

Modélisation de la formation des NO_x dans le lit d'un incinérateur d'ordures ménagères à grille

A. Asthana, P. Sessiecq, F. Patisson, D. Ablitzer

► **To cite this version:**

A. Asthana, P. Sessiecq, F. Patisson, D. Ablitzer. Modélisation de la formation des NO_x dans le lit d'un incinérateur d'ordures ménagères à grille. SFGP 2007 11e Congrès de la Société française de génie des procédés, 2007, Saint-Etienne, France. pp.1-8. hal-00196681

HAL Id: hal-00196681

<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00196681>

Submitted on 13 Dec 2007

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Modélisation de la formation des NO_x dans le lit d'un incinérateur d'ordures ménagères à grille

ASTHANA Abhishek, SESSIECQ Philippe, PATISSON Fabrice* et ABLITZER Denis
LSG2M (UMR 7584 CNRS-INPL), Ecole des Mines, Nancy-Université,
Parc de Saurupt, 54042 NANCY Cedex

Résumé

Le traitement des ordures ménagères par incinération présente le double avantage de réduire le volume des déchets et de valoriser leur contenu énergétique. Son inconvénient majeur est l'émission de polluants, dont les oxydes d'azote NO_x. Nous présentons ici une première modélisation de la formation des NO_x lors de la combustion d'un lit d'ordures ménagères sur la grille d'un incinérateur. Le modèle tient compte des divers modes de formation des NO_x (thermique, prompt, combustible, en incluant l'intermédiaire N₂O), ainsi que de la possible destruction des oxydes d'azote formés, par réduction hétérogène par le carbone résiduel ou homogène par les radicaux CH_i[•]. Les mécanismes réactionnels réels, complexes et impliquant des milliers d'espèces intermédiaires, sont simplifiés en un ensemble réduit de réactions globales. Ce modèle de formation - destruction des NO_x est intégré à un modèle de combustion du lit de déchets, développé antérieurement. Ce dernier décrit les transferts de matière, les transferts thermiques, l'écoulement du gaz et du solide, ainsi que le séchage et la pyrolyse de la charge, la combustion des gaz de pyrolyse, la gazéification et l'oxydation du carbone résiduel, etc. La formation et la destruction des NO_x sont calculées en post-traitement d'une solution de combustion convergée, c'est-à-dire après avoir calculé les températures et les compositions des solides et des gaz en tout point du lit. Les tendances données par le modèle NO_x semblent conformes à la réalité, mais les valeurs doivent encore être validées expérimentalement. Ce modèle pourrait être utilisé pour minimiser les émissions de NO_x en optimisant les conditions de fonctionnement de l'incinérateur.

Mots-clés : NO_x, incinération, ordures ménagères, modélisation, cinétique

1. Introduction

L'incinération des ordures ménagères (OM) présente le double intérêt de réduire le volume des déchets et de valoriser leur contenu énergétique. Une des difficultés du procédé est de bien maîtriser les possibles émissions de différents polluants afin de respecter les normes réglementaires de plus en plus sévères (cf. l'évolution de la réglementation relative aux usines d'incinération des ordures ménagères depuis décembre 2005). Nous nous intéressons ici au cas des oxydes d'azote, dits NO_x. Leur rejet est source de divers effets néfastes sur les milieux naturels et les végétaux, dont les pollutions acides, de problèmes de santé de type respiratoire et, plus marginalement, d'une participation à l'effet de serre via N₂O. Après avoir développé différents outils de modélisation du procédé d'incinération des OM sur grille (un modèle mathématique simulant la combustion d'un lit de déchets, résolu numériquement par la méthode des volumes finis, un simulateur de la chambre de combustion et de la chaudière d'une unité d'incinération utilisant le logiciel Fluent, un modèle thermodynamique de l'évolution des métaux lourds dans le procédé, cf. Ménard, 2003, Asthana et al., 2006 et Ménard et al. 2006), il nous est apparu tout à fait pertinent de nous intéresser à la formation des NO_x dans ces installations.

La formation des NO_x est liée aux processus de combustion. Les mécanismes mis en jeu impliquent diverses espèces radicalaires et des centaines de réactions intermédiaires. La modélisation de la formation des NO_x dans tout système de combustion est donc complexe. Elle requiert une description fine des processus et des phénomènes physiques, faisant appel à la dynamique des fluides, au mélange local, aux

* Auteur/s à qui la correspondance devrait être adressée : Fabrice.Patissou@mines.inpl-nancy.fr

transferts thermiques et à la cinétique chimique. Pour être d'un usage pratique, le modèle de formation retenu doit d'après nous décrire les processus physicochimiques essentiels tout en restant simple. Nous avons ainsi cherché à limiter le nombre de réactions considérées et à privilégier une approche faisant appel à des réactions globales.

