

Table des matières

REMERCIEMENTS	i
RESUME	iii
ABSTRACT	iv
TABLE DES MATIERES	v
NOMENCLATURE	viii
LISTE DES FIGURES	xii
LISTE DES TABLEAUX	xiv
INTRODUCTION GENERALE	2
1. ETAT DE L'ART	7
1.1. MODELE NUMERIQUE DE DISPERSION	8
1.1.1. L'atmosphère terrestre	8
1.1.2. La dispersion atmosphérique	10
1.1.3. La modélisation de la dispersion atmosphérique	11
1.1.4. Phénoménologie et modélisation des effets de l'incendie	15
1.2. ACV ORIENTEE INCENDIE	17
1.2.1. L'Analyse de Cycle de Vie : Un outil d'évaluation environnementale globale	18
1.2.2. Description du modèle ACV – Incendie	24
1.2.3. Modèle statistique des incendies	25
1.2.4. Données de l'Inventaire du Cycle de Vie – Incendie (ICV- Incendie)	26
1.3. ANALYSE DES EFFETS ENVIRONNEMENTAUX (AEE)	27
1.3.1. La méthode de gestion du risque : AMDEC	27
1.3.2. De l'analyse du risque par AMDEC à l'analyse environnementale par AEE	30
1.4. CONCLUSION	36

2. MODELE NUMERIQUE DE DISPERSION (MND)	38
2.1. MODELISATION DU CYCLE DE VIE D'UN POLLUANT EN ATMOSPHERE : APPLICATION AUX OXYDES D'AZOTE	39
2.1.1. Résumé	39
2.1.2. Introduction	40
2.1.3. La modélisation environnementale	40
2.1.4. La modélisation en cinétique chimique	41
2.1.5. Cycle de vie des oxydes d'azote (NOx)	41
2.1.6. Equations cinétiques et résolution	42
2.1.7. Interprétations	42
2.2. LE MODELE NUMERIQUE DE L'INTERACTION INCENDIE -ATMOSPHERE	44
2.2.1. Résumé	44
2.2.2. Introduction et objectifs	45
2.2.3. Modélisation numérique des effets de l'incendie	45
2.2.4. Application : la raffinerie de Skikda	48
2.2.5. Résultats et discussion.....	49
2.3. CONCLUSION	52
 3. ACV – INCENDIE	54
3.1. RESUME	54
3.2. INTRODUCTION	55
3.3. LE MODELE ACV- INCENDIE: REVUE	56
3.4. DESCRIPTION DU MODELE ACV - INCENDIE	57
3.5. METHODES ET DONNEES	54
3.5.1. Nouvelle application du modèle	58
3.5.2. Statistiques des incendies des réservoirs	58
3.5.3. Méthodologie de la méthode de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV)	60
3.5.4. Modèle de l'incendie.....	61
3.6. DISCUSSION	63
3.7. CONCLUSION	63

4. APPROCHE COMBINÉE : AEE – ACV – MND	66
4.1. INTRODUCTION	67
4.2. LES METHODES DE L'APPROCHE COMBINEE PROPOSEE: REVUE	69
4.2.1. Analyse des Modes de Défaillances et de leurs Effets Environnementaux (AMDE-E)	69
4.2.2. Analyse du Cycle de Vie (ACV).....	73
4.2.3. Modèle Numérique de Dispersion (MND).....	75
4.3. COMBINAISON DES METHODES PROPOSEES	77
4.3.1. Méthodologie proposée : AEE-ACV et MND combinées	78
4.3.2. Application de l'approche combinée.....	83
4.4. CONCLUSION	95
 CONCLUSIONS GÉNÉRLS ET PERSPECTIVES	 97
 ANNEXES	 99
1. REVUE DE QUELQUES ACCIDENTS	99
2. EXEMPLES DE GRILLES DE NOTATION DE L'AMDEC	101
3. EXEMPLES DE METHODES D'EVALUATION POUR L'AEE	103
4. TRAVAUX DE RECHERCHES PUBLIES	107
5. DEMONSTRATION DE L'ENERGIE CINETIQUE TURBULENTE MOYENNE	121
6. PRINCIPE DE LA METHODE DES VOLUMES FINIS	124
 BIBLIOGRAPHIE	 132

Nomenclature

Abréviations

ACV	:	Analyse du Cycle de Vie
AEE	:	Analyse des Effets Environnementaux
AMDE:		Analyse des Modes de Défaillances et de leurs Effets
AMDEC:		Analyse des Modes de Défaillances, de leurs Effets et de leurs Criticité
AMDEC-E:		AMDEC - Environnementale
ARIA:		Analyse, Recherche et Information sur les Accidents
BARPI:		Bureau d'Analyse des Risques et Pollutions Industrielles
CLA	:	Couche Limite Atmosphérique
CFD	:	Computational Fluid Dynamics
CSEI	:	Concentrations Seuils des Effets Irréversibles
DfE	:	Design for Environment
2 D	:	Deux Dimensions
3 D	:	Trois Dimensions
CSEL	:	Concentrations Seuils des Effets Létaux
EICV	:	Evaluation des Impacts du Cycle de Vie
E-FMEA:		Environmental Failure Modes and Effects Analysis (An early name on EEA)
EL	:	Environmental Load
EI	:	Environmental Impact
EPN	:	Environmental Priority Number
FMEA:		Failure Modes and Effects Analysis
FR	:	flame Retardant
GCV	:	Gestion du Cycle de Vie
ICV	:	Inventaire du Cycle de Vie
IFA	:	Interaction Fire-Atmosphere
ISO	:	International Standardisation Organisation
LPG	:	Liquefied Petroleum Gas
MEDD:		Modélisation des Etudes De Dangers
MND	:	Modèle Numérique de Dispersion
NPR	:	Nombre de Priorité de Risque
NPE	:	Nombre de Priorité Environnemental
SCIMAT:		Société des Ciments de Aïn Touta
SEA	:	Significant Environmental Aspect
SEI	:	Seuils des Effets Irréversibles
SEL	:	Seuils des Effets Létaux

SETAC:	Society of Environmental Toxicology And Chemistry
SME :	Système de Management Environnemental
TVR :	Tension de Vapeur
UF :	Unité Fonctionnelle

Lettres Romaines

C	: Criticité
$C_{\mu}, C_{\varepsilon 1}, C_{\varepsilon 2}$: constantes du modèle $k-\varepsilon$
cp_{α}	: specie specific heat
D	: Détection
D_m	: mixture diffusion coefficient
D_a	: Damköhler number
E	: total energy
E	: Conséquences Environnementales
F	: Fréquence d'apparition
G	: Gravité
g_i	: acceleration of gravity
Gr_m	: mass grashof number
Gr_T	: thermal grashof number
G_k	: represents the generation of turbulence kinetic energy due to the mean velocity gradients
G_b	: is the generation of turbulence kinetic energy due to buoyancy
h_{α}	: species enthalpy of formation
h^0_{α}	: standard enthalpy
h	: fluctuation enthalpy
H	: domain height
H	: Harmful effect of the aspect
I	: number of the reagents;
j	: number of reactions;
J_q	: heat flux
K	: constant reaction rate
k_b	: turbulent kinetic energy
l	: domain length
L	: Conséquences Locales
LC	: Lawful conformity
M_{α}	: species molecular weight
M_t	: mach number
m	: Quantity
O	: Occurrence
P	: pressure
P	: Perception du public
Pr_t	: turbulent prandtl number
Q	: Quantité
r	: reagents

R	:	perfect gas constant
R	:	reaction;
R_e	:	Reynolds number
R	:	Nature of the aspect (Rejection or Natural resource)
R	:	Residence time
S	:	= 1 if the species are produced = -1 if the species are destroyed
S_ϕ	:	source term of transported quantity Φ
Sc_α	:	species Schmidt number
S	:	Sévérité ; Seriousness
T	:	Temps de séjour
T	:	Température
T_{ref}	:	reference temperature
u_j	:	fluctuant velocity
u_∞	:	reference velocity
w_α	:	species reaction rate
x,y	:	Cartesian coordinates
Y_m	:	mixture mass fraction
Y_α	:	species mass fraction

Lettres grecques

ε	:	Dissipation rate of kinetic energy
ρ	:	Density
μ_l	:	aminar dynamique viscosity
μ_t	:	eddy viscosity
μ_{eff}	:	effective viscosity
τ_{ij}	:	mean rate of strain tensor
C_μ	:	constant of eddy viscosity approach
σ_k	:	turbulent prandtl nombre for k
σ_ε	:	turbulent prandtl nombre for ε
β_m	:	mass expansion coefficient
β_T	:	thermal expansion coefficient
λ	:	Thermal conductivity
Φ	:	transported quantity
δ_{ij}	:	Kronecker symbol
Γ	:	diffusion coefficient
α	:	specie

Espèces chimiques

Br	:	Brome
Cl	:	Chlore
CO	:	Monoxyde de carbone

CO ₂	:	Dioxyde de carbone
CH ₄	:	Méthane
COV	:	Composés Organiques Volatils
F	:	Fluor
HCN	:	Cyanure d'Hydrogène
HCl	:	Acide chlorydrique
HF	:	Acide fluorydrique
HBr	:	Bromure d'Hydrogène
HNO ₃	:	Acide nitrique
HO ₂	:	Radical Hydroperoxyde
HONO	:	Acide nitreux
H ₂ SO ₄	:	Acide sulfurique
H ₂ O	:	Eau
N ₂	:	Azote
NO	:	Monoxyde d'azote
NO ₂	:	Dioxyde d'azote
NO _x	:	<i>NO+NO₂</i>
NO ₂	:	Dioxyde d'azote
NO ₃	:	Trioxyde d'azote
N ₂ O ₅	:	Anhydride azotique
NH ₃	:	Ammoniac
O ₂	:	Oxygène
O ₃	:	Ozone
OH·	:	Radical hydroxyle
PAH	:	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
PO ₄	:	Phosphate

Liste des figures

Chapitre 1

1.1. Approche intégrée proposée	7
1.2. Les différentes couches atmosphériques	9
1.3. Représentation schématique de l'émission de polluants engendrés par un incendie de stockage de combustibles	15
1.4. Flux des matières de l'ACV	19
1.5. Cadre méthodologique d'une ACV selon l'ISO 14040	20
1.6. Etape de classification des données d'inventaire par catégorie d'impact dans la phase d'évaluation d'impact d'après Owens (1999)	23
1.7. Représentation schématique du modèle ACV- Incendie (Andersson et al., 2004)	26
1.8. Méthodologie d'analyse par AMDEC (Cloarec., 1993)	29
1.9. Méthodologie d'analyse par AEE	32

Chapitre 2

2.1. Diagramme représentatif du modèle	38
2.2. Evaluation d'un mécanisme proposé par rapport à un mécanisme de base	43
2.3. Mécanisme de base des NOX	43
2.4. Mécanisme de NOX modifié avec élimination	43
2.5. Mécanisme de NOX modifié avec ajout	43
2.6. Représentation du domaine de l'étude	48
2.7. Présentation du terminal de Skikda	49
2.8. Conséquences des effets de l'incendie	49
2.9. Contours de température pour différents temps	50
2.10. Evolution de la concentration des NOX	51
2.11. Profils de concentration dans différentes positions	51
2.12. Profils de vitesse dans différentes positions	51
2.13. Profils de l'énergie cinétique turbulente et du taux de dissipation dans différentes positions	52

Chapitre 3

3.1. Schéma représentatif du modèle "ACV-Incendie" (Andersson et al. 2004).....	57
3.2. Le modèle ACV pour chaque produit : Essence et diesel	62
3.3. L'intégration des statistiques des incendies dans le modèle ACV (essence et diesel)	62

Chapitre 4

4. 1. Combinaison des outils environnementaux de l'analyse qualitative et quantitative	68
4. 2. Méthodologie de l'analyse AEE (Lindahl., 1999 ; 2000).....	70
4.3. Etapes d'une analyse du cycle de vie suivant les normes ISO.....	73
4. 4. Evaluation des impacts environnementaux dans l'ACV (Lindahl et al, 2000).....	74
4. 5. Etapes de réalisation du MND	76
4.6. Représentation schématique de la méthodologie proposée	80
4.7. Schéma de la combinaison AEE – ACV	81
4.8. Phases du modèle combiné de l'ACV et MND	82
4.9. Représentation de production du ciment (SCIMAT)	85
4.10. Phases de production de chaque produit : Essence et Gasoil.....	91
4.10. Evolution de la concentration des SOx (cinétique seule)	94
4.11. Evolution de la concentration des SOx (cinétique et transport).....	94

Liste des tableaux

Introduction générale

1. Les trois axes de la recherche proposée	3
--	---

Chapitre 1

1.1. Catégories d'impact de base et complémentaires à prendre en compte dans une ACV (Guinée et al, 2002).....	22
1.2. Tableau AMDEC produit	30
1.3. Tableau de la méthode AEE (Lindahl et al., 2000b).....	35
1.4. Tableau de la méthode AEE- aspect accidentel (Hamzi et al. 2007)	36

Chapitre 2

2.1. Les différentes équations de transport	46
2.2. Réactions utilisées dans le modèle Interaction "Incendie – Atmosphère".....	47

Chapitre 3

3.1. Statistiques des incendies des réservoirs (1960-2003).....	59
3.2. Causes des incendies des réservoirs	59
3.3. Taille des incendies de réservoirs	60

Chapitre 4

4. 1. Exemple d'un tableau AEE	70
4.2. Synthèse des points forts et faibles de l'AEE (Lindahl ., 1999 ; Tingström et al., 2005)	71
4.3. Le tableau de la méthode AEE – aspect accidentel	71
4.4. Synthèse des points forts et faibles d'une ACV (Lindahl., 2000 ; Tingström et al., 2005).....	75
4.5. Synthèse des points forts et faibles du MND	77
4. 6. Tableau simplifié de l'AEE de la production du clinker (Navia et al., 2006; Boubaker ., 2001)	87
4.7. Suivi de la consommation d'énergie selon la référence (Bada et al., 2005).....	88
4.8. Rejets de poussières dégagées par les électro – filtres J1P11 et J2P11selon la référence (Bada et al ., 2005).....	89
4.9. Données de l'ICV pour l'essence	92
4.10. Données de l'ICV pour le diesel	93

Introduction générale

Introduction Générale

Brutale, la vision s'éclaire, le danger n'est pas simplement dans le système industriel mais aussi dans son environnement. Les usines sont installées généralement dans des zones peu habitées, mais progressivement, les implantations urbaines les ensèrent, habitations, services administratifs, écoles, collèges, lycées, commerces se multiplient. Ce rapprochement des villes et des usines a été une constante depuis l'origine de l'industrie. Ses avantages ont longtemps caché ses inconvénients, au plan de la santé publique et de la sécurité des personnes. Les risques étaient alors acceptés et la cohabitation était le plus souvent harmonieuse. Force est de constater que la plupart des sites industriels sont aujourd'hui soit en milieu urbain soit à proximité. De sorte que le phénomène du danger qui est légitimement dénoncé ne peut être simplement imputé à la seule industrie mais aussi aux décisions publiques d'aménagement et d'urbanisation.

De l'analyse de quelques accidents significatifs (BARPI, accidents impliquant des fumées toxiques lors d'incendie, base de données ARIA), il ressort que tous les types d'industries sont susceptibles d'être concernés par un incendie (Annexe 1). Les renseignements issus de l'étude de ces quelques cas d'incendies montrent que plusieurs paramètres favorisant ou au contraire limitant l'extension d'un sinistre interviennent (Chivas., 2005).

- Alerte et secours tardifs : une forte proportion de sinistres survient la nuit ou le week-end et l'alerte est souvent donnée par des passants ou des voisins;
- Difficultés d'accès : les pompiers sont fréquemment confrontés à des difficultés d'accès (explosion, rayonnement);
- Proximité d'habitations : l'imbrication des entrepôts dans le tissu urbain et la proximité de voies de circulation augmentent les difficultés d'intervention des services de secours (évacuations de personnes et interruptions de circulation). Aussi l'existence et le maintien de distances d'éloignement suffisantes sont nécessaires pour limiter la probabilité d'atteindre des cibles ou enjeux situés à proximité ;
- Conditions atmosphériques et topographiques : il est à noter que ces deux paramètres peuvent augmenter la sévérité des impacts comme, la présence d'un courant d'air entraînant un nuage de fumée toxique vers le personnel de l'usine, ou l'intoxication de la population par un panache de fumée s'étalant au fond de la vallée . Au contraire, la présence de vents très forts et dispersants a permis de disperser le nuage sans faire de victime ;
- Identification de la nature des produits : la méconnaissance de la nature exacte des produits stockés pouvant brûler est l'un des principaux facteurs aggravants.

La présente étude s'intègre dans ce contexte et repose sur trois constats :

- La présence d'installations qui constituent des dangers considérables tels que les incendies, pour l'espace urbain, et qui peuvent affecter de nombreuses infrastructures et d'activités ;
- Les pollutions générées lors des incendies et qui peuvent altérer l'environnement tout particulièrement, l'air ;
- Le peu de gestion et d'intervention dans les espaces urbains vulnérables de la part des autorités locales et des acteurs impliqués.

Ces constats rendent nécessaire la recherche de nouvelles manières de comprendre les dangers technologiques, les scénarios d'accidents qui en découlent, ainsi que leurs conséquences sur les espaces urbanisés et l'environnement. Dans cette optique, la présente étude suivra la logique de recherche représentée dans le schéma qui suit (tableau. 1). L'axe 1 et 2 constituent le support conceptuel et technique de l'étude. L'axe 3 est le cœur de l'étude. Il démontre l'importance de la recherche liée aux dangers et effets générés par un incendie en milieu ouvert sur l'environnement. On se basera, pour cela, sur la combinaison des résultats obtenus de l'analyse qualitative, quantitative et spatio – temporelle du cycle de vie du produit dans les deux situations : fonctionnement normal et situation accidentelle (cas d'incendie). Cette démarche globale combinée est considérée comme partie intégrante de la planification et de la gestion urbaine d'un projet. Il s'agit de réfléchir en terme de développement durable, afin de développer une gestion correcte des risques, compte tenu des limites et des faiblesses actuellement observables.

Objectifs	Identification, Hiérarchisation et Evaluation des effets environnementaux avec et sans incendie	Définition du temps de séjour des polluants et les profils de concentration et de température	Inventaire de données pour une aide à la décision environnementale
Axes	Analyse qualitative et quantitative des effets du risque incendie (1)	Etude spatio- temporelle des impacts des incendies (2)	Construction d'un modèle global de gestion environnementale des incendies (3)
Méthodologies et outils	AEE- Aspect Accidentel / ACV- Incendie	Modèle Numérique de Dispersion (MND)	AEE- Aspect Accidentel/ ACV- Incendie/ MND

Tableau. 1. Les trois axes de la recherche proposée

L'intérêt de prendre en compte la protection de l'environnement dès la conception des produits n'est plus aujourd'hui à démontrer. Dans la pratique, la volonté d'intégrer ces exigences se traduit par une grande diversité de démarches d' " Eco-conception ". Ces approches permettent en effet la minimisation des impacts à la source dans une optique de prévention des pollutions.

Les outils utilisés sont destinés à établir un profil environnemental du produit en vue d'améliorer ses performances écologiques. Ils nécessitent une quantité d'information suffisante sur le produit afin d'évaluer les impacts sur l'environnement pour chaque phase du cycle de vie : extraction de matières premières, fabrication, distribution, utilisation, fin de vie, ainsi que toutes les étapes de transport. Les résultats des évaluations indiquent les points sensibles du produit étudié, points sur lesquels devra agir le concepteur. Ces outils peuvent être distingués selon qu'ils reposent sur des évaluations de type qualitatif (AEE : Analyse des Effets Environnementaux) ou de type quantitatif (ACV- : Analyse de Cycle de Vie). Ces deux méthodes bien connues sont utilisées dans cette thèse dans le domaine de l'incendie d'où l'appellation proposée : AEE- Aspect Accidentel et ACV – Incendie.

Le but de la méthode AEE-Aspect Accidentel est d'identifier, d'évaluer et de classer les impacts environnementaux potentiels tout au long du cycle de vie d'un produit d'une façon systématique à partir des critères de cotation présentés par le Nombre Environnementale Prioritaire (NEP) et de déterminer ensuite les actions nécessaires pour réduire l'ampleur des principaux problèmes environnementaux mis en évidence en état normal et en cas d'incendie. Tous les impacts ainsi identifiés par l'AEE sont hiérarchisés qualitativement, ce qui permet de concentrer les efforts sur les problèmes les plus importants présentant ainsi les données nécessaires lors de la réalisation de l'inventaire. Aussi, durant le cycle de vie des produits analysés, quelques produits peuvent être impliqués dans différents types de feux.

Le modèle ACV- Incendie inclura donc des modules pour décrire le comportement du feu pour les différents types de feux et à chaque phase du cycle de vie. Des données statistiques des incendies sont utilisées pour estimer la quantité de matériel impliquée dans les différents types d'incendie. En outre, le modèle devrait également inclure des modules pour décrire les actions correctrices à prendre pour surmonter et limiter les effets des incendies, ainsi si possible d'introduire des modules concernant les processus d'extinction et de décontamination. Pour les émissions dans l'air définies par l'Inventaire du Cycle de Vie dans l'étude ACV – Incendie, il est nécessaire de recourir à des Modèles Numériques de Dispersion (MND) des polluants dans l'environnement afin de calculer les variations de concentration et de température dans le temps et dans l'espace.

