80 µm et 40 µm permet d'évaluer la quantité de métaux lourds lexiviés, expliquant ainsi l'effet des dimensions des cendres dans le post combustion sur l'adsorption des polluants figure V.43.



**Figure V.43.** Concentrations des éléments lexiviés de F80 et F40

**F80** : Cendre de médicament de diamètre 80  $\mu\text{m}$

**F40** : Cendre de médicament de diamètre 40  $\mu\text{m}$

L'étude comparative de lixiviation des cendres de médicaments à différents diamètres montre que les cendres de petites dimensions sont plus riches en métaux lourds que celles de diamètres plus importants. La lixiviation de F80 est nettement inférieure à celle de F40, car les éléments traces se concentrent surtout dans les particules fines du fait de leur grande surface spécifique et probablement du fait de la condensation des éléments volatilisés durant la combustion sur la surface des particules solides. Il est à noter, que lors de la récupération des cendres, la température baisse, de ce fait, les éléments emportés par les fumées se redéposent sur les cendres, ce qui induit un enrichissement du dépôt des métaux lourds à la surface des cendres. Ceci est dû à la taille des particules des cendres qui a une influence sur la génération des polluants le procédé général de dépoussiérage a seulement séparé les grosses particules de cendres volantes, laissant le temps aux petites particules d'adsorber le plus de polluants, donc les petites particules de cendres sont le principal contributeur de polluants.

### *Conclusion générale*

Lors de l'exploitation des installations d'incinération d'ECFERAL, des émissions ont été générées en plus ou moins grande quantités suivant le type de déchet incinéré, le mode de fonctionnement et les traitements que peuvent subir les polluants.

L'étude comparative du type de déchets, un déchet de médicament périmé dont la composition n'est pas ou potentiellement dangereuse (peut éventuellement contenir des traces de métaux lourds) par rapport aux DASRI dont la composition est très toxique et dangereuse (métaux lourds, composés chlorés etc ...) a permis les résultats suivants :

les niveaux de pollution enregistrés des gaz CO, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> lors de l'incinération de différents médicaments respectent bien les normes d'émission (Norme du journal officiel N°24 du 16 Avril 2006). Ces valeurs faibles en pollution montrent bien l'efficacité du système de traitement humide et de neutralisation des gaz acides de l'incinérateur Nar 5000 pour l'incinération des déchets de médicaments.

les niveaux de pollution enregistrés des gaz CO et NO<sub>x</sub> lors de l'incinération des déchets des DASRI ont révélé des concentrations aux normes, par contre pour les rejets en SO<sub>2</sub>, la valeur maximale dépasse largement la norme. ce qui nous amène à dire que les DASRI qui sont très toxiques et très chargés, peuvent éventuellement avoir une composition chimique très riche en soufre ce qui par oxydation a formé des quantités importantes en SO<sub>2</sub> et qu'un simple lavage avec neutralisation acide s'avère insuffisant pour minimiser leur émissions. (D'où un co- traitement) tel la colonne d'adsorption est préconisé).

Les niveaux bas en CO enregistrés lors de l'incinération des deux types de déchets nous permet de constater qu'on a effectué une bonne optimisation des paramètres lors de l'incinération à savoir la température et la turbulence, car il faut savoir que les niveaux de CO représentent la meilleure estimation disponible pour un fonctionnement satisfaisant du processus d'incinération.

Pour les BTEX, La concentration mesurée du benzène a dépassé d'environ dix fois la valeur recommandée par la (directive européenne 2008/50 / CE) fixant celle-ci à 3,5 µg/ m<sup>3</sup>.

l'analyse des métaux lourds dans les fumées suite au traitement A, a révélé la conformité des rejets de la majorité des métaux lourds pour les trois types de médicaments (P,M,C<sub>3</sub>), il n'y a que pour le médicament C<sub>3</sub> ou la concentration en Zn a dépassé la valeur de la norme européenne d'émission mais en conformité avec la norme Algérienne fixant

celle-ci à  $5\text{mg}/\text{m}^3$ . Ceci pourrait éventuellement s'expliquer par la composition chimique du  $\text{C}_3$  en sa teneur en Zn.

Pour les fumées des DASRI avec le traitement A, les concentrations en métaux Cd et Mn sont en conformité avec la norme des émissions, par contre pour les concentrations des autres métaux Cr, Pb, Cu, Fe, Zn et Ni s'avèrent très élevées, ceci montre bien l'insuffisance du traitement des métaux lourds des déchets des DASRI par simple lavage et neutralisation des gaz, d'où la nécessité d'un autre traitement.

L'ajout du traitement au charbon actif, a permis une diminution importante des rejets gazeux chargés en métaux lourds allant de 31% à 100% selon le métal considéré, ceci montre bien l'efficacité du traitement de l'adsorption au charbon actif, mais reste tout de même à augmenter l'efficacité de ce traitement ou bien le compléter encore par un autre, surtout lors de l'incinération de déchets dangereux et toxiques.

Le contenu de TEQ des PCDD / Fs mesurée dans les émissions des cheminées de gaz suite au simple traitement par lavage et neutralisation des gaz ont dépassé la limite maximale des PCDD / F donnée par la législation de l'Union européenne fixant celle-ci à  $100\text{ pg m}^{-3}$  I-TEQ et cela pour les médicaments doliprane-500 et Tefos, par contre le maltitol a généré de valeurs en PCDD / PCDF inférieur à la norme.

La valeur élevée de I-TEQ résultant de l'émission des gaz de l'incinérateur durant la combustion des différents médicaments pourrait être expliquée par la présence de sources de chlore.

L'incinération des DASRI avec un traitement des fumées au CA, n'a pas permis l'abaissement des PCDD/F au-dessous de la norme qui est de  $0,1\text{ ng I-TEQ m}^{-3}$ , mais il y a eu une diminution considérable de plus de 40% pour ces polluants. Ceci montre bien l'efficacité du traitement au charbon actif sur les PCDD/F mais cela semble être toujours insuffisant pour être dans la norme en vigueur.

L'étude de l'effet de la température sur l'apparition des PCDD/F, en analysant à différents points clés de l'incinérateur a montré qu'à ( $T = 950^\circ\text{C}$ ) une quantité négligeable en polluants PCDD/F car à cette température la dioxine est pratiquement détruite.

Les concentrations en PCDD / Fs analysées suite au refroidissement des fumées (températures variant de  $900^\circ\text{C}$  à  $180^\circ\text{C}$ ) sont très élevées car les températures diminuent progressivement dans cette zone, les gaz passent inévitablement par une plage de température pic comprise entre  $200^\circ\text{C}$  et  $400^\circ\text{C}$ , celle-ci est la plage favorisant la formation des PCDD/F (d'après des études bibliographiques).

Au dernier point les températures sont au niveau bas  $T=120^{\circ}\text{C}$ , la concentration des PCDD/F a diminué de moitié. Donc il n'ya pas eu de formation supplémentaire de dioxines à cette température (la diminution est due au traitement que les gaz ont subi).

