

République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE



DÉPARTEMENT DE GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT

Thèse de magister

Option : Génie de l'environnement

THEME

Evaluation des émissions polluantes issues de
l'incinération des déchets spéciaux au niveau de
l'entreprise ECFERAL

Dirigé par :

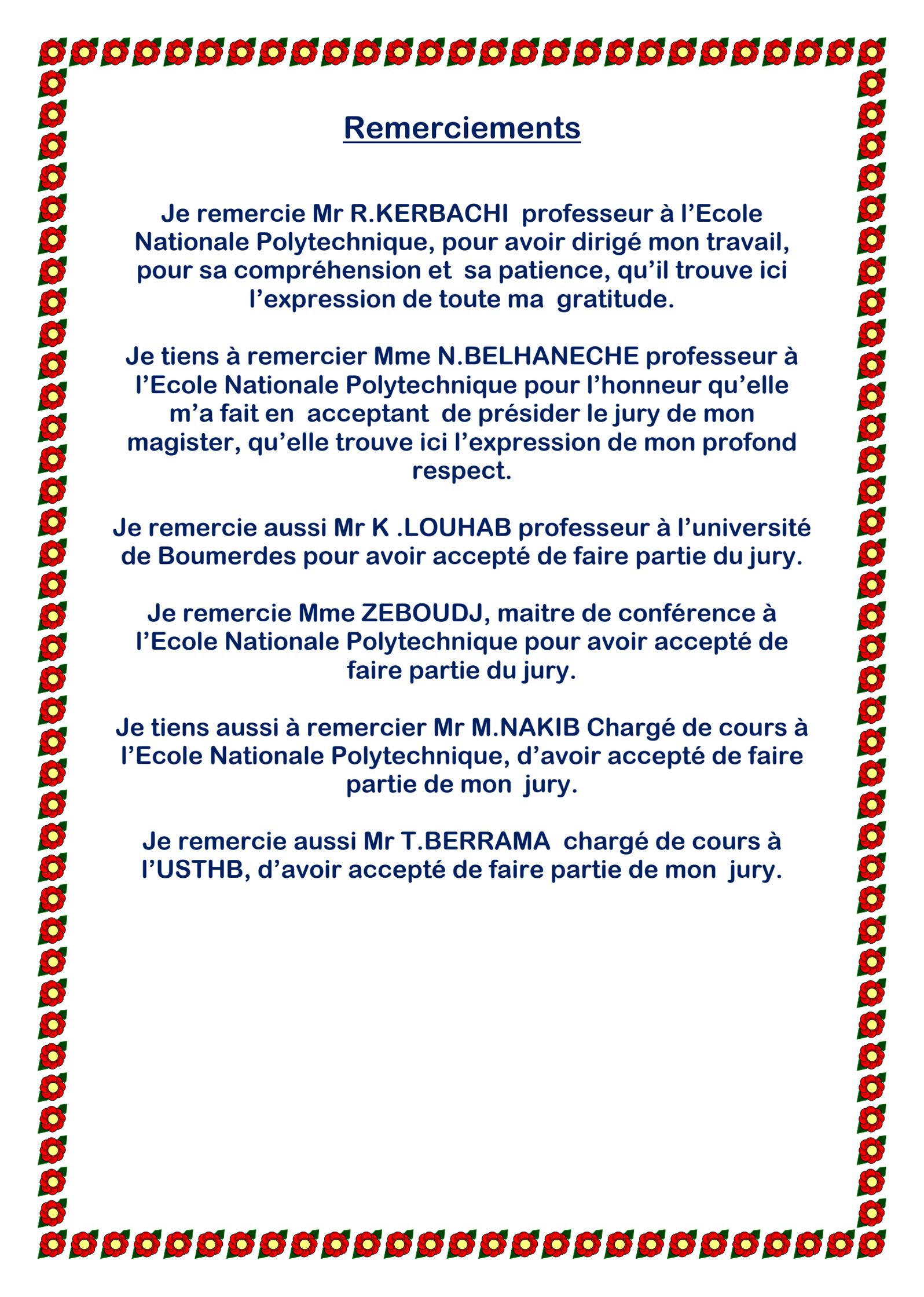
Pr.: KERBACHI Rabah

Présenté par :

Mr. BALOUL Hakim

Mr R.KERBACHI	Professeur, ENP	Directeur du mémoire
Mme N.BELHANECHÉ	Professeur, ENP	Présidente.
Mr K.LOUHAB	Professeur, université de Boumerdes	Examineur.
Mme S.ZEBOUDJ	Maître de conférence, ENP	Examinatrice.
Mr M.NAKIB	Chargé de cours, ENP	Examineur.
Mr T.BERRAMA	Chargé de cours, USTHB	Examineur.

Année 2008



Remerciements

Je remercie Mr R.KERBACHI professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique, pour avoir dirigé mon travail, pour sa compréhension et sa patience, qu'il trouve ici l'expression de toute ma gratitude.

Je tiens à remercier Mme N.BELHANECHÉ professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique pour l'honneur qu'elle m'a fait en acceptant de présider le jury de mon magister, qu'elle trouve ici l'expression de mon profond respect.

Je remercie aussi Mr K .LOUHAB professeur à l'université de Bumerdes pour avoir accepté de faire partie du jury.

Je remercie Mme ZBOUDJ, maître de conférence à l'Ecole Nationale Polytechnique pour avoir accepté de faire partie du jury.

Je tiens aussi à remercier Mr M.NAKIB Chargé de cours à l'Ecole Nationale Polytechnique, d'avoir accepté de faire partie de mon jury.

Je remercie aussi Mr T.BERRAMA chargé de cours à l'USTHB, d'avoir accepté de faire partie de mon jury.

DEDICACES

*C'est grâce à dieu que j'ai pu réaliser ce magister
Je dédie ce travail :*

*À mes chers parents qui m'ont tant soutenu dans ce travail, que
dieu vous garde pour nous.*

*À ma chère épouse Malika, pour son soutien qui m'a été d'une
grande importance.*

*À mes frères Zaher et sa femme, à Chaabane son épouse ainsi
que son fils Rayane, à Réda, à Mehdi et à Sofiane .*

À mes oncles et tantes ainsi qu'à leurs familles.

*À mes amis Djillali, Bouzid, Yacine, Djamal, Salim, Kacem et
Lyes.*

*À mes collègues de l'ANOR, Mohammed, Malik, Omar, Kader,
Nassim et Abdelkader.*

ملخص

تبين الدراسة التالية تقييم لفعالية معالجة الأدخنة الناتجة عن ترميد الفضلات الخاصة (المواد الصيدلانية و العجائن الغذائية). خصت الدراسة الدفعات الغازية (O₂.SO₂.NO₂.NOX.CO) و الجزيئات الناتجة. كما خصت تمييز الدفعات السائلة الناتجة عن أنظمة معالجة الأدخنة (تحليل المعادن الثقيلة MES.DCO) و الدفعات الصلبة أو رماد الفحم الحجري (تحليل CT، المعادن الثقيلة). بصفة عامة ، مستويات الدفعات الملوثة SO₂.NOX.CO تحترم المواصفات السارية المفعول في البلدان الأوروبية ، على العكس فإن مقدار الجزيئات يتعدى نفس هذه المواصفات. بالنسبة لـSO₂ لوحظ أن فعالية معالجة الأدخنة جيدة ، بلغت نسبة نسبة حذف هذا الملوث الحمضي حوالي 85%. لوحظ أن الدفعات السائلة غنية بـMES كما بينت هذه الدراسة أنها لا تحتوي إلا على كميات ضئيلة من المعادن الثقيلة. بين تكوين رماد الفحم الحجري أن المادة العضوية قد تتبعت ترميد جيد و أن الفضلات الصلبة لا تمثل خطرا محتملا من الممكن حدوثه إذا ما تمت عملية التفريغ أو تم إعادة استعماله في الأشغال العمومية. في الأخير بين توقيف الملوثات المنبعثة أن تعرض جيران شركة ECFERAL إلى هذه الملوثات يبقى محدودا. **الكلمات- المفاتيح:** الترميد، معالجة الأدخنة، النفايات الخطيرة، ECFERAL، بقايا الترميد SO₂، CO، NO_x.

Résumé

L'étude présente l'évaluation de l'efficacité du traitement de fumées issues de l'incinération des déchets spéciaux (périmés pharmaceutiques et pâtes alimentaires) Le travail a porté sur les rejets gazeux (CO, NO_x, NO₂, SO₂, O₂) et particulaires, ainsi que sur la caractérisation des rejets liquides émanant des systèmes de traitement de fumée (analyse des métaux lourds, DCO, MES) et celle des rejets solides ou mâchefers (analyse du CT, métaux lourds). D'une manière générale les niveaux de rejets des polluants CO, NO_x et SO₂ respectent les normes en vigueur dans les pays européens. Les teneurs en particules dépassent par contre ces mêmes normes. Pour le SO₂, l'efficacité du lavage de fumées est bonne, le taux d'élimination de ce polluant acide est de l'ordre de 85 %. Les rejets liquides sont riches en MES et l'étude montre qu'ils n'accusent que de très faibles teneurs en métaux lourds. La composition des mâchefers montre que la matière organique a subi une bonne incinération et que les déchets solides ne présentent pas de dangers potentiels pour une éventuelle mise en décharge ou réutilisation en travaux publics. Enfin la modélisation de la dispersion des polluants émis montre que l'exposition du voisinage de l'ECFERAL aux polluants reste limitée. **Mots-clés:** Incinération, traitement des fumées, déchets dangereux, CO, NO_x, SO₂, mâchefers, ECFERAL

Abstract

The study presents the assessment of the efficiency of the smoke treatment that one issued from incinerator of special wastes (pharmaceuticals products expired and food wastes). The work had a studied gas emission (CO, NO_x, SO₂, O₂) and particulates, and the characterization of liquid wastes issued from smoke treatment systems (analysis of heavy metal, DCO, MES) and also from solid wastes or clinkers (analysis of CT and heavy metals) In general, the levels of pollutant wastes CO, NO_x and SO₂ respect the standards in use in the European states. The tenor of particulates goes beyond the same standards. For the SO₂, the efficiency of smoke washing is good; the elimination rate of this acid pollutant is of the order of 85 %. The liquid wastes are rich on suspended matter and the study show that they registered only very low tenors on heavy metals. The composition of clinkers show that the organic matter has followed a good incineration and that solid wastes do not present any potential dangers for an eventual put in rubbish or reutilization in way. In the end the modilisation of the dispersion of pollutants emitted show that the exposition of neigh hood of ECFERAL to pollutants is limited. **Keys-words:** Incineration, treatment of smoke, dangerous waste, CO, NO_x, SO₂, solid waste incinerator residues, ECFERAL

Sommaire

Introduction.....	1
CHAPITRE 1 : Généralités sur l'incinération et les techniques d'incinération	
I- Incinération.....	3
I.1.1 – Composition des produits incinérés.....	3
I.1.2 Conditions de combustion :	3
I.1.2.1 Température de combustion	3
I.1.2.2 Temps de séjour.....	4
I.1.2.3 Turbulence	4
I.2 Les différents types de fours	4
I.2.1. Le four à lit fluidisé.....	4
I.2.2. Les fours rotatifs	5
I.2.3. Les fours à grille ou à rouleaux.....	6
I.2.4. Les fours statiques à sole fixe	7
I.2.5 Avantages et inconvénients des différents fours	8
CHAPITRE 2 : Polluants gazeux et particulaires émis lors de l'incinération	
II.1 Combustion	9
II.2 Polluants gazeux et particulaires émis lors de l'incinération	10
II.2.1 Monoxyde de carbone	10
II.2.2 Oxydes d'azote (NO _x)	10
II.2.3 Oxydes de soufre (SO _x)	12
II.2.4 Chlorure d'hydrogène	13
II.2.5 Les composés organiques volatiles (COV)	15
II.2.6 Dioxines/furanes	16
II.2.7 Métaux lourds (As, Cd, Hg, Ni, Pb)	18
II.2.8 Les poussières	20
II.3 Les résidus solides : cendres et mâchefers	21
II.4 Dispersion des polluants dans l'atmosphère	22
CHAPITRE 3 : Les techniques d'épuration des fumées	
III Techniques d'épuration des fumées	24
III.1 Les systèmes de dépoussiérage	25
III.1.1 Laveurs Venturi	25
III.1.2 Filtres à manches	26
III.1.3 Electrofiltres	27
III-1-3-1 Electrofiltres secs	27
III-1-3-2 Electrofiltres humides.....	29
III.2 Les procédés classiques de neutralisation	30
III.2.1 Epuration par voie sèche....	30
III.2.1.1 Epuration par voie calcique	30
III.2.1.2 Epuration par voie sèche par réactif sodique	31
III.2.2 Epuration par voie semi humide.....	33

III.2.3 Epuration par voie humide.....	34
III.2.4 Epuration par voie combinée ou mixte	35
III.3 Les techniques complémentaires de traitement de fumée	36
III.3.1 Réduction sélective non catalytique(SNCR).....	36
III.3.2 Réduction sélective catalytique(SCR) des NO _x	37
III.3.3 Reburning.....	39
III.3.4 Procédé par adsorption sur charbon actif ou coke de lignite.....	40
III.3.4.1 Adsorption sur lit mobile	42
III.3.4.2 Adsorption par transport	42
III.3.4.3 Adsorption en lit fluidisé circulant	43
III.4 Récupération de la chaleur	44
III.5 Traitement des rejets liquides(TRL).....	45

CHAPITRE 4 : Méthodologie

IV - Méthodologie.....	46
IV.1 Equipements constituant l'installation	46
IV.2 Description de l'incinérateur NAR 5000	47
IV.2.3 La station compacte de traitement des fumées	51
IV.3 Modes d'échantillonnage et d'analyse.....	52
IV.3.1 Prélèvement des échantillons	52
IV.3.1.1 Analyse des rejets gazeux.....	52
IV.3.1.2 Analyse des rejets particuliers.....	53
IV.4 Analyse élémentaire du déchet à incinérer	56
IV.5 Etapes précédant l'incinération.....	56

CHAPITRE 5 : Résultats et discussions

V. Résultats et discussions.....	57
V.1 Première campagne d'incinération	57
V.1.1 Analyse élémentaire	57
V.1.2 Etude des rejets gazeux.....	58
V.1.2.1 Incinération de suppositoires (xenid).....	58
V.1.2.2 Incinération d'antibiotiques.....	64
V.1.2.3 Incinération de comprimés	67
V.1.2.4 Incinération de pâtes alimentaires	70
V.1.2.5 Comparaison des émissions issues des différentes campagnes d'incinération....	73
V.1.3 Evaluation de l'efficacité du système de traitement de fumée	75
V.1.4 Analyses des poussières	76
V.2 Deuxième campagne d'incinération	77
V.2.1 Analyse élémentaire.....	77
V.2.2 Etude des rejets gazeux.....	77
V.2.2.1 Incinération de l'UPSA	77
V.2.2.2 Incinération de CLAVUCILLINE.....	82
V.3 Etude des rejets liquides	85
V.4 Etude des résidus solides	86
V.5 Etude de la dispersion des polluants gazeux	87
V.5.1 Etude de la dispersion des polluants gazeux lors de l'incinération des antibiotiques	88
V.5.2 Teneur des NO _x émis lors de l'incinération de la Clavucilline	89

V.5.3 Etude de la dispersion des poussières issues de l'incinération des suppositoires (Xenid).....	90
--	-----------

CONCLUSION.....	92
------------------------	-----------

BIBLIOGRAPHIE

ANNEXE

INTRODUCTION

Introduction

La gestion des déchets est devenue ces dernières années l'une des préoccupations majeures des pouvoirs publics et de la société. La diversité et les quantités des déchets générées par les ménages et les industriels font qu'il y a nécessité d'agir rapidement afin de trouver des solutions appropriées.

Le dernier rapport du Ministère d'Aménagement du Territoire et de l'Environnement sur l'état de l'environnement en Algérie (MATET), indique que la quantité totale des déchets industriels est de 2 600 000 tonnes par an dont 325 000 tonnes de déchets dangereux. A ces quantités de déchets vient s'ajouter un volume stocké de 4 500 000 tonnes (Rapport MATET 2003).

En ce qui concerne la gestion des déchets urbains, les pouvoirs publics ont adopté dès 2001 une stratégie cohérente soutenue par des mesures institutionnelles et législatives et des instruments financiers. C'est ainsi qu'une loi a été adoptée, une agence nationale des déchets (AND) a été mise en place, un fond de soutien financier a été créé et des taxes fiscales ont été imposées. Cette stratégie doit aboutir à l'irradiation des décharges sauvages et à leur remplacement par des centres d'enfouissement technique (CET) qui respectent à tout point de vue les critères environnementaux.

Si la gestion des déchets ménagers peut être maîtrisée dans un proche avenir, ce n'est pas le cas des déchets spéciaux dont le traitement est délicat et pour lesquels, une prise en charge n'est pas envisageable rapidement.

Actuellement on constate que des déchets dangereux comme ceux issus des activités de soins sont brûlés sans précautions particulières.

D'autres déchets spéciaux sont mis en décharge de manière clandestine et des déchets dangereux en quantités dispersées sont évacués avec les ordures ménagères.

Des périmés pharmaceutiques dangereux pour la santé dont la quantité est estimée à 15000 tonnes (source MATET 2007) sont stockés à travers le pays et attendent d'être éliminés par d'éventuels opérateurs agréés. C'est le cas aussi des produits agro-alimentaires avariés qui sont estimés rien qu'au port d'Alger à 30.000 tonnes, ainsi que d'importantes quantités de produits organiques persistants (POP's) comme les pesticides et autres déchets dangereux.

De par le monde, l'élimination de ce type de déchets se fait de nos jours exclusivement par voie d'incinération réglementaire.

En France et en Allemagne par exemple, les centres d'enfouissement techniques de déchets ménagers sont en voie de disparition au profit de la mise en place d'incinérateurs. Si pendant longtemps l'incinération posait un problème environnemental et était mal acceptée par la population, ce n'est pas le cas de nos jours car avec la mise en place d'une réglementation sévère, les techniques de traitement de fumées se sont améliorées à tel point que la fumée d'une cigarette véhicule, toute proportion gardée, une plus grande pollution qu'un incinérateur.

Introduction

En Algérie récemment, l'Entreprise de chaudronnerie et Ferblanterie d'Alger – ECFERAL- a fabriqué une station d'incinération équipée d'un système de traitement de fumée et d'une neutralisation des eaux de purges.

Sur cette station des périmés pharmaceutiques et des produits agro-alimentaires avariés sont incinérés.

S'agissant d'une première en Algérie, nous nous sommes intéressés au fonctionnement de cette station en suivant l'efficacité du système de traitement de fumée mis en place.

Chapitre I

Généralités sur l'incinération et les techniques d'incinération

I.1 Incinération

Le procédé d'incinération consiste en une oxydation et minéralisation complète de la matière organique en portant cette dernière à haute température en présence d'oxygène pendant un temps suffisant.

L'un des principes de base de l'incinération est d'assurer, pour les gaz de combustion, une température minimale pendant un temps défini. Dans la pratique les valeurs minimales retenues sont de 850°C pour les déchets industriels spéciaux sans caractéristiques particulières, de 1100 °C pour les déchets chlorés et parfois plus de 1200°C pour certains poly aromatiques chlorés tels que les polychlorobiphényles (PCB).

Le temps de séjour minimal durant lequel les gaz sont maintenus à cette température est, généralement, d'au moins 2 secondes. C'est cette durée qui conditionne le dimensionnement de l'installation de la post combustion. Pour les solides, ce sont la taille du four rotatif (diamètre et longueur), sa vitesse de rotation et son inclinaison qui définiront le temps de séjour dépassant généralement l'heure [1].

Une installation d'incinération se décompose en plusieurs sous-ensembles constitués :

- D'une station de réception des déchets assurant l'analyse, le stockage, le suivi de la préparation des solides par broyage ainsi que l'homogénéisation des liquides.
- D'une alimentation du four
- D'un four et d'une chambre de post combustion.
- Des systèmes de refroidissements et de traitement des fumées.
- Du traitement des eaux de procédé.

I.1.1 Composition des produits incinérés :

La plus grande partie des déchets industriels spéciaux incinérés est constituée de produits organiques. Les plus simples sont composés uniquement de carbone et d'hydrogène, et les gaz de combustion ne contiendront que des corps considérés comme non toxiques CO₂, H₂O, N₂. C'est le cas le plus rare, car les molécules organiques contiennent très souvent d'autres éléments comme le S, le Cl.

I.1.2 Conditions de combustion :

L'incinération des déchets demande une très grande attention au niveau des conditions de combustion.

Une bonne combustion est régie par la règle des « 3 T » température, temps de séjour et turbulence.

I.1.2.1 Température de combustion

Le pouvoir calorifique inférieur (PCI) ne dépend que de la composition chimique du combustible. En pratique, les produits dont le PCI est supérieur à 3500 kcal/ kg sont dits autocombustibles. La plupart des équilibres thermodynamiques de la combustion sont favorisés par la température. La seule limitation à la température de combustion réside dans la tenue de matériaux constituant la chambre de combustion. Cette température est en général de l'ordre de 1000°C, mais elle peut varier entre 500°C et 600°C pour des « gaz faciles » et 1400°C pour des « composés difficiles ».

I.1.2.2 Temps de séjour

Le temps de séjour est la durée pendant laquelle les molécules sont exposées aux hautes températures. Il doit être suffisamment long pour assurer le déroulement complet des

différentes réactions. Le temps de séjour sera d'autant plus court que les températures seront élevées.

Pour les solides, le temps de séjour dans le four varie entre une demi-heure et trois heures, il est en moyenne de 60 minutes. Ainsi, pour l'incinération de déchets solides on choisit toujours une incinération multichambre : le four dans lequel les solides sont gazéifiés et une chambre de postcombustion dans laquelle les gaz issus de la première chambre sont brûlés.

Pour les liquides, le temps de séjour est pratiquement réduit à quelques secondes.

En pratique, le temps de séjour moyen est déterminé par la relation $t_s = V/Q$ (1) avec Q le débit en volume de gaz produit par la charge incinérée et V le volume de la chambre de combustion.

I.1.2.3 Turbulence

La turbulence permet le mélange intime des combustibles et de l'air comburant.

Elle peut être réalisée :

- soit directement dans les brûleurs par injection d'effluents, (la viscosité du produit doit permettre une bonne atomisation et par suite un mélange rapide avec l'air comburant soufflé à grande vitesse),
- soit dans les fours par des aménagements divers (changement de vitesse par des restrictions ou nids d'abeille jouant le rôle d'accumulateur de chaleur, inversion de parcours des fumées, dispositions judicieuses d'injections d'air et de produits

I.2 Les différents types de fours :

Il existe différents types de fours qui varient selon la performance et la technique de combustion adoptée.

I.2 .1 Le four à lit fluidisé[2,3]:

a) Le principe :

Ce type de four mis au point pour l'utilisation de combustibles de très mauvaise qualité (tourbes, certains déchets de charbon) a été adapté aux ordures ménagères.

Le four maintient le combustible en suspension, en général au sein d'une masse de produits inertes (souvent du sable), grâce à un système d'injection à la base de la chambre de combustion (fluidisation du lit).

Une préparation préalable des déchets est indispensable (broyage) afin d'obtenir une granulométrie constante.

Le mélange homogénéisé est alors introduit dans le four. Le mouvement du lit entraîne un brassage des déchets et la présence d'inertes facilite l'homogénéisation de la température dans le four.

Le principe de la technique dite du lit fluidisé est d'effectuer la combustion des produits solides dans un lit de matériaux inertes mis en suspension par une injection d'air chaud. Les déchets sont ajoutés progressivement et versés dans la chambre à mi hauteur. Sous l'effet de la turbulence et de la chaleur, les déchets se séparent en deux fractions ; un solide, qui se consume d'autant mieux que le lit est fluide, et une fraction gazeuse, dont une partie se consume également grâce à l'apport d'air.

b) les techniques :

Il existe trois techniques différentes [2,4]:

- **Le four à lit fluidisé dense** : dans cette technique, les particules minérales et l'air sont injectés à la base du four. Le mélange avec les déchets, préalablement broyés avec une granulométrie de 150 μ m, est concentré en partie inférieure (figure N°1). Sa capacité d'incinération est de 2 à 30 t/h [4].
- **Le four à lit fluidisé rotatif** : le principe est le même que dans le cas précédent, avec deux modifications. D'une part à la différence du procédé classique où l'air suit un mouvement ascendant, le lit fluidisé rotatif opère avec des injections d'air latérales réparties sur la hauteur du four. La température de combustion qui est de l'ordre de 650 à 700°C est un peu plus faible que dans le four classique. Sa capacité d'incinération est de 2 à 12 t/h [4].
- **Le four à lit fluidisé circulant** : présente deux caractéristiques. D'une part, l'injection d'air à la base du four se fait à une vitesse supérieure, de façon que les particules soient en suspension sur l'ensemble de la hauteur de four. D'autre part, les particules de sables qui sont évacuées avec les gaz de combustion en partie haute du four, sont récupérées dans un cyclone, puis injectées dans le foyer de combustion jusqu'à ce que tous les déchets soient brûlés. Sa capacité d'incinération est supérieure à 15 t/h [4].

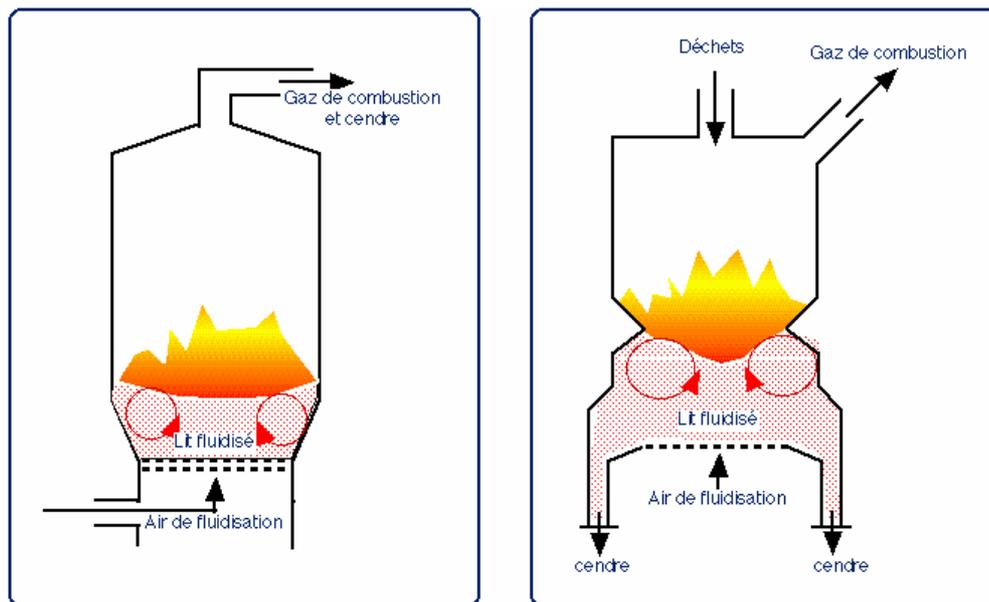


Figure 1 : Les fours à lit fluidisé

1.2.2 Les fours rotatifs [2,3]:

Ils sont constitués d'un cylindre à axe incliné de quelques degrés par rapport à l'horizontale (de 1 à 4°) [4]. Les déchets combustibles introduits à une extrémité cheminent dans le four où ils brûlent avant d'être déchargés à l'autre extrémité sous forme de cendres (fig.2).

Les fours rotatifs peuvent fonctionner de deux façons :

- **A contre courant** : Le brûleur est alors disposé à la partie basse du four. Les fumées provenant du brûleur et de la combustion des déchets cheminent à contre courant de ces derniers. Elles sont injectées relativement froides à l'atmosphère et sont souvent

génératrices de mauvaises odeurs, ce qui peut être évité par adjonction d'une chambre de post-combustion.

- **A co-courant** : les fumées sont rejetées très chaudes, ce fonctionnement est en général réservé à des déchets difficilement brûlables. Le four est alors utilisé comme première étape de gazéification des déchets et il est suivi d'une chambre de post-combustion qui réalise la combustion complète des gaz (900 à 1200°C) [2,5 et 6].

Les fours tournent avec une vitesse de 2 tr/mn [3], avec un temps de séjour des déchets dans le four qui se situe entre 45 minutes et 1 heure trente minutes [3]. La capacité d'incinération de ce type de fours est de 2.5 t/h à 10 t/h [3].

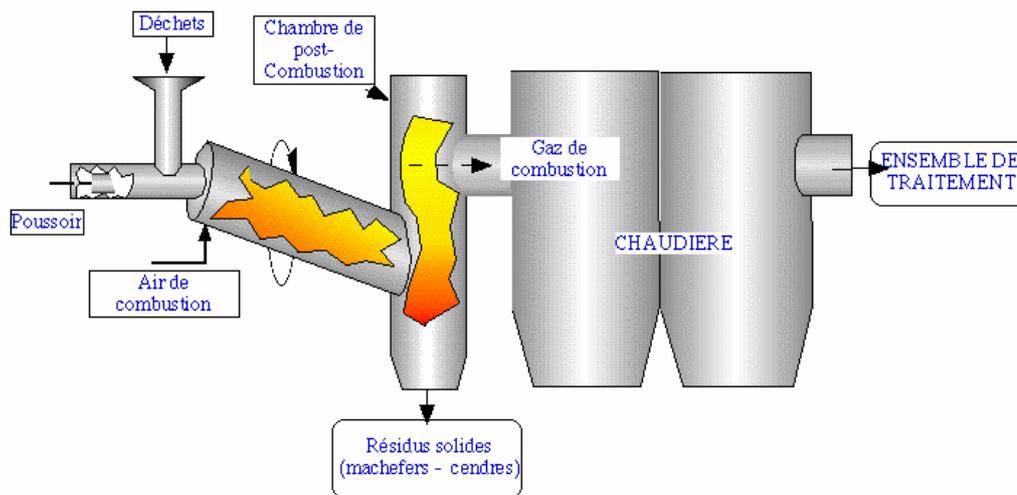


Figure 2 : Schéma de principe d'un incinérateur rotatif

I.2.3 Les fours à grille ou à rouleaux [2,4,5] :

Dans ces fours, les déchets progressent en couches relativement minces afin de faciliter l'alimentation en air indispensable pour la combustion.

Le four à grille, le plus répandu dans les installations de traitement thermique, est caractérisé par une grille mobile. Les grilles sont en général légèrement inclinées et sont composées d'éléments mobiles pour faire progresser les déchets et les mélanges en vue d'obtenir une bonne combustion. L'air de combustion arrive à travers cette grille constituée de barreaux mobiles ou de rouleaux, qui mélange les déchets de façon à assurer un renouvellement permanent de l'air autour des matériaux à brûler. L'air de combustion sert aussi à refroidir la grille ce qui est indispensable pour la protéger

La capacité d'incinération de ce type de fours est de 5 t/h à 40 t/h [4] avec une température de consigne d'environ 850 à 950°C [4].

Le temps de séjour moyen des déchets dans le four se situe entre 45 et 60 minutes [4].

La figure 3 illustre le schéma d'un tel four.

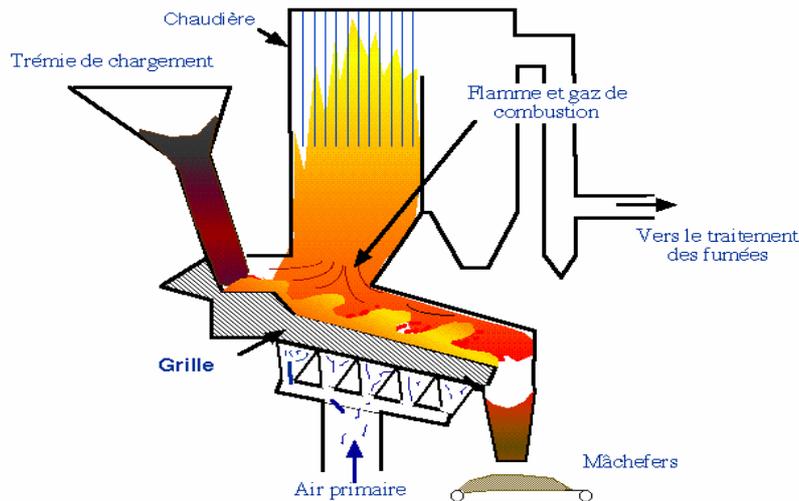


Figure 3 : Schéma de principe d'un four à grille

I.2.4 Les fours statiques à sole fixe[4] :

Ils comportent un foyer à deux chambres, l'une étant le four, où se gazéifie le combustible en atmosphère restreint, l'autre est la chambre de post combustion où les gaz mis en présence d'air secondaire terminent leur oxydation (figure N° 4).

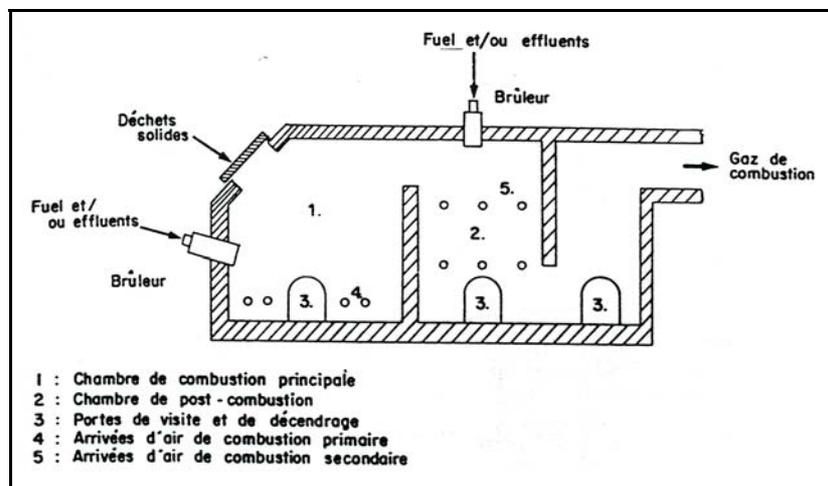


Figure 4 : Schéma du principe de fonctionnement d'un four statique à sole fixe.