La réalisation d'un modèle de dispersion est à l'interface de plusieurs disciplines que sont notamment la chimie atmosphérique, la mécanique des fluides et les transferts thermiques. Le préalable à l'étude du transport des polluants est une bonne connaissance des écoulements urbains. Il s'agit d'écoulements dans les basses couches de l'atmosphère, plus précisément dans la couche limite urbaine que nous pouvons dès maintenant définir comme la partie de la couche limite atmosphérique dont les caractéristiques dynamiques et thermiques sont modifiées par la présence des constructions urbaines et de l'activité humaine qui y règne. Ce sont typiquement des problèmes de thermique et de mécanique des fluides. Les polluants réagissent chimiquement et photo-chimiquement entre eux ce qui influe fortement sur les concentrations, d'où l'importance de la chimie dans les modèles de dispersion. Dans cette thèse, Vu que le problème étudié est lié aux émissions lors d'un incendie, on a choisi de travailler à la fois sur les aspects dynamiques, thermiques et chimiques de la pollution. Il est bien évident que notre ambition n'est pas de

réaliser un modèle complet de modélisation de la pollution atmosphérique mais d'avancer pas à pas sur chacun de ces aspects en développant des méthodes adaptées aux problèmes rencontrés.

Cette thèse est composée de 4 chapitres, on y trouvera non seulement une synthèse sur cette problématique, mais aussi les résultats des travaux de recherche réalisés sous forme de publications et communications internationales et nationales. Le Chapitre 1 (« État de l'art »), donne un aperçu sur les différentes techniques que nous comptons utiliser pour atteindre les objectifs visés: le Modèle Numérique de Dispersion (MND), l'Analyse du Cycle de Vie orientée Incendie (ACV- Incendie) et l'Analyse des Effets Environnementaux avec Aspect Accidentel (AEE – Aspect Accidentel), pour établir une base commune pour l'analyse du risque, du processus et l'étude spatiale et temporelle. Cette base permet l'utilisation combinée de ces trois outils et l'échange de données entre l'AEE- Aspect Accidentel, l'ACV-Incendie et le MND pour l'étude des impacts et la modélisation du risque incendie.

Le chapitre 2 « Modèle Numérique de Dispersion », est consacré à l'étude de l'interaction entre les effets thermique d'incendie et la dispersion des polluants générés par ce dernier. La complexité du problème multidisciplinaire étudié, nécessite le découplage des phénomènes les uns par rapport aux autres en établissant tout d'abord les équations régissant la dispersion des polluants (bilan massique) défini par la chimie et la dynamique atmosphérique ; et celles régissant l'effet thermique (bilan d'énergie). Le modèle de cinétique chimique est appliqué aux oxydes d'azote ; pour le modèle du couplage incendie – atmosphère, on a pris comme exemple l'accident survenu au terminal pétrolier de Skikda.

Dans le Chapitre 3 l'outil « ACV - Incendie » est proposé, outil réalisé à partir de l'ACV conventionnelle et complété par des modules pour permettre de tenir compte du risque incendie. Cet outil permettra également, en fonction des données de l'AEE- Aspect Accidentel de quantifier les aspects et impacts significatifs. L'ACV- incendie a été appliquée depuis son développement à quatre cas différents : Poste de télévision, câble, mobilier et étude de cas sur le bâtiment (essai). On a essayé d'adapter la méthode ACV – incendie à l'étude d'un cas industriel ; les réservoirs de stockage des hydrocarbures.

Le Chapitre 4 « Approche combinée : AEE- ACV- MND », constitue le point central de ce travail. Un parallèle entre les outils d'analyse des risques, les méthodes du processus et les modèles numériques sera établi pour mettre en avant leurs points communs et leurs différences. Cette base permettra l'utilisation combinée des méthodes et l'échange des données entre ces trois outils. En premier temps, Le modèle général de cette approche est présenté et est appliqué à une pollution chronique qui est celle de la cimenterie malgré que le risque incendie n'est pas vraiment remarquable, mais la pollution est significative, et en deuxième temps, nous avons optés à des bi – combinaisons entre les outils avec leur application à une installation classée représentant une pollution accidentelle qui est la raffinerie.

En conclusion de cette thèse. Nous établirons un bilan de l'approche proposée en dressant ses points forts et ses points faibles et nous donnerons ses perspectives en matière de recherche et d'applications.

Chapitre 1. Etat de l'art

1.1. MODELE NUMERIQUE DE DISPERSION

- 1.1.1. L'atmosphère terrestre
- 1.1.2. La dispersion atmosphérique
- 1.1.3. La modélisation de la dispersion atmosphérique
- 1.1.4. Phénoménologie et modélisation des effets de l'incendie

1.2. ACV ORIENTEE INCENDIE

- 1.2.1. L'Analyse de Cycle de Vie : Un outil d'évaluation environnementale globale
- 1.2.2. Description du modèle ACV – Incendie
- 1.2.3. Modèle statistique des incendies
- 1.2.4. Données de l'Inventaire du Cycle de Vie – Incendie (ICV- Incendie)

1.3. ANALYSE DES EFFETS ENVIRONNEMENTAUX (AEE)

- 1.3.1. La méthode de gestion du risque : AMDEC
- 1.3.2. De l'analyse du risque par AMDEC à l'analyse environnementale par AEE

1.4. CONCLUSION

1 Etat de l'Art

Proposer une approche intégrée : Analyse des effets environnementaux / Analyse de processus / Modélisation numérique, pour l'étude et la modélisation des impacts d'un incendie industriel accidentel, tel est l'objectif de cette thèse (figure 1.1). La démarche comprend au départ trois étapes successives :

L'Analyse des Effets Environnementaux avec introduction de l'Aspect Accidentel (AEE-Aspect Accidentel) est une méthode basée sur la méthode d'Analyse des Modes de Défaillances, de leurs Effets et de leur Criticité (AMDEC). Elle permet de déterminer les impacts en état normal et accidentel (incendie) sur l'environnement de manière systématique. Les résultats de cette analyse AEE- Aspect Accidentel constitueront alors une connaissance experte du système industriel que nous étudions.

L'Analyse du Cycle de Vie orientée incendie (ACV- Incendie) permet ensuite de prendre en compte l'aspect quantitatif des résultats de l' "AEE-Aspect Accidentel" et fournit un inventaire dont les résultats quantitatifs, appelés Inventaire du Cycle de Vie orientée Incendie (ICV- Incendie) sont intégrés dans l'étape suivante.

Le Modèle Numérique de Dispersion (MND) utilise alors les résultats de l' "ICV-Incendie" pour évaluer la dispersion des polluants générés lors d'un incendie dans l'espace et dans le temps.

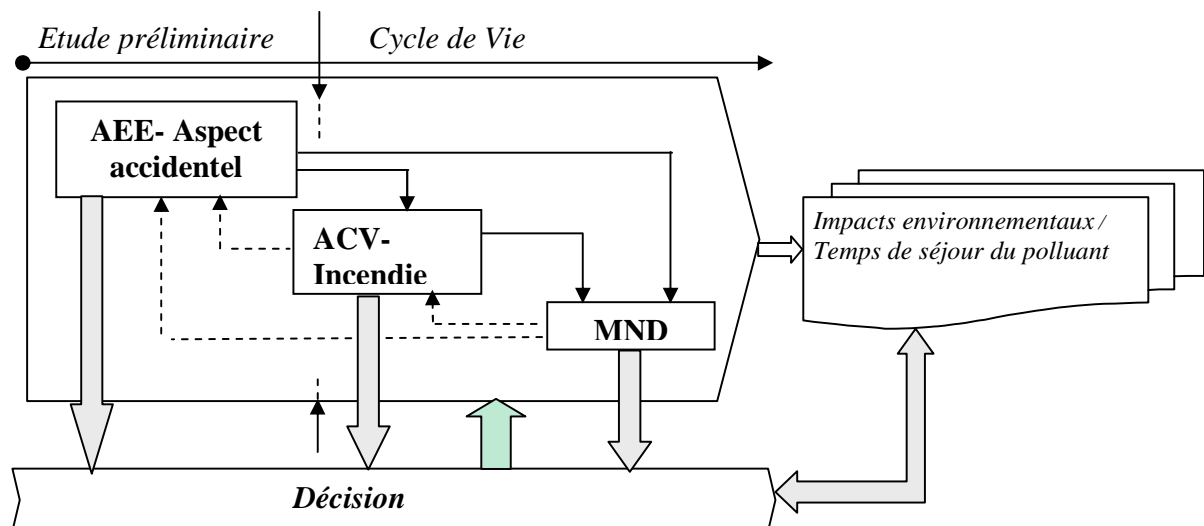


Figure 1.1. Approche intégrée proposée

Dans ce chapitre, nous allons en particulier faire porter notre analyse de l'état de l'art sur les points forts et faibles des méthodes associées à la démarche proposée. En particulier nous nous demanderons quels outils utiliser et à quelle étape du processus (Kortman et al., 1995) ? Pour cela nous proposerons de prendre en compte les trois niveaux d'intégration qui caractérisent l'approche mise en œuvre pour le développement d'un Eco - produit (Lenox et al., 1997) :

- Premier niveau: la phase du développement de l'Eco - produit. Quatre grandes étapes peuvent être considérées : analyse des besoins, exigences et spécifications, conceptions du produit ou conception des processus. A ce niveau l'AEE est alors la méthode la mieux adaptée pour répondre à la demande. Ce sera le premier maillon de notre démarche;
- Deuxième niveau: la phase du cycle de vie du produit sur laquelle porte l'outil d'analyse (choix des matériaux, fabrication, utilisation ou fin de vie). Dans ce cas l'ACV (Analyse du Cycle de Vie) est l'outil représentatif choisi pour cette étape ;
- Troisième niveau: le domaine d'aide à la décision recherché pour le produit (inventaire des flux, évaluation des impacts ou amélioration de la conception). L'association d'une combinaison ACV et modèle numérique de dispersion des polluants en atmosphère (MND) fournit alors une méthode pertinente pour répondre au questionnement.

1.1. MODELE NUMERIQUE DE DISPERSION

1.1.1. L'atmosphère terrestre

L'atmosphère terrestre se découpe habituellement en couches délimitées par des niveaux caractéristiques à des altitudes déterminées par la variation du gradient de température. En partant du sol vers les pressions faibles, on distingue notamment la troposphère, la stratosphère, la mésosphère, suivie de la thermosphère (figure 1.2). On divise les basses couches atmosphériques (altitude inférieure à 10 km) en deux parties distinctes : la couche libre et la couche limite atmosphérique.

- **La couche libre** : Cette couche est la partie supérieure de la troposphère. Le vent y est déterminé par de grands mouvements d'ensemble à l'échelle de la planète et est appelé vent géostrophique. Il résulte de l'équilibre entre les forces de gradient de pression et la force de Coriolis due à la rotation de la Terre.
- **La Couche Limite Atmosphérique (CLA)** : La CLA est la partie proche de la surface terrestre. Le sol y perturbe l'écoulement de l'air et donne naissance à une forte agitation appelée turbulence. La variation diurne du rayonnement solaire y est directement perceptible d'un point de vue thermique.

La hauteur de la CLA varie dans le temps et dans l'espace. Elle est comprise en moyenne entre 100 et 3000 mètres. La partie supérieure de la CLA est appelée la couche d'Ekman. Les masses d'air y subissent à la fois le frottement de l'air sur la surface terrestre, la stratification thermique de l'air et la force de Coriolis. La rotation de la direction du vent avec l'altitude peut atteindre 30 à 40 degrés. Ensuite la couche de surface, de dix à quelques dizaines de mètres, représente environ 10 % de la CLA.

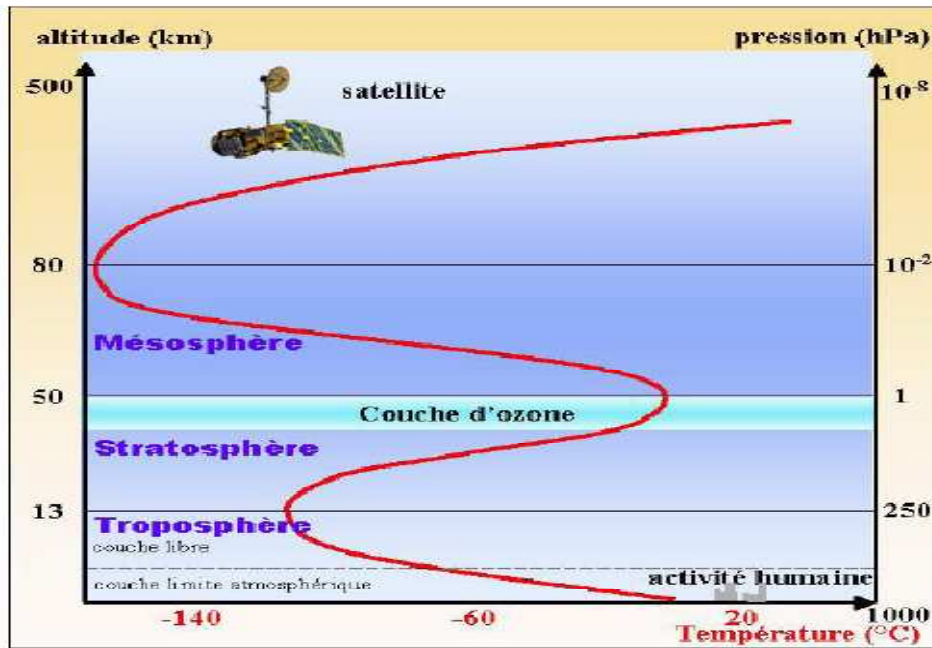


Figure 1.2. Les différentes couches atmosphériques

La turbulence y est homogène, et la force de Coriolis négligeable devant les forces de frottement dues au sol. Enfin, la direction du vent (composante horizontale de la vitesse) ne varie pas avec la hauteur alors que son intensité est proportionnelle au logarithme de l'altitude. La partie inférieure de la couche de surface, directement en contact avec la surface terrestre, est la sous-couche rugueuse. Elle se trouve au voisinage immédiat du sol. C'est une zone de mélange des sillages des obstacles rencontrés par le vent. Les champs de vitesses y sont fortement hétérogènes et instationnaires et les forces de frottement y sont prépondérantes. Son épaisseur varie en fonction de la nature du terrain, de quelques millimètres en mer à quelques dizaines de mètres en zone urbaine. C'est au travers de cette couche que se font les échanges de masse, d'énergie, et d'humidité entre le sol et la couche limite atmosphérique. Elle est caractérisée par la longueur de rugosité aérodynamique. Pour plus d'information sur l'atmosphère et ses caractéristiques on consultera par exemple le manuel de météorologie générale (Triplet et Roche, 1986), un classique de l'enseignement de la météorologie en France.

L'atmosphère terrestre contient des milliers de composés gazeux. L'influence de l'un de ces composés dépend de 3 facteurs (Seinfeld., 1986) :

- La concentration : un composé peut ne pas être polluant à une concentration donnée, mais une augmentation de sa concentration peut causer des effets sur l'environnement. Le dioxyde de carbone est, par exemple, essentiel aux plantes mais peut conduire à un réchauffement global dans des concentrations trop importantes.

- La localisation : un composé peut être dangereux ou bénéfique suivant l'endroit où il se trouve. L'ozone stratosphérique nous protège des rayons ultraviolets alors qu'en milieu urbain c'est un polluant.
- Le temps : l'intervalle de temps pendant lequel les modifications prennent place est important. Si la concentration d'un composé augmente lentement, l'écosystème va pouvoir s'adapter (formation de l'oxygène autour de notre planète par exemple). Mais depuis la révolution industrielle les augmentations de concentrations de certains composés ne permettent pas à notre écosystème de s'adapter, le mettant ainsi en danger, c'est le cas de l'ozone par exemple.

L'atmosphère est globalement dans un équilibre stationnaire, ceci impose que l'ensemble des espèces qui y sont injectées soient éliminées par des transformations chimiques rapides à l'échelle humaine. Un grand nombre de ces réactions sont des oxydations progressives des composés carbonés, en dioxyde de carbone (CO_2), des composés azotés et soufrés en HNO_3 et H_2SO_4 . Du point de vue des mécanismes réactionnels, ces oxydations suivent un chemin complexe qui met en jeu de nombreuses étapes de catalyse. Le radical OH initie la majorité des oxydations atmosphériques, l'autre espèce clé des oxydations atmosphériques est l'ozone, composé suffisamment stable dans l'atmosphère pour pouvoir s'accumuler et être transporté, et suffisamment réactif pour intervenir dans de nombreux processus. L'ozone représente en effet :

- La source primaire principale des radicaux OH,
- Un constituant dont l'augmentation, tant chronique dans la troposphère générale, qu'aiguë dans les zones habitées, constitue aujourd'hui l'une des préoccupations majeures en matière de pollution atmosphérique. L'ozone est même considéré comme un facteur de risque sanitaire augmentant la mortalité (Sartor et al., 1997).

Les principaux chaînons et processus de la chimie troposphérique seront ainsi résumés, successivement en quatre groupes de réactions clef (Atkinson., 2000 ; Brulfert., 2004 ; Jacob., 2000) :

- Réactions de formation de composés organiques ;
- Mécanismes impliqués dans la formation de l'ozone ;
- Réactions sources et puits de radicaux : HOx ;
- Réactions associées aux dioxydes d'azote : NOx.

1.1.2. La dispersion atmosphérique

La dispersion atmosphérique caractérise le devenir dans le temps et dans l'espace d'un ensemble de particules (aérosols, gaz, poussières) rejetées dans l'atmosphère (Arya., 1999). L'émission d'un produit à l'atmosphère peut revêtir un caractère :

- Soit chronique, avec des émissions à l'atmosphère plus ou moins continues ou périodiques dans le temps. Les rejets sont les sous-produits indésirables de toute activité humaine, par exemple, les gaz d'échappement des voitures, les fumées d'usines, de

chauffages urbains ou toute forme de pollution diffuse (émission de gaz issu d'une décharge...).

- Soit accidentel, avec des émissions à l'atmosphère ponctuelles dans le temps, non désirées comme la fuite d'une cuve ou un dégagement de fumées dû à un incendie.

La connaissance des mécanismes de dispersion atmosphérique peut s'appliquer dans plusieurs contextes :

- Lors d'une étude des dangers, la réalisation d'une étude de dispersion atmosphérique permet d'envisager a priori, à titre prévisionnel, les risques potentiels d'une installation industrielle et de proposer des barrières de sécurité et des plans de secours;
- Lors d'un rejet accidentel, la modélisation de la dispersion atmosphérique permet d'évaluer les mesures à prendre en temps réel ;
- En situation post-accidentelle, l'analyse des conditions de dispersion dans l'atmosphère peut permettre de mieux comprendre le déroulement et les conséquences de ces accidents.

Il s'agit ici à la fois d'identifier les mécanismes physiques intervenant dans la dispersion atmosphérique d'une substance, et de présenter les principales méthodes d'estimation de la dispersion atmosphérique d'un produit et en particulier celles relatives aux outils de résolution numérique.

La modélisation des effets d'un phénomène accidentel comprend 3 composantes, à savoir les modélisations du « terme source », de la « propagation » de cette source dans l'environnement et l'effet sur les « cibles » (Couillet., 2002).

La dispersion atmosphérique d'un produit rejeté accidentellement dépend essentiellement (Popescu et al. 1998) :

- Des caractéristiques de la source d'émission (énergie cinétique, direction du rejet, densité du produit rejeté, durée de la fuite, conditions de la fuite...);
- Des conditions météorologiques comme la vitesse du vent, la stabilité de l'atmosphère, l'hygrométrie, la température ambiante ;
- Des conditions orographiques, c'est-à-dire essentiellement l'état de « rugosité » du sol qui varie selon qu'il s'agit d'un champ cultivé, d'une forêt ou d'une zone industrielle...

1.1.3. La modélisation de la dispersion atmosphérique

La dispersion atmosphérique d'un produit peut être étudiée selon différentes approches avec (Mouilleau, 1991a) :

- La réalisation d'essais en grandeur réelle ;
- La simulation sur maquette (hydraulique ou aéraulique) ;
- L'utilisation de codes de calcul mathématiques.

1.1.3.1. Réalisation d'essais en grandeur réelle

Les essais en grandeur réelle peuvent être réalisés pour estimer la dispersion sur un site donné ou approfondir les connaissances sur certains mécanismes de dispersion. A titre d'illustration, la campagne de Thorney Island représente 29 rejets réalisés pendant un an et demi. Cette campagne a permis de collecter plus de 8 500 000 mesures par essai recueillies par environ 200 capteurs de concentrations, de vitesse, de température, de pression (CCPS, 1996).

D'une manière générale, ces essais sont relativement coûteux du fait de l'importance des moyens dont il faut disposer (systèmes d'acquisition de données, systèmes de rejet, quantités de gaz à rejeter, main d'œuvre, site disponible pour la réalisation de ces essais). A ces contraintes, il convient d'ajouter l'impossibilité de maîtriser les situations météorologiques.

1.1.3.2. Essais à échelle réduite

Les essais à échelle réduite se font généralement sur une maquette placée dans une soufflerie ou une veine hydraulique. L'échelle de travail est en général de l'ordre du 1/50^e. Pour représenter un phénomène identique à ce que l'on observerait dans la réalité, il faut s'assurer de la conservation de grandeurs adimensionnelles de façon à garder le même système d'équations pour les essais en grandeur réelle et ceux à échelle réduite (Couillet., 2002).

1.1.3.3. Modélisation numérique

La modélisation numérique présente a priori des avantages certains par rapport aux techniques physiques que sont les essais in situ ou à échelle réduite :

- Rapidité de l'étude ;
- Possibilité d'envisager un grand nombre de situations.

