



RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR  
ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



## UNIVERSITÉ DE BATNA

FACULTÉ DES SCIENCES DE L'INGÉNIEUR

DÉPARTEMENT DE MÉCANIQUE

MÉMOIRE PRÉSENTÉ POUR L'OBTENTION DU DIPLÔME DE

**MAGISTÈRE**

EN

**GÉNIE MÉCANIQUE**

Option : **ENERGÉTIQUE**

PAR

**MOKRANE CHAABANE**

**OPTIMISATION DE LA COMBUSTION  
AU SEIN D'UN INCINÉRATEUR DE DECHETS SOLIDES  
POUR REDUIRE LES EMISSIONS NOCIVES : CAS DES  
NO<sub>x</sub>**

Soutenu publiquement le: ... / ... / .....

Devant le Jury :

|            |                         |            |
|------------|-------------------------|------------|
| S. Rahal   | Prof. U. de Batna       | Président. |
| B. Adouane | M.C. U. de Batna        | Rapporteur |
| M. Kadja   | Prof. U. de Constantine | Examineur  |
| M. Zeroual | M.C. U. de Batna        | Examineur  |

## **Dédicaces**

**A mes parents**

**A ma femme**

**A mes enfants**

## REMERCIEMENTS

(اللهم لك الحمد أولاً وآخراً)

Je tiens à remercier chaleureusement Monsieur Dr. Adouane Belkacem <sup>(1)</sup>, pour l'enthousiasme et la compétence avec lesquels il a encadré ce travail en qualité de directeur de thèse et pour son disponibilité. Qu'il trouve ici ma profonde reconnaissance et respect, de m'avoir fait bénéficier de son expérience et de m'avoir fait confiance dans les orientations scientifiques de ce mémoire.

Je tiens à remercier tout particulièrement Monsieur Dr.M.Brioua directeur de la post graduation au département de mécanique pour son soutien et ses conseils pédagogiques qui m'ont été toujours utiles.

J'exprime également toute ma gratitude à Monsieur Pr.A.soudani, chef de département de physique à la faculté des sciences, pour m'avoir accueilli dans son équipe au LEPA pendant la période de réalisation de ce travail. Que les autres membres de l'équipe, en particulier Dr.K.Fouad, soient aussi remerciés pour leur soutien amical et leur disponibilité.

Je remercie aussi avec beaucoup de respect le professeur M.Siameur <sup>(2)</sup> pour tous ce que j'ai appris de lui comme connaissances et outils de travail, notamment en matière de turbulence dont il est le meilleur.

Je remercie la direction du C.H.U de Batna et particulièrement les membres de l'hygiène et sécurité ainsi que l'ouvrier opérateur de l'incinérateur de l'hôpital pour l'aide aux visites et l'accès à la documentation.

Mes remerciements s'adressent aussi à Monsieur Docteur Rahal Samir <sup>(3)</sup>, pour son acceptation pour participer et présider ce jury est une grande preuve de confiance sur la qualité de ce travail.

Mes remerciements s'adressent aussi à Monsieur Professeur Kadja Makhlouf <sup>(4)</sup>.C'est un grand honneur qu'il me fait par son acceptation d'être un membre de jury d'évaluation de ce travail.

J'exprime également ma profonde gratitude à Monsieur Docteur Zeroual Moustafa <sup>(5)</sup>, pour l'honneur qu'il me fait par son acceptation d'être un membre de jury d'évaluation et pour sa confiance quant à l'appréciation de ce travail.

Je n'oublierais jamais de remercier vivement mon collègue Fethi.B pour son grand aide et je le souhaite une bonne réussite dans sa préparation du doctorat.

En fin je remercie ma famille, spécialement mes parents et ma chère femme qui ma toujours encourager. Leur soutien inconditionnel sans lequel ce manuscrit n'aurait jamais pu voir le jour, sans oublier mes proches amis Rafik.M , Hassen.A et Nbil.B qui ont été si présent, et n'ont jamais cessé de m'encourager.

---

<sup>(1)</sup> Maître de Conférence au Département de physique, Université Hadj Lakhdar - Batna

<sup>(2)</sup> Professeur au Département de mécanique, Université Hadj Lakhdar - Batna

<sup>(3)</sup> Professeur au Département de mécanique, Université Hadj Lakhdar - Batna

<sup>(4)</sup> Professeur au Département de mécanique, Université Mantouri - Constantine

<sup>(5)</sup> Maître de Conférence au Département de Physique, Université Hadj Lakhdar - Batna

# Table des matières

|   |    |
|---|----|
| Introduction.....   | 1  |
| Chapitre I : Généralités et étude bibliographique .....                   | 3  |
| 1.1 Modélisation CFD de la combustion des DSM.....                        | 3  |
| 1.2 Synthèse de quelques travaux effectués sur le sujet.....              | 4  |
| Chapitre 2 : Différents scénarios de traitement des déchets solides ..... | 10 |
| 2.1. Définition .....   | 10 |
| 2.2. Classification des déchets.....                                      | 10 |
| 2.3. Catégories de déchets .....  | 10 |
| 2.4. Cheminement des ordures .....  | 11 |
| 2.5. Modèle E – T – S (Entrée-Traitement-Sortie) .....                    | 11 |
| 2.6. Techniques utilisées.....  | 11 |
| 2.6.1 L'enfouissement technique .....                                     | 12 |
| 2.6.2. Le compostage .....  | 14 |
| 2.6.3. L'incinération .....   | 15 |
| 2.6.4. Autres techniques de gestion .....                                 | 17 |
| 2.6.5. Opportunités et Contraintes .....                                  | 17 |
| Chapitre 3 : Incinération et choix de l'incinérateur .....                | 18 |
| 3.1. L'incinération .....   | 18 |
| 3.1.1. Pourquoi l'incinération des déchets solides (DS)? .....            | 18 |
| 3.1.2. C'est quoi l'incinération ?.....                                   | 18 |
| 3.1.3. Comment ça marche ?.....   | 20 |
| 3.1.4. Les avantages de l'incinération .....                              | 22 |
| 3.1.5. Les inconvénients de l'incinération :.....                         | 22 |
| 3.1.6. Aspects techniques de l'incinération .....                         | 23 |
| 3.1.6.1. L'incinération des déchets industriels spéciaux (DIS) .....      | 23 |
| 3.1.6.3. Les combustibles dérivés des déchets.....                        | 24 |
| 3.1.6.4. La pyrolyse / thermolyse et la gazéification thermique .....     | 24 |
| 3.1.7. Les effets de l'incinération sur la santé et l'environnement ..... | 24 |
| 3.1.7.1. Les dioxines.....  | 24 |
| 3.1.7.2. Le dioxyde de carbone (CO <sub>2</sub> ): .....                  | 25 |
| 3.1.7.3. Les oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> ): .....                     | 25 |
| 3.1.7.4. Le dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> ): .....                   | 26 |
| 3.1.7.5. L'acide chlorhydrique (HCl): .....                               | 26 |

|   |     |
|---|-----|
| 3.1.7.6. Les métaux lourds: .....   | 26  |
| 3.2 Choix du model d'incinérateur à modeler.....                                    | 27  |
| 3.2.2. Incinérateurs – SARL GENIN MEDICAL - .....                                   | 28  |
| 3.2.3.2. Les bruleurs Cuenod NC12, NC16 et NC21 GX .....                            | 31  |
| Chapitre 4 : Théorie de combustion .....  | 33  |
| 4.1. Composition de l'air sec standard.....   | 33  |
| 4.2. Stœchiométrie de combustion.....   | 33  |
| 4.3. Mélange pauvre (Fuel Lean Mixture).....  | 35  |
| 4.4. Mélanges non-Stœchiométriques.....   | 35  |
| 4.5. Conditions de non-Stœchiométrique.....   | 36  |
| 4.6. Phénomènes intervenants lors de la combustion des déchets solides.....         | 37  |
| Chapitre 5 : Modélisation de la formation des NOx par FLUENT.....                   | 43  |
| 5.1. Vue générale .....   | 43  |
| 5.2. Équations gouvernantes pour le transport de NOx .....                          | 44  |
| 5.3. Formation de NOx thermiques.....   | 45  |
| 5.4. Formation de prompt NOx .....  | 49  |
| Chapitre 6 : Approche de simulation numérique .....                                 | 60  |
| 6.1. La simulation numérique (CFD) comme outil d'optimisation de la combustion..... | 60  |
| 6.1.1 Pourquoi la simulation numérique (CFD) ? .....                                | 60  |
| 6.1.2. Qu'est-ce que la simulation numérique (CFD)?.....                            | 60  |
| 6.1.2.1. CFD: Domaine de calcul .....   | 60  |
| 6.1.2.2. CFD : Principes de base.....   | 60  |
| Données issues des calculs pour le combustible et l'air : .....                     | 65  |
| 6.3. Modélisation FLUENT .....  | 65  |
| 6.4. Principales étapes de simulation sous FLUENT .....                             | 67  |
| 6.4.1. Combustion homogène : combustible (gaz naturel + air).....                   | 67  |
| 6.4.2. Combustion hétérogène : (gaz naturel + air) + (déchets solides) .....        | 70  |
| 6.4.3. Prédiction des NOx.....  | 71  |
| Chapitre 7 : Résultats et discussion .....  | 75  |
| 7.1. Combustion homogène : combustible (gaz naturel + air ; avec $\lambda=1$ )..... | 75  |
| 7.2. Combustion hétérogène : (gaz naturel + air) + (déchets solides) .....          | 82  |
| Conclusions et perspectives .....   | 106 |
| Annexe .....  | 110 |
| Bibliographie .....   | 113 |

## Nomenclature

### Liste des abréviations

- CET : Centre d'enfouissement technique
- CSD : Centre de stockage des déchets
- CFD: computational fluid dynamic
- COD : carbone organique dégradable
- COV : composé organique volatil
- DSM : Déchets solides ménagères
- DIS : déchets industriels spéciaux
- MIOM : mâchefers d'incinération des ordures ménagères
- MO: matière organique
- NO<sub>x</sub> : oxydes d'azote
- OM : Ordures ménagères
- PED: Pays en développement
- PI: pays industrialisés
- PCI : pouvoir calorifique inférieur
- PCS : pouvoir calorifique supérieur
- PDF: probability density function
- POPs : Polluants organiques persistants
- PVC: polyvinyle de chlorure
- ppm : partie par million
- RDF : refuse derived fuel (combustible dérivé des déchets)
- STP : standard-température-pression
- UIOM: unité d'incinération des ordures ménagères
- UTOM : Unité de traitement des ordures ménagères
- VOF: Volume Of Fluide (Modèle pour multiphases ou multifluides)

## Liste des symboles

$a$  : l'ordre de réaction

$A/C$  : Le rapport stœchiométrique de masse d'air/combustible

$c_p$  : chaleur massique à pression constante  $J\ kg^{-1}\ K^{-1}$

$D$  : coefficient de diffusion effective

$d_p$  : diamètre de particule

$h$  : coefficient de convection ( $w/m^2.k$ )

$h$  : L'enthalpie spécifique (kj/kg)

$I^+, I^-$  : densités de flux rayonnées ( $w/m^2$ )

$K$  : constante de taux pour les réactions ( $m^3 /gmol-s$ )

$M, m$ : masse (kg)

$\bar{M}$  : Poids moléculaire (kg/kmole)

$n$  : nombre de mole

$Nu$  : nombre de Nuselt

$P_b$  : puissance brûleur en kW

$P$  : puissance chaudière en kW

$Pe$  : nombre de Peclet

$P$  : pression (atm, ;Pa ; kPa)

$P_i$  : pression partielle ( kPa)

$\dot{Q}_{ray}$  : puissance rayonnée( $w$ )

$Re$  : nombre de Reynolds

$R$  : rendement chaudière en %

$\bar{R}$  : Constante universelle (8.314 kJ/kmol K)

$S$  : terme source dans l'équation de transport

$T$  : température (K) ;  $\bar{T}$  : température moyenne (k)

$X$  = fractions de mole

$Y$  : fraction massique

$S$  : terme de source ( $\text{kg/m}^3 \cdot \text{s}$ )

$V$  : volume ( $\text{m}^3$ )

$v$  : vitesse ( $\text{m/s}$ )

$\lambda$  : Rapport stœchiométrique

$\phi$  : Le rapport d'équivalence

$\rho$  : masse volumique ( $\text{kg m}^{-3}$ )

$\mu$  : viscosité dynamique ( $\text{kg/m.s}$ )

$\Omega$  : surface [ $\text{m}^2$ ]

### **Les indices**

g : gaz

p : particule

$\alpha, \beta$  : nombre d'atomes

f : forward (avant)

r : reverse (renversé)

## Liste des figures

**Fig. 1-1 : représentation de la géométrie 3-D de l'incinérateur étudié par MENARD**

**Figure 1.2 Carte des températures (°C) du solide dans le lit d'OM sur grille**

**Fig.1-3 : l'incinérateur modelé par AHMAD HUSSAIN et coll.**

**Fig. 2-1 : schémas du cheminement des ordures**

**Fig. 2-2 : schémas du model E – T – S**

**Fig. 2-3 : illustration d'un lieu d'enfouissement**

**Fig. 2-4 : Fabrication d'un compost (d'après Microsoft ® Encarta ® 2009).**

**Fig. 2-5 : illustration d'une station d'incinération**

**Fig. 3-1 : schéma du dispositif de Four rotatif à postcombustion**

**Fig.3-2 : Schéma en d'un incinérateur de déchets ménagers**

**Fig.3-3 : Modèle de l'incinérateur MI-H 3000**

**fig.3-4 : schéma du bruleur ATT- 10, [GHIA , 2000]**

**Fig.3-5 : schéma du bruleur NC12... développé par Cuenod**

Fig. 3-6 : forme et dimensions de l'incinérateur choisi

Fig. 3-7 : dimensions du bruleur

**Fig. 4-1 : Représentation schématique de la combustion dans la couche d'OM**

Fig. 5-1: modèle simplifié de formation de NOx combustibles

Fig. 5-2: NOx Combustible à partir du cyanure d'hydrogène intermédiaire (HCN)

Fig. 5-3: NOx Combustible à partir de l'ammoniaque intermédiaire (NH<sub>3</sub>)

Fig.7-1: contours de la température statique (x=0.5et x=1.5)

Fig.7-2: contours de la température statique (z=0.5)

Fig.7-3: la température statique en fonction de la position longitudinale

Fig.7-4: fraction massique du CH<sub>4</sub> en fonction de la position longitudinale

**Fig.7-5: fraction massique de CO en fonction de la position longitudinale**

Fig.7-6: fraction massique de CO<sub>2</sub> en fonction de la position longitudinale

Fig.7-7: fraction massique de O<sub>2</sub> en fonction de la position longitudinale

Fig.7-8: fraction massique de H<sub>2</sub> en fonction de la position longitudinale

Fig.7-9: fraction massique des polluants NO en fonction de la position longitudinale

**Fig.7-10: vitesse de formation de NO en fonction de la position longitudinale**

**Fig.7-11: vitesse de formation de NO thermique en fonction de la position**

**Fig.7-12: vitesse de formation de NO prompt en fonction de la position**

**Fig.7-13: vitesse de formation de NO combustible en fonction de la position**

**Fig.7-14: température statique en fonction de la position longitudinale**

**Fig.7-15: champ de température statique (coupe pour Z=0.5)**

Fig.7-16: champ de température statique (coupe pour X=0.5 et X=1.5)

**Fig.7-17: fraction massique de H<sub>2</sub> en fonction de la position longitudinale**

**Fig.7-18: fraction massique de O<sub>2</sub> en fonction de la position longitudinale**

**Fig.7-19: fraction massique de CO<sub>2</sub> en fonction de la position longitudinale**

**Fig.7-20 : fraction massique de CO en fonction de la position longitudinale**

Fig.7-21 : fraction massique de CH<sub>4</sub> en fonction de la position longitudinale

Fig.7-22 : fraction massique de NO en fonction de la position longitudinale

Fig.7-23 : vitesse de formation de NO en fonction de la position longitudinale

Fig.7-24: vitesse de formation de NO thermiques en fonction de la position longitudinale

Fig.7-25 : vitesse de formation de NO prompt en fonction de la position longitudinale

Fig.7-26 vitesse de formation de NO combustible en fonction de la position longitudinale

Fig.7-27: effet du rapport stœchiométrique sur la formation de NO<sub>x</sub>

Fig.7-28: variation de la température avec le rapport stœchiométrique

## Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Modèles récents de lit d'incinération d'ordures ménagères

Tableau 2.1 : Classification des déchets proposés par Landva et Clark (1990)

Tableau 2.2 : Catégories des déchets

Tableau 3.1 : encombrement de l'incinérateur MI-H3000

Tableau 3.2 : caractéristiques électriques de l'incinérateur MI-H3000

Tableau 3.3 : caractéristiques thermiques de l'incinérateur MI-H3000

Tableau 3.4: puissances des incinérateurs NC

Tableau. 6-1 : Les types des déchets produits pour la ville de Batna

Tableau.6-2: composition élémentaire générale des déchets

Tableau.6-3a: composition élémentaire des déchets de la ville de Batna

Tableau.6-3b analyse approximative des DS de Batna

Tableau.6-3c : analyse approximative des DS de Batna (suite)

Tableau.6-3d: analyse finale des DS de Batna

Tableau.6-4 : Composition volumique et propriétés du combustible (gaz naturel algérien)

Tableau.6-5 : Données issues des calculs pour l'air

Tableau.6-6 : listes des modèles de FLUENT utilisé dans la simulation

Tableau.7-1 : valeurs en sortie de : NO<sub>x</sub> (ppm) ; O<sub>2</sub>% ; CO % ; T (K)

# *Introduction*

## **Introduction**

Avec le développement rapide des économies nationales, l'urbanisation toujours en accélération et l'amélioration continue du mode de vie standard, la production des déchets solides, en particulier déchets municipaux, augmente constamment. Ceci cause la pollution environnementale et affecte potentiellement la santé des personnes, empêchant le développement soutenu des villes et tirant le souci public dans toute la société. Les déchets produits sans interruption prennent les ressources de terre limitées, polluent l'eau et l'air, et mènent par conséquent à des problèmes sérieux d'environnement. Le traitement approprié des déchets est donc une tâche d'actualité et importante pour le développement continu des villes.

La réduction de volume, traitement environnemental et réutilisation des déchets sont les principes et les buts généralement identifiés. Les technologies principales pour le traitement de déchets municipaux qui peut répondre à ces trois exigences sont : Technologie sanitaire d'enfouissement, technologie d'incinération, et technologie de compostage. En raison des caractéristiques particulières de la vie urbaine moderne, les composants combustibles dans les déchets augmentent sans cesse, ce qui rend les avantages de la technologie d'incinération très évidents. Le traitement des DS par incinération est largement adopté dans le monde entier, et devient la technologie principale, en particulier dans les villes en masse peuplées et les pays développés. Sa proportion parmi les trois technologies augmente toujours, due à des avantages tels que la décomposition et l'immobilisation des substances dangereuses, le degré élevé de la réduction de volume, un potentiel pour la réutilisation d'une partie des cendres produites, espace requis et énergie de récupération réduits.

En Algérie comme dans d'autres pays, particulièrement dans le secteur où l'économie évolue rapidement et de grandes villes sont massivement peuplées, les lieux de décharge sont extrêmement limités, les composants et la valeur calorifique du combustible des déchets augmentent sensiblement. Par conséquent la technologie d'incinération des déchets devient une nouvelle tendance ces dernières années.

La concentration actuelle sur l'incinération est sur le coté des conséquences environnementales et non sur la performance. En particulier les limitations, comme les avantages de l'incinération sont devenues de plus en plus reconnus.

L'incinération des déchets n'est pas une méthode de décharge mais en plus un processus technologique. Les incinérateurs modernes, malgré leur simplicité de conception, sont de très complexes machines. Le cœur d'un incinérateur est la chambre de combustion où les déchets sont brûlés. L'unité générale inclut toujours différents types de systèmes. Différentes formes de déchets, y compris les déchets médicaux, dangereux et radioactifs peuvent être brûlés. Alors le design et la manipulation des incinérateurs sont une tâche difficile qui nécessite des outils de support effectifs.

Le processus de combustion dans les incinérateurs de déchets municipaux est un processus à deux étapes qui se produit dans deux zones : la couche de déchets sur la grille et la phase gazeuse dans le franc-bord (free-bord). Les exigences du design de haute performances des incinérateurs sont souvent résumé dans l'atteinte des 3T (Temps, Température et Turbulence) un temps de séjour adéquat dans un environnement chaud est crucial pour détruire les produits d'une combustion incomplète et des polluants organiques. Un mélange turbulent engendre une distribution uniforme de température et la disponibilité d'oxygène. Dans ce contexte, la conception de la chambre de combustion, dans laquelle l'air et les gaz de combustion passent à travers tout en participant à un grand transfert de chaleur radiatif doit être analysé et évalué.

L'objectif de la présente étude est : La réduction des  $\text{NO}_x$  par l'optimisation de la combustion au sein de l'incinérateur. Cela veut dire optimiser les différents paramètres de la combustion, à savoir la stœchiométrie, la température et le temps de séjours. Cette investigation va être faite par simulation numérique du processus de combustion dans un incinérateur, en utilisant pour cet fin le code commercial FLUENT. Il faut noter que Pour le  $\text{NO}_x$ -combustible, malheureusement, n'est pas étudié à cause des problèmes liés au code FLUENT.

Notre travail comporte les chapitres suivants :

Le premier chapitre est consacré à des généralités et une étude bibliographique sur l'incinération et la modélisation CFD de la combustion des déchets solides. Le deuxième chapitre présente brièvement les différents scénarios de traitement des déchets solides avec leurs avantages et inconvénients. Le troisième chapitre traite l'incinération comme choix préféré et explique le déroulement du processus, tout en présentant les avantages et inconvénients ; en plus d'un aperçu rapide sur les différentes émissions nocives. Le quatrième chapitre rappelle quelques éléments principaux de la théorie de combustion, avec les Phénomènes intervenants lors de la combustion des déchets solides. Le cinquième chapitre traite avec un peu de détail la modélisation par le code FLUENT de la formation des  $\text{NO}_x$  : thermiques, prompt et combustibles. Le sixième chapitre présente l'approche de simulation numérique utilisé pour modéliser la combustion des déchets solides : homogène (gaz naturel+air) puis hétérogène (gaz naturel+ composés volatiles des déchets solides+air). Le septième chapitre donne les résultats et leurs interprétations. Enfin une conclusion générale et les perspectives envisagées.

# *Chapitre I*

## *Généralités et étude bibliographique*

# Chapitre I : Généralités et étude bibliographique

## 1.1 Modélisation CFD de la combustion des DSM

La montée de popularité de l'incinération des DSM fait appel à une modélisation mathématique détaillée avec une compréhension du processus d'incinération. Dans cette étude les équations gouvernantes pour la masse, la quantité de mouvement et le transfert de chaleur pour les deux phases : solide et gazeuse, dans un incinérateur de DSM est décrite et les sous-modèles sont présentés. Les taux de combustion des hydrocarbures volatiles dans un incinérateur de DSM sont limités non seulement par les cinétiques de réaction mais aussi par le mélange des combustibles volatiles avec l'air.

A travers les années, différents conceptions de chambre de combustion et des arrangements d'écoulement air/gaz ont été testé dans des applications du champ actuel. Une évaluation comparative des conceptions de chambres d'incinération était toujours relié aux expériences d'écoulements froids utilisant des tables d'eau à deux dimensions et/ou des modèles d'écoulement d'eau à trois dimensions. Déjà, même ces modèles expérimentés sont couteux et limités dans leur application. D'autre part, le calcul numérique est devenu rapidement valable. Ceci s'accommode adéquatement avec la géométrie complexe et les conditions d'écoulement dans les incinérateurs. Les simulations d'écoulement CFD maintenant permettent des variations paramétriques détaillées de variables design pour être installées. Plusieurs recherches ont performés des simulations numériques de mélange à l'intérieur de la chambre de combustion. La destruction maximum des polluants dans l'incinérateur est le principal objectif ; alors, le mélange d'air froid et des gaz chauds et par la suite de réactions de pyrolyse des polluants organiques hypothétiques nécessitent d'être investigués. Les simulations numériques du champ d'écoulement à l'intérieur de la chambre de combustion fournissent des données de vitesse, température et concentration en des points nodales de la grille de calcul.

Néanmoins, comme les déchets sont très hétérogènes, la recherche dans ce milieu a produit seulement des connaissances limitées sur le processus. Le processus de combustion en lui-même, avec sa forte interaction entre phase gazeuse et solide, est difficile à comprendre et l'absence de polluants ne peuvent être facilement retracée à leur source. Alors, il ya un grand besoin pour une profonde investigation dans les différents aspects du processus et spécialement en matière de contrôle de polluants durant leur formation.

## 1.2 Synthèse de quelques travaux effectués sur le sujet

Dans la littérature, on trouve de nombreux modèles numériques de combustion d'une charge de combustible. Ces modélisations vont du modèle 1-D à contre courant pour la combustion de combustible classique comme le charbon [HOBBS et coll., 1992], jusqu'à des modélisations plus complexes de la combustion d'un lit d'OM sur grille. ROGERS et coll. [1972] ont formulé la première représentation d'un lit d'OM sur grille basé sur leurs expériences de combustion dans un incinérateur à lit fixe. D'autres travaux ont donné lieu à des modélisations, plus au moins complexes, de l'incinération d'OM : BEHRENDT et coll. [1992], DOS SANTOS [1992], WANDRAZ et JAWORSKI [1992], DE GEYTER et coll. [1995]. Nous y renvoyons le lecteur et nous ne mentionnerons ici que les travaux plus récents. Le tableau 1.1 liste ceux postérieurs à 2000[1].

Parmi les équipes de recherche qui se sont intéressées à la simulation numérique des écoulements gazeux dans les fours d'incinération, celle dirigée par le Pr. J. SWITHEBANK au Royaume-Uni, il a étudié l'influence des configurations géométriques des fours des usines d'incinération de Coventry (65 MW) et de Sheffield (35 MW) sur leur fonctionnement. Les articles de NASSERZADEH et coll., 1993, 1994 présentent, par exemple, des résultats de simulations numériques 3-D réalisées à l'aide du code de calcul de mécanique des fluides FLUENT. Leur intérêt porte sur l'amélioration de l'écoulement dans les fours (élimination des zones de recirculation néfastes pour la combustion) ainsi que sur l'homogénéisation des températures de combustion (élimination des points chauds ou froids indésirables). Ainsi, l'optimisation du fonctionnement du four consiste à modifier la position des injecteurs d'air secondaire et à observer l'influence d'une modification relative des débits d'air primaire et secondaire sur la qualité de la combustion et en particulier sur la teneur des fumées en CO.

Ces auteurs fondent leurs calculs sur l'hypothèse d'une pyrolyse immédiate des OM (ordures ménagères) donnant un gaz combustible de type  $C_xH_y$  qui s'oxyde selon le mécanisme de MAGNUSSEN et HJERTAGER, 1976. Ce mécanisme à deux étapes permet de simuler la formation de CO. RAVICHANDRAN et GOULDIN, 1992, 1993 ont réalisé des simulations numériques 2-D de l'écoulement isotherme dans un incinérateur pilote.

Ces auteurs ont utilisé deux codes numériques différents, fondés sur des méthodes de résolution des équations aux dérivées partielles différentes. Le premier est le code FIDAP, code numérique aux éléments finis, bien adapté au traitement de géométries complexes telles que les chambres d'incinération. Le second, PHOENICS, est un code de type volumes finis, limité aux maillages structurés, bien adapté aux calculs des écoulements réactifs. Ces auteurs se sont attachés à optimiser le fonctionnement de l'incinérateur pilote en observant les zones de recirculation et à

calculer les distributions des temps de séjour des gaz dans le four avec ou sans injection d'air secondaire.

Tableau 1.1 Modèles récents de lit d'incinération d'ordures ménagères

| Auteurs                 | Année | Type de modèle | Combustible | Caractéristiques   |
|-------------------------|-------|----------------|-------------|--|
| LARFELDT et coll.       | 2000  | 2-D            | Biomasse    | <i>Combustion de biomasse sur grille</i>   |
| SCHARLER et OBERNBERGER | 2000  | 2-D            | Biomasse    | <i>Combustion de biomasse sur grille</i>   |
| PÄTTIKANGAS et coll.    | 2000  | 2-D            | Charbon     | <i>Combustion de charbon sur grille</i>  |
| SHIN et CHOI            | 2000  | 1-D            | OM          | <i>Combustion d'OM sur grille</i>  |
| YANG et coll.           | 2002a | 2-D            | OM          | <i>Combustion d'OM sur grille</i>  |
| MARIAS                  | 2003  | 3-D            | OM          | <i>Combustion de déchets modèles en four tournant</i>  |
| MENARD                  | 2003  | 2-D            | OM          | <i>Modèle de combustion d'OM sur grille couplé avec un modèle 3-D du four d'incinération</i> |
| HUTTUNEN et coll.       | 2004  | 3-D            | Bois        | <i>Combustion de bois sur grille couplé avec un modèle de four</i>                           |
| YANG et coll.           | 2007  | 2-D            | Paille      | <i>Modèle sur grille couplé avec un modèle 3-D de four</i>                                   |

CHEN et TONG, 1997 et CHEN et coll., 1999c présentent des résultats obtenus au moyen du code FIDAP. Les simulations 2-D et 3-D de l'écoulement gazeux réactif sont appliquées au cas d'un incinérateur d'OM coréen. Ces auteurs étudient l'influence de l'excès d'air total et de la répartition de l'air primaire sur les températures maximales atteintes dans la chambre de postcombustion, sur la teneur en CO dans les fumées ainsi que sur les temps de séjour des gaz dans la chambre de combustion. Le modèle de combustion utilisé est aussi le modèle de MAGNUSSEN et HJERTAGER, 1976, le gaz combustible étant ici le méthane.

RYU et CHOI, 1996 présentent différentes configurations de positionnement des injecteurs d'air secondaire et l'effet de ces dernières sur l'aérodynamique d'un four coréen. Les simulations numériques sont effectuées à l'aide du code FLUENT. Leurs calculs ne font pas intervenir de modèle de combustion. Les gaz considérés sont CO<sub>2</sub>, CO, O<sub>2</sub> et N<sub>2</sub>. Ils sont injectés à des températures ( $900 \text{ K} < T_{\text{gaz}} < 2000 \text{ K}$ ) qui dépendent de leur position d'émission sur la grille afin de rendre compte des zones de combustion plus ou moins intenses (4 zones sont considérées). Ces travaux sont complétés par ceux de KIM et coll., 1996 et de SHIN et

coll., 1998. Les premiers étudient différentes configurations d'incinérateur (co-courant, contre-courant, courant médian) et l'incidence de ces configurations sur la destruction de polluants gazeux. Leurs simulations sont réalisées sur un domaine 2-D. Les seconds s'intéressent plus particulièrement au mélange des gaz de combustion et de l'air secondaire en zone de postcombustion afin d'évaluer numériquement la performance d'un incinérateur du point de vue de ses performances de combustion (analyse des températures et concentrations en O<sub>2</sub> locales calculées, DTS, décomposition thermique de polluants gazeux). Leur étude porte sur une géométrie 3-D d'un four d'incinération. Concernant la turbulence, l'ensemble des simulations utilise le modèle k-ε. Concernant la prise en compte du rayonnement, la littérature fait référence à la mise en œuvre de deux modèles : le modèle DTRM (Discrète Transfer Radiation Model) utilisés par SHIN et coll., 1998 ainsi que par SHIN et coll., 1999 et un modèle dit à "six flux" mis en œuvre par NASSERZADEH et coll., 1993. Les parois des incinérateurs sont toujours supposées adiabatiques et la littérature ne fait pas référence à l'utilisation de sous-modèles de combustion d'un lit d'OM permettant de décrire précisément les conditions aux limites d'entrée indispensables à la simulation numérique de la combustion dans la chambre de postcombustion.

MENARD [2003] a développé un modèle de lit d'incinérateur sur grille en régime permanent (figure.1-1). Celui-ci décrit la plupart des phénomènes physico-chimiques et thermiques intervenant lors de l'incinération comme la gazéification et l'oxydation du carbone résiduel, les transferts thermiques par convection, conduction et rayonnement, l'effondrement du lit, etc. Il utilise des cinétiques de pyrolyse tirées d'une étude expérimentale d'OM réelles. La figure 1.2 présente un des résultats de ce modèle de lit. Le modèle de lit est couplé à un modèle 3-D sous FLUENT de la chambre de postcombustion et de la chaudière. Une des originalités de la modélisation de MENARD est que les résultats du modèle de lit (conditions à la surface) deviennent les conditions limites pour les calculs du four d'incinération.

Les mesures expérimentales sur un incinérateur industriel étant très difficiles, MENARD, pour valider sa modélisation, a transposé son modèle en régime continu en un modèle batch (mêmes équations mais en régime transitoire, [cf. SHIN et CHOI, 2000] pour pouvoir les comparer avec des données expérimentales issues du four pilote batch KLEAA (laboratoire ITC-TAB à Karlsruhe, Allemagne).

La figure 1.2, qui représente l'évolution des températures dans la charge lors de sa combustion, montre le bon accord entre les résultats du modèle transitoire et les données expérimentales et constitue un élément de validation du modèle [2].

MARIAS [2003] a développé un modèle d'incinération en four tournant pour étudier le comportement d'un déchet modèle composé de bois, carton et PVC. Son modèle suppose une loi de pyrolyse globale produisant un certain nombre d'espèces volatiles dont la composition est connue.

Cependant, il ne prend pas en compte la modification de masse volumique de la charge due à la pyrolyse

Fig. 1-1 : représentation de la géométrie 3-D de l'incinérateur étudié par MENARD

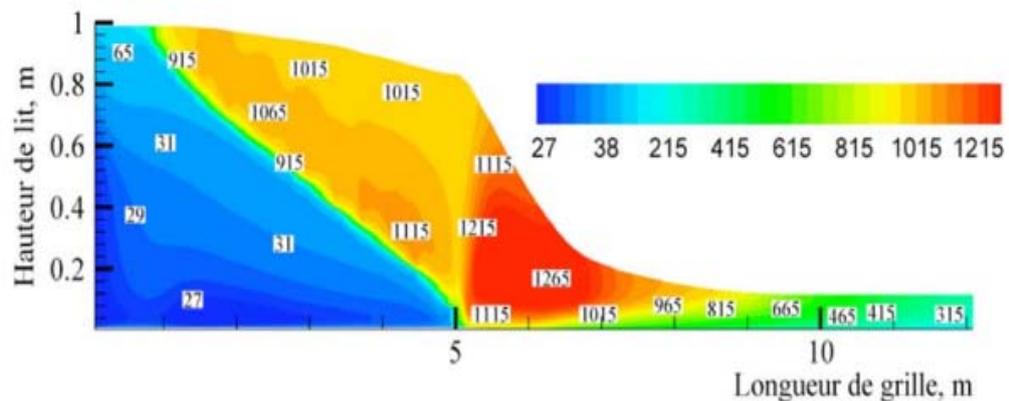
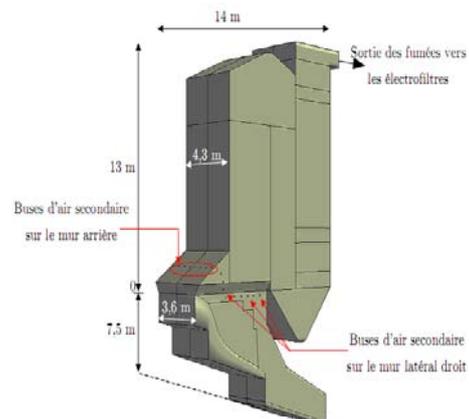


Figure 1.2 Carte des températures (°C) du solide dans le lit d'OM sur grille [MENARD, 2003]

. HUTTUNEN et coll. [2004] ont étudié la combustion de bois sur grille. Comme le modèle de MENARD [2003], leur modèle fait le couplage entre des calculs de lit et des calculs de la chambre de post-combustion. Ce modèle est écrit entièrement sous FLUENT avec des fonctions définies par l'utilisateur pour décrire le séchage, la pyrolyse, la combustion et la gazéification du lit. Les auteurs prennent en compte les interactions entre le lit de combustible et la phase gazeuse au dessus du lit. Par contre, des phénomènes importants comme la gazéification du carbone résiduel sont ignorés. De même, le phénomène de brassage de la charge n'est pas considéré.

De nombreux travaux de modélisation du procédé d'incinération sur grille ont été réalisés par l'équipe SUWIC de l'université de Sheffield [YANG et coll., 2002 a et b ; RYU et coll., 2004 ; GODDARD et coll., 2005 ; YANG et coll. 2005 a et b]. Le modèle de lit (logiciel FLIC) est couplé à un modèle 3-D sous FLUENT du four d'incinération. La dernière version du modèle a été appliquée à l'incinération sur grille de résidus agricoles (paille) [YANG et coll., 2007] pour une étude de sensibilité des paramètres opératoires de l'incinérateur sur les caractéristiques de l'écoulement et de la combustion, et sur les émissions de polluants comme les NO<sub>x</sub>, CO, etc. La

modélisation de l'équipe de Sheffield est sans doute, avec celle du LSG2M, la plus avancée sur la question. Les phénomènes décrits sont pour l'essentiel les mêmes, mais les modèles réactionnels et les équations diffèrent sensiblement. Le modèle de lit FLIC n'a par exemple qu'une équation globale de pyrolyse contre deux (cellulosique et non cellulosique) chez MENARD [2003]. Le comportement des métaux lourds n'a pas été étudié.

Le model numérique de Abhishek ASTHANA qui est un modèle bidimensionnel de lit en régime permanent, nommé ci-après GARBED-ss, est le résultat de l'amélioration du modèle développé au LSG2M par Yannick Ménard lors de sa thèse. A partir du travail de MENARD [2003], ils ont affiné le modèle existant par quelques modifications de représentation des phénomènes physiques, une optimisation des paramètres numériques et la prise en compte de nouveaux phénomènes comme le brassage de la charge sur la grille, l'introduction de la modélisation du comportement des métaux lourds et la description de la formation/destruction d'un nouveau polluant : les oxydes d'azote.

AHMAD HUSSAIN et coll. de l'université de technologie de Malaysia [2006] dans leur étude [3] -similaire à la notre- ont étudié la modélisation 3D de la combustion des DSM d'une part et un mélange des déchets solides et du bois d'autre part ; dans un incinérateur à deux chambres de combustion (fig. 1-3) par le code de calcul de mécanique des fluides FLUENT version 6.1.

Les résultats auxquels ils ont abouti sont comme suit :

- la température est basse près de l'entrée de l'air primaire, mais comme l'écoulement de déchets se déplace vers la sortie de la chambre de combustion primaire où le processus de combustion commence et la température augmente. Une augmentation progressive de la température suit jusqu'à ce que l'écoulement atteigne le connecteur entre la chambre de combustion primaire et secondaire, où rudement elle a une température constante d'environ 1300 K.

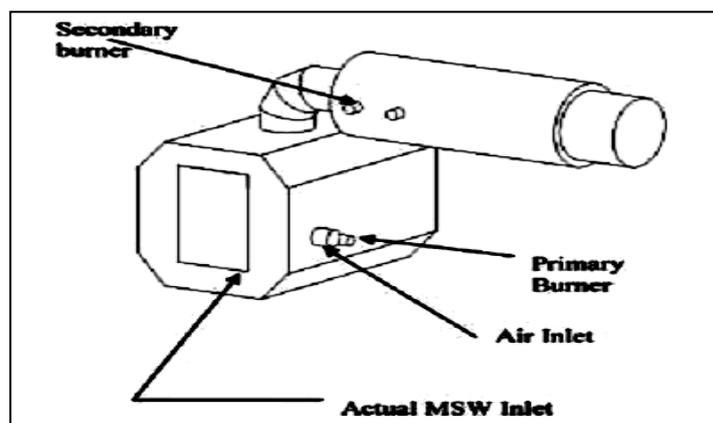


Fig.1-3 : l'incinérateur modelé par AHMAD HUSSAIN et coll.

- Les résultats de la simulation prévoient que pour une grande partie du processus brûlant, le taux de perte de la masse totale était constant jusqu'à ce que les déchets solides aient été totalement desséchés et suivie d'une période d'émission de CO fortement haute. La température maximale dans les chambres de combustion primaires pour les DSM et la combustion du combustible mélangé se sont avérées 1600 K et 1900 K respectivement. La région de CO élevé dans la chambre de combustion secondaire correspond à la fin de l'évaporation d'humidité dans les déchets, une devolatilization plus rapide des solides, et combustion des gaz volatils et du carbone fixe. Il a été également constaté que la consommation de l'O<sub>2</sub> est d'avantage prononcée dans la configuration du combustible mélangé, car la combustion est plus rapide due à l'introduction des chutes en bois.

- Une situation différente se produit en cas d'émissions d'oxyde d'azote(NOx). Les effets cinétiques avec d'autres facteurs sont plus importants. Les émissions de NOx dépendent non seulement du type de technologie de combustion mais également de sa taille et du type de combustible utilisé. FLUENT a les possibilités de prévoir les NOx thermiques, prompt et les NOx combustibles. D'après la simulation il est évident que la formation du dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) soit d'avantage prononcée dans les DS. Ceci a eu comme conséquence plus de production de NOx. Le NOx prévu pour le combustible de DSM seulement sont environ 1500 mg /m<sup>3</sup> et pour le combustible mélangé ils sont 735 mg/m<sup>3</sup>.

## *Chapitre II*

# *Différents scénarios de traitement des déchets solides*

## Chapitre 2 : Différents scénarios de traitement des déchets solides

### 2.1. Définition

- Déchets: matière ou énergie dont la valeur économique est nulle ou négative pour son détenteur et dont il convient de se départir, en un moment et dans un espace donné. Un déchet pour une personne peut être une ressource pour une autre.

### 2.2. Classification des déchets

Tableau 2.1. Classification des déchets proposés par Landva et Clark (1990) [4]

| Catégorie | Sous catégorie                         | Déchets   |
|-----------|--|---|
| Organique | Putrescibles (rapidement dégradables)  | Déchets alimentaires, déchets verts, restes d'animaux, déchets souillés                 |
|           | Imputrescibles (lentement dégradables) | Papier, bois textiles, cuir, plastiques, caoutchouc, graisse, etc.                      |
| Minérale  | Dégradable (partiellement corrodés)    | Métaux et alliages  |
|           | Non dégradable                         | Verre, céramiques, sols minéraux, gravats, cendres, béton, débris de construction, etc. |

### 2.3. Catégories de déchets

Tableau 2.2. Catégories des déchets [5]

| Catégories de déchets      | descriptions   |
|----------------------------|--|
| Agricole                   | Déchets émanant des pratiques agricoles, spécialement la production de bétail                              |
| Extraction minière         | Résidus minéraux inertes   |
| Déblais de dragage         | Résidus organiques et minéraux   |
| Construction et démolition | Résidus inertes de la construction : bois, béton, métaux   |
| Industriels                | Déchets solides des procédés industriels (toxicité potentielle)  |
| Production d'énergie       | Résidus résultant de la production d'énergie : déchets radioactifs, cendres du charbon.                    |
| Boues d'épuration          | Déchets organiques et inorganiques, plusieurs applications utiles se développent à partir de cette manière |
| Déchets dangereux          | Déchets solides contenant des matières dangereuses pour l'environnement ou la santé humaine                |
| Commerciaux                | Déchets solides de bureaux, magasins, restaurants et institutions  |
| Déchets solides municipaux | Déchets des résidents aussi appelés déchets domestiques  |

## 2.4. Cheminement des ordures

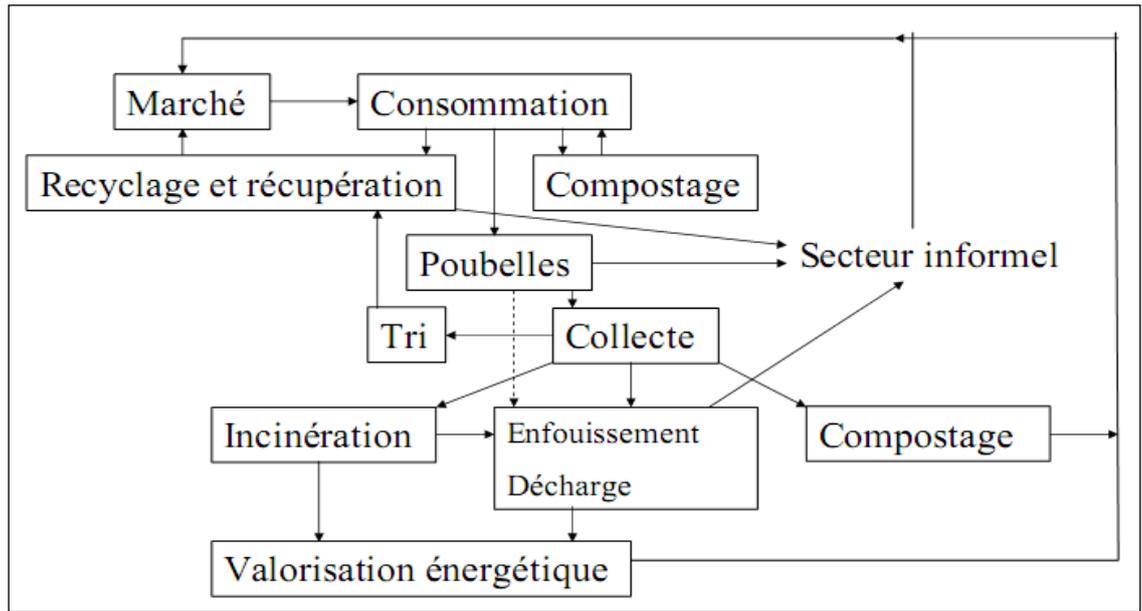


Fig. 2-1 : schémas du cheminement des ordures

## 2.5. Modèle E – T – S (Entrée-Traitement-Sortie)

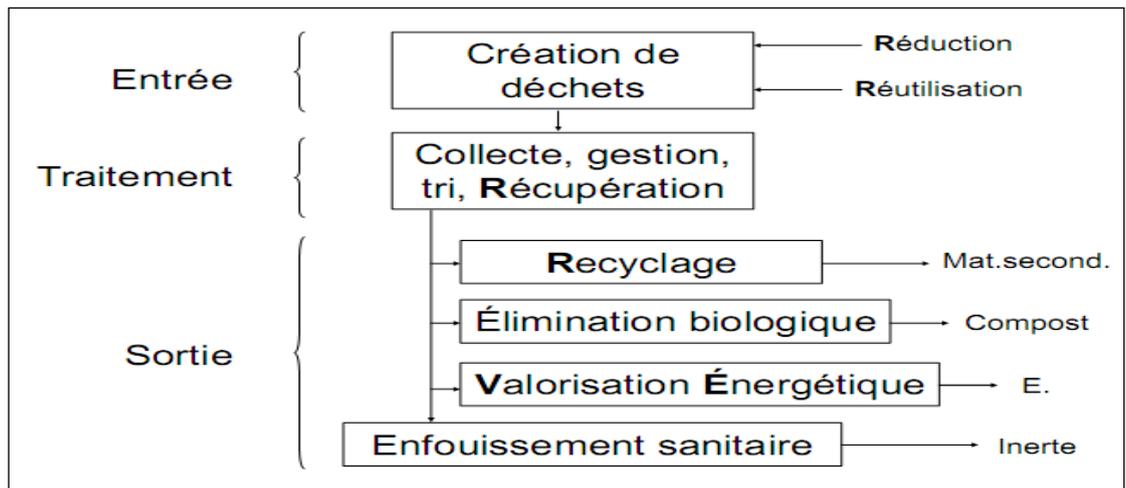


Fig. 2-2 : schémas du model E – T – S

## 2.6. Techniques utilisées

Il existe aujourd'hui plusieurs modes de gestion des déchets utilisés en fonction des enjeux sanitaires, environnementaux mais aussi économiques.

Les techniques de traitement étant diverses [6], la littérature identifie les cinq filières suivantes comme étant les plus utilisées dans le monde en fonction de la nature du déchet. La mise

en décharge, le compostage, l'incinération, la valorisation matière, autres (pyrolyse, méthanisation,...)