Nous proposons dans cette modélisation de coupler les modèles simplifiés de formation/destruction des NO_x proposés par la littérature et nos propres travaux de modélisation de la combustion du lit de déchets et de la chambre de post-combustion. Notre objectif à terme est de pouvoir prédire par le calcul les quantités de NO_x émises, notamment en sortie de chaudière, et d'étudier comment des modifications de conditions opératoires pourraient conduire à une réduction de ces émissions. Dans un premier temps, nous nous sommes limités à la modélisation de la formation/destruction des oxydes d'azote dans le lit d'OM en combustion.

2. Modélisation de la formation de NO_x

Dans la suite de cet article, nous parlerons de NO_x comme d'un composé unique représentant l'ensemble des oxydes d'azote. En pratique, seul NO , composé largement majoritaire, a été considéré pour ce qui est des mécanismes réactionnels.

Du fait que les concentrations en gaz NO_x sont très faibles devant celles des autres espèces gazeuses, les réactions de formation et de destruction de NO_x peuvent être découplées des processus de combustion principaux. A titre d'exemple, la concentration typique en NO_x en sortie de la chaudière est d'environ 500 mg/Nm^3 . Par ailleurs, les cinétiques de formation de NO_x sont lentes par rapport aux vitesses d'oxydation des espèces hydrocarbures. Ainsi, la formation et la destruction de NO_x sont-elles souvent calculées en *post-traitement*, c'est-à-dire en supposant connues les valeurs des températures, titres des autres espèces gazeuses, pression, conditions d'écoulement, etc. (Hill et Smoot, 2000).

C'est cette approche que nous avons retenue pour modéliser la formation/destruction de NO_x dans un lit d'OM en combustion. Nous utilisons un modèle de combustion d'un lit d'OM sur grille d'incinérateur précédemment développé (GARBED-ss, Asthana et al., 2006) pour calculer températures, compositions, vitesse de gaz et vitesse des réactions sans considérer d'espèces azotées (hormis N_2), puis nous calculons séparément les concentrations des espèces azotées considérées dans le modèle NO_x en résolvant les équations de transport correspondantes. Nous employons à cet effet la même méthode numérique que pour le calcul principal, mais après convergence de celui-ci.

Nous avons considéré en premier lieu l'espèce NO , majoritaire, mais nous avons également dû introduire un calcul des concentrations en HCN , NH_3 et N_2O , ces espèces jouant toutes un rôle dans la formation/destruction de NO , comme nous le verrons par la suite. Le "modèle NO_x " intégré au modèle de combustion du lit d'OM en régime permanent, se résume donc pour l'essentiel aux équations de bilan suivantes :

$$\frac{\partial}{\partial x}(\rho_g v_x y_i) + \frac{\partial}{\partial z}(\rho_g v_z y_i) = S_i; \quad i = \text{NO}, \text{HCN}, \text{NH}_3 \text{ et } \text{N}_2\text{O} \quad (1)$$

où ρ_g est la masse volumique du gaz, v_x et v_z les composantes de la vitesse du gaz dans les directions horizontale et verticale, y_i est le titre massique de l'espèce i et S_i est la source nette de i (en $\text{kg s}^{-1} \text{ m}^{-3}$ de lit) par l'ensemble des réactions qui en produisent ou en consomment. Toute la difficulté porte alors sur le calcul de ces termes sources, cœur du modèle NO_x et objet de la partie suivante.

Du point de vue des mécanismes, nous avons considéré, conformément à la littérature du domaine de la combustion, que la formation de NO_x peut être attribuée à quatre schémas réactionnels distincts : (i) formation de NO_x thermique, basée sur l'oxydation du diazote de l'air et dominante à haute température, (ii) formation de NO_x prompt, provenant de réactions à grande vitesse en présence d'hydrocarbures, (iii) formation de NO_x combustible, provenant de l'oxydation de l'azote présent dans le combustible par l'oxygène de l'air et (iv) formation de NO_x par l'intermédiaire de N_2O , dans les zones riches en oxygène

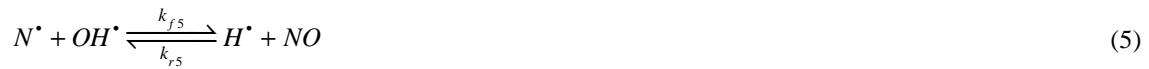
et à haute pression. Nous avons aussi tenu compte de deux modes de destruction possibles par réduction : (v) en phase hétérogène par le carbone résiduel et (vi) en phase homogène par les radicaux CH_3^\bullet .