L'évolution des outils numériques de dispersion s'est faite parallèlement à la capacité des ordinateurs, même si certaines techniques de calcul sophistiquées ont des origines assez anciennes. Trois principales familles d'outil de calcul existent. Elles sont citées ci-après par ordre de complexité croissante :

- Les **modèles gaussiens** qui permettent d'estimer la dispersion des gaz neutres ou passifs de masse volumique très proche de celle de l'air (Couillet., 2002);
- Les **modèles intégraux** à utiliser dès que le rejet perturbe l'écoulement atmosphérique de l'air. Pour la modélisation des nuages de gaz passifs (dès leur rejet ou après une dilution suffisamment importante), l'outil intégral utilise un modèle gaussien (Couillet ., 2002) ;
- Les **modèles CFD** (Computational Fluid Dynamics), parfois appelés **outils 3D**, qui permettent de résoudre les équations de la mécanique des fluides. Du point de vue théorique, la validation des modèles tridimensionnels est plus facile à faire que celle des modèles de type intégral car les résultats se présentent sous la forme de variations spatio-temporelles des grandeurs physiques. La modélisation tridimensionnelle apporte des

informations qualitatives en plus des résultats quantitatifs : elle permet d'observer très facilement l'évolution du nuage que ce soit en perspective ou dans des coupes. Enfin, d'autres grandeurs telles que la température, la vitesse ou la pression peuvent servir aux validations. Les avantages des modèles tridimensionnels permettent de pallier de nombreuses limitations identifiées pour d'autres types de modèles tels les modèles gaussiens ou les modèles intégraux :

- Le modèle prend en compte la réalité du terrain, les obstacles, même près de la source ;
- Il permet une grande liberté de choix quant aux types de sorties que l'on peut obtenir : champ de concentrations en temps réel pour quelques points particuliers, champ de concentration dans tout l'espace.

Toutefois, des inconvénients dans l'emploi des modèles tridimensionnels subsistent tels :

- Une mise en œuvre complexe due essentiellement à la lourdeur du système lui-même ;
- Des temps de calcul longs (plusieurs heures voire plusieurs jours) ;
- Un matériel informatique important.

On distingue pour les modèles CFD, trois modèles numériques de dispersion (Couillet., 2002; Phillippe., 2004): les modèles Eulériens, les modèles Lagrangiens et les modèles Episodiques.

Modèle Eulérien

Le point de vue Eulérien consiste à étudier les équations dans un référentiel fixe par rapport à la terre. Ce modèle nécessite un maillage dans lequel nous suivons l'évolution des polluants. Cette grille a l'avantage de permettre de calculer, sur tout le domaine désiré, les différentes grandeurs physiques nécessaires à l'étude de la pollution atmosphérique. Mais, elle limite par ailleurs la précision de calcul. En effet, les modèles de grille ne sont pas capables de résoudre la variation des paramètres à une échelle inférieure à la taille des mailles. Les phénomènes de petites tailles ne sont donc pas pris en compte dans la résolution des équations, ils sont paramétrés de façon statistique.

De plus, les émissions sont uniformes et moyennées dans le volume d'une cellule, ce qui ne permet pas de prendre en compte la taille réelle des sources polluantes. Réduire la taille de la grille sur tout le domaine augmenterait considérablement le temps de calcul, et une précision importante n'est pas nécessaire partout. C'est pourquoi une des méthodes employées est le raffinement local pour affiner le calcul aux endroits caractérisés par les plus petites échelles (Ciarlet., 1982 ; Raviart et Thomas., 1983).

Pour résoudre ces équations en tenant compte de la turbulence, le modèle doit décomposer les composantes de la vitesse en la somme d'une moyenne et de fluctuations, générant ainsi de

nouvelles inconnues. Il faut alors de nouvelles équations pour fermer le système. Ces équations correspondent à des hypothèses semi-empiriques plus ou moins complexes, qui représentent plus ou moins bien les phénomènes physiques. Afin de résoudre le système, le modèle doit discrétiser numériquement les équations à résoudre. Ceci se fait par l'intermédiaire d'un maillage qui peut être plus ou moins complexe.

De ce point de vue, les modèles Eulériens diffèrent également suivant le schéma de résolution numérique qu'ils adoptent (Glockner, 2000):

- **Eléments finis:** Le maillage est défini par des lignes de nœuds qui épousent à une homothétie près, la forme du relief. Le principal inconvénient des différences finies réside dans le manque de souplesse dans le dessin du maillage.
- **Différences finies:** C'est la méthodologie la plus utilisée, essentiellement du fait de la facilité de mise en œuvre.
- **Volumes finis:** Cette méthode plus élaborée, permet d'améliorer la convergence et évite la diffusion numérique.

Modèle Lagrangien

Le modèle Lagrangien consiste à fixer un repère sur une particule virtuelle représentative du déplacement général des polluants, et à suivre son évolution. Une boîte Lagrangienne peut comporter un ou plusieurs niveaux de hauteur (permettant la prise en compte de la diffusion des polluants), elle est ensuite transportée par les vents, passant au-dessus des différentes sources polluantes où alors les émissions sont injectées dans la boîte. Seule la chimie est résolue de façon précise dans ce cas, c'est pourquoi cette approche comporte des modules chimiques très importants. Le modèle Lagrangien nécessite une météorologie assez simple et constante sur toute la boîte. Ce modèle est plus souvent utilisé pour la résolution des modèles de panaches (Janssen et al., 1990- 1991 ; Bange et al., 1991 ; Philippe et al., 2000). Dans ce cas les modèles de panache font l'objet d'implantation locale de "petits modèles Eulériens" afin d'augmenter localement la précision des calculs.

Couplage Eulérien – Lagrangien

Le couplage des deux méthodes précédentes permet de gagner en précision sans avoir à raffiner le domaine (Lippardht., 1997). Cela consiste à résoudre de façon Eulérienne, avec un maillage à grandes mailles le domaine souhaité, et d'appliquer à chaque source d'émission un modèle de panache Lagrangien qui communique ses données aux mailles Eulériennes dans lesquelles il se situe. La maille Eulérienne fournit, quant à elle, les taux de concentration ambiants au modèle Lagrangien. Ce couplage permet une discrétisation spatiale uniquement aux endroits nécessaires (au sein du panache) et une modélisation du panache dès son émission.

Modèles Episodiques

Pour évaluer l'impact de la pollution due à une exposition quotidienne aux polluants sur de longues périodes, il est nécessaire de procéder à des simulations longues (de plusieurs mois, voir

plusieurs années) (Philippe., 2004). Le temps de calcul que cela nécessite pousse vers la parallélisation des codes de calcul ou vers la simulation de scénarii de quelques jours représentatifs de la totalité de la période d'étude. Cette approche fait appel à la fois à des méthodes statistiques et à une résolution Eulérienne classique des équations.

1.1.4. Phénoménologie et modélisation des effets de l'incendie

L'interaction entre l'incendie et l'environnement est illustrée par la Figure (1.3), elle comporte principalement trois étapes : terme source, dispersion et impact sur les personnes (Chivas., 2005).

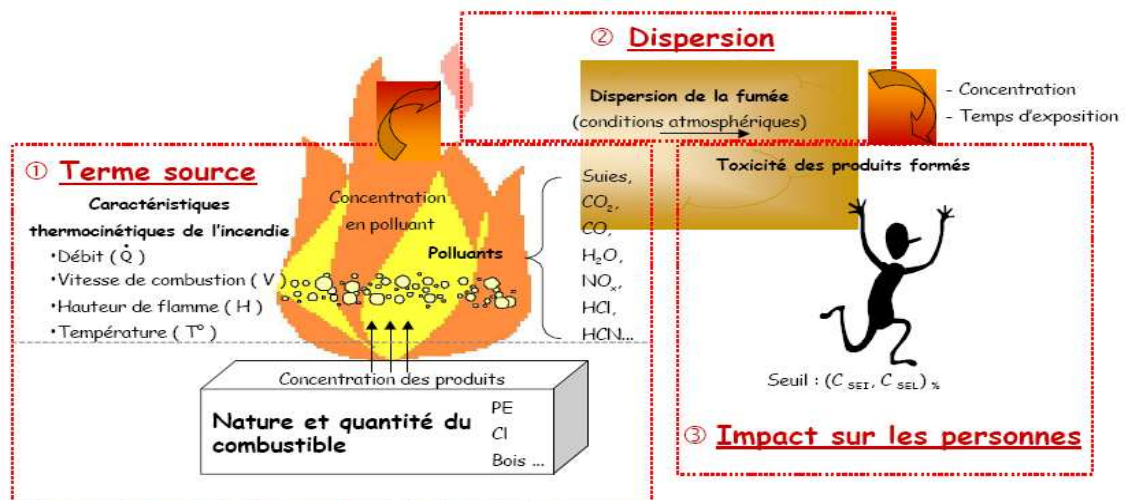


Figure 1.3. Représentation schématique de l'émission de polluants engendrés par un incendie de stockage de combustibles

1.1.4.1. Terme source

Le terme source désigne la composition en nature et en quantité de fumées émises par l'incendie étudié. Il constitue en pratique, les données "d'entrée" pour la dispersion atmosphérique. Au cours d'un incendie, les fumées sont émises en partie supérieure du volume formé par les flammes. Les caractéristiques thermocinétiques de l'incendie sont la hauteur des flammes, l'énergie thermocinétique initiale, la vitesse (combustion, propagation de flamme, etc.), la température ainsi que la concentration en gaz toxique (Marlair et al., 1998) . Ces valeurs dépendent notamment du combustible impliqué et des conditions de stockage de ces produits.

Les matériaux usuels impliqués dans les feux (matériaux cellulosiques, produits hydrocarbonés...) sont constitués des éléments principaux suivants : le carbone, l'oxygène et l'hydrogène de telle sorte que la plupart des produits de combustion correspondent à des dérivés du type CO , CO_2 , H_2O . Les autres éléments couramment présents N , Cl , F et Br (hétéroatomes 1)

se recombinaient en gaz toxiques, les plus courants sont HCN, HCl, HF, HBr. En complément, la combustion incomplète des matières organiques génère du CO au lieu du CO₂, de la suie (principalement constituée de carbone), et plusieurs composés hydrocarbonés résultant de la décomposition thermique du combustible (Nelson., 1998 ; Marlair et al., 1996) .

1.1.4.2. Dispersion atmosphérique

Le terme dispersion atmosphérique peut désigner soit un phénomène dangereux tel que défini dans le glossaire technique des risques technologiques (octobre 2005 – MEDD) : "Rupture d'une canalisation à x% de section contenant le produit Y avec une durée de fuite de z minutes" ; soit le phénomène physique c'est à dire les mécanismes physiques de mélange d'une substance dans l'air de l'atmosphère. La dispersion atmosphérique correspond au devenir d'un nuage de produits dangereux (substance inflammable, toxique...) dans le temps et dans l'espace. La dilution du panache de fumées dans l'atmosphère va dépendre de plusieurs paramètres :

1. Les conditions de rejet (nature du nuage de produit, mode d'émission, température...) : S'agissant de la hauteur h de la base du panache de fumées, toutes choses égales par ailleurs, les concentrations en gaz toxiques observées au sol sous le vent de l'incendie seront d'autant plus importantes que la hauteur h de la base du panache de fumée sera faible. Qualitativement, les paramètres traduisant l'écart de température entre les fumées et l'air ambiant et ceux représentant la vitesse ascensionnelle initiale ont le même type d'influence. En effet, plus les fumées ont une température importante, plus elles sont susceptibles de s'élever du fait de la poussée induite par la différence de densité avec l'air. De même, plus la vitesse ascensionnelle initiale est importante, directement liée aux caractéristiques thermocinétiques de l'incendie, plus les fumées s'élèveront.
2. Les conditions météorologiques (champ de vents, de températures...) : La dispersion des fumées toxiques dans l'atmosphère dépend des caractéristiques d'émission et des conditions météorologiques, en particulier la turbulence de l'atmosphère et la vitesse du vent [Couillet, 2002], la présence ou l'absence d'une inversion de température.

La turbulence atmosphérique est due à la fois à des turbulences d'origine mécanique, engendrées par la rugosité du sol, et à des turbulences d'origine thermique liées à la stratification verticale de la température de l'atmosphère. Deux types de turbulences mécaniques peuvent être distinguées : la turbulence à petite échelle et la turbulence à grande échelle. La turbulence à petite échelle est influencée par la rugosité du sol. La turbulence à grande échelle est liée à des phénomènes météorologiques lointains. Par ailleurs, concernant les turbulences d'origine thermique, une caractéristique importante est la stabilité atmosphérique.

Quel que soit l'état de stabilité de l'atmosphère, un rejet continu de gaz plus léger que l'air conduit à la formation d'un panache qui s'élève tant que sa masse volumique reste faible devant celle de l'air. Tout en s'élevant, de l'air est introduit dans le panache. Ainsi, à partir d'une certaine altitude, le panache devient aussi dense que son environnement, son

élévation cesse et la dispersion s'opère alors à altitude quasi constante. Le panache est alors "couché". Par ailleurs, la dispersion d'un polluant gazeux léger s'opère d'autant plus près du sol que la vitesse du vent est grande. De ce fait, les concentrations susceptibles d'être observées au sol, sous le vent d'un rejet, peuvent dans certains cas, malgré un grand apport d'air, croître avec la vitesse du vent (Davidson, 1990).

3. L'environnement (nature du sol, présence d'obstacles, topographie...) : La dispersion atmosphérique de la fumée est influencée par l'occupation du sol, à la fois dans le champ proche avec la présence d'obstacles isolés (bâtiments industriels, lotissements...), mais aussi dans le champ lointain avec l'existence d'accidents topographiques (vallées, falaises, collines, buttes ...). Ces éléments perturbent le champ de vent de façon mécanique. Par ailleurs, les éventuelles discontinuités de recouvrement du sol vont être à l'origine d'effets thermiques propres à modifier le champ de vent avec la formation de mécanismes de brise.

La modélisation de la dispersion du panache lors d'un incendie suit les mêmes approches présentées dans le paragraphe (1.1.3) :

- La réalisation d'essais en grandeur réelle ;
- La simulation sur maquette (hydraulique ou aéraulique) ;
- L'utilisation de codes de calcul mathématiques.

1.1.4.3. Impact sur les personnes

Deux types d'exposition aux fumées sont à considérer dans l'étude de l'impact toxique :

- Milieu confiné (incidence directe sur l'homme par diverses voies : inhalation, contact avec la peau ou les muqueuses) ;
- Milieu non confiné (incidence sur la population voisine liée à la dispersion atmosphérique du nuage toxique).

La toxicité par inhalation des produits formés est fonction de la nature des polluants émis et de leurs concentrations. Les seuils de toxicité des effets irréversibles et létaux (SEI et SEL) associés sont généralement connus pour une durée d'exposition donnée.

1.2. ACV ORIENTEE INCENDIE

La prise en compte de l'environnement a été traditionnellement déclinée soit par type d'impact environnemental (déchets, pollutions, consommation d'énergie...), soit par secteur d'activités (industries, transports...), approches qui se sont souvent révélées trop parcellaires pour justifier du bien fondé environnemental des efforts à réaliser. La diminution de tel ou tel impact modifiait les autres caractéristiques des systèmes considérés, sans que l'on puisse évaluer la pertinence globale de ces modifications.

Au début des années 90, est apparue la nécessité de mettre en œuvre des approches multicritères (Consommation de matières et d'énergies, émissions dans l'air et dans l'eau, déchets), prenant en compte l'ensemble des étapes du cycle de vie des produits, de leur fabrication à leur élimination finale en passant par leur phase d'utilisation. Par la suite, le développement de la normalisation internationale (famille des normes ISO 14040) a fixé des bases méthodologiques et déontologiques et retenu le terme "Analyse du cycle de vie" (ACV) en lieu. Depuis 1997, les pratiques se sont donc progressivement harmonisées et les résultats sont ainsi devenus plus robustes et fiables tandis que leur communication se faisait de manière plus formalisée.

Dans le domaine de l'évaluation globale et multicritères des impacts environnementaux, l'ACV est l'outil le plus abouti. Sa pratique et sa diffusion actuelles contribuent à en faire un instrument de plus en plus performant et reconnu. Il peut être utilisé au sein de démarches de développement durable, notamment celles orientées sur les produits (Kannan et al., 2004 ; Jensen et al., 1997 ; Mouron et al., 2006 ; Rebitzera et al., 2004) . Néanmoins, il ne traite pas la dimension environnementale dans les conditions anormales tel que le cas des accidents (Andersson et al., 2004). De par le monde, l'incendie a toujours constitué statistiquement l'accident industriel le plus fréquent (Chang et al ., 2006 ; Persson et al., 2004 ; Russo., 2005 ; Seillan., 2004 ; Trouvé., 2006).

Le modèle "ACV- Incendie" a été développé par l'Institut National Suédois (Andersson et al., 2004 ; Simonson et al., 1998 ; Simonson et al ., 1999). Il est fondé sur la méthode conventionnelle ACV ou "Analyse du Cycle de Vie" avec, comme modification la plus importante, l'introduction des effets environnementaux des incendies. La méthode "ACV – Incendie" a été appliquée depuis son développement initial, à différents cas : Poste de télévision (Andersson et al.), câble et mobilier (Simonson et al., 2002) , étude de cas sur le bâtiment (essai) (Simonson et al., 2003) et les réservoirs de stockage des hydrocarbures 2004 (Hamzi et al., 2008).

1.2.1. L'Analyse du Cycle de Vie : Un outil d'évaluation environnementale globale

1.2.1.1. Définition et Objectifs

L'organisation internationale de normalisation (ISO) définit l'Analyse du Cycle de Vie (ACV), ou écobilan, comme suit : «Compilation et évaluation des entrants et sortants, ainsi que des impacts potentiels environnementaux d'un système de produits au cours de son cycle de vie" (ISO 14040,1997). Parmi les outils proposés pour la gestion du cycle de vie (GCV), l'ACV constitue une des méthodes les plus complètes et performantes. L'ACV est l'outil qui permet d'évaluer les conséquences environnementales d'un produit ou d'une activité sur l'ensemble de son cycle de vie. En effet, l'analyse prend en compte (figure 1.4) (AFNOR 1994):

- L'extraction et la transformation des matières premières ;
- La fabrication ;
- L'emballage et la distribution ;
- L'utilisation ;
- La fin de vie du produit.

L'ACV est largement utilisée (Bretz et al., 1997; Eriksson et al., 1996; Franke et al., 1995; Furuholt., 1995; Pessa., 1993 ; Steele et al., 1998), elle a comme principal objectif de permettre la réduction des impacts des produits et services sur l'environnement (El Sayed et al., 2004). Pour les entreprises, les concepteurs et les gouvernements, l'ACV est un outil d'aide à la décision pour l'application du développement durable (Azapagic., 1999).

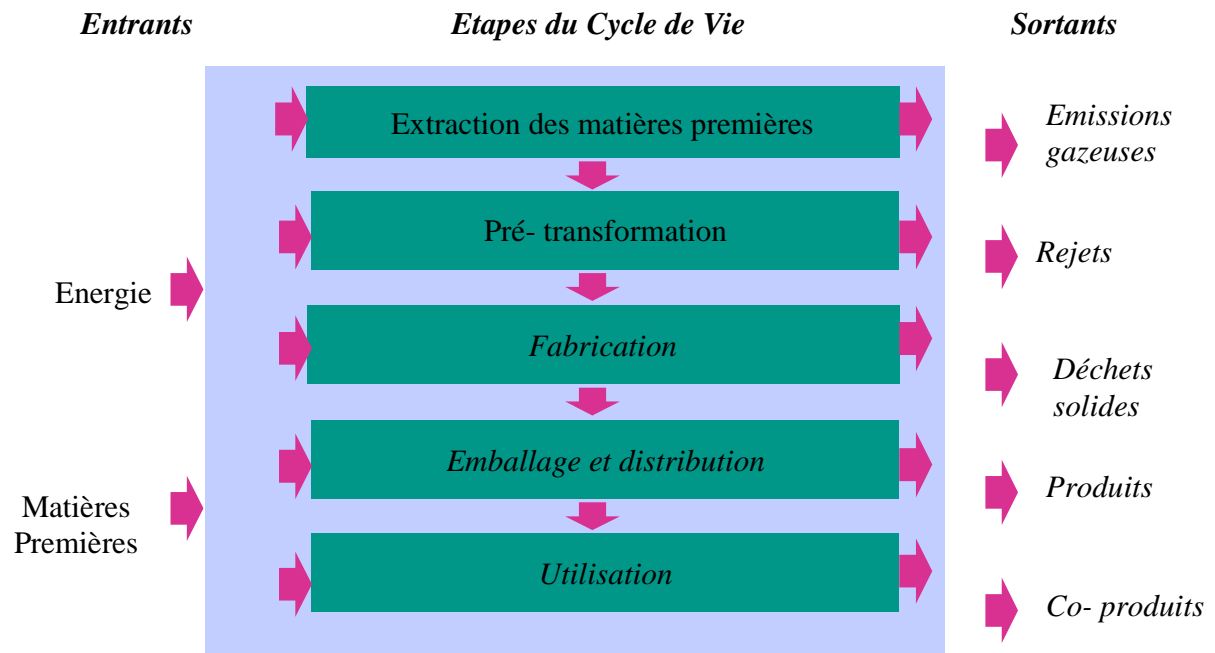


Figure 1.4. Flux des matières de l'ACV

1.2.1.2. Cadre méthodologique de l'ACV

Régie par les normes de la série ISO 14040, l'analyse du cycle de vie (ACV) comporte quatre phases:

- Définir les objectifs et le champ de l'étude (c'est à dire le cadre méthodologique auquel doivent se conformer les phases suivantes) ;
- Effectuer l'inventaire de tous les entrants et sortants du ou des systèmes de produits ;
- Évaluer les impacts potentiels liés à ces entrants et sortants ;
- Interpréter les données d'inventaire et les résultats de l'évaluation des impacts.

La figure (1.5) présente le cadre d'une ACV, tel que suggéré par ISO. Comme le montre le schéma, l'ACV est un processus itératif. Les choix effectués au cours de l'étude peuvent être modifiés par l'acquisition d'informations nouvelles.