### 2.6.1 L'enfouissement technique

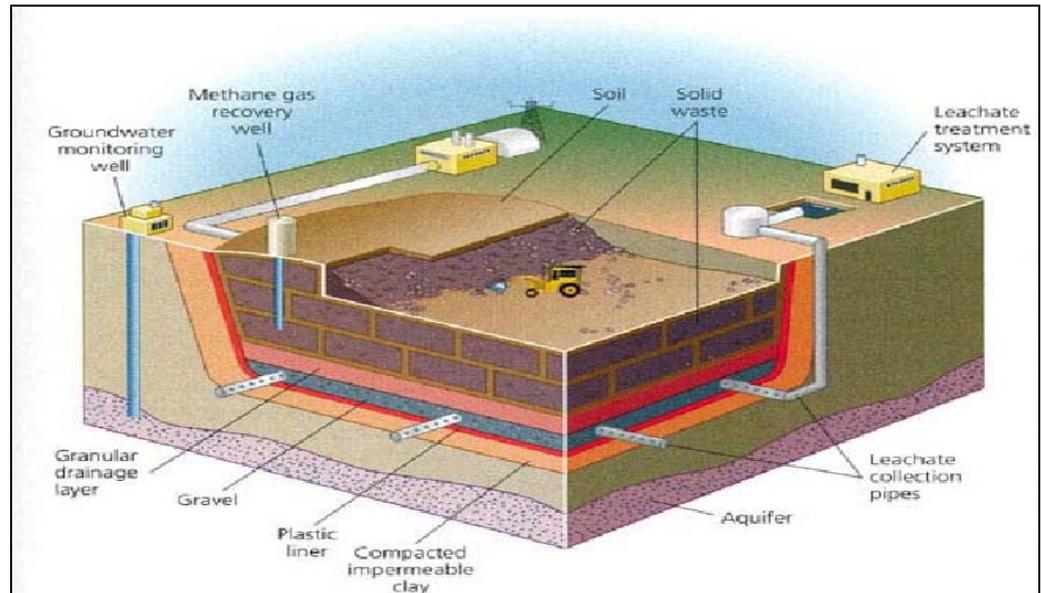


Fig. 2-3 : illustration d'un lieu d'enfouissement

Le recours à l'élimination ne doit être envisageable que dans le cas où aucune autre alternative ne peut être appliquée. La mise en décharge devient donc l'étape ultime et inévitable dans la chaîne de traitement et de gestion intégrée des déchets.

Il est donc clair qu'aucune de ces alternatives ne peut résoudre à elle seule le problème de gestion et de traitement des déchets. Mais chaque maillon de la chaîne de traitement doit viser la réduction maximale des flux destinés au maillon suivant. Ainsi, au stade final les quantités à enfouir dans la décharge seront minimales. Ceci peut être réalisé grâce notamment à la mise en place de systèmes appropriés de :

- Collecte sélective permettant de créer des catégories de déchets plus homogènes ;
- Traitement spécifique de chaque catégorie ou fraction de déchets.

Pendant très longtemps, le moyen le plus simple et le plus économique d'élimination des déchets fut leur mise en décharge sauvage ou non contrôlée. Ces décharges n'étaient pas suivies ni contrôlées et ne disposaient pas d'infrastructures garantissant la maîtrise des émissions liquides (lixiviats) et gazeuses (biogaz). Ces installations accueillèrent les déchets indépendamment de leur nature. Ainsi, l'évolution de la législation dans certains pays notamment en Europe et le progrès technique en matière de gestion des déchets ont permis l'amélioration de la sécurité des

installations de stockage : les décharges se sont transformées en Centres de Stockage des Déchets (CSD) (Gachet, 2005).

Dans les PI ce type d'ouvrage est soumis à une réglementation (celles des « installations classées ») et à des normes rigoureuses. Par contre, cette législation fait défaut dans les PED, ce qui peut expliquer en grande partie le retard particulièrement préoccupant en matière de gestion durable des déchets dans ces pays en particulier en ce qui concerne le choix de technologie où la prolifération de décharges sauvages est devenue une réelle menace pour la santé des populations et l'environnement. Ceci incite, dans cette partie de ce travail, à faire ressortir certaines particularités de ces ouvrages et les analyser afin de dégager les points saillants susceptibles d'avoir une adaptation éventuelle dans le contexte des PED.

Pour mettre en place un CSD en France, Gachet (2005) cite les principales étapes à considérer qui doivent être aussi valables dans les conditions des PED une fois l'option de CSD est retenue par la collectivité. On en cite ici les principaux points. Il s'agit de :

. □ *Choix du site et conception*

L'installation doit être située au moins à 200 m de toute zone d'habitation ou lieu susceptible d'accueillir du public et être conforme au plan d'occupation des sols. Les caractéristiques du sol et du sous-sol doivent répondre à une faible perméabilité (pour assurer la prévention de la pollution des sols et des eaux souterraines par le lixiviat) et à l'aptitude de garantir la stabilité des casiers. D'autres aspects doivent être pris en considération tels que la protection des ressources en eau, le patrimoine, l'inondation, les avalanches, etc.

. □ *Exploitation et suivi du site*

Le suivi des paramètres quantitatifs et qualitatifs relatifs aux flux entrants (déchets, eaux de pluie, etc.) et sortants (lixiviat, biogaz, etc.) permet d'avoir suffisamment d'informations pour une gestion efficiente et durable du site. La surveillance doit s'effectuer sur les zones de stockage des déchets (alvéoles d'enfouissement) mais aussi sur les zones de stockage temporaire des déchets avant enfouissement. En plus, cette surveillance doit cibler d'autres lieux sensibles de l'ouvrage (stockage temporaire et traitement du lixiviat, dispositifs de traitement ou de valorisation du biogaz).

Les règles générales d'exploitation sont :

- il ne peut être exploité qu'un casier ou une alvéole par catégorie de déchet ;
- les déchets sont déposés en couches successives et compactés sur site ;
- les déchets sont recouverts régulièrement de matériaux inertes pour limiter les infiltrations et empêcher les nuisances (envols de déchets, émanations de gaz, etc.).

. □ *Fermeture des alvéoles*

Dès qu'un casier est rempli, une couverture finale de protection est mise sur les déchets. Ceci permet de réduire les volumes du lixiviat, de faciliter la gestion post-exploitation, de mieux contrôler la migration du biogaz mais surtout d'isoler le massif de déchets de l'environnement extérieur et de limiter ainsi les entrées d'eau.

#### . □ *Suivi post-exploitation*

La production du lixiviat et du biogaz se poursuit très longtemps après la fermeture du site. Une période de suivi est donc prévue par la réglementation qui durera aussi longtemps que la décharge est susceptible de représenter un danger pour l'environnement. Cette période varie selon les pays : elle est de 30 ans au Etats-Unis et en France (Gachet, 2005 et Pacey et al. 1999). Durant cette période l'exploitant reste responsable de la gestion de la décharge et assure sa surveillance, son contrôle, son entretien, l'analyse des lixiviats, du biogaz ainsi que la qualité de l'eau souterraine et de ruissellement pour s'assurer de la pérennité du système (Gachet, 2005). La fréquence des analyses physico-chimiques et bactériologiques est moindre par rapport à la période d'exploitation.

#### . □ *Réhabilitation du site*

L'objectif de cette opération est d'intégrer le site dans son environnement paysager et de minimiser les risques d'érosion. Cette réhabilitation se fait par la replantation d'arbres ou d'autres végétations. Pour cela les conditions pédologiques optimales doivent être fournies et une sélection des plants adaptés aux conditions du milieu doit être opérée.

### **2.6.2. Le compostage**

Mustin (1987) donne la définition suivante du compostage : *C'est un procédé biologique contrôlé de conversion et de valorisation des substrats organiques (sous produits de la biomasse, déchets organique d'origine biologique ...) en un produit stabilisé, hygiénique, semblable à un terreau, riche en composés humiques : le compost.*

Le compostage est une méthode populaire de transformation de certains déchets provenant des jardins, des cuisines, des parcs et l'entretien de lieux publics ou privés, ainsi que les déchets issus de l'agriculture et des forêts. Au fond, toute MO (matière organique) peut être compostée et le procédé d'élimination bénéficie d'un haut degré d'acceptation par le public « non profane » aussi bien dans les PI que dans ceux en développement.. Cette technique de valorisation de la MO a été adoptée pour le traitement des déchets dans plusieurs pays (Suède, Suisse, Danemark, Italy, Autriche, Etat Unis d'Amérique) (Alm et al. 2004). Le compostage reste cependant économiquement viable dans ces pays seulement pour une production minimale de 300 tonnes de compost par jour. Toutefois, le compostage n'est qu'une technologie de conversion de la MO parmi d'autres.

Cette filière de traitement des OM, qui s'est beaucoup développée ces dernières années, est considérée aujourd'hui un mode de gestion complémentaire important dans la valorisation matière et énergétique essentiellement pour la fraction organique de ces déchets.

Remarque : La transformation biologique des matières organiques des déchets dans une décharge commence aussitôt que ceux-ci sont entreposés. Tout d'abord à basses températures

(Prévoit, 2000), on assiste à la phase de compostage dont le principe est basé sur la biodégradation aérobie. Pendant cette phase, l'activité des bactéries aérobies est importante et est favorisée par l'oxygène encore présent dans le milieu. Avec le temps, la consommation totale de l'oxygène risque d'entraîner le système vers la méthanisation. En effet, l'absence d'aération (oxygène) entraîne la mort des microorganismes aérobies et l'apparition d'autres espèces bactériennes anaérobies qui achèvent la biodégradation en produisant du méthane ou phase de méthanisation. En outre, le compostage libère dans l'atmosphère sous forme de gaz carbonique une partie du carbone organique ; la méthanisation s'opère en milieu fermé et transforme une partie du carbone en méthane et en gaz carbonique (*biogaz*).

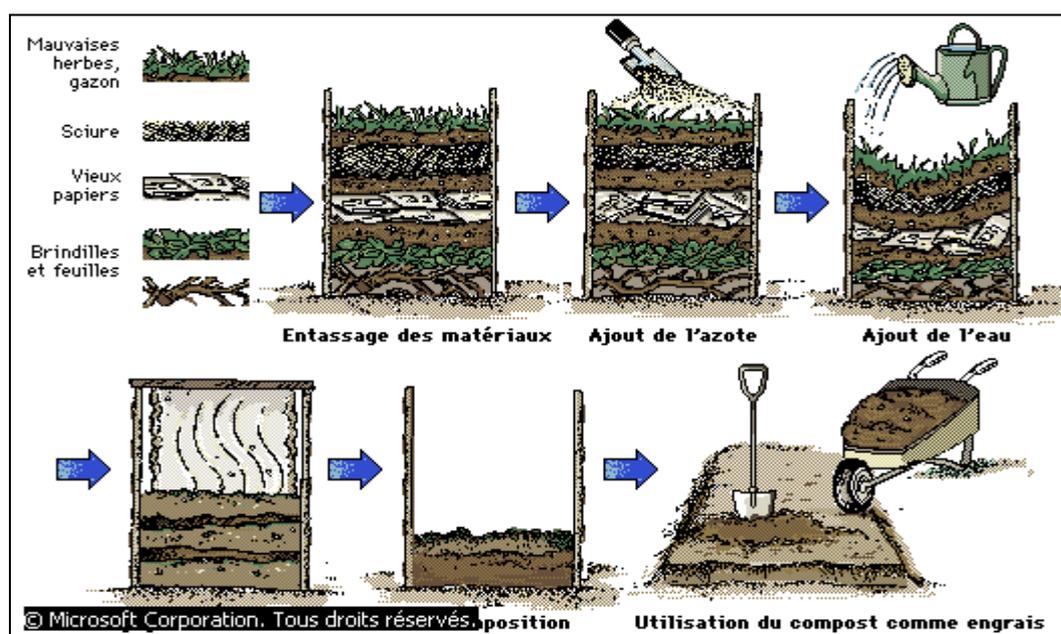


Fig. 2-4 : Fabrication d'un compost (d'après Microsoft ® Encarta ® 2009).

A l'issue de ces transformations de la matière organique, on obtient un produit appelé *compost* qui peut servir, tel quel ou en mélange avec d'autres produits, d'amendement organique ou de support de végétation. Cependant, l'avenir de cette technique dépend de l'intérêt et de l'usage qui sera fait du produit. En dehors de son impact positif pour la gestion des déchets, ce compost peut jouer un rôle très important en complément voire en concurrence avec les produits fertilisants habituellement utilisés (eaux usées brutes, fumier, bouses, etc.) en agriculture urbaine [6].

### 2.6.3. L'incinération

L'incinération est un mode de traitement et d'élimination des OM très répandu qui permet la réduction d'environ 90 % du volume et 75 % de la masse des déchets et la destruction complète des bactéries. Elle conduit à la formation de scories, appelés mâchefers d'incinération des OM

(MIOM) qui ont l'avantage de pouvoir être valorisées, sous certaines conditions, en travaux publics (remblai et autres).

Elle consiste à brûler les ordures dans un four spécialement adapté à une température d'environ 850 °C en libérant de la chaleur et de la vapeur, des effluents gazeux (fumées), des mâchefers (30 %) et des cendres volantes (3 - 4 %).

L'un des inconvénients majeurs de cette technologie est que ses rejets nécessitent un traitement très onéreux. Seuls les équipements d'épuration des fumées peuvent représenter plus de 30 % du coût total de l'incinérateur. Ainsi, les gaz produits au cours de l'incinération sont dépoussiérés avant d'être rejetés dans l'atmosphère.

Cependant, la diminution des dioxines et d'autres substances chimiques dans les effluents gazeux, suite à ce traitement, entraîne généralement l'augmentation du taux de ces substances dans les autres résidus de l'incinération (mâchefers). Les résidus solides de la condensation (mâchefer, cendres volantes...) représentent en général près de 25 à 30 % en masse des ordures et 10 % en volume.

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

En dehors des métaux lourds, le processus d'incinération est accompagné des rejets d'une grande variété de polluants dans les cendres volantes et les mâchefers et dans les rejets gazeux (dioxines, furanes, oxyde d'azote et de soufre, HCl, etc...) qui représentent un risque réel pour la santé publique et l'environnement.

Plusieurs études ont associé de nombreux problèmes de santé au fait de vivre à proximité d'un incinérateur ou de travailler dans une de ces installations. Parmi ces problèmes, on a pu répertorier des cancers (aussi bien chez les enfants que chez les adultes), des impacts nocifs sur le système respiratoire, des maladies du cœur, des perturbations du système immunitaire, des allergies amplifiées et des anomalies congénitales (Allsopp et al. 2001). D'autre part, Tangri (2003) rapporte qu'aujourd'hui l'incinération est à la source d'une part significative de la pollution de l'atmosphère en métaux toxiques et autres polluants organiques et minéraux.

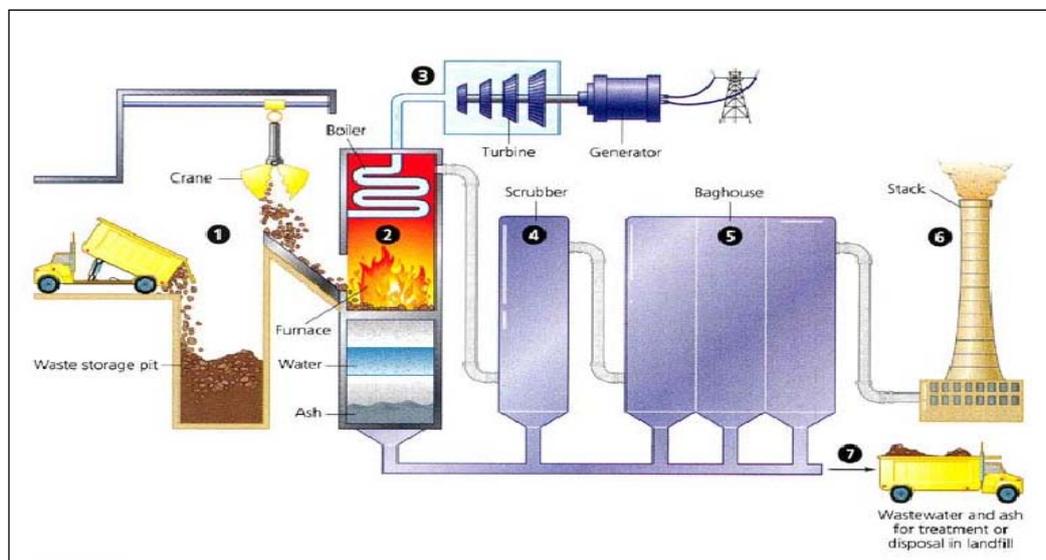


Fig. 2-5 : illustration d'une **station d'incinération**

#### 2.6.4. Autres techniques de gestion

Enfin, il existe d'autres techniques encore relativement très peu utilisées à cause notamment de la complexité et de la difficulté de la maîtrise de leur procédé. La pyrolyse et la gazéification consistent, respectivement à carboniser (ou chauffer sans les brûler) les déchets, en l'absence d'air, à une température de 400 – 800 °C, pour la première, et en présence d'une quantité limitée d'oxygène à une température de 800 -1400°C pour la seconde. Les gaz issus de la gazéification peuvent être utilisés comme source d'énergie.

#### 2.6.5. Opportunités et Contraintes

Les différentes techniques présentées présentent des avantages et des inconvénients les unes par rapport aux autres. Vu la complexité de la question de gestion des déchets en général (quantité et qualité des refus en évolution continue, hétérogénéité, conditions socioéconomiques et culturelles dans lesquelles ces refus sont produits, etc.), il est difficile de hiérarchiser les choix de technologie de traitement en vu d'une standardisation. Cette situation est rendue encore plus difficile dans les PED à cause de la méconnaissance de la quantité et la qualité des refus générés par les ménages de leur évolution, et par la difficulté d'évaluer le potentiel récupéré par le secteur informel qui par nature est peu documenté. Le choix du type de traitement est dicté par le choix politique de chaque pays. Dans les PI, ce choix est de plus en plus dicté par des impératifs environnementaux, plutôt que par contrainte financière comme c'est le cas aujourd'hui dans la majorité des PED.

## *Chapitre III*

### *Incinération et choix de l'incinérateur*

## Chapitre 3 : Incinération et choix de l'incinérateur

### 3.1. L'incinération

#### 3.1.1. Pourquoi l'incinération des déchets solides (DS)?

La réduction de la production des DS ne se produira pas instantanément. La mise en place de programmes de réduction effective de déchets va prendre des années pour être développés au niveau national. La mise en place de plus de matériaux recyclables, et le déplacement du matériau d'emballage inutile sont associés à une modification des habitudes actuelles du consommateur qui se produira également graduellement avec le temps.

Les projets de recyclage ont été mis en place avec succès au niveau de la résidence individuelle, des complexes de bureau et des villes entières. Ces programmes ont été développés pour le verre, les bidons d'aluminium, le papier, l'huile de moteur et les plastiques ; mais ne contribue à l'élimination des déchets que de 2 %.

La méthode d'élimination qui va augmenter la durée de vie des décharges, produire de l'énergie utile et ne nécessite pas un changement immédiat des habitudes du consommateur est **l'incinération** des DS [7].

#### 3.1.2. C'est quoi l'incinération ?

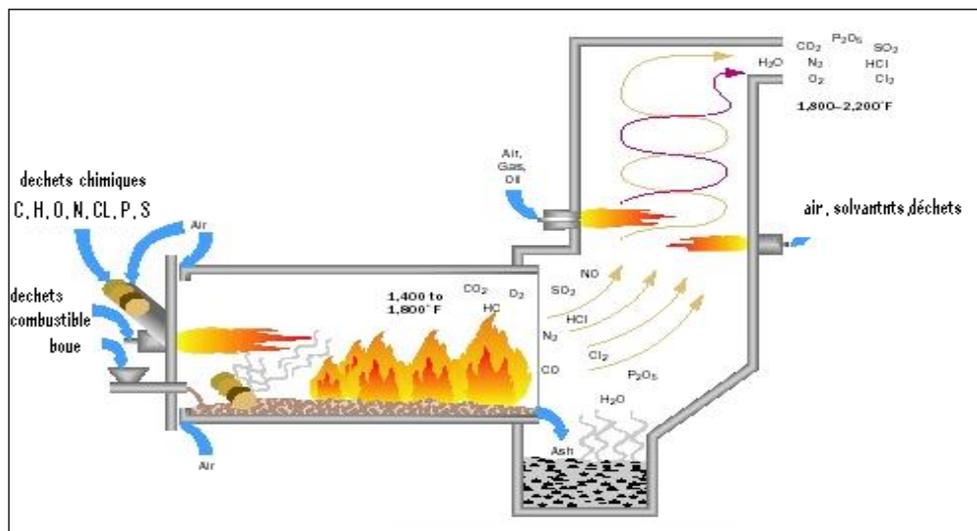


Fig. 3-1 : schéma du dispositif de Four rotatif à postcombustion

L'incinération est un mode d'élimination des déchets ménagers, en les brûlant à haute température. C'est aujourd'hui, en France et en Europe, le deuxième mode de traitement des déchets ménagers, après la mise en décharge. L'incinérateur n'est pas seulement un four de combustion,

c'est une installation industrielle complète, de taille pouvant être variable, comprenant : le stockage des déchets entrants, l'alimentation du four, le chauffage du four, la combustion des déchets, avec apport d'oxygène, la récupération de chaleur sous forme de vapeur et d'électricité, le traitement des résidus solides (les mâchefers), le contrôle et l'élimination des pollutions. Les technologies habituelles sont celles du four à grille ou du four tournant. On parle de co-incinération lorsque les déchets sont incinérés avec d'autres matériaux. C'est notamment le cas des sidérurgistes et surtout des cimenteries qui sont de très gros consommateurs d'énergie.

Sur le plan environnement et technique l'incinération est une méthode supérieure de disposition de déchets offrant : fiabilité, sûreté et efficacité.

L'incinération décompose thermiquement la matière par oxydation et réduisant au minimum les déchets, et détruisant de ce fait leur toxicité.

L'oxydation est souvent appelée « incinération ». tous les composés organiques volatiles peuvent être transformés par oxydation totale en composés inorganiques.

Selon la composition élémentaire du composé organique volatil – COV - à détruire, soit un mélange contenant  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ , mais aussi les produits d'oxydation d'autres atomes (Azote : NO, chlore : HCL, soufre  $\text{SO}_2$  ...). Ces derniers sont des polluants secondaires qu'il faut prendre en compte.

Plusieurs paramètres sont importants à prendre en considération afin d'optimiser l'oxydation thermique ou catalytique pour améliorer le rendement d'épuration (taux de destruction des COV dans l'incinérateur):

- **La température** : elle doit être supérieure au point d'auto-inflammation du ou des COV mais pas trop élevée pour limiter la production de NOx.

- **L'énergie d'activation** : elle peut être diminuée en présence d'un catalyseur.

- **La teneur en oxygène** : elle doit être toujours suffisante pour que la réaction puisse se produire (mélange homogène).

- **La turbulence** : elle améliore la convection thermique et assure une répartition homogène de la température évitant ainsi la création de point froid.

- **Le temps de séjour** : il doit être suffisant pour une bonne oxydation.

- **La concentration en polluants** : elle est imposée par le procédé en amont. Toutefois il est préférable qu'elle ne soit pas trop faible pour limiter l'apport de gaz d'appoint nécessaire au maintien de la température d'oxydation.

Les trois conditions « **Température, Turbulence, Temps de séjour** » sont connues sous le terme « **règle des 3T** ».

Après incinération, les déchets sont convertis en : CO- CO<sub>2</sub> . L'eau - Cendre

Selon la composition initiale des déchets, les composés on tenant : Halogènes – Métaux – Azote – Soufre Peuvent être produit. ces composés, avec CO, sont délétères à l'atmosphère et fortement réglés. Actuellement l'efficacité de destruction pour ces déchets dangereux doit être ainsi 99,9999 % .pour atteindre les règlements, les incinérateurs doivent être équipés de :

Dispositifs de postcombustion- Epurateurs - Unités de filtration – Membranes.

### 3.1.3. Comment ça marche ?

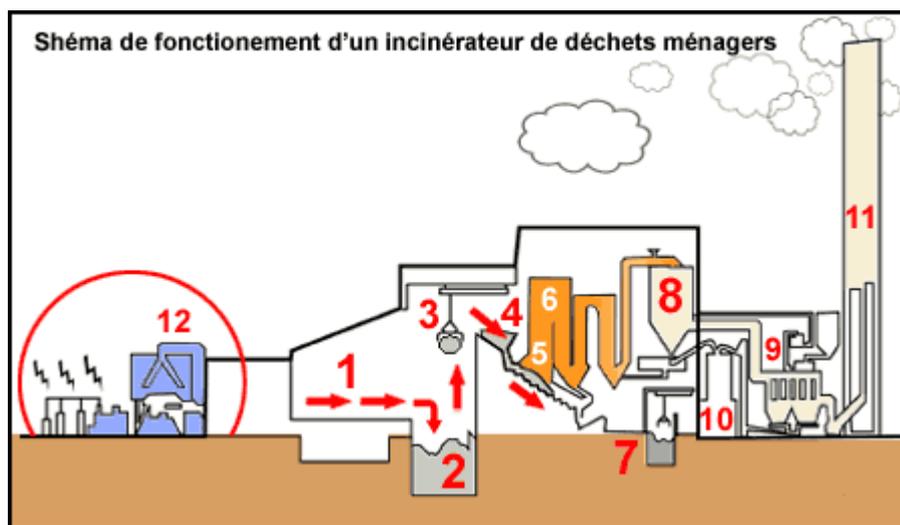


Fig.3-2 : Schéma en d'un incinérateur de déchets ménagers

1 - Arrivée des déchets. 2 - Fosse à déchets .3 - Grues de chargement.4 - Trémie d'alimentation .5 - Grille d'incinération.6 - .chaudière.7 – Mâchefers.8 - Traitements des effluents gazeux.9 - Filtres à manches.10 - Cendres volantes.11 – Cheminée.12 -Turbines à vapeur

1 - Arrivée des ordures - Les déchets mélangés (c'est à dire non triés) sont collectés dans les bennes des camions à ordures et amenés jusqu'à la fosse à déchets.

2 - Fosse à déchets - La fosse est suffisamment grande pour alimenter l'incinérateur pour plusieurs jours. A l'intérieur les déchets alimentaires, chimiques, plastiques, métalliques sont mélangés. Certains se décomposent, d'où les odeurs nauséabondes. Les déchets pouvant rester plusieurs semaines ainsi au fond de la fosse, nous vous laissons imaginer quel bouillon de culture gigantesque peut être une fosse à déchets et les risques que cela comprend...

3 - Grues de chargement - De grandes pelles mécaniques prennent en vrac les déchets de la fosse et les déversent dans la trémie d'alimentation.

4 - Trémie d'alimentation - Il alimente le four à un rythme contrôlé, sauf quand le trémie s'obstrue, ayant pour conséquence de provoquer une mauvaise combustion et des fuites de monoxyde de carbone.

5 - Grille d'incinérateur - Température d'au moins 850 °C.

6 - Chaudière - Les gaz à haute température sont utilisés pour produire de l'électricité ou distribuer de la chaleur. Des dioxines se forment quand les gaz se refroidissent.

7 - Mâchefers - 30 % des déchets incinérés ressort sous formes de cendres, appelées Mâchefers, riches en métaux lourds nocifs comme le plomb ou le cadmium. Dans le meilleur des cas, ces restes nocifs sont stockés en décharges ordinaires. Dans le pire des cas, certains opérateurs d'incinérateurs les donnent (car personne n'en veut) à des entreprises de travaux publics ou bâtiments, qui les mélangent à leur matériaux pour en faire des routes ou même des logements.

8 - Traitement des effluents gazeux - De la chaux, de l'ammoniaque ou du carbone activé sont pulvérisés sur les gaz qui transitent par le système de purification. Cela permet en partie de neutraliser les gaz acides et d'absorber une partie des dioxines. En contrepartie, cet apport de matière crée une grande quantité de résidus fortement contaminés par les dioxines, les métaux lourds et autres substances toxiques. Ces résidus sont appelés Refiom.

9 - Filtres à manche - Un système de purification de plus dans le circuit destiné à piéger les dioxines, les métaux lourds et autres substances polluantes. Les filtres collectés s'ajoutent aux résidus de l'incinération contenant des substances toxiques.

10 - Cendres volantes - Elles représentent 3 à 5 % du poids des déchets entrant dans l'incinérateur. Elles sont en principe acheminées en mélange avec les Refiom vers les sites de stockage de déchets dangereux.

11 - Cheminée - La hauteur de la cheminée, sur un tiers, contient des équipements destinés à mesurer les polluants qui s'en échappent. C'est à dire une demi-douzaine identifiée et connue, sur la centaine qui s'en échappe.

12 - Turbines à vapeur - La vapeur produite fait fonctionner des turbines qui produisent de l'électricité d'abord utilisée sur le site de l'incinérateur. Le surplus est exporté vers le réseau national. Les incinérateurs sont efficaces à environ 20 % dans la conversion de chaleur en électricité. Cette fraction médiocre ne représente qu'une très faible part de l'énergie qui sera de

nouveau nécessaire pour produire des emballages et autres produits qui finiront leur vie dans l'incinérateur.

#### **3.1.4. Les avantages de l'incinération**

- traitement adapté à toutes sortes de déchets (dangereux et non dangereux, solides et liquides) contrairement aux autres modes de valorisation (traitement biologique par exemple) ;

- diminue fortement le volume des déchets (90 % de réduction environ) et leur masse (70 % environ).

- l'incinération permet de tirer le meilleur parti du contenu énergétique des déchets en produisant de la chaleur susceptible d'alimenter un réseau de chaleur urbain et/ou d'être transformée en électricité.

- L'incinération contribue à minimiser les consommations de ressources énergétiques et certains impacts environnementaux tels que l'effet de serre du fait notamment de la valorisation énergétique. L'incinération émet moins de gaz à effet de serre que le stockage, qui a inévitablement des fuites de méthane (puissant gaz à effet de serre) issu de la dégradation des déchets organiques.

- Selon les équipements mis en place, l'incinération permet de récupérer les métaux ferreux et non ferreux (contenu initialement dans les déchets) et de les valoriser.

#### **3.1.5. Les inconvénients de l'incinération :**

- l'incinération contribue à l'émission de polluants dans l'atmosphère, dont les quantités sont limitées par la mise en place d'un système de traitement des fumées et suivies par la mise en place obligatoire d'un programme de surveillance ;

- l'incinération génère des déchets classés dangereux (résidus d'épuration des fumées) à éliminer dans des installations de stockage de déchets dangereux (classe 1) ;

- l'incinération génère des mâchefers qui sont les résidus solides obtenus après combustion. Les mâchefers sont des déchets non dangereux qu'il est possible de valoriser en remblai ou sous-couche routière dans des conditions strictes définies par la réglementation ;

- selon les techniques choisies (neutralisation des gaz acides des fumées par voie sèche ou humide, recyclage interne total ou non des rejets liquides), l'incinération contribue dans certains cas à l'émission de polluants liquides dans le milieu naturel, dont les quantités sont encadrées par la réglementation.

### **3.1.6. Aspects techniques de l'incinération**

#### **3.1.6.1. L'incinération des déchets industriels spéciaux (DIS)**

Les incinérateurs de DIS sont les plus dangereux car ils concentrent des déchets dangereux de tous types dont de nombreux déchets chlorés. Logiquement, c'est d'ailleurs dans ces incinérateurs que devraient être brûlés les déchets de plastique PVC. Cette mesure ne nous protégerait de la production de dioxines liée au PVC que dans la mesure où elle mettrait un terme à la production de ce plastique insoutenable. En effet, les coûts d'incinération sont beaucoup plus élevés pour les DIS que pour les déchets banals. Si l'incinération du PVC était payée à son juste prix, en tenant compte de la gestion des dioxines et de l'acide chlorhydrique générés lors de sa combustion, on verrait décroître la consommation de ce matériau, et par conséquent sa production.

#### **3.1.6.2. L'incinération des déchets médicaux**

Moins de 10% du flux de déchets typique d'un hôpital est susceptible d'être infectieux. Il est possible de stériliser ces déchets à l'aide de vapeur, de micro-ondes et d'autres techniques de désinfection sans combustion.

Les déchets restants ne sont pas infectieux et sont similaires aux déchets des hôtels, des bureaux et des restaurants, puisque les hôpitaux comportent également ces activités. En brûlant les déchets hospitaliers dans un incinérateur, un problème biologique simple de désinfection des matières infectieuses, qui peut être résolu par diverses autres techniques, devient un terrible problème de pollution chimique, coûteux à gérer et difficile à circonscrire.

La tendance actuelle en France va vers la fermeture des dernières unités spécifiques d'incinération de déchets de soins pour les incinérer en mélange avec les déchets ménagers.

### 3.1.6.3. Les combustibles dérivés des déchets

Les combustibles dérivés de déchets sont généralement produits à partir des ordures ménagères qui restent après que les matériaux non-combustibles comme les matériaux ferreux, le verre, les graviers et autres matériaux non-combustibles ont été enlevés. Les ordures sont réduites en poudre ou en granulés puis vendues comme combustibles dérivés de déchets. On les brûle dans des chaudières spécifiques ou en mélange avec du charbon et du pétrole dans des chaudières multi-combustibles. Néanmoins, les installations utilisant des combustibles dérivés de déchets ont les mêmes impacts négatifs que les incinérateurs

### 3.1.6.4. La pyrolyse / thermolyse et la gazéification thermique

La pyrolyse et la gazéification thermique sont des technologies apparentées. La pyrolyse / thermolyse est la décomposition thermique des matériaux organiques à température élevée, en l'absence d'air ou d'oxygène. Ce procédé, qui nécessite de la chaleur, produit un mélange de gaz combustibles (principalement du méthane, des hydrocarbures complexes, de l'hydrogène et du monoxyde de carbone), de liquides et de résidus solides (incombustibles et solides carbonés). L'utilisation des solides carbonés comme combustibles de substitution dans des chaufferies extérieures au site (chaufferies municipales) est à combattre absolument. Ces combustibles sont chargés en métaux lourds et il s'agirait alors d'un transfert de pollution vers un lieu encore moins adapté pour y faire face.

La gazéification thermique des ordures ménagères diffère de la pyrolyse en ce que la décomposition thermique a lieu en présence d'une quantité limitée d'oxygène et d'air. Le gaz généré peut alors être utilisé dans des chaudières ou bien épuré et utilisé dans des turbines à chambre de combustion.

Ces deux technologies sont encore en développement, seul un nombre limité d'unités sont en activité. **Les installations de pyrolyse et de gazéification thermique posent les mêmes problèmes environnementaux que les incinérateurs avec une répartition des polluants légèrement différente.**

## 3.1.7. Les effets de l'incinération sur la santé et l'environnement

### 3.1.7.1. Les dioxines

Les dioxines et furannes entrent dans la catégorie des Polluants organiques persistants (POPs).

Ce sont des molécules complexes qui, contrairement aux autres polluants atmosphériques, ne sont pas définies en fonction de leur nature chimique mais à partir de quatre propriétés qui sont :

- la toxicité : elles présentent un ou plusieurs impacts prouvés sur la santé humaine ;
- la persistance dans l'environnement : ce sont des molécules résistantes aux dégradations biologiques naturelles. Elles se dégradent de 50% sur une durée de 7 à 8 ans ;
- la bioaccumulation : ce sont des molécules qui s'accumulent dans les tissus vivants, avec des concentrations qui augmentent le long de la chaîne alimentaire (bioamplification) ;
- le transport long distance : de par leurs propriétés de persistance et de bioaccumulation, les POPs peuvent se déplacer sur de très longues distances et se déposer loin des lieux d'émission, typiquement des milieux chauds et tempérés (à forte activité humaine) vers les milieux froids (en particulier les régions arctiques). [8]

Les dioxines et substances apparentées causent des cancers du foie, du tube digestif et du sang. Elles sont également considérées comme responsables d'affections dermatologiques (acné chlorée), cardio-vasculaires, hépatiques et endocriniennes, ainsi que de troubles du développement des organes sexuels et de la reproduction. Cette dernière propriété pourrait constituer leur principale toxicité puisqu'elles seraient capables de dérégler la fonction des hormones sexuelles et ceci à des doses qui correspondent à l'actuelle exposition de la population.

### **3.1.7.2. Le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>):**

Le dioxyde de carbone est responsable de l'effet de serre qui engendre le réchauffement progressif de l'atmosphère terrestre. L'Organisation des Nations Unies (ONU) considère l'effet de serre et ses répercussions sur notre climat et notre environnement comme la plus grave menace que l'humanité devra affronter au cours du siècle prochain. L'incinération de centaines de milliers de tonnes de déchets génère au moins une quantité équivalente de CO<sub>2</sub>. Le traitement de nos déchets par incinération contribue donc à la surcharge de l'atmosphère en CO<sub>2</sub>.

### **3.1.7.3. Les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>):**

Comme le CO<sub>2</sub>, les oxydes d'azote sont des molécules produites au cours des processus de combustion. Ce sont des irritants des voies respiratoires qui aggravent avant tout les symptômes présentés par les personnes atteintes d'affections broncho-pulmonaires, notamment les personnes âgées et les asthmatiques, ainsi que par les petits enfants sujets à des infections respiratoires fréquentes.

L'incinération des déchets produit des quantités très importantes de NOx. L'incinérateur projeté à Drogenbos devrait en émettre environ 500 tonnes par an ce qui constitue une charge inacceptable.

Les NOx contribuent à la formation des pluies acides et ont la propriété, sous l'effet de la lumière, de dégager de l'ozone dans l'atmosphère basse, où le taux dépasse déjà fréquemment le seuil tolérable.

L'ozone est un puissant irritant des yeux et des voies respiratoires provoquant, lors de ses pics de concentration, une augmentation de 30 à 60 % des affections respiratoires, ainsi que de 2 à 10 pour 1000 de mortalité. L'ozone conduit, après une exposition prolongée, à des troubles respiratoires graves et triple la fréquence de crises d'asthme de la population vivant autour d'un incinérateur par rapport à celle qui n'est pas exposée. Par ailleurs, l'ozone augmente le risque de problèmes cardio-vasculaires chez les personnes prédisposées.

#### **3.1.7.4. Le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>):**

Le dioxyde de soufre est responsable d'irritation des yeux, du nez et de la gorge. Il fragilise le système ciliaire de défense naturelle des voies respiratoires, permettant ainsi des lésions plus profondes du tissu pulmonaire, double les cas de bronchite chronique dans une population exposée aux fumées d'un incinérateur et peut être la cause du cancer du poumon. Selon l'étude d'incidences l'incinérateur de Drogenbos devrait émettre 373 tonnes de SO<sub>2</sub> par an.

#### **3.1.7.5. L'acide chlorhydrique (HCl):**

Les plastiques, tels que les PVC, sont les principaux responsables de la production, dans les incinérateurs, d'acide chlorhydrique. Celui-ci cause l'irritation des yeux, de la bouche, de la gorge, des voies respiratoires et de la peau. L'incinérateur de Drogenbos rejeterait annuellement 62 tonnes d'acide chlorhydrique.

#### **3.1.7.6. Les métaux lourds:**

La plupart des métaux lourds ne sont pas volatilisés durant la combustion des déchets et sont concentrés dans les cendres. Cependant, certains, tels que le mercure et le cadmium, sont volatilisés et évacués dans la cheminée. Il a été montré que plus de 70% du mercure contenus dans les déchets incinérés étaient volatilisés et que le lavage des fumées pouvait être relativement inefficace pour le mercure. La toxicité du mercure est très différente selon sa présentation chimique (mercure métal, sel métallique, sel organique). Elle peut être fort importante pour l'homme et pour les animaux même à faible dose. De dangereux déséquilibres sont apparus dans sa répartition à cause des activités humaines, qui ont parfois amené des concentrations élevées de mercure dans l'air, l'eau et le sol.

En Europe Occidentale, l'incinération des déchets est la principale source de mercure d'origine humaine, ce qui démontre la nécessité de concentrer plus d'attention à la responsabilité des incinérateurs dans la pollution par le mercure, spécialement à proximité des zones urbaines, d'autant plus que le mercure peut demeurer longtemps dans l'atmosphère et être transporté loin de son lieu d'émission. L'incinérateur de Drogenbos rejeterait annuellement 124 kg de mercure dans l'environnement. Le mercure est connu comme toxique pour le système nerveux, le rein et le système immunitaire. Le traitement des déchets par incinération est une des sources majeures d'émission de cadmium dans l'atmosphère. Ce métal peut être la cause de néphropathies, d'ostéomalacie et de cancers. Dans l'ensemble l'incinérateur émettrait environs 2 tonnes d'autres métaux lourds par an dont certains comme le plomb, le chrome, le nickel et l'arsenic ont des effets toxiques considérables. [9]

### **3.2 Choix du model d'incinérateur à modeler**

#### **3.2.1. Types d'incinérateurs**

L'incinération qui peut être mise en œuvre dans trois grands types de fours :

- Les fours rotatifs ou oscillants (société Cyclergie en France) sont constitués d'un cylindre incliné par rapport à l'horizontale dans lequel les déchets progressent sous l'effet de la gravité et de la rotation. L'efficacité du procédé repose sur le retournement et le brassage des solides et de l'air comburant. Les températures de fonctionnement avoisinent 1100°C – 1300°C. Ces fours peuvent traiter une grande variété de déchets et sont bien adaptés au traitement des déchets industriels et toxiques du fait du brassage permanent du combustible et de la présence de nombreux orifices d'injection d'air assurant une combustion efficace et la formation de mâchefers de bonne qualité (pauvres en carbone résiduel imbrûlé).
  
- Les fours à lits fluidisés (denses, rotatifs ou circulants) assurent la combustion des produits solides dans un lit de matériaux inertes mis en suspension par une injection d'air chaud. Il s'agit, le plus souvent, d'un mélange de sable auquel est ajoutée une petite fraction de déchets (5 %) qui forme la base du lit. L'ensemble est fluidisé par injection d'air (injection verticale, horizontale, à la base ou au niveau des parois du four). La technique du lit fluidisé, mise au point pour brûler du charbon, a été adaptée depuis quelques années au traitement des déchets ménagers. Ces fours ont un rendement de combustion élevé (99 %) et acceptent des déchets de natures très différentes (même à bas pouvoir calorifique). Ils offrent l'avantage de fonctionner à plus basse température (650 – 850°C), avec un faible excès d'air par rapport aux autres systèmes de combustion, ce qui assure un meilleur rendement thermique et une émission limitée de NOx. La préparation (tri,

déferailage, broyage) des déchets avant incinération et l'émission importante de cendres volantes représentent les inconvénients majeurs de cette technique.

- Les fours à grilles fixes ou mécaniques sont les fours les plus utilisés pour la combustion des OM. Les fours à grilles fixes fonctionnent généralement en discontinu et permettent de traiter des petites quantités de déchets. Parmi les fours à grilles mécaniques, on distingue les fours à barreaux animés d'un mouvement de translation (poussoir, grille à recul, grille à mouvements alternatifs), les fours à rouleaux fonctionnant à l'aide de cylindres en rotation et disposés en escalier et les fours à gradins. Tous ces systèmes ont pour objectif d'assurer le brassage du lit d'OM et sa progression sur la grille [2].

### **3.2.2. Incinérateurs – SARL GENIN MEDICAL<sup>6</sup> -**

Ces incinérateurs garantissent la destruction de tous les déchets hospitaliers, composés principalement de seringues, pansements, cotons, résidus de dialyses, de biopsie, et tous les éléments contaminants et septiques. Les déchets sont incinérés dans la chambre de combustion à une température moyenne de 800°C. Les fumées et résidus volatiles sont brûlés dans la chambre de postcombustion à une température de 1100°C. Nos trois modèles d'incinérateurs de type Techno fours à combustion pyrolytique, basés sur la même architecture, pour le traitement de vos déchets hospitaliers et industriels, et nos incinérateurs sont certifiés.

Ces incinérateurs sont de type horizontal statique à fond fixe. Élaborés en deux chambres de combustion et de postcombustion dotées, chacune, d'un brûleur à gaz ou à mazout, insérées dans une enceinte métallique renforcée par un revêtement réfractaire d'une épaisseur de 100 mm. Une seconde enveloppe métallique recouvre le tout assurant ainsi une isolation thermique et une sécurité optimale des organes de commandes. Les déchets sont traités dans la chambre de combustion, accessible par une porte coulissante commandée électriquement. Ceux-ci portés à une température moyenne de 800°C, se consomment puis sont réduits en cendres. Les résidus volatiles et les fumées sont acheminés vers la chambre de postcombustion. Portés à une température voisine des 1100°C, ils seront parfaitement oxydés brûlés. Désodorisés et filtrés par des puissantes turbines pour traitement de fumée. Deux turbines puissantes assurent la ventilation et l'apport d'air nécessaire pour une combustion rapide et complète des déchets. Aussi pour la dilution des fumées évacuées par la cheminée d'une hauteur de 08 huit mètres à partir du sol. La mise en marche de l'incinérateur s'effectue à partir d'un panneau de commande placé sur sa face avant en Inox.

#### Il comporte:

- Un commutateur d'allumage principal à clé. Série de commutateurs correspondants à l'allumage des brûleurs et des turbines.

---

<sup>6</sup> Société Algérienne de fabrication de matériel médicochirurgical & matériel industriel de combustion. Tizi-Ouzou.

- Un commutateur de sélection de mode automatique ou manuel.
- Un commutateur d'ouverture / fermeture de la porte.
- Un thermostat à affichage numérique pour une lecture en temps réel de la température de la chambre de combustion et d'un thermostat de sécurité.
- Une minuterie pour régler la durée du cycle de combustion.
- Les organes de commandes de puissance sont logés dans une armoire placée sur le flanc droit de l'incinérateur.

Option : possibilité de récupération d'énergie qui produit de l'eau chaude.



Fig.3-3 : Modèle de l'incinérateur MI-H 3000

### Encombrement

Tableau 3.1 : encombrement de l'incinérateur MI-H3000

|                                       |  |
|---------------------------------------|--|
| Dimensions externes                   | L1900 X H2400 X P3000 mm                     |
| Dimensions ouverture                  | R660 x L650                                  |
| Dimensions chambre de combustion      | L1000 X H950 X P1100, (0.85 m <sup>3</sup> ) |
| Dimensions chambre de post combustion | L1000 X H950 X P900, (0.74 m <sup>3</sup> )  |
| Dimensions de cheminée                | 400 x 600 x 6000 ; 1800 à partir du sol      |
| poids                                 | 7500 Kg                                      |

### Caractéristiques électriques

Tableau 3.2 : caractéristiques électriques de l'incinérateur MI-H3000

|                           |   |
|---------------------------|---|
| Puissance électrique      | 5100 W  |
| Source électrique courant | Triphasée 380 V, neutre et prise de terre 20A |

|                |  |
|----------------|--|
| Moteur turbine | 380V, triphasé, 5.2A, 2.2KW , $\cos\phi$ :0.83, 1410 tr/mn |
| Moteur porte   | 220V, 2.8A, 550W   |
| Moteur bruleur | 220V, 75W, 2800 tr/mn                                      |

### Caractéristiques thermiques

Tableau 3.3 : caractéristiques thermiques de l'incinérateur MI-H3000

|                                |                         |              |
|--------------------------------|-------------------------|--------------|
| Brûleur type Cuenod N16        | 100000 Kcal/h ou 116 KW |              |
| déchets                        | Ménagers                | Hospitaliers |
| P.C.I moyen *                  | 3700 Kcal/Kg            | 4500 Kcal/Kg |
| MO / MS *                      | 90 %                    | 88%          |
| Temperature d'incinération     | 800 °C                  | 1000 °C      |
| Temperature de post combustion | 1000 à 1100 °C          |              |
| Capacité de destruction Max    | 130 Kg                  | 150 Kg       |

\*P.C.I = puissance calorifique d'incinération. \*MO/MS = rapport matière organique sur matière solide.

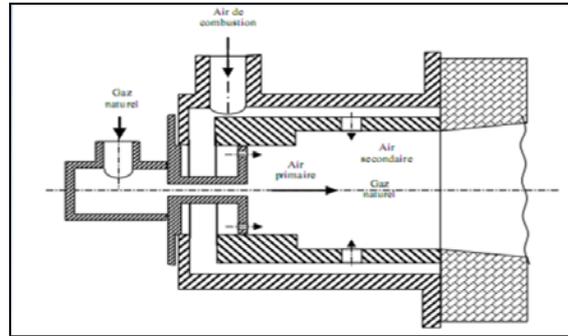
### **3.2.3. Description du brûleur**

#### **3.2.3.1. Les bruleurs bas NOx**

Les bruleurs bas NOx visent à réduire les émissions de NOx par la recirculation interne des gaz de combustion et de plus ils donnent la possibilité de réaliser la combustion dégradée.