2.1 Le NO_x thermique

La formation de NO_x thermique a pour source d'azote le diazote présent dans l'air. La réaction est favorisée par les hautes températures rencontrées en combustion. La réaction globale peut être écrite par :



La formation de NO_x thermique est déterminée par un ensemble de réactions chimiques fortement dépendantes de la température dit mécanisme de « Zeldovich prolongé » (1946). Les réactions prépondérantes de ce mécanisme, et qui sont celles prises en considération dans notre modèle, sont les suivantes :



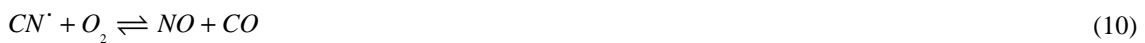
Les constantes des trois réactions précédentes ont été mesurées dans de nombreuses études expérimentales, dont les résultats ont fait l'objet d'examen critiques de chercheurs tels que Hanson et Salimian (1984). La cinétique chimique nous permet alors d'évaluer la vitesse de formation de NO (en $\text{mol m}^{-3} \text{ gaz s}^{-1}$) selon la formule :

$$r_{\text{NO},th}^* = k_{f3} [\text{O}^\bullet] [\text{N}_2] + k_{f4} [\text{N}^\bullet] [\text{O}_2] + k_{f5} [\text{N}^\bullet] [\text{OH}^\bullet] - k_{r3} [\text{NO}] [\text{N}^\bullet] - k_{r4} [\text{NO}] [\text{O}^\bullet] - k_{r5} [\text{NO}] [\text{H}^\bullet] \quad (6)$$

Dans notre modèle, les concentrations en O_2 , N_2 et NO sont des variables calculées par des équations de conservation locales. Elles sont donc directement utilisables pour évaluer $r_{\text{NO},th}^*$. Par contre, il faut également connaître les concentrations en radicaux N^\bullet , O^\bullet , OH^\bullet et H^\bullet . La réaction 3 est l'étape limitante de ce mécanisme à cause de son énergie d'activation élevée (941 kJ mol^{-1}). Quand il y a suffisamment d'oxygène, la vitesse de consommation des atomes d'azote libres peut être considérée égale à celle de leur formation (approximation de l'état quasi-stationnaire). La concentration en oxygène est évaluée par la relation de Warnatz (1990) en supposant un équilibre partiel pour les radicaux O^\bullet . Avec la même hypothèse, la concentration en radicaux OH^\bullet est donnée par Baulch et al. (1992).

2.2 Le NO_x prompt

La présence d'un deuxième mécanisme menant à la formation de NO_x a été identifiée la première fois par Fenimore (1971) et est aujourd'hui connue sous le nom de " NO_x prompt". Son importance est significative dans les conditions de basses températures, de fortes richesses en combustible et dans les zones où les temps de séjour sont courts. Parmi l'ensemble des réactions mises en jeu, on retient le schéma réactionnel suivant :



La réaction 7 présentée ci-dessus est la réaction principale selon Schefer et al. (1991). De Soete (1975) a proposé d'utiliser une loi cinétique globale pour les flammes C_2H_4 (éthylène). Avec un terme correctif, f , la relation de De Soete s'applique pour tous les combustibles aliphatiques du type alcane $\text{C}_n\text{H}_{2n+2}$, et des

richesses en combustible ϕ comprises entre 0,6 et 1,6 avec les constantes cinétiques établies par Dupont et al. (1993). La vitesse de formation de NO prompt devient :

$$r_{NO,pr}^* = f k_{pr} [O_2]^a [N_2] [combustible] e^{-E_a/RT} \quad (11)$$

L'expression de f est une fonction reproduisant les données expérimentales de Bachmaier et al. (1973) et celle d' a , l'ordre de réaction par rapport à l'oxygène, est donnée dans l'article de De Soete (1975). Dans notre cas le combustible est CH_4 .