L'étude de l'effet de la température sur l'apparition des PCDD/F a bien montré que la formation de ces composés est situé dans la zone de refroidissement, Pour minimiser leur formations, un système de refroidissement efficace s'impose afin de refroidir ces gaz en un temps très court.

L'incinération des résidus solides des deux types de déchets a généré des quantités importantes en cendres mais surtout en mâchefers, ces sous-produits sont stockés au niveau de l'entreprise ECFERAL, causant des nuisances pour la santé des travailleurs et un risque de pollution suite à leur lixiviation sans oublier la taxe sur le déchet qu'il faudrait payer. Ces sous-produits attendent des perspectives d'acheminement, leurs études a été indispensables.

Cette étude a été basé sur des analyses physiques, géotechniques, chimiques et minéralogiques effectués sur les cendres et mâchefers des déchets de médicaments (FA1 et M) et les cendres des déchets de soins infectieux (FA2), ainsi que leur comportement environnemental suite à une étude de lixiviation, afin de décider de leur acheminement soit dans les CET de classe I ou II selon le potentiel toxique ou les valoriser en tant que sous-produit industriel dans un domaine bien précis, sachant qu'aujourd'hui d'énormes quantités sont stockés au niveau des usines ou ils sont incinérées et attendent des perspectives d'acheminement.

Les différentes études ont montré que la cendre des médicaments FA1 a des conformités aux normes très intéressantes pour d'éventuelles valorisations (des propriétés pouzzolaniques), L'analyse environnementale (test de lixiviation) ne dépasse pas la catégorie « non dangereux » des seuils de décharge (conforme à la norme de la directive européenne de décharge (*Directive 1999/31/CE* du Conseil du 26 avril 1999)).

L'étude des mâchefers des médicaments est conforme aux déchets non dangereux d'après les tests de lixiviation mais ne possède pas les propriétés pouzzolaniques puisque sa composition majoritaire est de l'oxyde de calcium. Elle pourrait être classé dans les CET de classe II.

Par contre pour, pour les cendres de déchets de soins FA2, la lixiviation montre une quantité de métaux lourds lessivés très importantes, d'où son acheminement vers les CET de classe I est préconisé.

Cette étude sur les composés toxiques issus de l'incinération apporte des réponses concrètes sur l'incinération, la pollution pouvant être générée en plus au moins grande quantités selon le déchet incinéré et la technique adoptée.

Des moyens technologiques avec une maîtrise des techniques de dépollution, la mise en œuvre de normes d'émission modernes et l'utilisation de techniques avancées de lutte contre la pollution permettent de ramener les émissions dans l'air à des niveaux tels que les risques de pollution par les incinérateurs de déchets peuvent être très faibles.

Mais si la technologie de l'incinération est mal maîtrisée avec peu de moyens techniques pour le traitement des polluants, sans qu'il y est d'institutions compétentes, dotés de moyens de surveillances et d'analyses, alors l'incinération des déchets pourrait être une catastrophe pour l'environnement et la santé humaine.

**PERSPECTIVES**

Analyser d'autres composés organiques dans les fumées susceptibles d'être formé lors de l'incinération .

- Effectuer des analyses de PCDD et PCDF sur les résidus solides (Mâchefers et cendres) (chose qu'on n'a pas faites lors de notre étude).
- Etudier d'autres adsorbants lors de l'incinération pouvant minimiser conjointement l'émission des métaux lourds et des Dioxines –Furanes.
- Faire une étude de stabilisation solidification des résidus solides avant leurs acheminements dans les CET, afin de minimiser leur éventuel lixiviation de métaux lourds au cours du temps.
- Développer une technique ou une technologie étudiée dans la partie théorique pour la réduction des polluants sur nos incinérateurs.
- Etude plus approfondie des résidus qui peuvent faire l'objet de valorisation telles les cendres de médicaments qui ont globalement bien répondu aux normes de valorisation, mais auxquelles nous n'avons pas encore fait l'analyse des composés organiques tels les PCDD/F.

## **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

- [1]. Rajor, A., Kunal, G., Bio- medical waste incineration ash: a review with special focus on its characterization, utilization and leachate analysis. *Int. J. Geol.*, 2277–2081. (2011).
- [3]. Emilian koller : « traitement des pollutions industrielles » ; eau, air, déchets, sols, boues ; 2<sup>ème</sup> édition ; édition Dunod ; P 139 ; 248 ; 461-463 ; 483 ; 523 ;559. (2009).
- [4]. Z. Bouchikhi. Gestion des dechets solides urbains dans le gouvernorat du grand Alger. Thèse ingénieur , Université Aboubekr Belkaid Tlemcen, (2004).
- [5]. M. Rebah. Les dechets qui nous menacent. *La Dépêche -Journal Algerien-*, (2006).
- [6]. Plan National de Gestion de Déchets de Soins Médicaux . Manuel Guide Programme des Nations Unies pour l'Environnement / SCB p11/81. (2004).
- [7]. Rapport sur la gestion des déchets solides en algérie , publié par GIZ en Avril (2014) .
- [8]. Rajor, A., Kuna l, G., Bio- medical waste incineration ash: a review with specialfocus on its characterization, utilization and leachate analysis. *Int. J. Geol.*,2277–2081. (2011).
- [9]. J.L. Morrison, The contagious hospital, *On the Horizon* 1 (4) 11–12. (1992) .
- [10]. N. Al-Mutair, M. Terro, A.L. Al-Khaleefi, Effect of recycling hospital ash on the compression properties of concrete: statistical assessment and predicating model,*Building Environment* 39 557–566. (2004).
- [11]. A.V.D. Bos, A. Izadapanaah, Building capacity for comprehensive medical waste management in Asia, *The Urban Environment* 52 (10) 18. (2002).
- [12]. M. Askarian, V. Mahmood, K. Gholamhosein, Results of a hospital waste in private hospitals in Fars Province, Iran, *Waste Management* 24 (4) 347–352. (2004).
- [13]. G.V. Patil, K. Pokhrel, Biomedical waste management in an Indian hospital: a case study, *Waste Management* 25 (6) (2005) 592–599.
- [14]. B.K. Lee, M.J. Ellenbecker, R. Mour-Ersaso, Alternatives for treatment and disposal cost reduction of regenerated medical waste, *Waste Management* 25 (2) 143 –151. (2004).
- [15]. Batterman, Findings of an assessment of small-scale incinerators for health-carewaste, Report of WHO, World Health Organization, Geneva, (2004).
- [16]. Xie, R., Li, W., Li, J., Wu, B., Yi, J., Emissions investigation for a novel medicalwaste incinerator. *J. Hazard. Mater.* 166, 365–371. ( 2009).
- [17].E..D.Enger,B.F. Smith, *Environmental Science: a Study of Interrelationships* McGraw-Hill, (2000).
- [18]. Jung, C.H., Matsuto, T., Tanaka, N., Okada, T., Metal distribution in incineration residues of municipal solid waste (MSW) in Japan. *Waste Manage.* 24, 381–391. (2004).
- [19]. Thèse de Magister LOUAI Nabila , Evaluation énergétique des déchets solides en Algérie, une solution climatique et un nouveau vecteur énergétique (2008-2009).
- [20]. *Journal le Temps* publié le 30 - 07 – (2010).