En général, ces bruleurs sont alimentés avec de l'air pour permettre une combustion en trois étages. Ils aspirent les gaz de combustion de foyer pour les recirculer dans le bruleur. Ils séparent l'air primaire de l'air secondaire par un courant de gaz inertes de combustion. Ils règlent les débits du gaz naturel ce qui permet de diriger le gaz naturel dans les zones de basse concentration en NOx.

fig.3-4 : schéma du brûleur ATT- 10,  
[GHIA , 2000]



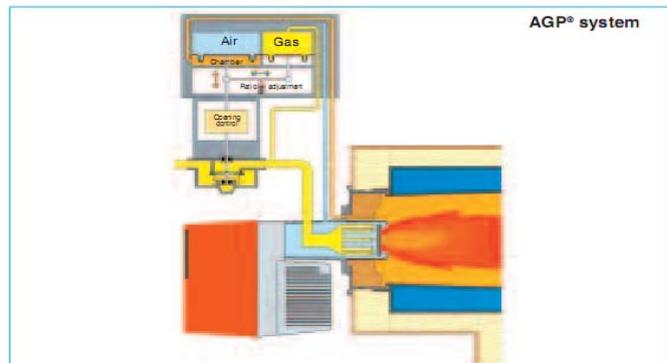
### 3.2.3.2. Les brûleurs Cuenod NC12, NC16 et NC21 GX

Les brûleurs monobloc gaz NC12, NC16 et NC21 GX sont des appareils à air soufflé à une ou deux allures de fonctionnement avec faibles rejets polluants (bas NOx).

Ils utilisent tous les gaz répertoriés, sous réserve d'un réglage approprié et suivant les pressions disponibles, en tenant compte des variations de pouvoir calorifiques de ces gaz. Ils s'adaptent sur des générateurs conformes à la norme EN 303.1.

Les NC.12 - NC.16 et NC.21 utilisent du fuel domestique, de densité 0,84 à une température de 10°C, et une viscosité inférieure à 9,0 cSt.

Fig.3-5 : schéma du brûleur  
NC12... développé par Cuenod



#### Puissances :

Tableau 3.4: puissances des incinérateurs NC

|                       | NC.12       |            | NC.16       |            | mini.       |             |             |
|-----------------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|-------------|-------------|
|                       | mini.       | maxi.      | mini.       | maxi.      |             |             |             |
|                       | 80          | 120        | 110         | 160        | 140         |             |             |
|                       | 60          | -          | 80          | -          | 100         |             |             |
|                       | 74          | 110        | 101         | 147        | 129         |             |             |
| <b>Débit<br/>kg/h</b> | <b>fuel</b> | <b>6.7</b> | <b>10.1</b> | <b>9.3</b> | <b>13.5</b> | <b>11.8</b> | <b>17.7</b> |

\* La puissance du générateur est calculée à titre indicatif avec un rendement de 92%.

### 3.2.4 Configuration adaptée de l'incinérateur et du bruleur:

Pour notre étude on a opté pour un choix simple est simplifié est cela à cause des difficultés rencontrés pour l'obtention des données géométriques exactes et détaillés de l'incinérateur voulu malgré les efforts fournis dans ce sens.

Notre incinérateur est de forme parallélépipédique (Fig. 3-6) composé de deux chambres de combustion similaires de dimensions (1m x 1m x 0.85m), soit un volume de  $0.85\text{m}^3$  pour chacune. Les deux chambres sont séparées par un mur équipé d'une fenêtre (0.3m x 0.3m) pour le passage des gaz de combustion. Le plafond de la seconde chambre de combustion est muni d'une fenêtre (0.3m x 0.3m) pour la sortie des gaz d'échappement.

Le bruleur choisis est de forme coaxiale (Fig. 3-7), le combustible (gaz naturel) est injecté au centre et l'air est injecté par la périphérie. La première chambre de combustion est équipée de deux bruleurs, la seconde avec un seul bruleur.

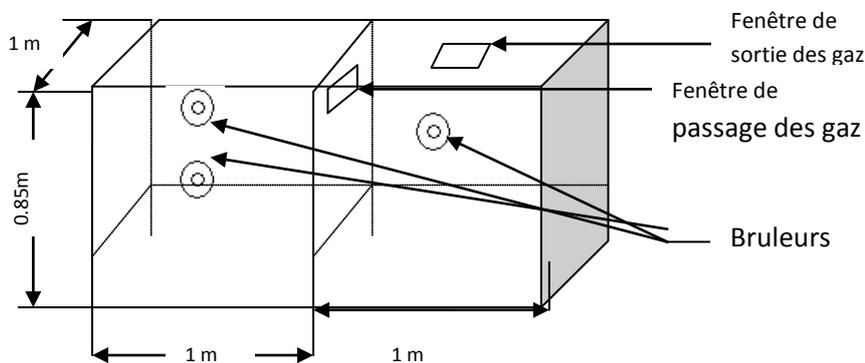


Fig. 3-6 : forme et dimensions de l'incinérateur choisi

On prend comme puissance d'incinération la valeur :  $P_{ci} = 116 \text{ kw}$ .

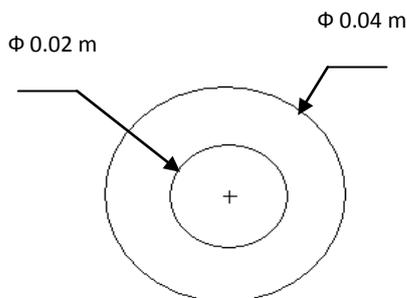


Fig. 3-7 : Dimensions du bruleur choisi

## *Chapitre IV*

# *Théorie de combustion*

# Chapitre 4 : Théorie de combustion

## 4.1. Composition de l'air sec standard

L'air est un mélange de gaz comprenant l'oxygène (O<sub>2</sub>), l'azote (N<sub>2</sub>), l'argon (Ar), dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), vapeur d'eau (H<sub>2</sub>O)....

Pour la combustion l'air sec est considéré d'être composé de 21% O<sub>2</sub> et 79% N<sub>2</sub> par volume (fraction de mole).

$$\frac{n_{N_2}}{n_{O_2}} = \frac{n_{N_2}}{n_{tot}} \cdot \frac{n_{tot}}{n_{O_2}} = \frac{y_{N_2}}{y_{O_2}} = \frac{0.79}{0.21} = 3.76$$

Pour chaque mole d'O<sub>2</sub> il y a 3.76 moles de N<sub>2</sub>.

Le poids moléculaire d'air est :

$$\begin{aligned} \bar{M}_{air} &= \sum_{i=1}^n y_i \bar{M}_i = y_{O_2} \cdot \bar{M}_{O_2} + y_{N_2} \cdot \bar{M}_{N_2} \\ &= 0.21(32) + 0.79(28) = 28.84 \text{ kg/kmol} \end{aligned}$$

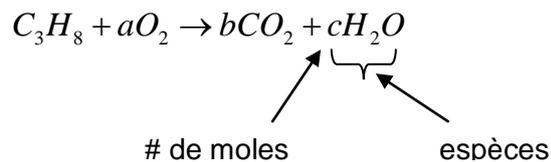
La quantité de l'eau en air humide à  $T$  est spécifiée par l'**humidité spécifique**,  $\omega$ , ou l'**humidité relative (hygrométrie)**,  $\Phi$ , défini comme suit :

$$\omega = \frac{m_{H_2O}}{m_{air}} \quad \Phi = \frac{P_{H_2O}}{P_{sat}(T)} \quad 0 < \Phi < 1$$

## 4.2. Stœchiométrie de combustion

Si suffisamment d'oxygène est disponible, un combustible d'hydrocarbure peut être complètement oxydé, le carbone est converti en dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) et l'hydrogène est converti en eau (H<sub>2</sub>O).

L'équation chimique globale pour la combustion complète d'une mole de propane (C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>) avec l'oxygène est :



Les éléments ne peuvent pas être créés ou détruits, ainsi

$$\text{équilibre de C :} \quad 3 = b \quad \rightarrow b=3$$

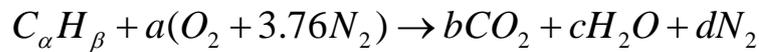
$$\text{équilibre de H :} \quad 8 = 2c \quad \rightarrow c=4$$

$$\text{équilibre d'O :} \quad 2a = 2b + c \quad \rightarrow a=5$$

Ainsi la réaction ci-dessus est :  $C_3H_8 + 5O_2 \rightarrow 3CO_2 + 4H_2O$

L'air contient l'azote moléculaire  $N_2$ , quand les produits sont à basse température l'azote n'est pas sensiblement affecté par la réaction, il est considéré **inerte**.

La réaction complète d'un hydrocarbure général  $C_\alpha H_\beta$  avec de l'air est :

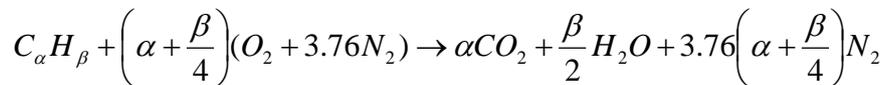


Équilibre de C:  $a = b \rightarrow b = a$

Équilibre de H:  $b = 2c \rightarrow c = b/2$

Équilibre de O:  $2a = 2b + c \rightarrow a = b + c/2 \rightarrow a = a + b/4$

Équilibre de N:  $2(3.76) a = 2d \rightarrow d = 3.76a/2 \rightarrow d = 3.76(a + b/4)$



L'équation ci-dessus définit les proportions **stœchiométriques** du combustible et d'air.

Le rapport stœchiométrique de masse air/combustible pour le combustible  $C_\alpha H_\beta$  est :

$$(A/C)_s = \frac{m_{air}}{m_{fuel}} = \frac{\left(\sum n_i \bar{M}_i\right)_{air}}{\left(\sum n_i \bar{M}_i\right)_{fuel}} = \frac{\left(\alpha + \frac{\beta}{4}\right)\bar{M}_{O_2} + 3.76\left(\alpha + \frac{\beta}{4}\right)\bar{M}_{N_2}}{\alpha\bar{M}_C + \beta\bar{M}_H}$$

Substituant les poids moléculaires respectifs et diviser le dessus et le bas par  $\alpha$  on obtient l'expression suivante qui dépend seulement du rapport du nombre d'atomes d'hydrogène aux atomes de carbone  $\left(\frac{\beta}{\alpha}\right)$  dans le combustible.

$$(A/C)_s = \frac{1}{(C/A)_s} = \frac{\left(1 + \frac{(\beta/\alpha)}{4}\right)(32 + 3.76 \cdot 28)}{12 + (\beta/\alpha) \cdot 1}$$

Notez que l'équation au-dessus s'applique seulement au mélange stœchiométrique.

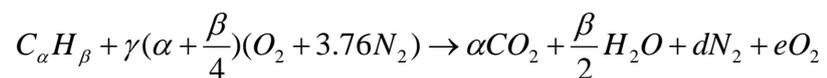
Exemple : Pour l'octane ( $C_8H_{18}$ ),  $\frac{\beta}{\alpha} = 2.25 \rightarrow (A/C)_s = 15.1$

### 4.3. Mélange pauvre (Fuel Lean Mixture)

- Les mélanges combustible-air avec de l'air plus que stœchiométrique (air en excès) peuvent brûler.

- Avec de l'air en excès vous avez la combustion **pauvre de combustible**

- À basses températures de combustion, l'air supplémentaire apparaît dans les produits dans une forme inchangée :



Pour un mélange pauvre de combustible avoir l'air en excès, ainsi  $\lambda > 1$

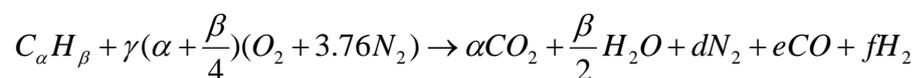
-L'équation de la réaction Au-dessus a deux inconnus ( $d$ ,  $e$ ) et nous ont avons deux équations d'équilibre atomique ( $O$ ,  $N$ ) ainsi on peut résoudre pour les inconnus

- Les mélanges combustible-air avec de l'air moins que stœchiométrique (combustible en excès) peuvent brûler.

- Avec l'air moins que stœchiométrique nous avons la combustion **riche de combustible**, l'oxygène est insuffisant pour oxyder tous les C et H dans le combustible en  $CO_2$  et  $H_2O$ .

- Avoir une combustion incomplète où l'oxyde de carbone (CO) et l'hydrogène moléculaire

( $H_2$ ) apparaissent également dans les produits.



Où pour le mélange riche de combustible avoir de l'air insuffisant  $\rightarrow \lambda < 1$

L'équation de la réaction Au-dessus a trois inconnus ( $d$ ,  $e$ ,  $f$ ) et nous ont avons seulement deux équations d'équilibre atomique ( $O$ ,  $N$ ) ainsi on ne peut pas résoudre pour les inconnus à moins que des informations supplémentaires au sujet des produits soient fournies.

### 4.4. Mélanges non-Stœchiométriques

**Le rapport d'équivalence (la richesse)  $\phi$** , est utilisé généralement pour indiquer si un mélange est stœchiométrique, pauvre de combustible, ou riches de combustible.

$$\phi = \frac{(A/C)_s}{(A/C)_{mélange}} = \frac{(C/A)_{mélange}}{(C/A)_s}$$

Stœchiométrique  $\phi = 1$  ; pauvre combustible  $\phi < 1$  ; riche combustible  $\phi > 1$

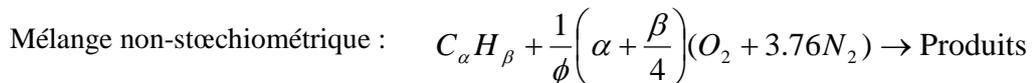
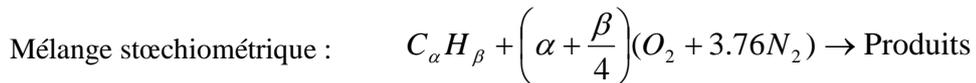
**Rapport stœchiométrique  $\lambda$  :**

C'est le rapport de la quantité d'air réellement utilisé à celle théoriquement nécessaire.

Il convient de noter que le rapport d'équivalence est liée à  $\lambda$  comme suit,

$$\lambda = \frac{1}{\phi} = \frac{\text{air}_{\text{utilise}}}{\text{air}_{\text{stoech}}}$$

Si  $\lambda$  égal à 1 sa correspond à un mélange stœchiométrique, tandis que, inférieur à 1 et supérieur à 1 désignent respectivement des mélanges riche et pauvre en combustible.



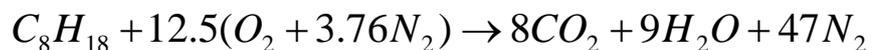
**4.5. Conditions de non-Stœchiométrique**

L'autre terminologie employée pour décrire combien d'air est employé dans la combustion :  
 110% d'air stœchiométrique = 110% d'air théorique = 10% d'air en excès.

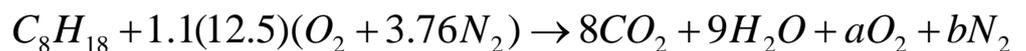
$C_3H_8 + \gamma\left(\alpha + \frac{\beta}{4}\right)(O_2 + 3.76N_2)$   $\lambda = 1.1 \rightarrow$  Le mélange est pauvre de combustible.

**Exemple :** Considérons une réaction d'octane avec un excès d'air de 10%, quel est  $\phi$  ?

Stœchiométrique :



Un excès air de 10% c'est :



$$16 + 9 + 2a = 1.1 (12.5) (2) \rightarrow a = 1.25, b = 1.1 (12.5) (3.76) = 51.7$$

$$\phi = \frac{(A/C)_s}{(A/C)_{mélange}} = \frac{12.5(4.76)/1}{1.1(12.5)(4.76)/1} = 0.91$$

#### 4.6. Phénomènes intervenants lors de la combustion des déchets solides

La combustion des DS est plus complexe que celle des combustibles solides courants du fait de leur forte hétérogénéité (taille et composition) et de leur faible pouvoir calorifique. Le PCI des DS varie ainsi dans une fourchette de 5800 à 10500 Kj.kg<sup>-1</sup> suivant l'origine et la qualité des DS. Il peut varier significativement pendant une journée de fonctionnement, notamment par suite des variations d'humidité. Les DS sont globalement constituées d'une partie organique combustible, d'humidité et d'eau de constitution et d'une partie inerte (minéraux et incombustibles divers : verre, ferrailles...).

**L'incinération correspond à l'oxydation de la partie combustible du déchet.** Les produits de l'incinération sont des solides (mâchefers<sup>7</sup> et cendres<sup>8</sup>) et des gaz (principalement CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O).

L'incinération met en jeu une succession de processus physico-chimiques et thermiques dont certains peuvent avoir lieu simultanément :

- Le combustible s'échauffe, l'apport d'énergie provient à la fois du rayonnement des parois du four et des flammes, de l'échange convectif avec l'air primaire préchauffé et de l'échange par conduction directe des solides en combustion. L'eau d'humidité contenue dans la charge se vaporise au cours de cette étape, c'est **le séchage** ;

- Quand la température du déchet est suffisante, ce dernier se **pyrolyse** : la décomposition thermique de sa fraction organique conduit à la libération de gaz combustibles (hydrocarbures, CO, H<sub>2</sub>), de composés chlorés (HCl), soufrés et azotés (pyridine, pyrroles, amines) et de goudrons

---

<sup>7</sup> mâchefers : scories récupérées en bout de grille et pouvant par la suite être valorisées en tant que remblai routier. Les mâchefers sont constitués des matériaux incombustibles initialement présents dans les DSM.

<sup>8</sup> cendres : fines particules collectées sous la grille, au niveau de la chaudière et des systèmes de dépoussiérage des fumées. Les cendres correspondent aux résidus solides de combustion. Toxiques, elles sont inertes puis stockées en décharge de classe I.

qui pourront par la suite être craqué instantanément. Après pyrolyse, le solide se présente sous la forme d'un résidu carboné ;

- Ce résidu carboné est à son tour oxydé par  $O_2$ , ou gazéifié par  $H_2O$  ou  $CO_2$ . Ces réactions hétérogènes parachèvent la transformation de la partie combustible des OM, dont il ne subsiste que des cendres ;

- Les matériaux inertes (minéraux et métaux), partiellement fondus, sous forme d'oxydes et de sels, refroidissent et forment les mâchefers.

Le modèle de SHIN et CHOI, 2000, écrit en régime transitoire et en 1-D prend en compte les différentes étapes de transformation de la charge (séchage, pyrolyse, combustion hétérogène et homogène). Le modèle fait intervenir 2 températures (une pour la phase gazeuse, une pour le solide) comme le montre la figure Fig. 4-1.

La "règle des 3 T" résume les 3 paramètres fondamentaux devant être respectés :

- La Température de combustion doit être régulée et adéquate (comprise entre 850 et 1200°C) dans la chambre de postcombustion afin de détruire les polluants gazeux. La température de combustion doit être suffisante pour permettre le séchage puis l'inflammation des OM à leur arrivée sur la grille mais ne doit en général pas dépasser 1200°C pour des considérations de tenue mécanique de la grille, des matériaux réfractaires constituant la chambre de combustion ainsi que des différents éléments de la chaudière (vaporisateur, surchauffeur, économiseur). La puissance thermique dissipée par ces échangeurs étant fixée, des dépassements de températures en zone de postcombustion se répercutent inévitablement en sortie de chaudière et peuvent endommager les systèmes d'épuration des fumées qui fonctionnent à des températures proches ou inférieures à 200°C ;

- Le Temps de séjour doit être suffisant dans le four (de 45 minutes à 1 heure pour les déchets et de 2 à 4 secondes pour les gaz à partir de la zone de postcombustion). La réglementation impose pour les fumées un temps de séjour minimal de 2 secondes à une température minimale de 850°C avec une concentration minimale de 6 % en oxygène, de façon contrôlée et homogène, dans les conditions les plus défavorables de fonctionnement, après la dernière injection d'air de combustion ;

- L'écoulement des gaz dans la chambre de postcombustion doit être fortement turbulent. Cette turbulence est garantie par l'injection à grande vitesse d'air secondaire ( $50$  à  $80 \text{ m s}^{-1}$ ) dans le foyer au moyen de buses de quelques centimètres de diamètre. Cette injection assure le mélange intime des gaz de combustion et de l'air frais, ce qui théoriquement permet tant l'oxydation des imbrûlés que des polluants gazeux. [2]

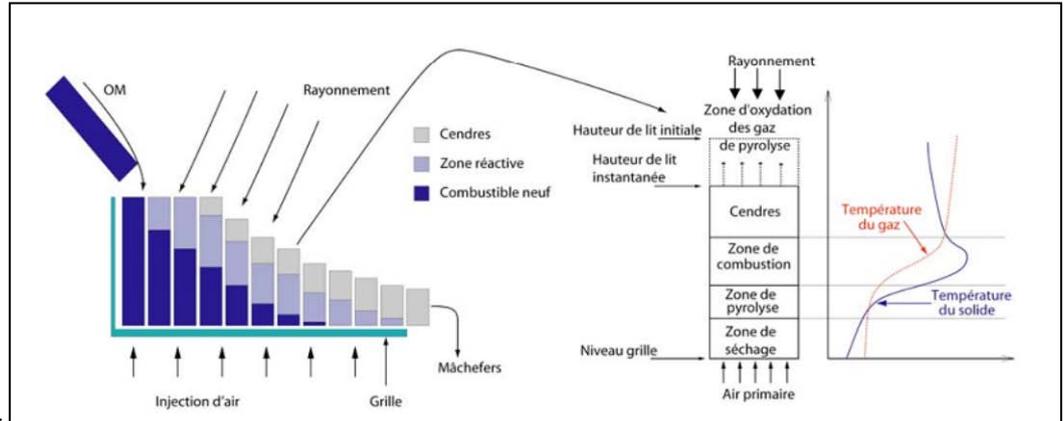


Fig. 4-1 : Représentation schématique de la combustion dans la couche d'OM d'après le modèle de SHIN et CHOI, 2000

#### 4.7. Transferts thermiques

Les particules des DS échangent de la chaleur avec leurs voisines par conduction et rayonnement. Le rayonnement représente le mode de transfert de chaleur principal dans les couches en combustion. Le bilan thermique relatif au solide doit donc tenir compte de ces deux modes d'échange thermique. En outre, les particules sont considérées être homogènes en température. En effet, pour des vitesses d'écoulement des gaz de l'ordre de  $0.4 \text{ m s}^{-1}$  et une conductivité thermique des solides égale à  $0,5 \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ , le nombre de Biot reste inférieur à 0,1 pour des diamètres de particules inférieurs ou égaux à 0,6 m. Pour une conductivité thermique de l'ordre de  $0,2 \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ , cette même conduction est remplie pour des diamètres inférieurs à 0,005 m. Dans les conditions de l'incinération, le nombre de Biot reste donc inférieur à 0,1.

En ce qui concerne la phase gazeuse, on néglige le transport de chaleur par conduction devant le terme de convection. On peut justifier cette hypothèse en calculant le nombre de Péclet thermique. Le nombre de Péclet de particule s'exprime comme :

$$Pe_{th} = \frac{\rho_g v d_p c_{pg}}{\lambda_g} \quad (4.1)$$

$$0.5 \leq \rho_g \leq 1.2 [\text{kgm}^{-3}]$$

$$0.1 \leq v \leq 0.4 [\text{ms}^{-1}]$$

$$0.01 \leq \lambda_g \leq 0.02 [\text{wm}^{-1} \text{K}^{-1}]$$

$$C_{pg} \approx 1000 [\text{JkgK}^{-1}]$$

D'après les expériences réalisées, et en particulier avec le bois ( $d_p = 1 \text{ cm}$ ), le nombre de Péclet thermique de particule varie de 50 à 150 selon que le fluide traverse une couche en combustion ou non. Pour des particules de taille supérieure (cas des DS où  $d \cong 7 \text{ cm}$ ) ce nombre est encore plus élevé [2].

##### 4.7.1.a) Echanges de chaleur par convection

Il est possible de modéliser les échanges de chaleur convectifs solide-gaz par l'intermédiaire d'un coefficient (h) représentant l'efficacité du transfert et calculé à l'aide de la relation (WAKAO et KAGUEI, 1982) :

$$Nu = 2 + 1.1 Re_p^{0.6} Pr^{1/3} \quad \text{pour } 10 < Re_p < 1000$$

$$Nu = \frac{hd_p}{\lambda_g} : \text{nombre de Nusselt [-]}$$

$$Re_p = \frac{\rho v d_p}{\mu_g} : \text{nombre de Reynolds de particule [-]}$$

$$Pr = \frac{c_{pg} \mu_g}{\lambda_g} : \text{nombre de Prandtl [-]}$$

#### 4.7.1.b) Echanges de chaleur par conduction et rayonnement

Le rayonnement est le mode de transfert de chaleur prépondérant sur, et au sein de l'incinérateur de DS. Le rayonnement provenant des parois du four et des flammes permet aux couches supérieures du lit de DS de sécher, de se pyrolyser et d'initier la combustion. Le transfert de chaleur par rayonnement dans le lit de déchets entretient la combustion en permettant au front de flamme de progresser en profondeur.

Afin de représenter l'évolution du rayonnement à l'intérieur du lit, certains auteurs recommandent d'utiliser un modèle de rayonnement à deux flux (SHIN et CHOI, 2000) ou à quatre flux (YANG et coll., 2002), basé sur l'approximation de Schuster-Schwarzschild (cf. (2.51)), (HOTTEL et SAROFIM, 1967). Dans le modèle à deux flux, la puissance rayonnée vaut :

$$\dot{Q}_{ray} = \Omega(I^+ - I^-) \quad (4.2)$$

avec,

$$\begin{aligned} \frac{1}{2} \frac{dI^+}{d\tau} &= (1 - \varpi)I_b - I^+ + \frac{\varpi}{2}(I^- + I^+) \\ \frac{1}{2} \frac{dI^-}{d\tau} &= (1 - \varpi)I_b - I^- + \frac{\varpi}{2}(I^- + I^+) \end{aligned} \quad (4.3)$$

$\Omega$  : surface [m<sup>2</sup>]

$I^+, I^-$  : densités de flux rayonnées (dans le sens opposé à l'écoulement du fluide dans le lit, resp. dans le même sens) [W m<sup>-2</sup>]

$I_b$  : densité de flux rayonnée par le corps noir [W m<sup>-2</sup>]

$\varpi$  : albédo de dispersion du solide,  $\varpi = \frac{\sigma_s}{\beta + \sigma_s}$ , [-]

$\tau$  : coordonnée optique,  $\tau = \int_0^z k_t dz$ , [-]

$Z$  : coordonnée spatiale orthogonale à la surface du lit, [m]

$k_t$  : coefficient d'extinction,  $k_t = \beta + \sigma_s$ , [ $m^{-1}$ ]

$\beta$  : absorbance [m]

$\sigma_s$  : diffusion [m]

Il est possible, à partir de considérations géométriques portant sur un lit de billes parfaitement arrangées en couches et en supposant qu'il n'y a pas de diffusion du rayonnement au sein du lit ( $\sigma_s = 0$ ), de relier l'absorbance  $\beta$  au diamètre des billes  $d_p$  et à la porosité du lit  $\varepsilon_t$  (SHIN et CHOI, 2000) :

$$\beta = -\frac{1}{d_p} \ln(\varepsilon_t) \quad (4.4)$$

Une alternative à cette première méthode consiste à considérer que l'absorption du rayonnement incident par le lit de DS, peut être représentée par l'intermédiaire d'une loi de Beer (KASHIWAGI, 1974) :

$$\frac{dI_{inc}}{dz} = \beta I_0 (1 - \mathfrak{R}) e^{\beta z} \quad (4.5)$$

$I_{inc}$  : densité de flux de rayonnement absorbée (par unité de surface de lit) [ $W m^{-2}$ ]

$I_0$  : densité de flux de rayonnement incident [ $W m^{-2}$ ]

$z$  : coordonnée spatiale orthogonale à la surface du lit [m] ( $z < 0$ ,  $z = 0$  à la surface de la charge)

$\mathfrak{R}$  : réflectivité [-]

$\beta$  : absorbance [ $m^{-1}$ ]

Les parois du four sont considérées être des corps noirs, la réflectivité des particules est prise égale à 0. Le transfert radiatif entre particules à l'intérieur du lit est quant à lui représenté par l'intermédiaire d'une conductivité efficace du milieu poreux incluant un terme de rayonnement. Différentes corrélations ont été proposées pour calculer cette conductivité efficace (cf. par exemple ZEHNER et SCHLUNDER, 1970 et 1972).. Les deux modes d'échanges thermiques solide-solide à l'intérieur du lit sont alors pris en compte de la façon suivante :

$$\lambda_{eff} = (1 - \varepsilon_l)\lambda_s + \lambda_{ray} \quad (4.6)$$

expression dans laquelle une équivalence est utilisée pour quantifier le transfert de chaleur par rayonnement dans un milieu optiquement dense (HOTTEL et SAROFIM, 1967) :

$$\lambda_{ray} = \frac{16\sigma d_e T_s^3}{3} \quad (4.7)$$

avec "de" diamètre équivalent des particules [m] définit par :

$$d_e = \frac{d_p \varepsilon_l}{\frac{3}{2}(1 - \varepsilon_l)} \quad (4.8)$$

$\sigma$  : constante de Stefan-Boltzmann,  $=5,67 \cdot 10^{-8}$  [w m<sup>2</sup> K<sup>-4</sup>]

$T_s$  : température du solide [K]

Pour notre étude on opté un modèle de rayonnement dit « Modèle P-1 » utilisé par le code FLUENT ; le modèle P-1 est le cas le plus simple des P-N modèles, qui est basé sur l'expansion de l'intensité de rayonnement  $I$  dans une série orthogonale d'harmoniques sphériques.

## *Chapitre V*

# *Modélisation de la formation des NOx par FLUENT*

# Chapitre 5 : Modélisation de la formation des NOx par FLUENT

## 5.1. Vue générale

L'émission de NOx se compose la plupart du temps de l'oxyde nitrique (NO), et à degré moins de dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et du protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O). Les NOx sont des précurseurs pour le brouillard enfumé photochimique, qui contribue aux pluies acides, et entraîne l'appauvrissement de la couche d'ozone. Ainsi, le NOx est un polluant. Le modèle FLUENT de NOx fournit un outil pour comprendre les sources de production de NOx et pour faciliter la conception des mesures de contrôle de NOx.

### Modélisation des NOx dans FLUENT

Le modèle FLUENT de NOx fournit la capacité de modéliser la formation des NOx : thermique, prompte et combustible aussi bien que la consommation de NOx due au « reburning » dans des systèmes de combustion. Il utilise des modèles de taux développés au département des combustibles et énergie à l'université de Leeds en Angleterre aussi bien que de la littérature ouverte. La réduction des NOx en utilisant l'injection de réactif, tel que la réduction non catalytique sélective (SNCR), peut être modélisée dans FLUENT avec un modèle intermédiaire de N<sub>2</sub>O qui a été également incorporé.

Pour prédire les émissions de NOx, FLUENT résout une équation de transport pour la concentration d'oxyde nitrique (NO). Quand les sources de NOx combustible sont présentes, FLUENT résout des équations de transport supplémentaires pour des espèces intermédiaires (NH<sub>3</sub> et/ou HCN). Quand le modèle intermédiaire de N<sub>2</sub>O est activé, une équation de transport supplémentaire pour N<sub>2</sub>O sera résolue. Les équations de transport de NOx sont résolues en se basant sur une solution donnée du champ d'écoulement et de combustion. En d'autres termes, le NOx est post-traité à une simulation de combustion. Il est ainsi évident qu'une solution précise de combustion devienne une condition pour la prédiction de NOx. Par exemple, la production des NOx thermiques double pour chaque augmentation de la température de 90 K quand la température de flamme est d'environ 2200 K. un grand soin doit être exercé pour fournir les données thermo-physiques précises et les conditions aux limites pour le modèle de combustion. La turbulence appropriée, la chimie, le rayonnement et d'autres sous-modèles doivent être utilisés.

Pour être réaliste, on peut seulement s'attendre à ce que les résultats soient aussi précis que les données d'entrée et les modèles physiques choisis. Dans la plupart des circonstances, des

tendances de variation de NOx peuvent être exactement prévues mais la quantité de NOx elle-même ne peut pas être indiquée exactement. La prévision précise des tendances paramétriques de NOx peut réduire le nombre d'essais en laboratoire, permettre plus à des variations de conceptions d'être étudiées, raccourcir le cycle de conception, et réduire le coût de développement de produits. C'est vraiment la puissance du modèle FLUENT de NOx et, en fait, la puissance du CFD en général.

### Formation et réduction de NOx dans les flammes

En flammes laminaires, et au niveau moléculaire dans les flammes turbulentes, la formation du NOx peut être attribuée à quatre processus cinétiques chimiques distincts : la formation de NOx thermique, la formation de NOx prompt, la formation de NOx combustible, et le N<sub>2</sub>O intermédiaire. NOx thermique est produit par l'oxydation de l'azote atmosphérique présent dans l'air de combustion. Le NOx prompt est produit par des réactions à grande vitesse au front de la flamme, et le NOx combustible est produit par l'oxydation de l'azote contenue dans le combustible. Aux conditions de pressions élevées et oxygène-riche, le NOx peut également être formé de l'azote moléculaire (N<sub>2</sub>) par l'intermédiaire de N<sub>2</sub>O. Les mécanismes de Reburning et de SNCR réduisent toute formation de NOx en tenant en considération la réaction de NO avec des hydrocarbures et l'ammoniac, respectivement.

N.B : Les modèles de NOx ne peuvent pas être utilisés en même temps que le modèle de combustion prémélangé.

## **5.2. Équations gouvernantes pour le transport de NOx**

FLUENT résout l'équation de transport de masse pour l'espèce de NO, tenant compte de la convection, la diffusion, la production et la consommation de NO et des espèces relatives. Cette approche est complètement générale, étant dérivé du principe fondamental de la conservation de masse. Pour l'effet du temps de séjour dans des mécanismes de NOx, un concept lagrangien du système de référence, est inclus par le terme de convection dans les équations gouvernantes écrites dans le système de référence eulérienne. Pour les mécanismes thermiques et prompts de NOx, seulement l'équation de transport d'espèce de NO est nécessaire :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho Y_{NO}) + \nabla \cdot (\rho \vec{v} Y_{NO}) = \nabla \cdot (\rho D \nabla Y_{NO}) + S_{NO} \quad (5-1)$$

Les mécanismes de NOx combustible sont plus impliqués. Le cheminement des espèces intermédiaires contenant de l'azote est important. FLUENT résout une équation de transport pour le HCN, NH<sub>3</sub> ou l'espèce de N<sub>2</sub>O en plus des espèces de NO :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho Y_{HCN}) + \nabla \cdot (\rho \vec{v} Y_{HCN}) = \nabla \cdot (\rho D Y_{HCN}) + S_{HCN} \quad (5-2)$$

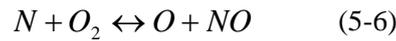
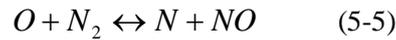
$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho Y_{NH_3}) + \nabla \cdot (\rho \vec{v} Y_{NH_3}) = \nabla \cdot (\rho D Y_{NH_3}) + S_{NH_3} \quad (5-3)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho Y_{N_2O}) + \nabla \cdot (\rho \vec{v} Y_{N_2O}) = \nabla \cdot (\rho D Y_{N_2O}) + S_{N_2O} \quad (5-4)$$

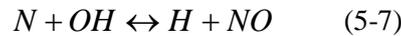
Où  $Y_{HCN}$ ,  $Y_{NH_3}$ ,  $Y_{N_2O}$  et  $Y_{NO}$  sont les fractions de masse du HCN,  $NH_3$ , du  $N_2O$ , et du NO dans la phase gazeuse, et D est le coefficient de diffusion effective. Les termes de source  $S_{HCN}$ ,  $S_{NH_3}$ ,  $S_{N_2O}$  et  $S_{NO}$  doivent être déterminées par la suite pour différents mécanismes de NOx.

### 5.3. Formation de NOx thermiques

La formation de NOx thermiques est déterminée par un ensemble de réactions chimiques dépendantes des hautes températures connues sous le nom de mécanisme étendu de Zeldovich. Les principales réactions régissant la formation des NOx thermiques de l'azote moléculaire sont comme suit :



Une troisième réaction a été affichée pour contribuer à la formation des NOx thermiques, en particulier proche des conditions stœchiométriques et dans les mélanges riches :



#### Taux de réaction des NOx thermiques

Les constantes de taux pour ces réactions ont été mesurées dans les nombreuses études expérimentales [10, 11], et les données obtenues à partir de ces études ont été critiquement évaluées par Baulch et autres [12] et Hanson et Salimian [13]. Les expressions pour les coefficients de taux pour les équations 5-5 et 5-7 utilisés dans le modèle de NOx sont données ci-dessous. Celles-ci ont été choisies on se basant sur l'évaluation de Hanson et de Salimian [13].

|           |                                 |           |                                   |
|-----------|---------------------------------|-----------|-----------------------------------|
| $k_{f,1}$ | $1.8 \times 10^8 e^{-38370/T}$  | $k_{r,1}$ | $3.8 \times 10^7 e^{-425/T}$      |
| $k_{f,2}$ | $1.8 \times 10^4 T e^{-4680/T}$ | $k_{r,2}$ | $3.81 \times 10^3 T e^{-20820/T}$ |

|           |                              |           |                                |
|-----------|------------------------------|-----------|--------------------------------|
| $k_{f,3}$ | $7.1 \times 10^7 e^{-450/T}$ | $k_{r,3}$ | $1.7 \times 10^8 e^{-24560/T}$ |
|-----------|------------------------------|-----------|--------------------------------|

Dans les expressions ci-dessus  $k_{f,1}$ ,  $k_{f,2}$  et  $k_{f,3}$  sont les constantes de taux pour les réactions vers l'avant 5-5 et 5-7, respectivement, et  $k_{r,1}$ ,  $k_{r,2}$  et  $k_{r,3}$  sont les constantes de taux renversées correspondantes. Toutes ces constantes de taux ont des unités de  $m^3 / gmol \cdot s$ .

Le taux net de formation de NO par l'intermédiaire des réactions 5-5- 5-7 est donnée par :

$$\frac{d[NO]}{dt} = k_{f,1}[O][N_2] + k_{f,2}[N][O_2] + k_{f,3}[N][OH] - k_{r,1}[NO][N] - k_{r,2}[NO][O] - k_{r,3}[NO][H] \quad (5-8)$$

Où toutes les concentrations ont des unités de  $gmol/m^3$ .

Pour calculer les taux de formation de NO et N, les concentrations de O, H, et OH sont exigés.

#### La supposition quasi-stationnaire pour [N]

Le taux de formation du NOx est significatif seulement à températures élevées (supérieur à 1800 K) parce que la fixation de l'azote exige la rupture du triple lien fort de  $N_2$  (énergie de dissociation de 941 kJ/gmol). Cet effet est représenté par l'énergie d'activation élevée de la réaction 5-5, qui lui fait l'étape de taux-limitant du mécanisme étendu de Zeldovich. Cependant, l'énergie d'activation pour l'oxydation des atomes de N est petite. Quand il y a suffisamment d'oxygène, comme dans la flamme à combustible-pauvre, le taux de la consommation des atomes libres d'azote devient égal aux taux de sa formation et donc un état quasi-stationnaire peut être établi. Cette supposition est valide pour la plupart des cas de combustion excepté en cas des conditions de combustion extrêmement à combustible-riche. Par conséquent le taux de formation de NO devient :

$$\frac{d[NO]}{dt} = 2k_{f,1}[O][N_2] \frac{\left(1 - \frac{k_{r,1}k_{r,2}[NO]^2}{k_{f,1}[N_2]k_{f,2}[O_2]}\right)}{\left(1 + \frac{k_{r,1}[NO]}{k_{f,2}[O_2] + k_{f,3}[OH]}\right)} \quad (gmol / m^3 \cdot s) \quad (5-9)$$

#### Sensibilité de température des NOx thermiques

De l'équation 5-9 il est clair que le taux de formation de NO augmentera avec l'augmentation de la concentration en oxygène. Il s'avère également que la formation de NO thermiques devrait être fortement dépendante de la température mais indépendante du type de

combustible. En fait, basé sur le taux limitant décrit par  $k_{f,1}$ , le taux de production de NOx thermiques double pour chaque augmentation de la température de 90 K au delà de 2200 K.

#### Calculs des NOx thermiques découplés

Pour résoudre l'équation 5-9, les concentrations des atomes d'O et le radical libre OH seront exigés, en plus de la concentration de l'espèce stable (c.-à-d., O<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>). Après la suggestion par Zeldovich, le mécanisme thermique de formation de NOx peut être découplé du processus principal de combustion, en assumant des valeurs d'équilibre de la température, des espèces stables, des atomes de O, et des radicaux de OH. Cependant, des concentrations des radicaux, atomes de O en particulier, sont observées pour être plus abondantes que leurs niveaux d'équilibre. L'effet de l'équilibre partiel des atomes O sur le taux de formation de NOx a été étudié [14] pendant la combustion laminaire d'air et de méthane. Les résultats de ces investigations indiquent que le niveau de l'émission de NOx peut être sous-prédite pas près de moins de 28% dans la zone de flamme, quand on suppose des concentrations en O-atome d'équilibre.

#### Approche pour déterminer la concentration du radical de O

Pour déterminer la concentration radicale en O, FLUENT utilise une des trois approches--l'approche d'équilibre, l'approche d'équilibre partiel, et l'approche de concentration prévue--dans le respect de la controversé en cours discutée ci-dessus.

#### Méthode 1 : Approche d'équilibre

La cinétique du taux de formation de NOx thermiques est beaucoup plus lente que le taux principal d'oxydation d'hydrocarbure, et ainsi la majeure partie du NOx thermique est formée à la fin de la combustion. Par conséquent, le processus thermique de formation de NOx peut souvent être découplé du mécanisme principal de réaction de combustion et le taux de formation de NOx peut être calculé en assumant l'équilibrage des réactions de combustion. En utilisant cette approche, le calcul du taux de formation de NOx thermiques est considérablement simplifié. L'acceptation de l'équilibre peut être justifiée par une réduction de l'importance des radicaux dépassant à température de flamme élevée [15]. Selon Westenberg [16], la concentration en O-atome d'équilibre peut être obtenue à partir de l'expression

$$[O] = k_p [O_2]^{1/2} \quad (5-10)$$

Avec  $K_p$  inclus, cette expression devient

$$[O] = 3.97 \times 10^5 T^{-1/2} [O_2]^{1/2} e^{-31090/T} \quad \text{gmol/m}^3 \quad (5-11)$$

Où T est en Kelvin.

#### Méthode 2 : Approche d'équilibre partiel

Une amélioration à la méthode 1 peut être apportée en rendant compte pour les réactions de troisième-corps dans le procédé de dissociation-recombinaison de  $O_2$  :



L'équation 20.5-11 est alors remplacée par l'expression suivante:

$$[O] = 36.64 T^{1/2} [O_2]^{1/2} e^{-27123/T} \quad \text{gmol/m}^3 \quad (5-13)$$

Ce qui mène généralement à une concentration partielle plus élevée en O-atome.

#### Méthode 3 : Approche de prévision de O

Quand la concentration en O-atome est bien prévue en utilisant un modèle avancé de chimie (tel que le sous-modèle de flamelet du modèle non-premélangé), [O] peut être pris simplement de la fraction de masse locale de O-espèces.

#### Approches pour déterminer la concentration du radical OH

FLUENT utilise une des trois approches pour déterminer la concentration du radical OH : de l'approche d'exclusion de OH de calcul de NOx thermiques, l'approche partiel d'équilibre, et l'utilisation de l'approche de prévision de concentration de OH.

#### Méthode 1 : approche d'exclusion de OH

Dans cette approche, on assume que la troisième réaction dans le mécanisme étendu de Zeldovich (équation 5-7) est négligeable par l'observation suivante :

$$k_2 [O_2]_{eq} \geq k_3 [OH]_{eq}$$

Cette supposition est justifiée pour des conditions de combustible pauvre et est une supposition raisonnable pour la plupart des cas.

#### Méthode 2 : Approche d'équilibre partiel

Dans cette approche, la concentration de OH dans la troisième réaction dans le mécanisme étendu de Zeldovich (équation 5-7) est donnée par

$$[OH] = 2.129 \times 10^2 T^{-0.57} e^{-4595/T} [O]^{1/2} [H_2O]^{1/2} \text{ gmol/m}^3 \quad (5-14)$$

### Méthode 3 : Approche de prévision de OH

Comme dans l'approche prévu d'O, quand la concentration radicale de OH est bien prévue en utilisant un modèle avancé de chimie tel que le modèle de flamelet, [OH] peut être pris directement de la fraction de masse locale d'espèce de OH.

### Résumé

Pour récapituler, le taux de formation de NOx thermiques est prévu par l'équation 5-9. La concentration en O-atome requise dans l'équation 5-9 est calculée en utilisant l'équation 5-11 pour la supposition d'équilibre, en utilisant l'équation 5-13 pour une supposition partielle d'équilibre, ou en utilisant les fraction de masse des O-espèces locales. On fera le choix pendant l'installation de problème. En termes d'équation de transport pour le NO (équation 5-1), le terme de source de NO due aux mécanismes de NOx thermiques est :

$$S_{thermal,NO} = M_{\omega,NO} \frac{d[NO]}{dt} \quad (5-15)$$

Où  $M_{\omega,NO}$  est le poids moléculaire de NO (kg/gmol), et  $d[NO]/dt$  est calculé de l'équation 5-9.

## **5.4. Formation de prompt NOx**

On sait que pendant la combustion des combustibles d'hydrocarbures, le taux de formation de NOx peut dépasser celui produit à partir de l'oxydation directe des molécules d'azote (c.-à-d., NOx thermiques).

### Environnements de combustion de NOx prompts

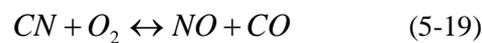
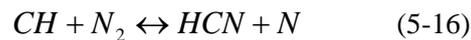
La présence d'un deuxième mécanisme menant à la formation de NOx a été identifiée par Fenimore [17] et s'est nommée la première fois « NOx prompt ». Il y a de bonne évidence que le NOx prompt peut être formé dans une quantité significative dans quelques environnements de combustion, comme dans des **conditions de basse température et de riche combustible et où des temps de séjour sont courts**. Les surfaces des brûleurs, les systèmes de combustion étagés, et les turbines à gaz peuvent créer de telles conditions [18].

Actuellement la contribution de NOx prompts pour NOx total à partir des chambres de combustion stationnaires est petite. Cependant, pendant que des émissions de NOx sont réduites

aux niveaux très bas en utilisant de nouvelles stratégies (modification de la de conception du bruleur ou la géométrie de four), l'importance relative du NOx prompt peut être prévue d'augmenter.

### Mécanisme prompt de NOx

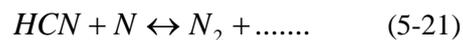
Le NOx prompt est le plus répandu en flammes riches. La formation réelle concerne une série complexe de réactions et de beaucoup d'espèces intermédiaires possibles. Le chemin accepté maintenant est comme suit :



Un certain nombre d'espèces résultant de la fragmentation de combustible ont été suggérées comme source de NOx prompt en flammes d'hydrocarbure (par exemple, CH, C, C<sub>2</sub>H), mais la contribution principale est de CH (équation 5-16) et de CH<sub>2</sub>, par l'intermédiaire de



Les produits de ces réactions pourraient mener à la formation des amines et des composés cyano qui réagissent ultérieurement pour former NO par des réactions assimilées à ceux qui se produisent dans l'oxydation de l'azote de combustible, par exemple :



### Facteurs de formation de prompts NOx

La formation de prompts NOx est proportionnelle au nombre d'atomes de carbone actuels selon le volume unitaire et est indépendant de l'identité d'hydrocarbure parent. La quantité de HCN formée augmente avec la concentration des radicaux d'hydrocarbure, qui augmente alternativement avec le rapport d'équivalence  $\Phi$ . À mesure que le rapport d'équivalence augmente, la production de prompts NOx augmente au début, alors dépasse le pic, et diminue finalement en raison d'une insuffisance en oxygène.