2.3 Le NOx combustible

Les NO_x combustibles sont formés à partir de l'azote contenu dans le combustible. La décomposition thermique des composés azotés (aniline, pyridine, pyrroles, etc.) du combustible donne des espèces et radicaux tels que HCN, NH_3 , N^* , CN^* et NH^* , qui peuvent être convertis en NO_x comme indiqué figure 1 (réaction 1). Une première approximation consiste à considérer comme entités azotées intermédiaires uniquement HCN et NH_3 . Les travaux de Houser (1980) ont montré que lorsque l'azote du combustible est présent sous formes aromatique ou cyclique, l'espèce intermédiaire principalement produite est HCN. En revanche, lorsque l'azote du combustible est présent sous forme d'amines aliphatiques, l'ammoniac NH_3 devient le principal produit de la devolatilisation et du chauffage du combustible.

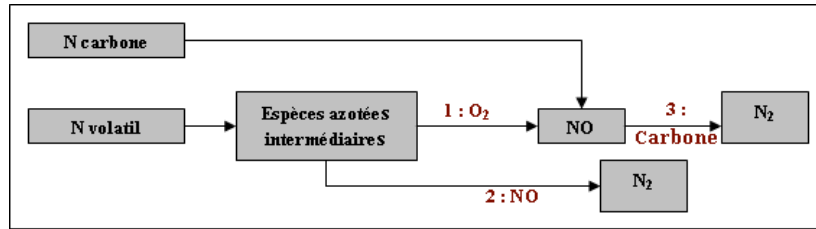


Figure 1. Schéma de formation du NO_x combustible

Sur la figure 1, la distinction entre N carbone et N volatil reflète les principaux processus de dégradation thermique du lit de déchets. Lors de la pyrolyse, une partie de la matière est volatilisée et une autre forme un résidu carboné. Ce dernier est à son tour ensuite détruit par oxydation ou gazéification (cf. § 3 plus loin). Toujours sur la figure, la réaction 1 correspond à la formation de NO_x combustible par oxydation de HCN ou NH_3 . La réaction 2 correspond à la réduction de NO en diazote par HCN ou NH_3 . La réaction 3 correspond à la réduction hétérogène de NO_x par le carbone résiduel, qui sera expliqué ultérieurement. Les vitesses de conversion de HCN ou NH_3 des deux premiers processus ont été précisées par De Soete (1975) et sont données par les expressions :

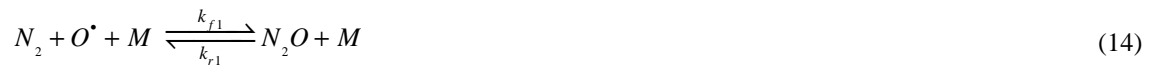
$$r_1^* = k_1 x_i x_{O_2}^a e^{-E_{a1}/RT} \quad (12)$$

$$r_2^* = k_2 x_i x_{NO} e^{-E_{a2}/RT} \quad (13)$$

Les vitesses sont en s^{-1} . Les constantes sont données dans De Soete (1975). x désigne un titre molaire et i soit HCN soit NH_3 .

2.4 Le NOx à partir de l'intermédiaire N_2O

Malte et Pratt (1974) ont proposé le mécanisme de formation de NO_x à partir de l'azote moléculaire (N_2) par l'intermédiaire du protoxyde d'azote (N_2O). Dans les conditions les plus favorables à ce mécanisme, qui sont des pressions élevées et une grande richesse en oxygène, celui-ci peut contribuer jusqu'à 90% à la formation du NO_x pendant la combustion. La forme la plus simple de ce mécanisme tient compte de deux réactions élémentaires réversibles :



Puisque la première réaction implique un troisième corps (M), le mécanisme est favorisé par des pressions élevées. Les deux réactions impliquent le radical O^\bullet donc le mécanisme est favorisé par des conditions de richesse en oxygène. D'après le processus (15), la vitesse de formation de NO_x par le mécanisme de l'intermédiaire N_2O est :

$$r_{NO, proto}^* = 2 \left(k_{f,2} [N_2O][O^\bullet] - k_{r,2} [NO]^2 \right) \quad (16)$$

La concentration en N_2O est calculée en faisant l'approximation de l'état quasi-stationnaire. Les constantes cinétiques sont données dans l'article de Malte et Pratt (1974).