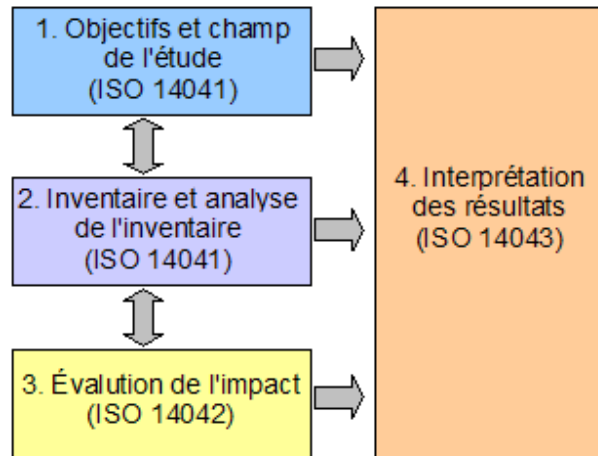


Figure 1.5. Cadre méthodologique d'une ACV selon ISO

Des variantes à la méthode, dues à des contraintes de temps et/ou de coûts, ont été formulées selon les principes cadres établis par SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry). Par exemple, les frontières du système peuvent être limitées à certaines étapes du cycle de vie ou à certaines catégories d'impacts ou encore aux plus grands contributeurs, identifiés selon le jugement et l'expérience d'experts.

L'analyse peut également être effectuée d'une façon strictement qualitative ou reposer essentiellement sur des données dites « secondaires », c'est-à-dire des données génériques provenant de la littérature ou de banques de données. De telles simplifications affectent la précision et l'applicabilité des résultats de l'ACV, mais permettent tout de même l'identification des impacts potentiels et, dans une certaine mesure, leur évaluation.

La définition du champ et des objectifs de l'étude

C'est globalement dans cette étape que sont définis les objectifs de l'étude, son champ (étude et système étudié), la fonction étudiée, l'unité fonctionnelle et les flux correspondants. Les objectifs de l'étude peuvent être très diversifiés, selon le commanditaire de l'étude, politique, scientifique, technique... Par exemple, un chef d'entreprise peut chercher à évaluer la performance environnementale de ses produits (pour son usine). Un décideur politique peut chercher un outil d'aide à la décision pour l'octroi d'une subvention. Enfin, l'objectif peut être simplement de faire progresser la compréhension des problèmes environnementaux liés à un produit, l'objectif est alors scientifique (Rousseaux., 2005).

La définition du champ découle de cet objectif, notamment le système étudié et l'échelle concernée seront très différents entre l'ACV d'un chef d'entreprise (le système étudié est celui connecté à son produit) et celle commanditée par un ministre, qui pourra, par exemple, être réalisée à l'échelle du territoire entier. Le choix des données employées devra s'envisager au regard de cet objectif. Le système de produits (l'ensemble des processus économiques pris en compte) est défini, c'est à dire que les limites du système à la fois par rapport à son environnement et par rapport aux autres systèmes de produits sont posées. Le diagramme des flux pour ce système de produits est élaboré. L'objectif influence finalement aussi le choix de la fonction étudiée et de l'unité fonctionnelle (UF) qui la caractérise. En effet, l'unité fonctionnelle est sensée représenter la fonction du système étudiée et c'est à cette unité que les impacts environnementaux seront rapportés.

L'analyse de l'inventaire du cycle de vie

L'étape d'inventaire d'analyse du cycle de vie (ICV) consiste à inventorier tous les flux à l'intérieur et à l'extérieur du système de l'étude (Benetto., 2005). Deux types de flux sont identifiés dans le cadre d'une analyse du cycle de vie :

- Les flux économiques qui sont les flux de matière, énergie, services, etc. échangés entre les processus élémentaires et avec des systèmes extérieurs.
- Les flux élémentaires qui sont des flux échangés avec l'écosphère (matières premières, déchets remis dans l'environnement et émissions).

L'inventaire et son analyse se font en 4 étapes :

1. Quantification de tous les flux économiques et élémentaires associés à chaque processus élémentaire : pour chaque étape du système, considéré comme une boîte noire, il faut quantifier tout ce qui entre et tout ce qui sort ;
2. Mise à l'échelle des flux économiques et élémentaires : il faut mettre à l'échelle tous les flux identifiés en fonction du flux de référence. Ceci consiste à prendre le flux de référence (la quantité étudiée du produit final) et à remonter de processus élémentaires en processus élémentaire tous les flux élémentaires correspondants ;
3. Quantification des émissions et extractions pour chaque processus élémentaires : le but de cette étape est de quantifier tous les éléments qui ont un impact environnemental à chaque étape ;
4. Agrégation des flux élémentaires : toutes les données pour une source d'impact sont agrégées pour calculer les impacts à l'étape suivante. Par exemple, toutes les émissions de CO₂ de l'ensemble du processus élémentaires sont additionnées en une seule valeur.

Évaluation des impacts du cycle de vie

L'évaluation des impacts du cycle de vie (EICV) est une étape importante de l'analyse du cycle de vie et vise à transformer un inventaire de flux en une série d'impacts clairement identifiables (Rousseaux., 1998). L'évaluation des impacts peut servir pour :

- Identifier et aider à classer les opportunités d'améliorations d'un système de produits,
- Caractériser la performance environnementale d'un système de produit,
- Comparer plusieurs systèmes de produits ayant la même fonction,
- Indiquer les points environnementaux nécessitant une action.

La phase d'évaluation des impacts comprend trois étapes obligatoires:

- 1) La première étape consiste à établir des **catégories d'impact** (tableau 1.1) répondant à des questions environnementales. Un *indicateur* et un *modèle de caractérisation* associé à cet indicateur sont alors définis ou choisis pour chaque catégorie d'impact (Khalifa., 1999). Le modèle précité permettra d'établir une relation quantitative entre les données d'inventaire et l'indicateur, grâce à des facteurs de caractérisation;
- 2) La seconde étape correspond à la **classification** des données d'inventaire, où chaque donnée est assignée à une catégorie d'impact (figure 1.6);
- 3) Enfin, la dernière étape prévoit l'**évaluation** de chaque catégorie d'impact à partir du calcul de la valeur de l'indicateur associé en utilisant le modèle et les facteurs de caractérisation propres à cet indicateur.

La définition de l'indicateur de catégorie, la mise au point des modèles de caractérisation et le calcul des facteurs de caractérisation ont fait l'objet de travaux scientifiques depuis plusieurs décennies et sont encore en cours d'élaboration ou d'amélioration pour certaines catégories d'impact.

Catégories d'impact de base	Catégories d'impact complémentaires selon les études
<ul style="list-style-type: none"> • Consommations de ressources abiotiques • Impacts liés à l'usage de surface: compétition pour l'espace • Changement climatique • Dégradation de l'ozone stratosphérique • Toxicité humaine • Toxicité écologique des eaux douces, des eaux marines et des écosystèmes terrestres • Formation de photo-oxydant • Acidification • Eutrophisation 	<ul style="list-style-type: none"> • Impacts liés à l'usage de surface: dégradation de la fonction de support de vie: diminution de la biodiversité • Toxicité écologique des sédiments d'eaux douces et des sédiments marins • Impacts d'irradiations ionisantes • Odeurs • Bruits • Production de chaleur •

Tableau 1.1. Catégories d'impact de base et complémentaires à prendre en compte dans une ACV (Guinée et al., 2002)

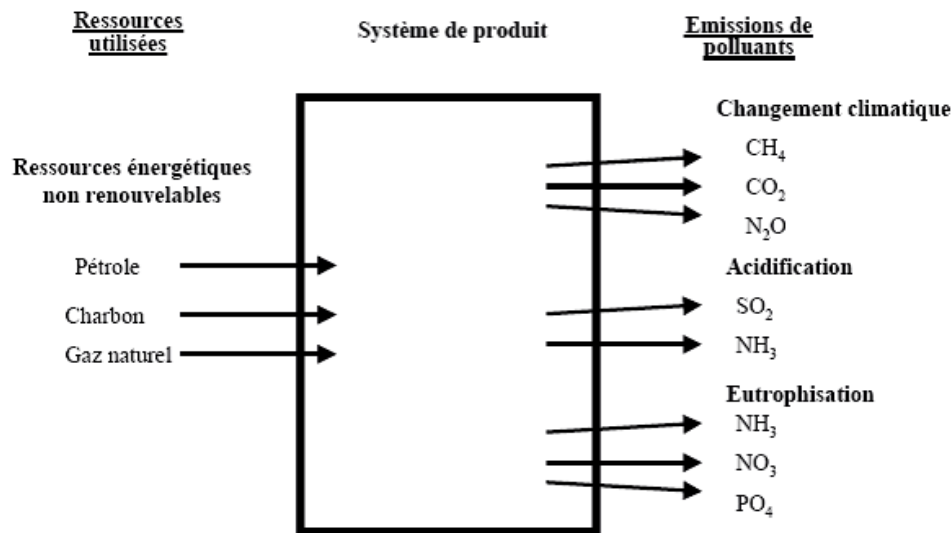


Figure 1.6. Etape de classification des données d'inventaire par catégorie d'impact dans la phase d'évaluation d'impact d'après Owens (1999)

L'interprétation de l'analyse du cycle de vie

L'interprétation vise à faire ressortir des conclusions de l'analyse. Il faut donc analyser les résultats, établir des conclusions et expliquer les limites de l'analyse réalisée. Il faut également fournir des résultats transparents, conformes à la définition du champ d'études, complets et aisés à comprendre. Dans le cadre d'une analyse du cycle de vie, le processus employé est aussi important que le résultat final, il faut donc laisser ce processus ouvert et compréhensible pour garantir au lecteur la possibilité de juger de l'apport de l'analyse réalisée. L'interprétation doit également mettre en avant les méthodes de vérification employées et doit clairement établir les limites de l'étude.

1.2.1.3. Points forts des ACV

L'ACV est un outil d'aide à la décision et de communication; il s'agit d'une analyse multicritères et non pas d'une analyse se fondant sur un seul point de vue qui bien sûr serait choisi à l'avantage de celui qui commande l'évaluation. En effet, non seulement différents impacts environnementaux sont envisagés, mais on mesure aussi l'apport de matières premières et la consommation d'énergie. La vision n'est donc pas restreinte à la seule question des pollutions mais s'étend aussi à la gestion des ressources.

Les ACV permettent de quantifier l'impact environnemental d'une décision, en connaissant les changements qu'engendre cette décision. On peut ainsi éviter les transferts de pollution d'un site à l'autre, et établir les possibles réductions de consommation / d'émissions lors de la modification

d'un site. Elles permettent aussi de comparer différents produits ou services en tenant compte de l'ensemble de leur cycle de vie et d'identifier leurs points faibles / forts respectifs.

La méthode jouit d'une certaine standardisation grâce aux normes ISO 14040 (principes et structure), 14041 (but et étendue, analyses d'inventaire), 14042 (évaluation d'impact du cycle de vie) et 14043 (interprétation du cycle de vie).

1.2.1.4. Limites des ACV

L'ACV est une méthode largement utilisée, mais elle présente aussi quelques limites citées par plusieurs auteurs (Lave., 1995 ; Portney et al., 1994 ; Fiskel et al., 1996 ; Hendrickson et al., 1997). La notion d'environnement est vaste, et les Analyses du Cycle de Vie ne visent pas à couvrir l'ensemble de la problématique environnementale: seul ce qui est quantitatif (mesurable), et extensif (sommable), est pris en compte. On parle de comptabilité environnementale. Ainsi, on ne prend pas en compte de façon directe l'impact des activités sur les paysages, le bruit, les odeurs, la toxicité des produits émis... ; cependant, des façons indirectes d'aborder ces domaines existent: les impacts environnementaux liés à la préservation des paysages peuvent être pris en compte dans les ACV, le nombre de personnes dérangées au delà d'un certain seuil peut être considéré, la création d'impacts spécifiques à la prise en compte de la toxicité a été réalisée...

La réalisation de l'inventaire pose aussi des difficultés, d'une part techniques liées à la pertinence des données, d'autre part relationnelles liées à la confidentialité de certaines données. En outre, les impacts calculés ne sont que des impacts potentiels; ils ne représentent pas forcément la réalité locale c'est ainsi que la réalisation d'un inventaire d'ACV doit s'appuyer au maximum sur des sources de données fiables et reconnues.

Les ACV sont essentiellement statiques: la dimension temporelle est laissée de côté, notamment pour des raisons de complexité. On ne peut donc pas parler par exemple de débits d'émissions.

Enfin, le facteur risque pour des cas accidentels n'est pas pris en considération dans les études ACV, seuls les entrants et les sortants ainsi que les impacts potentiels environnementaux dans le fonctionnement normal sont pris en considération (Simonson et Stripple., 1999).

1.2.2. Description du modèle ACV – Incendie

Schématiquement le modèle ACV proposé pour une "ACV - Incendie" peut être illustré par la figure (1.7). Le modèle est essentiellement équivalent à l'approche conventionnelle ACV avec l'introduction des effets des incendies. Durant le cycle de vie des produits à analyser, quelques produits peuvent être impliqués dans différents types de feux. Le modèle "ACV- Incendie" inclura donc des modules pour décrire le comportement du feu pour les différents types de feux et à chaque phase du cycle de vie. Des données statistiques des incendies sont utilisées pour estimer la quantité de matériel impliquée dans les différents types d'incendie. En outre, le modèle devrait également inclure des modules pour décrire les actions correctrices à prendre pour surmonter et limiter les effets des incendies, ainsi que, si possible, des modules concernant les processus d'extinction et de décontamination.

1.2.3. *Modèle statistique des incendies*

Le modèle d'incendie repose principalement sur une base de données qui recense les incendies qui ont, ou auraient pu, porter atteinte à la santé ou à la sécurité publique, l'agriculture, la nature et l'environnement. Pour l'essentiel, ces événements résultent d'installations industrielles ou agricoles classées ou susceptibles de l'être, mais aussi du transport de matières dangereuses et d'autres événements dont les enseignements leur sont transposables.

Une première typologie des événements répertoriés peut être déterminée en fonction de leurs caractéristiques principales tels que l'incendie et le rejet de matières dangereuses qui constituent des formes courantes de l'accident, d'autres sont moins fréquentes (explosion, projection et chute d'équipements) ou même très rares (BLEVE, boil-over) mais représentent un potentiel catastrophique qui mérite l'attention, les pollutions chroniques aggravées, les presque - accidents et les effets dominos.

Un même événement peut être classifié sous plusieurs items; par exemple sur les 160 explosions recensées en France en 2003 (Trouvé., 2006), 60 ont été accompagnées ou résultent d'incendies, 13 ont conduit à des effondrements de structures et / ou des projections notables: parties d'équipements transformées ou projectiles... La classification des incendies peut être aussi faite en fonction des activités économiques impliquées.

Plusieurs matières sont généralement à l'origine du sinistre ou ont contribué à son aggravation. Elles pourraient être identifiées dans les différents cas, mais il semble préférable, dans le cadre d'une synthèse générale sur les accidents, d'utiliser une classification par famille de matière. L'analyse des causes et des conséquences des incendies, qui est l'un des principaux objectifs du retour d'expérience, est l'une des actions les plus difficiles à appréhender en l'absence d'expertise détaillée.

Enfin la large diffusion des enseignements tirés de l'analyse des accidents et incidents industriels est un élément essentiel pour développer le dispositif de prévention des risques technologiques. En effet, ces enseignements enrichissent l'étude des procédés dangereux en prenant notamment en considération des défaillances que l'analyse des risques n'a pas identifiées (Seillan., 2004). D'une manière plus générale, le retour d'expérience apporte nombre d'informations pratiques sur les possibilités et les limites des mesures de sécurité retenues ou envisagées.

Les banques de données publiques ou privées, relatives aux accidents ou incidents, ont chacune leurs spécificités et leur intérêt. L'accès plus facile à ces données pour réaliser des analyses de risques plus approfondies, comme la mise en relation de leur gestionnaire pour élaborer des études thématiques ou sectorielles offrent encore d'intéressantes perspectives de progrès pour la prévention des risques.

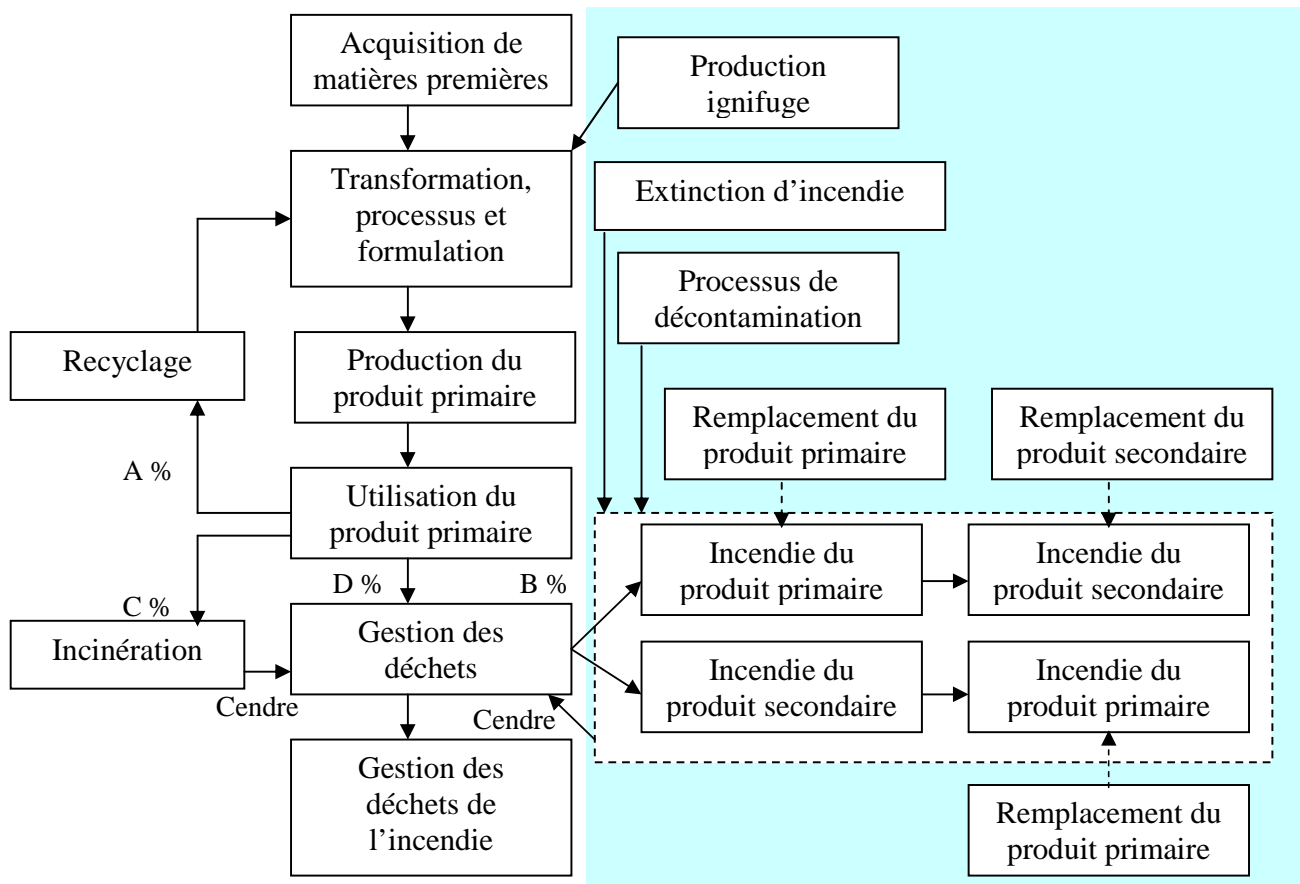


Figure 1.7. Représentation schématique du modèle ACV- Incendie (Andersson et al., 2004)

1.2.4. Données de l'Inventaire du Cycle de Vie – Incendie (ICV- Incendie)

La collecte de données fait partie essentielle de cette étape. Pour obtenir des résultats fiables, il faut, autant que faire se peut, disposer des informations les plus précises possibles. En particulier, les données mesurées sur les sites sont en général à privilégier sur des chiffres issus d'estimations à partir de sources bibliographiques (Blomqvist., 2005 ; Blomqvist et al., 2004 ; Persson et al., 1998). Il convient de se donner a priori une qualité requise pour les données recherchées.

L'ICV- incendie est la comptabilisation d'un ensemble de flux de matière et d'énergie générés par l'ensemble du cycle de vie du système étudié dans son cycle normal et lors d'un incendie. Les principaux flux relevés sont la consommation d'énergie et de matières premières ainsi que les rejets dans l'environnement. Les données représentant les produits formés lors des incendies (rejets et émissions atmosphériques) sont l'apport remarquable à l'ICV conventionnel.

1.3. ANALYSE DES EFFETS ENVIRONNEMENTAUX (AEE)

L'Analyse des Effets Environnementaux (AEE) (en anglais EEA: Environmental Effects Analysis) a été développée durant les années 90, en se basant sur la méthode d'Analyse des Modes de Défaillance, de leurs Effets et de leur Criticité (AMDEC), dans un souci de prise en compte des impacts sur l'environnement et non plus uniquement d'identifier les modes de défaillances de tous les composants en lesquels le système étudié a pu être décomposé et d'analyser les conséquences locales et globales des risques identifiés.

Historiquement, la méthode initiale est appelée Analyse des Modes de Défaillances, de leurs Effets et de leur Criticité (AMDEC). Il s'agit d'une méthode d'analyse préventive de la sûreté de fonctionnement (fiabilité, disponibilité, maintenabilité, sécurité) (Teoh et Case., 2004 ; Garin., 1994). Développée aux Etats-Unis, dans l'industrie aéronautique, au début des années soixante, elle a pris son essor en Europe au cours des années soixante-dix dans l'industrie automobile, chimique, nucléaire. L'AEE a utilisé comme prototype la méthode AMDEC pour une analyse environnementale.