### Réaction primaire

La réaction 5-16 est d'importance primaire. Dans les études récentes [19], la comparaison des distributions de densité de probabilité pour l'emplacement du pic NOx avec ceux obtenus pour le pic CH a montré la correspondance étroite, indiquant que la majorité du NOx à la base de flamme est prompt NOx constitué par la réaction de CH. Supposant que la réaction 5-16 contrôle le taux de formation de prompt NOx,

$$\frac{d[NO]}{dt} = k_0 [CH][N_2] \quad (5-22)$$

### Stratégie de la Modélisation

Il y a, cependant, des incertitudes au sujet des données de taux pour la réaction ci-dessus. Des réactions 5-16 et 5-20, on peut conclure que la prévision de la formation de prompt NOx dans la flamme exige le couplage de la cinétique de NOx à un mécanisme réel de combustion d'hydrocarbure. Les mécanismes de combustion d'hydrocarbure concernent beaucoup d'étapes et, comme mentionné précédemment, sont extrêmement complexes et coûteux pour calculer. Dans le modèle actuel de NOx, un paramètre cinétique global dérivé par De Soete [20] est utilisé. De Soete a comparé les valeurs expérimentales du taux total de formation de NOx au taux de formation calculée par l'intégration numérique des taux globaux empiriques de réaction de la formation de NOx et de N<sub>2</sub>. Il a prouvé que le taux global de formation de prompt peut être prévu de l'expression

$$\frac{d[NO]}{dt} = (\text{Taux globale de formation de NOx prompt}) - (\text{taux globale de formation de N}_2 \text{ prompt}) \quad (5-23)$$

Dès les premières étapes de la flamme, où le NOx prompt est formé dans des conditions de riche combustible, la concentration en O est haute et le radical de N forme presque exclusivement le NOx plutôt que l'azote. Par conséquent, le taux de formation de prompt NOx sera approximativement égal au taux global de formation de NOx:

$$\frac{d[NO]}{dt} = k_{pr} [O_2]^a [N_2][FUEL] e^{-E_a/RT} \quad (5-23)$$

Pour les flammes C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> (l'éthylène) - air,

$$k_{pr} = 1.2 \times 10^7 (RT / p)^{a+1} ; E_a = 251151 \text{ J/gmol}$$

Où (a) est l'ordre de réaction de l'oxygène, est **R** la constante de gaz universelle, et *p* est la pression (toute en unités de SI). Le taux de formation prompt de NOx s'avère de la première

commande en ce qui concerne la concentration en azote et en combustible, mais l'ordre de réaction de l'oxygène, dépend des conditions expérimentales.

#### Taux pour la plupart des combustibles d'hydrocarbure

L'équation 5-23 a été testée contre les données expérimentales obtenues par Backmier et autres [21] pour différents mélanges puissants et types de combustible. Les résultats prévus ont indiqué que la performance du modèle a diminué de manière significative dans des conditions de combustible-riche. Pour réduire cette erreur et prévoir le prompt NOx convenablement en toutes les conditions, le modèle de De Soete a été modifié en utilisant les données expérimentales disponibles. Un facteur de correction  $f$ , était développé, qui incorpore l'effet du type de combustible, c.-à-d., nombre d'atomes de carbone, et le rapport air-combustible pour les hydrocarbures aliphatiques gazeux. L'équation 5-24 devient maintenant :

$$\frac{d[NO]}{dt} = f k'_{pr} [O_2]^a [N_2] [FUEL] e^{-E'_a/RT} \quad (5-24)$$

de sorte que le terme de source grâce au mécanisme de NOx soit

$$S_{prompt,NO} = M_{\omega,NO} \frac{d[NO]}{dt} \quad (5-25)$$

Dans les équations ci-dessus,

$$f = 4.75 + 0.0819n - 23.2\phi + 32\phi^2 - 12.2\phi^3 \quad (5-26)$$

$$k'_{pr} = 6.4 \times 10^6 (RT/p)^{a+1} ; E'_a = 303474.125 \text{ J/gmol}$$

$n$  est le nombre d'atomes de carbone par molécule pour le combustible d'hydrocarbure, et  $\phi$  est le rapport d'équivalence. Le facteur de correction est une courbe ajustée pour des données expérimentales, valide pour les combustibles d'hydrocarbure aliphatiques d'alcane ( $C_n H_{2n+2}$ ) et pour des rapports d'équivalence entre 0.6 et 1.6. Pour des valeurs en dehors de l'intervalle, la limite appropriée devrait être utilisée. Des valeurs de  $K'_{pr}$  et  $E'_a$  ont été développées au département du combustible et l'énergie à l'université de Leeds en Angleterre.

Ici le concept du rapport d'équivalence se rapporte à un rapport d'équivalence global pour la flamme, plutôt que n'importe quelle quantité dans l'espace variable dans le domaine d'écoulement. Dans les géométries complexes avec des brûleurs multiples ceci peut mener à une certaine incertitude dans la spécification de  $\phi$ . Cependant, puisque la contribution du prompt NOx à la totalité des émissions de NOx est souvent très petite, les résultats ne sont pas susceptibles d'être sensiblement décentrés.

### Ordre de réaction d'oxygène

L'ordre de réaction d'oxygène dépend des conditions de flamme. Selon De Soete [20], l'ordre de réaction d'oxygène est seulement lié à la fraction molaire de l'oxygène dans la flamme :

$$a = \begin{cases} 1.0, & X_{O_2} \leq 4.1 \times 10^{-3} \\ -3.95 - 0.9 \ln X_{O_2}, & 4.1 \times 10^{-3} \leq X_{O_2} \leq 1.11 \times 10^{-2} \\ -0.35 - 0.1 \ln X_{O_2}, & 1.11 \times 10^{-2} < X_{O_2} < 0.03 \\ 0, & X_{O_2} \geq 0.03 \end{cases} \quad (5-27)$$

### 5.5. Formation de NOx à partir du combustible (fuel NOx)

#### L'azote lié au Combustible (Fuel-Bound Nitrogen : FBN)

Il est bien connu que les composés organiques contenant de l'azote présent dans le combustible fossile liquide ou solide puissent contribuer à tout les NOx formés pendant le processus de combustion. Cet azote de combustible est une source particulièrement importante des émissions d'oxyde d'azote pour le fioul résiduel et le charbon, qui contiennent typiquement 0.3-2% d'azote en poids. Les études ont prouvé que la majeure partie de l'azote en combustibles lourds est sous forme de hétérocycles et on le pense que les composants d'azote du charbon sont similaires. On croit que les structures de type hétérocycliques cyclique de pyridine, quinoléine, et d'amine sont d'importance.

#### Processus réactionnels

L'ampleur de la conversion de l'azote de combustible en NOx est dépendant des caractéristiques locales de combustion et de la concentration initiale des composés liés à l'azote. Les composés FBN qui contiennent l'azote sont libérés dans la phase gazeuse où les gouttelettes ou les particules de combustible sont chauffées pendant l'étape de devolatilization. De la décomposition thermique de ces composés, (aniline, pyridine, les pyrroles, etc.) dans la zone de réaction, les radicaux tels que le HCN, NH, N, NC, et NH<sub>3</sub> peuvent être formés et convertis en NOx. Les radicaux libres ci-dessus (c.-à-d., composés azotés intermédiaires secondaires) sont sujets à un double chemin compétitif de réaction. Ce mécanisme chimique a été sujet à plusieurs investigations détaillées [22]. Bien que le chemin menant pour la formation et la destruction de NOx combustibles reste toujours non complètement compréhensible, différents investigateurs semblent être d'accord sur un modèle simplifié :

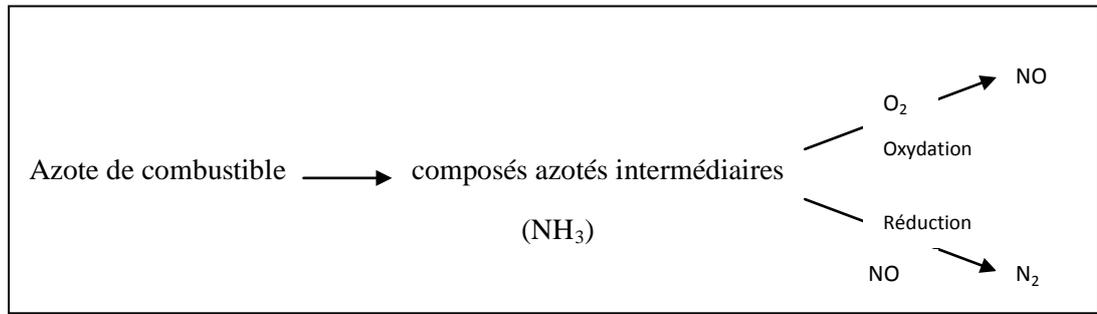


Fig. 5-1: modèle simplifié de formation de NOx combustibles

Les investigations récentes [23] ont prouvé que le cyanure d'hydrogène semble être le produit principal si l'azote de combustible est présent sous la forme aromatique ou cyclique. Cependant, quand l'azote de combustible est présent sous forme d'amines aliphatiques, l'ammoniaque devient le produit principal de la conversion d'azote de combustible.

Dans le modèle FLUENT NOx, les sources d'émission de NOx pour les combustibles gazeux, liquides et le charbon sont considérées séparément. Les intermédiaires contenant de l'azote sont groupées comme HCN, NH<sub>3</sub>, ou combinaison des deux. Les équations de transport (5-1 et 5-2 ou 5-3) sont résolues, après quoi les termes de source  $S_{\text{HCN}}$ ,  $S_{\text{NH}_3}$ , et  $S_{\text{NO}}$  sont déterminées pour différents types de combustible. Les discussions à suivre se rapportent à des sources de NOx de combustible pour  $S_{\text{NO}}$  et à des sources intermédiaires HCN, NH<sub>3</sub> pour  $S_{\text{HCN}}$  et  $S_{\text{NH}_3}$ . Des contributions des mécanismes thermiques et prompts ont été discutées dans les sections précédentes.

#### NOx Combustible à partir des combustibles liquides et gazeux

Les mécanismes de NOx combustible pour les combustibles liquides et gazeux sont basés sur différentes physiques mais les mêmes processus réactionnels chimiques.

#### NOx Combustible à partir du cyanure d'hydrogène intermédiaire (HCN)

Quand le HCN est utilisé comme espèce intermédiaire :

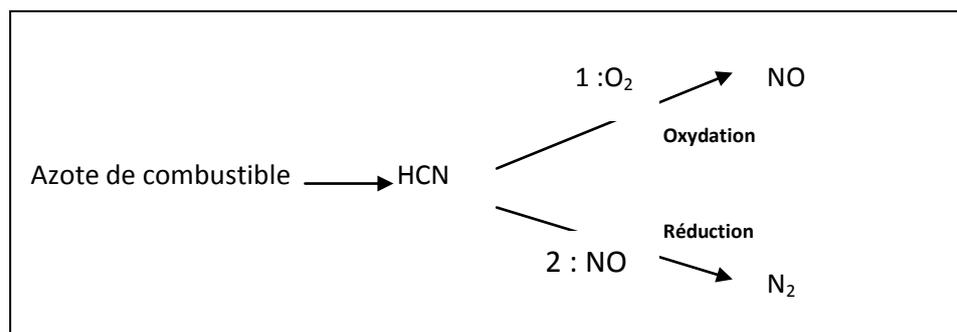


Fig. 5-2: NOx Combustible à partir du cyanure d'hydrogène intermédiaire (HCN)

Les termes de source dans les équations de transport peuvent être écrits comme suit :

$$S_{HCN} = S_{pl,HCN} + S_{HCN-1} + S_{HCN-2} \quad (5-28)$$

$$S_{NO} = S_{NO-1} + S_{NO-2} \quad (5-29)$$

Production de HCN dans un combustible gazeux

Le taux de la production de HCN est équivalent au taux de combustion du combustible :

$$S_{pl,HCN} = \frac{R_{cf} Y_{N,fuel} M_{\omega,HCN}}{M_{\omega,N}} \quad (5-30)$$

où  $S_{pl,HCN}$  = source du HCN ( $\text{kg/m}^3 \cdot \text{s}$ )

$R_{CF}$  = taux moyen limite la de réaction du combustible ( $\text{kg/m}^3 \cdot \text{s}$ )

$Y_{N,fuel}$  = fraction de masse de l'azote dans le combustible

Le taux limite moyen de réaction du combustible, est calculée à partir du modèle de combustion de Magnussen, ainsi l'option de NOx de combustible gazeux est valable seulement quand le modèle de taux - fini généralisé est utilisé.

### Consommation de HCN

Les taux d'épuisement de HCN des réactions (1) et (2) dans le mécanisme ci-dessus sont les mêmes pour les combustibles liquides et gazeux, et sont données par De Soete [20] As

$$R_1 = A_1 X_{HCN} X_{o_2}^a e^{-E_1/RT} \quad (5-31)$$

$$R_2 = A_2 X_{HCN} X_{NO} e^{-E_2/RT} \quad (5-32)$$

Où  $R_1, R_2$  = taux de conversion du HCN ( $\text{s}^{-1}$ )

$T$  = la température instantanée (k)

$X$  = fractions molaire

$$A_1 = 1.0 \times 10^{10} \text{ s}^{-1}$$

$$A_2 = 3.0 \times 10^{12} \text{ s}^{-1}$$

$$E_1 = 280451.95 \text{ J/gmol}$$

$$E_2 = 251151 \text{ J/gmol}$$

L'ordre de réaction de l'oxygène, est calculé à partir de l'équation 5-27.

Puisque la fraction molaire est liée à la fraction de masse par des poids moléculaires de l'espèce ( $M_{w,i}$ ) et du mélange ( $M_{w,m}$ ),

$$X_i = Y_i \frac{M_{\omega,m}}{M_{\omega,i}} = \frac{Y_i}{M_{\omega,i}} \left( \frac{\rho RT}{p} \right) \quad (5-33)$$

#### Sources de HCN dans l'équation de transport

Les taux de consommation de masse du HCN qui apparaissent dans l'équation 5-28 sont calculées comme suit

$$S_{HCN-1} = -R_1 \frac{M_{\omega,HCN} P}{RT} \quad (5-34)$$

$$S_{HCN-2} = -R_2 \frac{M_{\omega,HCN} P}{RT} \quad (5-35)$$

Où  $S_{HCN-1}$ ,  $S_{HCN-2}$  = taux de consommation de HCN dedans les réactions 1 et 2 respectivement (kg/m - s)

$p$  = pression (Pa)

$\bar{T}$  = la température moyenne (k)

$R$  = constante de gaz universelle

#### Sources de NOx dans l'équation de transport

Le NOx est produit dans la réaction 1 mais détruit dans la réaction 2. Les sources pour l'équation 5-30 sont les mêmes pour un gaz que pour un combustible liquide, et sont évaluées comme suit :

$$S_{NO-1} = -S_{HCN-1} \frac{M_{\omega,NO}}{M_{\omega,HCN}} = R_1 \frac{M_{\omega,NO} P}{RT} \quad (5-36)$$

$$S_{NO-2} = S_{HCN-2} \frac{M_{\omega,NO}}{M_{\omega,HCN}} = -R_2 \frac{M_{\omega,NO} P}{RT} \quad (5-37)$$

#### NOx Combustible à partir de l'ammoniaque intermédiaire (NH<sub>3</sub>)

Quand le NH<sub>3</sub> est utilisé comme espèce intermédiaire :

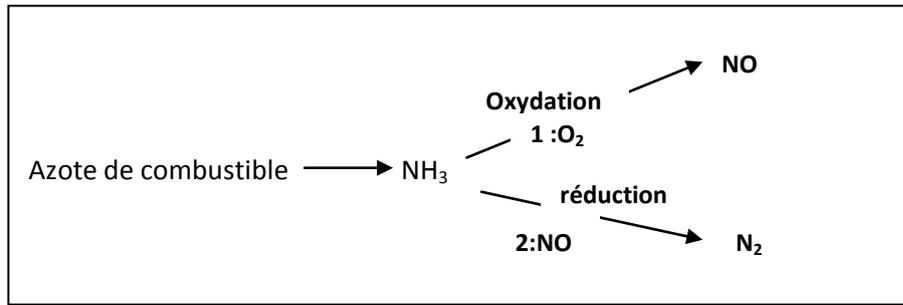


Fig. 5-3: NOx Combustible à partir de l'ammoniaque intermédiaire ( $\text{NH}_3$ )

Les termes de source dans les équations de transport peuvent être sauvés comme suit :

$$S_{\text{NH}_3} = S_{\text{pl},\text{NH}_3} + S_{\text{NH}_3-1} + S_{\text{NH}_3-2} \quad (5-38)$$

$$S_{\text{NO}} = S_{\text{NO}-1} + S_{\text{NO}-2} \quad (5-39)$$

#### Production de $\text{NH}_3$ dans un combustible gazeux

Le taux de la production de  $\text{NH}_3$  est équivalent au taux de la combustion du combustible :

$$S_{\text{pl},\text{NH}_3} = \frac{R_{cf} Y_{N,\text{fuel}} M_{\omega,\text{NH}_3}}{M_{\omega,N}} \quad (5-40)$$

où  $S_{\text{pl},\text{NH}_3}$  = source de  $\text{NH}_3$  (kg/m - s)

$R_{cf}$  = le taux moyen limitant de réaction du combustible ( $\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{s}$ )

$Y_{N,\text{fuel}}$  = fraction de masse de l'azote dans le combustible

Le taux limite moyen de réaction du combustible, est calculée à partir du modèle de combustion de Magnussen, ainsi l'option de NOx de combustible gazeux est disponible seulement quand le modèle généralisé de taux fini est utilisé.

#### Consommation de $\text{NH}_3$

Les taux d'épuisement de  $\text{NH}_3$  des réactions (1) et (2) dans le mécanisme ci-dessus sont les mêmes pour les combustibles liquides et gazeux, et sont données par De Soete [20] comme :

$$\mathcal{R}_1 = A_1 X_{\text{NH}_3} X_{\text{O}_2}^a e^{-E_1/RT} \quad (5-41)$$

$$R_2 = A_2 X_{NH_3} X_{NO} e^{-E_2/R} \quad (5-42)$$

où,  $R_1$ ,  $R_2$  = taux de conversion de  $NH_3$  ( $s^{-1}$ )

$T$  = la température instantanée (k)

$X$  = fractions de mole

$$A_1 = 4.0 \times 10^6 s^{-1}; \quad A_2 = 1.8 \times 10^8 s^{-1}; \quad E_1 = 133947.2 \text{ J/gmol}$$

$$E_2 = 113017.95 \text{ J/gmol}$$

L'ordre de réaction de l'oxygène, est calculé à partir de l'équation 5-27.

Puisque la fraction de mole est liée à la fraction de masse par des poids moléculaires de l'espèce ( $M_{w,i}$ ) et de la mélange ( $M_{w,m}$ ),  $X_i$  peut être calculé en utilisant l'équation 5-33.

#### Sources de $NH_3$ dans l'équation de transport

Les taux de consommation de masse du  $NH_3$  qui apparaissent dans l'équation 5-38 sont calculés comme

$$S_{NH_3-1} = -R_1 \frac{M_{\omega, NH_3} P}{RT} \quad (5-43)$$

$$S_{NH_3-2} = -R_2 \frac{M_{\omega, NH_3} P}{RT} \quad (5-44)$$

Où  $S_{NH_3-1}$ ,  $S_{NH_3-2}$  = taux de consommation du  $NH_3$  dedans les réactions 1 et 2 respectivement ( $kg/m^3 \cdot s$ )

$p$  = pression (Pa)

$\bar{T}$  = la température moyenne (k)

$R$  = constante de gaz universelle

#### Sources de NOx dans l'équation de transport

Le NOx est produit dans la réaction 1 mais détruit dans la réaction 2. Les sources pour l'équation 5-41 sont les mêmes pour un gaz que pour un combustible liquide, et sont évaluées

comme suit : 
$$S_{NO-1} = -S_{NH_3-1} \frac{M_{\omega,NO}}{M_{\omega,NH_3}} = R_1 \frac{M_{\omega,NO} P}{RT} \quad (5-45)$$

$$S_{NO-2} = S_{NH_3-2} \frac{M_{\omega,NO}}{M_{\omega,NH_3}} = -R_1 \frac{M_{\omega,NO} P}{RT} \quad (5-46)$$

## *Chapitre VI*

Approche de simulation numérique

# Chapitre 6 : Approche de simulation numérique

## 6.1. La simulation numérique (CFD) comme outil d'optimisation de la combustion

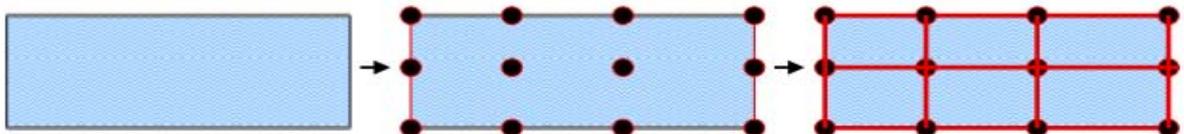
### 6.1.1 Pourquoi la simulation numérique (CFD) ?

- L'analyse précise des phénomènes de combustion par simulation numérique est maintenant une réalité. La "CFD" constitue un outil puissant et fiable pour le design ainsi que la prédiction de polluants (NOx, CO, etc.) ce qui permet aux ingénieurs d'analyser l'aérodynamique interne de la chaudière.
- Permet l'identification de la source de problèmes dans ce qui est autrement une "boîte noire".
- Permet de tester rapidement et économiquement de nouveaux modèles et de nouveaux concepts.

### 6.1.2. Qu'est-ce que la simulation numérique (CFD)?

#### 6.1.2.1. CFD: Domaine de calcul

- Le milieu fluide est un • L'ordinateur ne peut résoudre les équations que pour des points discrets dans l'espace appelés nœuds.
- Les lignes faisant la connectivité entre les nœuds dans l'espace forment le maillage.
- Les volumes définis par les lignes du maillage sont les cellules de calcul.



- Les propriétés du fluide sont supposées constantes l'intérieur d'une cellule de calcul.
- Plus les cellules sont petites => plus les prédictions seront précises.
- Plus les cellules sont petites => Plus le nombre de cellules nécessaires sera élevé.
- Plus de cellules => Plus de mémoire requise.
- Plus de cellules => Plus de temps de calcul.

#### 6.1.2.2. CFD : Principes de base

• L'écoulement des fluides est décrit mathématiquement par des équations différentielles représentant les lois de la physique et de la thermodynamique:

- Conservation de la masse (1)
- Conservation de la quantité de mouvement (3)
- Conservation de l'énergie (1)

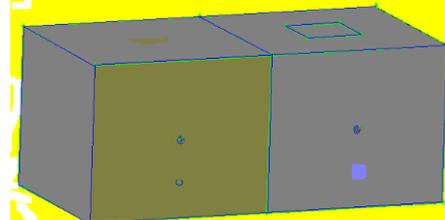
- Modélisation de la turbulence (2)

- Modélisation de la combustion (n)

• Cet ensemble d'équations représente le comportement exact du fluide mais ces équations sont trop complexes et nombreuses pour pouvoir être résolues à la main

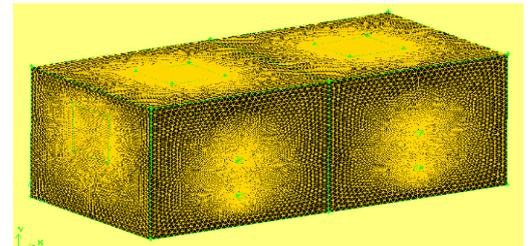
• Il est cependant possible de résoudre ces équations en utilisant des méthodes numériques sur des géométries discrétisées.

1- Création du modèle (CAD)



2- Discrétisation du modèle (Maillage)

« fluent » traite plusieurs types de maillages très compliqués qui sont en général importés directement d'autres logiciels de génération de maillage (« GAMBIT » par exemple).



Procédure générale suivie :

- Créer la géométrie

- Sommets
- Bord
- Visages
- Volumes

- Maille

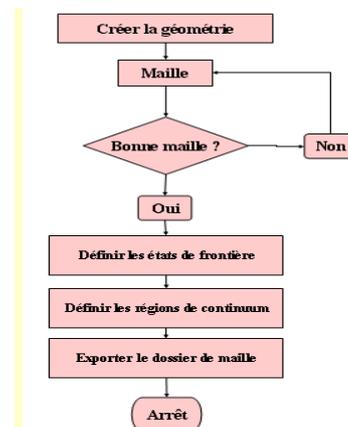
- Hexaèdre
- Tétraédrique

- Examiner la maille

- Définir les états de frontière

- Définir les régions de continuum

- Exporter le dossier de maille



## 6.2. Approche de simulation numérique

La tentative d'une simulation de la combustion dans un incinérateur avec FLUENT est confrontée à l'absence de modèles mathématiques spéciaux adéquats. Ce choix est fondé sur les raisons suivantes:

- Le FLUENT traite la combustion non-prémélangée d'une manière méthodologique ;
- Il permet de résoudre les équations même pour le maillage non structuré ;
- Il permet d'incérer les conditions aux limites vérifiées par l'expérience, en incluant toutes les phénomènes conjointes sans les simplifier (non-adiabatique, rayonnement,...)

Le schéma du domaine et le maillage ont été accomplis avec le pré processeur GAMBIT 2.2.30. La discrétisation du domaine a été faite en utilisant les éléments tétraédriques. La grille de discrétisation dépassait les 800 000 cellules, exactement 800434 cellules. Dans FLUENT deux approches sont disponibles pour simuler un lit fluidisé d'un incinérateur: (i) La formulation eulérienne, comme continuum, appropriés à la simulation de VOF, non compatibles avec le modèle de PDF, et (ii) la formulation lagrangienne, comme phase discrète (particules liquides ou solides) dans une phase liquide, formulation compatible avec le modèle de PDF, mais avec quelques limites. La limitation principale exige que le volume de la phase de dispersion ne dépasse pas 10 % du volume liquide de phase (au sujet de la masse il n'y a aucune limitation). Cette limitation est acceptable pour un lit fluidisé de circulation, mais inacceptable pour un lit fluidisé à ébullition, où le volume de phase solide est 30 - 40 % du total [2].

Une seule appliquée dans la simulation présentée ; seulement le modèle lagrangien. La phase combustible a été chargée comme combustion de particules solides dans la phase liquide d'oxydant.

#### **Données concernant les déchets solides de la ville de Batna**

Tab. 6-1 : Les types des déchets produits pour la ville de Batna [24]

| matières                  | KG  | %    |
|---------------------------|-----|------|
| Matière organique         | 155 | 77.5 |
| Papier-carton             | 10  | 5    |
| plastique                 | 8   | 4    |
| métaux                    | 13  | 6.5  |
| textiles                  | 6   | 3    |
| verre                     | 2   | 1    |
| bois                      | 4   | 2    |
| Autres (non combustibles) | 2   | 1    |
| total                     | 200 | 100  |

La composition élémentaire des déchets est donnée selon [21] dans le tableau suivant :

Tableau.6-2: composition élémentaire générale des déchets

| Composant                 | C [%] | H [%] | S [%] | O [%] | N [%] | Eau [%] | Cendres [%] |
|---------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|---------|-------------|
| Papier                    | 35.0  | 5.0   | 0.2   | 34.0  | 0.1   | 18.0    | 7.6         |
| Plastiques                | 56.0  | 8.0   | 0.3   | 9.0   | 0.8   | 15.0    | 11.9        |
| Textiles                  | 34.0  | 5.0   | 0.3   | 27.0  | 3.0   | 25.0    | 2.7         |
| Biodégradables            | 23.0  | 3.0   | 0.5   | 18.0  | 0.9   | 45.0    | 9.6         |
| Autres (non combustibles) |       | –     | –     | –     | –     | –       | 100.0       |

Basé sur des fractions de composants et sur leur composition on a déterminée la composition élémentaire des déchets de la ville de Batna, comme présenté dans les tableaux suivants :

Tableau.6-3a: composition élémentaire des déchets de la ville de Batna

|                           | %    | C [%]  | H [%] | S [%]  | O [%] | N [%]  | Eau [%] | Cendres [%] |
|---------------------------|------|--------|-------|--------|-------|--------|---------|-------------|
| Matière organique         | 77.5 | 17.825 | 2.325 | 0.3875 | 13.95 | 0.6975 | 34.875  | 7.44        |
| Papier-carton             | 5.0  | 1.75   | 0.25  | 0.01   | 1.7   | 0.005  | 0.9     | 0.385       |
| plastique                 | 4.0  | 2.24   | 0.32  | 0.012  | 0.36  | 0.032  | 0.6     | 0.436       |
| textiles                  | 3.0  | 1.02   | 0.15  | 0.009  | 0.81  | 0.09   | 0.75    | 0.171       |
| Autres (non combustibles) | 10.5 | –      | –     | –      | –     | –      | –       | 100         |

Ce qui conduit finalement au résultat présenté dans le tableau suivant :

Tableau.6-3b : analyse approximative des DS de Batna

| composants | PCI (MJ/Kg) | C [%]  | H [%] | S [%]  | O [%] | N [%]  | Eau [%] | Cendres [%] |
|------------|-------------|--------|-------|--------|-------|--------|---------|-------------|
| valeurs    | [6-8]       | 28.835 | 3.045 | 0.4185 | 16.29 | 0.8245 | 37.9415 | 18.934      |

En négligeant la quantité de soufre S et l'introduire avec celle de l'azote N, on obtient après quelques arrondissements:

Tableau.6-3c : analyse approximative des DS de Batna (suite)

| composants       | PCI (MJ/Kg) | C [%] | H [%] | O [%] | N [%] | Eau [%] | Cendres [%] |
|------------------|-------------|-------|-------|-------|-------|---------|-------------|
| Déchets de Batna | [6-8]       | 22.84 | 3.04  | 16.82 | 1.24  | 37.13   | 18.93       |

En fraction de moles on obtient le tableau suivant :

Tableau.6-3d: analyse finale des DS de Batna

| élément          | %     | moles       | Fraction molaire |
|------------------|-------|-------------|------------------|
| C                | 22.84 | 1.90        | 0.234            |
| H                | 3.04  | 3.04        | 0.373            |
| O                | 16.82 | 1.05        | 0.129            |
| N                | 1.24  | 0.09        | 0.011            |
| H <sub>2</sub> O | 37.12 | 2.06        | 0.253            |
| Total            |       | <b>8.14</b> |                  |

Alors on peut placer les gaz volatiles issus des RDF (refuse derived fuel : combustible dérivé des déchets) comme un **gaz générique de formule C<sub>x</sub>H<sub>y</sub>O<sub>z</sub>N<sub>w</sub>**, avec la chaleur de formation appropriée. Le carbone fixe (soit 25% des RDF) doit être traité séparément.

### **Propriétés physico-chimiques des déchets urbains**

D'après l'enquête de Kittelberger [25], les propriétés physico-chimiques des déchets urbains peuvent être décrites comme suit :

- densité moyenne : 0,25 tonne par mètre cube.
- teneur en eau : 49,1 %
- fraction des déchets supérieurs à 40 mm est de l'ordre de 88,7 %
- teneur en substances volatiles : 35,2%
- teneur en cendres : 15,7 %
- pouvoir calorifique : 5800 kilojoules par kilogramme de déchets.

La fraction de carbone organique dégradable (COD) déterminée à l'aide de la formule de l'IPCC (Intergovernmental Panel for Climatic Change) qui se trouve dans le guide 1996 de l'inventaire des émissions des gaz à effet de serre est de 16 % (pourcentage en poids). L'incinération des déchets nécessitera un apport d'énergie externe. Ce qui constitue une contrainte

majeure, en termes économiques, dans l'hypothèse de l'incinération pour produire de l'énergie électrique.

**Composition volumique et propriétés du combustible (gaz naturel algérien) :**

Tableau.6-4 : Composition volumique et propriétés du combustible (gaz naturel algérien) [26]

| Nature du gaz | CH <sub>4</sub><br>% | C <sub>2</sub> H <sub>6</sub><br>% | C <sub>3</sub> H <sub>8</sub><br>% | C <sub>4</sub> H <sub>10</sub><br>% | N <sub>2</sub><br>% | PCS<br>MJ/m <sup>3</sup> | PCI<br>MJ/m <sup>3</sup> | Masse volumique normale<br>kg/m <sup>3</sup> | Densité (par rapport à l'air) |
|---------------|----------------------|------------------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|---------------------|--------------------------|--------------------------|--|-------------------------------|
| Skikda        | 89.3                 | 6.2                                | 0.6                                | 0.1                                 | 3.8                 | 46.7                     | 36.8                     | 0.79   | 0.61                          |

Pour une modélisation simplifiée, on retiendra la composition suivante :

|                         |                                     |                      |
|-------------------------|-------------------------------------|----------------------|
| CH <sub>4</sub> = 89.3% | C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> =6.2% | N <sub>2</sub> =4.5% |
|-------------------------|-------------------------------------|----------------------|

**Données issues des calculs pour le combustible et l'air :**

Débit massique du combustible (gaz naturel) = 0.00248 kg/s (pour une puissance de 116 kW).

Vitesse d'injection du combustible = 10 m/s

Tableau.6-5 : Données issues des calculs pour l'air

| rapport stoichiométrique $\lambda$ | Débit d'air (kg/s) | Vitesse d'injection d'air (m/s) |
|------------------------------------|--------------------|---------------------------------|
| $\lambda = 0.8$                    | 0.0315             | 26.0                            |
| $\lambda = 1.0$                    | 0.0394             | 32.35                           |
| $\lambda = 1.2$                    | 0.0515             | 42.28                           |
| $\lambda = 1.4$                    | 0.0552             | 45.3                            |

**Régime d'écoulement :**

Pour la vitesse d'air de 32.35 m/s, le nombre de Reynolds est de :  $Re = 85638.63$  ; donc on est bien dans une situation de régime turbulent.

**6.3. Modélisation FLUENT**

La modélisation précise des processus thermiques et chimiques sophistiqués dans les fours d'incinération des déchets est un défi aux scientifiques, en raison des grandes variations dans la composition des déchets et les nombreux différents polluants qu'ils peuvent produire. Néanmoins,

la modélisation mathématique est une nécessité, et un programme informatique complet et avancé doit être développé qui peut prévoir non seulement le burn-out des divers déchets mais également la formation des polluants importants et des matériaux toxiques [3].

La plupart du travail, cependant, a été plus du côté empirique. Ces études n'ont pas habituellement fourni les détails spatiaux des processus d'incinération dans les incinérateurs. Ce document concerne, sur une échelle plus détaillée, la question de la modélisation. La totalité de l'incinérateur est divisés en plusieurs petits volumes. Les équations de transport concernant l'écoulement, le transfert de chaleur et la combustion des phases solides et gazeuses sont alors discrétisés le long de ces derniers volumes ou cellules, et résolu itérativement le long du domaine entier de calcul. Les calculs donnent les résultats sur les distributions de la température, composants des déchets, espèces de gaz et d'autres propriétés dans l'incinérateur.

La modélisation FLUENT est basée sur les équations tridimensionnelles de conservation pour la masse, la quantité de mouvement et l'énergie. Les équations sont discrétisées par La méthode des volumes finis et sont résolues par l'algorithme SIMPLE. Comme modèle de turbulence, le k-ε était utilisé. Ceci comporte deux équations de transport pour l'énergie cinétique turbulente et son taux de dissipation. Le code FLUENT emploie une maille non-uniforme non structurée, sur laquelle les équations de conservation pour la masse, la quantité de mouvement et l'énergie sont discrétisées. Le modèle k-ε décrit l'énergie cinétique turbulente et son taux de dissipation et compromet ainsi entre résolution des quantités turbulentes et du temps de calcul [8]. Afin de simuler la combustion des MSW, les modèles utilisés dans FLUENT sont montrés dans le tableau 6-5.

L'hétérogénéité des DSM et le manque d'informations sur les propriétés physiques des DSM rendent difficile de faire la modélisation de la combustion. Les simulations ont été faites pour le gaz naturel et mélange de déchets solides et du gaz naturel. Un long temps passé avant qu'une solution pourrait être obtenue. Pour réaliser une solution convergée, le code doit fonctionner pour plus de 1500 itérations (vu les capacités limites de notre ordinateur et d'autres problèmes on s'est arrêté à 1500 itérations).

Information sur la grille (Grid Size)

| Level | Cells  | Faces   | Nodes  | Partitions |
|-------|--------|---------|--------|------------|
| 0     | 800434 | 1651529 | 159573 | 1          |

1 cell zone, 6 faces zones.

Tableau.6-6 : listes des modèles de FLUENT utilisé dans la simulation

| Modèle                | Installation                            |
|-----------------------|---|
| Espace                | 3D                                      |
| Temps                 | Stationnaire                            |
| Viscosité             | Modèle de Turbulence k-epsilon standard |
| Transfert de chaleur  | Autorisé                                |
| rayonnement           | P1 Model                                |
| Transport des espèces | PDF (species)                           |
| combustion            | Combustion Non Prémélangé               |

## 6.4. Principales étapes de simulation sous FLUENT

### 6.4.1. Combustion homogène : combustible (gaz naturel + air)

Préparation pour le calcul FLUENT

#### Étape 1 : Démarrer le « FLUENT »

1. Démarrer la version 3ddp de FLUENT.

#### Étape 2: Maillage

1. Lire le fichier du maillage 3D, Nom.msh.

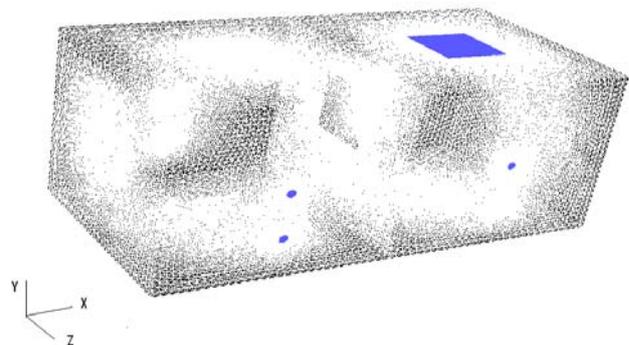
File → Read → Case

2. Contrôler le maillage.

Grid → Check

3. Afficher le maillage.

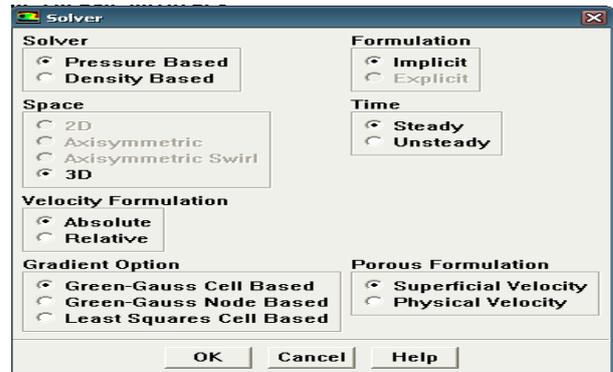
Display → Grid



### Étape 3 : Définition des modèles

1- Define → Models → Solver...

Le model de la combustion non prémélangée est valable uniquement

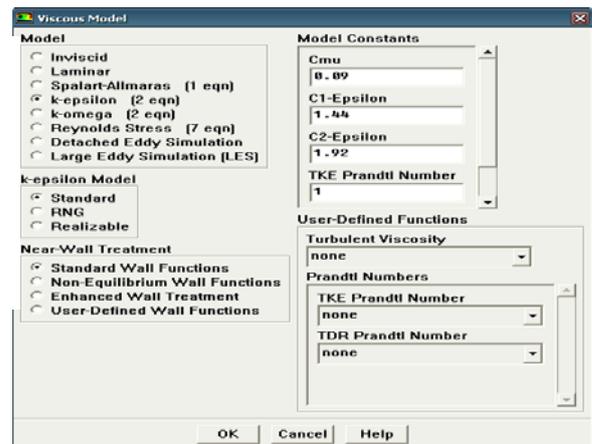


2- Define → Models → Energy...

Comme le transfert de chaleur se produit dans le système considéré, il faut résoudre l'équation d'énergie.

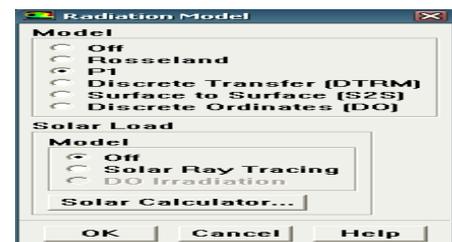
3- Define → Models → Viscous...

Sélectionner le modèle k-ε de la turbulence (2 eqn).



4- Define → Models → Radiation

Le model **P1** va produire un solution acceptable rapide pour ce problème.



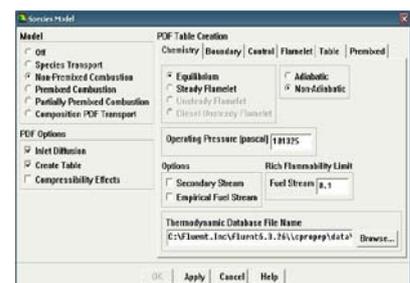
5-Define → Models → Species → Transport & Reaction...

Activer le modèle de la combustion non-prémélangée.

a) Choisir la **combustion Non-Prémélangée** sous le model.

b) Choisir de crier le dossier non-adiabatique de PDF (probability density function).

c) choisir **chemistry** pour définir les modèles de chimie.



- Maintenir le choix par défaut de l'équilibre et Non-Adiabatique. Dans la plupart des simulations de combustion non-pré-mélangée, le modèle de chimie d'équilibre est recommandé. L'option de Flamelets stationnaire peut modeler le non-équilibre chimique local dû à la contrainte de turbulence.

- Maintenir la valeur par défaut pour la pression de fonctionnement.

- Pour les cas de combustion, une valeur supérieure à 10% - 50% de la fraction stœchiométrique de mélange peut être employée pour la limite d'inflammabilité riche du jet de combustible.

La limite d'inflammabilité riche de combustible nous permet d'exécuter un calcul d'équilibre partiel, suspendant les calculs d'équilibre quand la fraction de mélange dépasse la limite riche spécifique. Ceci augmente l'efficacité du calcul de PDF, et permettant d'éviter les calculs complexes d'équilibre dans la région combustible-riche. C'est également plus physiquement réaliste que l'acceptation du plein équilibre.

#### **Étape 4: Matériaux**

Toutes les données thermodynamiques comprenant la densité, la chaleur spécifique, et les enthalpies de formation sont extraites à partir de la base de données chimique de « prePDF » pour l'employé par le modèle de combustion non-prémélangée afin de le transférer à FLUENT comme matériel.

Define → Materials

#### **Étape 5 : Les conditions aux limites**

Define → Boundary → Conditions

1) La vitesse d'entrée du combustible (32.35 m/s).

2) La vitesse d'entrée de l'air (10 m/s).

#### **Étape 6: Solution**

Solve → Controls → Solution

1) Initialiser les calculs utilisés la condition velocity-inlet-2.

Solve → Initialize → Initialize

2) Vérifier les résidus des calculs .

Solve → Monitors → Residual

3) Sauvegarder le fichier case ( Nom.cas).

File → Write → Case

4) Commencer les calculs après le choix du nombre des itérations.

Solve → Iterate

5) Sauvegarder le fichier data (Nom.dat).

File → Write → Data

### **Étape 11 : traitement des résultats**

1) Tracer les graphes des différentes grandeurs

Display → plot → .....

2) Affichage des contours des différentes grandeurs

Display → contours ....

3) Affichage des contours de vecteurs

Display → vectors....

4) Affichage des lignes de courant

Display → path lines

5) Déterminer la température et la vitesse moyenne de sortie

Report → Surface integrals...

### **6.4.2. Combustion hétérogène : combustible 1 (gaz naturel + air) + combustible 2 (déchets solides)**

La même composition du gaz naturel, et la composition des déchets solides et prise comme gaz générique comme mentionnée dans la section (6.2) soit :  $\mathbf{C}_{0.234}\mathbf{H}_{0.401}\mathbf{O}_{0.354}\mathbf{N}_{0.011}$ .

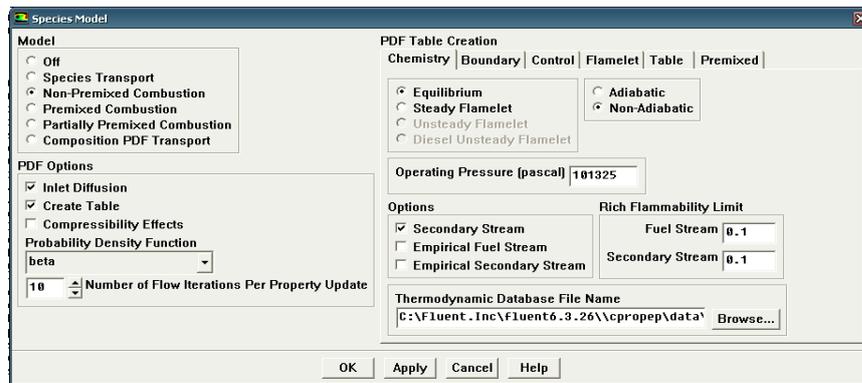
On suit les mêmes étapes précédentes concernant la combustion homogène avec les modifications suivantes pour l'étape 3 (on répète les sous étapes de 1 à 4) :

5-Define → Models → Species → Transport & Reaction...

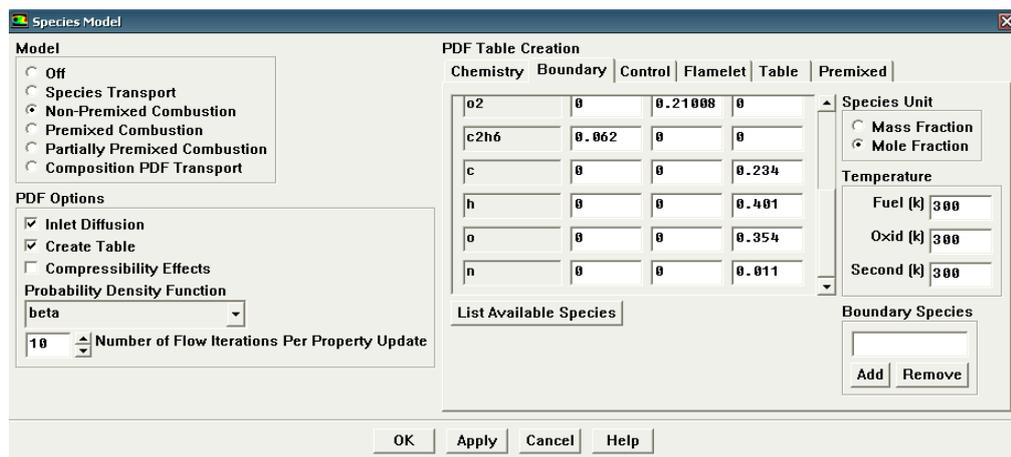
Activer le modèle de la combustion non-prémélangée.

a) Choisir la **combustion Non-Prémélangée** sous le model.

b) Choisir de créer le dossier non-adiabatique de PDF (probability density function).



Ici le modèle FLUENT utilisera le jet de combustible et le jet secondaire : un jet est employé pour représenter le combustible (gaz naturel) et l'autre jet est employé pour représenter les composés volatils des DS.



### 6.4.3. Prédiction des NOx

Les concentrations de NOx produites dans des systèmes de combustion sont généralement faibles. En conséquence, la chimie des NOx a une influence négligeable sur le champ d'écoulement, la température, et les concentrations majeurs prévus des produits de combustion. Il s'ensuit que la manière la plus efficace d'employer le modèle de NOx est comme post-processeur au calcul principal de combustion.

Le procédé recommandé est comme suit :

1. Calculer le problème de combustion en utilisant **FLUENT** comme d'habitude.
2. Activer les modèles désirés de NOx (courant ascendant, combustible, et/ou NOx prompt, avec ou sans le reburn) et placer les paramètres appropriés, comme décrit dans le chapitre 5.

Define → Models → Species → NOx...

3. Définissent les conditions de limites pour le NO (et HCN, NH<sub>3</sub>, ou N<sub>2</sub>O au besoin) aux admissions d'écoulement

Define → Boundary Conditions...