1.2.5 Avantages et inconvénients des différents fours :

Les principaux avantages et inconvénients des différents types de fours utilisés pour l'incinération des déchets sont représentés sur le tableau N° 1

Tableau N° 1 Les avantages et les inconvénients des incinérateurs [2,7] :

Type d'incinérateurs	Avantages	Inconvénients
Incinérateur rotatif	<ul style="list-style-type: none"> -Incinérateur permettant de traiter simultanément des déchets solides et des effluents liquides et/ou gazeux. -Le mouvement de rotation permet de faire avancer les déchets et de les retourner, ce qui améliore la combustion dans la masse. 	<ul style="list-style-type: none"> -Faible pénétration de l'air de combustion dans les déchets. -Volumen très faible de la chambre de combustion principale, ce qui nécessite des chambres de post-combustion imposantes. -Problèmes mécaniques liés à la mise en rotation d'un cylindre de plusieurs tonnes. -Problèmes de la durée de vie des réfractaires
Lit fluidisé	<ul style="list-style-type: none"> -Capacité thermique importante (152 Mcal/m³ à 760°C), ce qui permet d'atténuer les fluctuations des paramètres de fonctionnement liés aux fluctuations des charges. -Possibilité de traiter simultanément des déchets et/ou combustibles solides, liquides, gazeux à différents niveaux de PCI. -Transfert de chaleur par conduction-convection meilleur que dans un système permanent conventionnel. 	<ul style="list-style-type: none"> -Nécessite des déchets, ayant une granulométrie reproductible et du même ordre de grandeur que le matériau constituant le lit. -Teneur élevée en particules des fumées qui nécessite des équipements de dépoussiérage très importants.
Grille fixe	<ul style="list-style-type: none"> -Incinérateurs simples. -Investissements faibles. 	<ul style="list-style-type: none"> -Opérations de chargement et de déchargement le plus souvent manuelles. -Difficultés de maintenir les paramètres de l'incinération au voisinage d'un point de consigne, les fluctuations peuvent être assez grandes.
Grille mobile	<ul style="list-style-type: none"> -Bonne combustion en raison de la bonne pénétration de l'air de combustion à travers la masse des déchets. 	<ul style="list-style-type: none"> -Risque de blocage et de détérioration de la grille lors de la combustion des déchets industriels.

Chapitre II

Polluants gazeux et particulaires émis lors de l'incinération

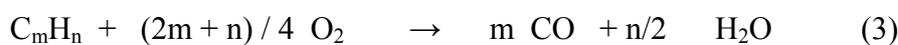
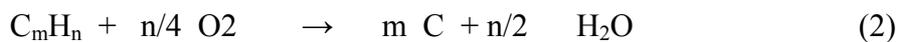
II.1 Combustion

Pour un composé hydrocarboné, C_mH_n , on peut représenter les combustions complètes et incomplètes par les équations générales suivantes [4,8]:

Combustion complète :



Combustion incomplète :



Exemple :

Méthane CH_4 $m=1$, $n=4$, on a :

Combustion complète :

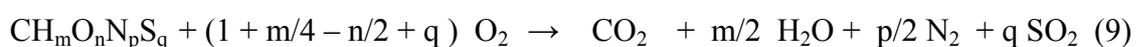


Combustion incomplète :



Composés à structures complexes :

Pour des structures complexes, constituées par du carbone, de l'hydrogène, de l'oxygène, du soufre et de l'azote, il est commode de représenter la composition molaire par une formule prenant pour base une mole de carbone, soit $CH_mO_nN_pS_q$.



II.2 Polluants gazeux et particulaires émis lors de l'incinération

Les principaux polluants émis lors de l'incinération des déchets sont le monoxyde de carbone (CO), les oxydes d'azote (NO_x), les composés organiques volatils (COV), le chlorure d'hydrogène (HCl), le dioxyde de soufre (SO₂) ainsi que les poussières.

I.2.1 Monoxyde de carbone [9 à 11] :

Le monoxyde de carbone est un polluant très toxique, c'est aussi un indicateur qui nous renseigne sur la qualité de la combustion.

Lors de la combustion, le monoxyde de carbone peut être formé à partir de la fraction carbonée issue de la destruction thermique du déchet, ou à partir d'un produit intermédiaire.

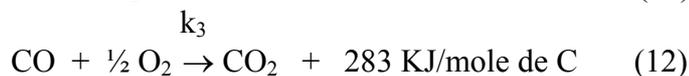
La composition en carbone des déchets ménagers est comprise entre 45 et 55 % (pourcentage massique par rapport à la fraction organique) [9].

Mécanismes de formation :

Le monoxyde de carbone est produit par la combustion incomplète des déchets solides ou liquides.

Dans le cas où la combustion est effectuée avec une quantité d'air suffisante, le carbone réagit en quasi-totalité avec l'oxygène de l'air pour une température des gaz inférieure à 1500°C [6].

La combustion du carbone donne lieu aux réactions suivantes [9]:



On a les constantes de vitesse (k_1) > (k_2) et (k_3) relativement élevée, donc avec un excès d'air suffisant et des températures de l'ordre de 1000°C, le CO est totalement transformé en CO₂.

La combustion incomplète peut être due [9] à une disponibilité insuffisante de l'oxygène (mauvaises conditions de mélange dans la chambre de combustion), à une température insuffisante provoquée par un excès d'air important (<< cool combustion >>) et/ou par une variation de la charge calorifique.

II.2.2 Oxydes d'azote (NO_x) [10, 12 à 16]

Lors de la combustion, les principaux oxydes d'azote formés sont le NO (monoxyde d'azote) et le NO₂ (dioxyde d'azote).

Citons également le N₂O (protoxyde d'azote ou oxyde nitreux) qui peut être généré dans certains cas par les combustions mais en faible quantité par rapport aux NO₂

Les NO_x proviennent : - de l'azote contenu dans les déchets

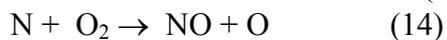
- de l'azote moléculaire contenu dans l'air de combustion

Mécanismes de formation des NO_x

Inerte à température ambiante, l'azote se combine avec l'oxygène à haute température en donnant le monoxyde d'azote. En premier au cours de la combustion, seul le NO se forme selon les trois mécanismes explicités ci-après, En dessous de 600°C, le NO s'oxyde en NO₂ [16].

Formation du NO : le NO se forme selon trois voies qui mettent en œuvre deux groupes de réactifs azotés [15,17] : l'azote N₂ et les espèces azotées NX du combustible (X étant n'importe quel atome sauf N).

a) Formation du NO << thermique >> : oxydation de l'azote moléculaire par l'air de combustion suivant 2 étapes (mécanisme de Zeldovitch) [10,15]:



Le NO thermique dépend des conditions dans les quelles se produit l'incinération et notamment la température et l'excès d'air [15].

Le NO thermique se forme à haute température (température de flamme de l'ordre de 1500°C [9]). De telles températures sont atteintes dans les incinérateurs localement autour des points chauds ; elles peuvent notamment résulter de charges calorifiques ponctuelles importantes.

La réaction de formation étant endothermique, la proportion de NO croit avec la température. Le tableau présenté ci-après représente le pourcentage de NO dans les fumées pour différents niveaux de températures [16] :

Tableau N°2 : Le pourcentage de NO dans les fumées pour différents niveaux de températures

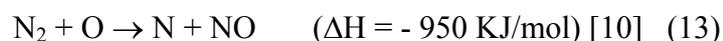
T°C	1500	1875	2200	2500
% NO	0.18	0.79	1.85	3.14

b) Formation du NO << combustible >> : oxydation des composés organiques azotés contenus dans la partie combustible [5] :

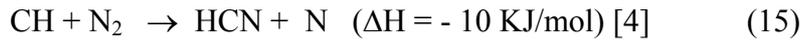
NX (fragment de molécule azoté de combustible) + (espèce radicalaire contenant un atome d'oxygène) → NO

c) Formation du NO << précoce >> : oxydation de l'azote moléculaire dans le front les flammes riches en présence de radicaux carbonés (CX) [10].

Le mécanisme du NO précoce n'est en fait qu'un cas particulier du mécanisme du NO combustible, l'azote moléculaire se comportant comme un azote de combustible en présence de radicaux CX.



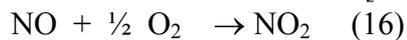
Certains des radicaux libres sont à même de rompre la triple liaison de la molécule N₂ par des réactions beaucoup moins endothermiques que la précédente et qui se caractérisent par des températures d'activation beaucoup moins élevées. Une de ces réactions est :



L'augmentation des espèces azotées intermédiaires (comme HCN par exemple) s'accompagne d'une augmentation de la concentration de NO formé, et passe par un maximum en fonction de la richesse des radicaux CX.

Formation du NO₂ :

Le NO₂ résulte de la transformation du NO au cours de la phase de dilution dans l'air. La réaction a lieu en dessous de 600°C [13] :



La conversion du NO en NO₂ dépend de la quantité disponible en oxygène et du temps de séjour des gaz résiduels. Il faut éviter une trempe rapide qui contribue à empêcher la décomposition du NO [2]. Le NO₂ est complètement formé à 150 °C.

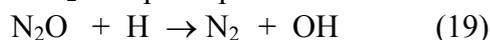
Citons pour ordre de grandeur, les temps de 10 et 60 secondes, nécessaires pour oxyder respectivement 2 et 5 % du NO d'un mélange gazeux contenant 10% d'oxygène et 300 ppm de NO [15].

Formation du N₂O :

Le N₂O apparaît dans les conditions de combustion en phase gazeuse dans la zone d'oxydation des flammes. Il provient de réactions du NO avec des intermédiaires azotés typiques du mécanisme de formation du NO combustible :



La raison de la très faible quantité de N₂O formé (de l'ordre de 1 ppm voir moins), vient du fait que ce dernier rencontre dans les flammes des concentrations de radicaux H suffisamment élevées pour le réduire en N₂. La principale réaction de réduction est la suivante :



II.2.3 Oxydes de soufre (SO_x)

Dans la famille des oxydes de soufre, les principaux oxydes sont le SO₂, dioxyde de soufre (anhydride sulfureux) et le SO₃, trioxyde de soufre (anhydride sulfurique)

L'appellation SO_x regroupe le mélange SO₂ et SO₃, mais lors de la combustion le SO₂ est produit en quantité plus importante que le SO₃, (respectivement de l'ordre de 90% contre 10%) [13].

Le SO₂ est un gaz incolore qui est facilement décelable (à partir de 3 ppm) de par son odeur piquante et irritante, il est soluble dans un grand nombre de composés ainsi que dans l'eau [2,

10,17], le SO₂ peut se transformer en SO₃, qui au contact de la vapeur d'eau forme l'acide sulfurique.

La formation de composés soufrés durant la combustion provient de la teneur de soufre du déchet à traiter qui peut se trouver sous forme organique, ainsi que sous forme de sulfates.

Parmi les déchets à forte teneur en soufre, on peut citer les pneus, le plâtre, les panneaux muraux et divers déchets de process industriels:

La teneur en soufre des éléments constituant les déchets peut atteindre 2 % en masse (teneur en soufre pour le caoutchouc) [17].

Les ordures ménagères contiennent en moyenne entre 0.2 et 0.6 % en masse, exprimé par rapport à la phase organique [2].

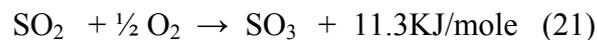
Mécanismes de formation et caractéristiques thermiques

Le mécanisme de formation des SO_x s'effectue dans certaines gammes de température suivant plusieurs étapes [2,17]:

A partir de 250°C, le soufre contenu dans les déchets est oxydé en SO₂ par l'oxygène de l'air de combustion :



A partir de 300°C, il y a formation de SO₃ par oxydation du SO₂ :



La concentration en SO₃ formé augmente avec l'excès d'air et diminue avec la température.

Au delà de 950°C, la formation de SO₃ devient négligeable. Ceci est dû à un déplacement de l'équilibre qui se caractérise par une inversion de la réaction de transformation du SO₂ en SO₃ [2].

L'oxydation de SO₂ a donc lieu dans la gamme de température de 300 à 500 °C et peut être réduite en diminuant l'excès d'air de combustion [17 à 19].

- Le SO₂ est donc le principal composé constituant des émissions des SO_x. Il est stable jusqu'à 300°C et à partir de 950°C.

II.2.4 Chlorure d'hydrogène [10,19 à 26]:

Le chlorure d'hydrogène ou gaz chlorhydrique, également désigné par le nom commun d'acide chlorhydrique est gazeux à température ambiante, il est un acide fort incolore, inodore, toxique et très avide d'eau. En présence d'air humide, il donne un brouillard épais et acide.

Sources de formation :

La formation d'HCl provient de la présence de chlore dans les déchets, il est issue de :

- Produits organochlorés utilisés dans la fabrication des plastiques (PVC, polystyrène, polyéthylène) ;
- Solvants chlorés utilisés dans la fabrication des encres et du caoutchouc ;
- Produits phytosanitaires ;
- Insecticides,...

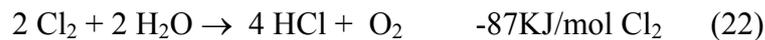
Le chlore apparaît également sous forme de sels inorganiques (NaCl) contenu dans [23] :

- Le bois ;
- Les papiers et cartons ;
- Les déchets alimentaires et végétaux.

Mécanismes de formation :

Le HCl se forme à partir du chlore contenu dans les déchets (PVC) et des vapeurs issues de l'incinération. La formation apparaît aux environs de 200°C, puis plus rapidement à partir de 450°C [24].

Les proportions relatives entre le chlore et le HCl sont régies par l'équilibre de Deacon :



L'élévation de la température a tendance à orienter la réaction en faveur de la réaction endothermique, c'est à dire vers la formation préférentielle HCl aux dépens du chlore [22].

La bonne solubilité du HCl le rend plus facile à capter que le chlore qui nécessite de la soude. On cherche donc généralement à limiter la formation du chlore en travaillant à haute température et en abaissant sa pression partielle. Dans les conditions de combustion on essaie d'augmenter la pression partielle de la vapeur d'eau et on refroidit brusquement le gaz afin de figer l'équilibre de Deacon [19].

Le HCl peut aussi être formé par transformation des organochlorés [24]:

Des essais ont montré qu'à 400 °C, le pourcentage d'organochlorés transformés en HCl et chlore est inférieur à 10 %. La transformation des organochlorés en HCl devient complète à partir de 900°C.

Enfin le HCl peut aussi être formé à partir des chlorures minéraux [24,26] :

- Par réactions entre chlorures alcalins et les sulfates acides des dépôts présents dans l'incinération et sur les cendres volantes :



- A haute température, par combinaison avec des silicates fondus de fer et d'aluminium. IL y a production de chlorures de fer et d'aluminium qui s'hydrolysent à la sortie du four en HCl et hydroxyde :



On estime que seuls 65 à 70 % du chlore contenu dans les déchets ménagers se retrouvent sous forme d'HCl [24].

II.2.5 Composés Organiques Volatiles (COV) [28 à 31]:

Est considéré comme COV tout composé qui, à l'exclusion du méthane, contient du carbone et de l'hydrogène, lequel peut être substitué par d'autres atomes comme les halogènes, l'oxygène, le soufre, l'azote ou le phosphore, à l'exception des oxydes de carbone et des carbonates. Ces composés se trouvent à l'état de gaz ou de vapeur dans les conditions normales de température et de pression.

L'agence américaine de protection de l'environnement (EPA) a défini une liste de 114 polluants organiques prioritaires qui recense entre autre, 31 composés volatils (Hazardous Air Polluants) [29].

Parmi cette liste, 12 COV sont plus fréquemment détectés et à des concentrations pouvant être importantes lors de l'incinération de déchets [29]. Il s'agit principalement d'aromatiques et de composés chlorés.

- Benzène	C_6H_6
- Toluène	$C_6H_5CH_3$
- Tétrachlorure de carbone	CCl_4
- Chloroforme (trichlorométhane)	$CHCl_3$
- Chlorure de méthylène	CH_2Cl_2
- Trichloréthylène	$CHCl=CCl_2$
- Tétrachloroéthylène	$CCl_2=CCl_2$
- 1,1,1- trichloroéthane	CH_3CCl_3
- Chlorobenzène	C_6H_5Cl
- Naphtalène (semi-volatil)	$C_{10}H_8$
- Phénol (semi-volatil)	C_6H_5OH
- Diéthylphtalate (semi-volatil)	$C_{12}H_{14}O_4$

Les COV ont une longévité et une réactivité suffisantes en atmosphère pour pouvoir participer à des réactions photochimiques susceptibles d'intervenir dans les phénomènes perturbateurs de l'équilibre terrestre

Les COV à forte réactivité sont [29] :

- les hydrocarbures oléfiniques,
- les aldéhydes,
- les homologues ou supérieurs du benzène,
- les solvants chlorés les moins chargés en chlore.

Les COV sont des composés odorants, notamment ceux issus des familles suivantes [30,31] :

- amines ($R-NH_2$ et $R-NH-R'$)
- mercaptans, molécules soufrées ($R-SH$)
- dérivés oxygénés (aldéhydes $R-CHO$, cétones $R-CO-R'$),
- composés aromatiques selon le type.

Le tableau N° 3 présente la comparaison des seuils de perception de l'odeur et des seuils de toxicité de quelques corps purs [28] :

Tableau N°3 : Seuils de perception de l'odeur et seuils de toxicité de quelques corps purs [28]

composé	Seuil de toxicité		Seuil de perception de l'odeur	
	ppm	mg/m ³	ppm	mg/m ³
Acétaldéhyde	100	180	0.21	0.38
Acétone	1000	2400	100	240
Acroléine	0.1	0.25	0.21	0.49
Acrylonitrile	20	45	21.4	27
Benzène	10	32	4.68	15
Styrène	100	420	0.047	0.2
Toluène	100	37	2.14	8.1
Trichloréthylène	100	53	21.4	115
Paraxylène	100	43	0.47	2
Formaldéhyde	2	3	1	1.2
Ethylmércaptan	0.5	1.25	0.001	0.0025
Diméthylamine	10	18	0.047	0.085

II.2.6 Dioxines/Furanes [10, 32 à 38].

Les Dioxines/furanes constituent un groupe de composés organiques polycycliques halogénés de la famille des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Les polychlorodibenzodioxines /furanes (PCDD/F) possèdent 8 degrés de chloration et sont considérées comme toxiques à partir de 4 atomes de chlore dans les positions 2.3.7.8 (tableau N° 4) [10].

Tableau N° 4 : isomères des dioxines

Nombre de chlore	Nombre d'isomères PCDD	Nombre d'isomères PCDF
1	2	4
2	10	16
3	14	28
4 (TCDD/F)	22	38
5 (PeCDD/F)	14	28
6 (HxCDD/F)	10	16
7 (HpCDD/F)	2	4
8 (OCDD/F)	1	1

17 dioxines et furanes <<congénères>> comportant tous un minimum de 4 atomes de chlore dans les positions 2.3.7.8 ont été retenus comme particulièrement toxiques, la plus toxique étant la tétrachlorodibenzodioxines (TCDD).

Chaque congénère est affecté d'un facteur de toxicité I.TEF (International Toxic Equivalent Factor) allant de 1 (pour TCDD) à 0.001.

La toxicité d'un mélange s'exprime en équivalent toxique en ng/Nm³ I.TEQ (pour International Toxic Equivalent Quantity). Elle est obtenue en sommant la toxicité des 17 congénères, chacune égale à la quantité du congénère multipliée par son I.TEF correspondant.

Il existe cependant plusieurs référentiels prenant en compte d'autres isomères que les 17 congénères (TEQ Eadon et TEQ Nordon). Il convient donc de s'assurer de l'unité dans l'étude du pouvoir toxique.

Le tableau N° 5 présente les facteurs de toxicité des 17 congénères [10] :

Tableau N° 5 : facteurs de toxicité de 17 congénères.

Congénère	Position des chlores	Facteur d'équivalent toxique
Tétachlorodibenzodioxine (TCDD)	2.3.7.8	1
Pentachlorodibenzodioxine (PeCDD)	1.2.3.7.8	0.5
Hexachlorodibenzodioxine (HxCDD)	1.2.3.4.7.8	0.1
Hexachlorodibenzodioxine (HxCDD)	1.2.3.7.8.9	0.1
Hexachlorodibenzodioxine (HxCDD)	1.2.3.6.7.8	0.1
Heptachlorodibenzodioxine (HxCDD)	1.2.3.4.6.7.8	0.01
Octachlorodibenzodioxine (HpCDD)	1.2.3.4.6.7.8.9	0.001
Tétrachlorodibenzofurane (TCDF)	2.3.7.8	0.1
Pentachlorodibenzofurane (PeCDF)	2.3.4.7.8	0.5
Pentachlorodibenzofurane (PeCDF)	1.2.3.7.8	0.05
Hexachlorodibenzofurane (HxCDF)	1.2.3.4.7.8	0.1
Hexachlorodibenzofurane (HxCDF)	1.2.3.7.8.9	0.1
Hexachlorodibenzofurane (HxCDF)	1.2.3.6.7.8	0.1
Hexachlorodibenzofurane (HxCDF)	2.3.4.6.7.8	0.1
Heptachlorodibenzofurane (HpCDF)	1.2.3.4.6.7.8	0.01
Heptachlorodibenzofurane (HpCDF)	1.2.3.4.7.8.9	0.01
Octachlorodibenzofurane (OCDF)	1.2.3.4.6.7.8.9	0.001

Caractéristiques :

Caractéristiques physico-chimiques des PCDD/PCDF [32] :

Les PCDD/PCDF sont solides à température ambiante, peu solubles dans l'eau et encore moins en présence de HCl, par contre très solubles dans les matières grasses (lipophile), Ils ont une faible tension de vapeur. Ce caractère lipophile explique leur accumulation le long de la chaîne au bout de laquelle se trouve l'homme.

Dans le milieu ambiant, les dioxines/furanes se lient facilement aux particules par phénomène d'adsorption physique. Les molécules se divisent alors en deux parties : celles qui se répartissent à la surface du solide et celles qui restent dans la phase gazeuse.

Les dioxines /furanes sont, de manière générale, stables. Avec la température, il y a déchloration des dioxines jusqu'à ce qu'il ne reste plus de noyau biaromatique constitué des deux phényles et des oxygènes. Les dioxines/furanes sont détruits aux environs de 800 °C, mais le noyau biaromatique peut résister jusqu'à des températures de l'ordre de 1150°C [32,33].

Sources de formation :

Les dioxines ont largement été générées dans les années 60-70 dans l'industrie :

Pour la fabrication du chlore (dioxines contenues dans les boues d'électrolyse des chlorures alcalins) et lors de l'utilisation du chlore, principalement dans la fabrication de pesticides

a) Formation des PCDD/F à partir des précurseurs :

La formation des dioxines et furanes au cours de la combustion apparaît à partir de 200°C , et devient maximum à partir de 350°C , température à laquelle les précurseurs organiques se transforment en PCDD/F en présence d'oxygène , vapeur d'eau et HCl .

Les réactions mises en cause sont :

Dimérisation ou condensation de 2 (ou plus) molécules d'éléments chimiques précurseurs [33,34] :

Oxydation partielle d'une molécule d'éléments précurseurs [23,24] :

Attaque halogène de structures aromatiques basiques dérivés de la lignine [23,24] :



Réaction entre la lignine (composant du bois et du papier) et les composés chlorés dérivés du PVC ou d'autres donneurs de chlore.

La destruction thermique de précurseurs organiques à partir de 400°C , empêche la formation des dioxines furanes .

La décomposition des PCDD/PCF formées s'effectue au-delà de 800 °C [38].

Formation par synthèse lors du refroidissement <<synthèse de Novo>>) [38] :

Ce phénomène consiste en une formation de dioxines/furanes sur les cendres volantes à partir de radicaux organiques, par condensation des produits organiques et atomes de chlore à la surface de la particule.

Il a lieu au cours du refroidissement des gaz en aval de la chambre de combustion dans les filtres et échangeurs entre 400 et 200°C [37,38], et plus particulièrement aux alentours de 350°C [38].

II.2.7 Métaux lourds (As, Cd, Hg, Ni, Pb) [10,39 à 44] :

Les principaux métaux lourds émis lors l'incinération des déchets sont l'As, Cd, Hg, Ni et le Pb.

La dénomination << métaux lourds >> représente selon les auteurs [10], un éventail d'éléments parfois variable. Pendant longtemps, deux notions étaient le plus souvent prises en compte :

- une notion de densité : $d > 5 \text{ kg/dm}^3$.
- une notion de toxicité incluant parfois des éléments légers (Al, Be ...).

La définition proposée au cours du congrès de Heidelberg de septembre 1983 inclut ces deux notions en les associant dans une classification en trois groupes basés sur l'activité et la toxicité biologique des éléments et sur leur chimie :

- classe A : affinité pour l'oxygène
- classe B : affinité pour le soufre
- classe intermédiaire : entre les deux.

La toxicité étant croissante de la classe A à la classe B, et le terme << métaux lourds >> désigne alors les métaux et métalloïdes toxiques indépendamment de leur densité.

Les métaux lourds potentiellement toxiques sont [10, 39] :

- le mercure (Hg) et ses composés ;
- le cadmium (Cd) et ses composés ;
- le plomb (Pb) et ses composés ;
- le nickel (Ni) et ses composés ;
- l'arsenic (As) et ses composés ;

• Famille de composés toxiques [40,41] :

Dans chacune des familles des métaux lourds considérés, les principaux composés gazeux issus de l'incinération de déchets sont : le métal lourd à l'état élémentaire ainsi que les formes chlorées, oxydées, et soufrées :

- Hg (mercure métallique)
- HgCl₂ (chlorure mercurique)
- Hg₂Cl₂ (chlorure mercurieux)
- HgO (oxyde mercurique)
- HgSO₄ (sulfate mercurique)
- HgS (sulfure mercurique).

- Cd (cadmium métallique)
- CdCl₂ (chlorure de cadmium)
- CdO (oxyde de cadmium)
- CdSO₄ (sulfate de cadmium)
- CdS (sulfure de cadmium)

- Pb (plomb métallique)
- PbCl₂ (chlorure de plomb)
- PbO (oxyde de plomb)
- PbSO₄ (sulfate de plomb)
- PbS (sulfure de plomb).

- Ni (nickel métallique élémentaire)
- NiCl₂ (chlorure de nickel)
- NiO (oxyde de nickel)
- NiSO₄ (sulfate de nickel)
- NiS (sulfure de nickel).

- As (arsenic métallique élémentaire)
- AsCl₃ (trichlorure d'arsenic)
- AsO₃ et As₂O₅ (oxydes d'arsenic)
- As₂S₃ et As₂S₅ (sulfures d'arsenic)

Mécanismes de formation lors de l'incinération des déchets [42]:

Sous l'effet de la température, les métaux lourds contenus dans les déchets se volatilisent. Ils subissent une série de réactions d'oxydation et autres réactions avec le HCl, les SO_x, pour former :

- des halogénures (chlorures, fluorures, bromures, iodures) du métal considéré ;
- des oxydes métalliques ;
- des sulfates et sulfures métalliques ;

- des dérivés organiques (produits d'une combustion incomplète).

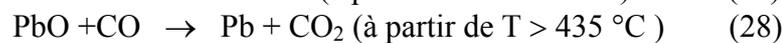
Ces composés volatils peuvent se retrouver tels quels dans les fumées, se décomposer sous l'action de la chaleur, ou se fixer à la surface des particules en suspension et des cendres volantes.

Sous l'effet de la chaleur, la décomposition des composés volatils donne lieu à l'émission [43]:

- de fumées toxiques du métal élémentaire,
- de HCl,
- de SO₂,
- de H₂S.

Des réactions de réduction par le carbone ou le monoxyde de carbone donnent également des émissions de fumées toxiques du métal élémentaire (et de CO ou de CO₂) [44]:

Exemple :



II.2.8 Les poussières [10, 11,45] :

Beaucoup d'appellations sont employées pour désigner ce type de polluants. Elles dépendent de la spécialité technique concernée (thermique, physique, optique,...)

Ainsi, le terme << poussières >> peut aussi bien désigner les particules, que les aérosols ou les fumées. Pour notre part, nous nous intéresserons surtout aux particules solides qui sont entraînées dans les gaz de cheminées ; elles comprennent :

- les cendres volantes,
- les fragments de combustibles imbrûlés.

Ces poussières peuvent contenir une large variété de matériaux comme du carbone imbrûlé, des oxydes métalliques, des silicates, des aluminates, des sels, ainsi que de nombreux constituants résultant de la condensation des substances de la phase gazeuse [10,11].

Mécanismes de formation :

Il faut distinguer :

- les particules de taille importante dont l'origine est mécanique : envolement, éclatement thermique,...
- les particules fines d'origine thermique qui se forment à partir de noyaux de condensation puis grossissent autour de ces noyaux.

La formation des poussières de taille importante dépend du type de déchet incinéré, de la méthode d'alimentation du déchet, des paramètres de conduite de l'incinération (débit de gaz, température), et de l'architecture du four [10,45].

Les fines se forment au cours d'un changement d'état de la matière soit par réaction en phase gazeuse, soit par évaporation à haute température de solides liquéfiés suivie d'une condensation et d'une solidification. Les particules ainsi formées sont sphériques. Elles sont d'autant plus petites que la température initiale est élevée et que le refroidissement est brutal. Elles s'agglomèrent entre elles et sur les poussières de taille beaucoup plus importantes [45].

II.3 les résidus solides : cendres et mâchefers [46] :

En plus de la pollution gazeuse et particulaire, nous avons les résidus solides de l'incinération qui sont les cendres et mâchefers.

- **Cendres:** Matériaux pulvérulents constitués de particules solides de faible diamètre, produit par la combustion de fuel (carburant lourd) ou de charbon ou autres matières carbonés.
- **Mâchefers:** Ce sont des résidus provenant de diverses activités métallurgiques ou de chimie lourde produits alors par pyrolyse de diverses substances. Ils sont constitués de scories issues des solides incinérés dans le four.

Ces résidus solides sont en général de nature inerte et sont récupérés en bas du four.

II-4 Dispersion des polluants dans l'atmosphère :

En se basant sur des modèles théoriques de dispersion des polluants gazeux émis à partir de sources ponctuelles (cheminée), nous pouvons évaluer le niveau de cette pollution à n'importe quel point de l'espace et ceci dans un rayon de 10 Km autour de la source d'émission. Parmi les modèles théoriques décrivant la dispersion des polluants dans l'atmosphère, nous avons considéré le modèle gaussien (modèle de SUTTON) [48]. Ce dernier est basé sur une répartition gaussienne des concentrations dans les plans horizontaux et verticaux du panache (figure 5). Les concentrations sous le vent sont estimées par l'équation 2.

$$C(x, z, y, H) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] * \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\} \quad (2)$$

$C(x, y, z, H)$: concentration sous le vent du polluant au point de coordonnées x, y, z et pour une hauteur de cheminée H , la concentration C est donnée en g/m^3 .

Q : débit du polluant en g/s .

H : hauteur effective de la cheminée en m.

V : vitesse du vent en m/s .

σ_z, σ_y : déviation standards de la distribution des concentrations dans les direction y et z (figure 5). Elles sont estimées respectivement par les relations 3 et 4.

$$\sigma_y = ax^{0.903} \quad (3)$$

$$\sigma_z = bx^c \quad (4)$$

Où a, b dépendent des classes de stabilité atmosphérique (annexe 1) et qui sont fonction de la vitesse du vent, de l'intensité des radiations solaires et de la couverture nuageuse.

La hauteur effective $H = h$ géométrique + Δh (5) avec Δh surélévation du panache.

La surélévation provoquée Δh est calculable approximativement par la formule empirique de HOLLAND [48] :

$$\Delta h = \frac{1}{u} (1.5 U_e * d + 0.04 W) \quad (6)$$

Avec : U_e vitesse d'émission du rejet .

W flux thermique

Considérant que :

- Le débit des gaz pollués V_n
- La vitesse moyenne du vent u .
- Insolation en mW/cm^2 .
- La hauteur de la cheminée h
- La surélévation de la hauteur du rejet Δh
- Diamètre de la cheminée d_i

Le débit de polluant $Q_i = C_i V_n$ (7).

C_i = concentration du polluant.

La concentration du polluant considéré représente la moyenne sur la durée de l'incinération.