L'AEE est apparue durant l'année 1997, sous le nom de "AMDEC-Environnementale" et a été utilisée et adaptée aux besoins de la société de construction automobile Volvo (Wendel et Louis., 1999). Depuis, elle a été appliquée à des études pilotes et développée de plus en plus par l'université suédoise. Après avoir été publiée en 1999, son nom a été remplacé par le nom "Analyse des Effets Environnementaux (AEE)", en considérant que le nom AMDEC est un nom protégé légalement aux USA (Lindhagl., 1999 ; Lindhagl et al., 2000 ; Nilsson et al., 1998).

Le principe de l'AEE repose sur le recensement systématique et l'évaluation des aspects et impacts potentiels susceptibles de nuire à l'environnement tout au long du cycle de vie d'un produit en état normal. La méthode "AEE- Aspect Accidentel", proposée dans cette thèse, a ajouté la dimension accidentelle à l'étude des impacts environnementaux du système.

1.3.1. La méthode de gestion du risque : AMDEC

1.3.1.1. Présentation

Historiquement, la méthode initiale est appelée Analyse des modes de défaillance et de leurs effets (AMDE). La méthode AMDEC a ajouté l'estimation de la dimension critique des risques. Le principe de la prévention repose sur le recensement systématique et l'évaluation des risques potentiels d'erreurs susceptibles de se produire à toutes les phases de réalisation d'un système. Parmi les aspects originaux de la méthode, on trouve (Cloarec., 1991):

- L'AMDEC a pour but d'évaluer l'impact, ou la criticité, des modes de défaillance des composants d'un système sur la fiabilité, la maintenabilité, la disponibilité et la sécurité de ce système ;
- La démarche AMDEC consiste à recenser les modes de défaillance des composants, d'en évaluer les effets sur l'ensemble des fonctions de ce système, d'en analyser les causes ;

- En phase de conception, l'AMDEC est associée à l'Analyse fonctionnelle pour la recherche des modes de défaillance spécifiques à chaque fonction ou contrainte des composants. Elle peut intervenir à titre correctif pour l'amélioration des systèmes existants ;
- Cette méthode est qualifiée d'inductive au sens où elle s'appuie, pour l'analyse des défaillances, sur une logique de décomposition d'un système en sous-ensembles successifs pour parvenir au niveau des composants élémentaires. On s'intéresse alors aux défaillances liées au mauvais fonctionnement de ces composants et à leurs répercussions aux niveaux supérieurs du système ;

Bien qu'ayant subi de nombreuses critiques dues au coût et à la lourdeur de son application, elle reste néanmoins une des méthodes les plus répandues et l'une des plus efficaces. Elle est en effet de plus en plus utilisée en sécurité, maintenance et disponibilité non seulement sur le matériel, mais aussi sur le logiciel et l'organisation (Riout., 1992- 1993- 1996). Une adaptation de cette méthode a donné naissance à la méthode AEEL (Analyse des Effets des Erreurs du Logiciel) qui ressemble beaucoup à l'AMDEC (Garin., 1994).

1.3.1.2. Méthodologie

Avant de se lancer dans la réalisation proprement dite des AMDEC, il faut connaître précisément le système et son environnement. Il faut également déterminer comment et à quelle fin l'AMDEC sera exploitée et définir les moyens nécessaires, l'organisation et les responsabilités associées.

Dans un second temps, il faut passer en revue tous les modes de défaillance possibles et évaluer les effets de chacun. Les effets des modes de défaillance d'une entité donnée sont étudiés d'abord sur les composants directement interfacés avec celle-ci (effet local) et de proche en proche (effets de zone) vers le système et son environnement (effet global).

Dans un troisième temps, il convient de classer les effets des modes de défaillance par niveau de criticité, par rapport à certains critères de sûreté de fonctionnement préalablement définis au niveau du système en fonction des objectifs fixés (fiabilité, sécurité, etc.).

Les modes de défaillance d'un composant sont regroupés par niveau de criticité de leurs effets et sont par conséquent hiérarchisés.

Cette typologie permet d'identifier les composants les plus critiques et de proposer alors les actions et les procédures " juste nécessaires " pour y remédier. Cette activité d'interprétation des résultats et de mise en place de recommandations constitue la dernière étape de l'AMDEC (figure 1.8) (X 60-510., Décembre 1986).

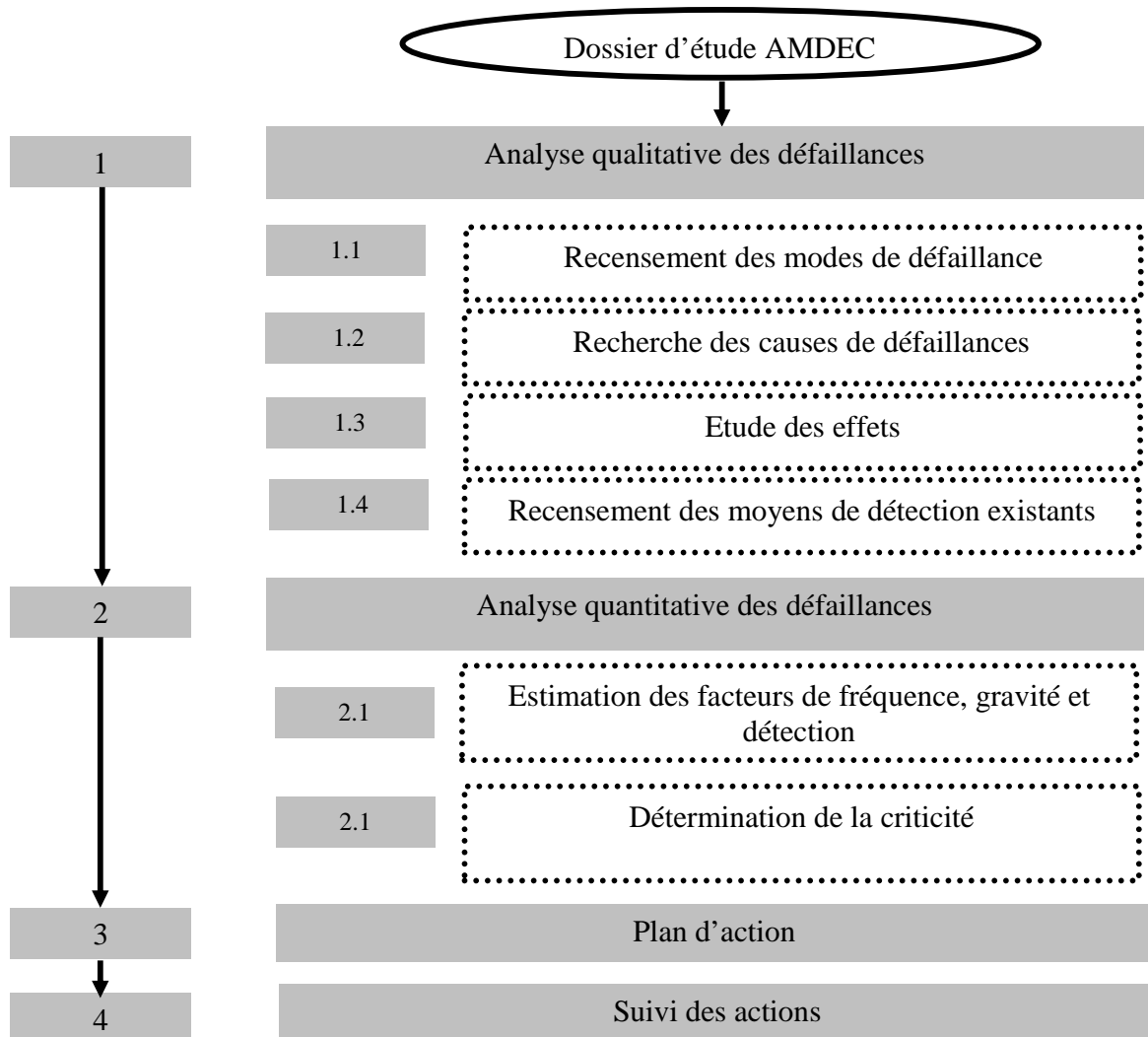


Figure 1.8. Méthodologie d'analyse par AMDEC (Cloarec., 1993)

1.3.1.3. Méthodes d'évaluation

Il s'agit maintenant pour l'AMDEC de se doter d'outils de quantification des défaillances. La démarche consiste à définir des critères de quantification à la fois pour la fréquence, la gravité et la détection. On utilise en général:

- La Fréquence d'apparition (F) ou « Occurrence » (O): c'est la probabilité pour que la cause de défaillance se produise et qu'elle entraîne le mode de défaillance concerné.

- La Gravité (G), encore appelée « Sévérité» (S): on s'intéresse à la gravité provoquée par l'effet, s'il intervient à l'utilisation; la cause en elle-même n'a pas d'incidence sur la gravité.
- La probabilité de non Détection D: c'est la probabilité pour que, la cause et le mode de défaillance étant apparus, ceux-ci ne soient pas détectés avant que la défaillance atteigne l'utilisateur. Cette probabilité est liée à l'existence ou non de signes avant-coureurs plus ou moins perceptibles.

Pratiquement, chacun de ces trois critères sera évalué, pour chaque mode, à l'aide de grilles (Annexe 2) dont on trouve de multiples exemples dans la littérature (Laprie, 1995 ; Lievens, 1993 ; Londiche, 1989 ; Pierreval, 1990 ; Villemeur, 1988).

La criticité est la résultante des facteurs de risques étudiés ci-dessus. On la détermine concrètement par le produit:

$$C = F \times G \times D$$

Cet indice est parfois dénommé « NPR» (nombre de priorité de risque). Il permet d'établir une hiérarchie des risques. Plus l'indice de criticité est grand, plus le risque lié aux défaillances potentielles est élevé.

1.3.1.4. Présentation des données spécifiques à l'AMDEC

Les résultats de l'AMDEC sont présentés dans des tableaux tel le tableau AMDEC produit présenté ci dessous.

1	2	3	4	5	6					7	8	9						
Désignation et n° de pièce	Fonction de la pièce	Mode de défaillance potentielle	Effet(s) potentiel(s) du défaut	Cause(s) possible(s) du défaut	Conditions existantes					Mesures préconisées et suivi de mise en place	Responsables des mesures correctives	Résultats						
					Contrôles actuels ou envisagés	F	G	D	C			F	G	D	C			

Tableau 1.2. Tableau AMDEC produit

1.3.2. De l'analyse du risque par AMDEC à l'analyse environnementale par AEE

1.3.2.1. Objectifs de l'AEE

L'AEE est efficace parce qu'elle incite à se poser les bonnes questions au bon moment, et permet à des acteurs de différents secteurs de l'entreprise d'échanger leur expérience. Elle présente plusieurs objectifs ; La méthode "AEE- Aspect Accidentel" est proposée pour compléter les

objectifs de l'AEE en situation accidentelle et normale, en permettant ainsi (Hamzi et al., 2007b) :

- D'identifier les aspects environnementaux de toutes les activités du cycle de vie du produit ;
- D'analyser les impacts environnementaux de ces aspects ;
- D'évaluer le Nombre de Priorité Environnemental (NPE) qui prend en compte les conséquences environnementales E, les conséquences locales L (effet domino) et la perception du public P;
- De hiérarchiser les impacts environnementaux en fonction du niveau du NPE;
- De décider des actions à entreprendre.

1.3.2.2. Méthodologie

L'AEE avec ou sans aspect accidentel suit les mêmes étapes qu'une AMDEC, illustrée par la figure (1.9) (Lindahl et al., 2000b) :

Préparation

La préparation de l'analyse par l'AEE peut se résumer aux étapes présentées ci-dessous :

- *Définition de l'objectif, du champ et du délai de l'étude* : Cette étape est fort importante pour la réussite de l'étude. L'objectif dépend du contexte de l'étude, s'il s'agit d'un projet de conception ou d'une demande ponctuelle d'AEE avec ou sans aspect accidentel. Un champ d'étude trop important limitera le niveau de détail auquel l'AEE sera effectuée. La définition du domaine à étudier dépendra également du facteur temps.
- *Constitution du groupe de travail* : Il est nécessairement pluridisciplinaire. L'animateur est le garant de la méthode. Il est fortement conseillé qu'il ne soit pas en même temps le concepteur. Les autres membres du groupe sont les représentants des différentes fonctions concernées.
- *Identification des demandes environnementales liées au produit* : Les demandes sur les produits viennent généralement de trois groupes différents, l'autorité, le marché et l'intérieur de l'entreprise. Les demandes des autorités peuvent être de deux types, absolus et futurs. Les demandes absolues sont fixées par des lois, des décrets, des règles et des recommandations auxquels il faut se conformer. Ces demandes peuvent être considérées comme le niveau minimal que la compagnie doit atteindre. Les demandes futures sont des règlements qui entreront en vigueur dans un avenir proche.
Les demandes du marché jouent un rôle important pour les compagnies. Il est essentiel qu'une compagnie puisse extraire et interpréter les demandes du marché présent et futur. Pour le moment une demande du marché commun est qu'un produit devrait être recyclable.

Les demandes intérieures sont établies par la compagnie/organisation elle-même. Une source pour les demandes intérieures peut être un Système de Management Environnemental (SME) dans la compagnie dont la base est incluse dans la politique de gestion environnementale de la compagnie.

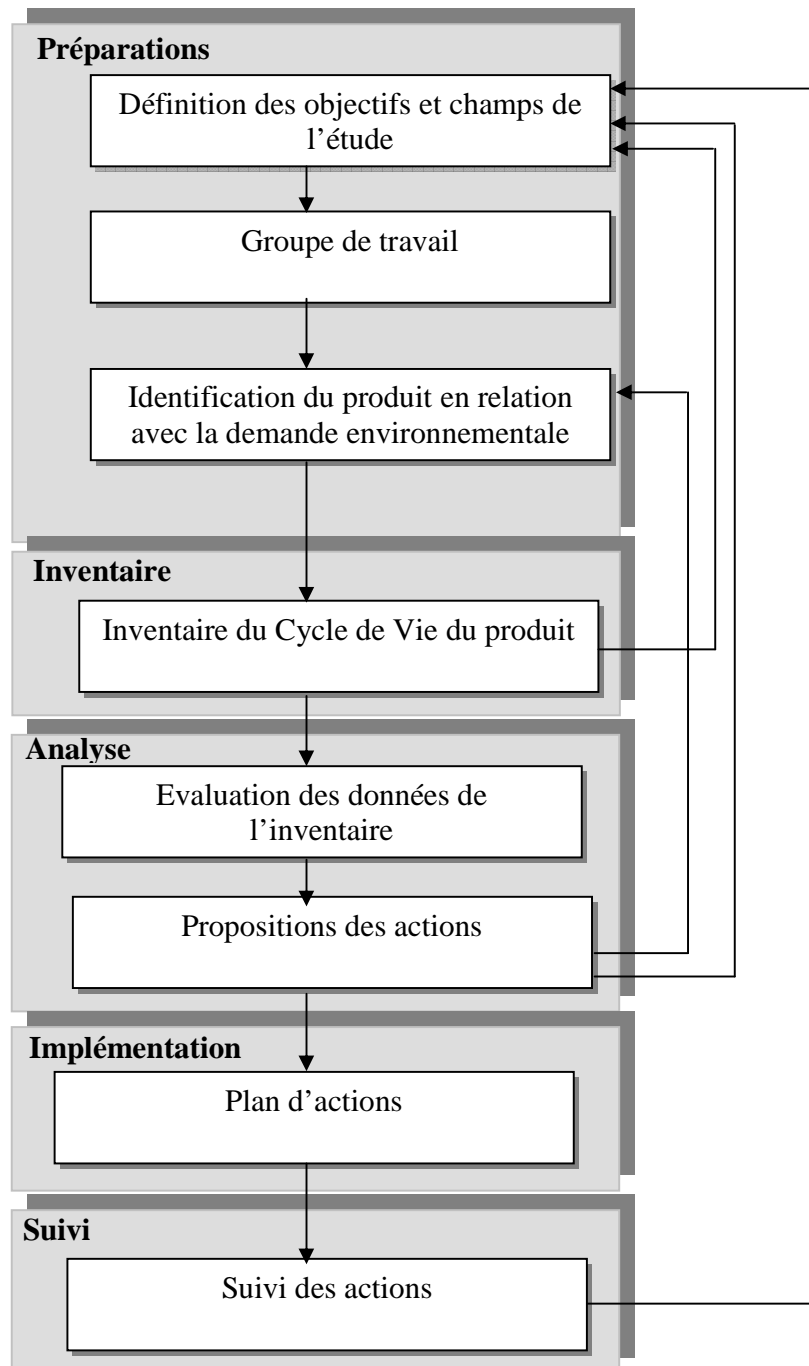


Figure 1.9. Méthodologie d'analyse par AEE

Inventaire

Lors de cette phase de l'AEE, il est essentiel d'identifier les aspects environnementaux des activités, des produits et des services de l'organisation, dans une perspective globale. Dans ce cas, il ne faut pas oublier que l'objectif principal de l'identification des aspects environnementaux (émissions atmosphériques, rejets, déchets,...) est de réaliser un tableau complet de l'impact des activités, des produits et des services de l'organisation sur l'environnement, et de couvrir tous les aspects et impacts environnementaux existants. C'est l'AEE-Equipe qui réalise cette fonction. Il est important que chaque membre de cette équipe partage les renseignements dans son champ.

Analyse

Tous les aspects et impacts environnementaux identifiés doivent être examinés et évalués et ceux qui sont jugés significatifs doivent être intégrés dans le système de management environnemental et dans le processus de réexamen permanent; les aspects et impacts qui ne sont pas jugés significatifs devraient eux aussi faire l'objet d'un réexamen afin de prendre en compte l'évolution des circonstances. L'organisation définit ses propres critères pour évaluer le caractère significatif des aspects environnementaux.

Il existe un certain nombre de méthodes d'évaluation utilisée pour l'AEE ; les travaux réalisés par Lindahl Lindström ont cités trois de ces méthodes : SIO, KEE et ULF présentées en détail dans l'annexe 3 (Lindahl et al., 2001; Lindström et al., 1999). Les critères d'évaluation choisis dans cette thèse (Hamzi et al., 2007a), sont inspirés de ces méthodes pour estimer les impacts sur l'environnement dans les deux états : fonctionnement normal et situation accidentelle.

La méthode repose essentiellement sur l'appréciation des conséquences environnementales. Elle prend en compte la quantité, la gravité et la durée des effets appréhendés pour chacune des conséquences. Ces trois paramètres sont agrégés en un indicateur de synthèse, appelé "conséquences environnementales", qui permet de porter un jugement sur l'ensemble des effets prévisibles du projet sur une composante donnée de l'environnement.

Les deux autres indicateurs à considérer pour estimer le Nombre de Priorité de l'Environnement (NPE) d'un impact environnemental sont : les conséquences locales et la perception publique.

1. Conséquences Environnementales (Ecologie) (E) :

- **Quantité (Q) :**

- 1: Quantité insignifiante ou connaissances insuffisantes sur les quantités ;
- 2: Quantité moyennement valorisée ;
- 3: Quantité importante.

- **Temps de séjour (T):**

- 1: L'aspect environnemental durera probablement pour une courte durée (jours-semaines);
- 2: L'aspect environnemental durera probablement pour une moyenne durée (mois – 1 an);
- 3: L'aspect environnemental durera probablement pour une longue durée (> 1 an).

- **Gravité (G):**

- 1: Pas de dommage sur l'homme, la nature et les ressources naturelles ;
- 2: Dommage significatif sur l'homme, la nature et les ressources naturelles ;
- 3: Dommage majeur sur l'homme, la nature et les ressources naturelles.

$$E = Q + T + G$$

2. *Conséquences Locales (effets Dominos (L)):*

- 1: l'effet domino ne peut pas être déclenché;
- 2: l'effet domino peut être déclenché au niveau du site d'accident;
- 3: l'effet domino peut dépasser les limites du site d'accident.

3. *Perception publique (P):*

- 1: Pas d'influence négative sur la compagnie;
- 2: La compagnie n'aura pas de mauvaise réputation dans le prochain futur, mais il peut y en avoir dans le futur plus lointain;
- 3: La réputation de la compagnie est sérieusement touchée.

La somme de ces critères donne le Nombre de Priorité de l'Environnement (NPE) :

$$NPE = E + L + P$$

Plan et suivi des actions

La finalité de l'analyse AEE, après la mise en évidence des aspects ou impacts critiques, est de définir des actions de nature à traiter le problème identifié. Les actions sont de 3 types :

Actions préventives : on agit sur les causes pour empêcher que l'impact environnemental ne se produise. Ces actions sont planifiées.

Actions correctives : lorsque le problème n'est pas considéré comme critique, ou lorsqu'il ne peut-être complètement évité, on agit au moment où il se présente. L'action doit alors être la plus courte possible pour une remise aux normes rapide et une limitation des effets.

Actions amélioratrices : il s'agit en général de modifications de procédé ou de modifications technologiques du moyen de production destinées à faire disparaître totalement le problème. Le coût de ce type d'action n'est pas négligeable et on le traite comme un investissement.

Les actions, pour être efficaces, doivent faire l'objet d'un suivi :

- plan d'action,
- désignation d'un responsable de l'action,
- détermination d'un délai,
- détermination d'un budget,
- révision de l'évaluation après mise en place de l'action et retour des résultats.

1.3.2.3. Présentation des données spécifiques à l'AEE

Les résultats de l'AEE sont présentés dans le tableau AEE ci dessous. Dans ce tableau, seuls les aspects et impacts environnementaux en situation normale sont pris en considération.

La méthode d'évaluation utilisée par Lindahl dans l'AEE est la méthode **SIO** (S : Controlling documents, I : Public image, O : Environmental consequences).