4. Dans **Solution Controls**, désactiver la solution de toutes les variables excepté les espèces NO (et le HCN, le NH<sub>3</sub>, ou le N<sub>2</sub>O, basé sur le modèle choisi).

Solve → Controls → Solution...

5. Exécuter les calculs jusqu'à la convergence (c.-à-d., jusqu'aux résiduels d'espèces de NO (et HCN, NH<sub>3</sub>, ou N<sub>2</sub>O, si résolu) soient au dessous de  $10^{-6}$ ) pour s'assurer que les champs de concentration de NO et de HCN ou de NH<sub>3</sub> n'évoluent plus.

Solve → Iterate...

6. revoir les fractions de masse de NO (et HCN, NH<sub>3</sub>, ou N<sub>2</sub>O) avec des outils alphanumériques et/ou graphiques comme d'habitude.

7. Sauvegarder un nouvel fichier de cas et de données, si désiré.

### Activation des modèles de NOx

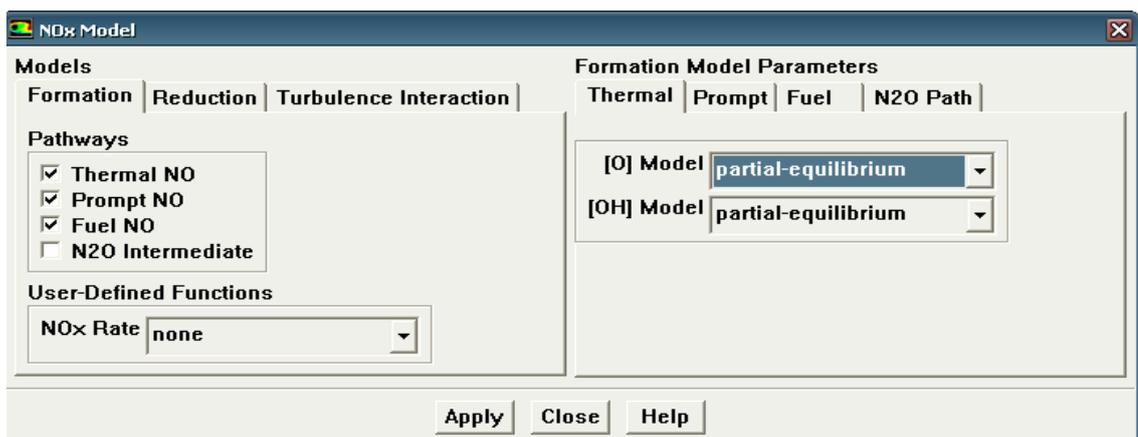
Pour activer le NOx modèle et placer les paramètres relatifs, on emploie **NOx Model**.

Définir → les espèces → NOx → de modèles...

Dans l'étiquette **formation**, choisir les modèles de NOx sous **Pathways** pour être employé dans le calcul des concentrations de NO et de HCN, de NH<sub>3</sub>, ou de N<sub>2</sub>O :

Les choix sous **Pathways** activeront le calcul de NOx thermique, prompt, combustible, et/ou N<sub>2</sub>O-intermédiaire selon les modèles cinétiques chimiques décrits dans la théorie. Les taux moyens de formation de NO seront calculés directement des concentrations et température moyennes dans le champ d'écoulement

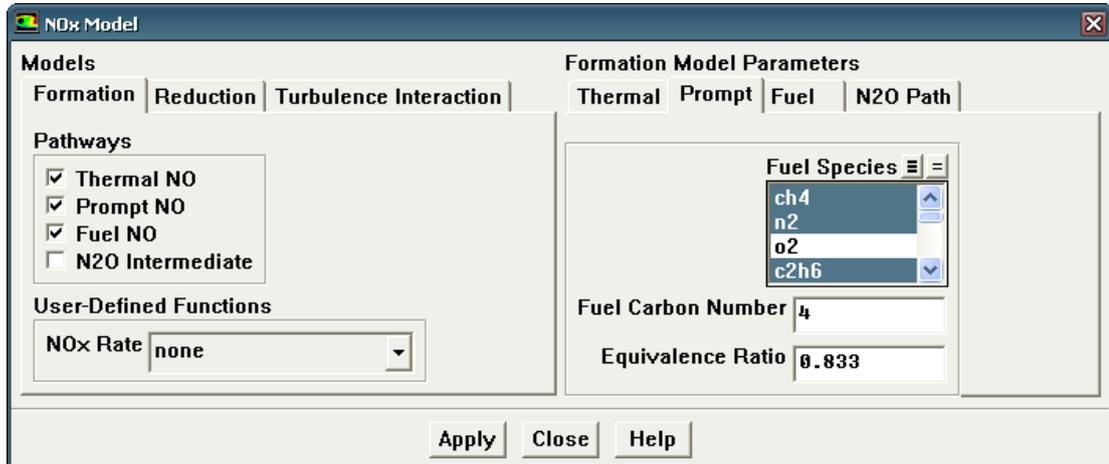
### Établissement des paramètres de NOx thermiques



Les programmes de NOx utilisent trois méthodes pour le calcul du NOx thermique:

- Pour choisir la méthode d'équilibre, choisir **equilibrium** dans la liste du **modèle [O]**.
- Pour choisir la méthode partielle d'équilibre, choisir **partial-equilibrium** dans la liste du **modèle [O]** ou du **modèle [OH]**.
- Pour employer la concentration prévue en O et/ou de OH, choisir **instantaneous** dans la liste drop-down du **modèle [O]** ou du **modèle [OH]**.

### Établissement des paramètres de NOx prompts



La formation de NOx prompts est prédite en utilisant les équations [6-25](#) et [6-27](#). Les paramètres sont entrés dans l'étiquette **prompt** sous **Formation Model Parameters** de la façon suivante :

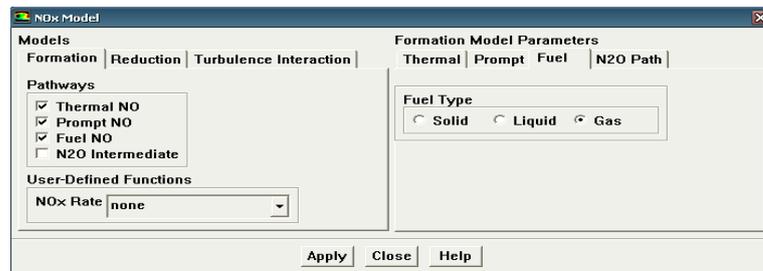
- Spécifier lesquelles des espèces définies sont le combustible en le choisissant dans la liste **Fuel Species**.
- Placer le **nombre de carbone** du combustible (nombre d'atomes de carbone par molécule de combustible).
- Placer l'**Equivalence Ratio** (rapport d'équivalence) comme suit :

$$\text{rapport d'équivalence} = \frac{(\text{rapport : combustible - air})_{\text{actuel}}}{(\text{rapport : combustible - air})_{\text{stoichiométrique}}}$$

Pour tout nombre de carbone,  $C_n$ , les limites du rapport d'équivalence sont telles que, s'il est plus grand que 1.57, alors limiter le rapport d'équivalence à 1.57. Si  $C_n$  est inférieur ou égal à 4, alors une limite additionnelle est appliquée. Quand le rapport d'équivalence est entre 0.365 et 0.685, la valeur de point médian est calculée, qui est 0.525. Ainsi pour des valeurs rapport d'équivalence au-dessous de la valeur du point médian, placer la valeur à la limite inférieure et pour un rapport d'équivalence au-dessus de la valeur de point médian, placer la valeur à la limite supérieure). Ces limites sont purement mathématiques et garantissent seulement des taux positifs de NO prompt.

### Établissement des paramètres de NOx combustible

On doit d'abord spécifier le type de combustible (solide, liquide ou gaz) dans l'étiquette **Fuel** sous **Model Parameters**



- Pour un combustible gazeux, choisir les espèces de combustible à partir de la liste **Fuel Species**.
- Choisir les espèces intermédiaires (HCN, NH<sub>3</sub>, ou HCN/ NH<sub>3</sub>/NO) dans la liste **N Intermediate**.
- Placer la fraction de masse correcte de l'azote dans le combustible (kilogramme d'azote par kilogramme de combustible) dans **Fuel N Mass Fraction**.
- Si on choisit le HCN/ NH<sub>3</sub>/NO comme intermédiaire, on doit placer les valeurs suivantes :
  - Spécifier la fraction globale du N combustible, par masse, qui sera convertie en espèces intermédiaires et/ou le produit NO dans le domaine de fraction de conversion. La fraction de conversion pour l'intermédiaire de N a une valeur par défaut de 1. Ainsi, tout N restant ne contribueront pas à la formation de NOx. Ceci est fondé sur l'hypothèse que le N volatil restant convertira en azote de phase gazeuse. Cependant, ceci a peu d'effet très sur la fraction de masse globale de l'azote de phase gazeuse. Par conséquent, on ne doit pas résoudre pour des espèces d'azote quand on résout des équations de transport de polluant.
  - Spécifier la fraction du N combustible converti, par la masse, qui deviendra HCN et NH<sub>3</sub> sous **Partition Fractions**. La fraction du N combustible qui deviendra NO sera calculée par le reste.

Noter que l'établissement d'une **Partition Fractions** de 0 pour le HCN et le NH<sub>3</sub> est équivalent à supposer que tout le N combustible est converti en produit final de NO., tandis qu'une **Partition Fractions** de 0 pour le HCN et de 1 pour le NH<sub>3</sub> est identique que choisissant le NH<sub>3</sub> comme intermédiaire.

FLUENT emploiera des équations 5-29 et 5-30 (pour le HCN) ou les équations 5-40 et 5-41 (pour le NH<sub>3</sub>) pour ne prédire la formation de NO pour un combustible liquide ou gazeux.

Calcul de la fraction de masse moyenne de NO à la sortie :

Report → surface Integrals...

## *Chapitre VII*

# Résultats et discussion

# Chapitre 7 : Résultats et discussion

## 7.1. Combustion homogène : combustible (gaz naturel + air ; avec $\lambda=1$ )

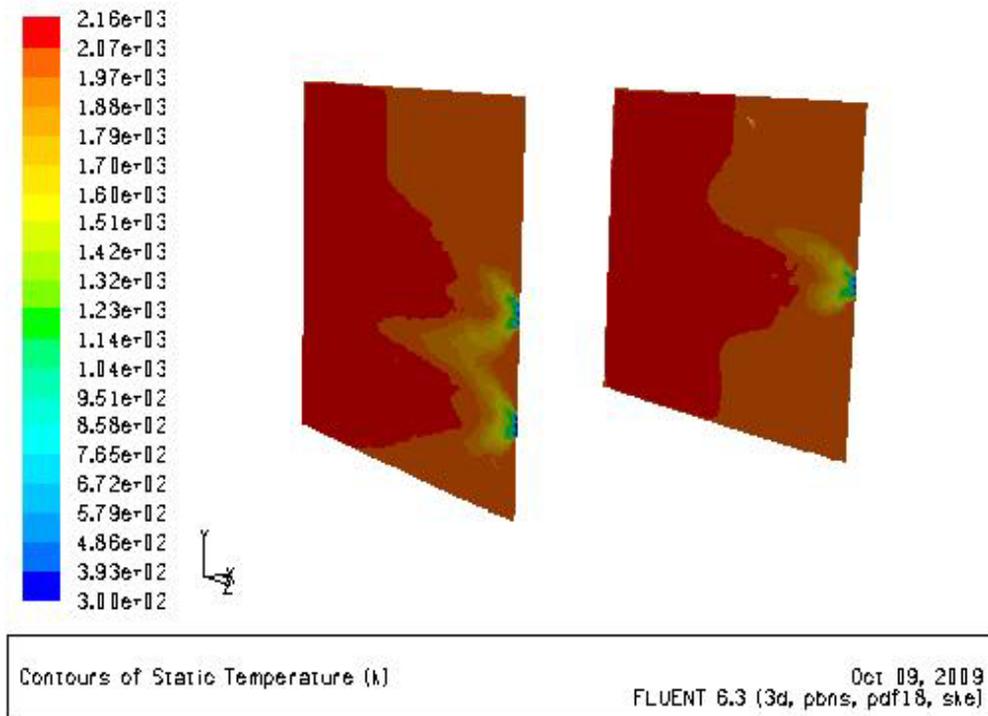


Fig.7-1 : contour de la température statique ( $x=0.5$  ;  $x=1.5$ )

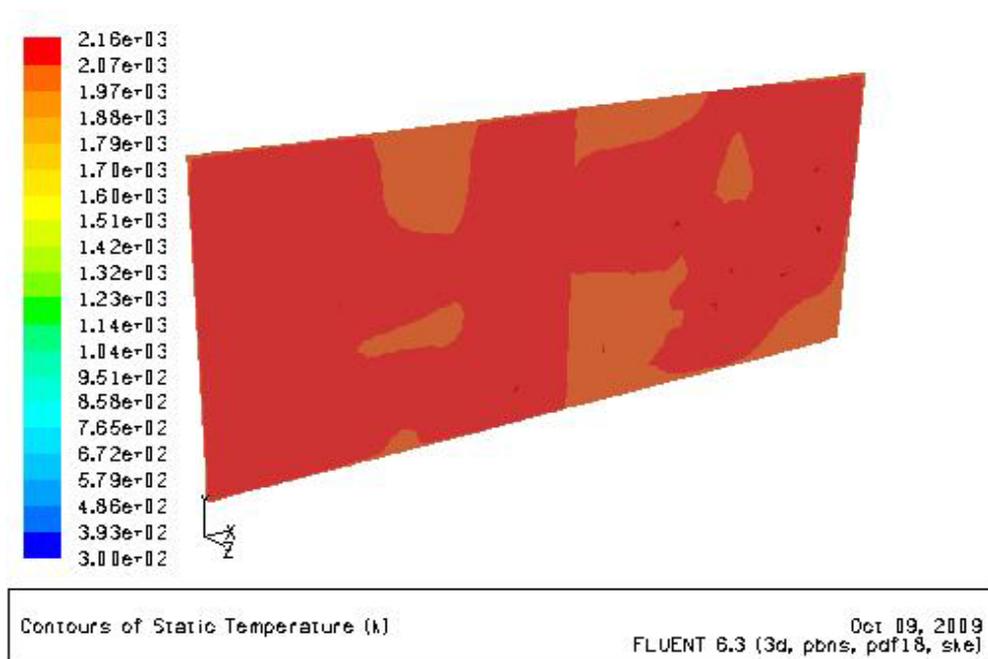


Fig.7-2 : contour de la température statique ( $z=0.5$ )

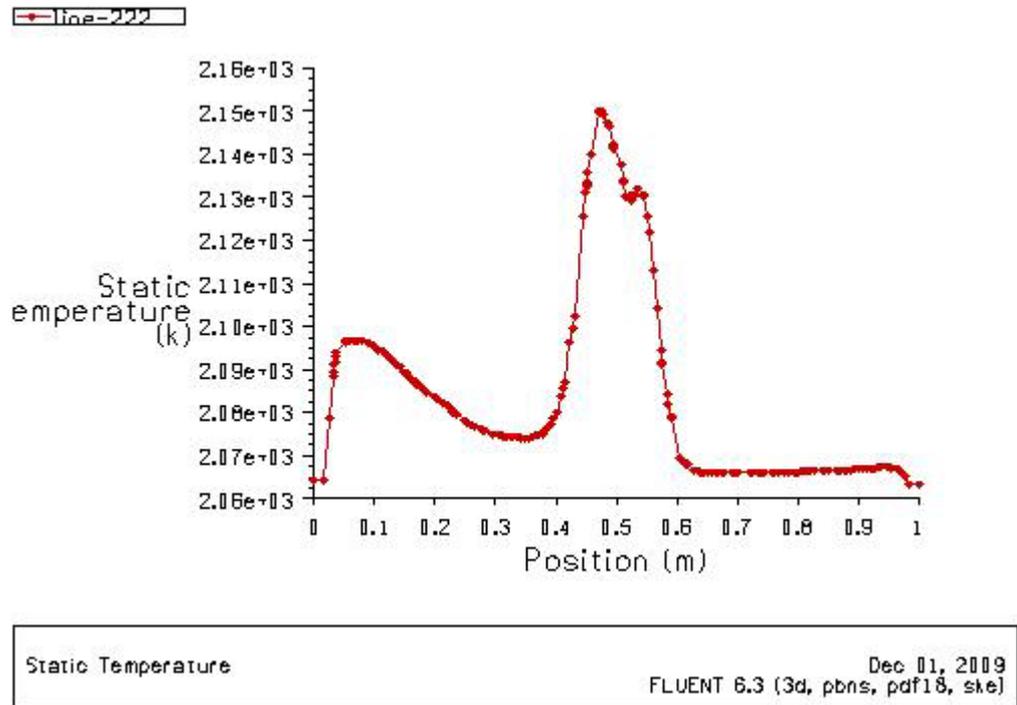


Fig.7-3 : la température statique en fonction de la position longitudinale

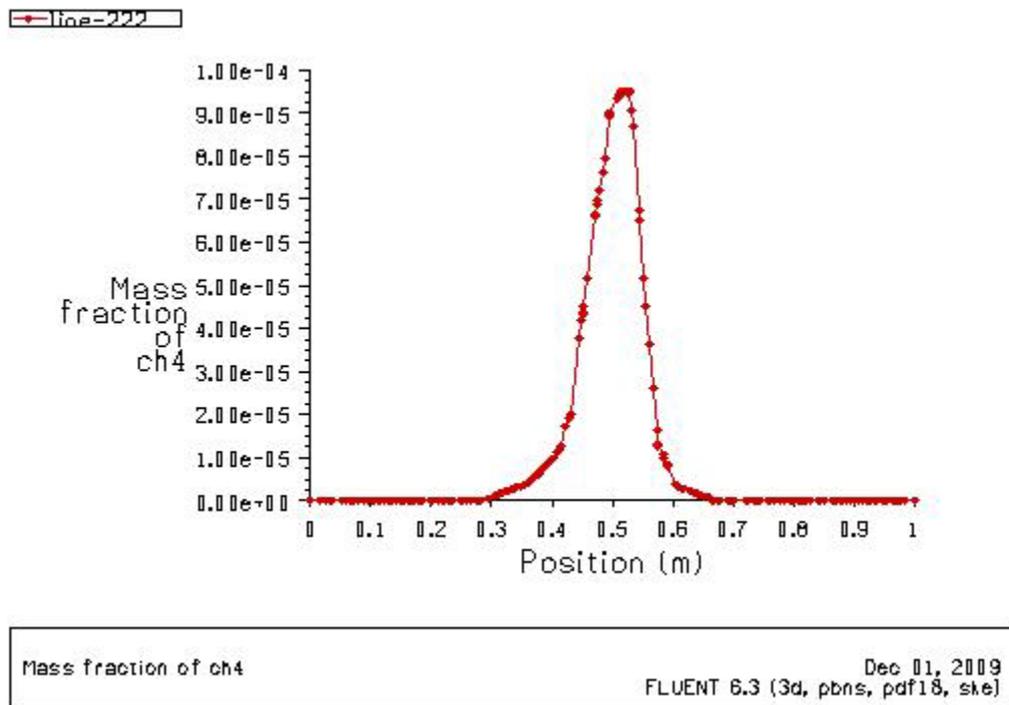


Fig.7-4 : fraction massique CH<sub>4</sub> en fonction de la position longitudinale

Le pic de la température de flamme est environ 2250 °K à une fraction de mélange de 0.1. Cette température élevée est à cause des deux bruleurs de la première chambre de combustion. La figure (7-3) montre que le pic de la température statique est au niveau des bruleurs (x=0.5).

La figure (7-4) montre que la plus part du CH<sub>4</sub> est consommé rapidement dans la première chambre de combustion au niveau des bruleurs, à cause du transport de vitesse et l'épuisement du combustible.

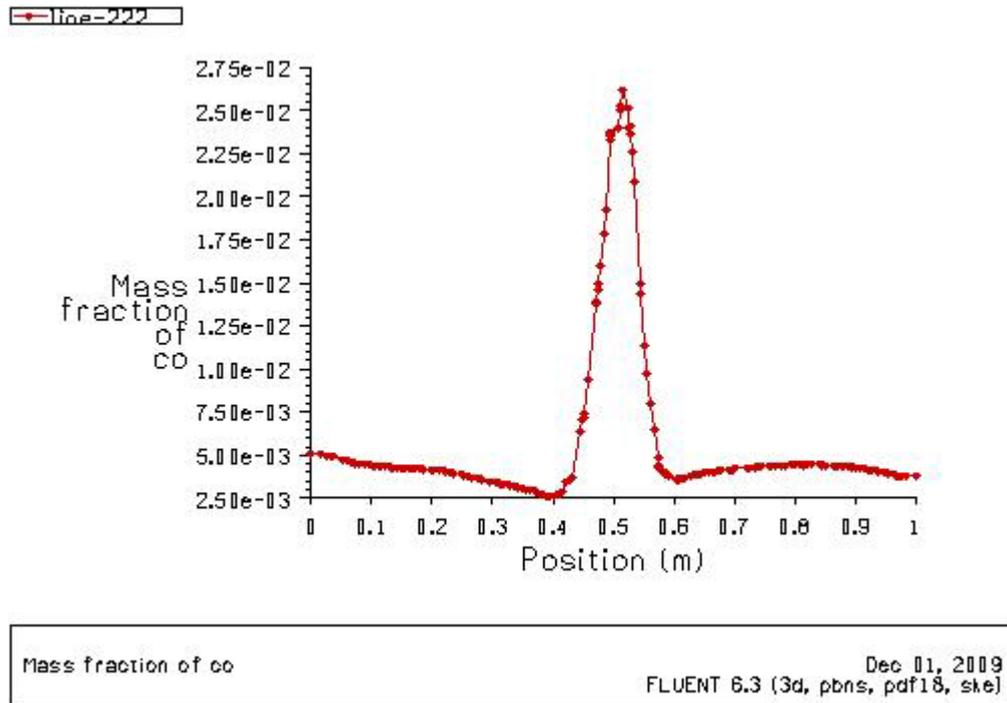


Fig.7-5 : fraction massique de CO en fonction de la position longitudinale

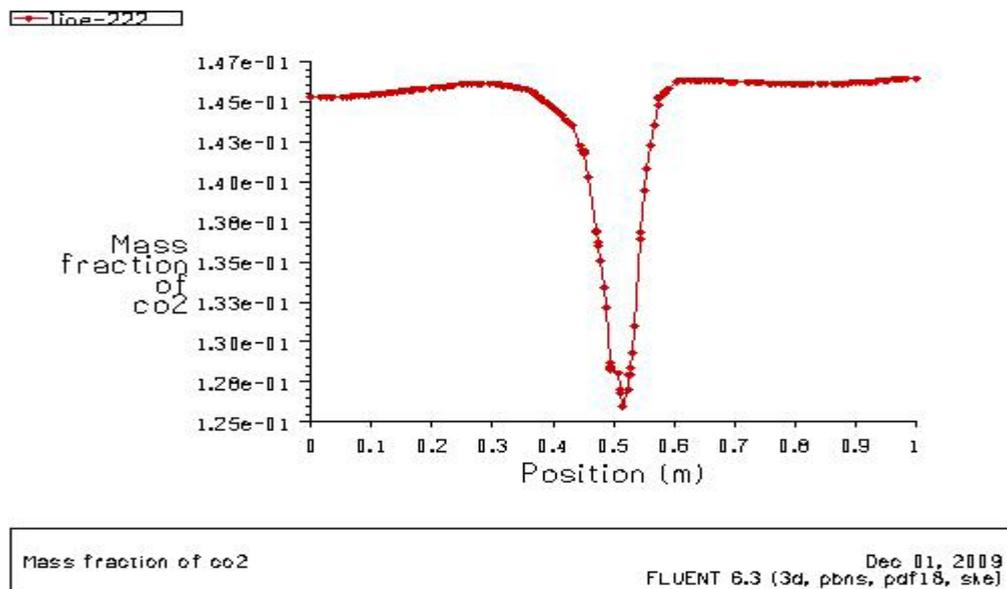


Fig.7-6 : fraction massique de CO<sub>2</sub> en fonction de la position longitudinale

Les figures (7-5) et (7-6) montrent la bonne correspondance entre le CO et le CO<sub>2</sub>. La quantité de CO est faible dans la zone de sortie bien que elle est élevée pour le CO<sub>2</sub> ce qui explique une bonne combustion.

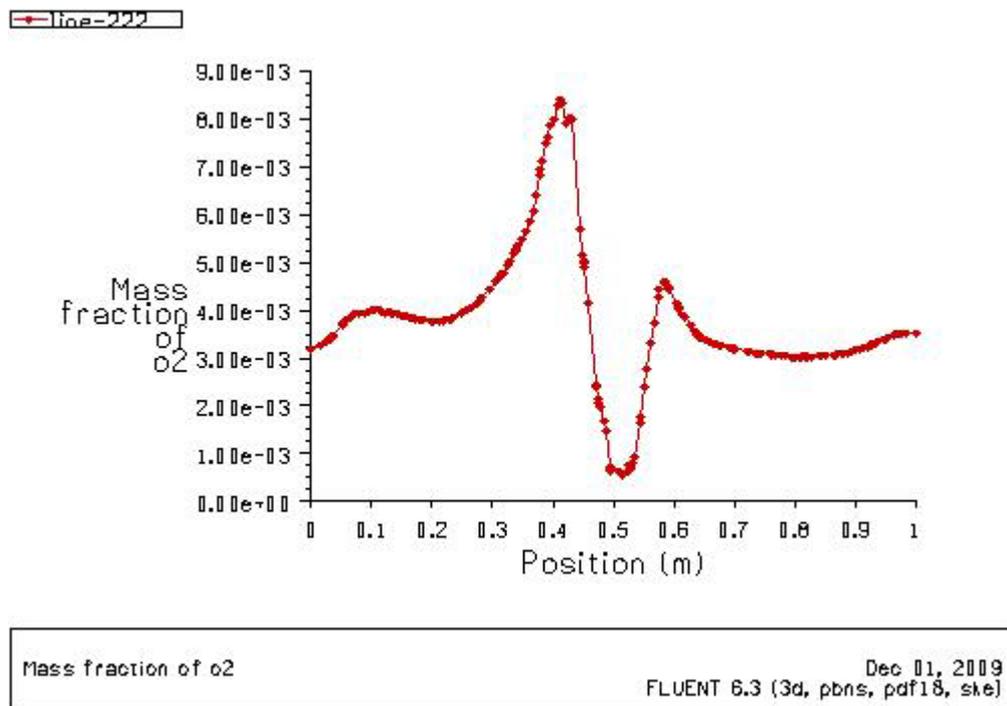


Fig.7-7: fraction massique de O<sub>2</sub> en fonction de la position longitudinale

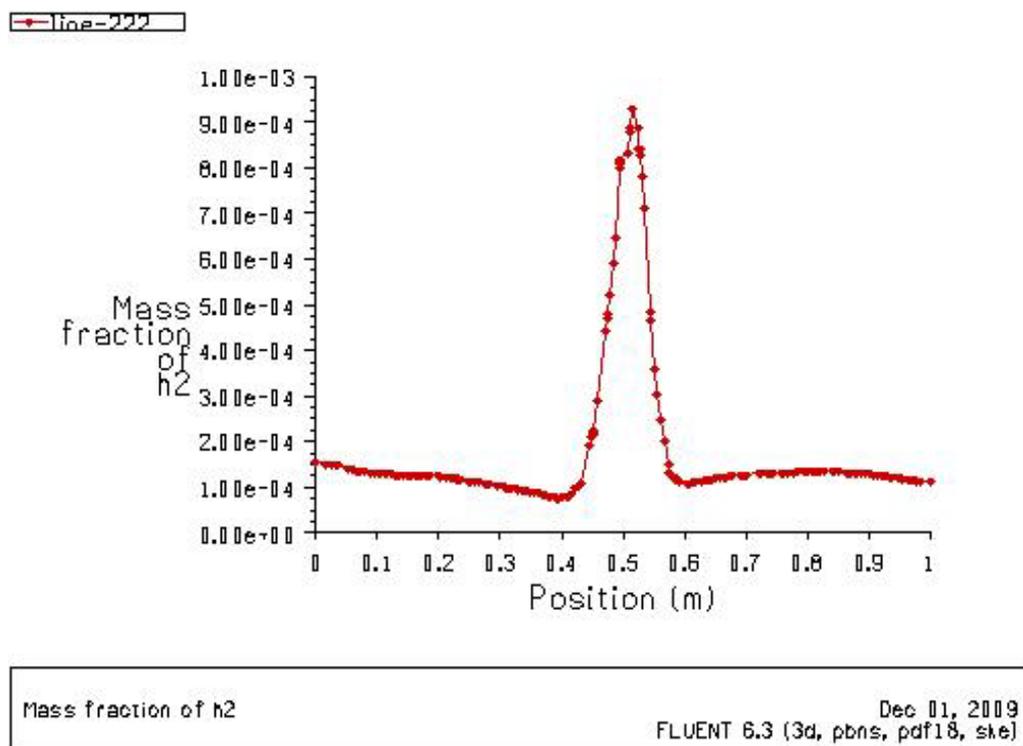


Fig.7-8: fraction massique de H<sub>2</sub> en fonction de la position longitudinale

Le profil d'oxygène d'après la figure (7-7) montre un certain minimum où sa concentration est très faible, donc ici la combustion est incomplète et c'est la pyrolyse et la gasification qui tiennent la place, ce qui explique la haute concentration des produits de la combustion incomplète comme le CO, les composés C-H, l'hydrogène et autres : figure (7-8) .

### Prédiction des NOx :

Une fois obtenue la convergence des calculs du modèle de combustion , les calculs relatifs aux NOx sont effectués en post-traitement. Les premiers résultats obtenus sont présentés et discutés ci-dessous.

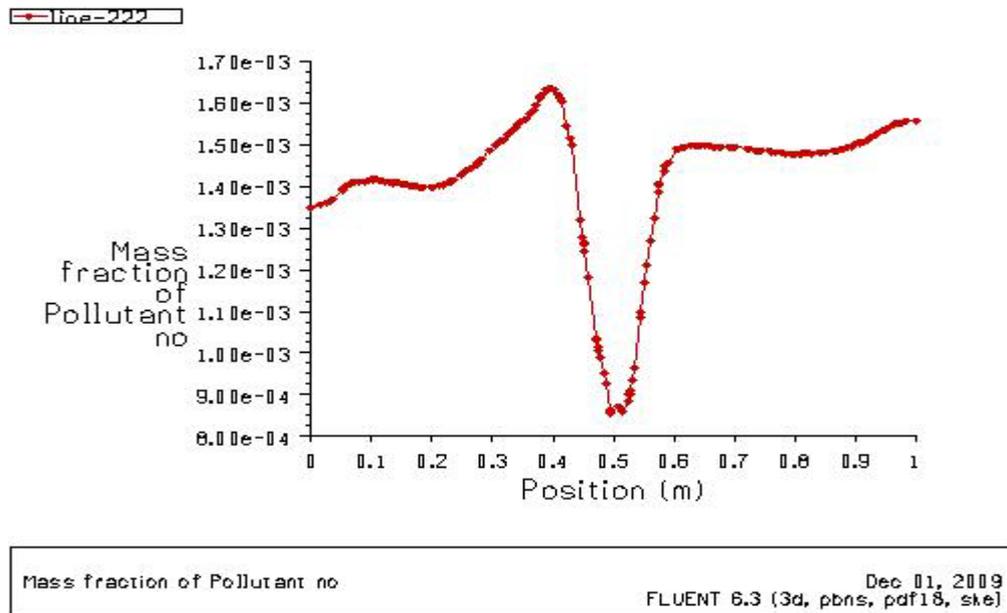


Fig.7-9 : fraction massique des polluants NO en fonction de la position longitudinale

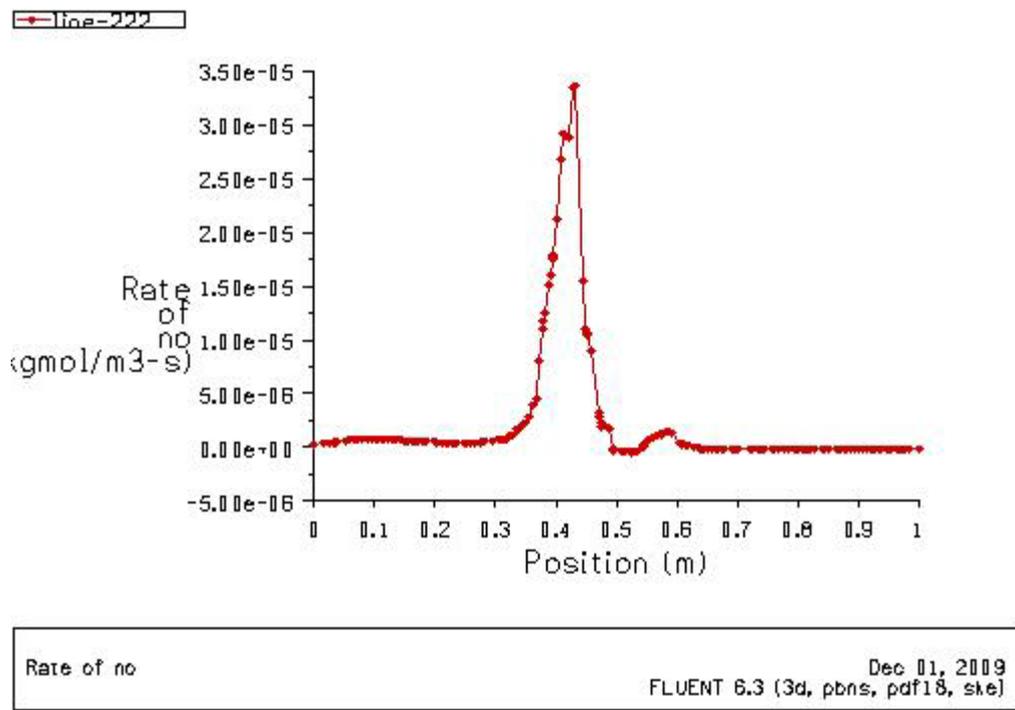


Fig.7-10 : vitesse de formation de NO en fonction de la position longitudinale

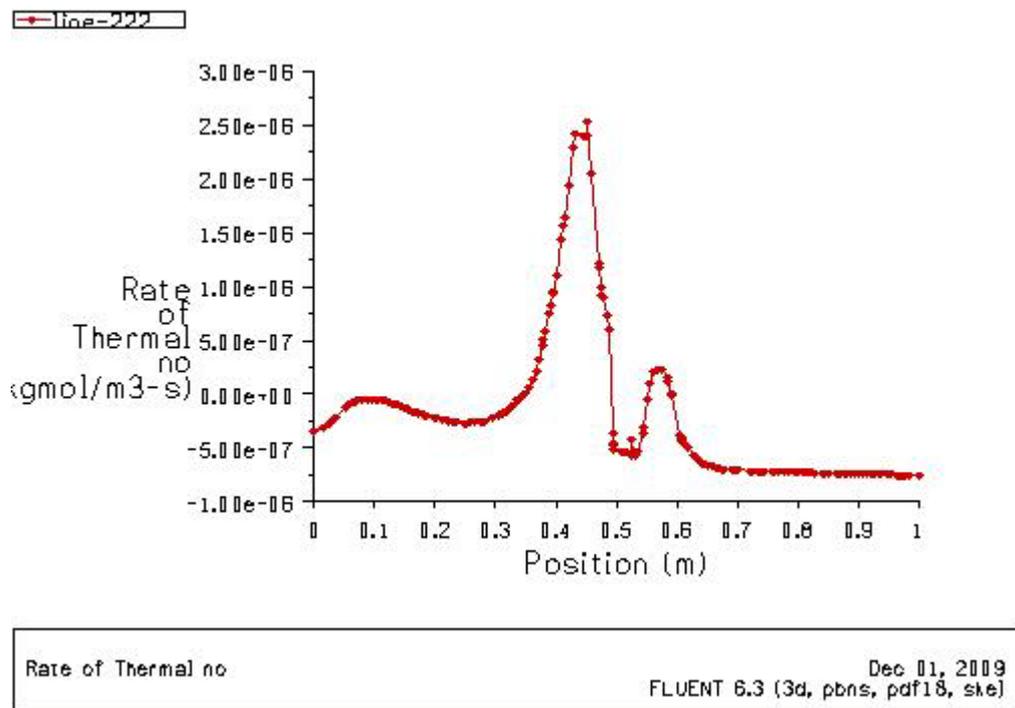


Fig.7-11: vitesse de formation de NO thermique en fonction de la position longitudinale

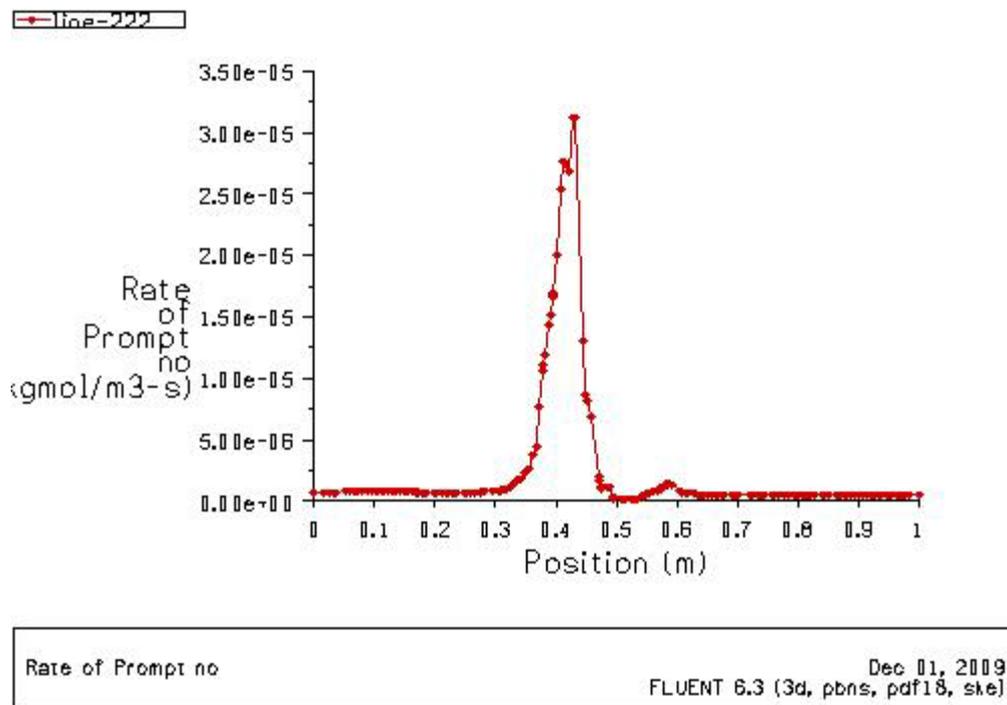
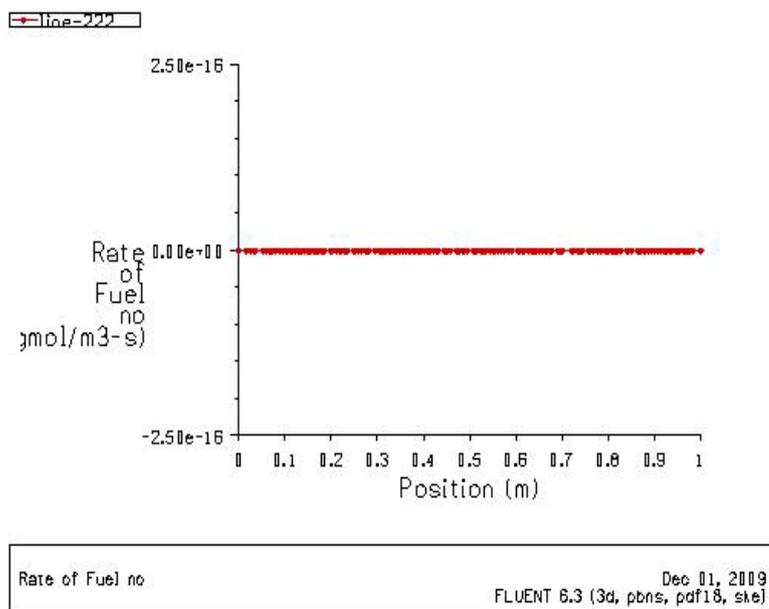


Fig.7-12: vitesse de formation de NO prompt en fonction de la position longitudinale

Fig.7-13 : vitesse de formation de NO combustible en fonction de la position longitudinale



Les figures (7-4) et (7-11) montrent que la formation de NO<sub>x</sub> thermique est effectivement très dépendante de la température. La formation de NO<sub>x</sub> thermique la plus importante est observée dans la zone la plus chaude de l'incinérateur. Notons que les vitesses maximales de NO<sub>x</sub> thermique sont de l'ordre de  $10^{-6} \text{ mol m}^{-3} \text{ s}^{-1}$ . Le mécanisme prompt est, quant à lui, réputé être significatif dans les zones riches en combustibles et ceci est bien observé sur la

figure (7-12). Les émissions par le mécanisme de NOx combustible sont presque inexistantes Compte tenu de la faible teneur initiale en azote.

En résumé, on peut dire que le modèle fonctionne de façon acceptable pour un seul combustible, le gaz naturel ; donc on peut l'étendre à deux combustibles : gaz naturel + DS.