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [21]. N. Goldstein, Madtes, C. L'état de déchets en Amérique. *BioCycle*; 41: 40-9. (2000) .
- [22]. Chang, M.B., Huang, C.K., Wu, H.T., Lin, J.J., Chang, S.H., Characteristics of heavy metals on particles with different sizes from municipal solid waste incineration. *Journal of Hazardous Materials* 79, 229–239. (2000).
- [23]. J.E.D. Enger, B.F. Smith, *Environmental Science: a Study of Interrelationships*, McGraw-Hill, (2000).
- [24]. Abad E, Adrados MA, Caixach J, Rivera J. Dioxin abatement strategies and mass balance at a municipal waste management plant. *Environ Sci Technol*;36:92–9. (2002).
- [25]. G. McKay dioxine caractérisation, la formation et la minimisation des déchets solides municipaux au cours (MSW) incinération: examen. *Chem Eng J*; 86: 343-68. (2002).
- [26]. Sigg, L., Behra, P., & Stumm, W. Chimie des milieu aquatiques – Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement – 2ème Cycle Ecole d'Ingénieurs. (2000).
- [27]. Huang H. et Buekens A.. Chemical kinetic modeling of de novo synthesis of PCDD/F in municipal waste incinerators. *Chemosphere*, 44, 1505-1510 (2001).
- [28]. Le Goux J.Y. et Le Douce C.. L'incinération des déchets ménagers. *Ed Economica* (1995).
- [29]. Stanmore B.R.. The formation of dioxins in combustion systems. *Combustion and flame*, 136 398-427 (2004).
- [30]. R. Ibanez, A. Andres, J.R. Viguri, I. Ortiz, Characterization and management of incinerator waste, *Journal of Hazardous Materials* 79 (3) 215–227. (2000).
- [31]. Greenpeace, 2005. [www.greenpeace.org/nz/campaigns/toxics/incineration/ban.asp](http://www.greenpeace.org/nz/campaigns/toxics/incineration/ban.asp). Assessed on 1st Jan (2008).
- [32]. Li HW, Lee WJ, Tsai PJ, Mou JL, Chang-Chien GP, Yang KT. A novel method to enhance polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans removal by adding bio-solution in EAF dust treatment plant. *J Hazard Mater*; 150: 83–91. (2008).
- [33]. Everaert K, Baeyens J, Degreve J. Entrained-phase adsorption of PCDD/F from incinerator flue gases. *Environ Sci Technol* ; 37: 1219–24. (2003).
- [34]. Kreis S, Hunsinger H, Vogg H. Technical Plastics as PCDD/F Absorbers [J]. *Organohalogen Compd.* 23: 443–446. (1995).
- [35]. R. Xie et al. / Rong Xie, Wei-jie Li, Jie Li, Bo-liang Wu, Jia-qiang Yi; Emissions investigation for a novel medical waste incinerator; *Journal of Hazardous Materials* 166 365–371. (2009).
- [36]. W. Jangsawang, B. Fungtammasan, S. Kerdsuwan, Effects of operating parameters on the combustion of medical waste in a controlled air incinerator, *Energy Conversion and Management* 46 3137–3149. (2005).
- [37]. L. Bussac, E. Caverne, Veille technologique sur le traitement des COV, CERUG/GDF 962 -696, (1996).

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [38]. Koffi B., développement de méthodes d'analyse directe de polluants organiques volatils à l'état de traces dans l'air et les biogaz. Thèse de Doctorat, Université de Montréal, (2009).
- [39]. Rafael B., Evaluation de la durée optimale des tubes passifs pour la mesure des BTEX (Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylène) dans l'air ambiant. Compagne de mesures par échantillonnage, Rapport n° ET/TP/07/02, (2006).
- [40]. Walter O., Robert H., Heiko M., Bernd W., and Luers-Jongen B., Organic emissions profile for a light-duty diesel vehicle, *Atmospheric Environment*, Vol. 33, pp. 797-805. (1999).
- [41]. INRS (Institut National de Recherche et de Sécurité), Bases de données, Fiches toxicologiques, Benzène : FT49, France. (2007).
- [42]. INERIS., Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Ethylbenzène, (2005).
- [43]. Tuppurainen K, Halonen I, Ruokojärvi P, Tarhanen J, Ruuskanen J. Formation of PCDDs and PCDFs in municipal waste incineration and its inhibition mechanisms: a review. *Chemosphere*; 36: 1493–511. (1998).
- [44]. Olie K, Vermeulen PL, Hutzinger D. Chlorobenzo-p-dioxins and chlorodibenzofurans are trace components of fly ash and flue gas of some municipal incinerators in the Netherlands. *Chemosphere*;6:455–9. (1977).
- [45]. Mukerjee D. Health impact of polychlorinated dibenzo-p-dioxins : A critical review j.air and waste manage.assoc.,vol 48,p157-165, (1998).
- [46]. Rajor, A., Kuna I, G., Bio- medical waste incineration ash: a review with special focus on its characterization, utilization and leachate analysis. *Int. J. Geol.*,2277–2081. (2011)..
- [47]. Wang, L.C., Lee, W.J., Lee, W.S., Chang-Chien, G.P., and Tsai, P.J. Effect of chlorine content in feeding wastes of incineration on the emission of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins /dibenzofurans. *Sci. Total Environ.* 302, 185-198.( 2003).
- [48]. Nakao, T., Aozasa, O., Ohta, S., and Miyata, H. Formation of toxic chemicals Including dioxin-related compounds by combustion from a small home waste incinerator. *Chemosphere.* 62, 459-468. (2006).
- [49]. Rigo, H.G., and Chandler, A.J. Is there a strong dioxin: chlorine link in commercial scale systems? *Chemosphere.* 37, 2031-2046. (1998).
- [50]. Katami, T., Yasuhara, A., and Okuda, T. Formation of PCDDs, PCDFs, and coplanar PCBs from polyvinylchloride during combustion in an incinerator. *Environ. Sci. Technol.* 36, 1320-1324. (2002).
- [51]. Décret présidentiel du 06-206 du 11 Jomada El Oula 1427 correspondant au 7 juin 2006 portant ratification de la convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants, adoptée à Stockholm le 22 mai (2001).
- [52]. McKay G.. Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste (MSW) incineration: review. *Chemical Engineering Journal*, 86(3), p.343, 368 (2002).
- [53]. Olie K., Addink R. et Schoonenboom M.. Metals as catalysts during the formation and decomposition of chlorinated dioxins and furans in incineration processes. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 48, p.101 ,105 (1998).
- [54]. Bie, R., Li, S., and Wang, H. Characterization of PCDD/Fs and heavy metals from MSW incineration plant in Harbin. *Waste Management.* 27, 1860-1869. (2007).