Pour la concentration au sol, dans la direction principale du vent ($y=z=0$), l'équation 2 devient [48].

$$C(x,0,0,H) = \frac{Q}{\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{H}{\sigma_z}\right)^2\right] \quad (8)$$

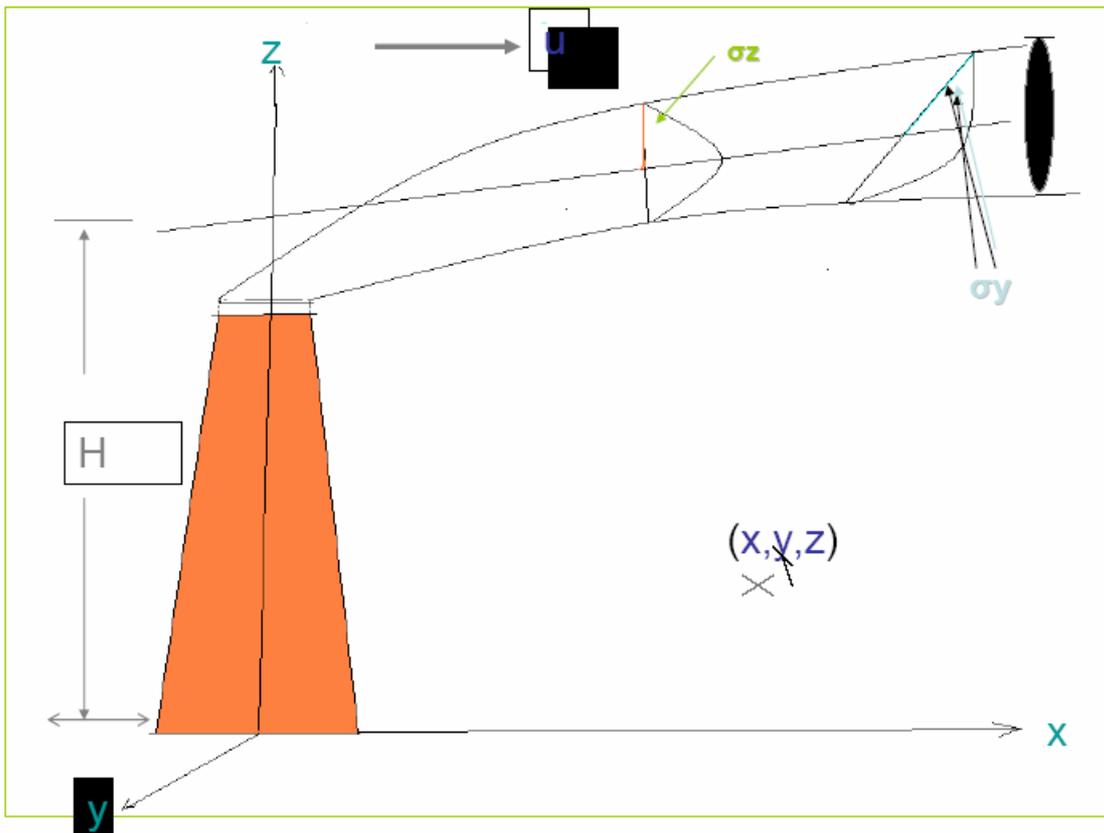


Figure N° 5 : représentation graphique du panache des polluants

Chapitre III

LES techniques d'épuration des fumées

III. Techniques d'épuration des fumées [2, 9, 10, 45, 49 à 49]:

Les systèmes de traitement de fumées sont des procédés qui permettent d'épurer les fumées avant émission dans l'atmosphère via la cheminée.

En général, une station de traitement de fumée est constituée par :

- Le dépeussierage: élimination des poussières et métaux lourds particulaires
- La neutralisation : élimination des poussières, métaux lourds et gaz acides (la neutralisation se fait par voie sèche, semi-humide, humide, combiné humide/semi humide.
- Les traitements complémentaires qui consistent à éliminer
 - Dioxines: adsorption sur charbon actif
 - NO_x : réduction sélective non catalytique (SNCR)
 - Dioxines+NO_x : réduction sélective catalytique (SCR)

A titre illustratif, nous présentons en figure N° 6 le schéma d'une installation d'incinération équipée d'un dépeussier et d'un procédé humide de traitement de fumées. (Le terme MIOM signifie mâchefers d'incinération d'ordures ménagères).

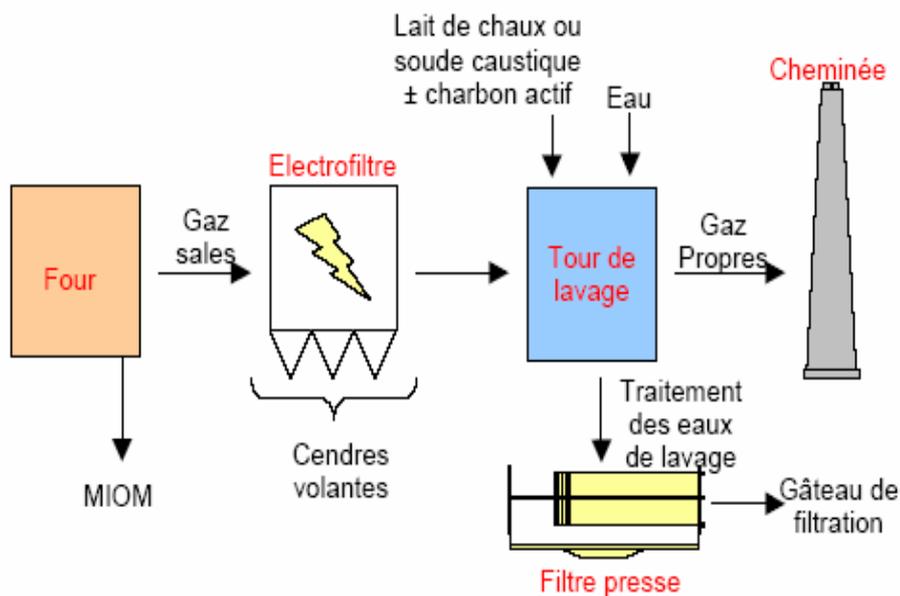


Figure N° 6 : Procédé humide de traitement des fumées (double filtration)

III.1-Les systèmes de dépolluage

Il existe de nos jours plusieurs techniques de dépolluage. Les plus répandues sont :

III.1.1- Laveurs Venturi [5, 13, 56]

Le Venturi est constitué d'un convergent, d'un col et d'un divergent. C'est un dispositif qui permet d'accélérer un courant gazeux à très grande vitesse. Le piégeage des poussières s'effectue sur un liquide injecté dans le col (figure N° 7).

Les gaz mis en mouvement par un ventilateur situé en amont ou en aval du Venturi sont accélérés dans le convergent et arrivent dans le col à grande vitesse. Le liquide injecté au col explose sous l'effet de la vitesse des gaz en milliers de petites gouttes par atomisation.

Ces gouttes atteignent une vitesse très proche de celle du gaz et leur diamètre est d'autant plus petit que la vitesse du gaz est élevée.

Dans le divergent, le mélange gazeux voit sa vitesse ralentir tandis que le diamètre du divergent augmente. Une partie de l'énergie cinétique des gouttes est transférée de nouveau au courant gazeux, ce qui entraîne une récupération de l'énergie consommée au passage de la gorge et donc une réduction de la puissance du ventilateur.

A la sortie du ventilateur, un séparateur (généralement de type cyclone ou à chicanes) permet, par action des forces centrifuges de séparer le liquide du mélange gazeux et de le recueillir.

Dans le système de lavage par Venturi, le collecteur est la goutte d'eau et l'obstacle la particule à collecter, il est donc particulièrement important de soigner l'étude de la granulométrie des particules à capter pour déterminer en fonction de celle-ci le diamètre des gouttes du micro brouillard à créer au col du venturi.

Ce diamètre de gouttes est en fait étroitement lié à la perte de charge provoquée par le col au passage du mélange gazeux.

En conséquence, pour une particule de taille donnée et pour une efficacité de captation recherchée, on peut déterminer la section au col capable de provoquer la perte de charge nécessaire à la captation ; à partir de la section du col découlent ensuite les autres dimensions.

La consommation d'eau de ce type de laveurs varie de 0.3 à 0.8 l/m³ de gaz.

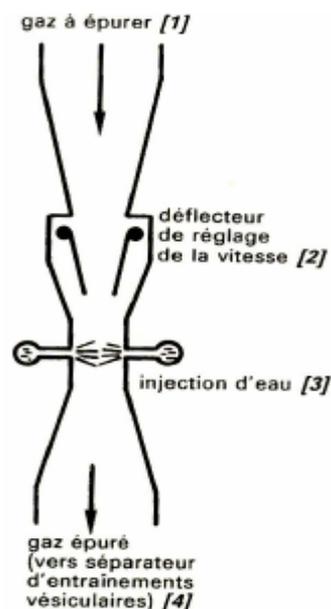


Figure N° 7 Laveur Venturi convergent

Avantages et inconvénients du laveur venturi :

Les avantages et les inconvénients du laveur venturi sont représentés sur le tableau N° 6

Tableau N° 6 : Avantages et inconvénients du laveur humide

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Peut servir à saturer le gaz en amont d'un laveur de procédé humide ➤ Efficace sur les particules de taille moyenne jusqu'à 0.5 microns permet de capter le HCl par absorption 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Consommation d'eau importante ➤ Consommation énergétique importante (liée à la dépression du col) ➤ Peu adapté aux effluents fortement empoussiérés ➤ Moins performant qu'un electrofiltre ou qu'un filtre à manches pour piéger les fines particules ➤ Les polluants sont piégés dans un liquide ce qui nécessite un traitement d'eau en aval

III.1.2- Filtres à manches [10, 45, 56]

Ce type de filtre est constitué de rangées de manches filtrantes en feutre ou en tissu suspendues dans un caisson. Les gaz pénètrent dans le caisson et rencontrent un déflecteur qui permet dans un premier temps de séparer les grosses particules de poussière. Les gaz traversent les manches, et les particules sont retenues sous forme de couche (gâteau de filtration) à la surface du média filtrant (figure N° 8).

Dans le cas d'un fonctionnement à rétention externe, le filtre peut fonctionner soit en dépression avec un ventilateur situé en aval du filtre, soit en surpression si le ventilateur est placé en amont.

La collecte des poussières se fait périodiquement par soufflage d'air comprimé à l'intérieur des manches (décolmatage par contre pression) ou par ventilateur (figure N° 9) ce qui provoque le gonflement de la manche et le décollement du gâteau de poussières, celles-ci étant récupérées dans une ou plusieurs trémies constituant la partie basse du caisson.

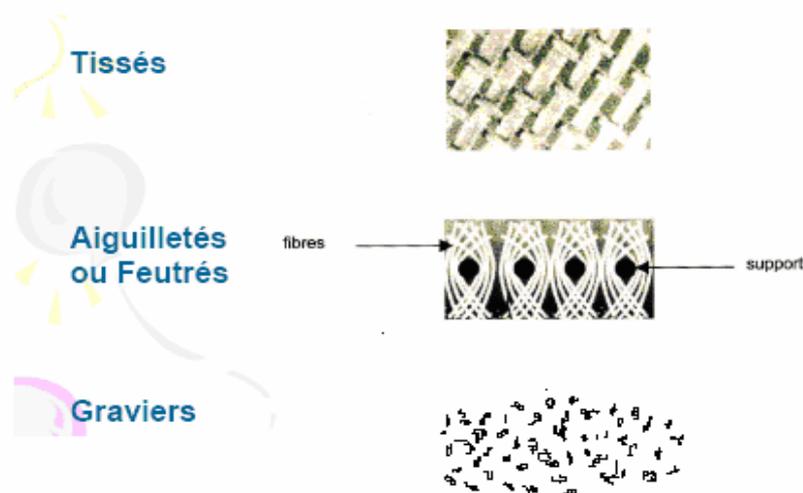


Figure N° 8 : Types de média filtrants

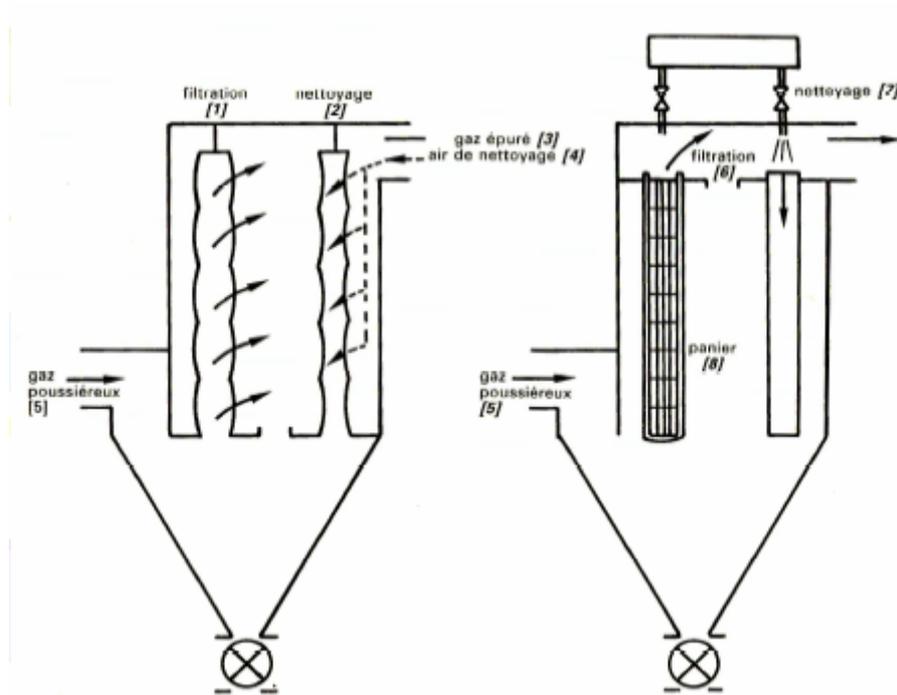


Figure N° 9: exemple de filtres à manche à deux lignes

Avantages et inconvénients des filtres à manches :

Les avantages et les inconvénients des filtres à manches sont représentés sur le tableau N° 7

Tableau N° 7 : Avantages et inconvénients des filtres à manches

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Performances les plus élevées ➤ Coût d'investissement inférieur à celui d'un electrofiltre pour les petites et moyennes capacités ➤ Compatibilité avec l'injection de réactif (chaux, charbon actif,...) 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Frais d'entretien élevés dus à la présence de pièces d'usure ➤ Quelques manches percées peuvent remettre en cause les performances d'un filtre à manches ➤ Risque d'inflammation et d'exposition potentiel dans le cas de poussières combustibles

III.1-3 Electrofiltres :

III-1-3-1 Electrofiltres secs [10, 46, 56]:

Le procédé repose sur les phénomènes physiques de précipitation électrostatique et consiste à faire passer les gaz entre deux électrodes (figure N° 10):

- une électrode émissive chargée négativement
- une électrode réceptrice chargée positivement constituée par une plaque.

Les particules de poussières sont chargées par des ions produits par l'effet couronne de l'électrode émissive (fil émissif) qui se trouve sous une haute tension redressée, et c'est grâce

à l'effet du champ électrique qui existe entre l'électrode émissive et l'électrode réceptrice que les poussières chargées sont attirées par l'électrode réceptrice .

L'efficacité des électrofiltres dépend [45] :

- De la résistivité des poussières ; la séparation électrique se fait dans des conditions optimales lorsque la résistivité des poussières est comprise entre 10^8 et 10^{11} Ohms/cm. Dans le cas de résistivité faible ou trop élevée, le rendement est plus ou moins diminué.
- De la forme des poussières,
- Leurs propriétés polaires (favorisant leur agglomération),
- Leur affinité chimique pour les constituants du gaz (tel CaO qui tend à réduire la teneur en SO₃ et vapeur d'eau),
- Leur mode de cristallisation (résistivité et densité des dépôts),
- Leur tension de vapeur (l'électrofiltre ne précipite que des particules solides ou liquides).

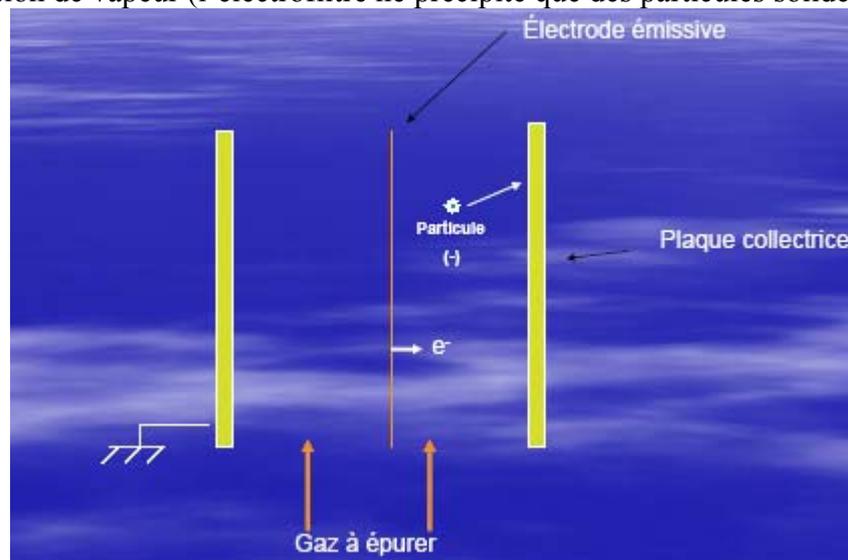


Figure 10 : schéma dispositif

Avantages et inconvénients d'un électrofiltre :

Les avantages et les inconvénients des électrofiltres secs sont représentés sur le tableau N° 8

Tableau N° 8 : Avantages et inconvénients des électrofiltres secs

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Absence de pièces d'usure ou fragiles susceptibles d'anéantir les performances de l'équipement ➤ Frais d'entretiens réduits ➤ Coût d'investissement raisonnable pour les installations de grande capacité 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Performances de captation légèrement inférieures à celles d'un filtre à manches (pas de gâteau) ➤ Coût d'investissement élevé peu compatible avec les installations de petite ou moyenne capacités ➤ Performance de captation variant avec la teneur en poussières des fumées

III.1-3-2 Electrofiltre humide [10, 45, 56]:

Afin d'atteindre des rendements de captation plus élevés qu'avec un électrofiltre sec, les constructeurs proposent des électrofiltres en voie humide qui s'avèrent plus performants sur les composés tels que les métaux lourds qui sont finement dispersés dans le flux gazeux .

Leur architecture est généralement différente de celle des électrofiltres secs à surfaces planes : les surfaces réceptrices sont remplacées par un corps alvéolaire (faisceau) constitué de tubes disposés verticalement et au centre desquels sont placés les électrodes émissives (architecture tubulaire). La disposition présente une surface de captation supérieure à celle offerte par les plaques.

Le liquide vaporisé au sommet des tubes favorise la captation des poussières submicroniques et permet de capter les composés condensés. L'absorption dans le liquide (eau) permet notamment de capter le mercure gazeux contenu dans les gaz (sous forme $HgCl_2$).

Les particules captées sur les tubes récepteurs sont éliminées par le liquide (film) qui ruisselle le long de la paroi , les poussières peuvent aussi être entraînés par condensation si les tubes sont extérieurement parcourus par de l'eau (électrofiltre humide à condensation) .

Avantages et inconvénients de l'électrofiltre humide par rapport à l'électrofiltre sec :

Les avantages et les inconvénients des électrofiltres humides sont représentés sur le tableau N° 9

Tableau N° 9 : avantages et inconvénients des électrofiltres humides

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Meilleure élimination des fines particules (métaux lourds particulaires) ➤ Absorption simultanée des gaz acides (HCl) et des métaux lourds gazeux ➤ Captation indépendante de la résistivité des poussières (pas de phénomène de contre émission de par la présence d'un film liquide) ➤ Meilleure conductibilité des gaz en ambiance humide ➤ Plus faible consommation électrique ➤ Surface de captation supérieure (donc architecture plus compacte) 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Piégeage des poussières dans une solution (nécessite un traitement des eaux en aval) ➤ Sensible aux variations du débit de gaz

Plages d'utilisation des différentes techniques

Les plages d'utilisation des différentes techniques de dépoussiérage en fonction de la granulométrie sont résumées sur la figure N° 10.

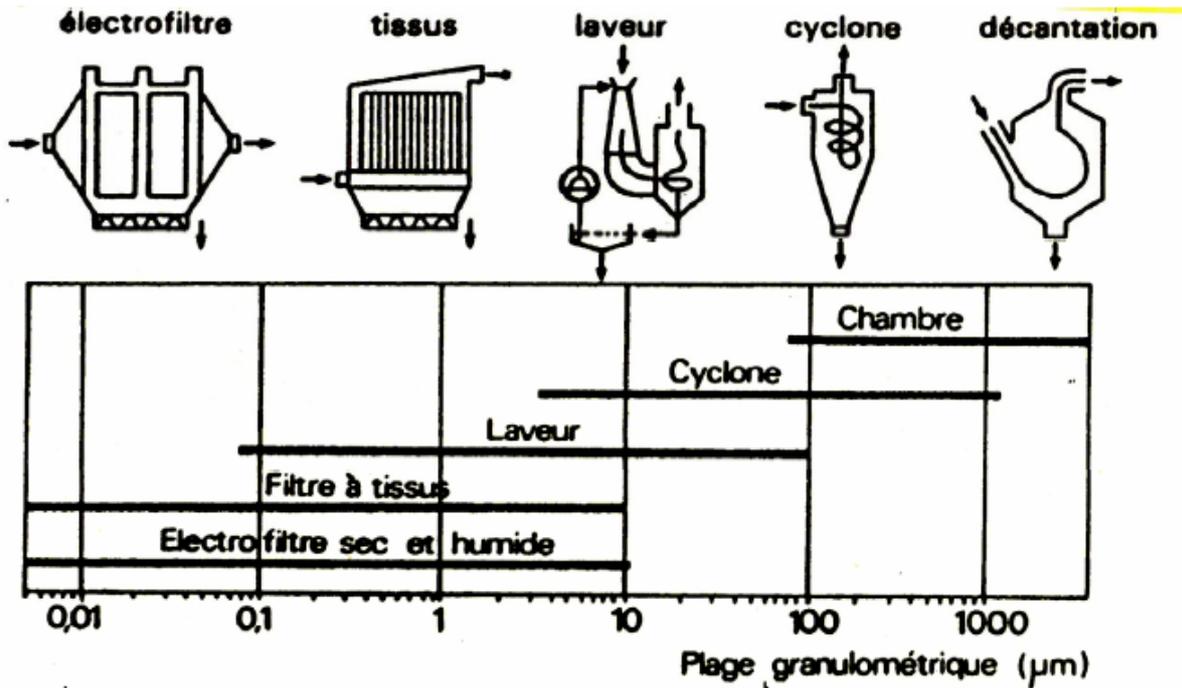


Figure 10 : plages d'utilisation des différentes techniques

III.2-Les procédés classiques de neutralisation :

III.2.1 Epuration par voie sèche :

III.2.1.1 Epuration par voie calcique [2,10]:

L'épuration par voie sèche consiste à injecter dans le réacteur un réactif alcalin (chaux) sous forme solide afin d'assurer la neutralisation des gaz acides (SO_2 , HCl , HF).

Le procédé sec classique est structuré en deux modules, il comprend

- Le réacteur de neutralisation des gaz acides, dans lequel est injecté le réactif et qui permet un temps de contact des fumées de 2 à 6 secondes.
- Le système de dépoussiérage final (electrofiltre ou filtre à manches) qui permet de capter les poussières, les sels produits par la neutralisation, et le réactif en excès.

L'utilisation d'un filtre à manches est généralement préconisé par les constructeurs, car il se forme sur les manches une couche de chaux, ou gâteau, formée de poussières et de produits de la réaction de neutralisation qui permet à la fois d'achever la neutralisation des fumées, de compléter l'élimination des poussières et de réduire la consommation de chaux.

A cette température, la chaux ne s'avère que peu réactive et nécessite un excès stoechiométrique élevé qui peut être pénalisant. Un refroidissement des fumées en amont est donc généralement effectué.

Dans une autre configuration, on procède au refroidissement des fumées dans un module situé en amont du réacteur ou intégré au réacteur. Les fumées sortant de la chaudière à 250 °C environ sont refroidies avant le réacteur par une pulvérisation d'eau, ou bien par un échangeur thermique. Les systèmes mis en œuvre doivent assurer le refroidissement des gaz évitant la condensation des fines gouttelettes sur les parois, et en minimisant les risques de colmatage.

Le refroidissement par dilution est peu utilisé car il a pour effet d'accroître le volume des fumées à traiter, en outre il est relativement difficile de créer un mélange entre les gaz de température différente, et le risque est grand de condenser l'acidité des fumées sur les parois de refroidisseur.

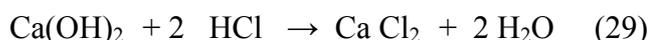
Nature des réactifs :

Les réactifs qui peuvent être utilisés sont :

- La poudre de chaux vive constituée d'oxyde de calcium (CaO) à plus de 90 % (utilisation peu courante) ;
- La poudre de chaux éteinte ou hydratée à base d'hydroxyde de calcium (Ca(OH)₂) obtenue industriellement par l'hydratation (ou extinction) de la chaux vive, il reste le réactif le plus souvent utilisé.

Réactions mises en jeu :

A partir de chaux hydratée, les réactions mènent à la formation de chlorures et de fluorures de calcium ainsi que le sulfate de calcium anhydre :

**Avantages et inconvénients du procédé:**

Les avantages et les inconvénients de l'épuration par voie sèche voie calcique sont représentés sur le tableau N° 10 [10].

Tableau N° 10 : Avantages et inconvénients de l'épuration par voie sèche voie calcique

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Mise en œuvre simple ➤ Coût d'investissement réduit ➤ Besoin de main d'œuvre réduit ➤ Absence d'effluent liquide 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Exploitation peu souple (injection délicate de la chaux, faible marge de variation des températures, régulation difficile) ➤ Consommation élevée de réactif (nécessite d'être en excès par rapport à la stoechiométrie) ➤ Peu adapté aux grosses unités (capacité supérieure à 5 t/h) ➤ ne permet pas d'évolution en cas de renforcement de la réglementation ➤ production importante de résidus solides avec cependant une recirculation possible

III.2.1.2 Epuration par voie sèche par réactif sodique [2, 9, 10] :

Le procédé par voie sèche par réactif sodique consiste à injecter du bicarbonate de sodium dans les fumées. Ce système d'épuration de fumée permet d'atteindre les normes de rejets

gazeux préconisés par l'Union Européenne en matière d'incinération de déchets ménagers, industriels (banals et spéciaux) et hospitaliers.

Ce procédé se distingue de celui à la chaux parce qu'il ne nécessite pas nécessairement de réacteur de neutralisation avant un filtre à manches. L'essentiel de la réaction de neutralisation par le bicarbonate de sodium se déroule dans le système de filtration sur les manches à filtres. Le temps de contact est réduit à environ 2 secondes avant le filtre à manches et correspond à l'homogénéisation du mélange fumées/bicarbonates

D'autres différences sont relatives à la température optimale de fonctionnement qui est uniquement de 140 °C pour la chaux, mais de 150 °C à 250°C pour le bicarbonate de sodium, le refroidissement des fumées n'est donc pas nécessaire, la recirculation des résidus nécessaire afin de diminuer le rapport stoechiométrique du procédé à la chaux, est inutile pour le bicarbonate.

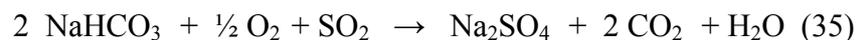
Il est préconisé tout d'abord de mettre en amont du traitement par bicarbonate de sodium un électrofiltre ou un filtre à manches pour récupérer les poussières et les métaux lourds et ainsi les séparer des résidus appelés des produits sodiques résiduels (sels de réactions et excès de réactifs) afin d'optimiser leur éventuelle valorisation en aval.

Nature des réactifs :

Le bicarbonate de sodium NaHCO_3 avant son utilisation doit être broyé à une granulométrie de 10 à 25 μm . C'est une poudre neutre, non corrosive, non irritante et non toxique, ce qui la rend facile pour la manipulation (aucun risque de brûlures), il y a donc une sécurité totale de mise en œuvre.

Réactions mises en jeu :

A partir de bicarbonate de sodium NaHCO_3 , les réactions aboutissent à des chlorures, fluorures et sulfates de sodium :



Le processus de captation est défini en deux étapes, la première étape consiste en une activation thermique qui permet de former du carbonate activé à haute surface spécifique et de porosité élevée qui réagit ensuite avec les composés acides par neutralisation chimique.



Le temps de contact du bicarbonate de sodium avec les composés acides doit être au minimum de l'ordre de 1 seconde devant un filtre à manches et de 5 à 10 secondes devant un électrofiltre avec une température des fumées supérieure à 140°C pour que la réaction de neutralisation soit optimale.

Avantages et inconvénients du procédé :

Les avantages et les inconvénients de l'épuration par voie sèche par voie sodique sont représentés sur le tableau N° 11

Tableau N° 11: Avantages et inconvénients de l'épuration par voie sèche par voie sodique

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ➤ mise en œuvre et exploitation des installations simples ➤ sécurité d'utilisation ➤ coût d'investissement et d'exploitation réduits ➤ besoin de main d'œuvre réduit ➤ absence d'effluent liquide ➤ possibilité dans l'industrie chimique (réduction de la quantité de déchets ultimes à mettre en enfouissement) 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ consommation massique élevée de réactif (même pour un faible excès par rapport à la stoechiométrie) ➤ coût de réactif élevé ➤ résidus solides plus solubles et plus difficiles à stabiliser s'il y a absence de valorisation

III.2.2 Epuration par voie semi humide [2, 10, 49] :

Comme dans le cas du procédé sec, le principe du procédé semi humide est de faire réagir de la chaux avec des gaz acides, mais alors que la chaux était précédemment injectée sous forme solide, elle est, dans le traitement semi humide mélangée à de l'eau pour fournir un lait de chaux qui est injecté dans un réacteur, soit par pulvérisation à l'air comprimé, soit par atomisation mécanique.

Dans un premier temps l'eau est complètement évaporée, entraînant une diminution de la température jusqu'à 150 °C, favorable à la captation des métaux lourds gazeux, ce contact gaz liquide permet la solubilisation de l'acide chlorhydrique et sa neutralisation par la chaux. Dans un second temps, les réactions de neutralisation des fumées se poursuivent par un contact gaz solide, le temps moyen de séjour dans le réacteur est d'environ 10 à 15 secondes. L'excès de chaux nécessaire à la neutralisation est de 1,5 à 2 par rapport à la stoechiométrie.

Ce procédé est structuré en modules et comprend :

- un réacteur de neutralisation des gaz acides dans lequel s'effectue la neutralisation des gaz acides HCl, HF et SO₂ ;
- un système de dépoussiérage qui permet de capter les poussières, les sels produits et le réactif en excès.

Nature des réactifs :

Le lait de chaux peut aussi bien être préparé à partir de la chaux vive (CaO) que de la chaux éteinte (Ca (OH)₂) bien que le dernier cas soit le plus courant .

La qualité et la réactivité du lait de chaux dépendent des caractéristiques propres de la chaux utilisée, de la qualité de l'eau, et de l'énergie mise en œuvre pour le mélange.

Sa teneur est en général comprise entre 30 et 150 g de chaux éteinte par litre de lait de chaux.

La préparation du réactif se fait dans un réacteur à lait de chaux, le pH est ajusté en aval dans une cuve dite de finition à partir de laquelle le lait de chaux est alimenté vers la tour d'atomisation

Avantages et inconvénients du procédé :

Les avantages et les inconvénients de l'épuration par voie semi humide sont représentés sur le tableau N° 12

Tableau N° 12 : Avantages et inconvénients de l'épuration par voie semi humide

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ➤ coût d'investissement limité (intermédiaire entre le procédé sec et le procédé humide) ➤ absence d'effluent liquide ➤ performances qui permettent d'atteindre des résultats supérieurs aux procédés secs classiques. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Consommation d'eau ➤ Production importante de résidus mais inférieure aux procédés secs ➤ Consommation importante de réactif (cependant plus faible que dans le cas du procédé sec), recirculation possible ➤ Mise en œuvre plus délicate liée à la préparation du lait de chaux

III.2-3 Epuration par voie humide [2, 10, 49]:

Le principe du procédé humide est de capter les polluants en favorisant un contact intime entre les gaz et une solution de lavage, elle même pulvérisée à l'intérieur d'un laveur.

Le procédé humide est constitué généralement de plusieurs modules, la section de lavage constituant l'élément principal du procédé.

- Systèmes de dépeussierage :

Pour éviter les problèmes d'encrassement dans le système de lavage, les gaz doivent être préalablement dépeussierés, dans ce cas, le dépeussierage n'a aucune fonction de neutralisation, il est courant d'utiliser un électrofiltre.

- Refroidissement :

Avant d'être neutralisés par lavage, les gaz doivent être préalablement saturés.

La saturation s'effectue dans un conduit (quench) à l'intérieur duquel est pulvérisée une grande quantité d'eau. Une partie de cette eau s'évapore immédiatement, ce qui a pour effet immédiat, outre la saturation des gaz, d'abaisser la température des fumées aux alentours de 65 °C.

Le débit d'eau évaporée dans la section de refroidissement correspond au débit utile à la saturation adiabatique des gaz, le surplus s'écoule par gravité vers le pied du laveur.

Des laveurs Venturi (Venturi saturateurs) sont également utilisés pour assurer le refroidissement et la saturation des gaz.

Section de lavage à un ou deux étages d'absorption :

La section de lavage assure plusieurs fonctions :

- compléter le dépoussiérage opéré dans l'électrofiltre ;
- capter les métaux (Hg et Cd gazeux) condensés lors du refroidissement ;
- capter les gaz acides HCl, HF et SO₂.

Nature des réactifs :

Le choix du réactif dépend de la nature des polluants à capter.

Pour capter le HCl une solution d'eau s'avère très efficace, l'utilisation d'un réactif basique permet d'améliorer la captation. Pour capter le SO₂ en plus du HCl, il faut utiliser un réactif basique.

La chaux est parfois utilisée mais présente des risques de colmatage de la colonne liés à une faible solubilité.

L'utilisation d'une base forte telle que la soude améliore la captation de SO₂ et évite les problèmes de colmatage vue sa très bonne solubilité dans l'eau.

Avantages et inconvénients du procédé par épuration par voie humide :

Les avantages et les inconvénients de l'épuration par voie humide sont résumés en tableau N° 13

Tableau N° 13 : Avantages et inconvénients de l'épuration par voie humide

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ➤ très bonne élimination des gaz acides (SO₂, HCl et HF) ➤ très bonne élimination des métaux lourds (Hg et Cd gazeux) ➤ économie de réactifs proche de la stoechiométrie ➤ évite la formation des dioxines et furanes dans le système de traitement de fumée 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ effluents liquides qu'il faut traiter avant leur rejet. ➤ Utilisation de quantités d'eau importantes

III.2-4 Epuration par voie combiné ou mixte [2, 10, 49]:

Le procédé combiné ou mixte, selon l'appellation des constructeurs, consiste à associer les procédés semi humide et humide afin de tirer avantage des performances de chacun, et de recycler intégralement l'effluent du procédé humide dans la tour d'atomisation du semi-humide ce qui permet d'éviter tout rejet liquide dans le milieu naturel

III.3- Les techniques complémentaires de traitement de fumée :

III.3-1 Réduction sélective non catalytique (SNCR) des NO_x [4,5] :

Le procédé SNCR de dénitrification appelé aussi DéNO_x est basé sur l'injection d'un agent réducteur (ammoniac ou urée) dans le four (figure 11) [8], sans catalyseur qui permet de réduire les NO_x en azote moléculaire N₂.