## 7.2. Combustion hétérogène : combustible 1 (gaz naturel + air) + combustible (déchets solides)

### Température statique en fonction de la position longitudinale (courbes)

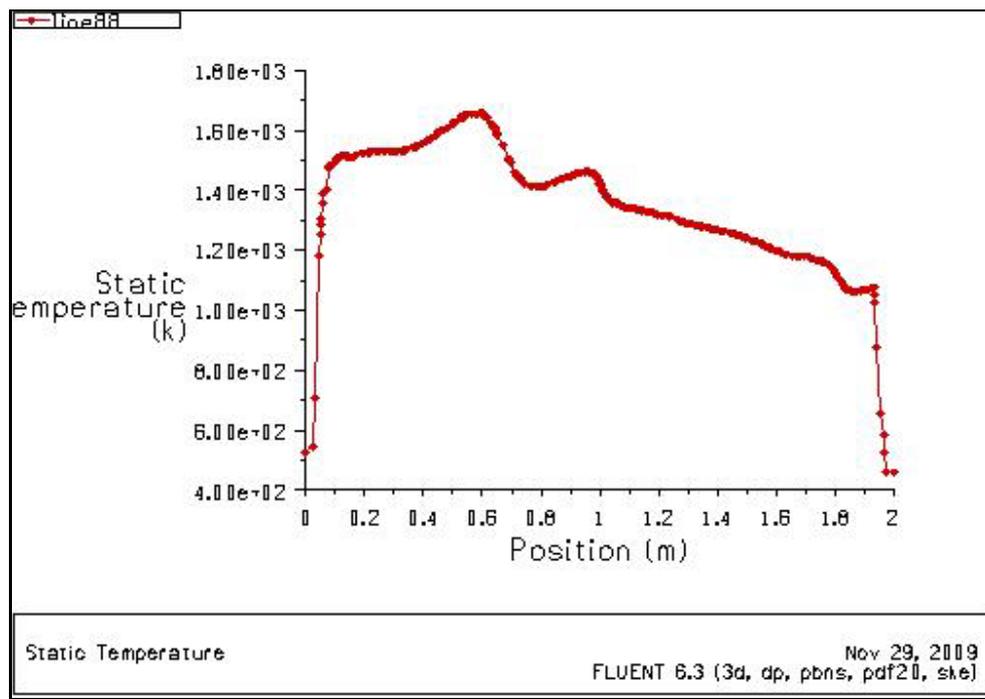
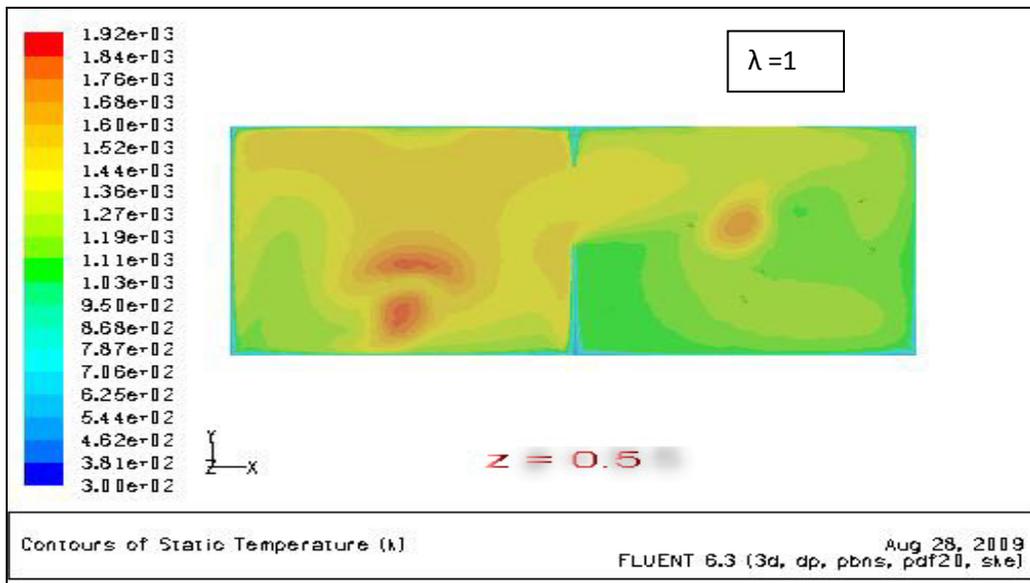
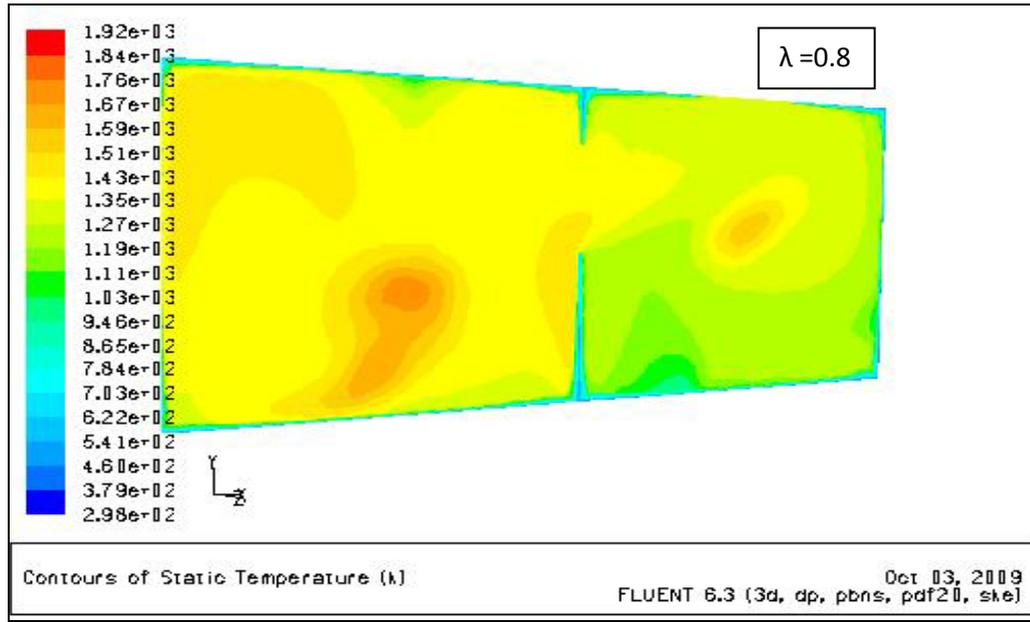


Fig.7-14 : température statique en fonction de la position longitudinale

**Température statique (contours pour Z = 0.5)**



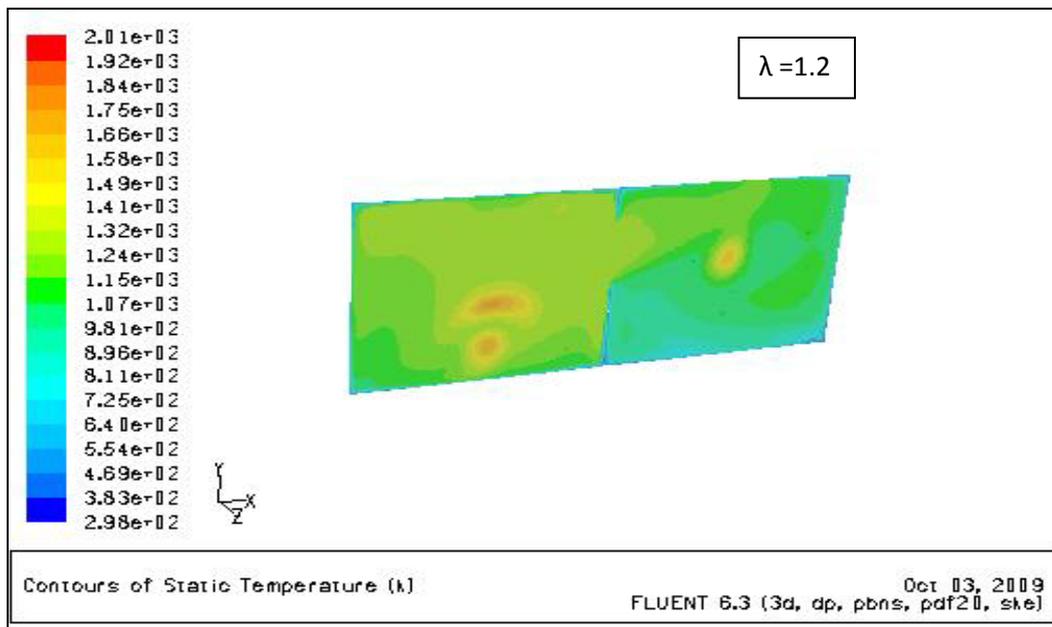
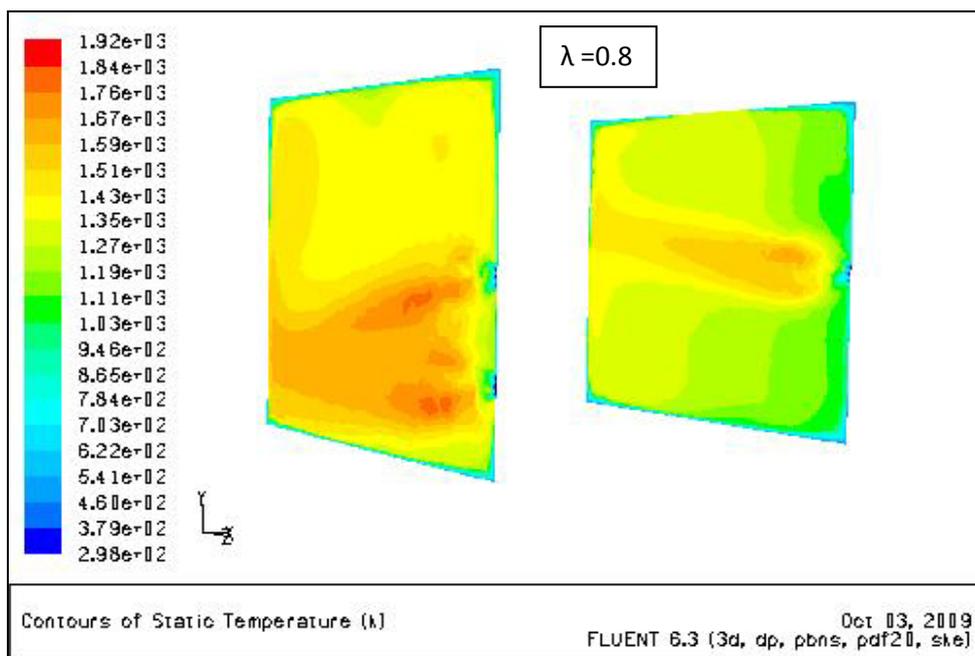


Fig.7-15 : champ de température statique (coupe pour Z=0.5)

**Température statique (contours pour X = 0.5 et X = 1.5)**



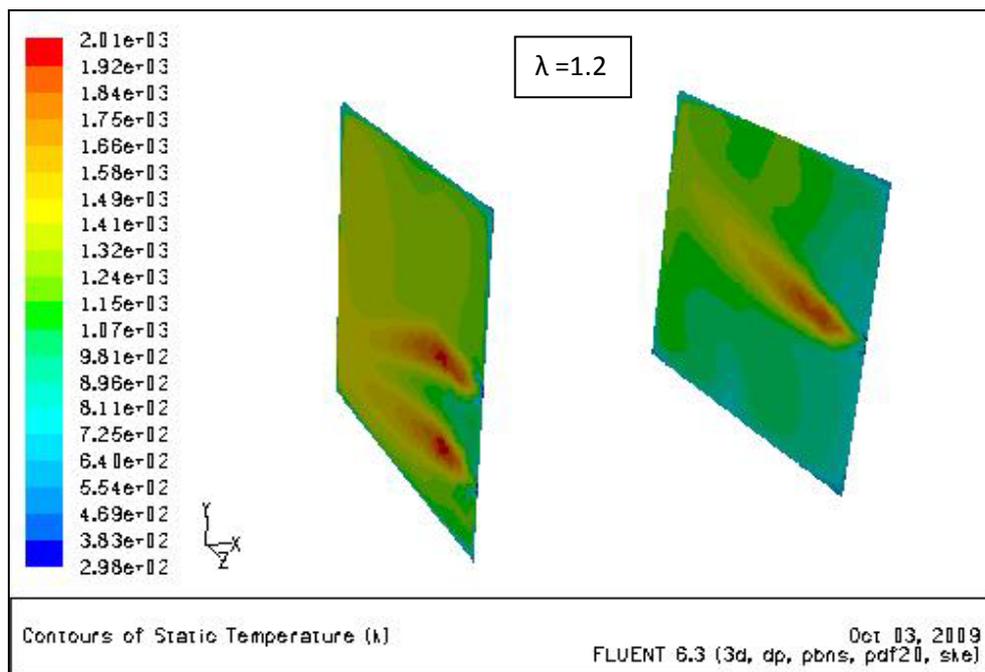
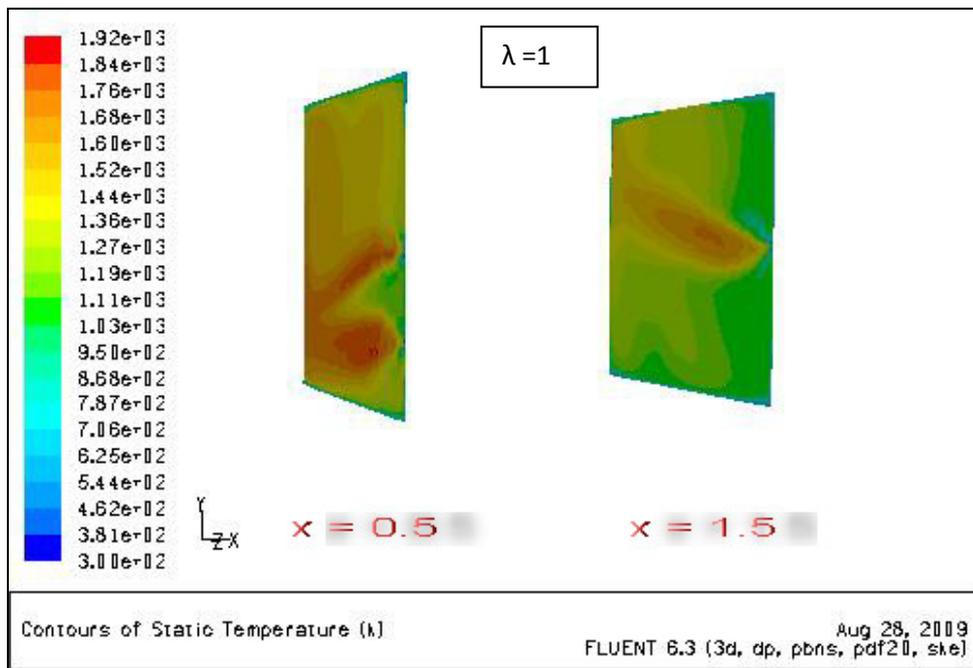


Fig.7-16 : champ de température statique (coupe pour X=0.5 et X=1.5)

Fraction massique de H<sub>2</sub>

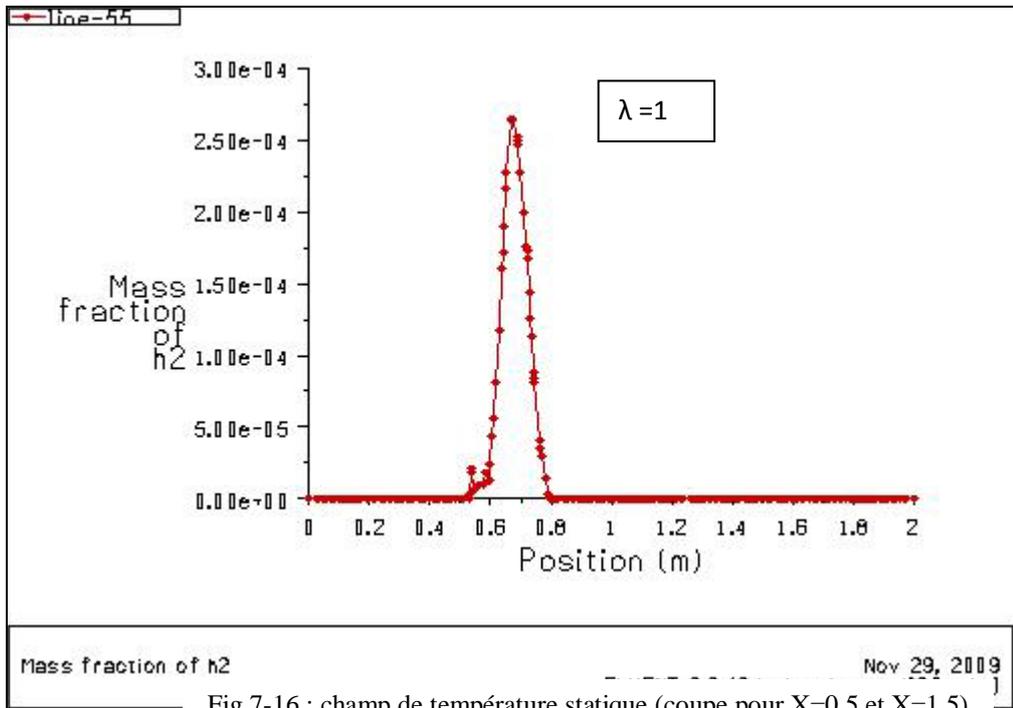
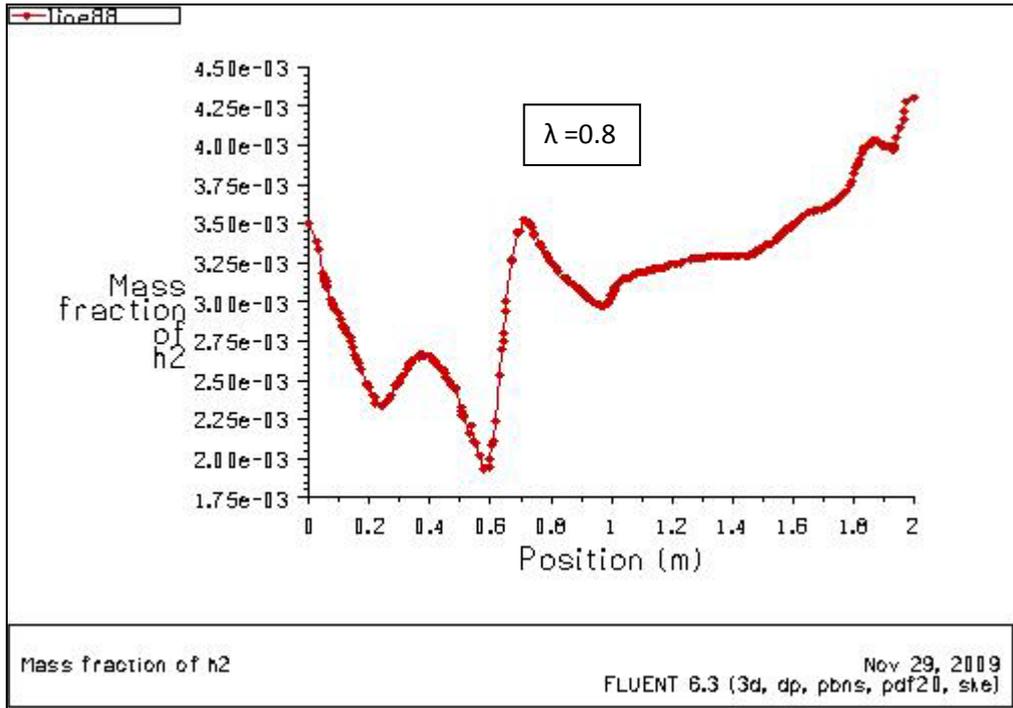


Fig.7-16 : champ de température statique (coupe pour X=0.5 et X=1.5)

$\lambda = 1.2$

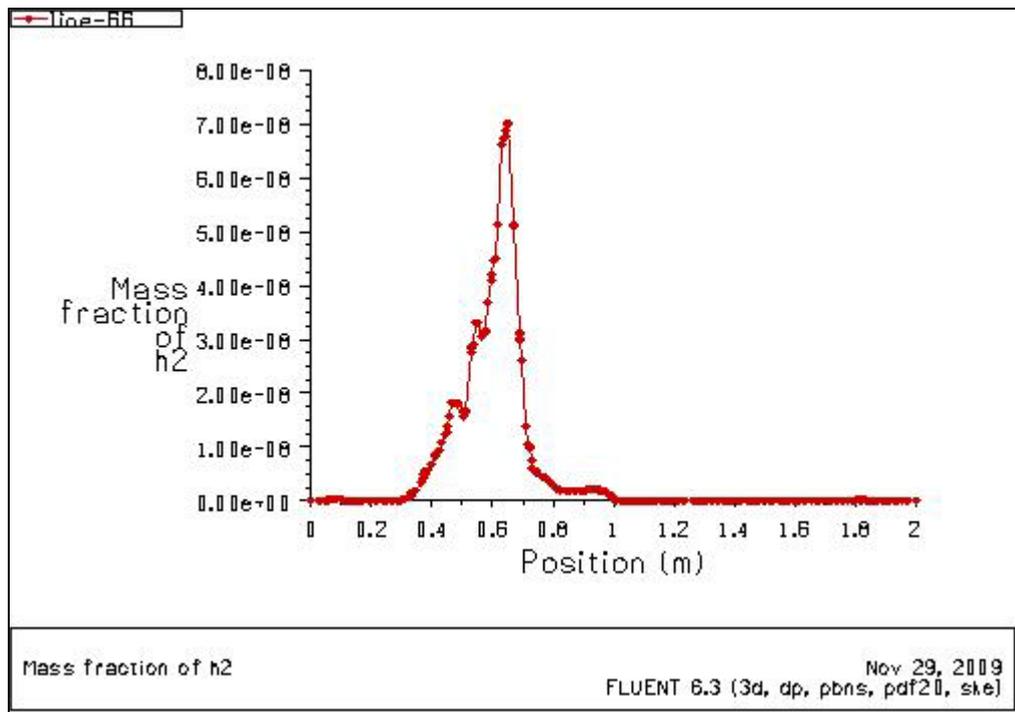
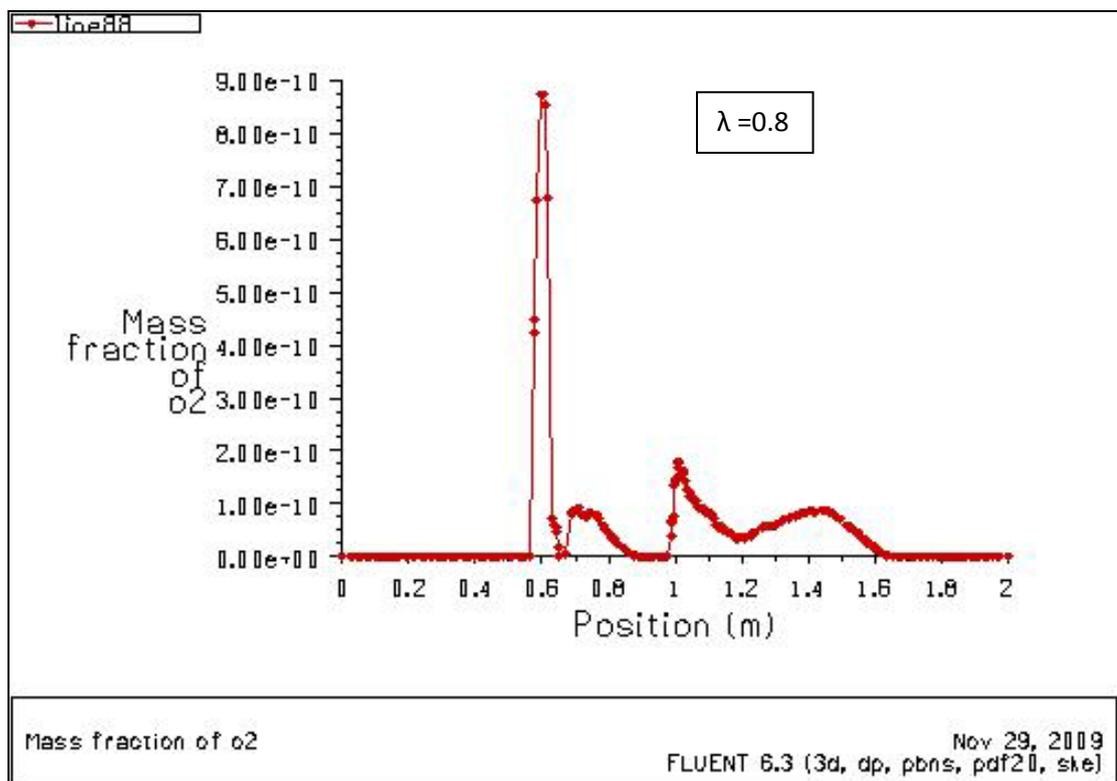


Fig.7-17 : fraction massique de H<sub>2</sub> en fonction de la position longitudinale

Pour le cas  $\lambda = 0.8$  la présence forte de H<sub>2</sub> est à cause du manque d'oxygène pour bruler tout ; tandis que pour les autres cas c'est le « burnout » total.

#### Fraction massique de O<sub>2</sub>



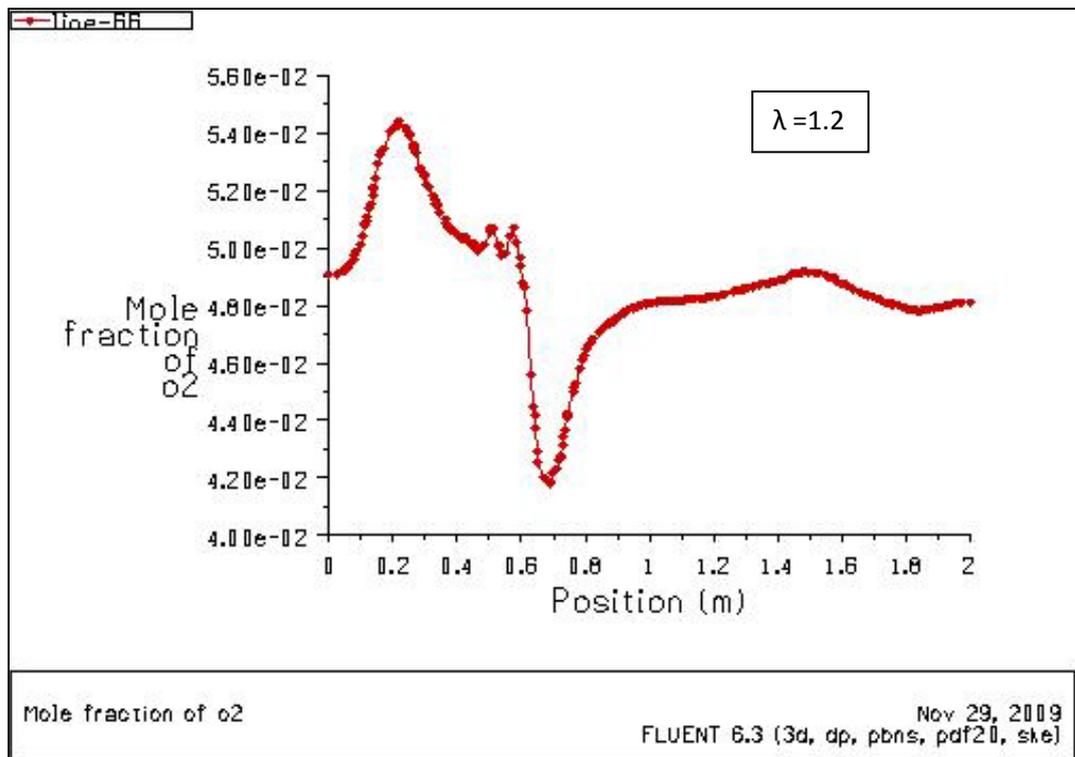
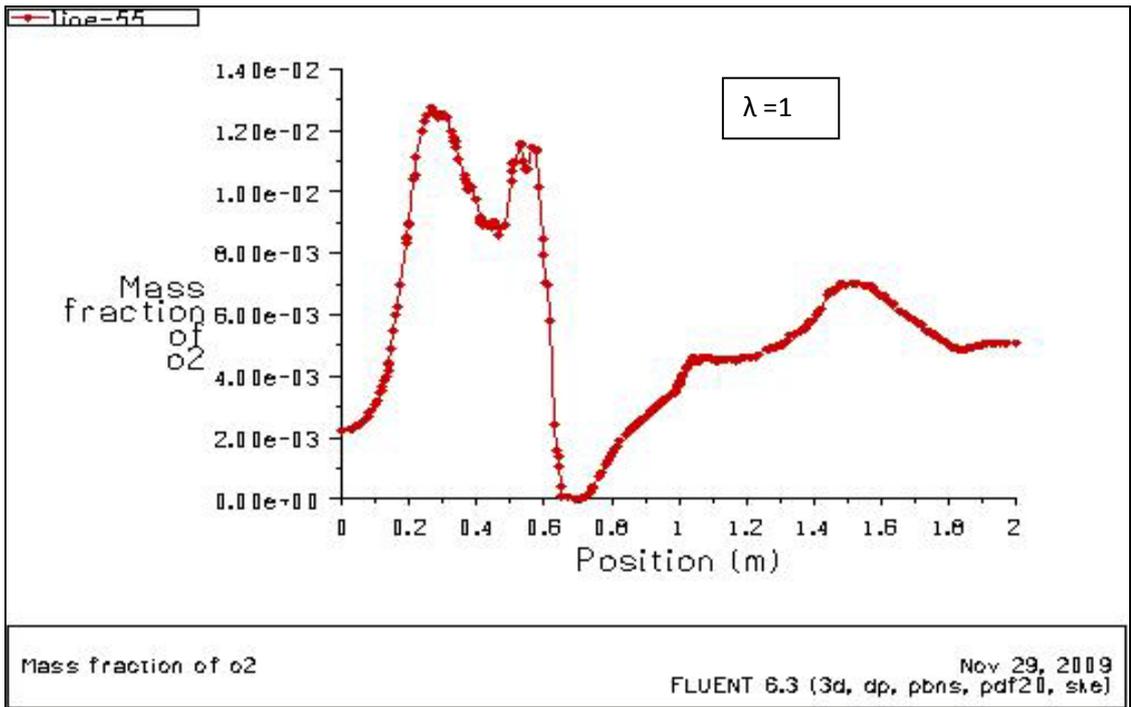


Fig.7-18 : fraction massique de O<sub>2</sub> en fonction de la position longitudinale

Fraction massique de CO<sub>2</sub>

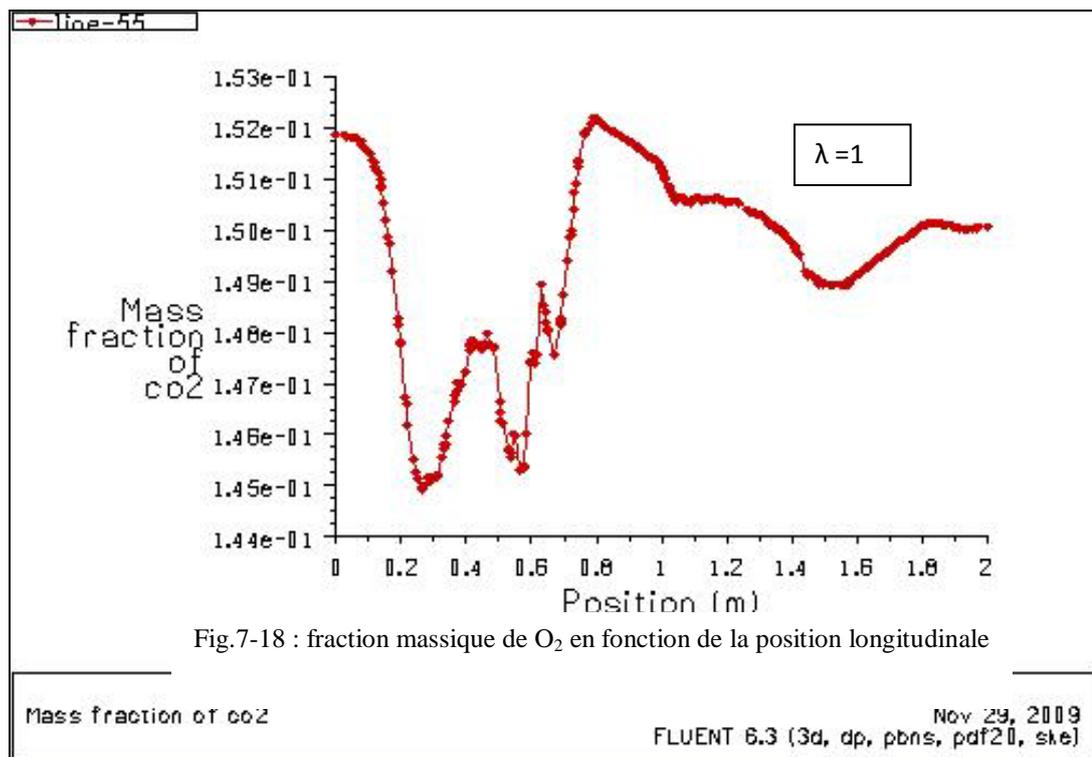
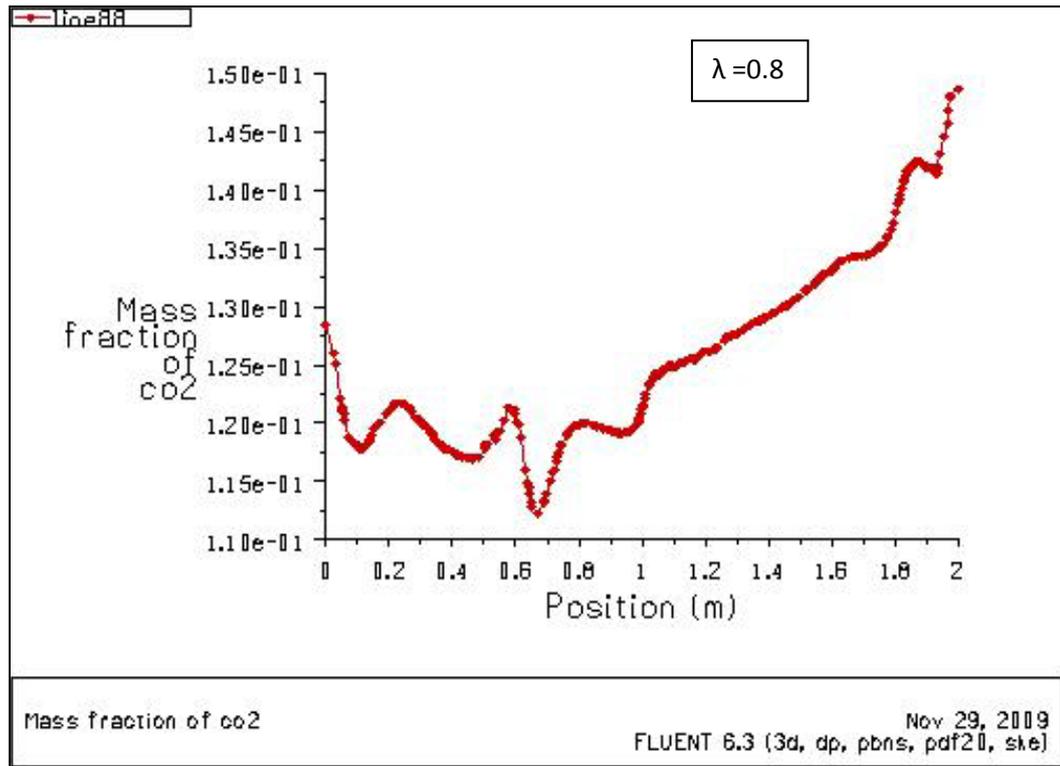


Fig.7-18 : fraction massique de O<sub>2</sub> en fonction de la position longitudinale

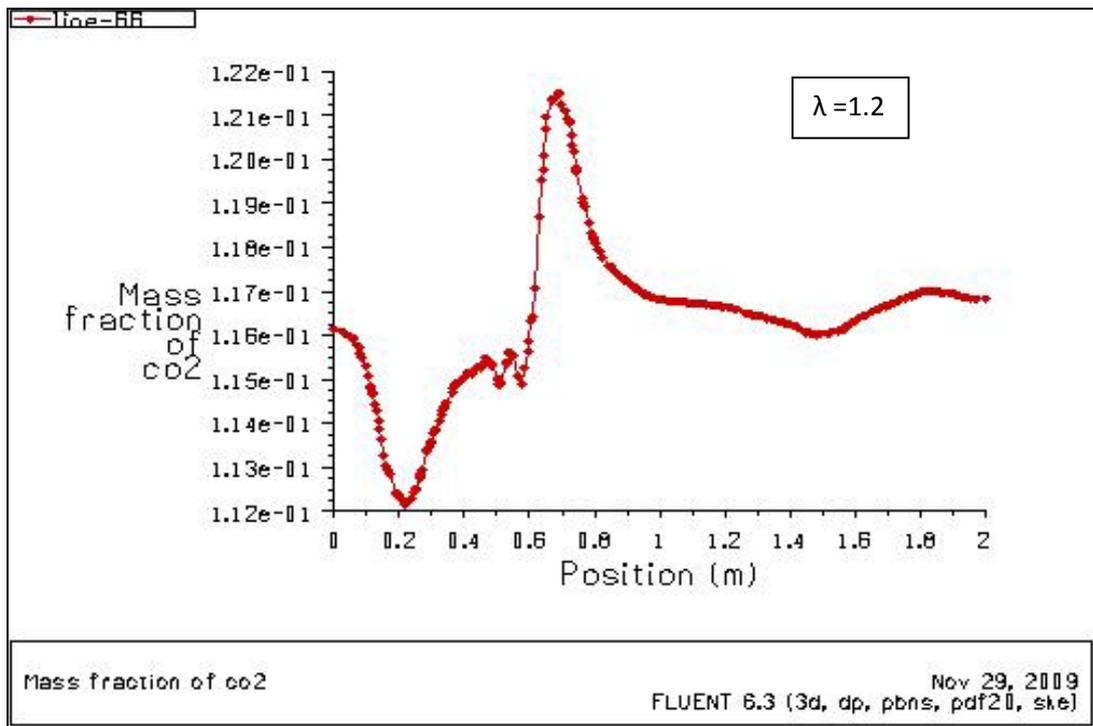
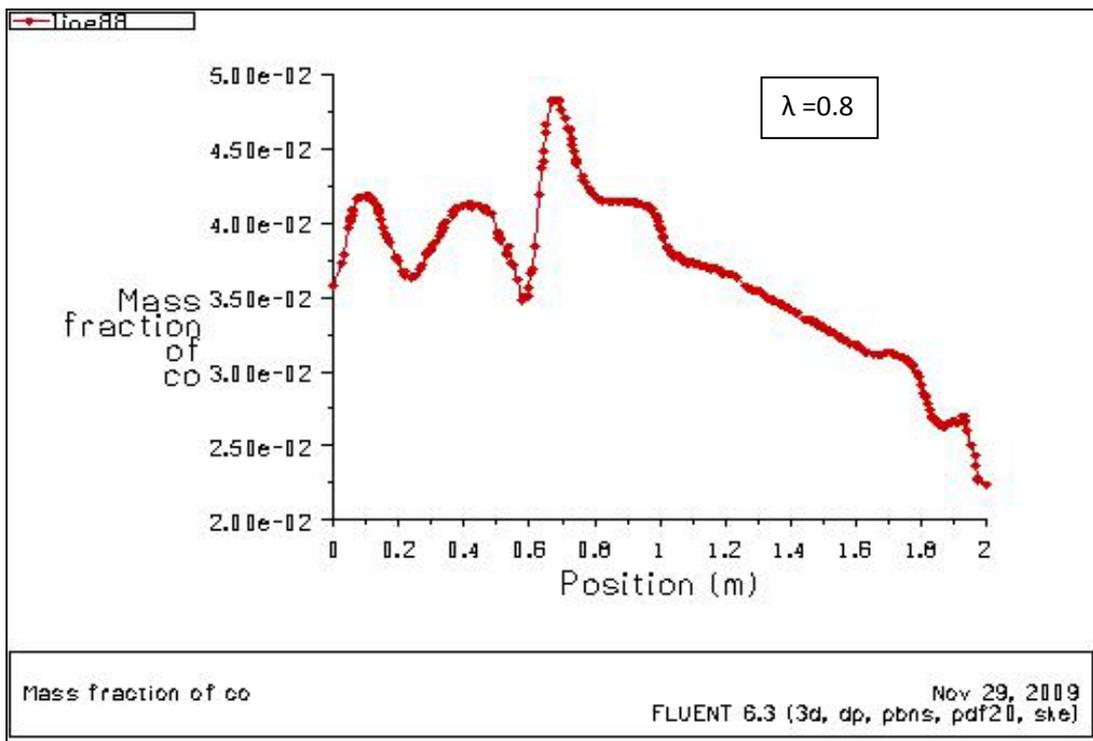


Fig.7-19: fraction massique de CO<sub>2</sub> en fonction de la position longitudinale

**Fraction massique de CO**



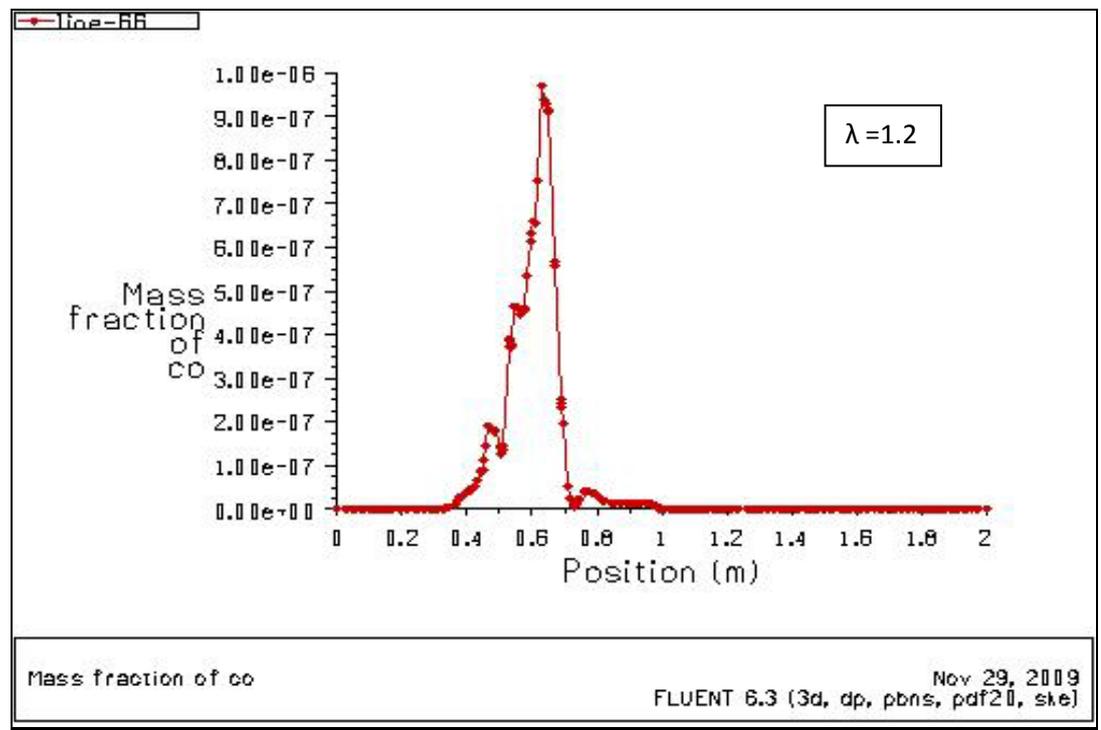
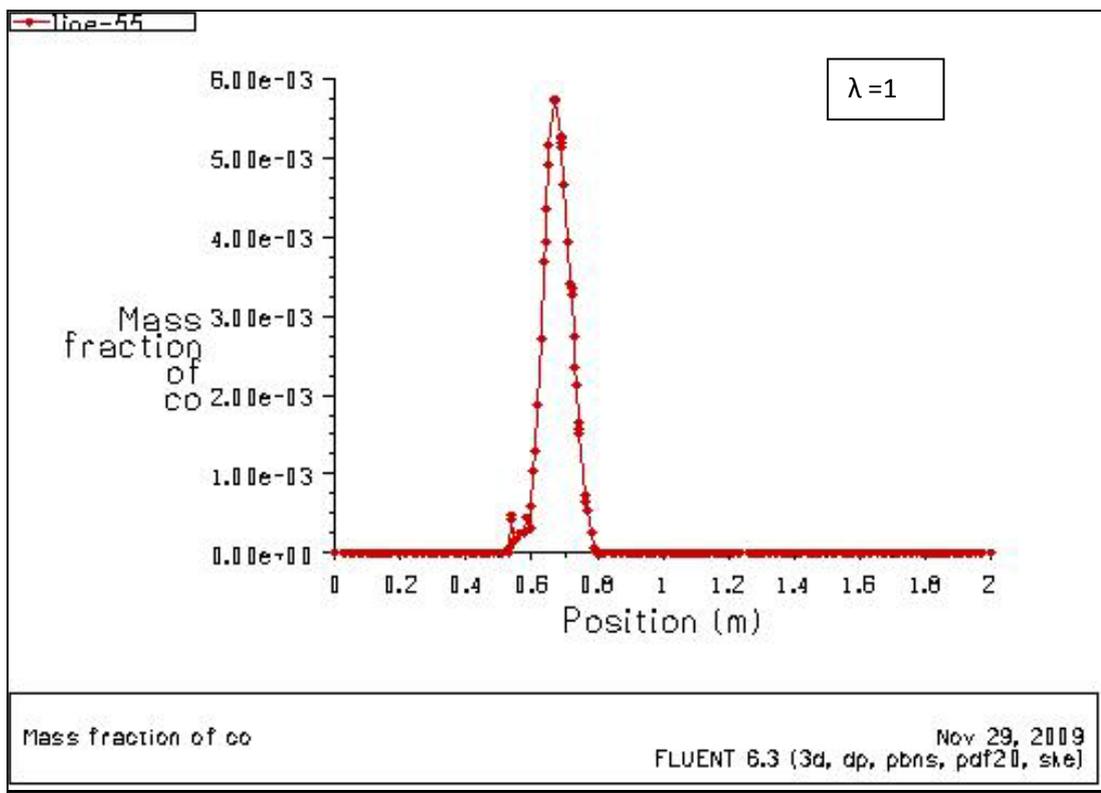
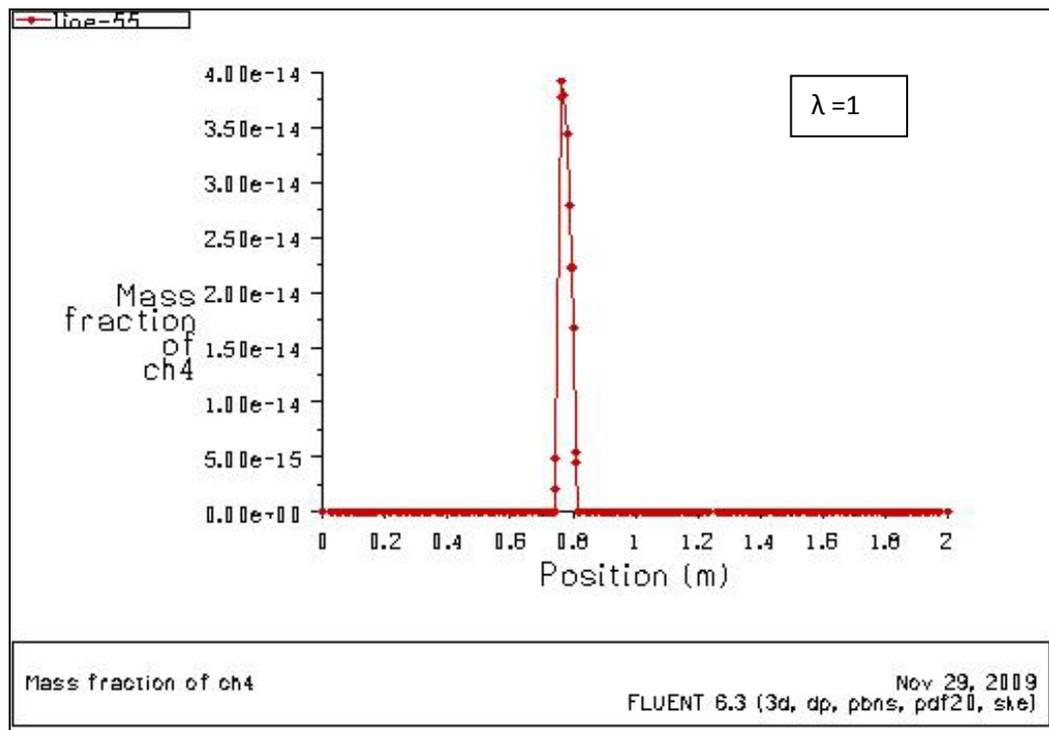
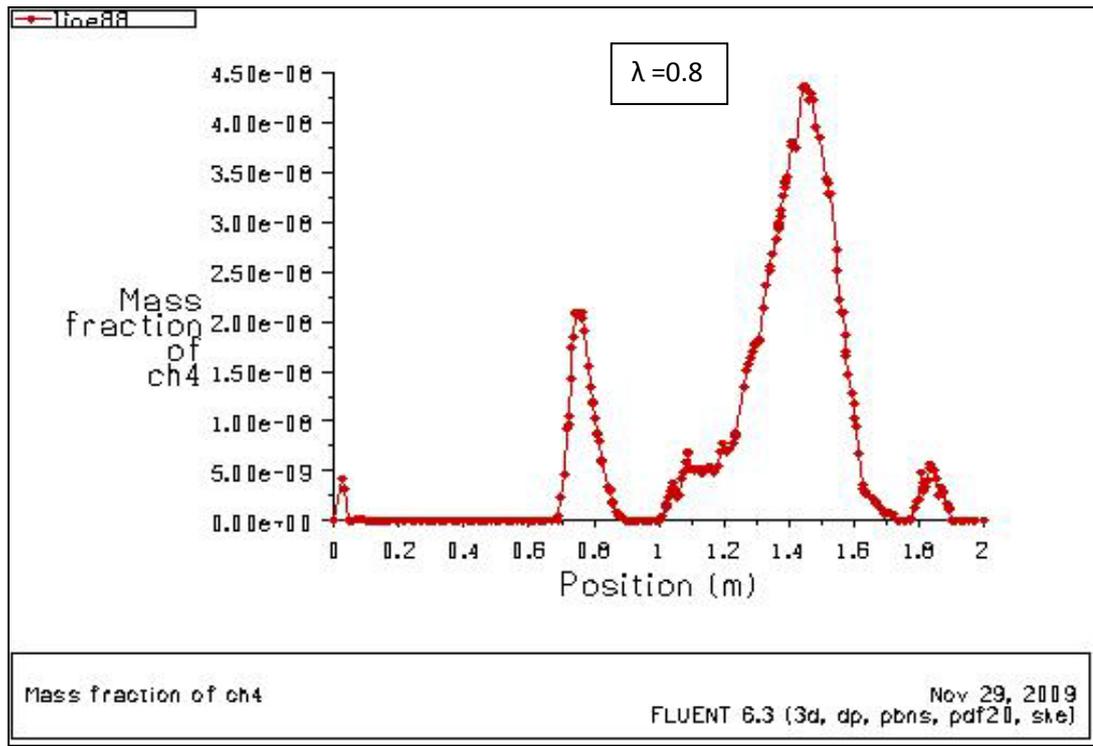


Fig.7-20 : fraction massique de CO en fonction de la position longitudinale

À l'exception du cas  $\lambda=0.8$ , on remarque l'absence totale du CO à partir de la deuxième chambre de combustion ; le modèle reflète bien la physique.

**Fraction massique de CH<sub>4</sub>**



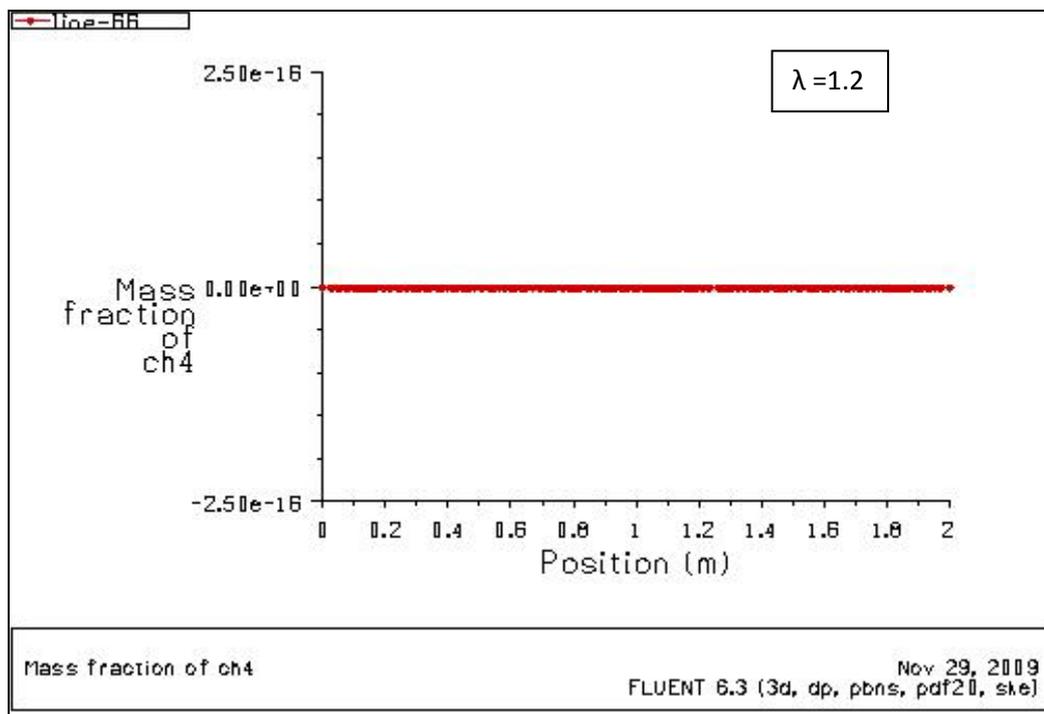
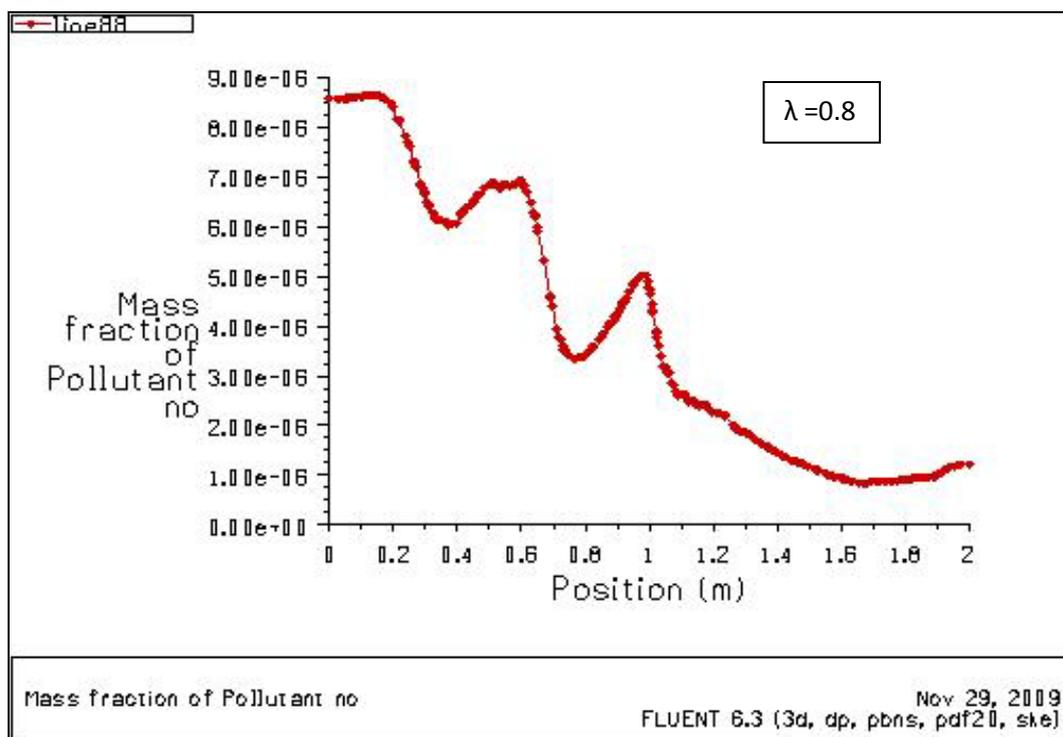


Fig.7-21: fraction massique de CH<sub>4</sub> en fonction de la position longitudinale

Pour  $\lambda=0.8$ , la présence du CH<sub>4</sub>- contrairement aux autres cas- c'est parce que la réaction est lente.