2.5 La réduction des NO_x en phase hétérogène par le carbone résiduel

Les NO_x peuvent être réduits sur la surface des particules carbonées (cf. réaction 3 sur figure 1). La vitesse par unité de volume est proportionnelle à l'aire spécifique des particules et la vitesse surfacique est donnée par Levy et al. (1981) sous la forme d'une loi du premier ordre :

$$r_{s, redNO}^* = A e^{-Ea/RT} p_{NO} \quad (17)$$

Les constantes cinétiques que nous avons utilisées sont celles données par ces auteurs.

2.6 La réduction des NO_x en phase homogène par recombustion

La recombustion est une méthode de réduction des NO_x qui consiste à injecter une quantité appropriée de combustible gazeux (souvent du CH_4 , du NH_3 , et parfois des fumées de combustion) dans une zone de combustion à haute température (1000-1050°C) en aval du foyer afin de créer une zone en léger défaut d'air et donc une atmosphère réductrice. Dans un lit d'OM en combustion, les hydrocarbures qui sont dégagés lors de la pyrolyse de la charge peuvent ainsi conduire à une recombustion de NO_x in situ. Un modèle de recombustion a été proposé par Perera et al. (1997) en ajoutant les réactions 4 et 5 au modèle global de De Soete (1975).

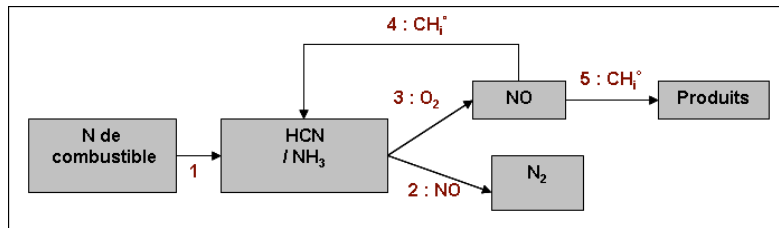


Figure 2. Schéma de recombustion du NO_x combustible

En supposant que le méthane est le combustible (les radicaux CH_i^\bullet sont exprimés en équivalents de méthane), les vitesses de (4) et (5) s'expriment comme :

$$r_4 = (k_a \chi_1 + k_b \chi_1^2) [CH_4] [NO] \quad (18)$$

$$r_5 = k_c \chi_1^3 \chi_2 [CH_4] [NO] \quad (19)$$

$$\text{avec } \chi_1 = \frac{[H^\bullet]}{[H_2]}; \chi_2 = \frac{[OH^\bullet]}{[H_2O]}$$

et les valeurs de k_a , k_b et k_c sont celles indiquées par Leung et Lindsted (1995).

3. Résultats et discussion

Les résultats du modèle de combustion d'un lit d'OM (qui servent de base aux calculs du modèle NO_x) ont été calculés pour les conditions de fonctionnement nominales de l'incinérateur de Strasbourg. Le débit d'air primaire est de $24000 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$, la température de l'air primaire de 25°C , le débit de chargement d'ordures ménagères de 10 t h^{-1} , et la répartition d'air primaire : 2%, 70% et 28% sous les 1^{ère}, 2^{ème} et 3^{ème} grilles respectivement. En préalable à la présentation des résultats concernant les NO_x , la figure suivante synthétise qualitativement les résultats du modèle de lit.

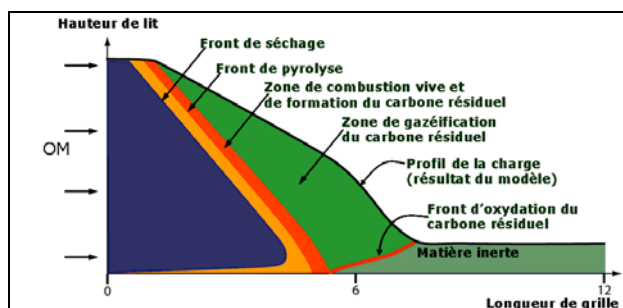


Figure 3. Les zones distinctes dans le lit – une synthèse de simulation (Asthana et al. 2006)

La charge neuve d'OM qui arrive sur la grille est chauffée par rayonnement et commence à sécher, libérant de la vapeur d'eau. Après séchage, elle est pyrolysée, libérant des matières volatiles comme H_2 , CH_4 , CO , CO_2 , etc. Ces gaz brûlent dans la zone de combustion vive. La pyrolyse de la charge laisse un résidu carboné (ou carbone résiduel) solide, dans le lit. Celui-ci est ensuite gazéifié au contact avec la vapeur d'eau ou du dioxyde du carbone, ou il est brûlé en présence d'oxygène.