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [55]. Hu, C.-W., Chao, M.-R., Wu, K.-Y., Chang-Chien, G.-P., Lee, W.-J., Chang, L. W., Lee, W.-S., Characterization of multiple airborne particulate metals in the surroundings of a municipal waste incinerator in Taiwan. *Atmos. Environ.* 37, 2845-2852. (2003).
- [56]. Moffet, R.C., Desyaterik, Y., Hopkins, R.J., Tivanski, A.V., Gilles, M.K., Wang, Y., Shutthanandan, V., Molina, L.T., Characterization of aerosols containing Zn, Pb, and Cl from an industrial region of Mexico City. *Environ. Sci. Technol.* 42 (19), 7091-7097, (2008).
- [57]. CNRC, (2000).
- [58]. Forestier, L.L., Libourel, G., Characterization of flue gas residues from municipal solid waste combustors. *Environmental Science and Technology* 32, 2250–2256. (1998).
- [59]. Dossier SAM : Les métaux lourds – Méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisation – Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Étienne. (1997).
- [60]. Rong Xie, Wei-jie Li, Jie Li, Bo-liang Wu, Jia-qiang Yi, Emissions investigation for a novel medical waste incinerator, *Journal of Hazardous Materials* 166 365–37. (2009).
- [61]. K. S. Wang, K. Y. Chiang, S. M. Lin, C. C. Tsai & C. J. Sun, « Effects of chlorides on emission of toxic compounds in waste incineration : study on partitioning characteristics of heavy metals », *Chemosphere*, vol. 38, no 8, 1833–1849, (1999).
- [62]. S. K. Durlak, P. Biswas & J. Shi, «Equilibrium analysis of the effect of temperature moisture and sodium content on heavy metal emissions from municipal solid waste incinerator », *J. Hazard. Mat.*, vol. 56, 1–20, (1997).
- [63]. S. Abanades, G. Flamant & D. Gauthier, «Modelling of heavy metal vaporization from a mineral matrix », *J. Hazard. Mat.*, vol. B88, 75–94, (2001).
- [64]. C. Chan, C. Q. Jia, J.W. Graydon & D. W. Kirk, « The behaviour of selected heavy metals in MSW incineration electrostatic precipitator ash during roasting with chlorination agents », *J. Hazard. Mat.*, vol. 50, 1–13, (1996).
- [65]. M. B. Chang, C. H. Jen, H. T. Wu & H. Y. Lin, « Investigation on the emission factors and removal efficiencies of heavy metals from MSW incinerators in Taiwan », *Waste Manag. & Res.*, (2003).
- [66]. D. R. Lide, *Handbook of Chemistry and Physics*, CRC Press, Boca Raton-London-New York-Washington D.C., (2002-2003).
- [67]. K. Y. Chiang, K. S. Wang, F. L. Lin & W. T. Chu, « Chloride effects on the speciation and partitioning of heavy metal during the municipal solid waste incineration process », *Sci. Tot. Env.*, vol. 203, 129–140, (1997).
- [68]. M. Y. Wey, L. J. Yu & S. I. Jou, « The influence of heavy metals on the formation of organics and HCL during incinerating of PVC-containing waste », *J. Hazard. Mat.*, vol. 60, 259–270, (1998).
- [69]. W. P. Linak & J. O. L. Wendt, «Toxic metal emissions from incineration : mechanisms and control », *Prog. Energy Combust. Sci.*, vol. 19, 145–185, (1993).
- [70]. N. Alba, S. Gasso, T. Lacorte, J.M. Baldasano, Characterization of municipal solid waste incineration residues from facilities with different air pollution control systems, *J. Air Waste Manage. Assoc.* 47 1170–1179. (1997).

## **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

- [71]. M.J. Quina et al. Characterization of air pollution control residues produced in a municipal solid waste incinerator in Portugal, *Journal of Hazardous Materials* 15 853-869. (2008) .
- [72]. E. Alvarez-Ayuso, X. Querol, F. Plana, A. Alastuey, N. Moreno, M. Izquierdo, O. Font, T. Moreno, S. Diez, E. Vazquez, M. Barra, Environmental, physical and structural characterization of geopolymer matrixes synthesized from coal co- combustion fly ashes, *J. Hazard. Mater.* 154 175–183. (2008)
- [73]. N. Koukouzas, J. Hamalainen, D. Papanikolaou, A. Tourunen, T. Jantti, Mineralogical and elemental composition of fly ash from pilot scale fluidized bed combustion of lignite, bituminous coal, wood chips and their blends, *Fuel* 86 2186-2193. (2007).
- [74]. O.Dogan, M. Kobya, Elemental analysis of trace elements in fly ash sample of Yatagan thermal power plants using EDXRF, *J.Quant.Spectrosc. Radiat. Transfer* 101 146-150. (2006)
- [75]. D.A. Spears, M.R. Martinez-Tarrazona, Trace elements in combustion residues from a UK power station, *Fuel* 83 2265-2270. (2004)
- [76]. O.M. Sharonova, N.N. Anshits, V.V. Yumashev, A.G. Anshits, Composition and morphology of char particles of fly ashes from industrial burning of high-ash coals with different reactivity, *Fuel* 87 1989-1997. (2008)
- [77]. Y. Liu, L. Zheng, X. Li, S. Xie, SEM/EDS and XRD characterization of raw and washed MSWI fly ash sintered at different temperatures, *J. Hazard. Mater.* 162 61-173. (2009)
- [78]. L.M. Camacho, S.H. Munson-McGee, Statistical analysis of process and composition factors affecting the leaching of heavy metals from fly ash solidified/stabilized wastes, *Chemom. Intell. Lab. Syst.* 77 224-231. (2005)
- [79]. Jarrero, G. Polla, R. Jiménez, R. Plá, D. Gómez, P. Smichowski, Characterization and determination of 28 elements in fly ashes collected in a thermal power plant in Argentina using different instrumental techniques, *Spectrochim. Acta Part B* 62 101-108. (2007)
- [80]. J. Marrero, G.olla, R. Jiménez, R. Plá, D. Gómez, P. Smichowski, Characterization and determination of 28 elements in fly ashes collected in a thermal power plant in Argentina using different instrumental techniques, *Spectrochim. Acta Part B* 62 101-108. (2007)
- [81]. S. Jala, D. Goyal Fly ash as a soil ameliorant for improving crop production *Bioresource Technol*, 97, pp. 1136-1147. (2006)
- [82]. B.G. Kutchko, A.G. Kim Fly ash characterization by SEM-EDS, *Fuel* 85 2537- 2544. (2006)
- [83]. A. Medinaa, P. Gameroa, , X. Querolb, Natalia Morenob, B. De Leóna, M. Almanzaa, G.Vargasa, M. Izquierdob, O. Fontb . Fly ash from a Mexican mineral coal I: Mineralogical and chemical Characterization , *Journal of Hazardous Materials* 181 82–90. (2010)
- [84]. Procédé REVASOL® dans des bétons hydrauliques, Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier de Toulouse. (2002) .
- [85]. Garcia R., Vigil de la Villa R., Vegas I., Frias M., Sanchez de Rojas MI. The pozzolanic properties of paper sludge waste, *Construction and Building Materials*, Vol. 22(7), p1484-1490 . (2008)