### Fraction massique de NO



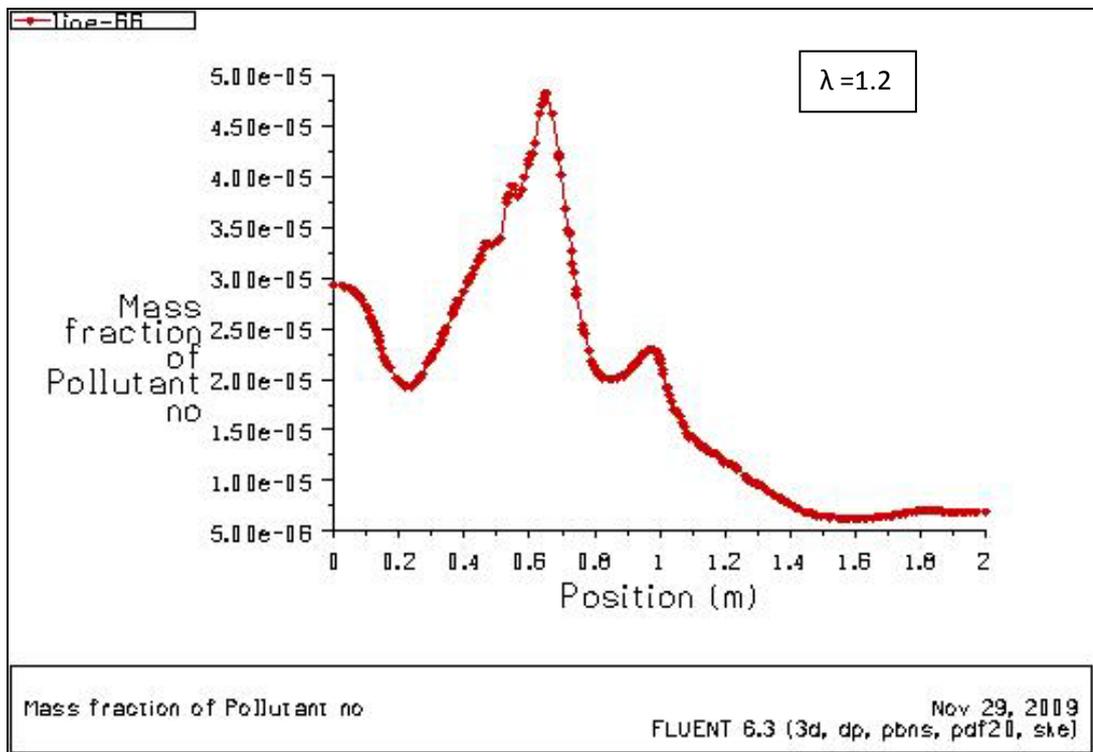
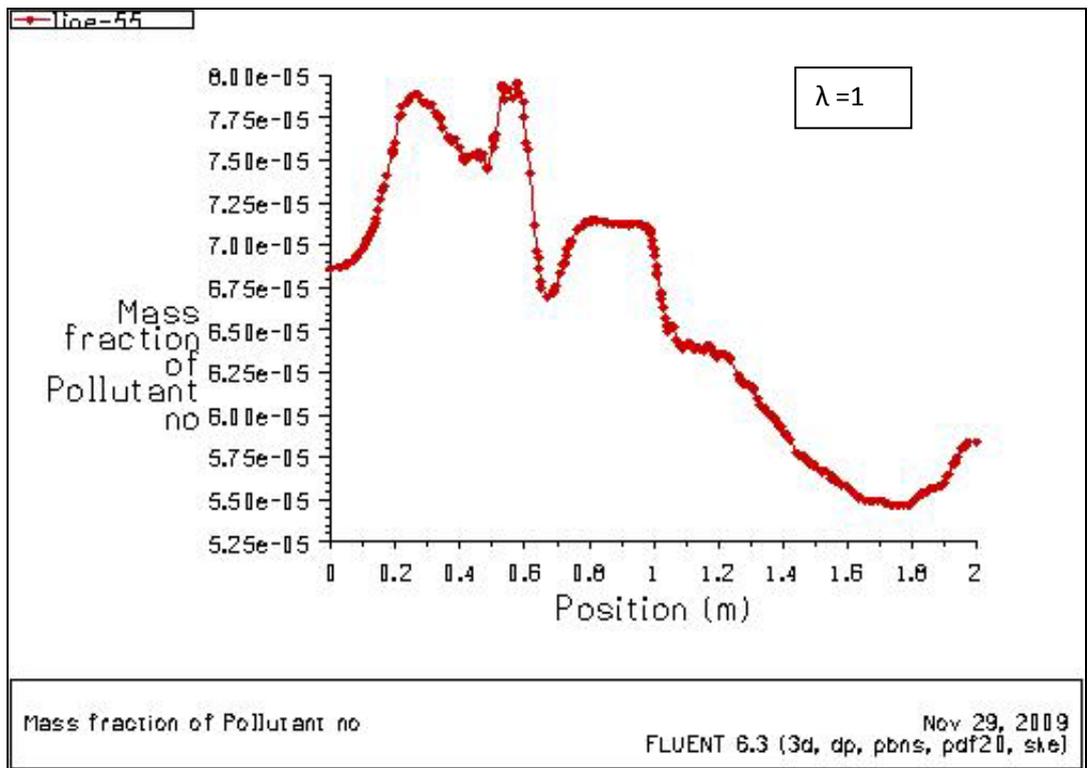
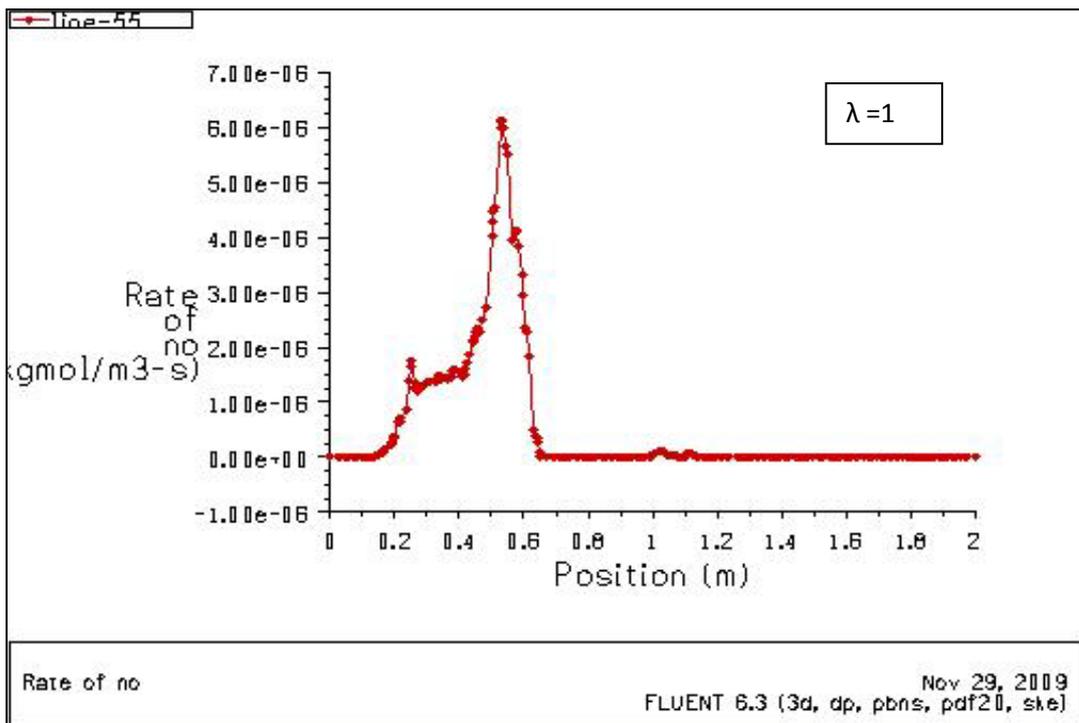
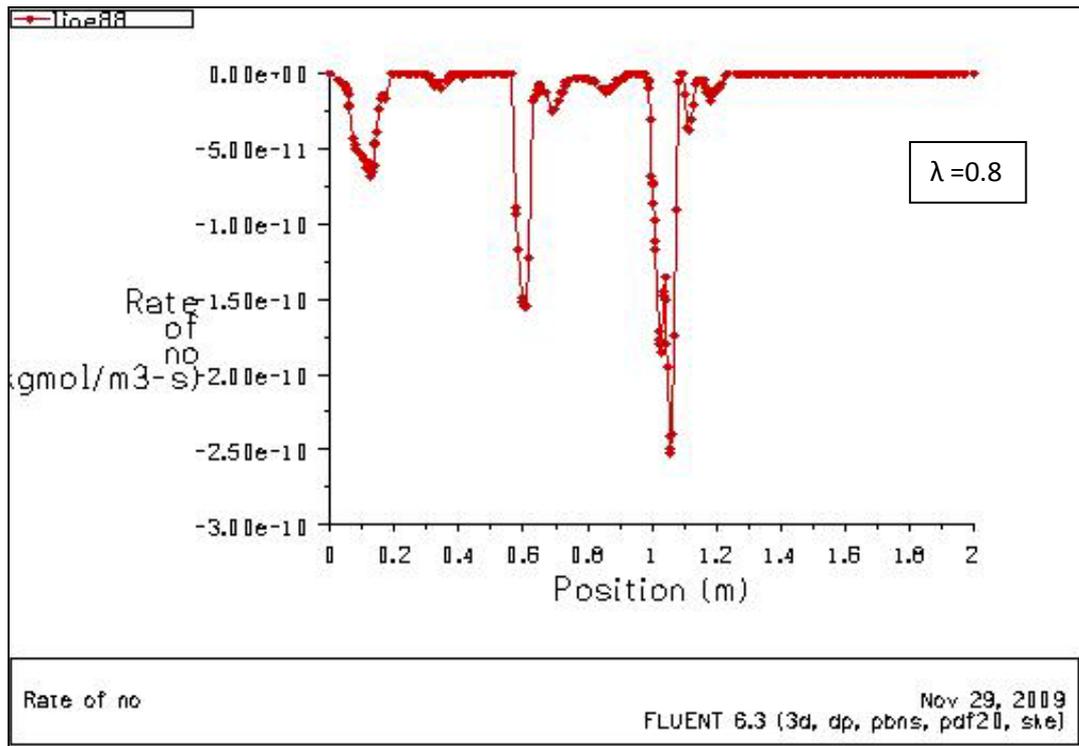


Fig.7-22 : fraction massique de NO en fonction de la position longitudinale

Vitesse de formation de NO



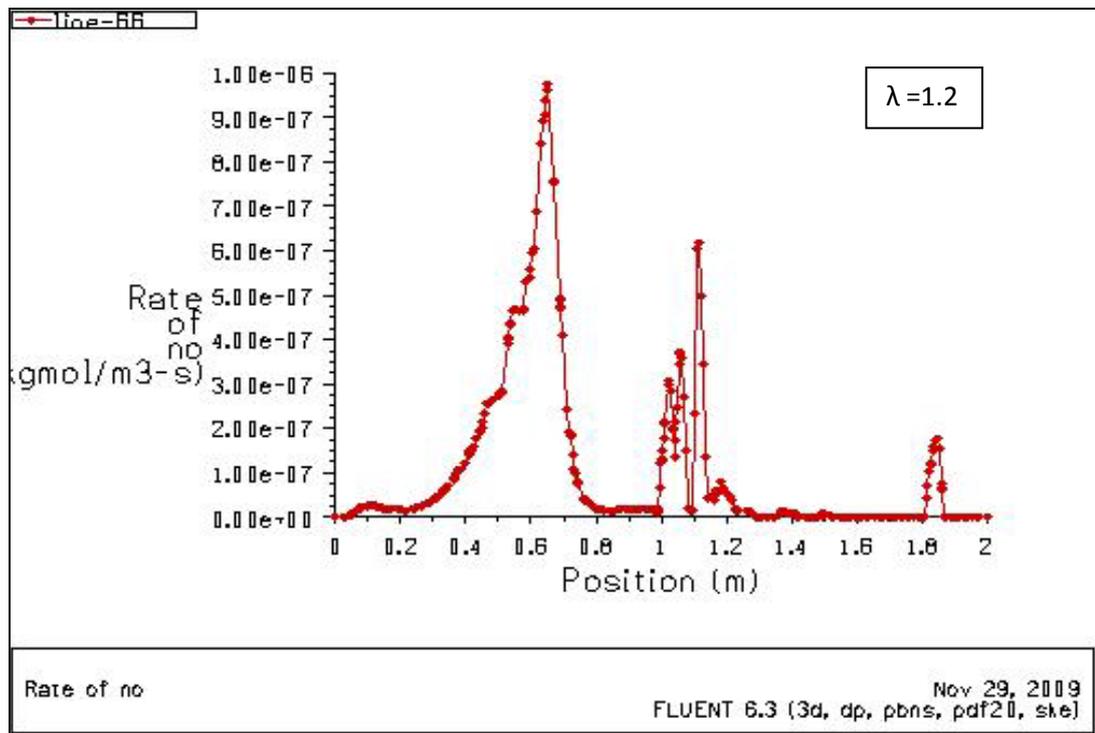
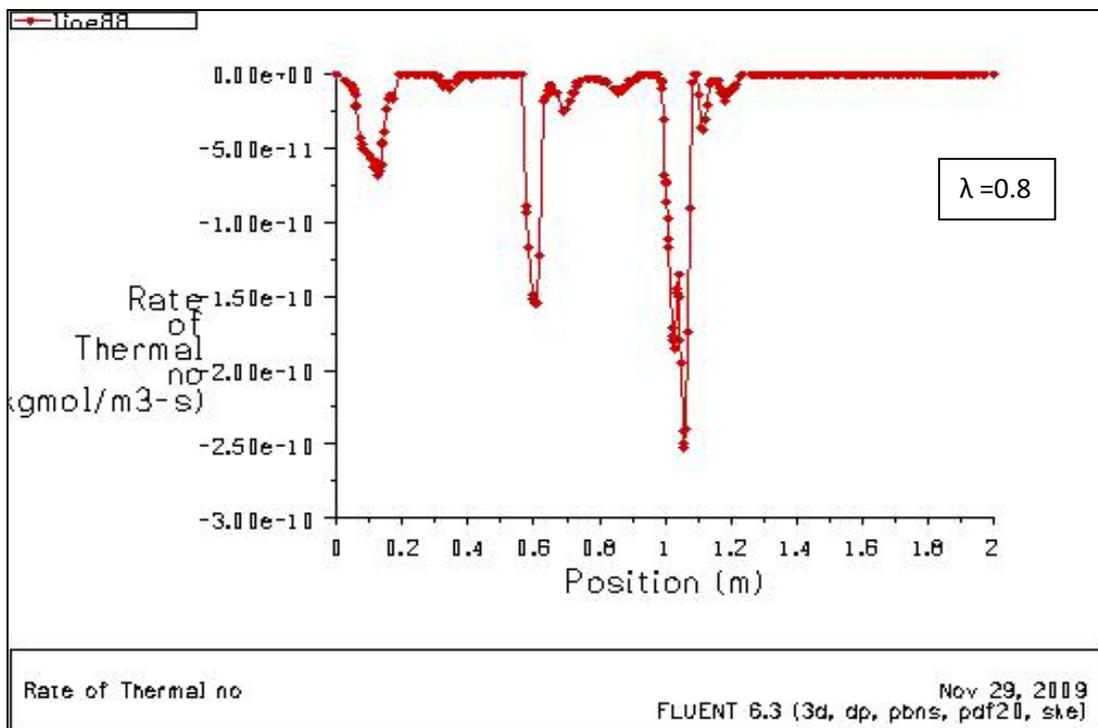


Fig.7-23 : vitesse de formation de NO en fonction de la position longitudinale

On remarque que les pics de la quantité de NO suit les mêmes pics de la température, ce qui est confirmé par la fonction d'Arrhenius.

**Vitesse de formation de NO thermiques**



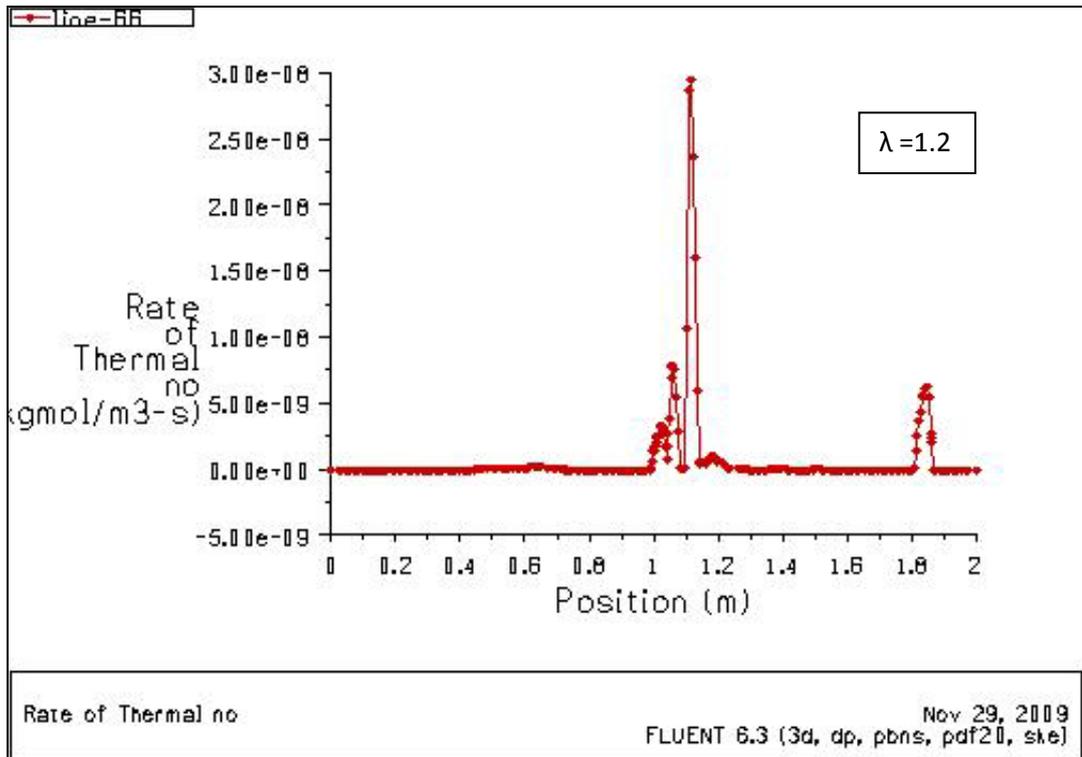
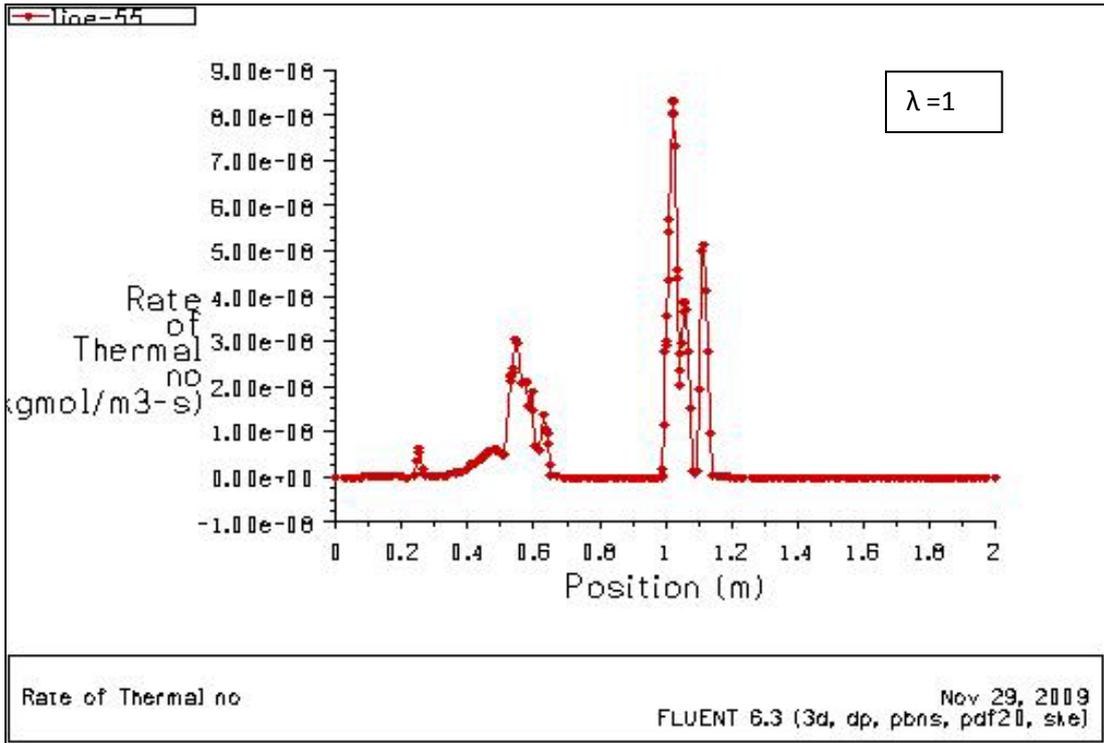
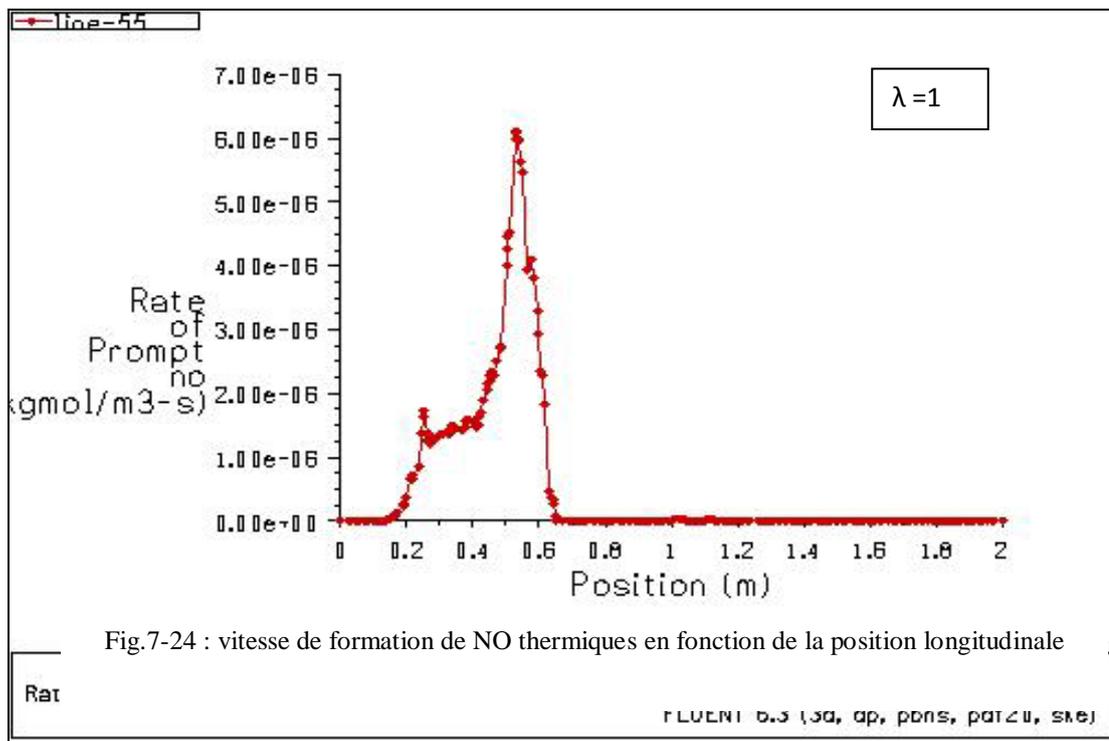
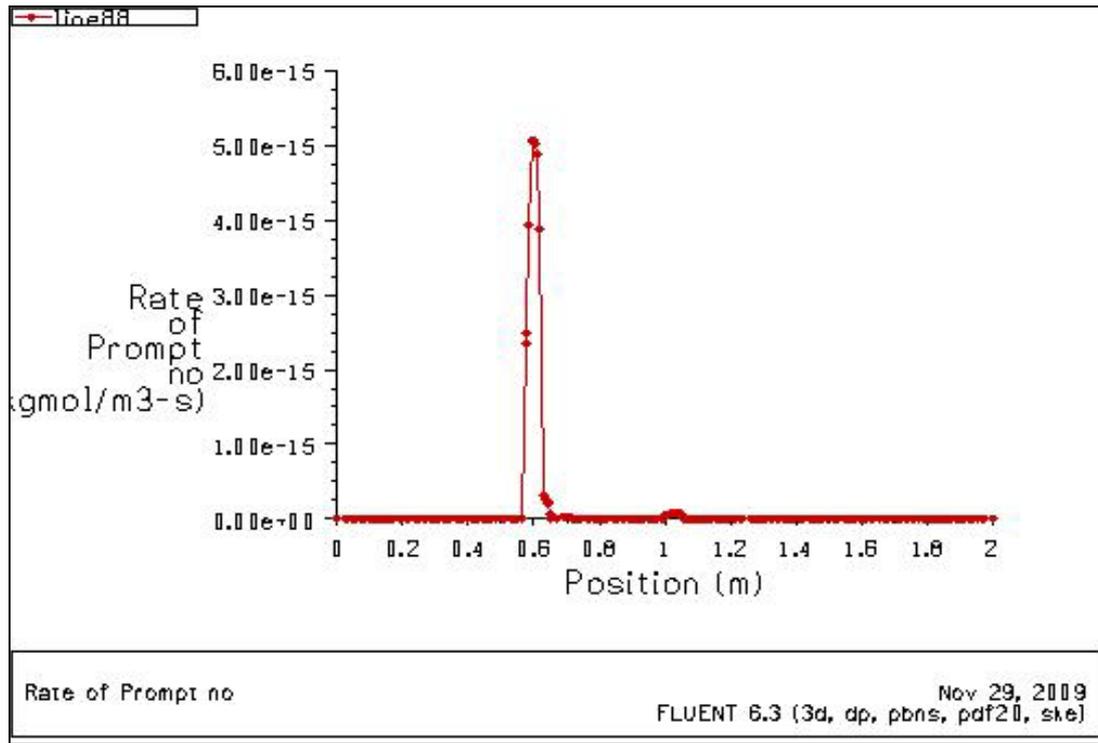


Fig.7-24 : vitesse de formation de NO thermiques en fonction de la position longitudinale

**Vitesse de formation de NO prompt**



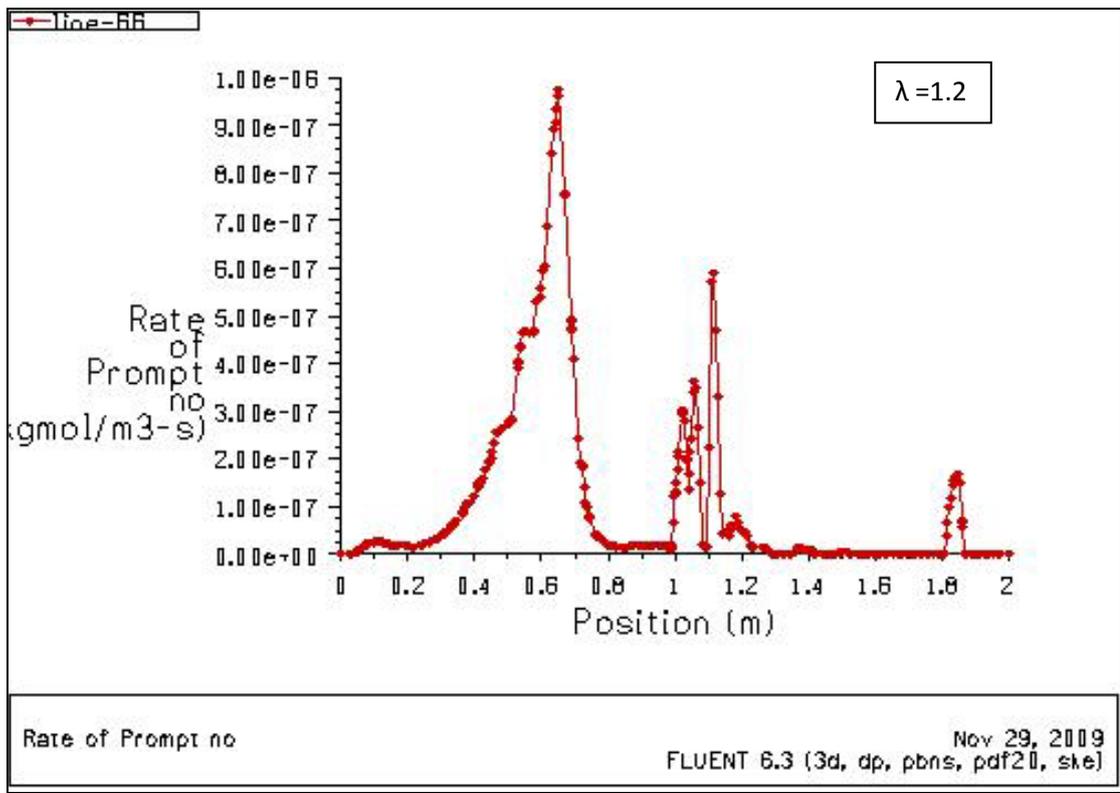
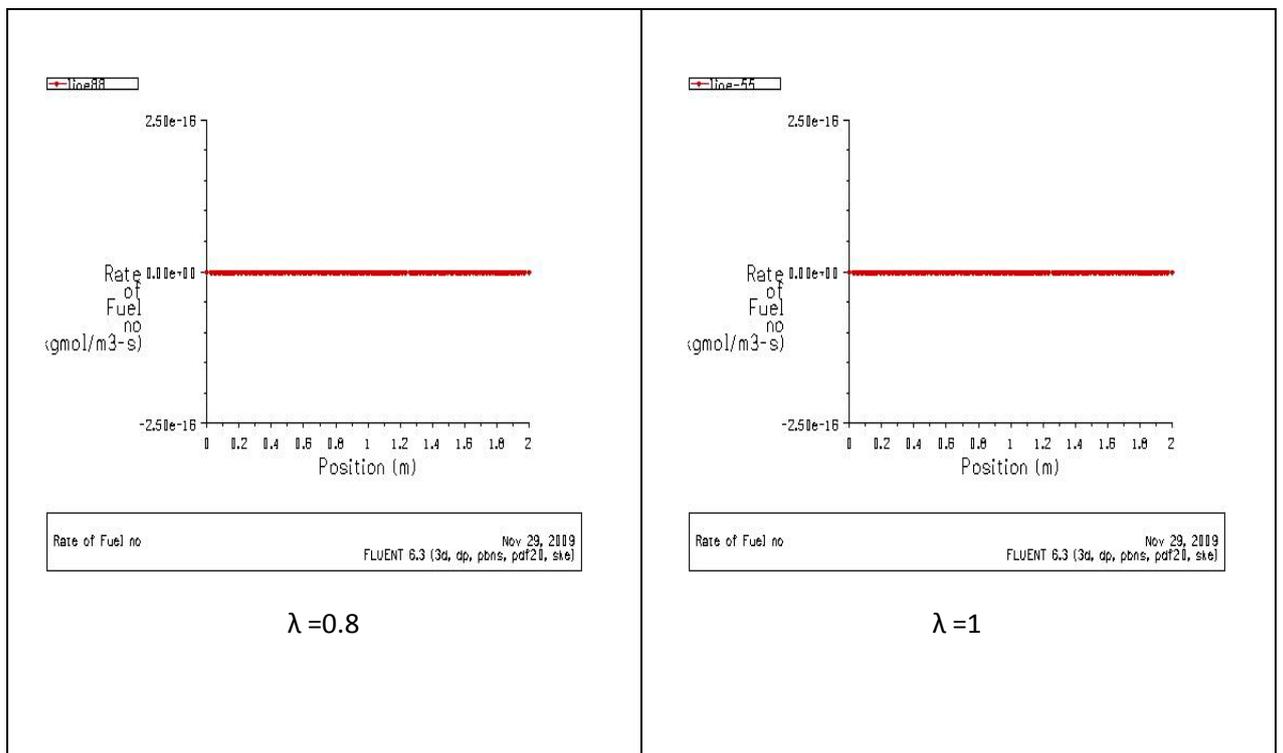


Fig.7-25 : vitesse de formation de NO prompt en fonction de la position longitudinale

La présence des NO prompt presque seulement dans la première chambre de combustion, parce qu'ils préfèrent un milieu riche et une haute température.

**Vitesse de formation de NO combustible**



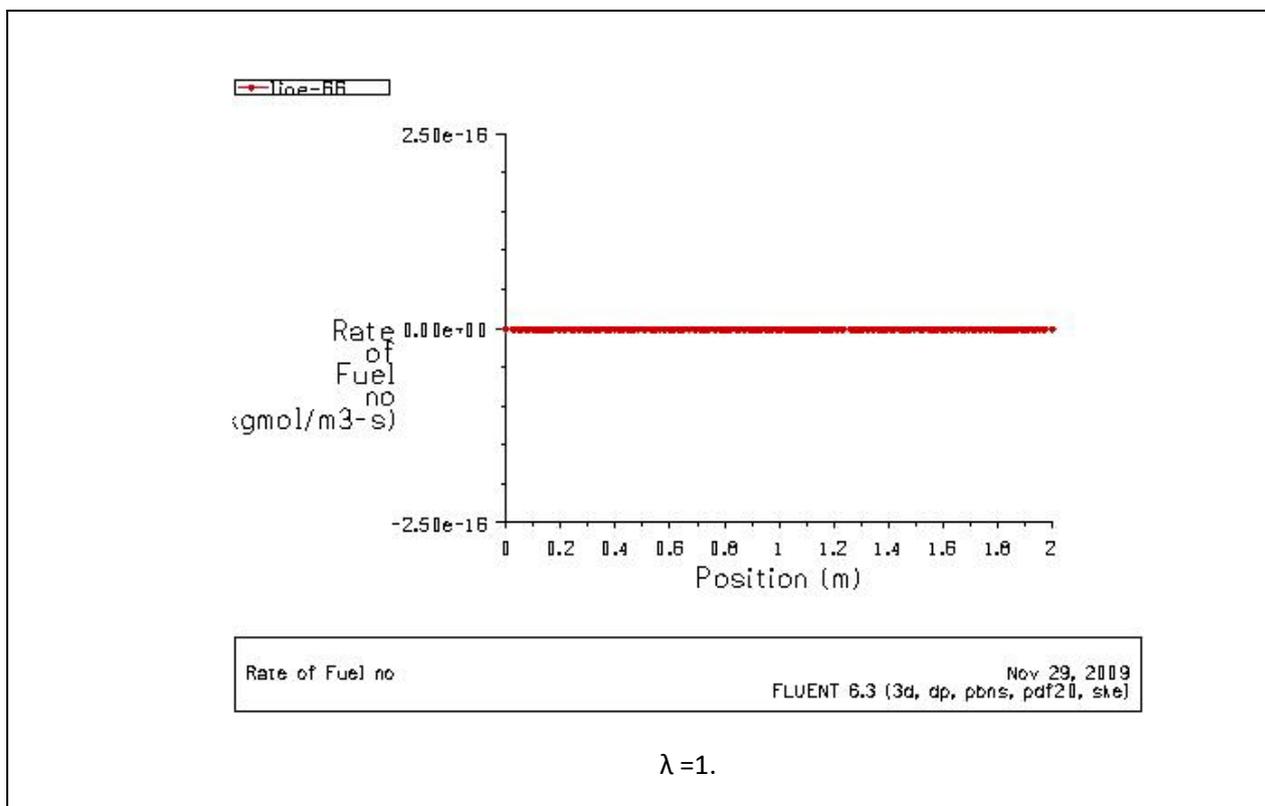


Fig.7-26: vitesse de formation de NO combustible en fonction de la position longitudinale

L'apport du mécanisme NO<sub>x</sub> combustible est largement inférieur aux apports des mécanismes thermique et prompt (nul d'après le model !). Compte tenu de la faible teneur initiale en azote des déchets solides (0,3 % massique de la charge sèche), les émissions de NO<sub>x</sub> par ce mécanisme ne sont pas donc significatives

### 7.3. Variation de la quantité de NO globale en ppm avec le rapport stœchiométrique

Tableau.7-1 : valeurs en sortie de : NO<sub>x</sub> (ppm) ; O<sub>2</sub>% ; CO % ; T (K)

| λ   | NO <sub>x</sub> sortie | O <sub>2</sub> % | CO % | T (K)   |
|-----|------------------------|------------------|------|---------|
| 0,8 | 1,16                   | 0                | 4,31 | 1292,17 |
| 1   | 62,1                   | 0,3              | 0    | 1283,31 |
| 1,2 | 7,78                   | 5,44             | 0    | 1132,93 |

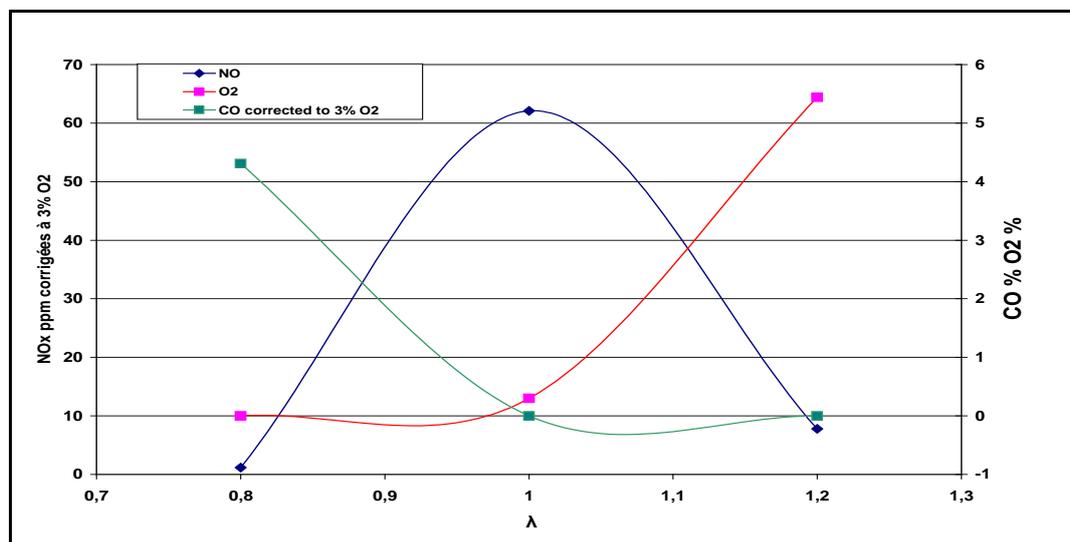


Fig.7-27: effet du rapport stœchiométrique sur la formation de NOx

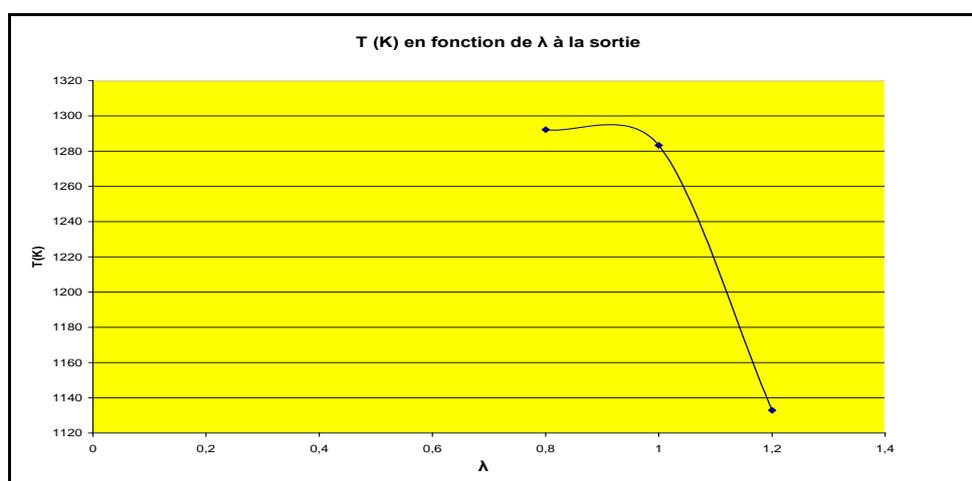


Fig.7-28: variation de la température avec le rapport stœchiométrique

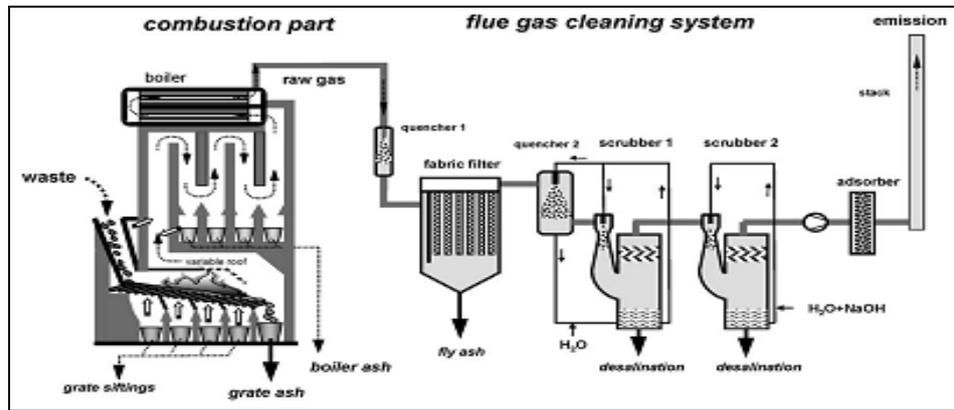
On remarque une bonne concordance entre les trois paramètres : NO<sub>x</sub>, O<sub>2</sub> et CO d'une part avec la température d'autre part. La diminution de cette dernière conduit à une diminution des NO<sub>x</sub> avec un CO très faible aux alentours de  $\lambda = 1,2$  (point optimum).

## 7.4. Validation des résultats

### 7.4.1. Combustion des DSM

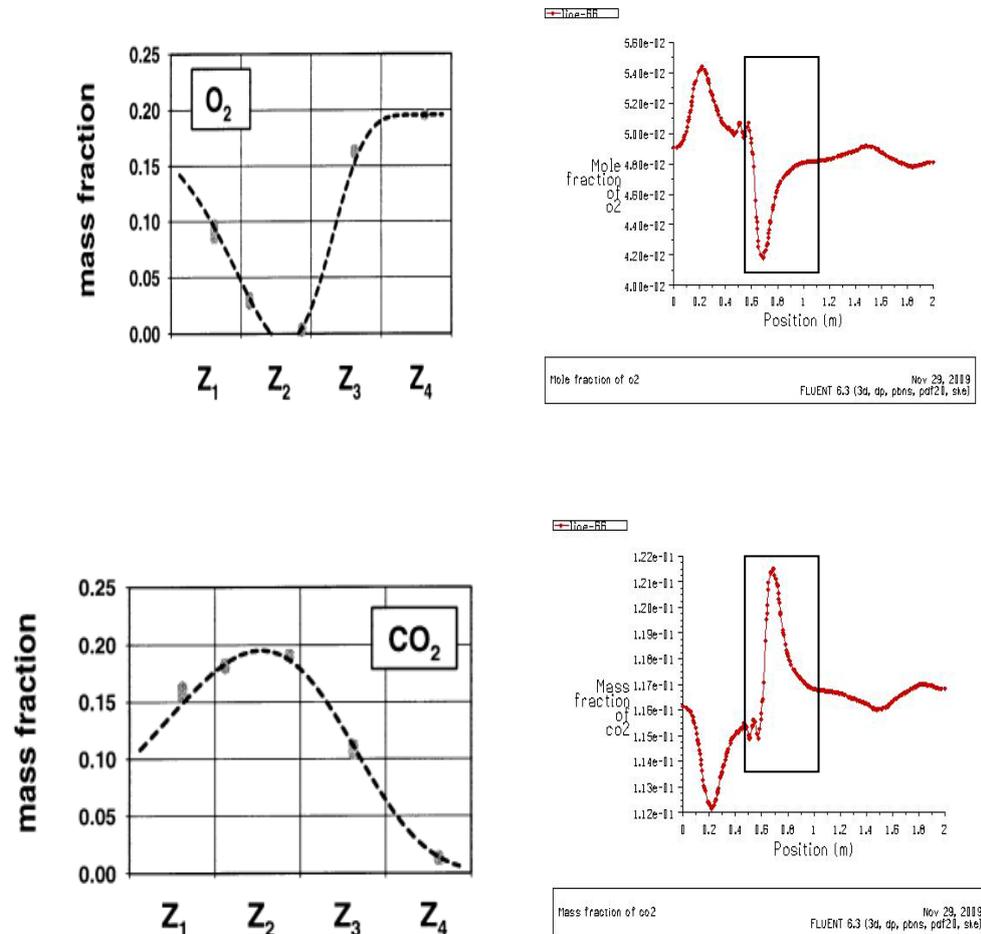
#### a) Résultats obtenus par Hans-Heinz Frey et al [30] :

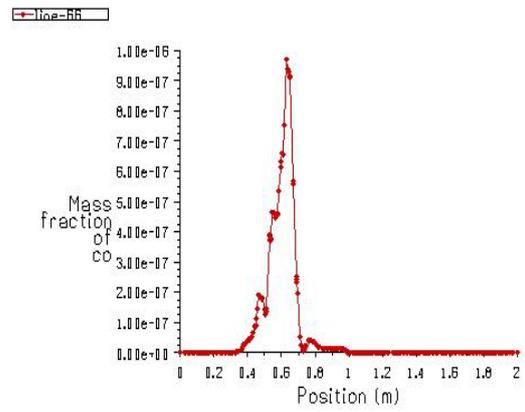
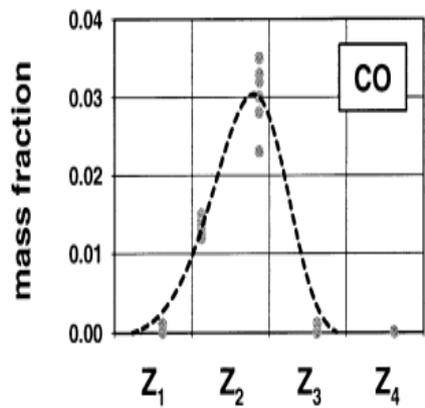
- Schéma de la station test pour la combustion des déchets solides TAMARA.