Ce procédé est caractérisé par :

- la nature de l'agent réducteur injecté ;
- la quantité de réactif injecté par rapport à la teneur en NO_x dans les gaz bruts,
- le niveau de température de la réaction

Réactions mises en jeu :

Les deux principales réactions de réduction à partir d'ammoniac NH₃ sont :



Les réactions secondaires sont:



Le NO représente 90 % des NO_x, la réaction (37) est donc la réaction principale .

L'ammoniac étant lui-même réduit en azote et en eau (réaction (39)) il est nécessaire d'injecter une fraction molaire NH₃/NO_x supérieure à 1, afin d'obtenir un niveau suffisant de réduction des émissions de NO_x, ce qui entraîne une consommation élevée d'ammoniac .

L'injection d'ammoniac est très sensible à la température. Les réactions s'effectuent naturellement entre 850 et 1100 °C, mais ces limites ne sont pas très précises et les réactions se produisent également hors de cet intervalle [10].

A partir d'urée, les réactions sont similaires avec, en plus, production de CO₂ .

La principale réaction est :



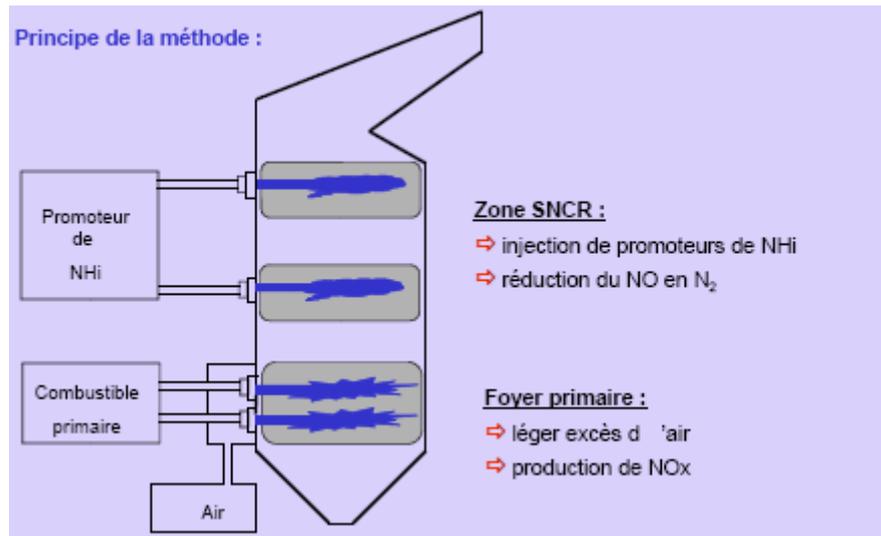


Figure N° 11 : Schéma de principe de la SNCR.

Avantages et inconvénients du procédé SNCR

Les avantages et les inconvénients du procédé de réduction sélective non catalytique (SNCR) sont représentés sur le tableau N° 14

Tableau N° 14 : Avantages et inconvénients du procédé de réduction sélective non catalytique (SNCR) .

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Coût d'investissement inférieur à celui d'un procédé SCR ➤ Suffisant pour atteindre des valeurs faibles en NO_x 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Efficacité limitée sauf en cas de consommation élevée en NH₃ nécessitant la mise en place d'une unité de stripping ➤ Conduite délicate ➤ Contraintes d'exploitation supplémentaires liées à l'unité de stripping ➤ Pas de perspective d'évolution en cas de durcissement de la réglementation ➤ Nécessite un système d'injection par ligne

III.3-2 Réduction sélective catalytique (SCR) des NO_x [9,10] :

L'unité de Réduction Sélective Catalytique constitue une étape complémentaire d'un procédé de neutralisation (sec, semi humide, humide ou combiné), elle vise à dénitrifier les fumées (DÉNO_x), mais permet également de traiter les dioxines/furanes (DÉDiox).

L'unité de dénitrification peut être située soit après le foyer, sur les gaz bruts (on parlera alors de high –dust SCR puisque les gaz n'ont subi aucun dépoussiérage), soit après les étapes de traitement d'autres polluants (on parlera alors de low-dust SCR) (figure N°12).

Réactions mises en jeu :

Les réactions mises en jeu sont les réactions 37 et 38 mais en présence de catalyseur le point le plus important ici est que le catalyseur permet de mener la réduction des NO_x à des températures comprises entre 300 et 400°C au lieu de 1100 °C dans le procédé SNCR.

Catalyseur :

Le catalyseur utilisé peut être de diverses natures : oxydes de vanadium (V_2O_5), de fer (Fe_2O_3), de manganèse (MnO_2) ou de chrome (CrO_3).

Il se présente sur un support en oxyde de titane (TiO_2) ou d'aluminium (Al_2O_3), sous différentes formes : granulés, plaques ou nids d'abeilles. Cette dernière forme est la plus utilisée par les constructeurs.

La durée de vie des catalyseurs est de l'ordre de 12000 heures pour une unité « high-dust » SCR ; et de 24 000 heures pour une unité « low-dust » SCR.

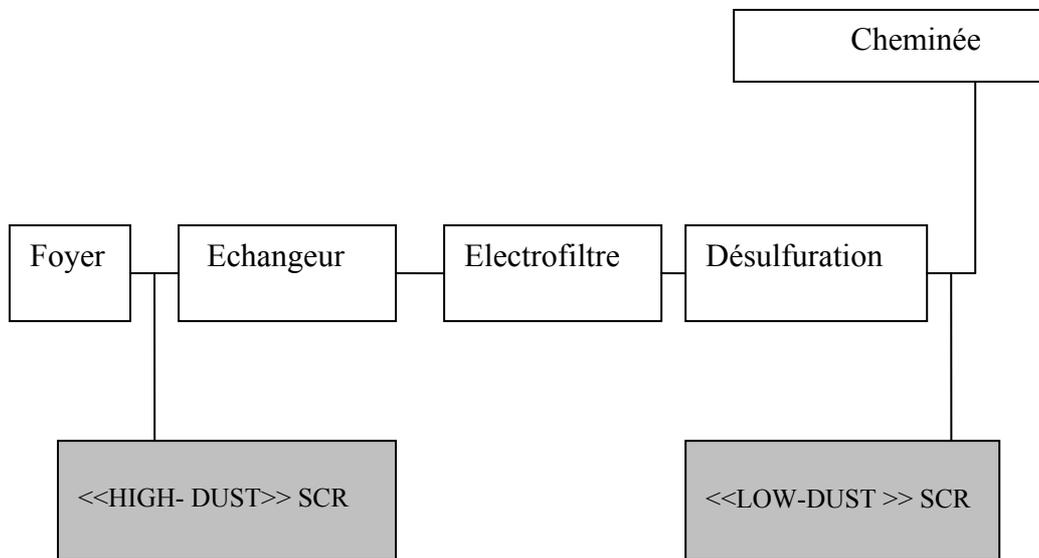


Figure N° 12 : Emplacement possible d'une unité de dénitrification SCR

Le procédé le plus développé est le SCR avec NH_3 (figure 13) [8].

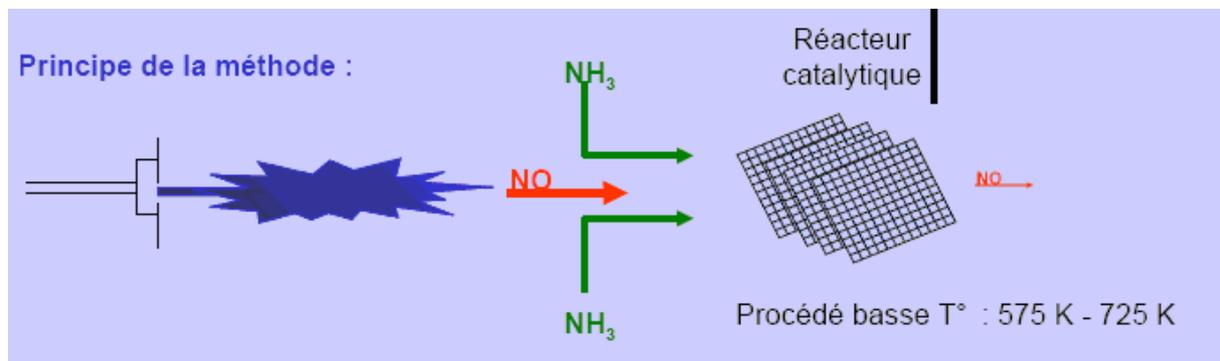


Figure N° 13 : Schéma de principe SCR + NH_3

Avantages et inconvénients du procédé SCR

Les avantages et les inconvénients du procédé de réduction sélective catalytique (SCR) sont représentés sur le tableau N° 15.

Tableau N° 15 : Avantages et les inconvénients du procédé de réduction sélective catalytique (SCR).

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Performances élevées supérieures à celles d'un procédé SNCR ➤ Faible fuite en NH₃ ne nécessitant pas d'étape de stripping ➤ Possibilité d'évolution (par augmentation du volume du catalyseur) ➤ Traite également les dioxines/furanes (moyennant une couche supplémentaire de catalyseur) 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Coût d'investissement élevé ➤ Coût d'exploitation augmenté par le réchauffage nécessaire des fumées à environ 300 °C (réchauffeur et brûleur d'appoint) ➤ Remplacement régulier du catalyseur par couche (néanmoins limité de par la durée de vie croissante des catalyseurs actuels) ➤ Augmentation des pertes de charge de l'installation

III.3-3 Reburning [9,10]

Le reburning est une technique de réduction des NO_x qui repose sur le fait que les résidus hydrocarbonés réagissent rapidement avec le NO. La combustion s'effectue donc par étagement d'où la dénomination << reburning >>

Les marchés principalement concernés par la mise en œuvre d'un procédé de Reburning sont les grandes unités fixes de la production d'énergie (centrales thermiques à combustibles solides/liquides).

Le procédé a été au stade de développement industriel sur des unités d'incinération de déchets et pour les fours de verriers dont le fonctionnement à haute température génère beaucoup d'oxydes d'azote.

Le procédé de Reburning consiste à réduire les NO_x en injectant à haute température et en aval du foyer primaire une quantité appropriée de combustible (gaz naturel) afin de créer une zone en léger défaut d'air (taux d'aération de l'ordre de 0,9)

Le procédé est caractérisé par trois phases distinctes qui ont lieu dans différentes zones :

a) Zone primaire :

C'est la zone de combustion principale où sont formés les NO_x à réduire dans la suite du processus, cette zone correspond à 80-90% de la chaleur produite par l'installation et fonctionne généralement avec une quantité d'air stoechiométrique ou en faible excès d'air. Pour rendre le reburning plus efficace, on essaye de réduire l'excès d'air.

b) Zone secondaire (zone de reburning) :

Le combustible de reburning qui constitue environ 10 à 20 % de la charge calorifique totale utilisée, est injecté pour former une zone réductrice riche en combustible en aval et au dessus de la zone primaire.

Une partie du gaz naturel va être oxydée par l'oxygène provenant de la zone primaire tandis que l'autre partie va se craquer sous l'effet de la température et produire des radicaux hydrocarbonés (CH_i). Ces derniers vont rentrer dans un mécanisme réactionnel complexe conduisant à la transformation d'une grande partie des NO_x en azote moléculaire.

Ce mécanisme peut être représenté par plus de 200 réactions élémentaires dont les principales espèces intermédiaires sont les composés azotés (XN , NH_i)

Finalement, les produits de cette zone de réduction sont : N_2 , NO , NH_3 , HCN , CO [4]

c) Zone tertiaire (zone de combustion complète) :

Les imbrûlés et les composés intermédiaires générés dans la zone de reburning vont être oxydés dans une zone en aval de la postcombustion par injection d'air frais, ainsi on rétablit les conditions oxydantes compatibles avec les dispositifs situés en aval (échangeurs et filtres) et avec les normes de rejet.

Avantages et inconvénients du procédé REBURNING :

Les avantages et les inconvénients du procédé de Reburning sont représentés sur le tableau N° 16

Tableau N° 16 : Avantages et inconvénients du procédé de Reburning

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Mise en œuvre simple ➤ Utilisation de combustibles standard ➤ Tend à améliorer la stabilité de fonctionnement thermique (réduction indirecte de certains polluants) ➤ Ne nécessite pas de poste technique supplémentaire ➤ Pas de fuite en NH_3 ➤ Pas de consommation d'eau 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Difficultés de mise en œuvre peuvent apparaître dans le cas d'unité thermique présentant des taux d'aération primaire importants (UIOM où une combustion primaire est instable) ➤ Peut engendrer une réduction de la capacité d'incinération ➤ Fonctionnement qui peut s'avérer coûteux

III.3-4 Procédé par adsorption sur charbon actif ou coke de lignite [10]:

Les procédés par adsorption sur charbon actif ou coke de lignite bien qu'efficace sur de nombreux polluants sont utilisés uniquement comme techniques complémentaires après une épuration classique (par procédé sec, semi humide, humide ou combiné). Leur fonction principale est de capter les composés organiques tels que les dioxines/furanes, et de finir la captation des métaux lourds et plus particulièrement du mercure, en outre, leur efficacité permet de capter une partie des gaz acides résiduels traités dans le procédé d'épuration classique.

Ils utilisent un réactif à base de charbon actif ou de coke de lignite, et procèdent par un phénomène de captation physique du polluant.

Différentes techniques sont utilisées pour mettre en contact le réactif avec la substance nocive à séparer du flux gazeux, leur choix dépend des polluants à séparer, de leur concentration dans les gaz bruts, et des valeurs exigées pour les gaz épurés. Ces techniques sont les suivantes :

- adsorption sur lit mobile
- adsorption par transport
- adsorption en lit fluidisé circulant

III.3.4.1 Adsorption sur lit mobile [10]

Dans ce procédé, le réacteur se situe en fin de la ligne de traitement des gaz et ne nécessite pas de système de dépoussiérage.

Les gaz de fumées passent dans un lit de coke de lignite fin. Le coke ainsi chargé est retiré de manière quasi-continue, une alimentation constante correspondante au coke frais est assurée parallèlement.

La plage de températures tolérées dans le réacteur se situe entre 100 et 170 °C en raison de la nécessité de maintenir la température au-dessus du point de rosée et en dessous du point de combustion spontanée.

Avantages et inconvénients du lit mobile

Les avantages et les inconvénients du procédé d'adsorption sur lit mobile sont représentés sur le tableau N° 17

Tableau N° 17 : Avantages et inconvénients du procédé d'adsorption sur lit mobile

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Pouvoir de séparation le plus élevé dû au long temps de séjour des fumées ➤ Epaisseur du lit modulable, flexibilité élevée ➤ Capacité de traiter des teneurs élevées en cas de défaillance de l'épuration située en amont 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Nécessite d'utiliser un réacteur spécifique avec extraction régulière ➤ Consommation de réactif élevée ➤ Pertes de charge élevées

III.3.4.2 Adsorption par transport [10]

Le réacteur de transport est notamment utilisé afin de limiter l'investissement lié à la mise en place d'une unité supplémentaire (lit mobile ou lit fluidisé circulant).

Le réactif est injecté en quantité proportionnelle au débit de fumée à une température d'environ 100-150 °C – éventuellement préchauffée en conséquence – en amont d'un filtre à manches.

En dehors de sa fonction de captation pure, le filtre à manches sert également d'étape d'adsorption secondaire. Le coke et la lignite et l'additif forment sur les manches du filtre un dépôt qui est traversé par les fumées, les métaux lourds et les dioxines/furanes sont ainsi de nouveau adsorbés par le coke de lignite.

Avantages et inconvénients du réacteur de transport :

Les avantages et les inconvénients du procédé d'adsorption par transport sont représentés sur le tableau N° 18

Tableau N° 18 : avantages et inconvénients du procédé d'adsorption par transport.

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Coût d'investissement faible comparé à un réacteur à lit mobile ➤ Implantation et mise en œuvre aisées ➤ Consommation faible de réactif ➤ Solution rentable pour améliorer le niveau des émissions (mise en conformité par exemple) ➤ Bonne captation liée à l'effet gâteau du filtre à manches ➤ Pertes de charge faibles 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Temps de séjour entre le gaz et l'adsorbant plus faible qu'avec un réacteur à lit mobile ➤ Captation limitée des quantités résiduelles de l'HCl, HF et SO₂ (compensée en partie par l'effet gâteau du filtre à manches) ➤ Evolutivité limitée

III.3.4.3 Adsorption en lit fluidisé circulant [5,49]

Le procédé de captation des polluants dans un lit fluidisé circulant (LFC) est un compromis entre la technologie du lit mobile et le procédé du réacteur de transport.

Il est placé juste en bout de ligne d'épuration juste avant un filtre à manches

Les fumées pré-épurées pénètrent dans un réacteur à lit fluidisé en aval d'un système d'épuration conventionnel, à une température d'environ 100 à 150 °C.

Là les fumées sont brassées de manière intense avec du coke de lignite de faible granulométrie, puis, de par la vitesse des gaz, évacuées de la tête du réacteur.

Après captation des poussières dans le filtre à manches placé en aval, la matière solide est renvoyée dans le réacteur à lit fluidisé ; ce processus se répète plusieurs fois coté matière solide de manière à obtenir des temps de séjour de ces matières solides très importants.

Avantages et inconvénients du réacteur en lit fluidisé circulant :

Les avantages et les inconvénients du procédé d'adsorption en lit fluidisé circulant sont représentés sur le tableau N° 19

Tableau N° 19 : Avantages et inconvénients du procédé d'adsorption en lit fluidisé circulant

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Taux élevé de captation des dioxines/furanes (>99 %) ➤ Bon comportement en charge partielle ➤ Consommation optimisée de réactif ➤ Pertes de charges modérées 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Coût d'investissement élevé

III.4 Récupération de la chaleur [2]

De nos jours, la majorité des unités d'incinération sont couplées à une récupération d'énergie. La récupération de la chaleur contenue dans les gaz de combustion est réalisée au moyen de chaudières [6].

a) Le pouvoir calorifique d'un combustible :

Le pouvoir calorifique d'un combustible représente la quantité de chaleur dégagée par celui-ci lors de sa complète oxydation. On distingue divers pouvoirs calorifiques :

- **Le pouvoir calorifique supérieur (PCS) :** Il comprend la chaleur de vaporisation de l'eau contenue dans le produit de combustion.
- **Le pouvoir calorifique inférieur (PCI) :** Se définit en supposant que toute l'eau provenant du combustible, reste au stade finale à l'état de vapeur dans les produits de la combustion. Il ne comprend pas donc la chaleur de vaporisation de l'eau contenue dans les produits de combustion.

b) Le bilan énergétique :

La quantité d'énergie à récupérer est le produit de la masse des déchets par son pouvoir calorifique et par le rendement thermique de l'ensemble four - chaudière :

c) Principales utilisations de l'énergie récupérée : Celles-ci trouvent diverses utilisations, telles que :

- **Alimentation d'un réseau de chauffage :** C'est le cas le plus simple pour véhiculer la chaleur extraite des gaz de combustion, jusqu'au point d'utilisation.
- **Production d'électricité :** Cette solution consiste à transformer la chaleur récupérée en énergie électrique dans un groupe turboalternateur.
- **Autres utilisations :** La vapeur produite peut être fournie à divers industriels utilisant une source de chaleur, à condition que l'usine de l'incinération puisse assurer la fourniture dans les conditions nécessaires (blanchisseries, papeteries, etc.....).

La figure 14 montre l'exemple d'une installation d'incinération avec récupération d'énergie [1].

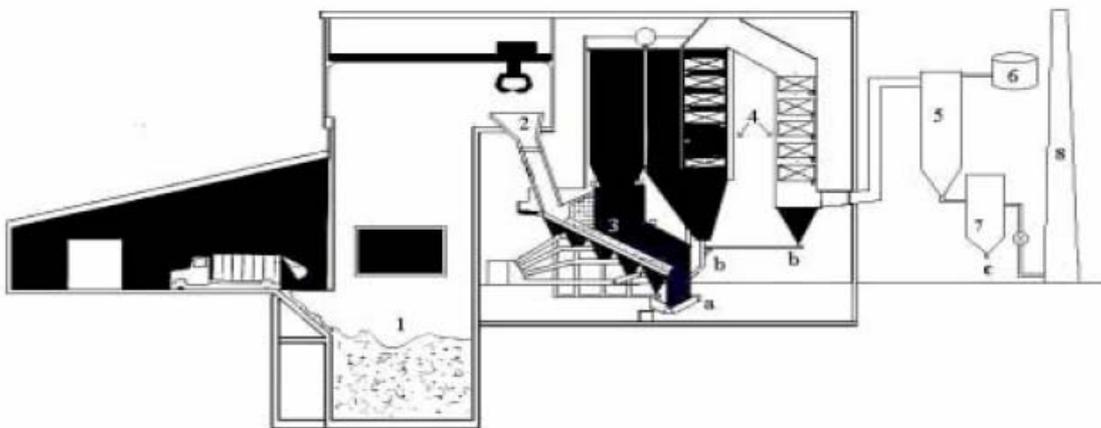


Figure N° 14 : exemple d'une usine d'incinération d'ordures ménagères

(1 : fosse ; 2 : trémie d'alimentation du four ; 3 : four ; 4 : chaudière et refroidisseur ; 5 : traitement des fumées ; 6 : réactif de neutralisation des fumées ; 7 : filtre ; 8 : cheminée d'évacuation des gaz ; a : récupération des mâchefers ; b : récupération des cendres sous chaudière ; c : récupération des REFIO).

III.5 Traitement des rejets liquides (TRL) [60]

Le processus du TRL est de recueillir et traiter les eaux polluées. Toutes ces eaux subissent une série de traitements chimiques, physiques et mécaniques, destinés à les épurer. Une fois traitées et conformes aux réglementations, elles sont rejetées dans le milieu naturel. Le traitement type de ces eaux est composé des opérations suivantes.

- Le premier élément de ce traitement est une basification précipitation au lait de chaux avec injection de coagulants et flocculants au cours duquel les polluants acides sont neutralisés. On y précipite les métaux lourds et les sulfates de calcium.
- Vient ensuite une première décantation qui permet de séparer les polluants par gravité. Les boues de traitement se concentrent au bas du décanteur épaisseur.
- Le fluide est ensuite amené vers le second étage de décantation, après un nouveau traitement plus fin à la chaux, aux coagulants et aux flocculants. L'eau claire s'écoule par surverse vers les filtres à sable qui sont chargés de retenir les matières en suspension pouvant encore être présentes.
- L'eau est ensuite refroidie avant d'être neutralisée à pH 7 par injection d'HCl, et rejetée à l'extérieur.

Chapitre IV

Méthodologie

IV- Méthodologie

IV.1 – Les campagnes d’incinération :

L’objectif principal de ce mémoire consiste à étudier l’efficacité du traitement des fumées issues de l’incinération des déchets spéciaux au niveau de l’entreprise ECFERAL.

L’étude s’est déroulée en deux principales phases :

La première phase a porté sur l’étude de l’influence des paramètres d’incinération (température de la chambre de combustion, température de la chambre de post combustion, taux d’oxygène) sur la formation des gaz polluants (CO, NO, NO₂) qui ne sont pas éliminés par le système de traitement de fumées et qui nous donnent une idée sur les performances de l’incinérateur.

Le deuxième objectif de la première phase consistait à déterminer l’efficacité du système de traitement des fumées sur l’élimination du dioxyde de soufre (SO₂) ainsi qu’une mesure des teneurs des rejets particuliers.

Dans une deuxième phase, nous avons en plus de l’évaluation des rejets gazeux, effectué une caractérisation des rejets liquides émanant du système de traitement de fumées en analysant certains métaux lourds (Cu, Co, Cr, Ni, Zn) ainsi que la DCO et les MES. Par la suite une caractérisation des rejets solides (mâchefers) a été menée.

Campagnes d’incinération :

Durant une première étape et après avoir caractérisé les produits à incinérer par la détermination de la composition élémentaire en carbone, azote, hydrogène, chlore, il a été procédé aux campagnes d’incinération suivantes :

- Une campagne sur l’incinération de comprimés pharmaceutiques classiques et périmés (tels que le Doliprane).
- Une campagne sur l’incinération des produits pharmaceutiques gras périmés tels que les suppositoires.
- Une campagne sur l’incinération d’antibiotiques solides périmés.
- Une campagne sur la destruction de produits agro-alimentaires périmés tels que les pâtes alimentaires.

Pour les comprimés, les antibiotiques et les pâtes alimentaires il a été procédé à des enfournements de 3,4kg/mn.

Pour les suppositoires (Xenid) il a été procédé à des enfournements de 1,9 kg/mn.

Ce taux d’enfournement a été évalué en fonction du PCI du déchet à incinérer et de la capacité thermique du four.

Calcul du taux d’enfournement

Taux d’enfournement = capacité thermique du foyer / PCI du déchet à incinérer (7)

Capacité thermique du foyer = 750 th/h (voir IV.2.1)

1 th = 10^6 kcal

Les PCI sont calculés sur la base de l'analyse élémentaire des produits à incinérer et sont présentés sur le tableau 21 dans le chapitre 5.

Formule de Boie [8] :

$$PCI = 8400 C + 22\,500 H + 15000 N + 2500 S - 2650 O_x - 585 A$$

C, H, N, O, S, représentent les pourcentages massiques de carbone, d'hydrogène, d'azote, d'oxygène, et de soufre.

Le facteur A représente le taux d'humidité.

Dans une deuxième étape, nous avons procédé à l'incinération des déchets suivants :

- Une campagne sur l'incinération des produits pharmaceutiques périmés la CLAVUCILLINE.
- Une campagne sur l'incinération de produit pharmaceutique périmé l'UPSA

Pour l'UPSA et la CLAVUCILLINE bien que l'analyse élémentaire qui a été effectuée (C,H,N) ne nous permettait pas de déterminer le PCI, nous avons choisi de travailler avec des enfournements de 3,4kg/mn comme dans le cas des comprimés et des antibiotiques.

IV.2 Equipements constituant l'installation

L'installation d'incinération (schéma de principe de fonctionnement de la figure 15) que nous avons utilisée pour l'étude présente est constituée de plusieurs éléments décrits ci après.

IV.2.1 Description de l'incinérateur NAR 5000

C'est un incinérateur de type horizontal statique à sole fixe. Il est constitué d'une enveloppe métallique renforcée par un revêtement réfractaire interne de 150 mm qui a pour but de réduire les pertes calorifiques. Celui-ci comporte :

-Une chambre de combustion principale, dotée de deux brûleurs disposés latéralement inclinés vers le bas et d'un ventilateur assurant l'apport de l'air primaire dans le foyer (figure 16).

-Une chambre de post-combustion équipée d'un brûleur et d'un ventilateur d'appoint assurant l'apport de l'air secondaire qui est répartie 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 chargement est effectuée soit manuellement, soit par une trémie automatique.

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 (photo 1).

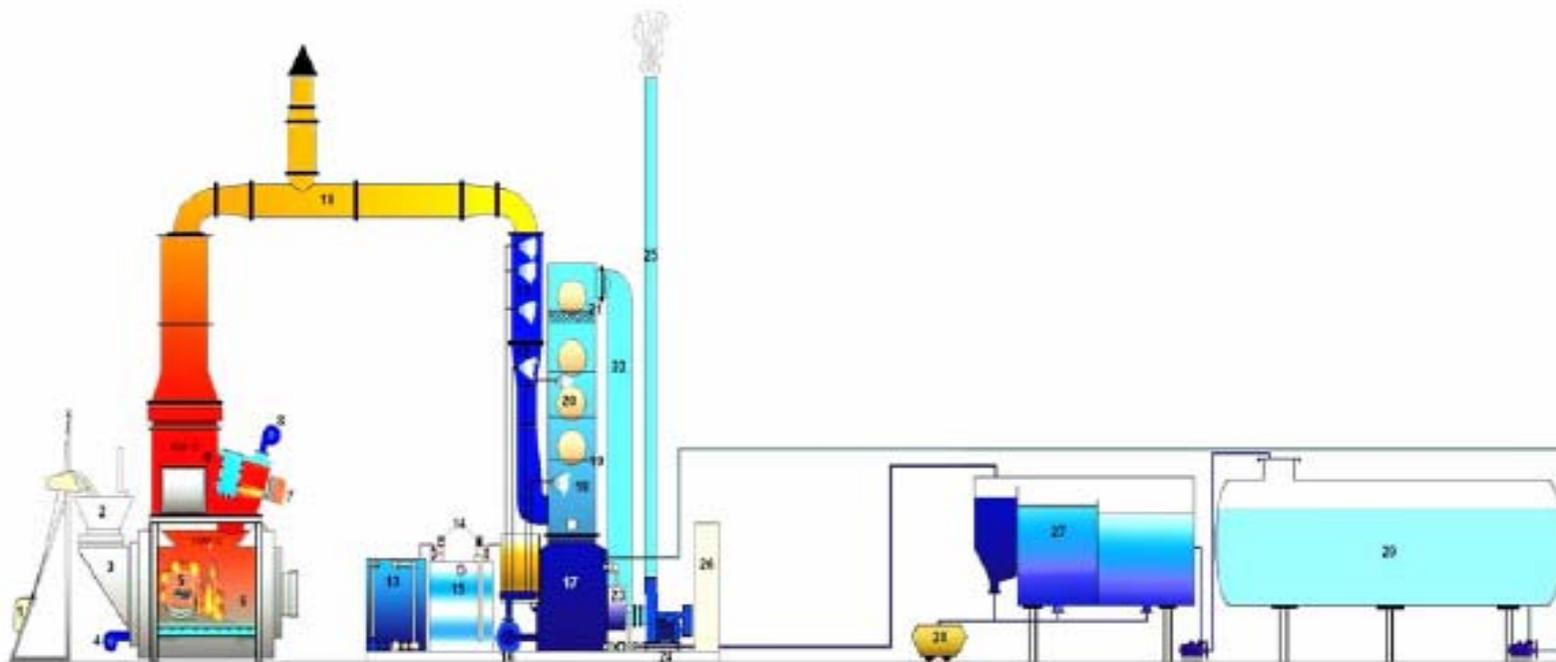
L'alimentation en continu est composée elle-même de :

- D'un skip de hauteur maximale de 4 m et d'une benne de chargement qui a une capacité de 100 litres.
- D'une trémie mécano soudée de capacité variable de 0.5 à 2 m³.
- D'un sas d'alimentation réalisé en tôle mécano soudé avec revêtement réfractaire de 150 mm d'épaisseur. Le sas d'alimentation muni en amont d'une écluse relative et en aval d'un clapet étanche est en contact direct avec le foyer, celui-ci est actionné manuellement pour l'ouverture et la fermeture du clapet.

Brûleurs :

Les deux brûleurs de la chambre de combustion sont des brûleurs de marque C 24 de marque cuenod (photo 2) de capacité calorifique de 240 kW chacun.

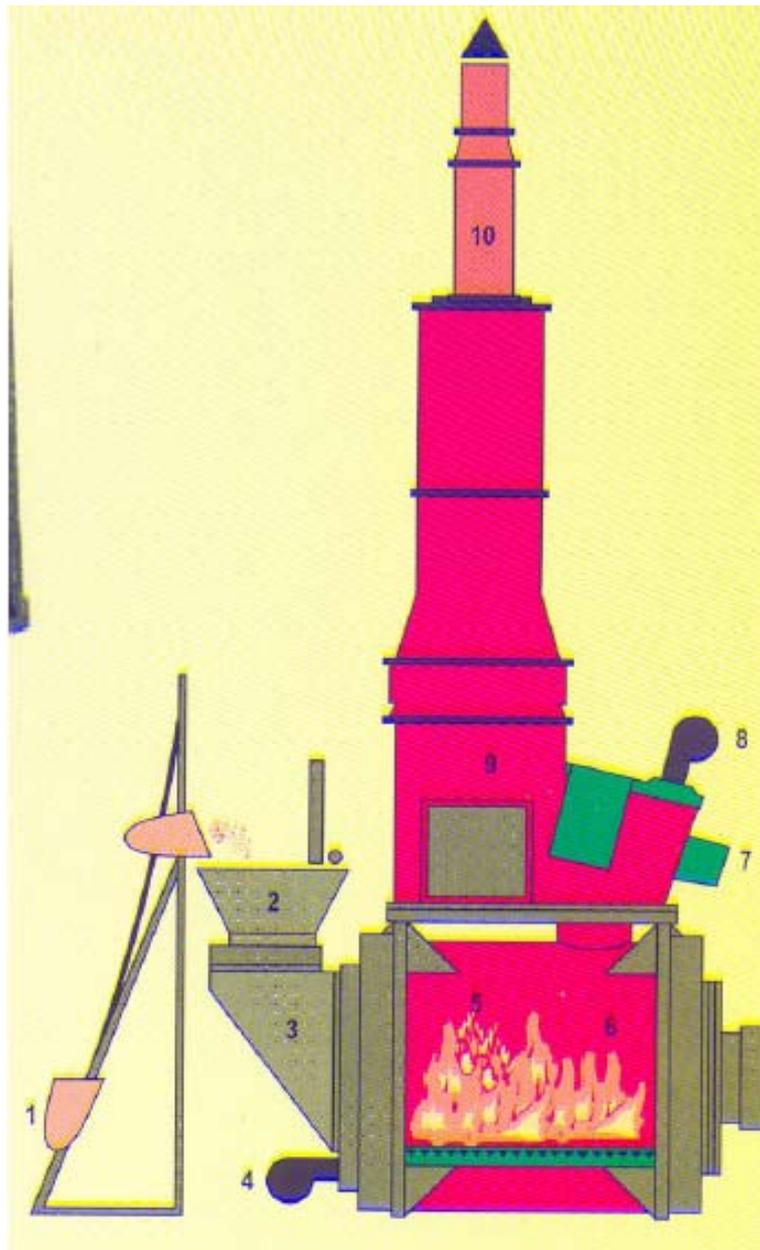
Le brûleur de la chambre de post combustion C24 de marque cuenod de capacité calorifique de 240 kW .