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

### Références Bibliographiques de la partie expérimentale

- [86]. Aroua.F.O,Feitosa.N.R, Gouy.J.R, Effect of sampling in the evaluation of particule size distribution in nanoaerosols. Powder Technology, Volume 200, p52-59 (2010).
- [87]. Manuel de Varian MS Workstation 6.5 for Saturn® 2000 GC/MS Varian, Inc. 2700 Mitchell drive Walnut Creek, CA 94598-1675/USA. August (2005).
- [88]. Paris I., Valentis G., Ferrandi L., et Wicker K. Protocole d'échantillonnage sur flux de machefer frais d'incinération d'ordures ménagères. *Techniques Sciences Méthodes, Génie Urbain Génie Rural* 7-8 (juil/aou), 375-381. (1993) .
- [89]. Tabaries F. Contribution à l'étude de la paragenèse et des traitements des résidus solides issus de l'incinération des déchets ménagers et industriels, Th., 189pp, Université de Toulon et du Var. (1995)
- [90]. O.Heiri, Lotter AF., Lemcke G.,Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results, *Journal of Paleolimnology*, vol. 25, p101-110. (1999) .
- [91]. Schwartz K.B., Cheng J., Reddy V.N., Fone M. and Fisher H.P. «Crystallinity and Unit Cell Variations in Linear High-Density Polyethylene» *Advances in X-Ray Analysis*,.38, pp.495-502. (1995).
- [92]. Durbetaki A.J. and Quail T.F. «X-ray Diffraction and Fluorescence in the Analysis of pharmaceutical Excipients » *Advances in X-Ray Analysis*, 25 , pp.383-388. (1982)
- [93]. Brocco, D., Fratarcangeli, R., Lepore, L., Petricca, M. and Ventrone, I. Determination of aromatic hydrocarbons in urban air of Rome. *Atmos. Environ.* 31, (4), 557-566. (1997)
- [94]. Guicherit, R. Traffic as a source of volatile hydrocarbons in ambient air. *Sci. Total Environ.* 205, (2-3), 201-213. (1997).
- [95]. Stevenson, K.J., Stacey, B., and Willis, P.G. (1997). Air quality at Heathrow Airport Annual Report for, AEA Technology. Report No. AEA/RAMP/16402400/G3. (1996).
- [96]. Vilavert, L., Nadal, M., Figueras, M.J., and Domingo, J.L. Volatile organic compounds and bioaerosols in the vicinity of a municipal waste organic fraction treatment plant. Human health risks. *Environ. Sci. Pollut. Res.*19:96–104. (2012).
- [97]. Pekey, B., and Yilmaz, H.The use of passive sampling to monitor spatial trends of volatile organic compounds (VOCs) at an industrial city of Turkey. *Microchem.* 97, 213-219. (2011)
- [98]. Esplugues, A., Ballester, F., Estarlich, M., Llop, S., Fuentes-Leonarte, V., Mantilla, E., and Iñiguez, C.. Indoor and outdoor air concentrations of BTEX and determinants in a cohort of ne-year old children in Valencia, Spain. *Sci. Total Environ.* 409, 63-69. (2010)
- [99]. Giakoumi, A., Maggos, T.H., Michopoulos, J.,Helmis, C., and Vasilakos, C.H.. PM<sub>2.5</sub> and volatile organic compounds(VOCs in ambient air: a focus on the effect of meteorology. *Environ. Monit. Asses.* 152,83-95. (2009).
- [100]. Parra, MA., Elustondo, D., Bermejo, R., and Santamaría, J.M. Ambient air levels of volatile organic compounds (VOC) and nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) in a medium size city in Northern Spain. *Sci. Total Environ.* 407, 999-1009. (2009).

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [101]. Ras, M.R., Marcé, R.M., and Borull, F. Volatile organic compounds in air at urban and industrial areas in the Tarragona region by thermal desorption and gas chromatography-mass spectrometry. *Environ. Monit. Assess.* 161, 389-402. (2010).
- [102]. European Directives 2008/50/CE, European Parliament and of the Council, May 21, (2008).
- [103]. Chang, C.C., Sree, U., Lin, Y.S., and Lo, J.G. An examination of 7:00-9:00 PM ambient air volatile organics in different seasons of Kaohsiung city, southern Taiwan. *Atmos. Environ.* 39, 867-884. (2005).
- [104]. Leach, J., Blanch, A., and Bianchi, A.C. Volatile organic compounds in an urban airborne environment adjacent to a municipal incinerator, waste collection centre and sewage treatment plant. *Atmos. Environ.* 33, 4309-4325. (1999).
- [105]. Yassaa, N., Meklati, B.Y., Brancaleoni, E., Frattoni, M., and Ciccioli, P. Polar and non polar volatile organic compounds (VOCs) in urban Algiers and Saharan sites of Algeria. *Atmos. Environ.* 35, (4), 787-801. (2001).
- [106]. Lin, T.Y., Sree, U., Tseng, S.H., Chiu, K.H., Wu, C.H., and Lo, J.G. Volatile organic compound concentrations in ambient air of Kaohsiung petroleum refinery in Taiwan. *Atmos. Environ.* 38, 4011-4122. (2004).
- [107]. Gariazzo, C., Pelliccioni, A., Di Filippo, P., Sallusti, F., and Cecinato, A. Monitoring and analysis of volatile organic compounds around an oil refinery. *Water, Air, and Soil pollution.* 167, 17-38. (2005).
- [108]. Na, K., Kim, Y.P., Moon, K., Moon, I., and Fung, K. Concentrations of volatile organic compounds in an industrial area of Korea. *Atmos. Environ.* 35, 2747-2756. (2001).
- [109]. Kalabokas, P.D., Hatzianestis, J., Bartzis, J.G., and Papagiannakopoulos, P. Atmospheric concentrations of saturated and aromatic hydrocarbons around a Greek oil refinery. *Atmos. Environ.* 35, 2545-2555. (2001).
- [110]. Cheng, L., Fu, L., Angle, R.P., and Sandhu, H.S. Seasonal variations of volatile organic compounds in Edmonton, Alberta. *Atmos. Environ.* 31, 239-246. (1997).
- [111]. Bai J., Chaipanich A., Kinuthia JM., O' Farrell M., Sabir BB., Wild S., Lewis MH., Compressive strength and hydration of wastepaper sludge ash-ground granulated blastfurnace slag blended pastes, *Cement and Concrete Research* 33(8), p1189-1202, (2003) .
- [112]. Garcia R., Vigil de la Villa R., Vegas I., Frias M., Sanchez de Rojas MI., *The pozzolanic properties of paper sludge waste Construction and Building Materials, Vol.22(7), p1484-1490, (2008) .*
- [113]. Mozaffari E., Kinuthia JM., Bai J., Wild S., *An investigation into the strength development of Wastepaper Sludge Ash blended with Ground Granulated Blastfurnace Slag, Cem. Conc. Res., vol.39, p942-949, (2009) .*
- [114]. V.S. Ramachandran, *Concrete admixtures handbook, Properties, science and Technology* Noyes Publications, NJ, USA . (1984).
- [115]. A. Medina et al. Fly ash from a Mexican mineral coal I: Mineralogical and chemical characterization. *Journal of Hazardous Materials* 181 82-90. (2010).
- [116]. M.A. Trezza, A.N. Scian, Waste fuels: their effect on Portland cement clinker *Cement and Concrete Research* 35 438-444. (2005).
- [117]. E. Tkaczewska, J. Małolepszy, Hydration of coal-biomass fly ash cement *construction and Building Materials* 23 2694-2700 . (2009).
- [118]. N. Alba, S. Gasso, T. Lacorte, J.M. Baldasano, Characterization of municipal solid waste incineration residues from facilities with different air pollution control systems, *J. Air Waste Manage. Assoc.* 47 (11) 1170-1179. (1997).