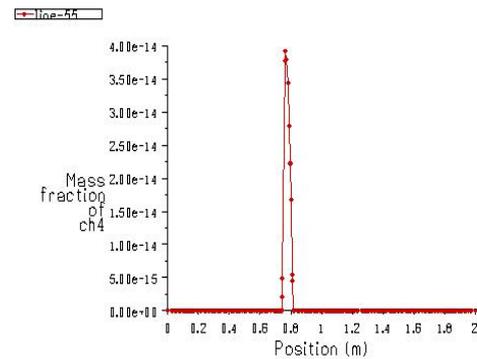
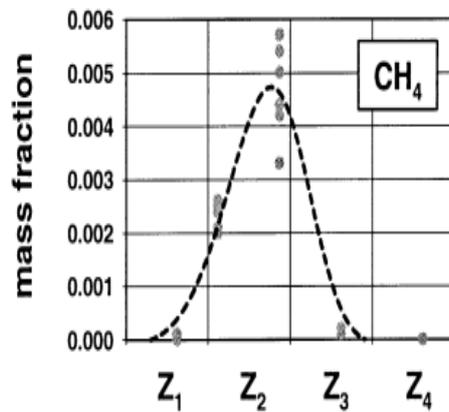
- Profils axiaux des concentrations des composants des gaz de combustion des déchets solides.

A gauche résultats de [30] et à droite les résultats de notre étude ( $\lambda = 1.2$ ).

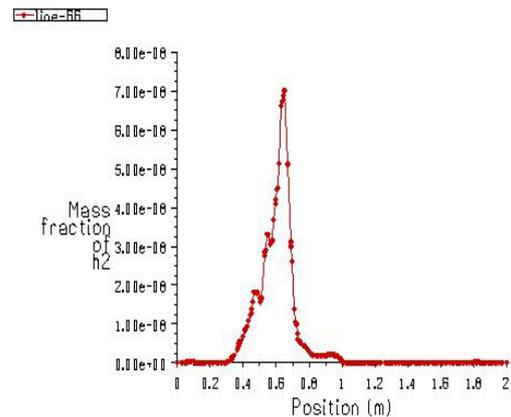
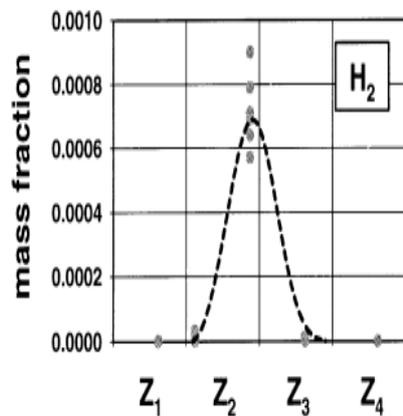




Mass fraction of co Nov 29, 2009  
FLUENT 6.3 (3d, dp, pbns, pdf21, s1e)



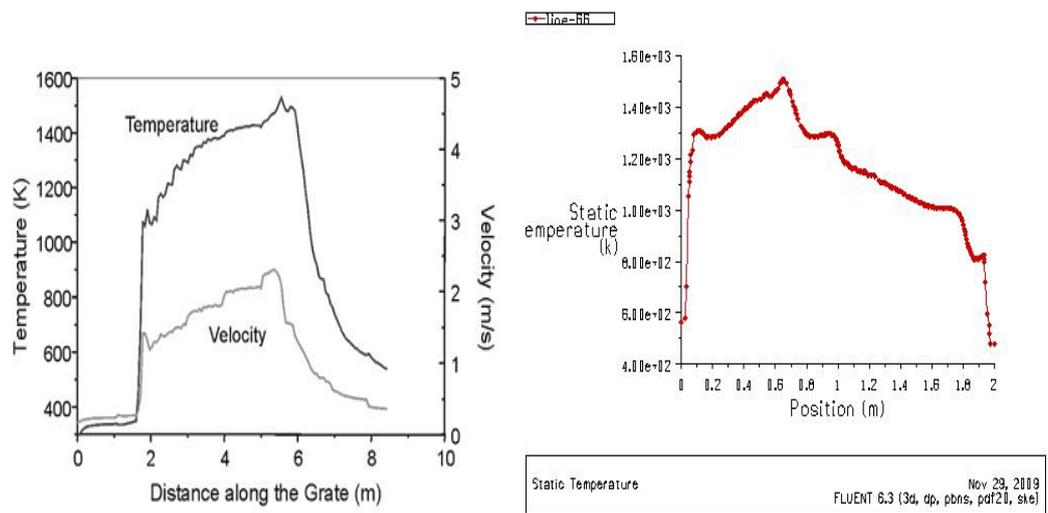
Mass fraction of ch4 Nov 29, 2009  
FLUENT 6.3 (3d, dp, pbns, pdf21, s1e)



Mass fraction of h2 Nov 29, 2009  
FLUENT 6.3 (3d, dp, pbns, pdf21, s1e)

**b) Résultats obtenus par y. b. yang et al. [31] :**

La température en fonction de la position

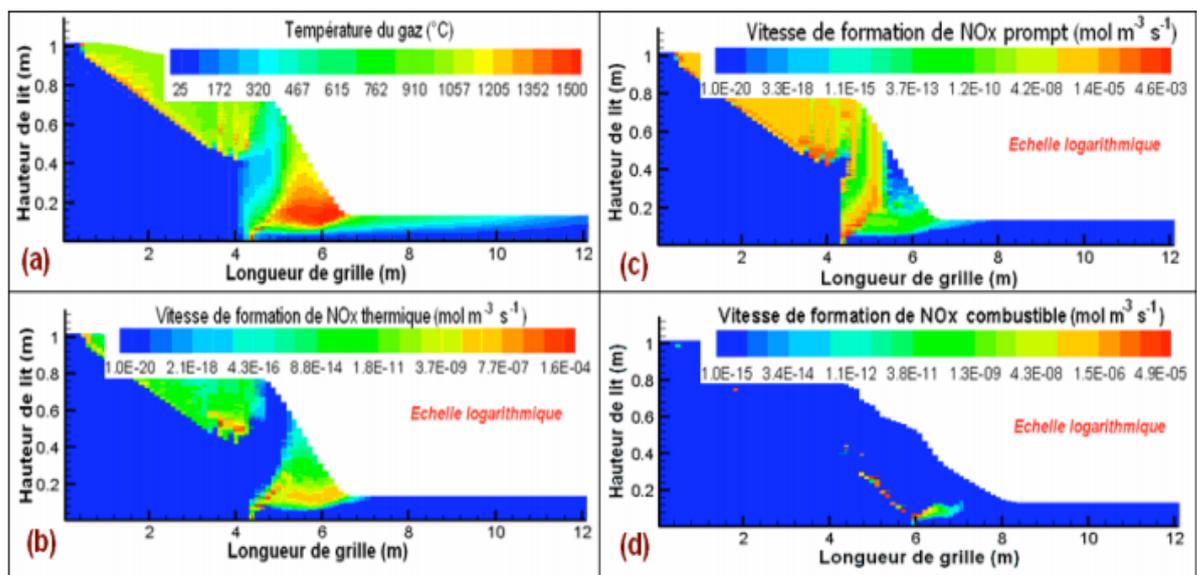


En résumé, on peut dire qu'il y a une bonne concordance entre les résultats de la littérature et ceux de notre étude.

### 7.3.2. Formation des NOx

Résultats obtenus par ASTHANA Abhishek et al. [29] :

Cartes d'isovaleurs calculées : (a) température du gaz, (b) vitesse de formation de NOx thermique, (c) vitesse de formation de NOx prompt et (d) vitesse de formation de NOx combustible



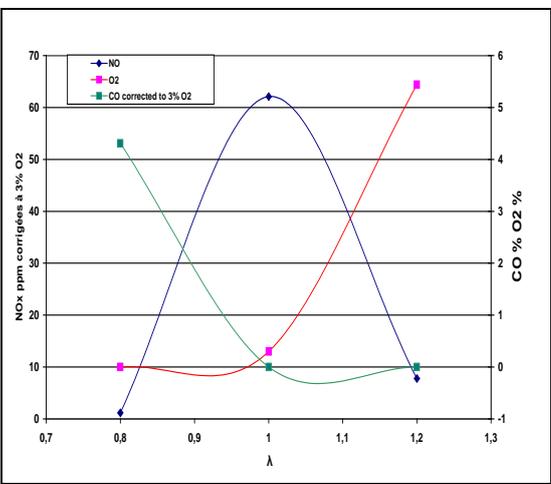
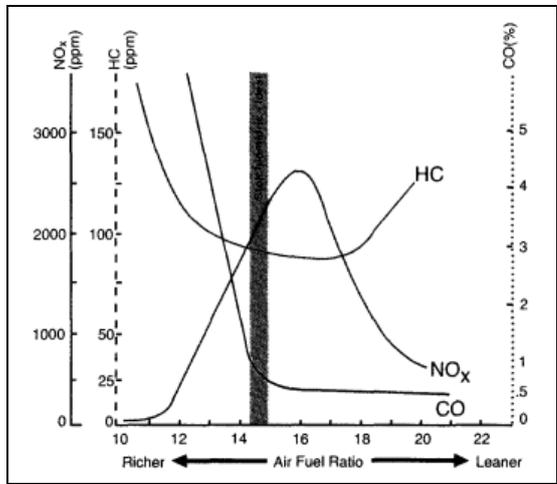
Notons que le mécanisme prompt est réputé être significatif dans les zones riches en combustibles - ce qui est le cas pour notre système - et ceci est bien observé sur la figure 4c. La formation de NOx prompt ne commence qu'après la zone de pyrolyse où le combustible ( $\text{CH}_4$ ) est disponible abondamment. Le maximum de NOx prompt est formé sur ce front (marqué par les couleurs rouge et orange sur les figures). Les vitesses maximales sont d'un ordre de grandeur supérieure à celles

de NO<sub>x</sub> thermique. Les émissions de NO<sub>x</sub> par le mécanisme combustible ne sont pas significatives ; c'est le cas pour notre étude.

**Effets du rapport stoechiométrique sur les émissions de NO<sub>x</sub> et CO**

Document de Toyota Motor Sales U.S.A.[33]

Résultat de notre étude



En résumé, on peut dire qu'il ya une bonne concordance entre les résultats de la littérature et ceux de notre étude à quelques différences près.

# Conclusions et perspectives

## Conclusions et perspectives

1. Dans cette investigation du processus de la combustion des DSM (incinération) avec par le code de calcul FLUENT<sup>®</sup>, la comparaison des prédictions obtenues par ce code avec les résultats expérimentaux de la littérature montre une bonne concordance. Ceci prouve que la méthode utilisée peut être valable pour plus d'investigations.

2. L'obtention d'une bonne qualité de combustion des DSM repose sur la qualité de la répartition des déchets sur la grille, sur l'efficacité de retournement, afin d'assurer un meilleur contact combustible/comburant, sur une température suffisante en zone de séchage-pyrolyse (préchauffage de l'air primaire et rayonnement intense) ainsi qu'une température suffisante dans la chambre de postcombustion.

3. La modélisation numérique avancée de l'incinérateur mène à comprendre les mécanismes de formation des différents polluants et ainsi pouvoir les contrôler et les réduire éventuellement.

4. Le temps de séjour, et comme les vitesses de l'air et du combustibles sont fixes ainsi que le volume de la chambre de combustion, alors le temps de séjour est fixe. Bien que le temps de séjours est hors le cadre de cette étude, arriver à une combustion complète, il ne faut pas étendre le temps de séjour au-delà pour ne pas donner de possibilités aux précurseurs de NOx de s'oxyder et de former de nouveaux NOx.

5. Les émissions particulières varient de manière significative le long de l'incinérateur.

6. l'objectif principal de cette étude est d'optimiser le système de combustion afin de réduire les émissions NOx de tout types; thermique, prompt, et combustible. Pour le NOx-combustible, malheureusement, n'est pas étudié à cause des problèmes liés au code FLUENT.

Le paramètre le plus important est le rapport stœchiométrique~~(λ)~~, (du fait qu'il agisse sur deux fronts: l'oxygène de la combustion et sa température. Un minimum en terme de NOx émissions est trouvé aux alentours de  $\lambda = 1.2$ , où il faut optimiser notre système de combustion.

7. Le travail a permis de faire le point sur les connaissances actuelles sur les émissions de NOx d'un incinérateur de déchets solides. Il a été montré qu'un certain nombre de connaissances supplémentaires permettrait d'aller plus loin. Cependant, en vu de la complexité des phénomènes mis en jeu, les résultats sont acceptables et contribuent à l'amélioration de la maîtrise des émissions de NOx dans la combustion des déchets solides.

8. Des travaux futurs seront menés à bien par des expériences et des simulations numériques pour évaluer l'influence d'autres paramètres importants de la combustion des DSM, tels que l'air

primaire, débit massique du combustible, le mouvement de la grotte (dans le cas d'un incinérateur à grotte) et la conception des chambres de combustion afin d'abaisser la formation des polluants.

9. possibilité d'utilisation de la technique de la combustion sans flamme: introduire le gaz naturel et l'air à haute vitesse dans la chambre de combustion, entraînant notamment de fortes recirculations internes des produits de combustion vers le brûleur. La flamme n'est plus observable et la combustion est distribuée dans l'ensemble du volume du four. . Cette technique permet de réduire les émissions de NOx à des valeurs très faibles et la formation de CO2 peut être sensiblement réduite lorsqu'on met en œuvre la récupération de chaleur à haute température par l'intermédiaire de brûleurs régénératifs (fonctionnant alternativement en mode brûleur et en mode cheminée).

Annexe

**Tableau. B : Analyses approximatives et finales et pouvoir calorifique des composants de déchets [24]**

| Waste component                   | Proximate analysis (as-received)<br>weight % |                 |              |           | Ultimate analysis (dry) weight % |       |       |      |      |           | Higher heating value<br>(kcal/kg) |      |                       |
|-----------------------------------|--|-----------------|--------------|-----------|----------------------------------|-------|-------|------|------|-----------|-----------------------------------|------|-----------------------|
|                                   | Moisture                                     | Volatile matter | Fixed carbon | Non-comb. | C                                | H     | O     | N    | S    | Non-comb. | As received                       | Dry  | Moisture and ash free |
| <i>Paper and Paper Products</i>   |  |                 |              |           |                                  |       |       |      |      |           |                                   |      |                       |
| Paper, Mixed                      | 10.24  | 75.94           | 8.44         | 5.38      | 43.41                            | 5.82  | 44.32 | 0.25 | 0.20 | 6.00      | 3778                              | 4207 | 4475                  |
| Newsprint                         | 5.97   | 81.12           | 11.48        | 1.43      | 49.14                            | 6.10  | 43.03 | 0.05 | 0.16 | 1.52      | 4430                              | 4711 | 4778                  |
| Brown Paper                       | 5.83   | 83.92           | 9.24         | 1.01      | 44.90                            | 6.08  | 47.34 | 0.00 | 0.11 | 1.07      | 4031                              | 4281 | 4333                  |
| Trade Magazine                    | 4.11   | 66.39           | 7.03         | 22.47     | 32.91                            | 4.95  | 38.55 | 0.07 | 0.09 | 23.43     | 2919                              | 3044 | 3972                  |
| Corrugated Boxes                  | 5.20   | 77.47           | 12.27        | 5.06      | 43.73                            | 5.70  | 44.93 | 0.09 | 0.21 | 5.34      | 3913                              | 4127 | 4361                  |
| Plastic-Coated Paper              | 4.71   | 84.20           | 8.45         | 2.64      | 45.30                            | 6.17  | 45.50 | 0.18 | 0.08 | 2.77      | 4078                              | 4279 | 4411                  |
| Waxed Milk Cartons                | 3.45   | 90.92           | 4.46         | 1.17      | 59.18                            | 9.25  | 30.13 | 0.12 | 0.10 | 1.22      | 6293                              | 6518 | 6606                  |
| Paper Food Cartons                | 6.11   | 75.59           | 11.80        | 6.50      | 44.74                            | 6.10  | 41.92 | 0.15 | 0.16 | 6.93      | 4032                              | 4294 | 4583                  |
| Junk Mail                         | 4.56   | 73.32           | 9.03         | 13.09     | 37.87                            | 5.41  | 42.74 | 0.17 | 0.09 | 13.72     | 3382                              | 3543 | 4111                  |
| <i>Food and Food Wastes</i>       |  |                 |              |           |                                  |       |       |      |      |           |                                   |      |                       |
| Vegetable Food Wastes             | 78.29  | 17.10           | 3.55         | 1.06      | 49.06                            | 6.62  | 37.55 | 1.68 | 0.20 | 4.89      | 997                               | 4594 | 4833                  |
| Citrus Rinds and Seeds            | 78.70  | 16.55           | 4.01         | 0.74      | 47.96                            | 5.68  | 41.67 | 1.11 | 0.12 | 3.46      | 948                               | 4453 | 4611                  |
| Meat Scraps (cooked)              | 38.74  | 56.34           | 1.81         | 3.11      | 59.59                            | 9.47  | 24.65 | 1.02 | 0.19 | 5.08      | 4235                              | 6913 | 7283                  |
| Fried Fats                        | 0.00   | 97.64           | 2.36         | 0.00      | 73.14                            | 11.54 | 14.82 | 0.43 | 0.07 | 0.00      | 9148                              | 9148 | 9148                  |
| Mixed Garbage I                   | 72.00  | 20.26           | 3.26         | 4.48      | 44.99                            | 6.43  | 28.76 | 3.30 | 0.52 | 16.00     | 1317                              | 4713 | 5611                  |
| Mixed Garbage II                  | —  | —               | —            | —         | 41.72                            | 5.75  | 27.62 | 2.97 | 0.25 | 21.87     | —                                 | 4026 | 5144                  |
| <i>Trees, Wood, Brush, Plants</i> |  |                 |              |           |                                  |       |       |      |      |           |                                   |      |                       |
| Green Logs                        | 50.00  | 42.25           | 7.25         | 0.50      | 50.12                            | 6.40  | 42.26 | 0.14 | 0.08 | 1.00      | 1168                              | 2336 | 2361                  |
| Rotten Timbers                    | 26.80  | 55.01           | 16.13        | 2.06      | 52.30                            | 5.5   | 39.0  | 0.2  | 1.2  | 2.8       | 2617                              | 3538 | 3644                  |

(continued)

**Tableau. B : (suite)**

| Waste component        | Proximate analysis (as-received)<br>weight % |                 |              |           | Ultimate analysis (dry) weight % |      |       |      |      |           | Higher heating value<br>(kcal/kg) |      |                       |
|------------------------|--|-----------------|--------------|-----------|----------------------------------|------|-------|------|------|-----------|-----------------------------------|------|-----------------------|
|                        | Moisture                                     | Volatile matter | Fixed carbon | Non-comb. | C                                | H    | O     | N    | S    | Non-comb. | As received                       | Dry  | Moisture and ash free |
| Demolition Softwood    | 7.70   | 77.62           | 13.93        | 0.75      | 51.0                             | 6.2  | 41.8  | 0.1  | <.1  | 0.8       | 4056                              | 4398 | 4442                  |
| Waste Hardwood         | 12.00  | 75.05           | 12.41        | 0.54      | 49.4                             | 6.1  | 43.7  | 0.1  | <.1  | 0.6       | 3572                              | 4056 | 4078                  |
| Furniture Wood         | 6.00   | 80.92           | 11.74        | 1.34      | 49.7                             | 6.1  | 42.6  | 0.1  | <.1  | 1.4       | 4083                              | 4341 | 4411                  |
| Evergreen Shrubs       | 69.00  | 25.18           | 5.01         | 0.81      | 48.51                            | 6.54 | 40.44 | 1.71 | 0.19 | 2.61      | 1504                              | 4853 | 4978                  |
| Balsam Spruce          | 74.35  | 20.70           | 4.13         | 0.82      | 53.30                            | 6.66 | 35.17 | 1.49 | 0.20 | 3.18      | 1359                              | 5301 | 5472                  |
| Flowering Plants       | 53.94  | 35.64           | 8.08         | 2.34      | 46.65                            | 6.61 | 40.18 | 1.21 | 0.26 | 5.09      | 2054                              | 4459 | 4700                  |
| Lawn Grass I           | 75.24  | 18.64           | 4.50         | 1.62      | 46.18                            | 5.96 | 36.43 | 4.46 | 0.42 | 6.55      | 1143                              | 4618 | 4944                  |
| Lawn Grass II          | 65.00  | —               | —            | 2.37      | 43.33                            | 6.04 | 41.68 | 2.15 | 0.05 | 6.75      | 1494                              | 4274 | 4583                  |
| Ripe Leaves I          | 9.97   | 66.92           | 19.29        | 3.82      | 52.15                            | 6.11 | 30.34 | 6.99 | 0.16 | 4.25      | 4436                              | 4927 | 5150                  |
| Ripe Leaves II         | 50.00  | —               | —            | 4.10      | 40.50                            | 5.95 | 45.10 | 0.20 | 0.05 | 8.20      | 1964                              | 3927 | 4278                  |
| Wood and Bark          | 20.00  | 67.89           | 11.31        | 0.80      | 50.46                            | 5.97 | 42.37 | 0.15 | 0.05 | 1.00      | 3833                              | 4785 | 4833                  |
| Brush                  | 40.00  | —               | —            | 5.00      | 42.52                            | 5.90 | 41.20 | 2.00 | 0.05 | 8.33      | 2636                              | 4389 | 4778                  |
| Mixed Greens           | 62.00  | 26.74           | 6.32         | 4.94      | 40.31                            | 5.64 | 39.00 | 2.00 | 0.05 | 13.00     | 1494                              | 3932 | 4519                  |
| Grass, Dirt, Leaves    | 21-62  | —               | —            | —         | 36.20                            | 4.75 | 26.61 | 2.10 | 0.26 | 30.08     | —                                 | 3491 | 4994                  |
| <i>Domestic Wastes</i> |  |                 |              |           |                                  |      |       |      |      |           |                                   |      |                       |
| Upholstery             | 6.9  | 75.96           | 14.52        | 2.62      | 47.1                             | 6.1  | 43.6  | 0.3  | .1   | 2.8       | 3867                              | 4155 | 4272                  |
| Tires                  | 1.02   | 64.92           | 27.51        | 6.55      | 79.1                             | 6.8  | 5.9   | 0.1  | 1.5  | 6.6       | 7667                              | 7726 | 8278                  |

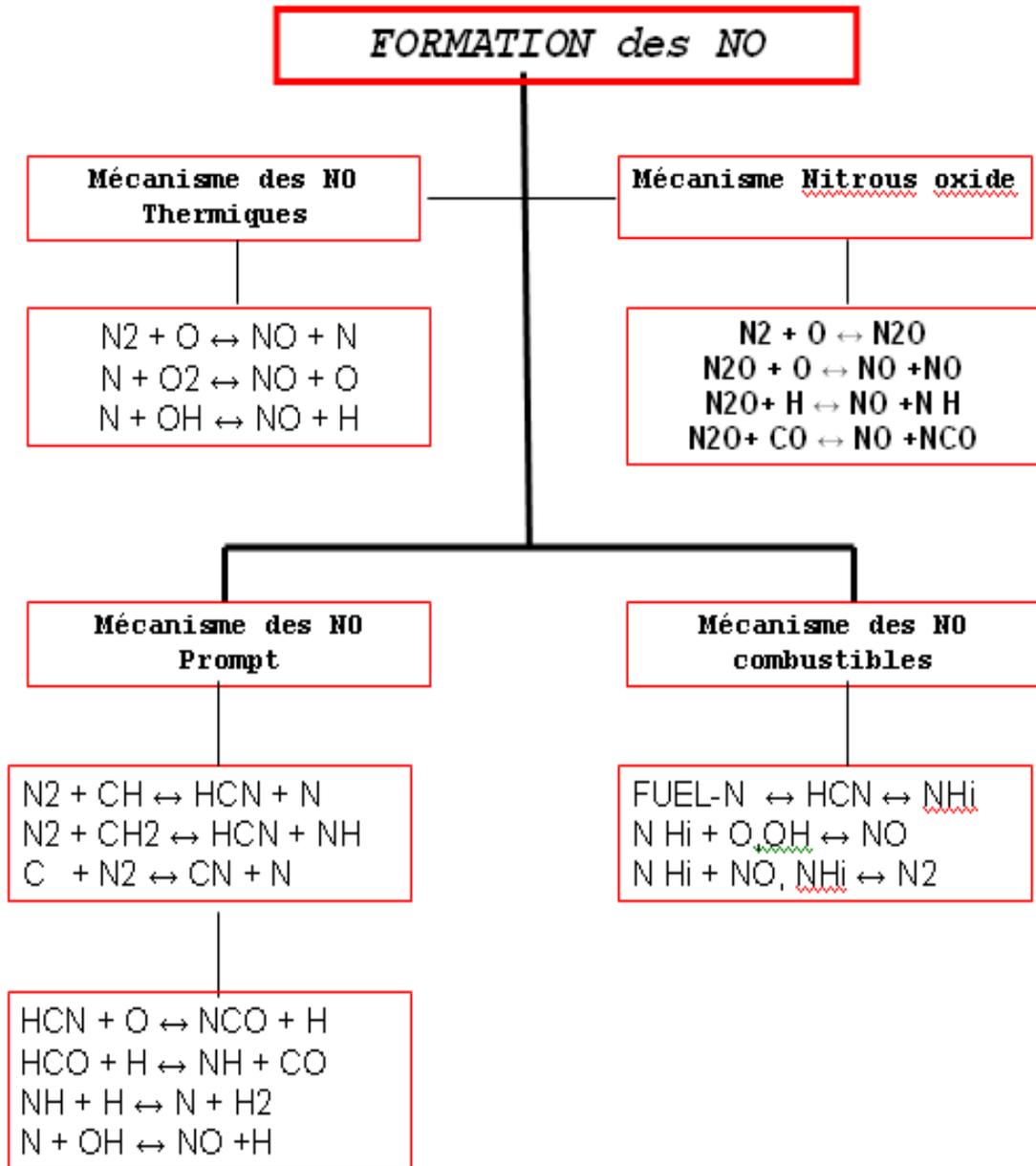
**Tableau C : Teneur en chaleur des ordures municipales et d'autres combustibles. [24]**

| Fuel                       | Moisture (%) | Ash (%) | Volatile (dry basis) (%) | (Higher heating value) (kcal/kg) |          |           | As-fired (lower heating value) (kcal/kg) |
|----------------------------|--------------|---------|--------------------------|----------------------------------|----------|-----------|--|
|                            |              |         |                          | As-fired                         | Ash-free | Dry basis |  |
| Refuse                     | 28.16        | 20.82   | 62.3                     | 2470                             | 3120     | 3440      | 2185                                     |
| Wood                       | 46.9         | 1.5     | 78.1                     | 2605                             | 2645     | 4910      | 2170                                     |
| Peat                       | 64.3         | 10.0    | 67.3                     | 1800                             | 2000     | 5030      | 1330                                     |
| Lignite                    | 36.0         | 12.1    | 49.8                     | 3925                             | 4465     | 6130      | 3585                                     |
| Sub-bituminous B           | 15.3         | 6.7     | 39.7                     | 5690                             | 6100     | 6720      | 5375                                     |
| Bituminous-high volatile B | 8.6          | 8.4     | 35.4                     | 6800                             | 7420     | 7440      | 6520                                     |
| Bituminous-volatile        | 3.6          | 4.9     | 16.0                     | 8030                             | 8450     | 8330      | 7775                                     |
| Anthracite                 | 4.5          | 14.4    | 7.4                      | 6170                             | 7205     | 6460      | 6010                                     |
| Methane                    | 0            | 0       | 100.0                    | 13,275                           | 13,275   | 13,275    | 11,975                                   |
| #2 Fuel oil                | 0            | 0       | 100.0                    | 10,870                           | 10,870   | 10,870    | 10,210                                   |
| #6 Fuel oil                | 1.5          | 0.08    | 100.0                    | 10,145                           | 10,300   | 10,300    | 9,600                                    |

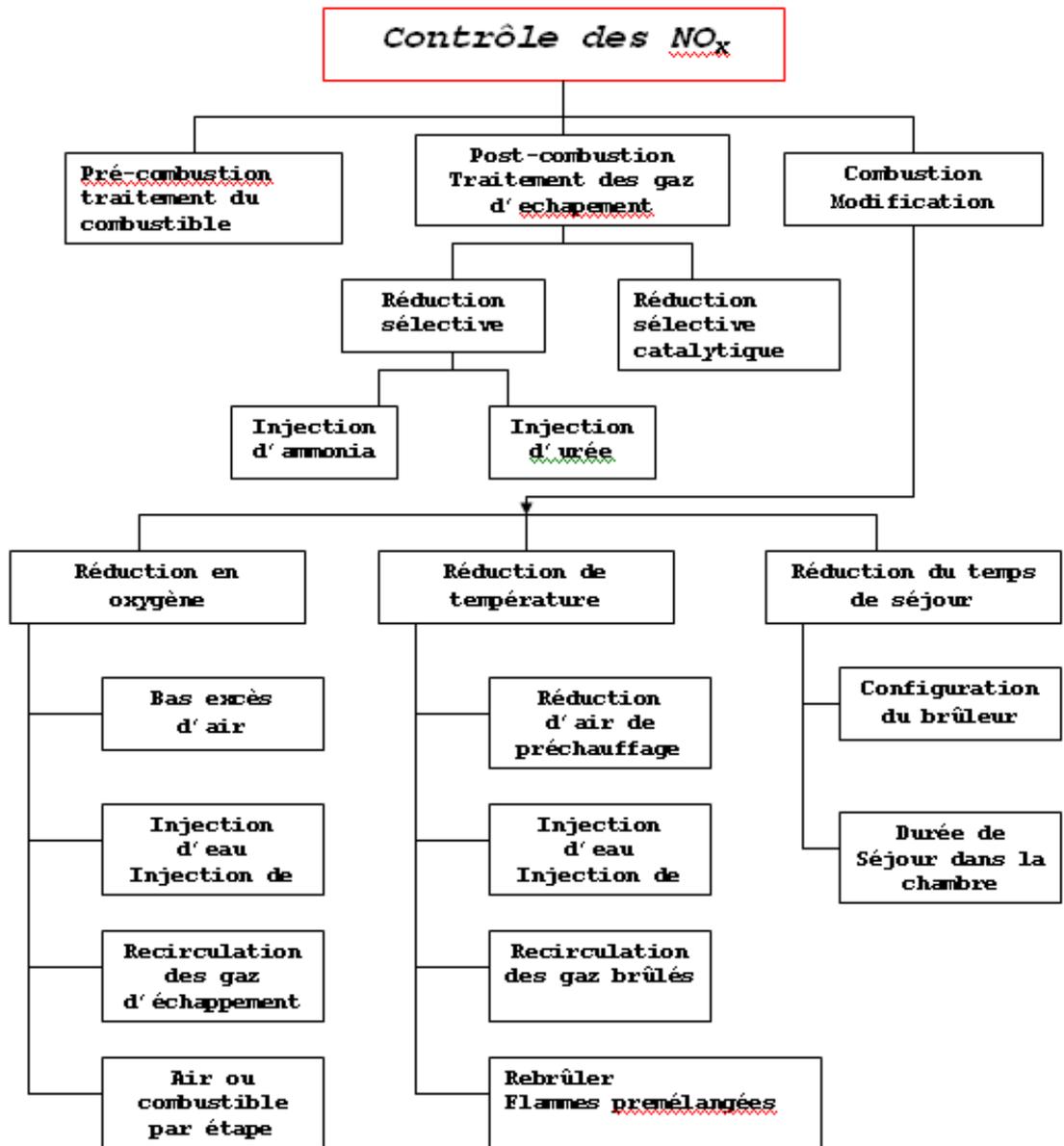
**Tableau D: limites d'inflammabilité, distances d'éteignement (quenching distances), et énergies minimums pour l'allumage des différents combustibles [28]**

| Fuel  | Flammability Limits                |                                    |                                    | Quenching Distance  |                       | Minimum Ignition Energy       |                                 |
|---|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|---------------------|-----------------------|-------------------------------|---------------------------------|
|   | $\Phi_{min}$ (Lean or Lower Limit) | $\Phi_{max}$ (Rich or Upper Limit) | Stoichiometric Mass Air-Fuel Ratio | For $\Phi = 1$ (mm) | Absolute Minimum (mm) | For $\Phi = 1$ ( $10^{-5}$ J) | Absolute Minimum ( $10^{-5}$ J) |
| Acetylene, C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>          | 0.19 <sup>b</sup>                  | $\infty$ <sup>b</sup>              | 13.3                               | 2.3                 | —                     | 3                             | —                               |
| Carbon monoxide, CO                               | 0.34                               | 6.76                               | 2.46                               | —                   | —                     | —                             | —                               |
| <i>n</i> -Decane, C <sub>10</sub> H <sub>22</sub> | 0.36                               | 3.92                               | 15.0                               | 2.1 <sup>c</sup>    | —                     | —                             | —                               |
| Ethane, C <sub>2</sub> H <sub>6</sub>             | 0.50                               | 2.72                               | 16.0                               | 2.3                 | 1.8                   | 42                            | 24                              |
| Ethylene, C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>           | 0.41                               | > 6.1                              | 14.8                               | 1.3                 | —                     | 9.6                           | —                               |
| Hydrogen, H <sub>2</sub>                          | 0.14 <sup>b</sup>                  | 2.54 <sup>b</sup>                  | 34.5                               | 0.64                | 0.61                  | 2.0                           | 1.8                             |
| Methane, CH <sub>4</sub>                          | 0.46                               | 1.64                               | 17.2                               | 2.5                 | 2.0                   | 33                            | 29                              |
| Methanol, CH <sub>3</sub> OH                      | 0.48                               | 4.08                               | 6.46                               | 1.8                 | 1.5                   | 21.5                          | 14                              |
| <i>n</i> -Octane, C <sub>8</sub> H <sub>18</sub>  | 0.51                               | 4.25                               | 15.1                               | —                   | —                     | —                             | —                               |
| Propane, C <sub>3</sub> H <sub>8</sub>            | 0.51                               | 2.83                               | 15.6                               | 2.0                 | 1.8                   | 30.5                          | 26                              |

Différentes mécanismes de formation des NOx [27]



## Différentes méthodes pour le contrôle des NO<sub>x</sub> [27]



**Tableau. E : résumé des équations de transport et des taux de réaction pour les modèles mathématiques [32]**

|                                    |                         |   | Reference  |
|------------------------------------|-------------------------|---|--|
| Process rate equations             | Moisture evaporation    | $R_m = A_p \rho_s (C_{w,s} - C_{w,g})$ when $T_s < 100^\circ\text{C}$<br>$R_m = \frac{D_v k_s (T_s - T_s^*) + k_{s,0} (T_s^* - T_s)}{H_{evap}}$ when $T_s = 100^\circ\text{C}$  | Yang et al. (2002a)  |
|                                    | Devolatilisation        | $R_v = (1 - \phi) \rho_s k_v (v_{\infty} - v)$ $k_v = A_v \exp\left(-\frac{E_v}{RT_s}\right)$   | Badzioch et al. (1970)   |
|                                    | Combustion of volatiles | $C_n H_m + \frac{n}{2} O_2 \rightarrow m CO + \frac{m}{2} H_2$ $R_{C_n H_m} = 59.87 T_g^{0.3} \exp(-12200/T_g) C_{C_n H_m}^{0.5} C_{O_2}$   | Siminski et al. (1972)   |
|                                    |                         | $CO + \frac{1}{2} O_2 \rightarrow CO_2$ $R_{CO} = 1.3 \times 10^{11} \exp(-62700/T_g) C_{CO} C_{O_2}^{0.5} C_{O_2}^{0.5}$   | Howard et al. (1973)   |
|                                    | Char gasification       | $H_2 + \frac{1}{2} O_2 \rightarrow H_2O$ $R_{H_2} = 3.9 \times 10^{17} \exp(-20500/T_g) C_{H_2}^{0.85} C_{O_2}^{0.42}$<br>$R_{max} = C_{mix} k_s \left[ 1.50 \frac{D_v (1-\phi) \lambda^2}{d_p^2 \phi} + 1.75 \frac{E_g (1-\phi) \lambda^2}{d_p \phi} \right] \min\left[\frac{C_{mix}}{S_{mix}}, \frac{C_{O_2}}{S_{O_2}}\right]$ $R = \min[R_{kinetic}, R_{max}]$<br>$C(S) + \alpha O_2 \rightarrow 2(1-\alpha)CO + (2\alpha-1)CO_2$ $\frac{C_{CO}}{C_{CO_2}} = 2500 \exp\left(-\frac{4670}{T_g}\right)$<br>$R_4 = A_p C_{O_2} \left(\frac{1}{k_c} + \frac{1}{k_s}\right)$ $k_t = A_t \exp\left(-\frac{E_t}{RT_s}\right)$ | Yang et al. (2002a)<br>Arthur (1951)<br>Gray et al. (1974), Field (1969) |
| Gas phase conservation equations   | Continuity              | $\frac{\partial \rho_g \phi}{\partial t} + \frac{\partial (\rho_g U_g \phi)}{\partial x} + \frac{\partial (\rho_g V_g \phi)}{\partial y} = S_{t,g}$   | Peters (1995)  |
|                                    | x-Momentum              | $\frac{\partial \rho_g U_g \phi}{\partial t} + \frac{\partial (\rho_g U_g^2 \phi)}{\partial x} + \frac{\partial (\rho_g U_g V_g \phi)}{\partial y} = -\frac{\partial p_g}{\partial x} + F(U_g)$   |  |
|                                    | y-Momentum              | $\frac{\partial \rho_g V_g \phi}{\partial t} + \frac{\partial (\rho_g U_g V_g \phi)}{\partial x} + \frac{\partial (\rho_g V_g^2 \phi)}{\partial y} = -\frac{\partial p_g}{\partial y} + F(V_g)$   |  |
|                                    | Species                 | $\frac{\partial \rho_g Y_{i,g} \phi}{\partial t} + \frac{\partial (\rho_g U_g Y_{i,g} \phi)}{\partial x} + \frac{\partial (\rho_g V_g Y_{i,g} \phi)}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left( D_{i,g} \frac{\partial \rho_g Y_{i,g} \phi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( D_{i,g} \frac{\partial \rho_g Y_{i,g} \phi}{\partial y} \right) + S_{Y_i}$   |  |
|                                    | Energy                  | $\frac{\partial \rho_g H_g \phi}{\partial t} + \frac{\partial (\rho_g U_g H_g \phi)}{\partial x} + \frac{\partial (\rho_g V_g H_g \phi)}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left( \lambda_g \frac{\partial T_g}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \lambda_g \frac{\partial T_g}{\partial y} \right) - Q_{\lambda}$<br>$\lambda_g = \lambda^0 + 0.5 d_p  V_g  \rho_g C_{p,g}$   | Wakao and Kaguci (1982)<br>Peters (1995)<br>Wakao and Kaguci (1982)      |
| Solid phase conservation equations | Continuity              | $\frac{\partial (1-\phi)\rho_s}{\partial t} + \frac{\partial (1-\phi)\rho_s U_s}{\partial x} + \frac{\partial (1-\phi)\rho_s V_s}{\partial y} = -S_{t,s}$   | Yang et al. (2003b)  |
|                                    | Species                 | $\frac{\partial I_i}{\partial t} = f(X)$ , pre-defined<br>$\frac{\partial (1-\phi)\rho_s Y_{i,s}}{\partial t} + \frac{\partial (1-\phi)\rho_s U_s Y_{i,s}}{\partial x} + \frac{\partial (1-\phi)\rho_s V_s Y_{i,s}}{\partial y} = -S_{Y_i}$   |  |
|                                    | Energy                  | $\frac{\partial (1-\phi)\rho_s H_s}{\partial t} + \frac{\partial (1-\phi)\rho_s U_s H_s}{\partial x} + \frac{\partial (1-\phi)\rho_s V_s H_s}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left( \lambda_s \frac{\partial T_s}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \lambda_s \frac{\partial T_s}{\partial y} \right) + \frac{\partial Q_{\lambda}}{\partial x} + \frac{\partial Q_{\lambda}}{\partial y}$  |  |
| Radiation heat transfer            |                         | $\frac{dQ_{\lambda}}{dx} = -(k_a + k_s) I_{\lambda}^0 + \frac{1}{4\pi} k_a E_{\lambda} + \frac{1}{4\pi} k_s \sum_{i=1}^N (I_{\lambda,i}^+ - I_{\lambda,i}^-)$ $i = 1, N$  | Gosman and Lockwood (1972)   |
|                                    |                         | $k_s = 0$ $k_a = -\frac{1}{d_p} \ln(\phi)$  | Shin and Choi (2000)   |

**Tableau. F. Valeurs limites des émissions atmosphériques d'incinération de déchets seuls. [33]**

| Composé   | Concentration <sup>(1)</sup> (en mg/Nm <sup>3</sup> ) |                                      |                                       |
|---|---|--------------------------------------|---------------------------------------|
|   | Moyenne journalière                                   | Moyenne sur 30 min                   |                                       |
|   |   | 100% des moyennes                    | 97% des moyennes                      |
| Poussières totales  | 10  | 30                                   | 10                                    |
| Monoxyde de carbone (CO) <sup>(2)</sup>   | 50  | 150<br>(95% des moyennes sur 10 min) | 100<br>(100% des moyennes sur 30 min) |
| Chlorure d'hydrogène (HCl)  | 10  | 60                                   | 10                                    |
| Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )  | 50  | 200                                  | 50                                    |
| Monoxyde d'azote (NO) et dioxyde d'azote (NO <sub>2</sub> ) exprimés en dioxyde d'azote pour les installations d'incinération existantes dont la capacité nominale est supérieure à six tonnes par heure ou pour les nouvelles installations d'incinération | 200   | 400                                  | 200                                   |

(1) Les concentrations sont exprimées pour une température de 273 K, une pression de 101,3 kPa, une teneur massique en oxygène de 11% et pour un gaz sec.  
(2) Les limites d'émissions en monoxyde de carbone dépendent de la fréquence des mesures (en dehors des phases de démarrage et de mise à l'arrêt).

# Bibliographie

## Bibliographie

- [1] Abhishek ASTHANA, Modélisation mathématique de la formation des NO<sub>x</sub> et de la volatilisation des métaux lourds lors de l'incinération sur grille d'ordures ménagères. Thèse INP, Lorraine, (2008).
- [2] Yannick MENARD, modélisation de l'incinération sur grille d'ordures ménagères et approche thermodynamique du comportement des métaux lourds. Thèse INP, Lorraine, (2003).
- [3] Ahmad Hussain, Combustion modelling of an industrial municipal waste combustor in Malaysia. Faculty of Mechanical Engineering, University Technology Malaysia, Skudai 81310, Johor, Malaysia. –Article- International Journal of Environmental Studies, (2006).
- [4] Martin Pépin AINA. Expertises des cendres d'enfouissement techniques de déchets urbains dans les PED : contribution à l'élaboration d'un guide méthodologique à sa validation expérimentale sur sites. Université de Limoges. Thèse doctorale (2006).
- [5] GEO 1312 Développement durable et environnement. Cours 6 : Les déchets. Professeur. Pierre André.
- [6] Sidi Ould ALOUEIMINE, méthodologie de caractérisation de déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie) : contribution à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision. université de Limoges Faculté des Sciences et Techniques. Thèse doctorale(2006).
- [7] Richard ERWIN SIMEK, Modelling the combustion of municipal solid waste. Thèse université de technologie Wien, (1988).
- [8] L'incinération des déchets en Île-de-France : Considérations environnementales et sanitaires. Décembre 2005. Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région d'Île-de-France
- [9] Les effets de l'incinération sur la santé. Auteurs: Dr. Martin WISSING, médecin au service de néphrologie à l'Hôpital Érasme. Dr. Pierre DOR, professeur honoraire de l'U.L.B., chef de clinique honoraire à l'Institut Bordet. Dr. Aurel PANA, membre de la Commission d'anthropologie de l'Académie roumaine. Dr. J.P. RALET, médecin généraliste. Prof. Pierre PIÉRART, professeur honoraire de l'Université Mons-Hainaut.]
- [10] W. L. Flower, R. K. Hanson, and C. H. Kruger. In *15th Symp. (Int'l.) on Combustion*, page 823. The Combustion Institute, 1975.
- [11] J. P. Monat, R. K. Hanson, and C. H. Kruger. In *17th Symp. (Int'l.) on Combustion*, page 543. The Combustion Institute, 1979.
- [12] D. L. Baulch, D. D. Drysdall, D. G. Horne, and A. C. Lloyd. *Evaluated Kinetic Data for High Temperature Reactions*, volume 1,2,3. Butterworth, 1973.
- [13] R. K. Hanson and S. Salimian. Survey of Rate Constants in H/N/O Systems. In W. C. Gardiner, editor, *Combustion Chemistry*, page 361, 1984.

- [14] M. Missaghi, M. Pourkashanian, A. Williams, and L. Yap. In *Proceedings of American Flame Days Conference*, USA, 1990.
- [15] M. C. Drake, S. M. Correa, R. W. Pitz, W. Shyy, and C. P. Fenimore. Superequilibrium and Thermal Nitric Oxide Formation in Turbulent Diffusion Flames. *Combustion and Flame*, 69:347-365, 1987.
- [16] A. A. Westenberg. *Comb. Sci. Tech.*, 4:59, 1971
- [17] C. P. Fenimore. Formation of Nitric Oxide in Premixed Hydrocarbon Flames. In *13th Symp. (Int'l.) on Combustion*, page 373. The Combustion Institute, 1971.
- [18] F. J. Barnes, J. H. Bromly, T. J. Edwards, and R. Madngezewsky. NO<sub>x</sub> Emissions from Radiant Gas
- [19] R. W. Schefer, M. Namazian, and J. Kelly. In *Combustion Research Facility News*, volume 3, number 4. Sandia, 1991.
- [20] G. G. De Soete. Overall Reaction Rates of NO and N<sub>2</sub> Formation from Fuel Nitrogen.
- [21] F. Backmier, K. H. Eberius, and T. Just. *Comb. Sci. Tech.*, 7:77, 1973.
- [22] J. A. Miller and G. A. Fisk. *Chemical and Engineering News*, 31, 1987.
- [23] T. J. Houser, M. Hull, R. Alway, and T. Biftu. *Int. Journal of Chem. Kinet.*, 12:579, 1980.
- [24] Plan Directeur de Gestion des Déchets Solides Urbains de la ville de Batna, y compris l'étude pour l'éradication des décharges sauvages, l'aménagement et l'équipement. Mission 01 : Elaboration du Plan Directeur de Gestion des Déchets Solides Urbains générés par les activités de la Ville de Batna, 2002.
- [25] Document 'La Gestion Intégrée - Déchets Solides', Séminaire organisé par le Ministère de l'Environnement et la GTZ, Alger, 2000.
- [26] Mémotech génie énergétique. P.Dal Zotto, J.M.Larre, A.Merlet, L.Picau. Editions CASTEILLA .Paris1996
- [27] Fawzy el-mahallawy et Saad el-din habik.Fundamentals and technology of combustion. Elsevier Science Ltd,2002.
- [28] Stephen R. Turns. An Introduction to Combustion, Concepts and Applications. Second edition, McGraw-Hill. USA, (2000)
- [29] ASTHANA Abhishek et al. Modélisation de la formation des NO<sub>x</sub> dans le lit d'un incinérateur d'ordures ménagères à grille. Ecole des Mines, Nancy-Université. Article pour le 11<sup>e</sup> Congrès de la Société française de génie des procédés, 9-11 oct. 2007, Saint-Etienne.
- [30] Hans-Heinz Frey et al. Characterization of municipal solid waste combustion in a grate furnace. Research center Karlsruhe GmbH, Institut of power engineering, Germany.article pour Waste Management 23 (2003) 689–701.

[31] Modelling Waste Combustion in Grate Furnaces y. b. yang et al. Sheffield University Waste Incineration Centre (SUWIC), Department of Chemical and Process Engineering, The University of Sheffield, Sheffield, UK.

[32] Yao Bin Yang et col. Converting moving-grate incineration from combustion to gasification – Numerical simulation of the burning characteristics. Sheffield University Waste Incineration Centre (SUWIC).article, S-cienceDirect, 2006.

[33] Shi LI. Modélisation d'un incinérateur de boues en lit fluidisé en vue de la maîtrise des émissions de NOx. Thèse IP de polytechnique de Grenoble, (2008).

[34] Emissions #1 - combustion chemistry. Toyota Motor Sales, U.S.A , Inc.