ANALYSE DES EFFETS ENVIRONNEMENTAUX (AEE)														
1	2	3	4	5	6				7	8	9			
CARACTERISTIQUES ENVIRONNEMENTALES					EVALUATION				ACTIONS					
N°	Phase du cycle de vie	Activité	Aspect environnemental	Impact environnemental	S	I	O	NPE	Recommandation	Décision prise	S	I	O	NPE

Tableau 1.3. Tableau de la méthode AEE (Lindahl et al., 2000b)

Les résultats d'une analyse en situation accidentelle par AEE- Aspect Accidentel sont présentés dans le tableau ci dessous.

ANALYSE DES EFFETS ENVIRONNEMENTAUX – ASPECT ACCIDENTEL											
1	2	3	4		5		6			7	
CARACTERISTIQUES ENVIRONNEMENTALES							EVALUATION			ACTIONS	
Phase du Cycle de Vie	Activité	Aspect accidentel	Aspect Environnemental		Impact Environnemental		Évaluation				Recommandation
			situation Normale	situation Accidentelle	situation Normale	situation Accidentelle	E	L	P	NPE	

Tableau 1.4. Tableau de la méthode AEE- aspect accidentel (Hamzi et al., 2007)

1.4. CONCLUSION

A l'issue de cette partie nous avons présenté les outils d'aide à la décision qui servent de base à nos recherches dans le cadre de l'approche environnementale de l'activité d'une entreprise. Il apparaît alors que les questions de représentation sont au cœur du travail d'élaboration d'une approche combinée pour la définition d'un système d'aide à la décision environnementale. Cette approche a pour objectif de faire le lien entre l'Analyse du Risque, l'Analyse du Processus et la Modélisation Numérique, en s'appuyant sur la complémentarité entre ces analyses.

Elle permet tout d'abord, d'intégrer les résultats qualitatifs de l'analyse des risques par l'AEE-Aspect Accidentel aux études du Cycle de Vie d'un produit par l'ACV- incendie. Elle permet, ensuite, d'utiliser les données quantitatives issues de l'ICV comme entrées d'un Modèle Numérique de Dispersion. Ce croisement de connaissances aide à fournir aux décideurs des éléments permettant de comprendre et d'évaluer les enjeux, d'identifier les solutions et de discuter des critères à prendre en considération pour une meilleure gestion d'un incendie en milieu ouvert et dans un territoire péri-industriel.

Chapitre 2. Modèle Numérique de Dispersion

2.1. MODELISATION DU CYCLE DE VIE D'UN POLLUANT EN ATMOSPHERE : APPLICATION AUX OXYDES D'AZOTE

- 2.1.1. Résumé
- 2.1.2. Introduction
- 2.1.3. La modélisation environnementale
- 2.1.4. La modélisation en cinétique chimique
- 2.1.5. Cycle de vie des oxydes d'azote (NO_x)
- 2.1.6. Equations cinétiques et résolution
- 2.1.7. Interprétations

2.2. LE MODELE NUMERIQUE DE L'INTERACTION INCENDIE – ATMOSPHERE

- 2.2.1. Résumé
- 2.2.2. Introduction et objectifs
- 2.2.3. Modélisation numérique des effets de l'incendie
- 2.2.4. Application: l'accident de la raffinerie de Skikda
- 2.2.5. Résultats et Discussion

2.3. CONCLUSION

Modèle Numérique de Dispersion

Le travail présenté dans ce deuxième chapitre, consiste à créer un modèle général qui prend en considération tous les phénomènes auxquels est soumis un polluant généré lors d'un incendie en atmosphère notamment les phénomènes de diffusion, de transport et de cinétique chimique accompagnant les effets représentant l'incendie (figure 2.1). L'approche Eulérienne des phénomènes est retenue et nous utilisons les équations déterministes de la mécanique des fluides (Hamzi et al., 2006a). Mais, compte tenu de la complexité des calculs, notre démarche consiste à découpler les phénomènes les uns des autres de façon à avoir des modèles simples et cohérents.

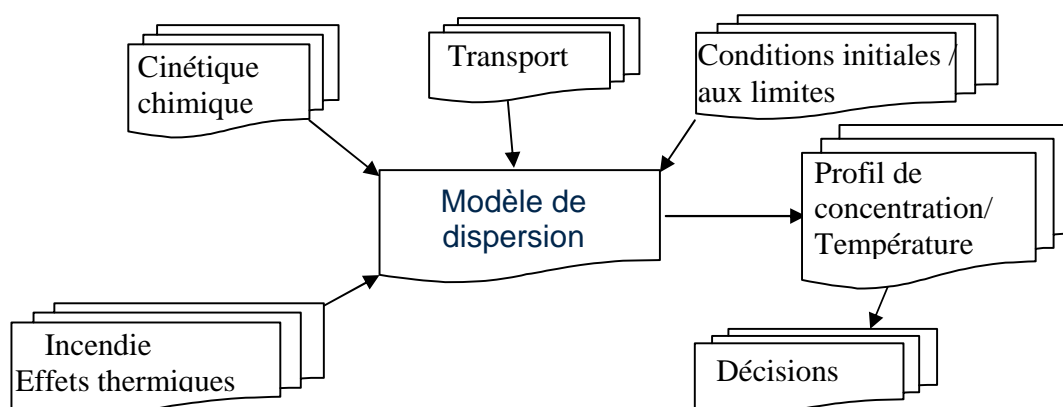


Figure 2.1. Diagramme représentatif du modèle

La première partie de ce chapitre (Hamzi et al., 2005) s'intéresse à la cinétique chimique des polluants atmosphériques et l'objectif est de vérifier la validité d'un mécanisme réactionnel spécifique proposé pour un polluant par rapport à un mécanisme de référence avec la possibilité d'une comparaison statistique entre les résultats donnés par les deux mécanismes. Il est important de connaître les changements de structure accompagnant la réaction, ainsi que les constantes de vitesse des étapes élémentaires constituant cette réaction.

Dans ce cadre, nous nous sommes intéressés à l'étude du cycle de vie des NO_x , le mécanisme que nous avons proposé est formé de quatre réactions chimiques, représentant les trois étapes élémentaires d'un mécanisme (initiation, propagation et rupture).

Ce n'est certes qu'une hypothèse qui néglige beaucoup de facteurs mais il faut garder à l'esprit que négliger des phénomènes marginaux, faire des hypothèses simplificatrices, homogénéiser les matériaux, choisir une formulation, constituent les enjeux de toute modélisation. Cela nous a permis par la suite de cerner le cycle de vie du polluant concerné. Afin de valider ce cycle de vie nous avons procédé par l'ajout ou l'élimination à chaque fois d'une réaction chimique dans le mécanisme et nous avons suivi l'évolution des NO_x en fonction du temps.

L'intérêt principal de la modélisation est donc de confirmer les hypothèses faites sur les mécanismes réactionnels, nous apportant ainsi des renseignements très utiles concernant les centres actifs formés et leur action sur le polluant. La mise en évidence de la réaction déterminante du mécanisme est une information précieuse qui nous renseigne sur les actions à entreprendre lors d'une dépollution.

La deuxième partie concerne le modèle décrivant l'interaction Incendie- Atmosphère, c'est-à-dire le couplage entre les modes de transfert de chaleur et de masse (Hamzi et al., 2006a). Ce couplage induit la contribution thermique présente dans l'équation générale d'évolution de la concentration par la prise en considération de la cinétique chimique, en régime turbulent. Le modèle ainsi proposé est appliqué à un incendie, qui s'est déclaré à la raffinerie de Skikda.

On s'intéresse dans cette partie à l'évolution des oxydes d'azote (NO_x) qui sont l'un des polluants les plus caractéristiques de la pollution atmosphérique ; ils sont en fait responsables des pluies acides, de la production d'ozone dans l'atmosphère et de sa destruction dans la stratosphère. Ils peuvent présenter en atmosphère différents mécanismes dont l'un est celui proposé pour notre application (Atkinson., 2000; Jacob., 2000; Stockwell et al., 1997). Pour la formulation mathématique du problème considéré, et en tenant compte des hypothèses précédentes, le système d'équations décrivant les phénomènes est présenté en détail dans la partie 2.2 de ce deuxième chapitre. La résolution du système d'équations est effectuée à l'aide de la méthode des volumes finis, le système ainsi discrétisé permet d'obtenir l'équation générale correspondant à l'évolution spatio-temporelle des polluants en atmosphère dans le volume de contrôle.

2.1. MODELISATION DU CYCLE DE VIE D'UN POLLUANT EN ATMOSPHERE : APPLICATION AUX OXYDES D'AZOTE

2.1.1. Résumé

Les problèmes de l'environnement nécessitent des modélisations particulièrement difficiles, mais d'une grande importance sociale. C'est un domaine récent, où les données sont encore peu nombreuses, mais où les attentes sont considérables, tant auprès du public que des politiques et des industriels. Dans cette optique, la modélisation consiste à définir un modèle qui permettra de représenter efficacement le processus étudié. Vu sous cet angle le comportement modélisé n'est que la manifestation extérieure d'une structure plus profonde.

La complexité du système et du problème posé détermine celle du modèle, qui va de la simple représentation qualitative d'un comportement aux formules mathématiques les plus élaborées. Lorsque la modélisation est exprimée mathématiquement, on recourt généralement à un programme de simulation pour calculer le comportement prévisionnel du modèle.

La compréhension du cycle de vie d'un polluant en atmosphère, dans notre cas les oxydes d'azote (NO_x), nécessite la modélisation de l'évolution des réactifs et des produits en fonction du temps exprimée par des équations différentielles. La réalisation de la simulation à partir de ces modèles, nous permet, après validation, de connaître l'ensemble des processus ayant lieu lors de l'émission du polluant en atmosphère jusqu'à sa consommation.

2.1.2. Introduction

Depuis quelques années, la pollution atmosphérique est devenue l'objet d'un nombre croissant de recherches, ainsi qu'un sujet de débat, souvent brûlant visant à mettre en évidence ses effets nocifs sur les écosystèmes, les récoltes agricoles, la santé et les bâtiments. Protéger l'environnement nécessite des modélisations particulièrement difficiles, dues à la multiplicité des paramètres et la complexité des phénomènes intervenant dans cette pollution.

La simulation du cycle de vie des oxydes d'azote en atmosphère s'appuie sur des méthodes mathématiques et informatiques spécifiques. A chaque phase du cycle de vie d'un polluant, plusieurs grandeurs (vitesse, temps..) décrivent son état et son évolution en atmosphère, ces grandeurs ne sont pas indépendantes, mais elles sont reliées et régies par des équations différentielles.

2.1.3. La modélisation environnementale

Les pluies acides, l'effet de serre, la pollution de l'eau etc...., autant de facteurs qui interviennent et interagissent pour rendre complexe notre système environnemental, ce qui rend la compréhension des mécanismes de fonctionnement, et les prévisions des transformations du système difficiles à maîtriser. La compréhension des phénomènes physico-chimiques à l'origine du cycle de vie d'un polluant quelconque nécessite une expérimentation poussée et le développement d'une modélisation du milieu réactionnel dans des conditions aussi réelles que possible. La confrontation systémique des résultats observés aux prédictions de la modélisation montre l'importance des modèles (Reichert et al., 1999).

L'objectif de la modélisation est la prédiction de l'évolution des concentrations des polluants gazeux en premier lieu dans un milieu fermé, ou celle des paramètres influant sur la transformation des produits, tels que l'existence des parois, qui peuvent jouer un rôle par exemple dans le processus de fixation des polluants ; en deuxième lieu, la modélisation consiste à extrapoler pour un milieu ouvert afin d'avoir des informations sur le cycle de vie de façon réelle et cohérente (Bliefert et al., 2001).

Les applications de la modélisation sont multiples, on distingue :

- La reproduction ou l'amélioration de la connaissance d'un processus en précisant les différentes étapes, ce qui est la base d'un processus d'engineering.
- L'atteinte d'un résultat bien déterminé grâce à la modélisation à partir d'un modèle numérique afin de dégager des informations concernant le comportement réel du système.

2.1.4. La modélisation en cinétique chimique

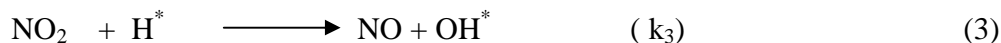
Les processus qui régissent la pollution atmosphérique se décomposent en plusieurs étapes. Tout d'abord s'effectue l'émission des polluants, rapidement suivie de leur dispersion puis de la phase de transformation chimique, qui a lieu au sein même de l'atmosphère. On s'intéresse dans cet article à la cinétique chimique des polluants atmosphériques, dont l'objectif est de préciser tous les facteurs influençant les vitesses de réaction (De Persis., 2002).

Il est important de connaître les changements de structure accompagnant la réaction, ainsi que les constantes de vitesse des étapes élémentaires constituant cette réaction. Dans ce cadre, nous nous sommes intéressés à l'étude du cycle de vie des NO_x à cause des caractéristiques suivantes (Bliefert., 2001):

- Ils participent activement au phénomène de l'effet de brouillard photochimique (smog) ;
- Ils interviennent dans le processus de formation d'ozone dans la basse atmosphère.
- Ils contribuent également au phénomène des pluies acides.
- Ils sont toxiques pour la santé humaine et nocive pour la faune et la flore.

2.1.5. Cycle de vie des oxydes d'azote (NO_x)

Le but poursuivi est de gérer l'impact d'un polluant par l'analyse de son cycle de vie. Cette analyse est complète lorsqu'elle comprend les quatre étapes suivantes (Bizot., 1995). A ce propos, considérons le mécanisme réactionnel des oxydes d'azote ci-après qui repose sur les réactions essentielles de base suivantes.



Le mécanisme proposé pour NO_x est formé de quatre réactions chimiques, représentant les trois étapes élémentaires d'un mécanisme (initiation, propagation et rupture). Ce mécanisme n'est en fait qu'une hypothèse qui néglige beaucoup de facteurs.

Rappelons que négliger les phénomènes marginaux, faire des hypothèses simplificatrices, homogénéiser les matériaux, choisir la formulation, constituent les enjeux de notre modélisation, et que cela va nous permettre, par la suite, de cerner le cycle de vie du polluant concerné.

2.1.6. Equations cinétiques et résolution

En appliquant l'équation générale de la cinétique chimique (Atkins., 2000), au mécanisme réactionnel de NO_x , on obtiendra les équations différentielles suivantes, correspondant à l'évolution des réactifs et des produits en fonction du temps, dont les ordres partiels sont supposés égaux à l'unité.

$$d[\text{H}_2\text{O}] / dt = - k_1 [\text{H}_2\text{O}] \quad (5)$$

$$d[\text{H}] / dt = + k_1 [\text{H}_2\text{O}] - k_3 [\text{H}][\text{NO}_2] \quad (6)$$

$$d[\text{OH}] / dt = + k_1 [\text{H}_2\text{O}] - k_2[\text{OH}][\text{NO}_2] + k_3 [\text{H}][\text{NO}_2] - k_4[\text{OH}].[NO] \quad (7)$$

$$d[\text{NO}_2] / dt = - k_2[\text{OH}][\text{NO}_2] - k_3[\text{H}][\text{NO}_2] \quad (8)$$

$$d[\text{NO}] / dt = + k_2 [\text{OH}][\text{NO}_2] + k_3 [\text{H}][\text{NO}_2] - k_4[\text{OH}].[NO] \quad (9)$$

$$d[\text{HO}_2] / dt = + k_2[\text{OH}][\text{NO}_2] + k_4[\text{OH}].[NO] \quad (10)$$

$$d[\text{N}_2] / dt = + k_4[\text{OH}].[NO] \quad (11)$$

Une fois les équations cinétiques du modèle de base formulées, on détermine les conditions initiales pour chaque réactif intervenant dans le mécanisme réactionnel. On suppose, pour cela, que le milieu réactionnel est à la température ambiante et que tous les ordres partiels par rapport à chaque réactif sont égaux à l'unité. Les équations de cinétique chimique du modèle sont alors intégrées à l'aide d'une méthode itérative de Runge-Kutta (Beaufils et al., 1998). En fonction des valeurs des constantes de vitesse de chaque réaction intervenant dans le mécanisme réactionnel et à partir des conditions initiales physico-chimiques, les résultats obtenus figurent ci-dessous (figure 2.3). On obtient ainsi l'évolution du polluant NO_x en fonction du temps, ce qui correspond à sa consommation à partir d'un cycle de vie représenté par le mécanisme réactionnel.

2.1.7. Interprétations

Afin de valider un mécanisme nous procédons par l'ajout ou l'élimination, à chaque fois, d'une réaction chimique dans le mécanisme et nous suivons l'évolution des NO_x en fonction du temps.

La figure (2.2) illustre cette approche pour vérifier la validité d'un mécanisme proposé par rapport à un mécanisme de référence avec la possibilité d'une comparaison statistique entre les résultats donnés par les deux mécanismes. Par l'ensemble des choix sur les conditions initiales intervenant dans le mécanisme réactionnel, on délimite une sorte de fenêtre de modélisation du point de vue de la réalité, d'où l'intérêt de disposer d'un logiciel de modélisation d'une très

grande souplesse, apte à intégrer facilement n'importe quelle formulation et n'importe quelle expression. Les résultats remarquables sont les suivants:

On constate sur la figure (2.3) la décroissance en fonction du temps du NO₂ à une vitesse qui est liée directement à la cinétique réactionnelle du mélange (mélange caractérisé par la présence des radicaux actifs OH* et H*), par contre on observe l'augmentation de la concentration de NO ce qui correspond à l'apparition de NO comme produit intermédiaire.

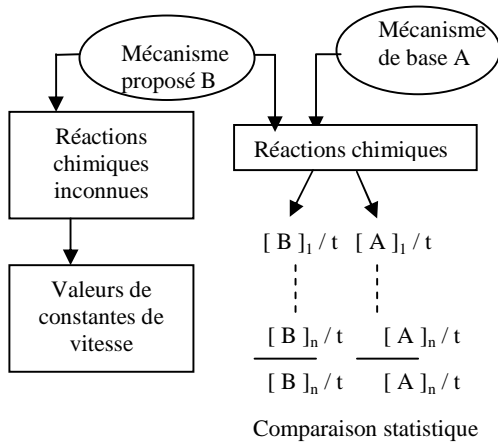


Figure 2.2. Evaluation d'un mécanisme proposé par rapport à un mécanisme de base

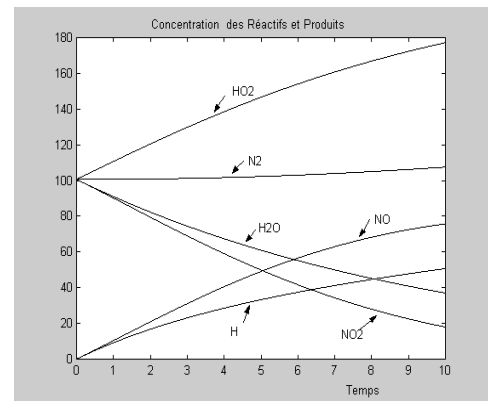


Figure 2.3. Mécanisme de base des NO_x

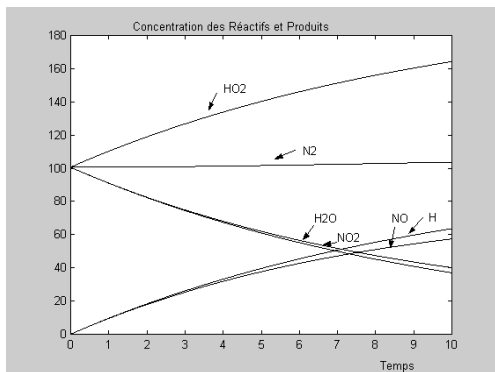


Figure 2.4. Mécanisme de NO_x modifié avec élimination

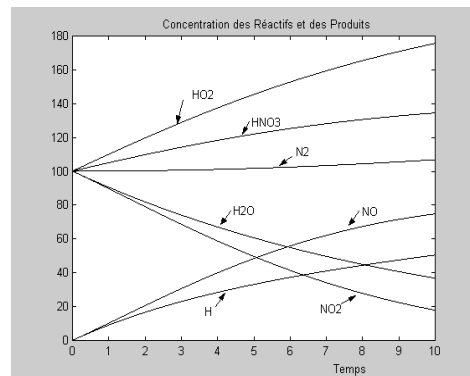


Figure 2.5. Mécanisme de NO_x modifié avec ajout

Dans le cas où on élimine une réaction du mécanisme de base (par exemple la réaction correspondant à la constante de vitesse k_4) (figure 2.4), on constate que la vitesse de décroissance du polluant NO_2 et celle de formation des NO diminuent en fonction du temps, ce qui montre l'importance de la réaction éliminée du mécanisme. Par contre dans le cas de l'ajout d'une réaction chimique :



On constate que la concentration des oxydes d'azote reste inchangée (figure 2.5), ce qui montre que la réaction ajoutée n'a aucune influence sur le mécanisme de base choisi. L'avantage de la modélisation est donc de confirmer les hypothèses faites sur les mécanismes réactionnels, nous apportant ainsi des renseignements très utiles concernant les centres actifs formés et leur action sur le polluant. La mise en évidence de la réaction déterminante du mécanisme est une information précieuse qui nous renseigne sur les actions à entreprendre lors d'une dépollution.

2.2. LE MODELE NUMERIQUE DE L'INTERACTION INCENDIE – ATMOSPHERE

2.2.1. Résumé

Les incendies représentent une source importante des différents gaz et particules émis en atmosphère et affectant la qualité de l'air. Pour bien comprendre et simuler les effets de l'incendie sur la qualité de l'air, plusieurs phénomènes sont à prendre en considération: la progression de l'incendie, les émissions de l'incendie, l'écoulement en atmosphère, la dispersion des fumées et la cinétique chimique. Malgré les modèles disponibles pour simuler la dispersion des polluants, la prise en considération de la réactivité des polluants reste toujours difficile.