## ***REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES***

- [119]. C. Kirby, J. Rimstidt, Mineralogy and surface properties of municipal solid waste ash, *Environ. Sci. Technol.* 27 (4) 652–660. (1993).
- [120]. S. Iretskaya, A. Nzihou, C. Zahraoui, P. Sharrock, Metal leaching from MSW fly ash before and after chemical and thermal treatments, *Environ. Prog.* 18 (2) 144-148. (1999).
- [121]. S.Auer, H.-J.Kuzel, H. Pollmann, F.Sorrentino, Investigation on MSW fly ash treatment by reactive calcium aluminates and phases formed, *Cem. Concr. Res.* 25 (6) 1347-1359. (1995).
- [122]. P.Piantone, F.Bod´enan, R. Derie, G. Depelsenaire, Monitoring the stabilization of municipal solid waste incineration fly ash by phosphation: mineralogical and balance approach, *Waste Manage.* 23 (3) 225–243. (2003).
- [123]. B. Mather, The glass in low-calcium fly ash *Cement and Concrete Research*, 14, pp. 887–890. (1984).
- [124]. R.Vigil de la Villa, M. Frías, Sanchez de Rojas, Vegas I., García R., Mineralogical and morphological changes of calcined paper sludge at different temperatures and retention in furnace, *Appl. Clay Sci.* vol.36, p279-286. (2007).
- [125]. M. Frías, R. García, R. Vigil, S.Ferreiro, Calcination of art paper sludge waste for the use as a supplementary cementing material, *Applied Clay Science*, 42 (1-2), p189-193. (2008).
- [126]. C. Kirby, J. Rimstidt, Mineralogy and surface properties of municipal solid waste ash, *Environ. Sci. Technol.* 27 (4) 652–660. (1993).
- [127]. S.S. Thipse, M. Schoenitz, E.L. Dreizin, Morphology and composition the fly ash particles produced in incineration of municipal solid waste, *Fuel Process. Technol.* 75 (3) 173–184. (2002) .
- [128]. S. Iretskaya, A. Nzihou, C. Zahraoui, P. Sharrock, Metal leaching from MSW fly ash before and after chemical and thermal treatments, *Environ. Prog.* 18 (2) 144–148. (1999).

**Annexe 1 : Valeurs limites d'émission des gaz issus des incinérateurs en mg /N m<sup>3</sup> à 11% d'O<sub>2</sub> sur gaz sec selon l'arrêté du 20/09/2002.**

	Moyenne journalière	Moyenne sur une demi-heure
Poussières	10	30
SO <sub>2</sub>	50	200
HCl	10	60
HF	1	4
NO <sub>x</sub>	200	400

**Annexe 2** : Norme du journal officiel (N°24 du 16 Avril 2006)

Selon l'arrêté du septembre 2002 relatif à l'installation et de Co-incinération de déchets non dangereux et aux incinérations des déchets DASRI

17 Rabie El Aouel 1427 16 avril 2006		JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 24		13
ANNEXE I				
VALEURS LIMITES DES PARAMETRES DE REJETS ATMOSPHERIQUES				
N°	PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCE DES VALEURS LIMITES DES INDUSTRIES ANCIENNES
1	Poussières totales	mg/Nm <sup>3</sup>	50	100
2	Oxydes de soufre (exprimés en dioxyde de soufre)	"	300	500
3	Oxydes d'azote (exprimés en dioxyde d'azote)	"	300	500
4	Protoxyde d'azote	"	300	500
5	Chlorure d'hydrogène et autres composés inorganiques gazeux du chlore (exprimé en HCL).	"	50	100
6	Fluor et composés inorganiques du fluor (gaz, vésicule et particules), (exprimés en HF)	"	10	20
7	Composés organiques volatils (Rejet total de composés organiques volatils à l'exclusion du méthane)	"	150	200
8	Métaux et composés de métaux (gazeux et particulaires)	"	5	10
9	Rejets de cadmium, mercure et thallium, et de leurs composés	"	0,25	0,5
10	Rejets d'arsenic, sélénium et tellure et de leurs composés autres que ceux visés parmi les rejets de substances cancérigènes	"	1	2
11	Rejets d'antimoine, chrome, cobalt, cuivre, étain, manganèse, nickel, vanadium et zinc, et de leurs composés autres que ceux visés parmi les rejets de substances cancérigènes	"	5	10