Légende

- | | | |
|--|---|----------------------------------|
| 1. Godet | 11. Quench | 21. Dévisicuteur |
| 2. Trémie | 12. Venturi | 22. Gaine de liaison |
| 3. Sas d'alimentation | 13. Cuve de neutralisation des eaux de purge | 23. Trop plein |
| 4. Ventilateur d'air primaire | 14. Pompe doseuse | 24. Ventilateur de tirage |
| 5. Brûleur de la chambre de combustion | 15. Cuve de solution aqueuse (NaOH) | 25. Cheminée |
| 6. Chambre de combustion | 16. Pompe de recirculation des eaux de lavage | 26. Armoire de commande |
| 7. Brûleur chambre de post-combustion | 17. Cuve des eaux de lavage | 27. Décanteur des eaux de purge |
| 8. Ventilateur d'air secondaire | 18. Colonne à plateaux | 28. Filtre à sable |
| 9. Chambre de post-combustion | 19. Plateaux d'absorption des gaz acides | 29. Réservoir des eaux de lavage |
| 10. Jonction équipée d'un registre de sécurité | 20. Porte de visite | |

Figure15 : Unité d'incinération des déchets spéciaux d'ECFERAL

**Légende**

1. Godet
2. Trémie
3. Sas d'alimentation
4. ventilateur d'air primaire
5. Brûleur de la chambre de combustion
6. Chambre de combustion
7. Brûleur de la chambre de post combustion
8. Ventilateur air secondaire
9. Chambre de post combustion
10. Cheminée

Figure 16 L'incinérateur NAR 5000



Photo 1 porte de visite du four.



Photo 2 Brûleur de marque cuenod

Les limitations thermiques du foyer sont :

- Le volume libre de foyer est de 3,73 m³.
- La charge thermique spécifique ne peut excéder 200 th/m³ de foyer pour éviter toute dégradation rapide du revêtement interne. La capacité thermique optimale du foyer ne pourra dépasser 750 th/h.

Le temps de séjours moyens des gaz au niveau de la post combustion est estimé à 0,5 seconde.

IV.2.3 La station compacte de traitement des fumées

La station de traitement de fumées dite « compacte » acquise auprès de la firme française SOCREMATIC pour une somme de 15 millions de dinars est installée en aval du four.

Cette station consiste à réaliser les opérations suivantes.

- Abaissement de la température des gaz de combustion au niveau du quench. Les gaz provenant de l'incinérateur sont refroidis brutalement par arrosage par une rampe de

pulvérisation d'eau, ce qui permettra de saturer les fumées afin d'atteindre la température de rosée. La température des gaz à la sortie du quench est de l'ordre de 80 à 85°C.

-Élimination des poussières, des acides et des métaux lourds par un procédé humide au moyen d'un venturi et d'une colonne à plateaux. Les gaz sont accélérés au niveau d'un venturi à col réglable qui permettra un dépeussierage par entraînement des particules solides par de l'eau d'arrosage. Cette eau d'arrosage sera également recyclée à partir d'une cuve commune. Les gaz dépeussierés passeront au niveau d'une colonne à plateau où s'effectue l'absorption des acides présents dans les gaz (SO_2 , HCl , HF) par une solution de NaOH . Le dépeussierage sera également finalisé au niveau de cet étage. Les eaux de lavage sont recyclées à partir d'une cuve commune intégrée à la colonne.

Un déviscuteur intégré à la colonne retiendra les gouttelettes d'eau entraînées par les gaz à traiter avant la sortie de l'installation. D'après le fournisseur l'efficacité de rétention des gouttelettes d'eau est de l'ordre de 90%.



Photo 3 laveur de fumées



Photo 4 point de prélèvement des émissions atmosphériques

IV.3 Modes d'échantillonnage et d'analyse

IV.3.1 Prélèvement des échantillons

Les échantillons sont prélevés avant le rejet dans l'atmosphère, au moyen de deux sondes l'une pour l'analyse des gaz et l'autre pour l'analyse des poussières.

IV.3.2 Analyse des rejets gazeux

Les échantillons prélevés sont analysés au moyen de l'analyseur « ECOM-KL » de la firme Clean Air Europ (photo 5), qui permet de mesurer la concentration des différents polluants et autres gaz (CO , NO , NO_2 , NO_x , SO_2 et O_2).



Photo 5 Analyseur des gaz de combustion

Le principe de fonctionnement de l'analyseur ECOM/KL est basé sur l'aspiration des fumées à analyser par une pompe intégrée à travers un pot de condensation et un filtre avant de les distribuer sur les différentes cellules électrochimique réactionnelles.

Les grandeurs mesurées sont représentées sur le tableau N° 20

Tableau N° 20 : Grandeurs mesurées par l'analyseur de gaz de combustion ECOM/KL

Type de mesure	Plage de mesure	Précision relative	Résolution
O ₂	0-25%	2%	0.1%
CO	0-4000PPM	2%	1PPM
CO ₂ %	0-10%	2%	0.1%
NO	0-2000 PPM	2%	1PPM
NO ₂	0-200 PPM	2%	1PPM
SO ₂	0-4000 PPM	2%	1PPM
Température fumée	0-999°C	-	1°C
Température air comburant	0-99°C	-	1°C
Dépression/Pression	-20 - + 20 hpa	-	0.01 hpa

Cellules électrochimiques :

Les cellules sont des capteurs électrochimiques à électrolyte solide. Elles fonctionnent selon le principe que l'effet d'une composante de gaz sur un matériau connu peut être saisi de manière quantitative.

Deux types de capteurs différents sont utilisés :

La cellule oxygène : le capteur à oxygène peut être comparé à une pile air-métal . Le support métallique du capteur est oxydé par l'oxygène qui pénètre dans le capteur. Au cours de la phase calibrage (alimentation en air frais), le capteur reçoit de l'air ambiant avec une concentration en oxygène de 21 % et émet donc le signal de sortie le plus élevé. Ce signal sert

de référence pour la concentration réelle de l'air en oxygène (20.93 % exactement) .une concentration inférieure en oxygène génère un signal de sortie plus faible.

Les cellules toxiques : Les capteurs de substances toxiques (CO, NO,NO₂,SO₂...) sont des capteurs de 3 à 4 électrodes qui permettent en plus de la réaction d'analyse (en règle générale l'oxydation) une contre réaction (en règle générale une réduction).

IV.3.3 Analyse des rejets particuliers.

L'analyse des rejets particuliers se fait par prélèvement sur filtre par l'échantillonneur isocinétique (voir photo 6).

Ce dernier est conçu pour extraire de la cheminée, les effluents gazeux par voie isocinétique, ces effluents passent par une sonde chauffée à 110 °C, puis par un porte filtre chauffée à la même température où les particules sont extraites par filtration sur un filtre en papier .

Les gaz chauds sont ensuite refroidis et séchés dans une série de barboteurs froids (figure17).

Les deux derniers barboteurs sont remplis de gel de silice qui a une grande affinité pour l'eau.

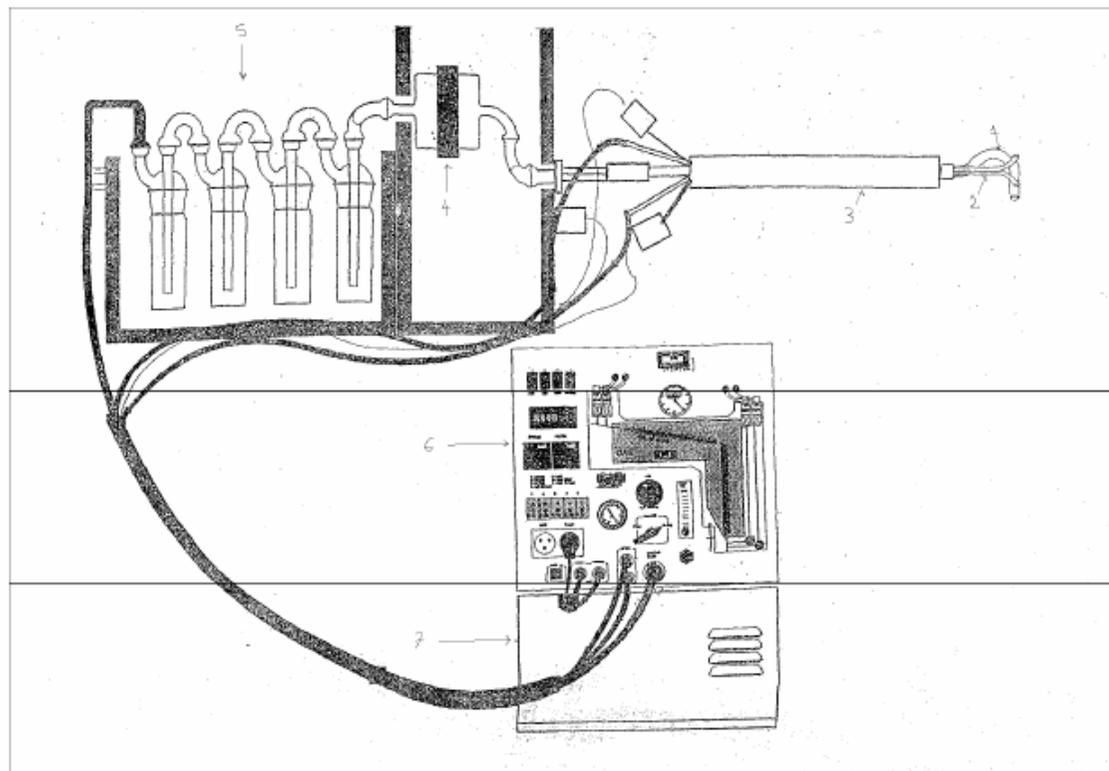
Les condensas sont récupérés. Les gaz sont ensuite mesurés par un compteur volumétrique de gaz sec au niveau de l'unité de contrôle (voir figure 17).

On prélève donc de manière isocinétique un flux volumique partiel dans les effluents gazeux et on recueille les poussières qui s'y trouvent sur un filtre de mesure. La détermination de la quantité de poussières est effectuée par gravimétrie. La concentration des poussières dans le flux volumique principal est calculée à partir du flux volumique partiel aspiré par la pompe et de la quantité de poussières déterminée dans celui-ci.

Remarque : le tube de pitot en S permet de déterminer la vitesse de l'effluent gazeux dans la cheminée.



Photo 6 : Echantillonneur isocinétique, de la firme Clean Air Europ

**Légende :**

- | | |
|--|--|
| 1 - Buse de prélèvement | 5 - Barboteurs |
| 2 - Tube de pitot en S | 6 - Unité de contrôle (contrôle du débit et régulateur de la température) avec compteur de gaz |
| 3 - Sonde de prélèvement chauffée | 7 - Unité de pompage |
| 4 - Filtre plan dans un support en verre chauffé à 110 °C. | |

Figure 17 : Schéma de montage d'un échantillonneur isocinétique, de la firme Clean Air Europ

IV.4 Analyse élémentaire du déchet à incinérer :

La composition élémentaire du déchet (teneur en carbone, hydrogène, azote, soufre, chlore) a été effectuée au niveau du CRD SONATRACH de Boumerdes sur un analyseur automatique de type Leco CHN 900.

L'échantillon prélevé en nacelle d'étain est mis dans un sas. Après un temps de purge, le prélèvement est introduit dans la chambre à combustion portée entre 800 et 1000°C. Celle-ci est préalablement remplie par une boucle d'O₂ en débit et en temps variables. Les gaz de combustion sont entraînés par un débit d'He sur l'oxyde de cuivre à 950°C. Les composés formés sont le CO₂, l'eau et les NO_x provenant respectivement du C, de l'H et de N de l'échantillon. Les NO_x sont réduits en azote sur de cuivre porté à environ 500°C. L'eau est quantifiée à l'aide d'un détecteur infrarouge spécifique de l'eau puis piégée sur du perchlorate de magnésium. Le CO₂ est piégé sur un tamis moléculaire. L'azote est quantifié par conductimétrie thermique. Les prises d'essais sont de l'ordre de 2mg. La durée d'analyse est de 3mn.

IV.5 Etapes précédant l'incinération

Avant chaque campagne d'incinération nous avons effectué les opérations suivantes :

- Analyse élémentaire du produit à incinérer.
- Les produits sont déconditionnés avant leur incinération, il n'y a que le produit net qui est incinéré, l'emballage est récupéré (verre, plastique, papier)
- Examen visuel de l'intérieur des chambres de combustion et de post combustion.
- Examen et éventuellement débouchage des buses d'injection d'air à la base de la chambre de combustion.
- Allumage des brûleurs de la chambre de combustion et augmentation de la température jusqu'à une température 750 °C et 800 °C pendant 30 minutes.

Remarque : les métaux lourds ont été mesurés par SAA (annexe 02), quand à la DCO elle a été mesurée (annexe 03) en utilisant un excès de dichromate de potassium, en milieu acide et en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure.

Les MES quant à eux ont été mesurés selon le mode opératoire (annexe 04)

Chapitre V

Résultats et discussions

V. Résultats et discussions

Durant la première étape de notre travail nous nous sommes intéressés à l'incinération de divers périmés pharmaceutiques formés de

- Mélange de comprimés Miniten, Atenolol, Aseram, Multitabs, Paralgan et Totinal
- Mélange antibiotiques : gélules Clinaram et Clindacin
- Suppositoires : Xenid
- Pâtes alimentaires

Une quantité globale de 906 kg de déchets a été incinérée lors de ces diverses campagnes d'incinération.

Lors de la deuxième étape, l'incinération a porté sur les périmés de :

- comprimés UPSA
- comprimés Clavucilline

Une quantité globale de 357 kg de déchets a été incinérée lors de ces dernières campagnes.

V.1 Première campagne d'incinération

V.1.1 Analyse élémentaire :

L'objectif de l'analyse élémentaire est de calculer le pouvoir calorifique (PCI) des déchets afin de déterminer les taux d'enfournement des déchets et de voir également la composition du déchet en éléments susceptibles de former des polluants (SO₂, NO_x)

Le tableau N° 21 résume la composition élémentaire des déchets incinérés.

Tableau N° 21 Analyse élémentaire des produits incinérés

Composé	%C	%H	%N	%S	%O	Moyenne PCI (Kcal/kg)
Miniten comprimés	45,2	4,4	1,5	3,9	44,9	
Atenolol comprimés	48,4	4,7	2,9	0,2	43,8	
Aseram comprimés	44,5	5,0	0,7	0,3	49,4	
Multitabs comprimés	39,7	5,3	1,6	0,5	52,9	
Paralgan comprimés	59,5	4,8	9,6	0,5	25,5	
Totinal comprimés	42,1	5,3	0	0,5	52,1	
Moyenne comprimés	46,7	4,9	2,7	0,9	44,8	3899,5
Clinaram ,gélules, antibiotiques	42,9	6,2	2,8	3,8	44,2	
Clindacin ,gélules, antibiotiques	41,2	4,5	2,4	3,2	48,6	
Moyenne antibiotiques	42,1	5,3	2,6	3,5	46,4	3635,6
Xenid , suppositoires	74,3	4,3	0	0,1	21,3	6646,4
Pâtes alimentaires	40,7	6,8	1,8	1,7	49,0	3500,0

L'analyse élémentaire montre que les antibiotiques sont riches en soufre (3,5 %) suivi par les pâtes alimentaires qui en accusent un taux 1,7 %.

On note également que certains types de comprimés pharmaceutiques et les antibiotiques présentent des teneurs relativement élevées en azote respectivement 2,7 et 2,6 %.

Les suppositoires possèdent une composition très faible en soufre de l'ordre de 0,1 % et une composition nulle en azote, ils présentent par contre un PCI très élevé, environ le double des autres produits incinérés.

V.1.2 Étude des rejets gazeux

L'étude a porté sur quatre produits incinérés (pâtes alimentaires, comprimés, antibiotiques et suppositoires), pour lesquels le suivi des rejets a été effectué par des prélèvements toutes les trois minutes.

Les teneurs des polluants émis CO, NO, NO₂, NO_x et SO₂ sont données en mg/Nm³ par rapport à un taux d'oxygène de 11%.

Pour le calcul en concentration massique, la concentration totale des oxydes d'azote (NO_x) est ramenée à la masse molaire du NO₂ (le NO est calculé en tant que NO₂).

V. I.2.1 Incinération des suppositoires (Xenid)

Le tableau N° 22 résume les résultats de l'incinération des suppositoires, (Dans ce tableau les termes CC et CPC signifient respectivement Chambre de Combustion et Chambre de Post Combustion),

Tableau N° 22 : Teneurs en polluants issus de l'incinération des suppositoires (XENID)

TEMPS	O ₂ %	CO mg/Nm ³	NO mg/Nm ³	NO ₂ mg/Nm ³	NO _x mg/Nm ³	SO ₂ mg/Nm ³	température de la CC en °C	température de CPC en °C
0	14	8	40	10	71	0	736	715
3	15,8	5	28	10	53	0	790	743
6	13,1	0	67	4	106	0	844	770
9	10,8	42	60	2	94	0	950	815
12	15,7	0	33	4	55	0	1010	857
15	11,6	0	61	2	96	0	1020	910
18	15,5	0	40	2	63	0	930	830
21	15,7	0	38	4	59	0	913	812
24	16,9	7	24	4	41	0	895	800
27	16,5	33	32	16	65	0	850	780
30	16,7	38	18	16	45	0	840	765
33	12,5	26	68	8	112	0	835	790
36	16,4	23	21	14	47	0	890	782
39	16,3	15	25	10	49	0	875	790
42	16,3	13	24	10	47	0	901	895
45	16,3	17	25	8	47	0	888	780
48	16,3	16	24	10	47	0	905	810
51	10,2	-	62	4	100	0	906	809
54	16,4	20	25	8	47	0	916	820
57	16,4	23	24	10	47	0	897	801

60	16,3	20	28	8	51	0	899	800
63	16,4	18	28	8	51	0	895	798
66	15,5	12	30	6	53	0	912	810
69	16,3	15	26	8	49	0	890	795
72	16,3	10	22	10	45	0	895	799
75	16,3	10	25	8	47	0	899	800
78	16,4	17	18	14	43	0	910	805
81	15,8	35	46	18	90	0	880	775
84	16,7	33	16	16	41	0	905	802
87	16,6	25	20	12	43	0	841	775
90	16,7	28	16	16	41	0	870	800
93	16,8	40	14	18	41	0	830	760
96	16,6	11	20	2	32	0	905	800
102	16,7	32	16	16	41	0	850	760
105	16,8	45	18	22	51	0	900	790
108	12,3	16	49	8	84	0	915	799
111	16,4	15	22	12	47	0	910	795
114	14,1	6	37	10	67	0	847	760
117	16,4	23	17	16	43	0	823	746
120	13,7	33	49	14	90	0	840	765
123	15,2	29	27	12	57	0	850	770
126	17	68	9	22	36	0	830	750
129	16,8	45	12	18	36	0	850	760
132	16,9	61	9	22	36	0	880	790
135	16,9	61	10	22	38	0	845	772
138	17	70	8	24	36	0	810	760
141	17	96	12	28	47	0	852	775
144	16,9	65	12	24	43	0	832	762
Ecart type	1,7	21,4	15,8	6,6	16,3	0	49,4	34,5
Moyenne	15,6	26,06	28,2	11,9	55,6	0	878,2	790,6
Norme européenne [61]								
- moyenne sue une demi heure	> 6%	100			400	200		850
- moyenne sur 24 heure	> 6%	50			200	50		850
Norme algérienne [62]		100			300	300		

Les résultats obtenus montrent que les différents facteurs mesurés présentent des valeurs qui fluctuent sensiblement durant l'incinération, Ainsi par exemple les teneurs en CO varient de quelques mg/Nm³ à 96 mg/Nm³, les NO_x qui oscillent entre 32 et 112 mg/Nm³ accusent une teneur moyenne de 55,6 mg/Nm³, le taux d'oxygène est assez stable et s'élève en moyenne à 15,6 %.

Les températures de la chambre de combustion et celles de post combustion sont aussi relativement stables avec respectivement des moyennes de 878 °C et 790 °C.

Les teneurs en SO_2 sont nulles, Ceci s'explique par la faible teneur en soufre du Xenid (composition élémentaire donne 0,14 % de soufre) et le peu de SO_2 qui aurait pu se former a été certainement éliminé par le système de traitement des fumées.

On note par ailleurs que le PCI très élevé du Xenid permet d'atteindre, avec un faible enfournement de 1,9 kg/mn, des températures satisfaisantes au niveau de la chambre de combustion et celle de la post combustion.

Les températures élevées qui règnent dans le four ne permettent pas au NO_2 d'atteindre des niveaux importants et ce malgré la richesse en oxygène du milieu gazeux, Le NO_2 n'atteint en fait qu'environ le 1/5 des NO_x , Ce résultat est conforme à la bibliographie qui mentionne qu'au dessus de 600°C, on a essentiellement formation du NO [13,15].

En comparaison avec les normes édictées par l'arrêté européen de 2002 relatif à l'incinération et la coïncinération des déchets [61], on relève les points suivants.

- En terme de conditions d'une bonne incinération, on retrouve un taux d'oxygène très favorable, par contre la température de la chambre de post combustion est en dessous du seuil préconisé de 850 °C, Des améliorations sur le brûleur, le dimensionnement et la géométrie de la chambre de postcombustion sont nécessaires.

- les teneurs de NO et NO_x présentent des niveaux faibles qui respectent largement les normes européennes de courte et longue durée, Ces faibles teneurs en NO_x s'expliquent d'une part par le fait que le Xenid ne contient pas d'azote, on n'a donc pas de « NO combustible » et d'autre part, par les températures relativement basses qui engendrent un faible « NO thermique »

- la pollution émise se caractérise également par de faibles émissions en CO, En présence d'excès d'oxygène, et à des hautes températures la combustion tend vers l'optimum et le CO émis reste en dessous des seuils autorisés.

En Algérie, il n'existe pas de normes de rejets propres à l'incinération des déchets, mais des valeurs limites de rejet à l'atmosphère pour les installations industrielles [62], En considérant que l'usine d'incinération est une installation classée, ces normes y sont normalement applicables, Par rapport à ces normes (tableau 22), on constate que les rejets d'ECFERAL (incinération du Xenid) les respectent largement.

En plus de l'évaluation de la pollution émise il est intéressant d'examiner la performance de ce système d'incinération par l'étude de l'évolution et l'interdépendance de certains paramètres qui conditionnent l'incinération et ses émissions.

Dans ce contexte nous illustrons en figures N° 18 et 19 l'évolution des teneurs en CO en fonction de la température de la chambre de combustion et celle de post combustion respectivement, Ces illustrations montrent qu'on retrouve une certaine tendance décrivant une diminution du CO en fonction de l'augmentation de la température, En effet plus la température augmente plus la combustion s'améliore et moins il y a de CO [10,13,15].

Cette constatation, où la même tendance est observée pour les deux chambres, est surtout valable aux températures les plus élevées.

Aux basses températures, il est probable que le Xenid qui est riche en acides gras, se volatilise rapidement et qu'on a plutôt une pyrolyse qui l'emporte sur les réactions de combustion.

La figure N° 20 qui illustre l'évolution du CO en fonction du taux d'oxygène présent dans les gaz émis montre que l'oxygène étant en excès, le CO n'en dépend pratiquement pas.

On remarque toutefois que durant les 10 dernières minutes de l'incinération qui coïncident avec les taux d'oxygène les plus élevés et des températures de combustion qui diminuent (tableau 22), le CO tend à augmenter.

L'examen de l'évolution des NO en fonction du CO (figure 21) montre que les deux paramètres évoluent pratiquement de manière inversement proportionnelle.

A des taux élevés en CO correspondent de faibles teneurs en NO.

Ce résultat est en accord avec la théorie de la combustion [10,13 et 15].

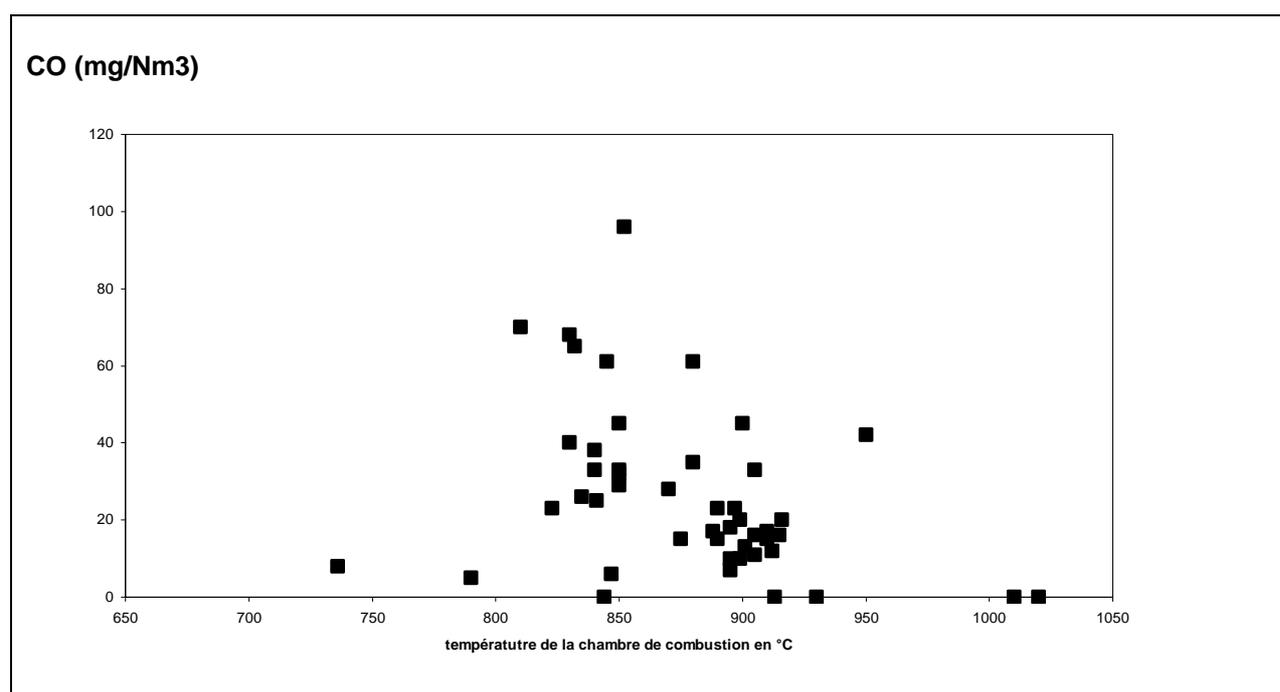


Figure N° 18 : Evolution de la teneur en CO en fonction de la température de la chambre de combustion

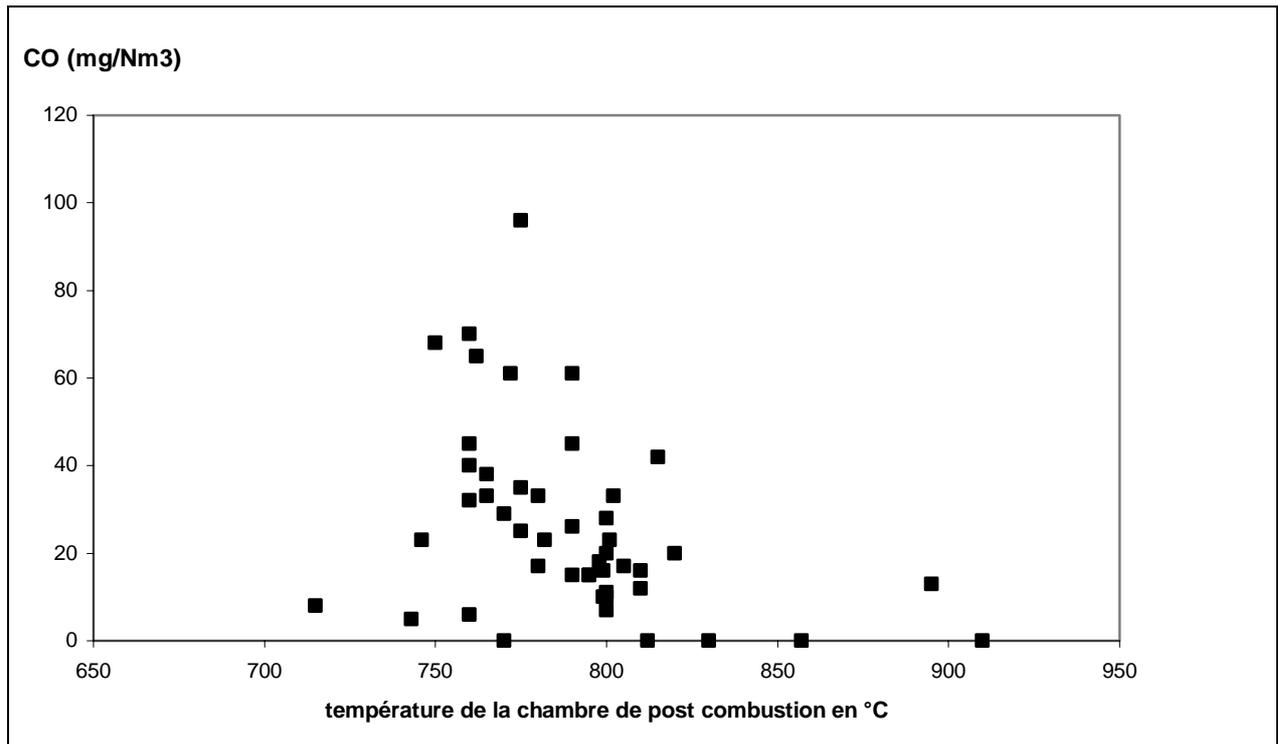


Figure N° 19 : Evolution de la teneur en CO en fonction de la température de la chambre de post combustion

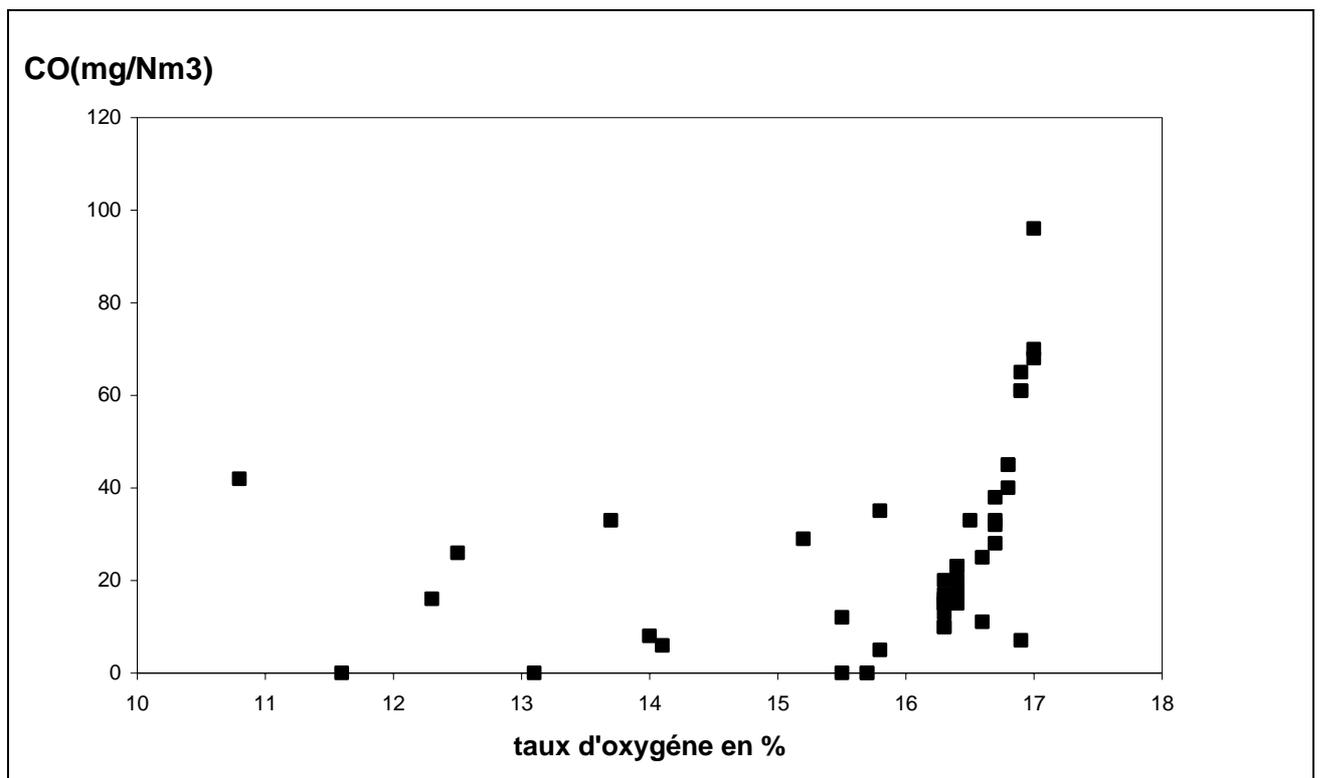


Figure N° 20 : Evolution de la teneur en CO en fonction du taux d'oxygène

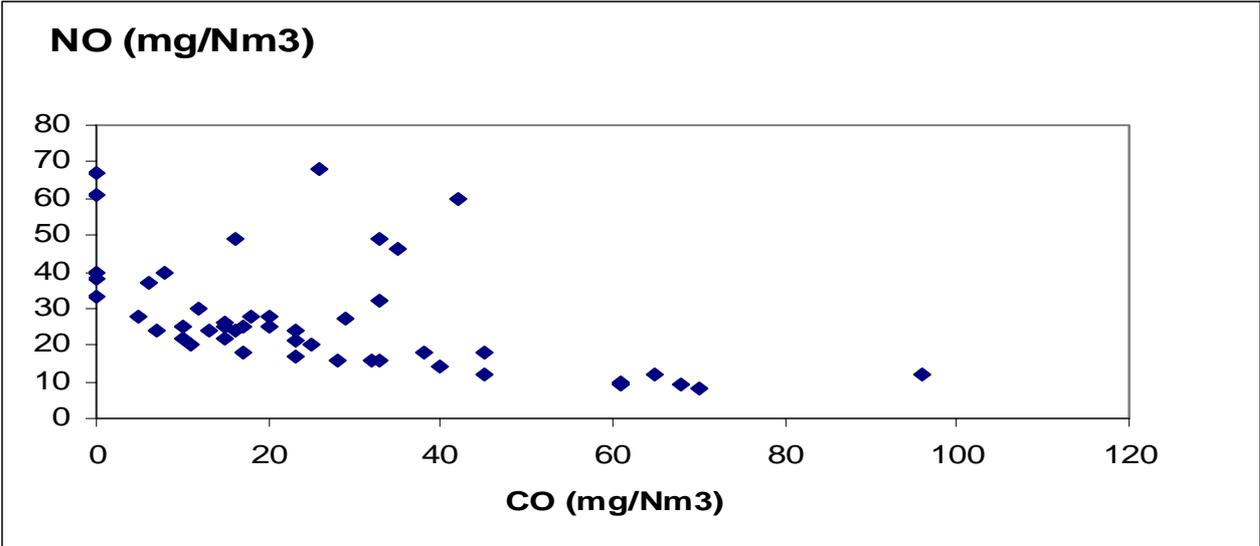


Figure N° 21 : Évolution de la teneur en NO en fonction du CO

V.I.2.2 Incinération d'antibiotiques :

L'ensemble des valeurs des émissions issues de l'incinération des antibiotiques est résumé en tableau N° 23.