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

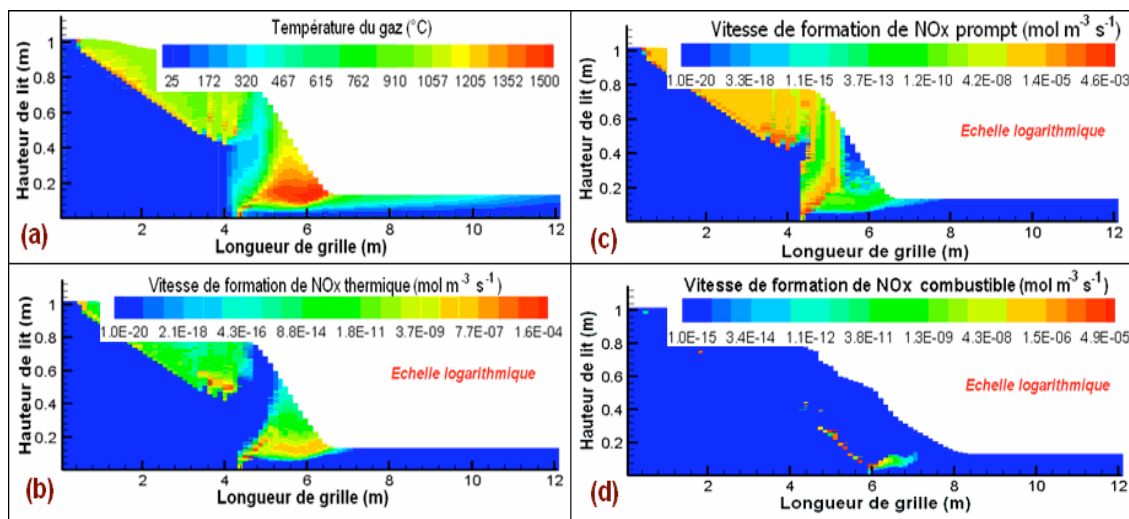


Figure 4. Cartes d'isovaleurs calculées : (a) température du gaz, (b) vitesse de formation de NO_x thermique, (c) vitesse de formation de NO_x prompt et (d) vitesse de formation de NO_x combustible

Les figures 4a et 4b montrent que la formation de NO_x thermique est effectivement très dépendante de la température. Inexistante dans la zone humide (froide), elle débute au front de pyrolyse (cf. figure 3) où l'on note une zone chaude grâce à la combustion des gaz issus de la pyrolyse. La formation de NO_x thermique la plus importante est observée dans la zone d'oxydation du carbone résiduel qui est la plus chaude du lit. Notons que les vitesses maximales de NO_x thermique sont de l'ordre de $10^{-4} \text{ mol m}^{-3} \text{ s}^{-1}$. Le mécanisme prompt est, quant à lui, réputé être significatif dans les zones riches en combustibles et ceci est bien observé sur la figure 4c. La formation de NO_x prompt ne commence qu'après la zone de pyrolyse où le combustible (CH_4) est disponible abondamment. Le maximum de NO_x prompt est formé sur ce front (marqué par les couleurs rouge et orange sur les figures de la version CD). Les vitesses maximales sont d'un ordre de grandeur supérieures à celles de NO_x thermique. Enfin, l'apport du mécanisme NO_x combustible (figure 4d) est largement inférieur aux apports des mécanismes thermique et prompt. Compte tenu de la faible teneur initiale en azote des ordures ménagères (0,3 % massique de la charge sèche), les émissions de NO_x par ce mécanisme ne sont pas significatives.

Les vitesses d'émission par l'intermédiaire de N_2O (non présentées ici) sont au maximum de l'ordre de $10^{-10} \text{ mol m}^{-3} \text{ s}^{-1}$. Elles sont donc négligeables par rapport aux trois mécanismes précédents (qui sont de

l'ordre de 10^{-5} à 10^{-3} mol m⁻³ s⁻¹). Les conditions favorables pour ce mécanisme, haute pression et concentration riche en oxygène, ne sont pas réunies dans un incinérateur d'OM.