## Annexe 3 : Valeurs de références selon la réglementation française

Polluant	VALEURS DE REFERENCE EN VIGUEUR				Arrêtés Préfectoraux du 14 juin 2001 modifié (pour Rennes) et du 10 avril 2003 (pour Brest, Morlaix et Quimper)	RECOMMANDATIONS DE L'OMS	
	Objectifs de qualité	Seuils de recommandation et d'information	Seuils d'alerte	Valeurs limites			
	Décret n° 2003-1085 du 12 novembre 2003 (modifiant le décret n° 98-360 du 6 mai 1998) et Arrêté Ministériel du 17 août 1998						
Polluant	Objectifs de qualité	Seuils de recommandation et d'information	Seuils d'alerte	Valeurs limites	Procédures d'information et d'alerte	Procédure de mise en vigilance des services techniques	Valeurs guides 1999
NO <sub>2</sub>	Moyenne annuelle : 40 µg/m <sup>3</sup>	Moyenne horaire : 200 µg/m <sup>3</sup>	Moyenne horaire : 400 µg/m <sup>3</sup> 200 µg/m <sup>3</sup> si la procédure d'information a été déclenchée la veille et le jour même et que les prévisions font craindre un nouveau risque de déclenchement pour le lendemain	<b>Protection de la santé</b> centile 98 des concentrations horaires (175 heures de dépassement autorisées sur l'année) = 200 µg/m <sup>3</sup> jusqu'au 31 décembre 2009 centile 99,8 des concentrations horaires (18 heures de dépassement autorisées sur l'année) = 200 µg/m <sup>3</sup> à partir du 1 <sup>er</sup> janvier 2010, avec une marge de dépassement autorisée de 70 µg/m <sup>3</sup> en 2003 <b>Moyenne annuelle</b> : 40 µg/m <sup>3</sup> à partir du 1 <sup>er</sup> janvier 2010, avec une marge de dépassement autorisée de 14 µg/m <sup>3</sup> en 2003 <b>Protection de la végétation</b> <b>Moyenne annuelle</b> : 30 µg/m <sup>3</sup> d'oxydes d'azote	Brest, Morlaix, Quimper, Rennes : <b>Seuil de recommandation et d'information</b> 200 µg/m <sup>3</sup> en moyenne horaire <b>Seuil d'alerte</b> 400 µg/m <sup>3</sup> en moyenne horaire ou 200 µg/m <sup>3</sup> dépassés pendant 3 heures consécutives	Rennes : <b>Seuil de mise en vigilance des services techniques</b> 120 µg/m <sup>3</sup> en moyenne horaire	200 µg/m <sup>3</sup> sur 1 h 40 µg/m <sup>3</sup> sur 1 an
PM10	Moyenne annuelle : 30 µg/m <sup>3</sup>			<b>Protection de la santé</b> (Applicable à la part des concentrations non liées à des événements naturels) centile 90,4 des concentrations moyennes journalières (35 jours de dépassement autorisés sur l'année) = 50 µg/m <sup>3</sup> à partir du 1 <sup>er</sup> janvier 2005 avec une marge de dépassement autorisée de 10 µg/m <sup>3</sup> en 2003 <b>Moyenne annuelle</b> : 40 µg/m <sup>3</sup> à partir du 1 <sup>er</sup> janvier 2005 avec une marge de dépassement autorisée de 3 µg/m <sup>3</sup> en 2003			
SO <sub>2</sub>	Moyenne annuelle : 50 µg/m <sup>3</sup>	Moyenne horaire : 300 µg/m <sup>3</sup>	Moyenne horaire : 500 µg/m <sup>3</sup> , dépassés pendant 3 heures consécutives	<b>Protection de la santé</b> centile 99,7 des concentrations horaires (24 heures de dépassement autorisées sur l'année) = 350 µg/m <sup>3</sup> à partir du 1 <sup>er</sup> janvier 2005 avec une marge de dépassement autorisée de 60 µg/m <sup>3</sup> en 2003 centile 99,2 des concentrations moyennes journalières (3 jours de dépassement autorisés sur l'année) = 125 µg/m <sup>3</sup> <b>Protection des écosystèmes</b> <b>Moyenne annuelle</b> : 20 µg/m <sup>3</sup> <b>Moyenne sur la période du 1<sup>er</sup> octobre au 31 mars</b> : 20 µg/m <sup>3</sup>	Brest, Rennes : <b>Seuil de recommandation et d'information du public</b> 300 µg/m <sup>3</sup> en moyenne horaire <b>Seuil d'alerte</b> : 500 µg/m <sup>3</sup> , dépassés pendant 3 heures consécutives	Rennes : <b>Seuil de mise en vigilance des services techniques</b> 200 µg/m <sup>3</sup> en moyenne horaire	500 µg/m <sup>3</sup> sur 10 min 125 µg/m <sup>3</sup> sur 24 h 50 µg/m <sup>3</sup> sur 1 an
Ozone	<b>Protection de la santé</b> 110 µg/m <sup>3</sup> sur 8 h <b>Protection de la végétation</b> 200 µg/m <sup>3</sup> sur 1 h 65 µg/m <sup>3</sup> sur 24 h	Moyenne horaire : 180 µg/m <sup>3</sup>	Moyenne horaire : 1 <sup>er</sup> seuil : 240 µg/m <sup>3</sup> dépassé pendant 3 h consécutives 2 <sup>e</sup> seuil : 300 µg/m <sup>3</sup> dépassé pendant 3 h consécutives 3 <sup>e</sup> seuil : 360 µg/m <sup>3</sup>		Brest, Morlaix, Quimper, Rennes : <b>Seuil de recommandation et d'information du public</b> 180 µg/m <sup>3</sup> en moyenne horaire <b>Seuil d'alerte</b> 360 µg/m <sup>3</sup> en moyenne horaire	Rennes : <b>Seuil de mise en vigilance des services techniques</b> 150 µg/m <sup>3</sup> en moyenne horaire	120 µg/m <sup>3</sup> sur 8 h
CO				<b>Protection de la santé</b> 10 mg/m <sup>3</sup> sur 8 h			100 mg/m <sup>3</sup> sur 15 min 60 mg/m <sup>3</sup> sur 30 min 30 mg/m <sup>3</sup> sur 1 h 10 mg/m <sup>3</sup> sur 8 h
Plomb	Moyenne annuelle : 0,25 µg/m <sup>3</sup>			Moyenne annuelle : 0,5 µg/m <sup>3</sup>			0,5 µg/m <sup>3</sup> sur 1 an
Benzène	Moyenne annuelle : 2 µg/m <sup>3</sup>			<b>Protection de la santé</b> Moyenne annuelle : 5 µg/m <sup>3</sup> à partir du 1 <sup>er</sup> janvier 2010 avec une marge de dépassement autorisée de 5 µg/m <sup>3</sup> jusqu'en 2005			incrément de risque : 6x10 <sup>-8</sup> pour 1 exposition de 1 µg/m <sup>3</sup>

**Annexe 4 :** Valeurs limites des émissions atmosphériques (prélèvement réalisé sur une durée voisine d'une demi-heure).(Norme européenne ) selon l'arrêté du 20 /09/ 2002 .

Eléments	Valeurs limites d'émission atmosphérique relative à l'incinération des déchets (mg/N.m <sup>3</sup> )
Cd +Ti	0.05
Hg	0.05
Mn, Ni, Pb, Cr, Zn, Fe, Cu	0.5

**Annexe 5 :** Facteurs d'équivalence de toxicité des 17 congénères de PCDD/Fs considérés comme toxiques (WHO-ICPS, 2005).