Tableau N° 23 : Teneurs en polluants issus de l'incinération des antibiotiques

TEMPS	O ₂ %	CO mg/Nm ³	NO mg/Nm ³	NO ₂ mg/Nm ³	NO _x mg/Nm ³	SO ₂ mg/Nm ³	température de la CC en °C	température de CPC en °C
0	16,6	322	56	49	135	128	630	628
3	17,3	370	5	57	65	140	695	665
6	17,1	352	13	65	86	141	720	670
9	16,3	320	81	49	174	155	765	687
12	16,1	385	127	47	241	179	770	675
15	15,7	110	111	18	188	81	862	764
18	14,5	208	46	47	118	108	740	700
21	16,1	393	67	69	172	68	917	795
24	12,3	93	257	18	412	86	900	780
27	12,8	53	214	12	340	239	1113	917
30	12,4	50	222	10	350	89	1050	888
33	15,3	102	100	24	178	62	1107	915
36	13,7	17	180	6	282	56	950	821
39	14,4	188	104	20	180	128	865	776
Ecart type	1,7	140,8	78,6	21,7	103,4	50,9	153,2	96,6
Moyenne	15,0	211,6	113,1	35,1	208,6	118,6	863,1	762,9
Norme européenne [61] - moyenne sur une demi heure	> 6%	100			400	200		850
- moyenne sur 24 heure	> 6%	50			200	50		850
Norme algérienne [62]		100			300	300		

L'incinération des antibiotiques qui a été effectuée sur une durée d'une quarantaine de minutes est à l'origine d'une forte pollution gazeuse.

La présence du soufre dans la composition des antibiotiques à hauteur de 3,5 % (tableau 21) engendre des émissions élevées en SO₂, soit en moyenne plus de 100 mg/Nm³.

Le faible PCI des antibiotiques relativement à celui des Xenids, engendre malgré un enfournement plus important (3,4 kg/mn) des températures des chambres de combustion et de post combustion assez faibles.

Durant les 12 premières minutes les basses températures (600 à 700°C) sont à l'origine de fortes émissions en CO (300 à 400 mg/Nm³).

Globalement on est en présence d'une combustion froide (cool combustion) [7] caractérisée par des taux d'oxygène élevés et des températures faibles.

Il est aussi fort probable que ces niveaux élevés en CO sont aussi dus au court temps de séjour d'environ 0,5 secondes au niveau de la chambre de post combustion alors qu'on préconise 2 secondes pour réduire les imbrûlés et le CO.

Les NO_x, émis qui proviennent aussi bien du NO combustible issu du composé incinéré que du NO thermique, atteignent un niveau moyen de 208 mg/Nm³, Comme dans le cas précédent le NO₂ ne constitue qu'environ 15 % des NO_x, Ce taux très élevé en NO_x est en étroite liaison avec les températures relativement basses qui règnent dans les deux chambres de combustion.

Comme dans le cas des suppositoires Xenid, on relève ici que les émissions en CO accusent une tendance inversement proportionnelle à la température de combustion (figure 22).

Enfin et malgré de fortes fluctuations, il se dégage une certaine corrélation entre la formation des NO_x et du CO (figure 23).

A des faibles teneurs en CO correspondent des teneurs élevées en NO [10,13 et 15].

Du point de vue performance de l'incinération et du système de lavage des fumées, on constate que le système mis en place est insuffisant pour réduire les émissions polluantes, On observe en effet que par rapport aux normes européennes, aussi bien le SO₂, les NO_x que le CO accusent de larges dépassements.

Le CO dépasse également les normes algériennes qui sont relativement très tolérantes.

A noter aussi que la température limite de la post combustion n'est pas non plus respectée, Il est nécessaire de revoir les conditions d'incinération et d'introduire un système Dénox pour l'élimination des NO_x ou bien de mélanger ce déchet avec d'autres déchets moins riches en azote et en soufre d'où l'importance de l'analyse élémentaire des déchets à incinérer, Car à partir de l'analyse élémentaire on peut grâce à un mélange judicieux et sans toucher au process, respecter les normes de rejets pour les NO_x et le SO₂

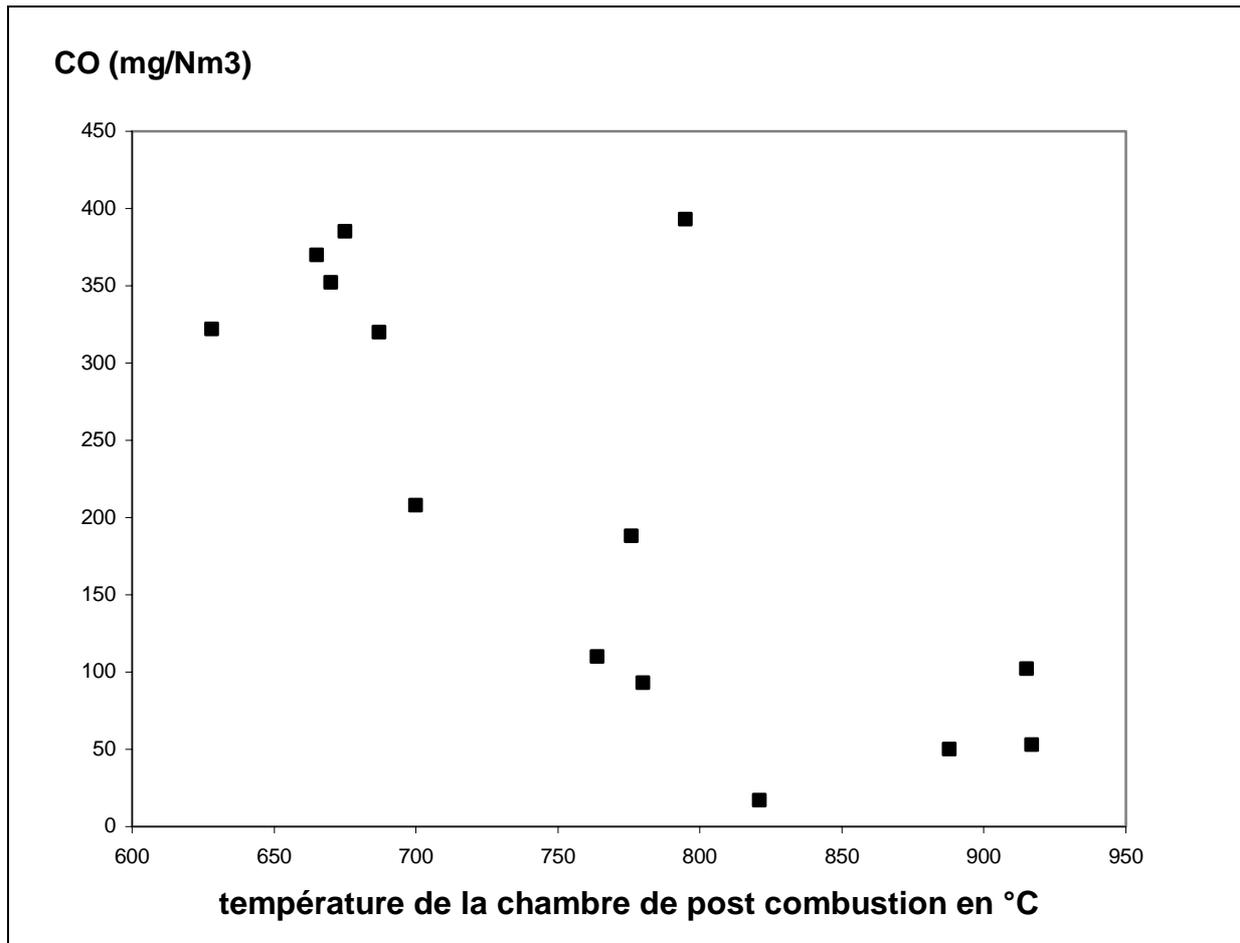


Figure N° 22 Evolution de la teneur des polluants gazeux en fonction de la température de la chambre de post combustion

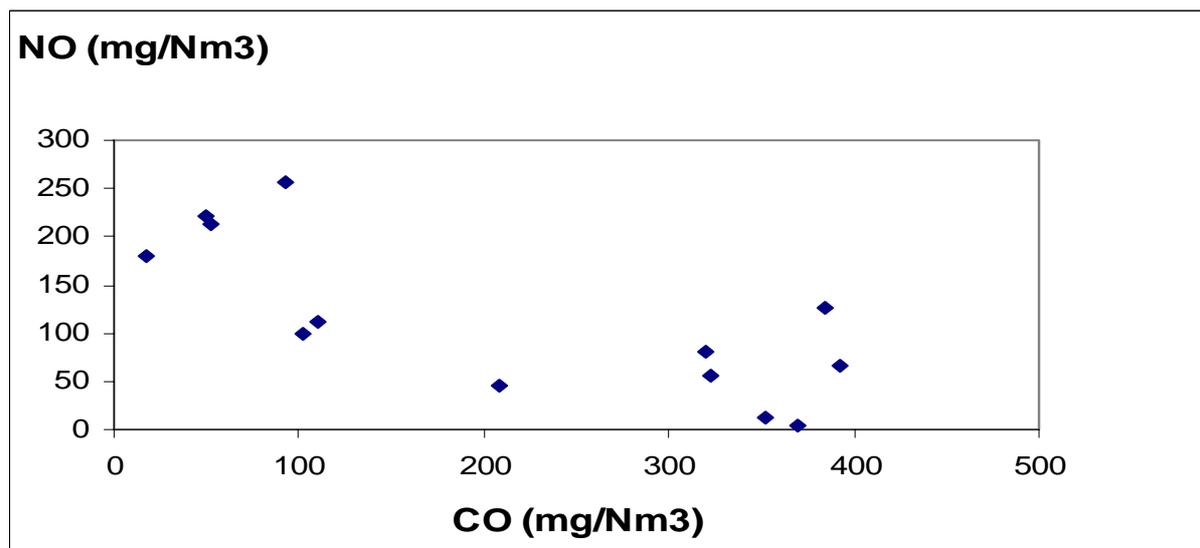


Figure N° 23 Evolution de la teneur en NO en fonction du CO

V.1.2.3 Incinération de comprimés :

Lors de l'incinération des comprimés, nous avons utilisés au niveau de la chambre de combustion deux brûleurs C30 de capacité 300 kW chacun au lieu des deux brûleurs C24 d'une capacité de 240 kW chacun.

L'ensemble des valeurs des émissions issues de l'incinération des comprimés est résumé en tableau N° 24.

Tableau N° 24 : Teneurs en polluants issus de l'incinération des Comprimés

TEMPS	O ₂ %	CO mg/Nm ³	NO mg/Nm ³	NO ₂ mg/Nm ³	NO _x mg/Nm ³	SO ₂ mg/Nm ³	température de la CC en °C	température de CPC en °C
0	16,5	1	41	4	67	21	930	880
3	15,8	0	46	5	75	36	922	850
6	15,7	6	93	5	147	41	945	897
9	15	1	83	4	131	49	990	927
12	14,3	74	106	3	165	54	960	910
15	14,1	8	220	8	345	42	970	930
18	15,9	3	66	4	105	44	945	890
21	10,6	33	184	6	288	59	967	881
24	15,9	4	52	6	86	51	975	893
27	11,4	38	135	4	211	52	983	905
30	15,7	0	50	4	81	39	990	918
33	15,7	1	48	5	78	61	930	890
36	15,8	5	47	4	76	55	901	870
39	12,3	5	210	7	328	68	965	890
42	14,9	0	102	4	160	40	970	880
45	15,7	0	133	7	210	42	950	892
48	16	2	78	3	122	49	990	908
51	15,8	2	111	8	178	58	980	900
54	14,4	17	180	9	284	41	930	880
57	12,5	30	170	5	265	47	900	850
60	16,5	6	50	16	93	40	930	870
63	16,4	6	51	16	94	49	860	850
Ecart type	1,7	18,0	58,1	3,6	88,9	10,1	34,0	22,7
Moyenne	14,9	11,0	102,5	6,2	163,1	47,2	949,2	889,1
Norme européenne [61] - moyenne sur une demi heure	> 6%	100			400	200		850
- moyenne sur 24 heure	> 6%	50			200	50		850
Norme algérienne [62]		100			300	300		

Lors de l'incinération des comprimés, les températures atteintes dans les deux chambres de combustion sont élevées, Avec le même enfournement que dans le cas des antibiotiques, on atteint environ 100 °C de plus, ceci est dû à l'utilisation dans la phase de préchauffage de la chambre de combustion, de deux brûleurs C30 ce qui a permis de démarrer l'incinération à une température de la chambre de combustion de 930 °C.

Une des conséquences de ces hautes températures est que les teneurs en CO sont très faibles, on assiste à une combustion quasi-complète.

Dans le cas des NO_x la formation du « NO thermique » et « NO combustible » est aussi favorisée, par des hautes températures et on atteint un niveau moyen de 163 mg/Nm³ de NO_x.

La teneur en Soufre des comprimés étant faible (moins de 1%), le SO₂ formé est juste à la limite de la norme journalière en vigueur en Europe.

L'évolution du CO en fonction du taux d'oxygène que nous présentons en figure 24 montre que les niveaux les plus élevés en CO correspondant aux plus faibles taux en O₂. Ainsi un excès d'oxygène limite la formation du CO.

L'évolution du NO n'est pas corrélée à celle du CO (figure N° 25), cela pourrait être expliqué par le fait de la formation importante du « NO combustible », car les comprimés sont riches en azote (2,7 %).

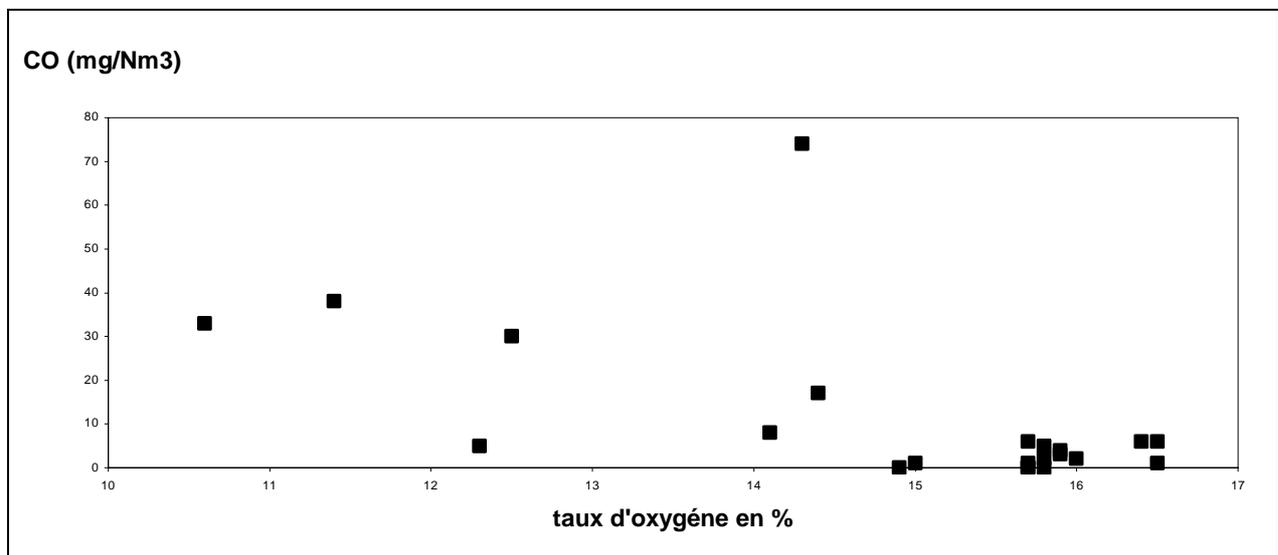


Figure N° 24 : Évolution de la teneur des polluants gazeux en fonction du taux d'oxygène

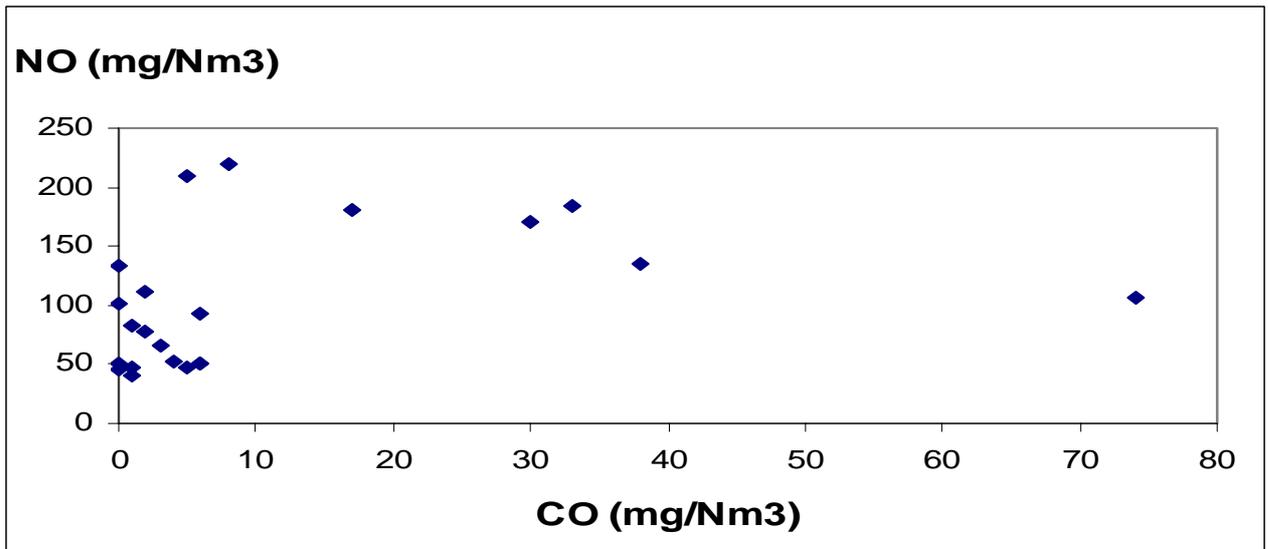


Figure N° 25 : Évolution de la teneur en NO en fonction du CO

V.I.2.4 Incinération de pâtes alimentaires :

Dans le cas des pâtes alimentaires on a utilisé au niveau de la chambre de combustion les mêmes brûleurs que dans le cas des comprimés (deux brûleurs C30).

L'ensemble des valeurs des émissions issues de l'incinération des pâtes alimentaires est résumé en tableau N° 25.

Tableau N° 25 : Teneurs en polluants issus de l'incinération des pâtes alimentaires

TEMPS	O ₂ %	CO mg/Nm ³	NO mg/Nm ³	NO ₂ mg/Nm ³	NO _x mg/Nm ³	SO ₂ mg/Nm ³	temperature de la CC en °C	temperature de CPC en °C
3	14,1	2	84	0	129	23	1058	775
6	14,2	2	80	0	123	28	1070	780
9	12,04	0	138	0	28	43	1082	795
12	10,2	0	196	0	300	42	1140	830
15	12,5	0	135	0	206	41	1170	885
18	11,6	0	147	0	225	34	1211	877
21	6,1	0	297	0	454	45	1216	929
24	6,4	0	248	0	379	37	1245	980
27	9,2	0	146	0	223	25	1250	960
30	10,3	0	131	0	200	45	1290	1005
33	3,9	0	368	0	563	41	1255	1000
36	8,8	0	137	0	210	32	1290	1054
39	6,6	2	167	0	255	20	1275	1060
42	3,6	0	352	0	539	56	1238	1080
45	14,3	0	133	0	203	29	1237	995
48	13,3	0	161	0	246	40	1180	920
51	12,6	0	167	0	255	41	1254	900
54	7,5	0	378	0	578	32	1260	910
57	8,9	0	200	0	306	44	1236	900
60	10,6	0	171	0	262	36	1190	880
63	13,1	0	157	0	240	31	1241	900
66	7,4	0	271	0	415	34	1280	1070
69	8,5	0	352	0	539	49	1250	1000
72	8,9	0	359	0	549	32	1280	1070
75	10,1	0	242	0	370	39	1280	1070
78	11,8	0	189	0	289	24	1263	1000
81	11,7	0	194	0	297	42	1230	1015
84	9,4	0	264	0	404	43	1210	1060
Ecart type	3,0	0,6	88,8	0	145,4	8,5	64,6	93,4
Moyenne	9,9	0,2	209,4	0	313,8	36,7	1220,7	953,6
Norme européenne [61] - moyenne sue une demi heure	> 6%	100			400	200		850
- moyenne sur 24 heure	> 6%	50			200	50		850
Norme algérienne [62]		100			300	300		

Nous remarquons des températures de démarrage de la chambre de combustion plus élevées ce qui est dû à l'utilisation de brûleurs plus puissants lors de la période de préchauffage à vide de la chambre de combustion.

Après arrêt des brûleurs, l'incinération se poursuit à de fortes températures.

L'incinération des pâtes alimentaires se fait d'après les résultats du tableau N° 25 dans des conditions de combustion idéales (très haute températures avec respectivement une température moyenne de la chambre de combustion de 1220 °C et de 953 °C pour la post combustion et un excès d'air de 9,9 %), Il n'y a pratiquement pas de formation de CO.

L'inconvénient réside dans le fait que ces températures idéales d'incinération engendrent des taux élevés des NO_x qui en l'absence d'un système de « Dénox » dépassent les normes aussi bien européennes qu'algériennes.

A mentionner que ces NO_x se composent exclusivement du NO « NO thermique ». Car la formation du NO₂ est inhibée par ces températures élevées de combustion [10].

Avec une teneur en soufre supérieure à celle des comprimés, les pâtes alimentaires engendrent des émissions en SO₂ moindres.

La formation du NO croit malgré les fluctuations avec la température de combustion (figure 26), Ces résultats sont conformes avec la bibliographie [10, 13,15].

Le système de traitement de fumée de l'ECFERAL n'a aucune action sur les NO_x, hors si elle veut incinérer des déchets dangereux ayant une teneur en substances organiques halogénées, exprimée en chlore, supérieure à 1 %, la température doit être amenée à 1 100 °C pendant au moins deux secondes [61], Ce qui engendrera des émissions importantes en NO_x et nécessitera par conséquent l'installation d'un système « Dénox » sur l'incinérateur existant ou bien sur une nouvelle installation d'incinération.

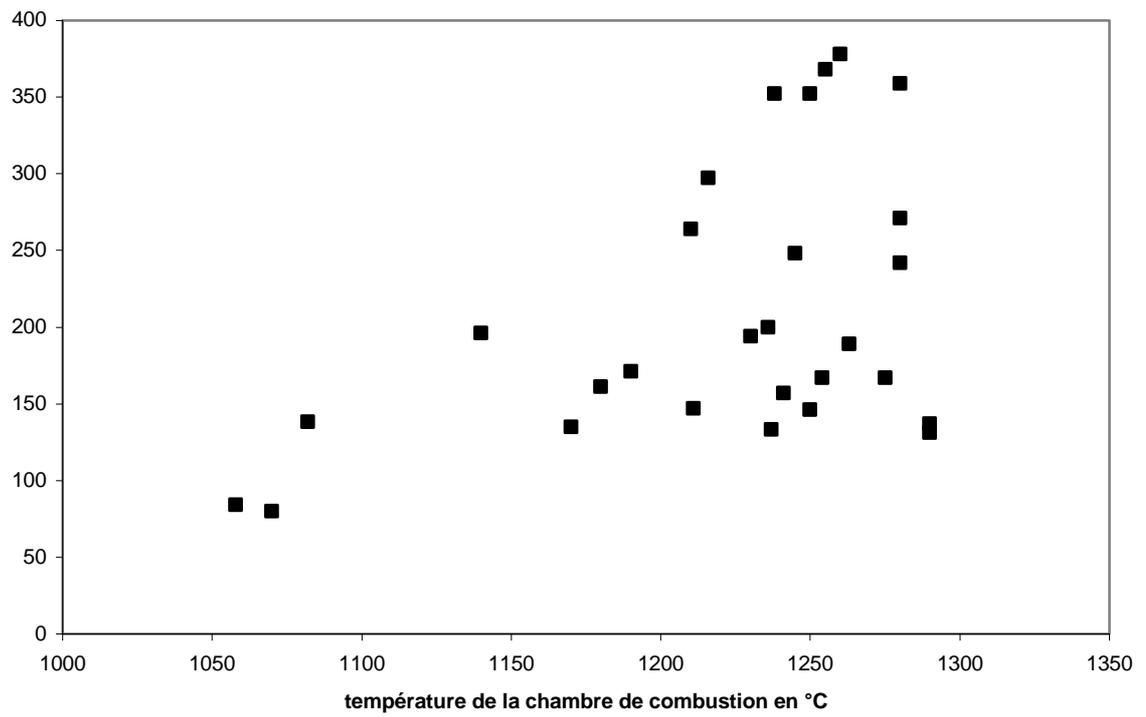
NO (mg/Nm³)

Figure N° 26 : Évolution de la teneur du NO en fonction de la température de la chambre de combustion

IV- 1.2.5 Comparaison des émissions issues des différentes campagnes d'incinération :

Un résumé des émissions moyennes des polluants gazeux issus de l'incinération de différents types de déchets périmés ainsi que les températures moyennes d'incinération est présenté en tableau N° 26.

Ce tableau montre que c'est l'incinération des antibiotiques qui engendre le plus d'émissions polluantes aussi bien en CO qu'en SO₂. Cette forte pollution est à lier aux températures de combustion qui sont les moins élevées de toutes les campagnes d'incinération réalisées.

Inversement la pollution par les NO_x est la plus dominante dans le cas de l'incinération des pâtes alimentaires qui s'est faite aux températures les plus élevées.

L'évolution du CO en fonction de la température de la chambre de combustion (figure N° 27) montre une courbe de tendance logarithmique ($R^2 = 0,93$).

Cette courbe n'est naturellement valable que pour les types de déchets incinérés et le four utilisé.

Par ailleurs, et comme illustré en figure N° 28, on relève dans le cas de figure de cette étude, une relation linéaire ($R^2 = 0,82$) entre la température de chambre de combustion et la température de la chambre de post combustion.

Tableau N° 26 : moyenne des émissions des polluants gazeux des produits incinérés

Paramètres contrôlés	O ₂ (%)	CO mg/Nm ³	NO mg/Nm ³	NO ₂ mg/Nm ³	NO _x mg/Nm ³	SO ₂ mg/Nm ³	température de la CC en °C	température de CPC en °C
Pâtes alimentaires Moyenne	9,9	0,2	209,4	0	313,8	36,7	1220,7	953,6
comprimés et gélules Moyenne	14,9	11,0	102,5	6,2	163,1	47,2	949,2	889,1
suppositoires (xénid) Moyenne	15,7	28,6	28,2	11,9	55,6	0	878,2	790,6
Antibiotiques Moyenne	15,0	211,6	113,1	35,1	208,6	118,6	863,1	762,9

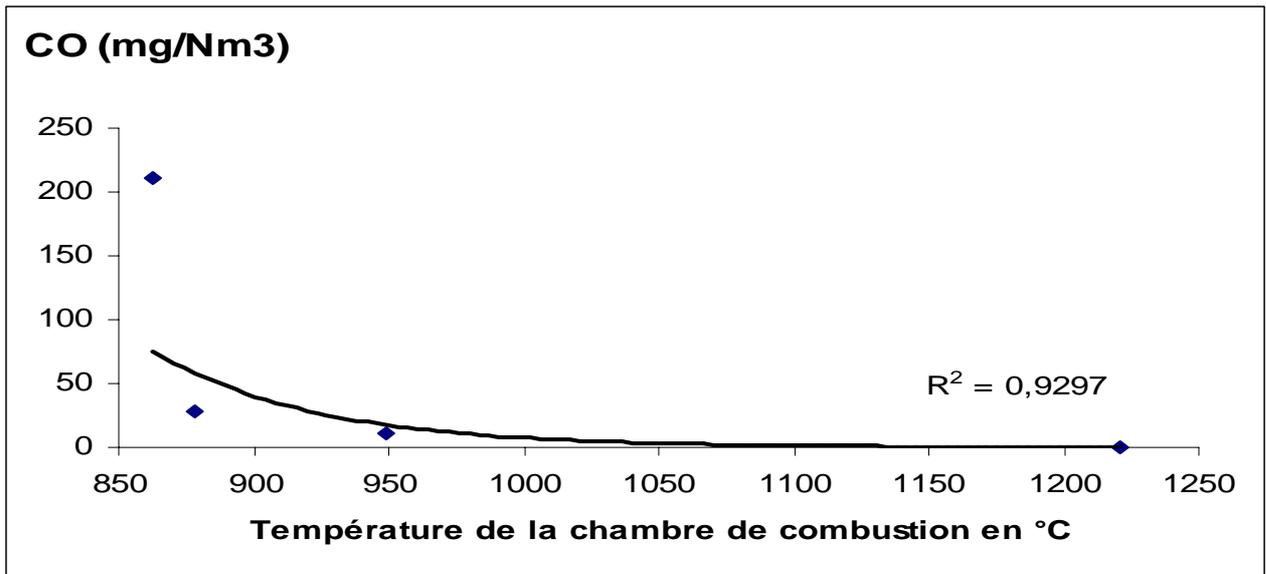


Figure N° 27 : Evolution de la teneur en CO en fonction de la température de la chambre de combustion

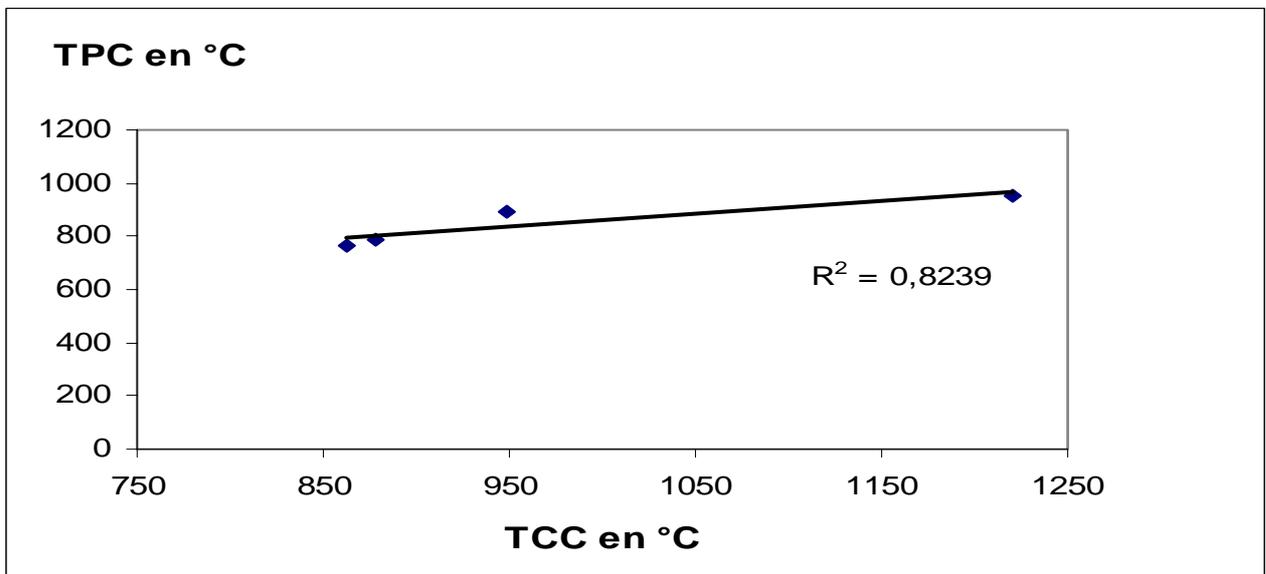


Figure N° 28 : Relation entre la température de la chambre de post combustion et température de la chambre de combustion

V.1.3 Évaluation de l'efficacité du système de traitement des fumées :

Nous résumons en tableau N° 27 le rendement d'élimination en SO₂ par le système de lavage des fumées.

Tableau N° 27 Efficacité du système de traitement de fumée par rapport au SO₂

Produit	Teneur moyenne du SO ₂ (mg/Nm ³) sans traitement de fumée	Teneur moyenne du SO ₂ (mg/Nm ³) après traitement de fumée	Efficacité du système de traitement de fumée en %	Normes algériennes (mg/Nm ³) [62]	Normes (mg/Nm ³) 2002 (moy.journalière) [61]
Comprimés	680,8	47	88	50	50
Pâtes alimentaires	439,5	37	87	50	50
Antibiotiques	1697,0	103	85	50	50
Comprimés	31,6	0	/	50	50

Le système de lavage par solution basique des fumées mis en place par l'ECFERAL ne peut réduire parmi les polluants gazeux que la pollution soufrée c'est-à-dire le SO₂, l'impact sur la réduction du CO et des NO_x (essentiellement le NO) par ce système d'épuration est nul.