La figure 5 présente les résultats des deux processus de destruction des NO_x dans le lit. Pour ce qui est de la réduction hétérogène, la figure 5a montre que les vitesses non nulles correspondent bien à la zone où le carbone résiduel est présent dans le lit (entre le front de pyrolyse et le front d'oxydation du carbone résiduel). Par contre, les vitesses de réaction calculées (de l'ordre de 10^{-13} mol m⁻³ s⁻¹ et 10^{-9} mol m⁻³ s⁻¹ au maximum) montrent que ce mécanisme est d'un effet négligeable devant la formation par les processus thermique et prompt. La figure 5b montre que la recombustion par les radicaux CH_i[•] est plus efficace pour la réduction de NO_x (vitesses de l'ordre de 10^{-5}) que le carbone résiduel mais elle est quand même faible devant les mécanismes de formation de NO_x.

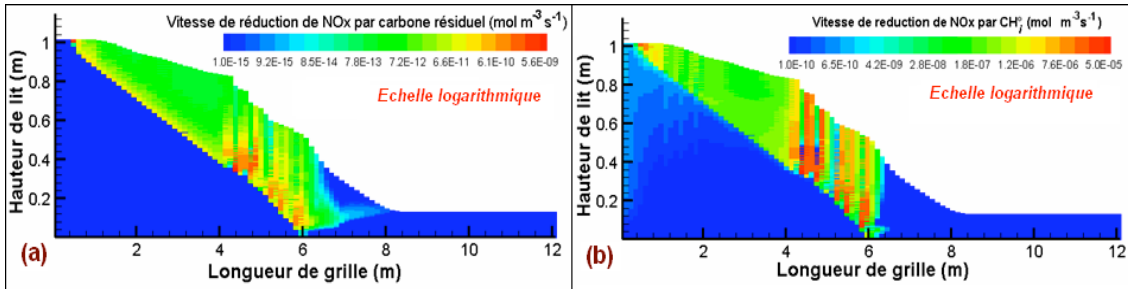


Figure 5. Vitesses de réduction de NO_x en (a) phase hétérogène par le carbone résiduel et (b) phase homogène par les radicaux CH_i[•]

Finalement, la figure 6 présente le titre molaire en NO dans le lit calculé en tenant compte de l'ensemble des mécanismes modélisés et décrits ci-dessus.

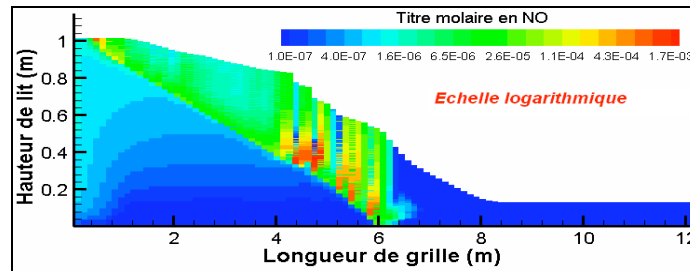


Figure 6. Le NO formé dans le lit par l'ensemble des mécanismes de formation et réduction

Au maximum, le titre molaire en NO est de l'ordre de 10^{-3} . Les maxima sont observés entre 4 et 5 m et au dessus du front de pyrolyse. Le front de pyrolyse semble produire davantage de NO que le front de combustion du carbone résiduel. Les contributions majeures viennent des mécanismes prompt (figure 4c) et thermique (figure 4b).

Ces premiers résultats demandent à être affinés puis, si possible, validés par l'expérience et complétés par des calculs du même type dans le reste de l'incinérateur. Ils fournissent cependant une intéressante première hiérarchisation des processus de formation/destruction des NO_x.

4. Conclusion

Après une recherche bibliographique détaillée, nous avons construit un modèle de formation des gaz NO_x adapté au cas de l'incinération d'un lit d'ordures ménagères. Ce modèle, intégré à un modèle de combustion du lit, est basé sur des hypothèses simplificatrices pour simuler les réactions des NO_x. Il prend cependant en compte la plupart des mécanismes classiques de formation des NO_x comme le mécanisme thermique, le mécanisme prompt, le mécanisme de l'azote combustible et le mécanisme de l'intermédiaire N₂O. Il intègre aussi la réduction des NO_x en phase hétérogène par le carbone résiduel et en phase homogène par les radicaux CH_i[•]. Les premiers résultats correspondent bien avec les tendances prédites par les théories de la littérature. Cependant, les concentrations des émissions elles-mêmes ne

peuvent être vérifiées sans des mesures expérimentales. Ce modèle est destiné à être utilisé pour minimiser les émissions de NO_x en optimisant les conditions de fonctionnement de l'incinérateur.