Cette partie présente un modèle de simulation numérique "Incendie – Atmosphère" développé pour représenter les interactions complexes entre les effets thermiques du feu et les polluants atmosphériques rejetés. La simulation comporte deux parties : tout d'abord le modèle de transport qui est un modèle numérique bidimensionnel basé sur les équations de Navier – Stokes, les lois de la thermodynamique, la conservation de la masse et la cinétique chimique, ensuite le deuxième modèle qui représente l'incendie.

Les résultats de simulation, à savoir les champs de concentration des polluants, font apparaître un impact significatif de l'incendie sur la qualité locale de l'air et mettent en évidence l'influence remarquable du feu dans l'écoulement atmosphérique. Les niveaux estimés de concentration en oxydes d'azote diminuent, par rapport à ceux attendus lors de l'émission, en raison de la présence de la réaction chimique.

2.2.2. Introduction et objectifs

Le processus de transfert des polluants émis dans l'air lors d'un incendie est un phénomène très complexe, notamment du fait des mécanismes qui régissent leur production (réactions de pyrolyse/combustion, décomposition, migration, transformation de certains polluants à l'intérieur du panache). La pollution due à un incendie caractérisée par un dégagement de chaleur et des quantités de polluants atmosphériques considérables notamment les oxydes d'azote, nécessite une modélisation numérique qui couple les deux phénomènes et qui est décrite par des bilans de masse et d'énergie (Vrieling et al., 2003) .

L'objectif de ce travail est d'obtenir un modèle 2D (2 dimensions) présentant l'interaction Incendie – Atmosphère, c'est à dire le couplage entre les modes de transfert de chaleur et de masse. La résolution des équations du modèle permet de décrire l'évolution dans le temps et dans l'espace de la concentration du polluant en atmosphère. Le développement des modèles combinant la photochimie et la dynamique est nécessaire pour mieux prédire les effets de la pollution due à l'incendie dans les zones urbaines et rurales. Les résultats obtenus de cette simulation numérique permettent de :

- Comprendre la relation entre l'émission des polluants et les effets thermiques de l'incendie ;
- Comprendre la relation entre la dynamique atmosphérique et le niveau de pollution ;
- Comprendre la relation entre la température de l'incendie et la vitesse de pollution.

2.2.3. Modélisation numérique des effets de l'incendie

2.2.3.1. Formulation mathématique du problème

On s'intéresse, dans cette étude, non pas à la modélisation de la combustion, mais à celle des effets thermiques et des polluants émis par l'incendie (Mcgrattan et al., 1996). La théorie de notre modèle repose sur l'interaction Incendie- Environnement ; c'est-à-dire le couplage entre les modes de transfert de chaleur et de masse. On considère que le panache est soumis à un écoulement bidimensionnel, compressible, turbulent et stationnaire avec un vent de vitesse constante.

Les équations mathématiques décrivant l'écoulement sont basées sur les équations déterministes de la mécanique des fluides : équations de conservation de la masse, de Navier- Stokes et de l'énergie avec le modèle de turbulence k-ε. Les équations gouvernant le phénomène de transport des polluants (continuité, quantité de mouvement et conservation des espèces) sont représentées par la forme générale suivante (Hamzi et al., 2006a):

$$\frac{\partial(\rho\phi)}{\partial t} + \text{div}(\rho\vec{v}\phi) = \text{div}(\Gamma_{\phi}\text{grad}\phi) + S_{\phi} \quad (1)$$

Où Φ désigne respectivement l'une les quantités suivantes:

- Les trois composantes u, v, w du vecteur vitesse;
- La température T;
- La fraction massique Y du polluant considéré.

S_ϕ est le terme source pour le paramètre Φ concerné (vitesse, enthalpie, fraction massique). Le modèle k - ε permet de prendre en considération la turbulence (annexe 5). Les valeurs de k et de ε sont données par les équations de bilan (1), mais avec des termes de production et de destruction en plus des termes de convection et diffusion turbulente. Dans le modèle k - ε , les valeurs locales de l'énergie cinétique de la turbulence k et le taux de dissipation ε sont données par deux équations aux dérivées partielles, qui sont encore des équations de bilan avec des termes de production et de destruction (tableau 2.1).

$$\mu_t = C_\mu \rho \frac{k^2}{\varepsilon} \quad (2), \quad \mu_{eff} = \mu_t + \mu \quad (3); \quad G_k = \left(\mu_t \left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \frac{\partial U_j}{\partial x_i} \right) - \frac{2}{3} \rho k \delta_{ij} \right) \frac{\partial U_i}{\partial x_j} \quad (4);$$

$$G_b = \beta g_i \frac{\mu}{Pr_t} \left(\frac{\partial T}{\partial x_i} \right) \quad (5); \quad \tau_{ij} = \mu \left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \frac{\partial U_j}{\partial x_i} \right) \quad (6); \quad h = \sum_{\alpha=1}^n Y_\alpha h_\alpha \quad (7);$$

$$h_\alpha = \int_{T_{ref}}^T c_{p_\alpha} dT \quad (8); \quad p = \rho T \sum_{\alpha=1}^n \frac{Y_\alpha R}{M_\alpha} \quad (9)$$

$$C_\mu = 0.09; C_{\varepsilon_1} = 1.44; C_{\varepsilon_2} = 1.92; \sigma_k = 1; \sigma_\varepsilon = 1.3; \sigma_t = 1; \sigma_f = 1$$

variable ϕ	Diffusivité effective de ϕ , Γ_ϕ	Source de ϕ , S_ϕ
1	0	0
u	μ_{eff}	$-\frac{\partial}{\partial x} \left(P + \frac{2}{3} \rho k \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(\mu_t \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\mu_t \frac{\partial v}{\partial x} \right)$
v	μ_{eff}	$-\frac{\partial}{\partial x} \left(P + \frac{2}{3} \rho k \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(\mu_t \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\mu_t \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \rho g$
Y	$\frac{\mu_t}{Sc_\alpha} + \rho D_m$	$w_\alpha = s \sum_{j=1}^n K_{jR} \prod_{i=2}^{n'} Y_{ir}$
T	$\frac{\mu_t}{Pr_t} + \frac{\lambda}{c_p}$	$\frac{\partial(\tau_{ij} u_i)}{\partial x_i} - \sum_{\alpha=1}^n (h_\alpha^0 + h) w_\alpha$
k	$\frac{\mu_t}{\sigma_k} + \mu$	$G_k + G_b - \rho \varepsilon$
ε	$\frac{\mu_t}{\sigma_\varepsilon} + \mu$	$\rho C_{1\varepsilon} \frac{\varepsilon}{k} (G_k + C_{3\varepsilon} G_b) - C_{2\varepsilon} \rho \frac{\varepsilon^2}{k_b}$

Tableau 2.1. Les différentes équations de transport

La grande variété d'espèces et de réactions chimiques que l'on trouve dans l'atmosphère rend le choix des mécanismes chimiques à étudier très délicat. Pour cela, nous avons choisi de nous baser sur une cinétique chimique de quatorze réactions tirées de la littérature, et présentant le mécanisme réactionnel des NO_x en atmosphère (tableau 2.2) (Atkinson ., 2000 ; Jacob., 2000 ; Stockwell et al., 1997).

Réactions chimiques	Constante de réaction (k)
$NO + O_3 \rightarrow NO_2 + O_2$	$3.1 \times 10^3 \exp(-1450/T)$
$NO_2 + O_3 \rightarrow NO_3 + O_2$	$1.8 \times 10^2 \exp(-2450/T)$
$NO_2 + h\nu \rightarrow NO + O$	$0.93 \exp(-0.48/\text{Cos}\theta)$
$O + O_2 + M \rightarrow O_3 + M$; $M = N_2$	$3.9 \times 10^{-6} \exp(-510/T)$
$OH + O_3 \rightarrow HO_2 + O_2$	$2.22 \times 10^3 \exp(-1000/T)$
$HO_2 + O_3 \rightarrow OH + 2O_2$	$1.1 \times 10^2 \exp(-1275/T)$
$HO_2 + NO \rightarrow OH + NO_2$	1.2×10^4
$HO_2 + HO_2 \rightarrow H_2O_2 + O_2$	3.7×10^3
$OH + NO \rightarrow HONO$	1.7×10^4
$OH + NO_2 \rightarrow HNO_3$	$1.477 \times 10^{15} (280/T)^{1/2} \times 10^{-11.6T(17.4+T)}$
$HONO + h\nu \rightarrow OH + NO$	$0.165 \times \text{Cos}\theta$
$OH + HO_2 \rightarrow H_2O + O_2$	4.4×10^4
$NO_3 + NO_2 \rightarrow N_2O_5$	$2.19 \times 10^2 \exp(861/T)$
$N_2O_5 + H_2O \rightarrow 2HNO_3$	7.5×10^{-6}

Tableau 2.2. Réactions utilisées dans le modèle Interaction "Incendie – Atmosphère"

2.2.3.2. Conditions aux limites

Les simulations numériques ont été effectuées dans un domaine correspondant au volume de contrôle allant de la position $x=0$ jusqu'à la position $x=L$ définies par les points (A, B, C, D). La source de pollution thermique (foyer de l'incendie) est graduellement limitée entre deux points x_1 et x_2 inclus entre les positions 0 et L définies, et est présentée par les points (E, F). Le volume de contrôle représentant le domaine de notre étude est schématisé dans la figure (2.6).

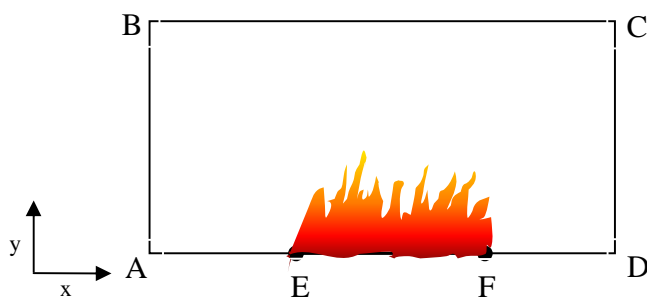


Figure 2.6. Représentation du domaine de l'étude

Les conditions initiales et les conditions aux limites sont données par:

$$\left\{ \begin{array}{l} AB : u = u_{\infty}, T = T_{\infty}, v = k = Y_{\alpha} = \varepsilon = 0; BC : \frac{\partial u}{\partial y} = \frac{\partial v}{\partial y} = \frac{\partial T}{\partial y} = \frac{\partial Y_{\alpha}}{\partial y} = \frac{\partial k}{\partial y} = \frac{\partial \varepsilon}{\partial y} = 0 \\ CD : \frac{\partial u}{\partial x} = \frac{\partial v}{\partial x} = \frac{\partial T}{\partial x} = \frac{\partial Y_{\alpha}}{\partial x} = \frac{\partial k}{\partial x} = \frac{\partial \varepsilon}{\partial x} = 0; DA : u = v = \frac{\partial T}{\partial y} = \frac{\partial Y_{\alpha}}{\partial y} = \frac{\partial k}{\partial y} = \frac{\partial \varepsilon}{\partial y} = 0 \\ EF : u = 0, v = v_{flamme}, T = T_{flamme}, Y_{\alpha} = Y_0, k = 10^{-3} v_{flamme}^2, \varepsilon = k_0^{3/2} / 0.5.d, d = EF \end{array} \right.$$

2.2.3.3. Méthode de résolution

Une fois que les équations de l'interaction entre l'incendie et l'atmosphère ont été formulées, la tâche suivante est l'adoption d'une solution technique pour résoudre l'ensemble des équations. Généralement les méthodes numériques utilisées sont les éléments finis, les différences finies, et les volumes finis. Il est toujours difficile de décider laquelle des méthodes donnera les meilleurs résultats tout en exigeant le moins de temps de simulation.

Dans notre travail, la résolution numérique des équations s'appuie sur la méthode des volumes finis (annexe 6). Cette méthode consiste à découper le domaine de calcul en un ensemble de volumes élémentaires ou volumes de contrôle entourant le point de maillage sur lequel on intègre les équations différentielles. Cette méthode préserve les propriétés de conservation des flux locaux et globaux, ce qui joue un rôle important dans la stabilisation des calculs lors de la résolution numérique des équations.

2.2.4. Application: l'accident de la raffinerie de Skikda

Le 4 octobre 2005, à 10 h 00 du matin, un incendie s'est déclaré sur le bac de pétrole brut S106 au terminal de stockage de Skikda (figure 2.7), et celui-ci s'est étendu plus tard au bac S105 voisin. L'incendie fut complètement éteint le 12 octobre et les deux bacs furent complètement détruits. Le "boilover" qui s'est produit aurait éjecté la totalité du contenu du bac. Une boule de feu de un kilomètre d'hauteur aurait été aperçue qui aurait tué tout le personnel présent à proximité (figure 2.8) (Whitehead et al., 2005).

La cuve S106 était en cours de remplissage depuis 21 h 40 la veille au soir et le niveau était de 10,72m (pour un maximum de 13m), ce qui correspond à un taux de remplissage d'environ 70%

par rapport au volume total de 50 000 m³ de la cuve. La spécification de TVR maximale est de 0.75 kg/cm² pour un bac à toit flottant. La TVR correspondant aux conditions atmosphériques du 11 octobre et celle du 13 octobre (soit 7 et 9 jours après l'arrêt) étaient respectivement de 0,91 et 0,94 kg/cm² et l'estimation du contenu en GPL était de 3 % (mol) à 0.75 kg/cm² et 5 % mol à 0.95 kg/cm². Pour un bac, cela équivaut à une masse de 75 tonnes évaporées, le volume occupé par ce gaz à une concentration de 100% est alors de 60 000 m³.



Figure. 2.7. Présentation du terminal de Skikda



Figure. 2.8. Conséquences des effets de l'incendie

Le 04 Octobre au matin il n'y avait quasiment pas de vent, le vent dominant est du Nord-Ouest, la route à cet endroit forme une dépression où les vapeurs plus lourdes que l'air peuvent se concentrer. La population locale se trouve très proche du terminal, du côté sud du terminal, là où était localisé l'incendie. Il n'y a pas eu de communication avec les populations locales à propos des dangers encourus. Les effets environnementaux provoqués par cet accident sont la présence de fumées noires qui ont envahi la zone de la ville proche de la raffinerie.

L'étude qui a été réalisée par le groupe d'experts "Richard Whitehead DNV et al." a montré que parmi les polluants émis lors de cet incendie, figurent principalement les NOx et des COV. Le modèle proposé de l'interaction "Incendie- Atmosphère" permet de suivre le profil de concentration du polluant et de déterminer ainsi son temps de séjour en atmosphère.

2.2.5. Résultats et Discussion

Dans la simulation de cet incendie, le modèle numérique nous permet de suivre l'évolution spatio-temporelle des fumées libérées lors de l'accident afin de déterminer les incidences environnementales sur la population locale qui est très proche du terminal. Les résultats obtenus de la simulation nous permettent de déduire le temps de séjour des polluants dans la zone urbaine. Le présent travail comprend deux parties: la première partie concerne uniquement les effets thermiques de l'incendie qui sont représentés par les contours de température en fonction du temps (figure 2.9) tandis que la deuxième partie (figure (2.10) et (2.11)) concerne les résultats du couplage du transport, de la cinétique chimique et des effets thermiques dans le modèle global qui a été appliqué aux oxydes d'azote.

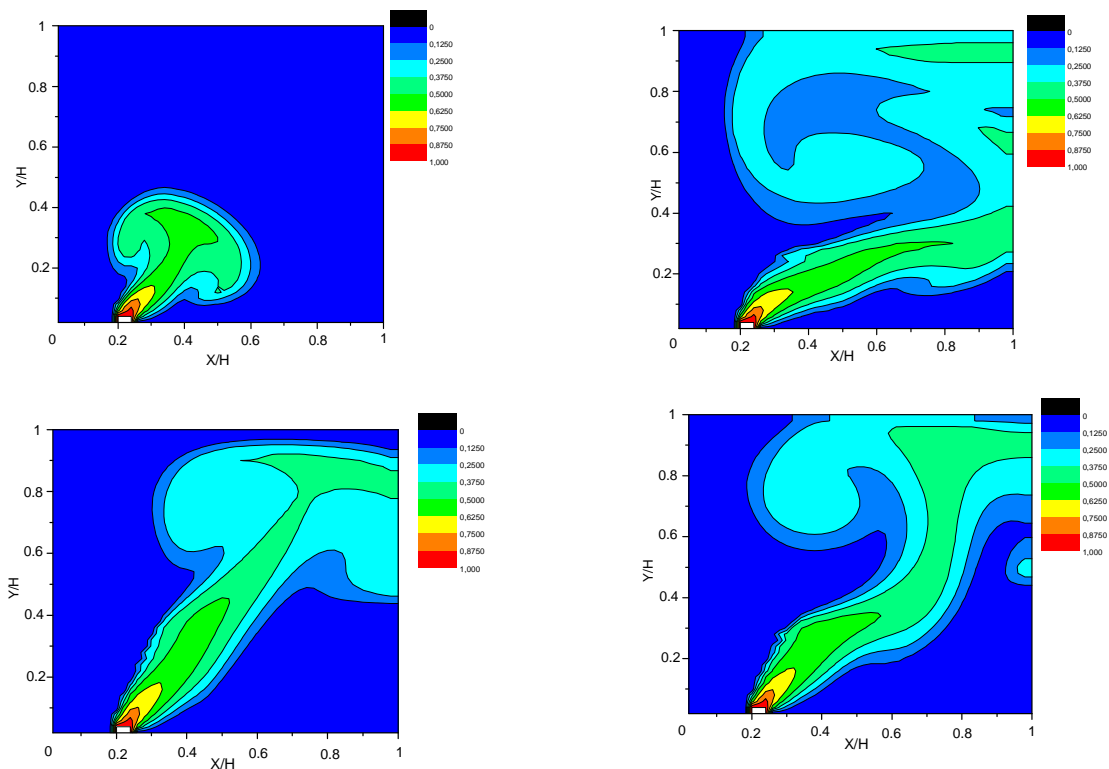


Figure. 2.9. Contours de température pour différents temps

En effet, la présence, d'une part de la turbulence atmosphérique, et d'autre part de la vitesse du vent vont influencer sur la température ainsi que sur la propagation des fumées dans le volume de contrôle.

La figure (2.9) présente la variation bidimensionnelle de la température (selon la direction horizontale du vent Ox et l'altitude Oy) en fonction du temps. Les schémas montrent qu'au voisinage du foyer de l'incendie on observe une augmentation rapide et remarquable de la température et que, au fur et à mesure qu'on s'en éloigne, avec l'effet de l'air ambiant (feu ouvert), les gaz du panache gravitent à une altitude de flottabilité neutre, puis, ensuite, ils se propagent progressivement dans le domaine étudié.

La figure (2.10) représente l'évolution des profils de concentration des NO_x en fonction du temps. Concernant la figure (2.10.a), (sans effet cinétique), l'évolution est due uniquement au transport, ce qui montre des variations lentes par rapport à celles de la figure (2.10.b) (présence de l'effet cinétique). Les variations des concentrations sont plus rapides dans ce cas, ce qui est dû à l'interférence de l'effet cinétique et de l'effet de turbulence.

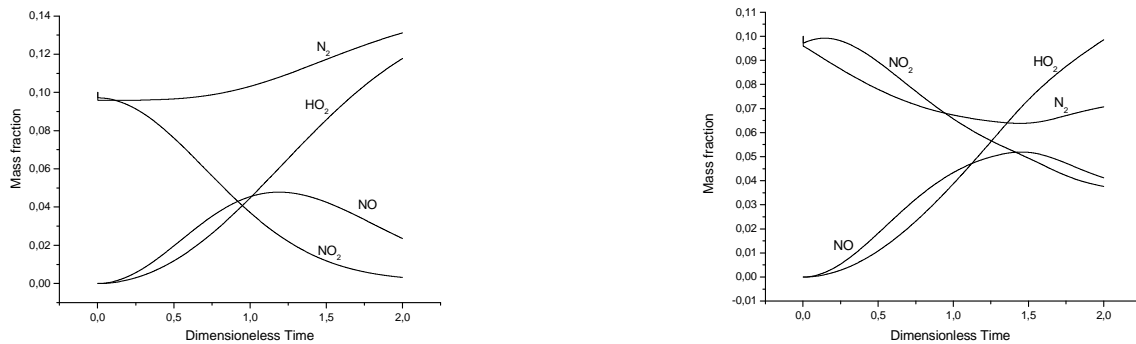


Figure. 2.10. Evolution de la concentration des NO_x

a: Cinétique seule

b: Cinétique et transport

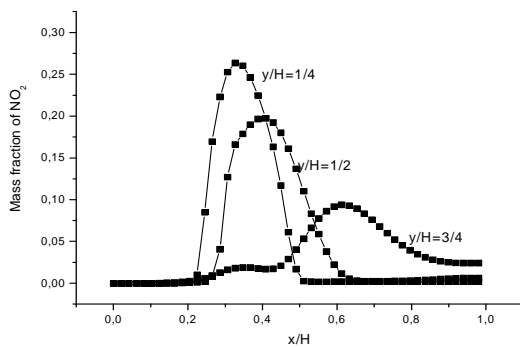


Figure.2.11. Profils de concentration dans différentes positions

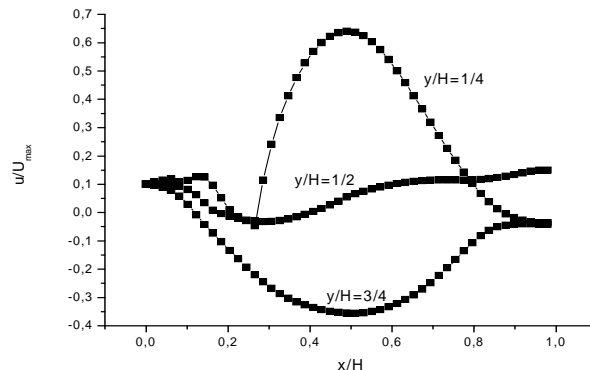


Figure. 2.12. Profils de vitesse dans différentes positions

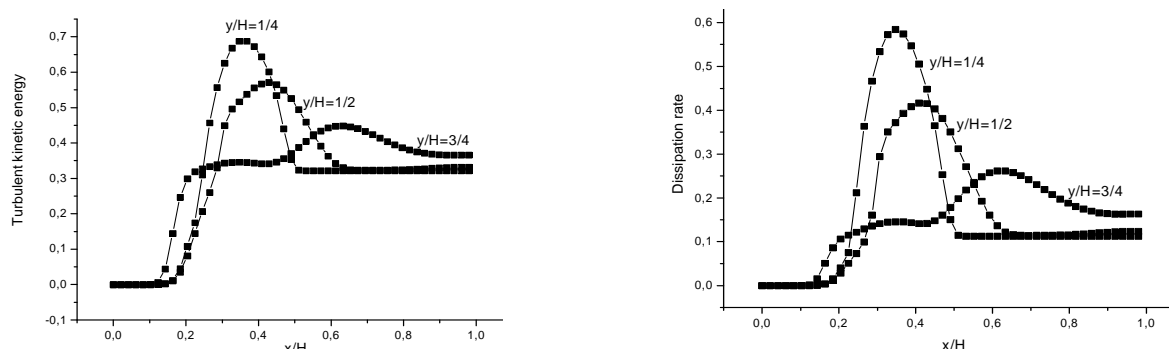


Figure. 2.13. Profils de l'énergie cinétique turbulente et du taux de dissipation dans différentes positions

La figure (2.12) représente les vecteurs de vitesse de l'écoulement. Trois zones caractéristiques de l'écoulement sont distinguées: la zone proche du foyer de l'incendie, celle au dessus et celle de recirculation. Dans la zone proche et au dessus de l'incendie, la vitesse de l'écoulement prend des valeurs qui dépassent la vitesse du vent en amont ce qui permet la propagation des fumées chaudes; Dans la zone de recirculation, la vitesse est plus faible et négative, cette zone est caractérisée par des structures tourbillonnaires contrarotatives.