PCDDs	TEF
2,3,7,8-TétraCDD	1
1,2,3,7,8-PentaCDD	1
1,2,3,4,7,8-HexaCDD	0.1
1,2,3,7,8,9-HexaCDD	0.1
1,2,3,6,7,8-HexaCDD	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	0.01
OctaCDD	0.0003
PCDFs	TEF
2,3,7,8-TétraCDF	0.1
1,2,3,7,8-PentaCDF	0.05
2,3,4,7,8-PentaCDF	0.5
1,2,3,4,7,8-HexaCDF	0.1
1,2,3,7,8,9-HexaCDF	0.1
1,2,3,6,7,8-HexaCDF	0.1
2,3,4,6,7,8-HexaCDF	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	0.01
1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF	0.01
OctaCDF	0.0003

**Annexe 6 :** Résultats de la lixiviation des résidus FA1, FA2 et M. (mg/l).

ML	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn
FA1	1.85	0.43	0.05	0.05	3.06	0.45	2.04
FA2	3.00	1.40	7.03	0.55	13.20	3.90	7.00
M	0.04	0.05	0.06	< DL	1.20	0.01	0.50

DL- Limite de détection.

## Résumé

Les déchets et leur gestion posent un réel problème d'environnement. Aussi le traitement thermique des déchets peut-il être considéré comme une solution pour parer à la menace que représentent, pour l'environnement, des flux de déchets mal, voire non gérés en Algérie. L'objectif du traitement thermique est de réduire globalement les incidences des déchets sur l'environnement. Cependant, lors de l'exploitation des installations d'incinération, des substances sont consommées et des émissions en quantités variables suivant le type d'installation et son mode de fonctionnement, sont générées. La mise en œuvre de normes d'émission modernes et l'utilisation de techniques avancées de lutte contre la pollution ont permis de ramener les émissions dans l'air à des niveaux tels que les risques de pollution par les incinérateurs de déchets sont généralement considérés comme très faibles aujourd'hui. Le recours constant et effectif à ces techniques pour limiter les émissions dans l'air est très important pour l'environnement. Nous avons entamé une étude au niveau de deux incinérateurs de l'usine d'incinération Algérienne (ECFERAL), en incinérant deux types de déchets à savoir, les déchets de médicaments et les déchets de soins infectieux afin d'évaluer les polluants gazeux et solides émis lors de l'incinération et suivre la technologie adoptée par cette usine, en étudiant les paramètres physiques, chimiques ainsi que la compréhension des mécanismes de formation des polluants permettant de minimiser leur formation. Aussi nous étudierons les technologies ou les techniques modernes permettant d'abattre ces polluants au dessous des normes. Cette étude va nous permettre d'avoir des réponses scientifiques et concrètes sur l'incinération (échantillonnages et analyses) en Algérie, compte tenu du fait qu'à ce jour très peu de travaux ont été entrepris dans les pays en voie de développement et particulièrement en Afrique du Nord, et d'enrichir la banque de données sur les polluants en général surtout concernant les polluants POP de type PCDD / F, l'Algérie étant signataire de la convention de Stockholm se doit d'avoir ces données.

**Mots clés :** Incinération – Dioxine –Furane- Métaux lourds –Cendre

## Abstract

Waste management and pose a serious environmental problem. Also the thermal treatment of waste may be regarded as a solution to counter the threat to the environment, waste flow poorly or unmanaged in Algeria. The purpose of heat treatment is to globally reduce the impact of waste on the environment. However, during the operation of incineration installations, substances are consumed and emissions generated in greater or lesser amount depending on the type of installation and its operation. The implementation of modern emission standards and the use of advanced technical fight against pollution have reduced emissions to air to levels at which pollution risks from waste incinerators are generally considered today very low. The constant and effective remedy these techniques to limit emissions in the air are very important for the environment. We started a study at two incinerators Algerian incineration plant (ECFERAL) incinerating two types of waste, drug waste and infectious medical waste to evaluate the gaseous and solid pollutants emitted during incineration and follow technology adopted by this factory, studying the physical, chemical parameters and understanding the formation mechanisms of pollutants to minimize the most of their training, also will explore technology or modern techniques of shoot down these pollutants to below standards. This study will allow us to have scientific and practical answers on incineration (sampling and analyzes) in Algeria, knowing that so far very little work has been undertaken in developing countries and particularly in Africa North and enrich the data bank on pollutants in general (the very rare database in Algeria) especially on pollutants such POPs PCDD / F because Algeria is a signatory to the Stockholm Convention has to have this data .

. Keywords: Incineration - Dioxin -Furane- Heavy Metals - Ash

## ملخص

إدارة النفايات وتشكل مشكلة بيئية خطيرة. أيضا المعالجة الحرارية للنفايات يمكن اعتبارها حلا لمواجهة هذا الخطر على البيئة، وتدفق النفايات سيئة أو غير المدارة في الجزائر. الغرض من العلاج هو خفض الحرارة عالميا تأثير النفايات على البيئة. ومع ذلك، أثناء تشغيل منشآت الحرق، وتستهلك المواد والانبعاثات ولدت في أكبر أو أقل كمية اعتمادا على نوع من تركيب وتشغيل لها. تنفيذ معايير الانبعاثات الحديثة، واستخدام الكفاح التقنية المتقدمة من التلوث وخفض الانبعاثات في الهواء إلى المستويات التي مخاطر التلوث من محارق النفايات تعتبر عموما اليوم منخفضة جدا. علاج مستمر وفعال هذه التقنيات للحد من الانبعاثات في الهواء هو مهم جدا بالنسبة للبيئة. بدأنا دراسة في اثنين من المحارق مصنع حرق الجزائري حرق نوعين من أي مخلفات والنفايات المخدرات والنفايات الطبية المعدية لتقييم الملوثات الغازية والصلبة (ECFERAL) المنبعثة خلال حرق ومتابعة التكنولوجيا التي اعتمدها هذا المصنع، ودراسة المادية، المعلمات الكيميائية وفهم آليات تشكيل الملوثات للحد من أكثر من تدريبهم، كما سوف تستكشف التكنولوجيا الحديثة أو تقنيات اسقاط هذه الملوثات إلى المعايير أدناه. وهذه الدراسة تسمح لنا الأجوبة العلمية والعملية على حرق (أخذ العينات والتحليل) في الجزائر، مع العلم أنه حتى الآن القليل جدا من العمل تم الاضطلاع به في البلدان النامية وخاصة في أفريقيا الشمال وإثراء بنك المعلومات بشأن الملوثات بشكل عام (قاعدة بيانات نادرة جدا في الجزائر) خاصة فيما يتعلق بالملوثات هذه الملوثات العضوية الثابتة لأن الجزائر هي من الدول الموقعة على اتفاقية استكهولم لا بد أن يكون هذه البيانات PCDD / F

كلمات البحث: الحرق - الدايبوكسين - الفوران - المعادن الثقيلة - الرماد