Références

- Asthana, A., Ménard, Y., Sessiecq, Ph., Patisson, F. et Ablitzer, D., 2006, A 2-D Mathematical model of on-grate municipal solid waste combustion, Proceedings Sohn Intl Symp on Advanced Processing of Metals and Materials, San Diego, California, 1, 465-475.
- Bachmaier F., Eberius, K.H. et Just, Th., 1973, Formation of nitric oxide and the detection of hydrogen cyanide premixed hydrocarbon-air flames at 1 atmosphere, Combustion Science and Technology, 7, 2, 77-84.
- Baulch, D.L., Cobos, C.J., Cox, R.A., Esser, C., Frank, P., Just, T., Kerr, J.A., Pilling, M.J., Troe, J. et al., 1992, Evaluated kinetic data for combustion modeling, Journal of Physical and Chemical Reference Data, 21, 3, 411-434.
- De Soete, G.G., 1975, Overall Reaction Rates of NO and N₂ Formation from Fuel Nitrogen, Proceedings 15th Intl Symp on Combustion, The Combustion Institute, 1093-1102.
- Dupont, V., Pourkashanian, M., Williams, A. et Woolley, R., 1993, The reduction of nitrogen oxide (NO_x) formation in natural gas burner flames, Fuel, 72, 4, 497-503.
- Fenimore, C.P., 1971, Formation of Nitric Oxide in Premixed Hydrocarbon Flames, Proceedings 13th Intl Symp on Combustion, The Combustion Institute, 373.
- Hanson, R.K. et Salimian, S., 1984, Survey of Rate Constants in H/N/O Systems. Eds. Gardiner, W.C., Combustion Chemistry, 361.
- Hill, S.C. et Smoot, L.D., 2000, Modelling of nitrogen oxides formation and destruction in combustion systems, Progress in Energy and Combustion Science, 26, 4-6, 417-458.
- Houser, T.J., Hull, M., Always, R.M. et Biftu, T., 1980, Kinetics of formation of hydrogen cyanide during pyridine pyrolysis, Intl Journal of Chemical Kinetics, 12, 8, 569-574.
- Levy, J.M., Chan, L.K., Sarofim, A.F. et Beer, J.M., 1981, Nitric oxide/char reactions at pulverized coal flame conditions, Proceedings 18th Intl Symp on Combustion, 18, 111-120.
- Leung, K.M. et Lindsted, R.P., 1995, Detailed Kinetic Modeling of C₁-C₃ Alkane Diffusion Flames, Combustion and Flame, 102, 129-160.
- Malte, P.C. et Pratt, D.T., 1974, Measurement of Atomic Oxygen and Nitrogen Oxides in Jet Stirred Combustion, Proceedings 15th Intl Symp on Combustion, The Combustion Institute, 1061-1070.
- Ménard, Y., 2003, Modélisation de l'incinération sur grille d'ordures ménagères et approche thermodynamique du comportement des métaux lourds, Doctorat, Institut national polytechnique de Lorraine, Nancy.
- Ménard, Y., Asthana, A., Patisson, F., Sessiecq, Ph., Ablitzer, D., 2006, Thermodynamic study of heavy metals behaviour during municipal waste incineration, Process Safety and Environmental Protection, 84, B4, 290-296.
- Perera, A., Antifora, A., Sala, M. et Vigevano, L., 1997, NO_x Emissions in Combustion Systems of Coal Fired Furnaces with a Reducing Environment: Predictions and Measurements, Proceedings 4th Intl Conference on Technologies and Combustion for a Clean Environment, Lisbon, Portugal.
- Schefer, R.W., Namazian, M. et Kelly, J., 1991, Methylidyne, hydroxyl and methane concentration measurements in a lifted turbulent-jet flame, Proceedings 23rd Intl Symp on Combustion, Livermore, California, 669-76.
- Warnatz, J., 1990, Nitrogen oxide (NO_x) formation in high - temperature processes. Eds. Brendeng, E., Magnussen, B.F., Onsager, O.T., EUROGAS 90, Proceedings Eur. Appl. Res. Conf. Nat. Gas, 303-20. Publisher: Tapir, Trondheim, Norway.
- Zeldovich, Y.B., 1946, The oxidation of nitrogen in combustion and explosions, Acta Physicochim, 21, 4, 577-628.

Remerciements

Nous remercions l'ADEME (A. Kunegel) pour son soutien à cette recherche dans le cadre de la convention n° 0372008.