Aussi et connaissant la teneur en SO₂ émis avant traitement et la teneur après traitement, il est possible d'évaluer l'efficacité du système d'épuration du polluant SO₂.

La teneur en SO₂ initiale n'est pas mesurée expérimentalement (en raison des fortes températures régnant dans l'incinérateur qui ne permettent pas l'utilisation de l'analyseur) mais déterminée par calcul à partir de la composition élémentaire et du débit volumique.

Calcul de la concentration des rejets gazeux en SO₂ :

La teneur du SO₂ avant le traitement des fumées est calculée en supposant que tout le soufre se transforme en dioxyde de soufre.

$$[S] = (\text{fraction massique du soufre} * \text{masse du déchet}) / (\text{débit volumique} * \text{temps d'incinération}) \quad (8)$$

On utilise l'équivalent en soufre $S + O_2 \rightarrow SO_2$

Ce qui fait que 32 g de soufre génère 64 g de dioxyde de soufre.

La concentration trouvée est ensuite donnée par rapport à une [O₂] de 11 %,

$$\text{Valeur référencé} = \text{valeur mesurée} * [(21 - O_{2 \text{ réf}}) / (21 - O_{2 \text{ mesurée}})] \quad (9)$$

$$O_{2 \text{ réf}} = 11 \%$$

Les fractions massiques de soufre sont données sur le tableau 21

Les rendements d'élimination ainsi calculés sont de 88 % pour les comprimés et gélules, de 87 % pour les pâtes et de l'ordre de 85 % pour les antibiotiques périmés, Dans le cas des

composés gras Xenid, les teneurs des rejets en SO₂ sont quasi-nulles avant et après traitement en raison de la faible teneur en soufre (0,1 %).

Il en résulte des taux appréciables d'élimination des gaz acides par ce traitement de fumées type humide sur les familles des déchets incinérés qui sont proches des taux cités en bibliographie [49].

Toutefois et malgré ce rendement élevé, on note que les fumées d'incinération des antibiotiques ne satisfont pas la norme européenne et algérienne de 50 mg/Nm³.

La performance du système de lavage et son dimensionnement sont donc à améliorer.

Néanmoins on peut avec le même système de lavage respecter les normes de rejets, en mélangeant des déchets riches en soufre comme les antibiotiques avec d'autres déchets moins riches en soufre, d'où l'importance de connaître la composition élémentaire des déchets avant leur incinération.

V.1.4 Analyse des poussières :

En plus des polluants gazeux, les fumées d'incinération véhiculent des particules solides (poussières) pour lesquels nous avons aussi quantifié les taux d'émission après traitement par lavage des fumées. Nous résumons en tableau N° 28 les teneurs moyennes des fumées en particules solides.

Tableau N° 28 : teneurs moyennes en particules solides des fumées d'incinération après lavage des gaz

Echantillons	Teneurs (mg/Nm ³)	Norme Européenne (mg/Nm ³) [61]	Norme Algérienne (mg/Nm ³) [62]
Pâtes alimentaires	14,9	10	50
Xenid	23,9		
Antibiotiques	7,3		
Comprimés	18,7		

Ce tableau montre qu'après lavage humide, les fumées contiennent encore des taux assez importants en particules. Si la norme algérienne est respectée, ce n'est pas le cas de la norme européenne qui, à l'exception du cas des antibiotiques, est largement dépassée.

Ne connaissant pas les teneurs en particules des fumées avant traitement, il nous est impossible de dire si le lavage a exercé un dépoussiérage partiel des fumées.

S'agissant de produits organiques qui sont incinérés, (pas ou très faible composition minérale), les particules émises sont des imbrûlés et suies de couleur noire et vraisemblablement de très faible granulométrie qui ne peuvent être éliminés par des systèmes de dépoussiérage très performants comme par exemple les filtres à manches. On peut aussi agir sur le système de lavage en séparant l'eau utilisée pour capter les poussières, de l'eau utilisée pour l'élimination des gaz acides et des métaux lourds au niveau de la colonne à plateau, ce qui fait que la fumée serait en contact d'une eau non chargée en poussières avant sa sortie du système de lavage ce qui pourrait engendrer des teneurs plus faibles en poussières à la sortie de la cheminée.

V.2 Deuxième campagne d'incinération :

Durant cette deuxième partie nous avons procédé à l'incinération des périmés UPSA et Clavucilline, une analyse élémentaire a été auparavant réalisée.

V.2.1 Analyse élémentaire

L'analyse élémentaire des deux produits incinérés est représentée sur le tableau N° 29.

Pour faute de moyens le pourcentage en oxygène et soufre n'ont pas été mesurés.

Tableau N° 29 : Analyse élémentaire des produits

	%C	%H	%N
UPSA	28,9	2,7	0,4
CLAVUCILLINE	28,4	4,3	2,8

Ces composés se caractérisent par des taux de carbone relativement réduits,

V.2.2 Étude des rejets gazeux

V.2.2.1 Incinération de l'UPSA

L'enfournement du produit à incinérer se fait par quantités successives de 3,4 kg toutes les minutes, Ce procédé en discontinu ne permet pas d'avoir une bonne combustion, L'opération totale dure 1 heure, et la quantité globale du produit incinéré est de 204 kg.

Nous avons observé, dès le premier enfournement, un panache blanchâtre, à la sortie de la cheminée dû au dégagement de la vapeur d'eau (photo 7).

Lors de cette campagne d'incinération on a utilisé deux brûleurs C30 au niveau la chambre de combustion.



Photo 7 : le panache de l'UPSA,

Les paramètres de combustion et les teneurs des polluants ont fait l'objet d'un suivi continu toutes les minutes.

Les résultats des paramètres mesurés sont résumés en tableau N° 30.

Tableau N° 30 : Teneurs en polluants issus de l'incinération de l'UPSA,

temps	O2%	CO (mg/Nm ³)	NO (mg/Nm ³)	NO2 (mg/Nm ³)	NO _x (mg/Nm ³)	SO2 (mg/Nm ³)	TCC(°C)	TPC(°C)
1	20,8	0	0	0	0	0	702	730
2	11,3	54	53	0	81	0	765	731
3	11,2	48	58	0	89	0	785	735
4	9,8	39	64	0	98	0	805	741
5	8,1	73	67	0	103	0	823	745
6	8	61	69	0	106	0	838	751
7	6,9	99	66	0	101	0	856	757
8	6,6	141	64	0	98	0	864	763
9	5,8	1780	61	0	94	2	870	769
10	6,1	524	64	0	98	0	864	776
11	8,6	22	73	0	112	0	870	786
12	5,5	68	69	0	106	0	898	796
13	5,4	79	68	0	104	0	899	803
14	4,1	608	52	0	80	0	898	812
15	9,7	34	78	0	120	0	900	822
16	5,2	129	75	0	115	0	901	834
17	7,8	103	69	0	106	2	899	835
18	6,8	58	70	0	107	0	905	841
19	7,2	54	74	0	113	3	900	840
20	8,6	11	79	0	121	0	910	843
21	6	68	81	0	124	0	918	850
22	3	1366	48	0	74	2	925	852
23	5,9	139	61	0	94	0	933	855
24	8,4	14	80	0	123	5	936	856
25	8,6	9	79	0	121	0	932	850
26	5,5	13	71	0	109	2	952	872
27	7,9	16	88	0	135	0	970	880
28	8,8	10	86	0	132	0	968	881
29	9,6	5	87	0	133	0	973	886
30	9,6	8	88	0	135	0	975	888
31	9,4	11	89	0	136	0	978	891
32	8,2	12	87	0	133	0	974	890
33	7,8	22	87	0	133	0	978	893
34	4,2	101	60	0	92	0	980	896
35	5,8	35	65	0	100	0	984	896
36	7,3	12	79	0	121	0	988	897
37	9,1	0	89	0	136	0	990	899
38	10	0	91	0	140	2	992	899
39	9,8	3	88	0	135	2	989	897
40	8,9	5	89	0	136	0	995	900
41	8,2	5	90	0	138	0	998	904
42	1,9	1220	65	0	100	0	1005	905
43	2,6	123	69	0	106	2	999	901
44	2,6	120	84	0	128	0	1015	909

45	5,2	20	99	0	151	2	1017	910
46	7,8	9	109	0	167	2	1020	913
47	7,9	5	115	0	176	2	1022	915
48	4,3	21	117	0	179	0	1028	918
49	5,1	8	123	0	188	0	1032	920
50	6,6	17	117	0	179	2	1027	918
51	7,9	3	116	0	177	2	1023	916
52	8,6	1	111	0	170	0	1019	916
53	8,9	2	108	0	165	2	1015	912
54	9,2	0	102	0	156	0	1012	910
55	9,6	0	99	0	151	0	1008	909
56	10	0	98	0	150	2	1003	909
57	9,1	0	93	0	142	0	999	906
58	8,8	3	93	0	142	0	999	905
59	9,8	0	90	0	138	0	998	905
Ecart type	2,79	332,20	20,98	0	31,98	1,08	74,56	59,79
Moyenne	7,65	125,27	80,74	0	123,68	0,61	944,42	858,29
Norme européenne [61]								
- moyenne sur une demi heure	> 6%	100			400	200		850
- moyenne sur 24 heure	> 6%	50			200	50		850
Norme algérienne [62]		100			300	300		

Les résultats montrent qu'il y a de larges fluctuations dans les taux d'oxygène, entraînant de larges fluctuations dans les teneurs en CO. Le processus de l'incinération est irrégulier en raison probablement de la discontinuité dans l'enfournement et l'absence d'homogénéité dans le four (le four n'étant ni rotatif ni fluidisé).

D'une manière globale le taux d'oxygène est souvent très faible en dessous de la norme de 6 %.

Des teneurs extrêmement élevées en CO coïncident avec des taux anormalement bas en oxygène (cas des valeurs gris dans le tableau 30).

L'évolution du CO en fonction de l'oxygène (figure N° 29) donne une tendance logarithmique ($R^2 = 0,26$).

Globalement la teneur moyenne en CO dépasse les normes et on note même que la moyenne sur les trente premières minutes est de l'ordre de 175 (mg/Nm³) dépasse largement les normes de courte durée.

Les émissions des NO_x augmentent légèrement avec la température de la chambre de combustion de façon linéaire (figure N° 30) avec un $R^2 = 0,65$.

On remarque également qu'en vertu du faible taux d'oxygène, le NO_2 ne se forme pas.

Le très faible taux de soufre dans la composition massique de l'UPSA entraîne de très faibles teneurs en SO_2 . Le SO_2 éventuellement produit est retenu par le procédé de lavage des gaz.

CO mg/Nm³

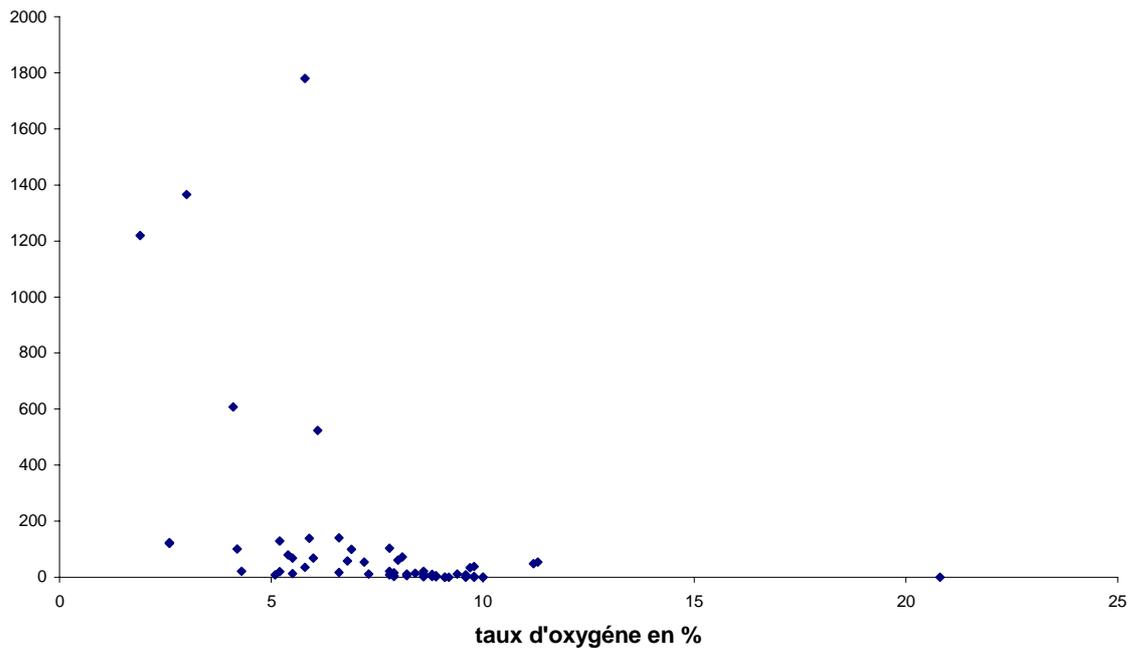


Figure N°29 : Evolution du CO en fonction du taux d'oxygène,

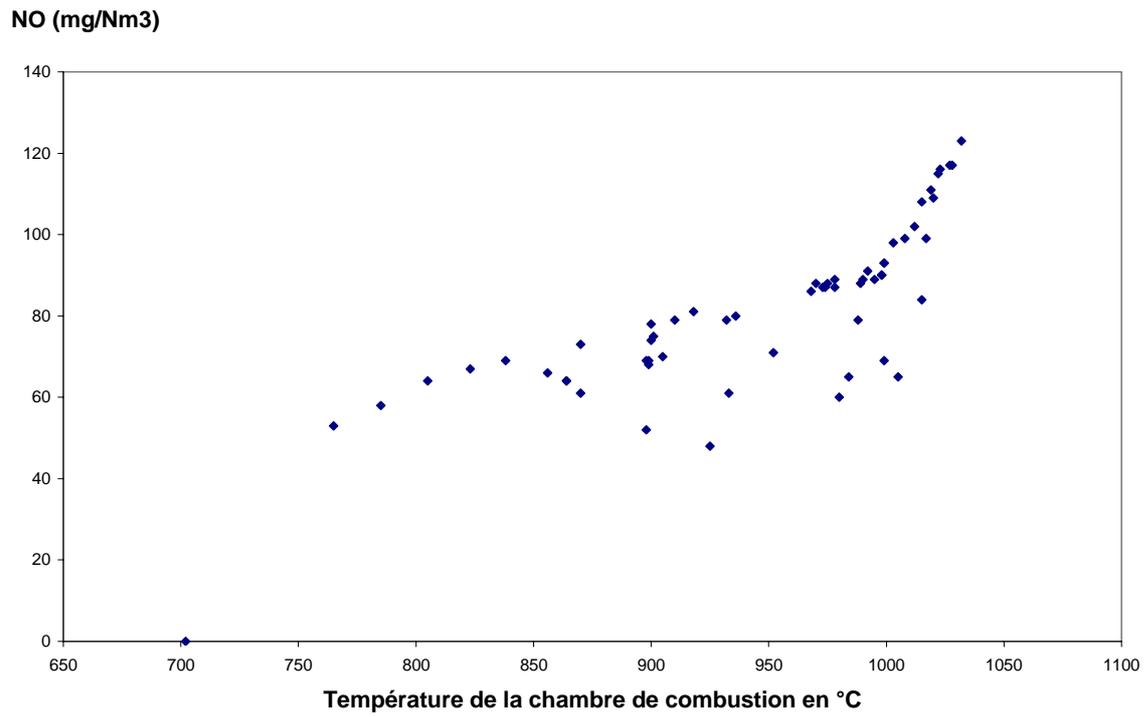


Figure N° 30 : Evolutions du NO en fonction de la température de la chambre de combustion,

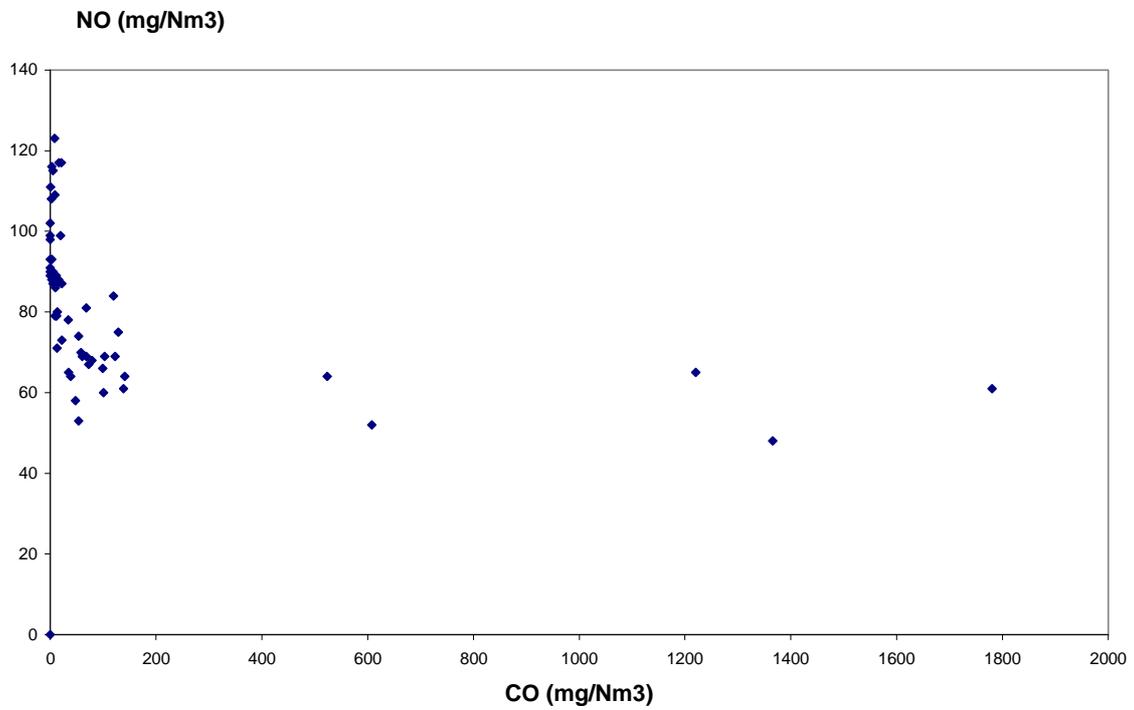


Figure N° 31 : Evolution du NO en fonction du CO,

V.2.2.2 Incinération de CLAVUCILLINE

L'enfournement du produit se fait de la même manière que pour l'UPSA,

De même que pour l'UPSA, dès la mise dans le four du déchet on observe l'émission d'un panache blanchâtre résultant de la vaporisation de l'eau.

Lors de cette campagne d'incinération on a utilisé deux brûleurs C30 au niveau de la chambre de combustion.

Pour le suivi de cette incinération, le tableau N° 31 résume les résultats obtenus.

Tableau N° 31 : Teneurs en polluants issus de l'incinération de la CLAVUCILLINE .

Temps	O2%	CO (mg/Nm3)	NO (mg/Nm3)	NO2 (mg/Nm3)	NOx (mg/Nm3)	SO2 (mg/Nm3)	TCC(°C)	TPC(°C)
1	20,8	0	0	0	0	0	882	797
2	12,7	0	138	0	211	0	837	795
3	11,2	0	186	0	285	0	901	801
4	7,8	2	120	0	205	2	856	801
5	9,7	0	153	0	184	0	891	802
6	8,3	2	143	0	219	4	863	800
7	11,7	0	146	0	224	5	871	808
8	10,8	0	119	0	336	5	853	811
9	9,8	0	150	0	230	0	890	817
10	9,7	0	147	0	225	0	882	815
11	10	0	169	0	259	8	898	817
12	9,9	0	144	0	221	11	886	816
13	8,6	0	153	0	235	5	910	818
14	10	0	149	0	228	5	902	823
15	9,4	0	228	0	350	5	975	897
16	9,2	0	151	0	232	4	888	826
17	9,7	0	152	0	233	2	892	830
18	7,8	2	136	0	208	0	863	829
19	8,2	0	149	0	228	0	889	833
20	7,8	0	98	0	150	1	743	832
21	8,8	0	108	0	165	0	799	837
22	8,2	0	105	0	161	4	795	836
23	9,6	2	142	0	218	5	892	840
24	9,2	0	139	0	213	2	878	839
25	7,6	0	140	0	214	8	879	846
26	9	2	132	0	202	5	877	842
27	9,3	0	150	0	230	5	903	852
28	6	0	99	0	152	5	882	850
29	7,7	0	148	0	227	2	891	854
30	8,1	0	135	0	207	5	881	853
31	8,8	0	202	0	309	2	950	875

32	7,8	0	168	0	257	2	915	860
33	9	0	263	0	403	0	1006	880
34	8,6	0	200	0	306	0	950	878
35	11,2	0	209	0	320	0	959	879
36	6,1	0	139	0	213	0	870	868
37	9,1	0	223	0	342	2	943	877
38	9,4	0	219	0	336	2	931	875
39	8,3	0	242	0	371	2	961	878
40	9,5	0	230	0	352	2	925	874
41	8	0	256	0	392	2	984	885
42	8,7	0	248	0	380	2	977	883
43	8,3	0	257	0	394	2	984	895
44	8	0	257	0	394	0	986	895
45	8	0	249	0	382	0	984	894
46	8,1	0	249	0	382	0	980	892
Ecart type	2,17	0,63	55,25	0	85,01	2,61	54,84	31,80
Moyenne	9,21	0,22	168,26	0	260,54	2,52	903,35	845,76
Norme européenne [61]								
- moyenne sur une demi heure	> 6%	100			400	200		850
- moyenne sur 24 heure	> 6%	50			200	50		850
Norme algérienne [62]		100			300	300		

Avec des températures similaires à celles de la combustion de l'UPSA, mais un taux d'oxygène nettement plus élevé, on obtient pour la Clavucilline une bonne combustion qui s'exprime par des émissions de CO quasi nulles et des teneurs en NO_x très élevées rappelons que les concentrations en CO et NO_x évoluent en général en sens inverse dans une combustion.

Comme dans le cas des autres campagnes d'incinération, on relève une dépendance linéaire en fonction de la température des chambres de combustion et de post combustion (figure N° 32) de façon linéaire avec un $R^2 = 0,70$.

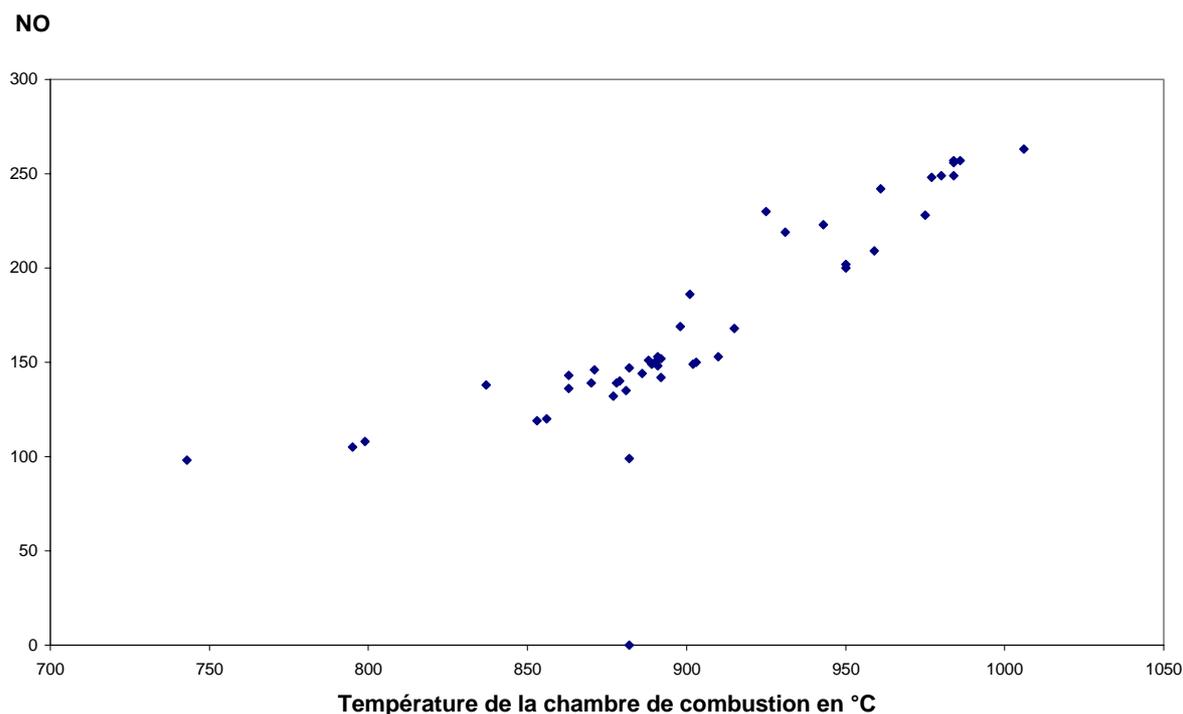


Figure N°32 : Evolution du NO en fonction de la température de la chambre de combustion,

Nous résumons en tableau N° 32 une comparaison des résultats moyens obtenus pour ces deux dernières campagnes d’incinération.

Tableau N° 32 : Émissions issues de l’incinération des déchets UPSA et Clavuciline périmés

	O2%	CO (mg/Nm3)	NO (mg/Nm3)	NO2 (mg/Nm3)	NOx (mg/Nm3)	SO2 (mg/Nm3)	TCC(°C)	TPC(°C)
UPSA	7,69	61,5	81,4	0	124	0,6	944,8	858,6
Clavuciline	9,21	0,22	168,26	0	260,54	2,52	903,35	845,76

Cette comparaison montre clairement l’influence de l’excès d’oxygène et des températures de combustion et de formation sur la formation des polluants CO et NOx.

V.3 Étude des rejets liquides :

Le système de traitement des fumées d'incinération par lavage humide basique présente l'inconvénient de production d'une eau usée qui selon la charge polluante véhiculée, nécessite une prise en charge particulière avant rejet dans l'émissaire naturel.

Lors du lavage, les particules entraînées par les fumées peuvent se dissoudre au contact avec des gouttes de la solution de lavage, ou tout simplement être lessivé par la solution en donnant une charge en MES.

L'analyse des rejets liquides a porté sur les eaux résiduaires de la dernière campagne d'incinération, Les prélèvements sont effectués au niveau du bac de stockage, les paramètres de pollution analysés sont les MES, la DCO, et certains métaux lourds.

Les résultats des analyses effectuées sont reportés en tableau N° 33

Tableau N° 33 : Analyse des rejets liquides de différents médicaments incinérés (UPSA et CLAVUCILLINE)

	Cu	Co	Cr	Ni	Zn	MES (mg/l)	DCO (mg O₂/l)
Rejet liquide UPSA (mg/l)	0,09	0,15	0,15	0,61	0,17	304	22
Rejet liquide CLA, (mg/l)	0,11	0,21	0,22	0,80	0,14	108	123
Normes algériennes de rejet (mg/l) [64]	0,5	0,5	0,5	0,5	1,5	30	125

L'étude montre que les matières en suspension (MES) sont élevées et accusent des niveaux supérieurs au seuil limite fixée par la réglementation algérienne [64], La DCO, bien que relativement élevée, reste à un niveau acceptable.

Les teneurs en métaux lourds sont dans leur majorité très faibles et ne devraient pas présenter des inquiétudes, Seul le niveau atteint par le Nickel est supérieur à la norme.

Ces métaux en traces peuvent provenir de la composition des produits incinérés, mais aussi du béton réfractaire du four qui par effet des hautes températures et des gaz acides s'effrite et se retrouve dans l'effluent.

Globalement la pollution des rejets liquides est faible et ce type de rejets peut être évacué sans problème vers une STEP pour être traité avec les eaux usées urbaines, On peut aussi procéder à un prétraitement sur site (décantation + filtration) avant rejet dans le milieu.

V.4 Étude des résidus solides :

Toute incinération génère des résidus solides, les mâchefers, qui sont plus ou moins inertes et dont le devenir dépend de leur qualité du point de vue impact environnemental. A cet effet et en fonction des moyens analytiques disponibles, nous avons étudié la teneur en carbone total (CT) et en quelques métaux lourds dans les résidus de la dernière campagne d'incinération (UPSA et Clavuciline).

L'étude du CT peut nous renseigner si la fraction organique du déchet a été minéralisée, Plus le CT est faible, plus le déchet est inerte.

Le tableau N° 34 résume les teneurs des paramètres analysés.

Tableau N° 34 : Les analyses des métaux lourds et le pourcentage du carbone total dans les rejets solides,

	Cu	Co	Cr	Ni	Zn	CT(%)
Rejet solide UPSA ppm)	68	134,7	151	524,7	absence	0,81
Rejet solide CLA,(ppm)	65,5	42	90	417,5	absence	3,88

On constate que les résidus des 2 produits incinérés contiennent des traces de métaux lourds, Toutefois, d'après la circulaire DPPR n° 94-IV-1 du 9 mai 1994 relative à l'élimination des mâchefers d'incinération [65], les métaux que nous avons analysés, ne présentent aucune toxicité, ni risque potentiel pour l'environnement, lors de leur mise en décharge ou de leur valorisation comme matériau de revêtement des sols [66 à 70].

Quant au CT, nous constatons que la valeur mesurée rend compte d'une très bonne incinération.

Les faibles valeurs du carbone total impliquent des faibles valeurs en matières organiques qui sont inférieures à 5% en pourcentage massique [2,65], ce qui fait que l'incinération au niveau de la chambre de combustion est de bonne qualité.

V.5 Étude de la dispersion des polluants gazeux

Après émission et dilution, les polluants se dispersent sur de longues distances où ils peuvent affecter la population dans le voisinage des sites d'émissions.

Aussi et afin de suivre la distribution spatiale des polluants émis par l'incinération des déchets spéciaux, nous avons effectué une modélisation de la dispersion de la pollution émise. L'étude est réalisée selon le modèle de Gauss décrit dans le chapitre II (équations 4 et 5).

L'étude de la modélisation de la dispersion a porté seulement sur les campagnes d'incinération où les normes des émissions n'étaient pas respectées, C'était le cas de :

- Incinération des antibiotiques où les émissions en SO₂, CO et NO_x étaient très élevées.
- Incinération de la Clavucilline où le niveau des NO_x était très élevé.
- Le cas des poussières pour le Xenid.

Les données nécessaires au calcul sont

- Le débit des gaz pollués $V_n = 2227,27 \text{ Nm}^3/\text{h}$
- La vitesse moyenne des vents dominants pour une situation météorologique défavorable $u = 2,1 \text{ m/s}$.
- Insolation $\leq 30 \text{ mW/cm}^2$,
- La hauteur de la cheminée $h = 22 \text{ m}$.
- La surélévation de la hauteur du rejet $\Delta h = 3,44 \text{ m}$.
- Diamètre de la cheminée $d_i = 300 \text{ mm}$.

Le débit de polluant $Q_i = C_i V_n$ (5)

Les débits des polluants gazeux (CO, NO, NO_x, SO₂) et poussières en g/s émis lors de l'incinération des deux produits (comprimés et gélules, pâtes alimentaires, antibiotiques, suppositoires, UPSA et CLAVUCILLINE) sont calculés et représentés sur le tableau N° 35.

Tableau N° 35 : débits des polluants

*Débits	Comprimés et gélules	Pâtes alimentaires	Antibiotiques	Suppositoires (XENID)	UPSA	CLAVUCILLINE
Q(CO) g/s	$3,81 \cdot 10^{-3}$	$1,14 \cdot 10^{-4}$	$7,85 \cdot 10^{-2}$	$9,03 \cdot 10^{-3}$	$3,80 \cdot 10^{-2}$	$1,88 \cdot 10^{-4}$
Q(NO _x) g/s	$6,20 \cdot 10^{-2}$	$2,10 \cdot 10^{-1}$	$7,74 \cdot 10^{-2}$	$5,36 \cdot 10^{-3}$	$7,65 \cdot 10^{-2}$	$1,59 \cdot 10^{-1}$
Q(SO ₂) g/s	$1,79 \cdot 10^{-2}$	$2,52 \cdot 10^{-2}$	$4,42 \cdot 10^{-2}$	0	$3,77 \cdot 10^{-2}$	$1,56 \cdot 10^{-3}$
Q(poussière)g/s	$1,16 \cdot 10^{-2}$	$9,19 \cdot 10^{-3}$	$4,48 \cdot 10^{-2}$	$1,48 \cdot 10^{-2}$		

Les débits massiques (g/s) sont calculés en utilisant les deux équations suivantes,

$$Q_i = C_i V_n \quad (5)$$

Et

$$\text{Valeur}_{\text{référéncé}} = \text{valeur}_{\text{mesurée}} * [(21 - O_2 \text{ réf}) / (21 - O_2 \text{ mesurée})] \quad (9)$$

V.5.1 Étude de la dispersion des polluants gazeux issus de l'incinération des antibiotiques

Les résultats de la dispersion des polluants gazeux lors de l'incinération des antibiotiques alimentaires sont donnés sur le tableau N° 36.

Tableau N° 36 : Teneurs des polluants gazeux CO, NO_x, SO₂ et poussières calculées à différentes distances de la source d'émission pour le cas de l'incinération des antibiotiques,

Distance (m)	100	250	500	1000	Normes dans l'air ambiant (µg/m ³)[10]	Normes nationales [63] (µg/m ³)
σ_y	12,79	29,27	54,73	102,34	/	/
σ_z	7,30	16,82	31,63	59,48	/	/
C(x,0,0,H) µg/m ³ de CO	6,17 10 ⁻¹	16,17	10,44	3,74	30000*	/
C(x,0,0,H) µg/m ³ de NO _x	6,08 10 ⁻¹	15,94	10,29	3,69	200*	200 (centile 98)
C(x,0,0,H) µg/m ³ de SO ₂	3,47 10 ⁻¹	9,10	5,88	2,11	125*	350 (centile 99,9)
C(x,0,0,H) µg/m ³ de poussières	3,52 10 ⁻¹	9,23	5,96	2,14	70**	80

* Valeurs limites de concentrations issues des lignes directrices de l'OMS [10]

** Valeurs limites de concentrations issues des lignes directrices de la Banque Mondiale [63]

L'évolution spatiale des polluants gazeux et des poussières lors de l'incinération des antibiotiques est représentée sur la figure N° 33.

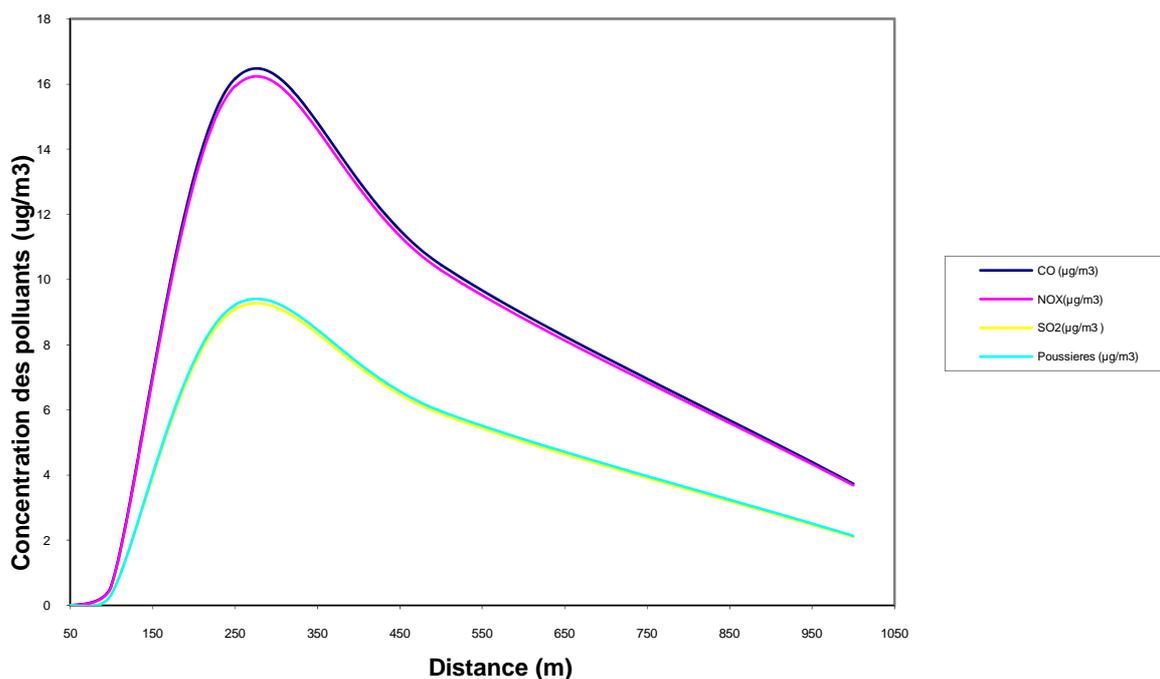


Figure N° 33 : Evolution de la concentration des polluants en fonction de la distance pour les antibiotiques

Les teneurs maximales des différents polluants restent inférieures à $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et ces maximas apparaissent à une distance d'environ 300m de la source, Par la suite les teneurs diminuent avec la distance.

Ainsi quelque soit l'éloignement de la source, les teneurs dans l'air ambiant restent largement inférieures aux normes algériennes et normes internationales et ne devraient poser aucun problème de santé pour la population exposée aux émissions d'ECFERAL.

V.5.2 Teneurs des NO_x émis lors de l'incinération de la CLAVUCILLINE.

Dans le cas de cette incinération, les NO_x émis atteignaient un niveau élevé.

Les résultats de la dispersion de ce polluant sont donnés sur le tableau N° 37.

Tableau N° 37: Teneurs des NO_x calculées à différentes distances d'émission pour CLAVUCILLINE.

Distance	100(m)	250(m)	500(m)	1000(m)	Normes dans l'air ambiant ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) [10]	Normes nationales [63] ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
σ_y	12,794	29,266	54,267	102,336	/	/
σ_z	7,367	16,976	31,921	60,023	/	/
$C(x;0,0,H)$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_x	0,93	9,61	5,31	1,82	125*	350 (centile 99,9)

La distribution spatiale des NO_x issus de l'incinération de la CLAVUCILLINE est représentée sur la figure N° 34.

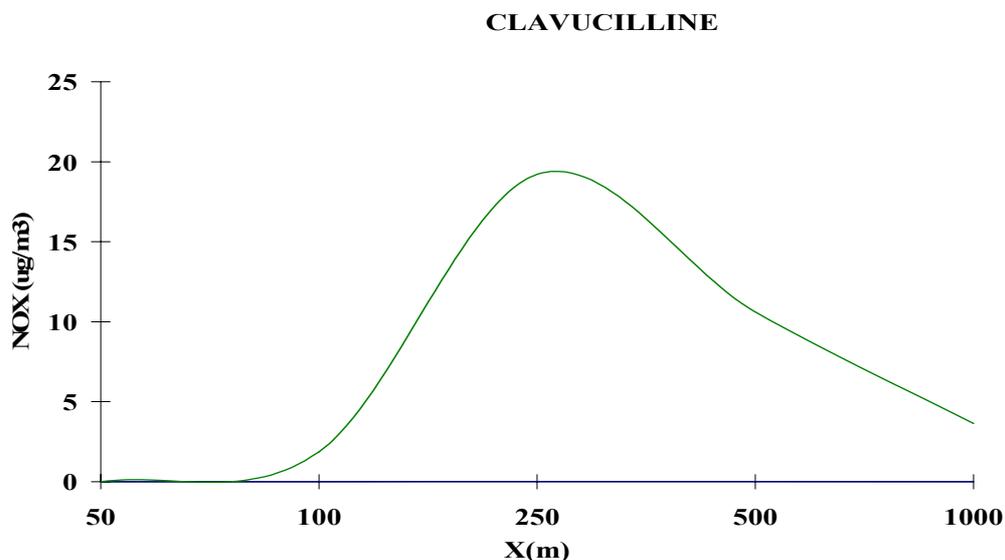


Figure N° 34 : Evolution de la concentration des NO_x en fonction de la distance pour la CLAVUCILLINE.

Les concentrations maximales des NO_x ne dépassent pas les 20 µg/m³.

Ce qui fait que toutes les concentrations aux différentes distances sont largement inférieures aux normes de la banque mondiale, de l'OMS [10], ainsi que les normes algériennes sur la qualité de l'air [63]. Il n'y a pas d'impact négatif sur la population.

V.5.3 Étude de la dispersion des poussières issues de l'incinération des suppositoires (XENID)

Les résultats de la dispersion des poussières issues de l'incinération des suppositoires (XENID) sont donnés sur le tableau N°38,

Tableau N° 38 : Concentrations des poussières pour les suppositoires (xenid), calculées à différentes distances de la source d'émissions.

Distance (m)	100	250	500	1000	Normes dans l'air ambiant (µg/m ³)[10]	Normes nationales [63] (µg/m ³)
σ_v	12,79	29,27	54,73	102,34	/	/
σ_z	7,30	16,82	31,63	59,48	/	/
C(x,0,0,H) µg/m ³ de poussières	1,16 10 ⁻¹	3,05	1,97	7,06 10 ⁻¹	70**	80

L'évolution des poussières en fonction de la distance de la cheminée est représentée sur la figure N° 35.

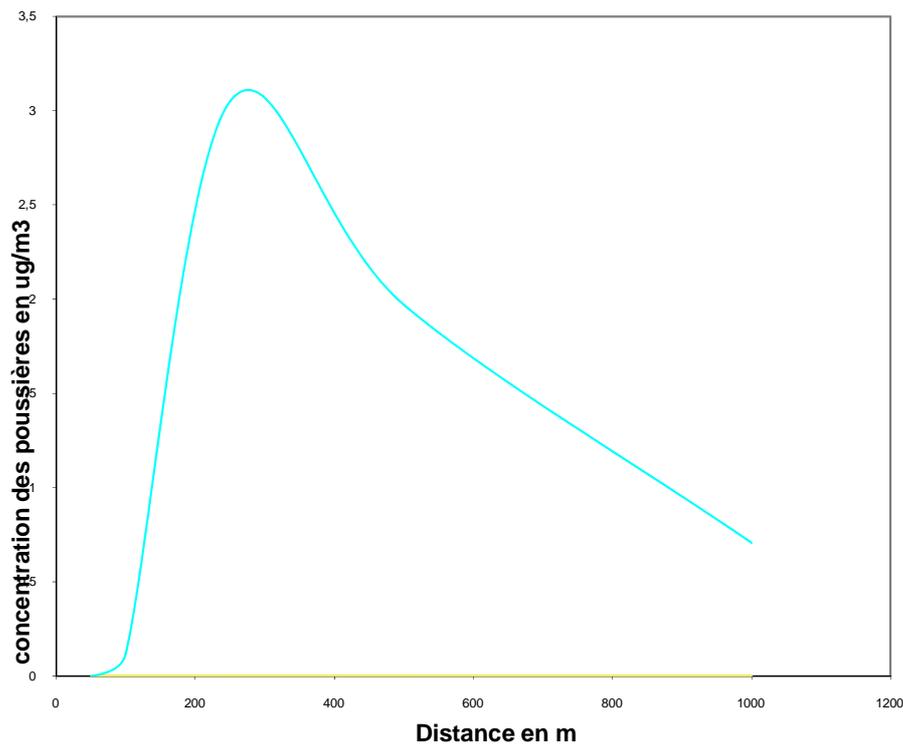


Figure N° 35 : Evolution de la concentration des poussières en fonction de la distance pour les suppositoires (XENID)

On remarque que les teneurs maximales en poussières atmosphériques ne dépassent pas les 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Là aussi on note que sur toutes les distances les teneurs demeurent largement inférieures aux normes de la banque mondiale, de l'OMS [10], ainsi qu'aux normes algériennes sur la qualité de l'air [63].

Conclusion :

Pour les conditions météorologiques considérées, et qui sont les moins favorables à une bonne dispersion, nous constatons que dans tous les cas et pour tous les polluants mesurés, l'apport de l'incinération des différents types de produits est faible en comparaison aux normes internationales et aux normes algériennes de la qualité de l'air.

L'impact environnemental de la station d'incinération par rapport à la pollution gazeuse et particulaire n'est toutefois pas négligeable, car aux émissions d'ECFERAL, il faudrait ajouter toutes les autres émissions provenant d'autres sources naturelles et artificielles (érosion des sols, resuspension des poussières, trafic routier, etc.).

CONCLUSION

Conclusion

Dans le cadre de ce travail, nous nous sommes intéressés à l'étude des émissions polluantes issues de l'incinération de divers déchets spéciaux.

L'incinérateur développé par l'entreprise ECFERAL est équipé d'un système de lavage des fumées dont nous avons testé l'efficacité. Les polluants suivis sont le CO, les NO_x, le SO₂ et les particules solides.

Les rejets liquides (eaux de lavage des fumées) et les mâchefers solides ont également fait l'objet d'une évaluation de la charge polluante qu'ils véhiculent.

Les résultats obtenus montrent qu'après traitement des fumées, les émissions en CO, NO₂ et SO₂ n'atteignent généralement pas des taux élevés. Pour ces polluants atmosphériques, les normes européennes de rejet et même les normes algériennes qui sont pourtant moins sévères, sont plus ou moins respectés. Pour les émissions de particules, les seuils limites sont par contre dépassés.

Pour réduire quelque peu les niveaux des émissions, il serait intéressant de mélanger des déchets riches en soufre ou en azote ou en chlore avec d'autres déchets moins riches en ces éléments.

L'étude de l'efficacité du système de lavage basique mis en place montre que l'élimination de la pollution acide atteint, avec environ 86%, un taux appréciable. Cette performance d'élimination du SO₂ ne suffit toutefois pas pour réduire à un niveau acceptable les émissions de particules.

Le suivi des températures, montre qu'elles ont une grande influence sur la formation du CO et des NO_x. En effet les faibles températures favorisent la formation du CO et des imbrûlés mais diminuent la formation des NO_x. Par contre les hautes températures favorisent la formation des NO_x par la formation des grandes quantités des NO thermique. Ainsi, le choix de la température est très important afin d'avoir des émissions qui respectent les normes de rejets.

Nous avons aussi constaté que les taux d'enfournement déterminés sur la base des PCI, permettent d'assurer des températures de chambre de combustion satisfaisantes sans un appoint des brûleurs.

Néanmoins l'utilisation des brûleurs plus puissants au niveau de la chambre de combustion dans la phase de préchauffage a permis d'assurer des températures de démarrage beaucoup plus importantes, ce qui a amélioré la qualité de la combustion au niveau de la chambre de combustion et même au niveau de la post combustion où on a enregistré des températures supérieures à 850 °C, comme exigé dans l'arrêté européen.

L'application du modèle de dispersion de Gauss aux émissions atmosphériques de l'incinérateur, montre que l'impact sur le voisinage est très limité et que la qualité de l'air de la zone environnante ne devrait pas être affectée par les émissions mesurés d'ECFERAL.

Conclusion

L'examen de la contamination des eaux de lavage par les métaux lourds montre que ces derniers n'atteignent pas des taux élevés. Les teneurs en MES sont par contre importantes. Un traitement par décantation filtration serait nécessaire.

L'étude des mâchefers, montre que la matière organique a subi une bonne incinération et que ces déchets solides qui ont un caractère inerte ne présentent pas de dangers potentiels pour une éventuelle mise en décharge ou réutilisation en travaux publics

Dans l'avenir, il serait important d'examiner les émissions en HCl, en COV ainsi que celles des dioxines et furanes.

Le système de traitement de fumée d'ECFERAL n'a aucune action sur les NO_x, si elle veut incinérer des déchets dangereux ayant une teneur en substances organiques halogénées, exprimée en chlore, supérieure à 1 %, la température doit être amenée à 1 100 °C pendant au moins deux secondes. Ce qui engendrera des émissions importantes en NO_x, qui nécessitera l'installation d'un système « Dénox » sur l'incinérateur existant ou bien sur une nouvelle installation d'incinération.

Une attention particulière doit être accordée aux températures des chambres de combustion et de post combustion, ainsi qu'au temps de séjour qui n'est toujours pas respecté dans l'installation d'ECFERAL.

Par ailleurs et au vu du tonnage important de déchets spéciaux produits et stockés il faudrait engager une sérieuse réflexion sur l'option que l'Algérie doit choisir sur le devenir des déchets spéciaux, soit l'incinération correcte respectant les normes environnementales, soit la mise en décharge en centre d'enfouissement technique après un traitement d'inertage de ces déchets.

Références bibliographiques

- 1) **GUERIN.L** Devenir des polluants inorganiques contenus dans les résidus solides issus de la combustion des déchets ménagers. Spéciation et élaboration de tests de mobilité en vue de leur stockage ou de leur valorisation. Thèse de doctorat, 2000, université de Toulon et du var U.F.R. de sciences et techniques.
- 2) **MAES.M**, La maîtrise des déchets industriels, Editions Johanet, Paris, 1990.
- 3) **Gestion des déchets**. AFNOR, Paris, 1997.
- 4) **LEROY.J.B**, Les déchets et leur traitement, collection que sais-je ?, Paris, 1994.
- 5) **Guide pour l'élimination et la valorisation des déchets industriels**, Cahiers techniques de la direction de la prévention des pollutions, n° 08, 1982.
- 6) **SOARES.R**, Conception et évaluation d'un système de bases de connaissances pour l'élimination des déchets, thèse de doctorat, INSA de Lyon, 1994.
- 7) **Treatment and disposal methods for waste chemicals, International Register of Potentially Toxic Chemicals**, Programme environnement des Nations Unis, ONU, Publication n°E.85.III.D.2, Genève, 1985.
- 8) **BELAKHOWSKY.S**, Introduction aux combustibles et à la combustion, Editions techniques et documentation, Paris, 1976.
- 9) **Traitements thermiques**, Techniques de l'ingénieur p2050, pp 1-18.
- 10) **BICOCCHI .S**, Les polluants et les techniques d'épuration des fumées (cas des unités thermiques de traitement des déchets): Etat de l'art, Editions techniques et documentation, Paris, 1998
- 11) **ROSSI**, incineration of Municipal and hazardous solid wastes, Editions Mc Graw Hill 1989, pp188, New-York, London.
- 12) **EVREN.E and B.Y. KARA**, Hazardous waste management problem: The case for incineration. Computers & Operations Research, Volume 34, Issue 5, May 2007, pp 1424-1441.
- 13) **WERTHER.J**, Gaseous emissions from waste combustion, Journal of Hazardous Materials, Volume 144, Issue 3, 18 June 2007, Pages 604-613
- 14) **AYLÓN.E, MURILLO.R, FERNÁNDEZ-COLINO.A, ARANDA.A, GARCÍA.T, CALLÉN M.S and A.M. MASTRAL**, Emissions from the combustion of gas-phase products at tyre pyrolysis. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, Volume 79, Issues 1-2, May 2007, pp210-214.
- 15) **DE SOETE.G.G**, Mécanismes de formation et de destruction des oxydes d'azote dans la combustion, Revue Générale thermique tome XXVIII n° 330-331 / Juin, Juillet, 1989, pp356, 360-361, 359.

- 16) **LE GOUX J.Y. et C.LE DOUCE**, L'incinération des déchets ménagers, Editions Economica – 1995, Paris.
- 17) **Fiche toxicologique de l'INRS** sur le SO₂ FT n°41.
- 18) **COREY.R.C**, Principles and practises of incineration, Editions Mc Graw Hill, 1969 New-York, London.
- 19) **GHANINE.G**, Incidences de l'incinération sur les émissions conventionnelles du four à ciment, - Ciment- béton, chaux, plâtre n°791, avril 1991-, pp 215-218.
- 20) **Fiche toxicologique de l'INRS** FT n°13- mise à jour 1992.
- 21) **Encyclopédie des gaz Air liquide** /Division scientifique 1976, pp 771-778.
- 22) **DOTREPPE, GRISARD**, Déchets solides industriels urbains , traitement et valorisation des déchets, Cebedos 1986.
- 23) **BOUSCAREN, COVIAUX, FINET**, Le point sur la contribution de l'acide chlorhydrique dans la pollution de l'air, conférence de l'AGHTM, Nancy 3/7 Juin 1987.
- 24) **WEY.M.Y, K.LIU , W.J.WU, C.L.LIN and F.Y .CHANG** , Influence of chlorine content on emission of HCl and organic compounds in waste incineration using fluidized beds, waste management , Volume 28, Issue 2, 2008, Pages 406-415.
- 25) **C. et T. CIBIEUDE**, les rouages économiques de l'environnement – Editions de l'atelier-1993.Ivry-sur-Seine , FRANCE
- 26) La pollution par les composés organochlorés, monographies scientifiques sur les polluants chimiques - collection environnement -1974- pp 90.
- 27) **SADHRA.S and A.D. WHEATLEY**, Polycyclic aromatic hydrocarbon emissions from clinical waste incineration. Chemosphere, Volume 66, Issue 11, February 2007, pp2177-2184
- 28) **Les odeurs et les nuisances olfactives** (cahiers techniques de la prévention et de la pollution de la direction de la prévention de l'environnement), n°15, Ministère de l'environnement français, service de l'environnement industriel.
- 29) **MAES.M**, options déchets , Editions Johanet , 1992 , pp517, 531-573, Paris.
- 30) **MANAHAN.S.E**, Environmental chemistry, LEWIS PUBLISHERS, 1994, Chelsea.
- 31) **MAGILL, HOCDEN**, Air pollution handbook, 1956, pp 9-26
- 32) **La dioxine et ses analogues** –Rapport commun n°4-Académie des sciences (CADAS) Septembre 1994, pp 70, 23, 57.

- 33) **SCHAUB W.M and W.TSANG**, Dioxin formation in incinerators, Environmental Science and Technology, 1983, 17(12) , pp721.
- 34) **NAIWADI, ALBRECHT , KARASEK** , Mecanism of formation of PCDD/F in industrial waste incineration and a method of prevention of their formation. Chemosphere, vol27-1-3, 1993, pp 335-342.
- 35) **KAKUTA Y, MATSUTO.T, TOJO.Y and H. TOMIKAWA**, Characterization of residual carbon influencing on de novo synthesis of PCDD/Fs in MSWI fly ash. Chemosphere, Volume 68, Issue 5, June 2007, pp 880-886.
- 36) **WANG.H.C, HWANG.J.F, CHI K.H and M.B.CHANG**, Formation and removal of PCDD/Fs in a municipal waste incinerator during different operating periods. Chemosphere, Volume 67, Issue 9, April 2007, Pages S177-S184
- 37) **HAIJIME. T**, Characteristics of dioxin emissions at startup and and shutdown of MSW incinerators. Chemosphere, volume 66, issue 6, January 2007, pp 1123-1130.
- 38) **ADRIAN.M and P.T.WILLIAMS**, Influence of temperature on PCDD/PCDF .desorption from waste incineration fly ash under nitrogen. Chemosphere, volume 66, issue 6, January 2007, pp 1146-1152.
- 39) **FENDELEUR S., G. TROUVE, et L. DELFOSSE**, Métaux lourds et incinération de déchets industriels, localisation et spéciation dans les cendres volantes et les mâchefers. Sciences et Techniques 12,1998, pp 21-26.
- 40) **FERNANDEZ M.A., L. MARTINEZ, M. SEGARRA., J.C. GARCIA, and F. ESPIELI**, Behavior of heavy metals in the combustion gases of urban waste incinerators. Environmental Science and Technology 26(5), 1992, pp 1040-1047.
- 41) **FENDELEUR S., TROUVE G., et DELFOSSE L.** Métaux lourds et incinération de déchets industriels, localisation et spéciation dans les cendres volantes et les mâchefers. Sciences et Techniques, 1998, pp 12, 21-26.
- 42) **FERNANDEZ M.A., MARTINEZ L., SEGARRA M., GARCIA J.C., and ESPIELI F.** (1992) Behavior of heavy metals in the combustion gases of urban waste incinerators. Environmental Science and Technology 26(5), 19992, pp1040-1047.
- 43) **LIU.Z.S**, Control of heavy metals during incineration using activated carbon fibers. Journal of Hazardous Materials, Volume 142, Issues 1-2, 2 April 2007, pp 506-511
- 44) **MANAHAN.S.E**, HAZARDOUS Waste Chemistry, toxicology and treatment, LEWIS PUBLISHERS, 1990, Chelsea.
- 45) **HULHARD .W**, **Séparation des poussières et des vésicules liquides, Techniques de l'ingénieur, génie des procédés, A5700**, 1979
- 46) **BOISSEAU .P**, Le gisement des MIOM en France : le parc d'usine, les grandes tendances, incinération, résidus produits, résidus valorisés. In : Quel avenir pour les MIOM ?, Orléans : BRGM, 2001, pp 75-80.

- 47) **DEMMICH. J**, Gestion des résidus issus d'usines d'incinération. Techniques, Sciences, Méthodes, N° 5 , mai 1995, pp 417-421.
- 48) **KERBACHLR**, Cours de pollution atmosphérique 1995, ENP, Alger.
- 49) **CLICQUOT DE MONTEQUE.C**, Usines d'incinération d'ordures ménagères : Choisir son traitement de fumée, Pollution atmosphérique, Janvier-Février 1999, pp 6573.
- 50) **AMOKRANE.H**, Etude expérimentale et modélisation de l'absorption du dioxyde de soufre en milieu dispersé liquide, Thèse Sci, Institut National Polytechnique de Toulouse, 1993.
- 51) **ESSON.J.P**, Dépoussiéreur à champ électrique avec pulvérisation de liquides : Efficacité pour l'absorption des gaz, thèse Sci, Université Claude Bernard, Lyon 1, 1978.
- 52) **DOTREPPE.N, GRISARD**, Déchets solides industriels et urbains (traitement, destruction et valorisation) —Edition CEBE Doc – 1986.
- 53) **DAVIS , CORNWELL**, Introduction to environmental engineering, Mc Graw Hill , 2d Edition, 1991, New-York, London.
- 54) **HIS. H. C, WANG.L.C and TSUNG-HSIEN YU**, Effects of injected activated carbon and solidification treatment on the leachability of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from air pollution control residues of municipal waste incineration. Chemosphere, Volume 67, Issue 7, April 2007, pp 1394-1402
- 55) **MIZIER.M.O**, La mesure des gaz à l'émission, Décision environnement n°40, octobre 1995, pp 31-36.
- 56) **BICOCCHI .S**, Les techniques de dépoussiérage des fumées industrielles : Etat de l'art, Editions techniques et documentation, Paris, 2002.
- 57) **Recommandations sur la mesure des polluants atmosphériques des installations fixes**, Etat: mai 2001, Laboratoire fédéral d'essai des matériaux et de recherches sur mandat de l'OFEPF
- 58) **Monographie de l'ADEME**, les déchets arsenicaux -1991, pp 3-4.
- 59) **FINET.C** « L'incinération des déchets et son adaptation à la réglementation européenne », TSM-l'eau, n°0,1991, pp 16-20.
- 60) **BRUNNER .C.R**, Handbook of incineration systems, Editions Mc Graw Hill, 1991, pp 714, New-York, London.

- 61) **Arrêté européen du 20 septembre 2002**, relatif aux installations d'incinération et de co-incinération de déchets dangereux (journal officiel du 1er décembre 2002).
- 62) **Décret exécutif n° 06-141 du 16 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 15 avril 2006** réglementant l'émission dans l'atmosphère de gaz, fumées, vapeurs, particules liquides ou solides, ainsi que les conditions dans lesquelles s'exerce leur contrôle.
- 63) **Décret exécutif n° 06-02 du 7 Dhou El Hidja 1426 correspondant au 7 janvier 2006** définissant les valeurs limites, les seuils d'alerte et les objectifs de qualité de l'air en cas de pollution atmosphérique (journal officiel de la république algérienne n° 01 du 08 janvier 2006).
- 64) **Décret exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 avril 2006** définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels (Journal officiel de la république algérienne n° 26 du 23 avril 2006).
- 65) **Ministère Français de l'environnement, circulaire DPPR/SEI/SPSIED/FC/FC n°94-IV-1 du 9 mai 1994** relative à l'élimination des mâchefers d'incinérations de résidus urbains .1994.
- 66) **BENSE.P, C.BOUCHENY**, Utilisation des mâchefers d'incinération d'ordures ménagères en techniques routières. In : Journée Technique LCPC du 28 mars 2001 : Ecocompatibilité des mâchefers et durabilité des mâchefers d'incinération d'ordures ménagères utilisés en construction routière, 2001.
- 67) **BOUCHELAGHEM A, MAGNIE M.C, et GASTINE E**, Confortement de carrières à l'aide de mâchefers stabilisés. Technique, Science, Méthode N° 4, avril 1997, pp 35-44.
- 68) **BUCHHOLZ B.A. and LANDSBERGER S**, Trace metal analysis of size-fractioned municipal solid waste incinerator fly ash and its leachates. Journal of Environmental Science and Health, part. A, Environmental Science and Engineering, 1993, pp 28, 423-441.
- 69) **COUGHANOWR C. ET HUBSCHER V**, Impact des mâchefers utilisés en technique routière. CREED, 1996
- 70) **HUBSCHER V**, Valorisation de mâchefers d'incinération d'ordures ménagères. Comparaison d'études d'impact sur le terrain et en laboratoire (lysismètres), Th., Université de Strasbourg I, 1998.

Annexe

Annexe 01

Coefficients a, b, c en fonction de la classe atmosphérique et de la distance.

Classe	a	b	c	X (m) $\leq X_1$
A	0.4	0.125	1.03	250
B	0.295	0.119	0.986	1000
C	0.2	0.11	0.911	1000
D	0.13	0.105	0.827	1000
E	0.098	0.1	0.778	1000

Catégories de stabilité de l'atmosphère.

Vitesse de vents (m)	jours			nuit	
	Radiation solaire mW/cm² insolation diurne			Ciel couvert par des nuages claire ou par plus de 4/8 bas	Couverture nuageuse < a 3/4
	Forte ≥ 60	Modérée 30-60	Faible ≤ 30		
<2	A	A-B	B	-	-
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	B	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

- A: fortement instable
- B: modérément instable
- C : instable1
- D : neutre
- E : stable
- F : très stable

Annexe 02

Spectrométrie d'absorption atomique « SAA » :

La spectrométrie d'absorption atomique permet l'analyse quantitative des éléments minéraux contenus dans un échantillon d'eau. Elle est basée sur le phénomène d'absorption de radiation en phase vapeur.

Les principales techniques mettant en jeu la spectroscopie atomique utilisée en analyse chimique sont :

L'émission de flamme, telle que nous avons utilisée.

L'émission d'arc ou d'étincelle (voie électrique).

Dans l'absorption atomique avec flamme (air/acétylène), l'échantillon d'eau qui contient les éléments métalliques recherchés, est dispersé en nuage de fines gouttelettes dans la flamme. Les métaux ainsi libérés forment un plasma d'atomes libres.

La pulvérisation d'une solution d'eau contenant des métaux dans une flamme se caractérise par une décomposition et une dissociation à l'état atomique des traces métalliques.

Les atomes des métaux sont ainsi excités thermiquement par la flamme, et leur retour à l'état fondamental s'accompagne de l'émission d'une radiation dont la longueur d'onde est spécifique de l'élément recherché est dont l'intensité est directement proportionnelle à la concentration.

Chaque élément, a donc une lampe spécifique (lampe à cathode creuse) qui émet la lumière à une longueur d'onde spécifique.

Un monochromateur est utilisé pour isoler la longueur d'onde individuelle sélectionnée, pour l'analyse de l'intensité qui est mesurée par le détecteur.

Une flamme est utilisée pour produire des atomes libres, qui vont absorber la lumière de la lampe à une certaine longueur d'onde. Il en résulte une baisse de l'intensité de la lumière enregistrée au niveau du détecteur.

La mesure de la diminution de cette énergie, permet de mesurer la quantité d'élément rencontré, par le faisceau de photons.

En comparant l'absorption mesurée d'un élément inconnu, avec celle d'une série de standards de concentration connue (étalons), la concentration de l'élément inconnu, peut être calculée ou déduite de la droite d'étalonnage par extrapolation.

Annexe 03

Méthodes d'analyse

1) Mesure de la DCO :

a) Principe :

Dans les conditions définies, certaines matières contenues dans l'eau sont oxydées par un excès de dichromate de potassium, en milieu acide et en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure, l'excès de dichromate de potassium est dosé par le sulfate de fer et d'ammonium (sel de Mohr).

b) Réactifs :

- Eau distillée ou déminéralisée.
- Sulfate de mercure cristallisé Ag_2SO_4 .
- Sulfate de fer d'ammonium $(\text{NH}_4)_2[\text{Fe}(\text{SO}_4)_2] \cdot 6\text{H}_2\text{O}$.
- Sulfate d'argent cristallisé Ag_2SO_4 .
- Acide sulfurique H_2SO_4 ($d=1.84$).
- Solution de férroïne $\text{C}_{36}\text{H}_{24}\text{FeN}_6\text{O}_4\text{S}$.

c) Préparation des solutions :

- Solution de sulfate d'argent :
 - Sulfate d'argent cristallisé 5.4g.
 - Acide sulfurique ($d=1.84$) 545 ml.
- Solution dichromate de potassium $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 0.25N :
 - Dichromate de potassium (séché 2 heures à 150°C) 12.25g.
 - Eau déminéralisée 1000 ml.
- Solution de fer et d'ammonium (sel de Mohr) 0.25N.
 - Sulfate de fer et d'ammonium cristallisé 4.902g.
 - Eau déminéralisée 100ml.
 - Acide sulfurique 2 ml.

Le titre de cette solution doit être vérifié tous les jours.

d) Modes opératoire :

- Introduire 20 ml de l'échantillon dans un becher.
- Ajouter une pincée de sulfate de mercure et 30 ml de la solution sulfurique de sulfate d'argent.
- Agiter jusqu'à parfaite dissolution.
- Ajouter 10 ml de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 0.25N.
- Mettre le DCO mètre en marche pendant 2 heures et à 150°C .
- Laisser refroidir.
- Diluer à 200 ml avec de l'eau distillée.
- Ajouter quelques gouttes de la solution de férroïne.
- Doser avec la solution de sel de Mohr 0.25 N jusqu'à obtention du virage au rouge violacé.

La même procédure sera utilisée sur un échantillon de 20 ml d'eau distillé pour déterminer le volume nécessaire au dosage du blanc.

$$\text{DCO}(\text{mg d'O}_2/\text{l}) = \frac{8000(V_0 - V_1)T}{V}$$

Avec:

V0: Volume de sel de Mohr à blanc.

V1 : Volume de sel de Mohr de l'échantillon.

V : Volume de la prise d'essai.

T : Titre de sel de Mohr.

Annexe 04

Matières en suspension (MES)

Définition: La matière en suspension est la quantité de matière qu'un échantillon d'eau contient après filtration sur un filtre en fibres de verre avec pores de 1,5 µm lorsqu'on la fait sécher à 105°C.

Mode opératoire:

- Identifier par gravure à la spatule votre pèse-tare d'aluminium;
- Peser ensemble le pèse-tare et un filtre pré-traité, au dixième de mg près;
- Filtrer 100 ml d'eau usée sur le filtre;
- Faire sécher le filtre et son résidu dans une étuve à 105°C durant 24 heures;
- Mettre au dessiccateur;
- Peser de nouveau; • Calculer les MES avec la formule suivante:

$$\frac{(P_2 - P_1) \times 1000}{V}$$

P1 = poids du filtre (vide) avant filtration;

P2 = poids du filtre séché après 24 heures;

V = volume de l'échantillon.