2.3. CONCLUSION

En conclusion de ce deuxième chapitre, on peut souligner que pour répondre au problème de simulation de la dispersion des polluants générés par un incendie, il faut nécessairement simplifier l'approche. D'abord il vaut mieux commencer par étudier des scénarios simples plutôt que de s'attaquer directement à des cas complexes. Ensuite, on est obligé de travailler avec des descriptions idéalisées des feux et utiliser des solutions approchées des équations idéalisées.

Nous nous sommes ensuite attachés à décrire les solutions numériques adaptées à la résolution d'un système d'équations différentielles couplées par une cinétique chimique. Un module 2D a donc été programmé traitant de façon automatique les équations avec une cinétique simple. Une série d'hypothèses et d'approximations sont nécessaires pour atteindre un tel objectif.

Nous avons présenté dans ce chapitre les résultats de nos travaux en ce qui concerne le modèle numérique de dispersion. La formulation mathématique ne présente pas de difficultés majeures. La difficulté réside plutôt dans une bonne connaissance des données présentant les conditions initiales du modèle. Cela constitue une limitation pour laquelle on va proposer comme solution, dans un troisième chapitre, la méthode ACV – incendie.

Chapitre 3. ACV- Incendie

3.1. RESUME

3.2. INTRODUCTION

3.3. LE MODELE ACV – INCENDIE : REVUE

3.4. DESCRIPTION DU MODELE ACV – INCENDIE

3.5. METHODES ET DONNEES

3.5.1. Nouvelle application du modèle

3.5.2. Statistiques des incendies des réservoirs

3.5.3. Méthodologie de la méthode d'Analyse du Cycle de Vie (ACV)

3.5.4. Modèle de l'incendie

3.6. DISCUSSION

3.7. CONCLUSION

ACV – Incendie

Le modèle ACV- Incendie repose sur la méthode d'Analyse du Cycle de Vie. Il s'agit d'une technique en plein développement, qui vise à exprimer les impacts environnementaux en fonctionnement normal et à prendre aussi en compte les impacts en cas d'incendie, tels qu'ils apparaissent au travers des données statistiques et de l'inventaire du cycle de vie. La démarche a consisté à réaliser l'analyse du cycle de vie des différents systèmes de la raffinerie, en se concentrant sur les réservoirs de stockage compte-tenu du niveau élevé du risque incendie favorisé par les grandes quantités d'hydrocarbures stockées. Ensuite on a exprimé les effets de l'incendie en termes de données statistiques qui ont été collectées de la littérature (Chang et Lin., 2006), pour la période de 1960 à 2003.

L'inventaire pour le modèle ACV- Incendie représente aussi une étape essentielle qui sert à comptabiliser l'ensemble des flux de matière et d'énergie générés par l'ensemble du cycle de vie du système étudié ainsi que ceux générés lors d'un incendie. Les principaux flux relevés sont la consommation ou la perte d'énergie et de matières premières ainsi que les rejets dans l'environnement. Mais l'indisponibilité et le manque de données qui concernent l'ACV- Incendie ou même l'ACV conventionnelle constituent un grand obstacle pour la bonne présentation et l'interprétation des études qui sont faites.

3.1. RESUME

Parallèlement aux bénéfices que génère l'incendie en tant que combustion provoquée et contrôlée dans la vie humaine, il peut provoquer chaque année, lorsqu'il est mal maîtrisé, de nombreuses victimes et entraîner des dégâts importants avec des coûts élevés, en particulier dans les industries, entrepôts et établissements recevant du public dont les magasins de vente qui représentent un très grand nombre de dangers. La maîtrise des risques présentés par les installations repose principalement sur les dispositions techniques prises lors de leur conception et sur les modalités de leur exploitation. Mais la sûreté n'est pas un concept totalement figé en regard de la durée de vie importante de ces installations : le retour d'expérience, le progrès des connaissances et la nécessité, souvent pour des raisons économiques, de faire évoluer les modalités d'exploitation de ces installations peuvent soulever des interrogations en matière de sécurité incendie.

Suivant l'ISO/ TC92/SC3, la démarche suivie en matière recherche prend en considération les effets à la fois locaux et ceux sur l'environnement. Un nombre limité de travaux concernent les

effets de l'incendie sur l'environnement, ce qui rend intéressant de développer une méthode qui traite cet aspect.

Le modèle ACV-Incendie est basé sur la méthode d'Analyse du Cycle de Vie (ACV) traditionnelle à laquelle il ajoute l'intégration des émissions issues des incendies. Le modèle inclut ainsi des modules décrivant le comportement au feu des équipements et les différents types de feux suivant les conditions environnementales. Les statistiques des incendies sont utilisées pour déterminer les quantités de matière impliquées dans l'incendie. En plus, le modèle complet doit inclure des modules qui prennent en considération la possibilité de remplacer les matériaux (pour tenir compte de l'évolution des systèmes) ou si possible des modules d'extinction et de décontamination. Ce travail présente l'application du modèle ACV-Incendie à une raffinerie dont le niveau de sécurité incendie est élevé.

3.2. INTRODUCTION

Dans le domaine de l'évaluation globale et multicritères des impacts environnementaux, l'ACV est l'outil le plus abouti. Sa pratique et sa diffusion actuelles contribuent à en faire un instrument de plus en plus performant et reconnu. Il permet de quantifier les impacts d'un "produit" (qu'il s'agisse d'un bien, d'un service voire d'un procédé), depuis l'extraction des matières premières qui le composent jusqu'à son élimination en fin de vie, en passant par les phases de distribution et d'utilisation, soit "du berceau à la tombe" (Tukker., 2000; Rebitzer et al., 2004; Azapagic, 1999). L'ACV peut être utilisé au sein de démarches de développement durable, notamment celles orientées sur les produits. Néanmoins, elle ne traite de la dimension environnementale que dans les situations de fonctionnement normal et non lors de situations accidentelles.

L'ACV- Incendie est basée sur la méthode ACV qui prend en considération l'aspect accidentel dans son analyse en intégrant les incendies comme scénario possible de fin de vie du produit (Simonson et Stripple., 1999). Les incendies dits « primaires » sont ceux déclenchés directement dans le produit concerné puis ils se propagent vers d'autres éléments du système ; ceux appelés « secondaires » concernent les incendies qui débutent dans d'autres produits et impliquent par la suite le produit étudié.

L'industrie pétrolière doit gérer une multiplicité de risques liée à la nature même de cette matière première, à son mode de production et d'acheminement. Un accident de petite taille, peut conduire à une perte de plusieurs millions de dollars et à quelques jours d'interruption de production (Shaluff et al., 2003 ; USEPA., 1997). Ceci induit des problématiques de sûreté et de sécurité d'autant plus lourdes que les industriels du secteur ont à gérer des sites répartis sur les cinq continents, implantés au sein d'environnements souvent contraignants (climat et conditions naturelles extrêmes, tensions géopolitiques, ...).

Autre particularité, la plupart des sites de stockage des produits pétroliers ou gaziers étant situés en périphérie des grandes agglomérations (une centaine de dépôts pétroliers et une trentaine de

dépôts gaziers sur le territoire national pour l'Algérie), les pouvoirs publics et l'opinion se montrent particulièrement attentifs quant au respect des normes de sécurité notamment en matière de lutte et de prévention contre l'incendie. Face aux outils de gestion qui analysent le risque et conditionnent tout ou partie des systèmes de sécurité actuellement déployés, ce travail propose comme outil d'aide à la décision, la méthode ACV orientée incendie.

3.3. LE MODELE ACV – INCENDIE: REVUE

Le modèle "ACV- Incendie" a été développé par l'Institut National Suédois. Il est basé sur la méthode conventionnelle ACV ou "Analyse du Cycle de Vie" en y introduisant les effets environnementaux des incendies comme modification la plus importante. La méthode "ACV- Incendie" a été appliquée depuis son développement, à différents cas : Poste de télévision, câble, mobilier, étude de cas sur le bâtiment (essai) (De Poortere et al., 2000 ; Simonson et al., 2000 ; Simonson et al., 2001 ; Andersson et al., 2003,2004).

La première application du modèle "ACV- Incendie" avait pour objectif de comparer entre deux produits dont l'un possède un niveau élevé de sécurité et l'autre un niveau plus faible (De Poortere et al., 2000 ; Simonson et al., 2000). Le produit choisi pour cette application était les boîtiers de téléviseurs (TV); ce choix est dicté par le fait que les statistiques des incendies des TV sont disponibles et que différents niveaux de sécurité incendie sont adoptés en Europe et aux Etats-Unis. Ce dernier pays est choisi en raison des différences dans les normes de sécurité incendie exigées dans ces deux parties du monde. Un autre fait qui rend cette première application idéale, est que le retardateur de flamme généralement utilisé dans les boîtiers de TV est l'éther decabromodiphényl (deca-BDE). C'est l'un des retardateurs de flamme qui a été spécifiquement étudié et il devrait donc constituer un exemple rigoureux pour le modèle.

Le choix des câbles comme deuxième application de ce nouveau modèle, a été justifié par le nombre important d'activités qui ont été suivies concernant la performance au feu des câbles ces dernières années. Cette étude consiste à comparer deux câbles électriques internes avec essentiellement la même performance au feu. Dans les deux cas, le matériel peut être facilement enflammé et la flamme générée se propage aisément suivant le test "IEC 60332-3 " qui est un essai à grande échelle de performance au feu pour les câbles. Lors de cette étude le modèle "ACV- Incendie" a été utilisé pour la comparaison des deux câbles choisis, le câble en PVC flexible et le retardateur de flamme polyoléfin (Simonson et al., 2001).

La troisième application porte sur deux meubles sofas, le premier de haute performance au feu fabriqué au Royaume- Uni et l'autre de faible performance provenant d'Europe. Le premier meuble sofa contient un retardateur de flamme dans sa mousse et sa couverture décorative par contre le meuble européen ne contient pas de retardateur (Andersson et al., 2003).

Une autre application a été réalisée pour un bâtiment lors de l'élaboration des directives associées au modèle "ACV- Incendie" fondé en 2004. Cette application n'est pas complètement

développée car elle a été conçue pour illustrer l'adaptation du modèle à un type d'équipement bien particulier à savoir un bâtiment (Andersson et al., 2004).

3.4. DESCRIPTION DU MODELE ACV – INCENDIE

Schématiquement le modèle ACV proposé pour une "ACV- Incendie" peut être illustré par la figure (1.7).

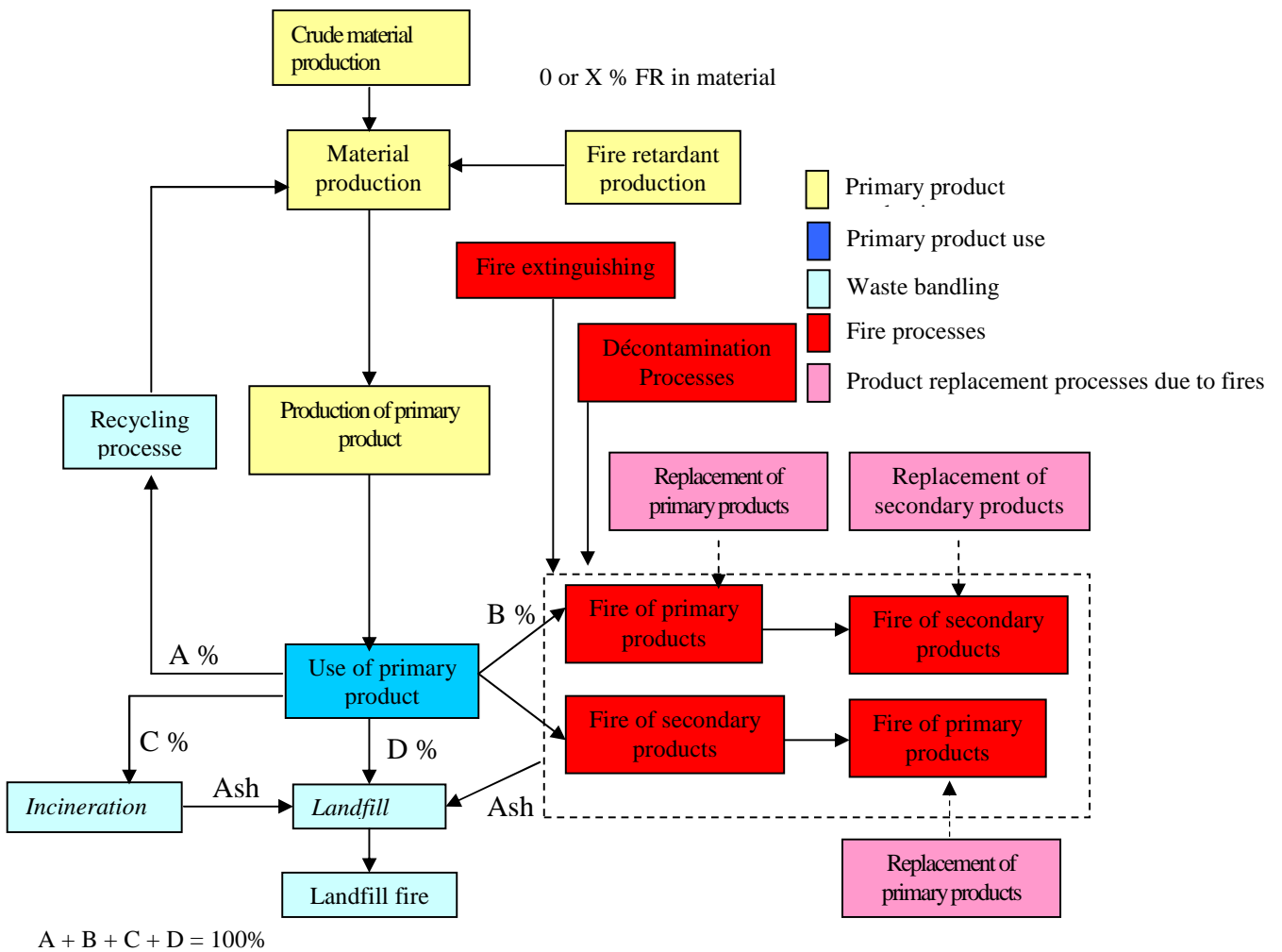


Figure 3.1. Schéma représentatif du modèle "ACV-Incendie" (Andersson et al., 2004)

Le modèle est essentiellement équivalent à l'approche conventionnelle ACV (ISO 14040 ; 14041 ; 14042 ; 14043) avec, en plus, l'introduction des effets des incendies. Durant le cycle de vie des produits à analyser, quelques produits peuvent être impliqués dans différents types de feux. Le modèle "ACV- Incendie" inclura donc des modules pour décrire le comportement du feu pour les différents types de feux et à chaque phase du cycle de vie. Des données statistiques des incendies sont utilisées pour estimer la quantité de matériel impliquée dans les différents types d'incendie. En outre, le modèle devrait également inclure des modules pour décrire les actions correctrices à prendre pour surmonter et limiter les effets des incendies, ainsi que, si possible, des modules concernant les processus d'extinction et de décontamination, ceci n'a pas été pris en considération dans les applications réalisées jusqu'à présent.

3.5. METHODES ET DONNEES

3.5.1. Nouvelle application du modèle

Notre travail est consacré à une nouvelle application du modèle "ACV- Incendie" pour les systèmes industriels, et plus particulièrement pour le cas des incendies de réservoirs. On a choisi ce modèle pour la raison qu'il est le seul modèle qui intègre les impacts environnementaux dus à l'incendie dans les phases du cycle de vie du produit.

Cette application différera des applications précédentes, par le fait qu'elle ne présente pas une comparaison entre différents types de matériaux étudiés en termes de risque incendie, mais elle incorporera néanmoins certaines des caractéristiques propres au modèle "ACV- Incendie" par l'inclusion d'émissions d'incendie dans la détermination de l'impact sur l'environnement. Des résultats finaux complets ne sont pas encore disponibles. On présente donc une discussion de l'apport du modèle global ainsi que les statistiques des incendies des réservoirs dans les parties qui suivent.

3.5.2. Statistiques des incendies des réservoirs

Les statistiques des incendies devraient être capables de fournir pour chaque année aussi bien le nombre d'incendies primaires et secondaires que la taille de ceux-ci (tableau 3.1). Le nombre des incendies survenus dans les réservoirs de stockage pendant les 40 dernières années (1960-2003) est de 242 (Chang et Lin., 2006 ; Person et Lönnemark., 2004 ; March et McLennan., 1990,1997, 2002), on peut raisonnablement tirer de ces données des informations sur la fréquence et les causes des incendies (tableaux 3.1 et 3.2). Pour obtenir plus d'informations détaillées sur la taille des incendies, les incendies primaires et les effets dominos, on a consulté une base de données plus complète de 446 incidents de l'année 1960 jusqu'à 2003 (tableau 3.3) (Persson et Lönnemark., 2004).

Catégories	Année					
	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2003	Sous-total
<i>Type du complexe (site d'accident)</i>						
Raffinerie	10	22	25	41	18	116
Terminal/ Stockage	5	11	17	22	9	64
Usine chimique	1	0	5	16	9	31
Champs de pétrole	0	1	2	1	3	6
Divers	1	0	4	5	12	25
Sous-total	17	36	53	85	51	242
<i>Type de contenu du réservoir</i>						
Pétrole brut	6	8	17	23	12	66
Produits de pétrole	3	7	14	19	16	59
Essence /Naphta	0	13	17	21	6	55
Produits pétrochimiques	3	3	4	11	6	27
GPL	3	3	1	5	1	15
Mélange eau-huiles usagées	2	2	0	4	1	9
Ammoniac	0	0	0	0	3	3
Acide chlorhydrique				1	2	3
Soude caustique					3	3
Soufre fondu					1	2
Total	17	36	53	85	51	242
<i>Type d'accident</i>						
Incendie	8	26	31	59	21	145
Explosion	8	5	16	22	10	61
Renversement	0	5	3	2	8	18
Rejet de gaz toxique	0	0	2	1	10	13
Divers	1		1	1	2	5
Sous-total	17	36	53	85	51	242

Tableau .3.1. Statistiques des incendies des réservoirs (1960-2003)

Causes des accidents des réservoirs	Année					
	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2003	Sous-total
Foudre	4	10	19	37	10	80
Maintenance / travail chaud	1	5	9	12	5	32
Erreur opérationnelle	1	5	6	8	9	29
Défaillance des équipements	3	1	5	7	3	1
Sabotage	2	5	2	6	3	18
Fissure / rupture	0	3	3	3	8	17
Fuite et rupture en ligne	0	3	2	5	5	15
Electricité statique	2	1	2	2	5	12
Flamme nue	1	0	4	2	1	8
Catastrophe naturelle	1	2	1	1	2	7
Emballement de réaction	2	1	0	2	0	5
Total	17	36	53	85	51	242

Tableau. 3.2. Causes des incendies des réservoirs

Taille des incendies	Année					
	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2003	Sous-total
Seulement le réservoir site d'incendie	4	14	26	73	26	143
Plusieurs réservoirs impliqués	9	24	54	39	13	139
Autres	15	42	52	32	23	164

Tableau. 3.3. Taille des incendies de réservoirs

3.5.3. Méthodologie de la méthode d'Analyse du Cycle de Vie (ACV)

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthode de décompte des impacts environnementaux. L'"ACV- Incendie" comptabilise sous forme d'indicateurs qualitatifs ou quantitatifs les principales caractéristiques environnementales d'un produit du point de vue de la sécurité incendie. Dans ce cas pour obtenir un niveau élevé de sécurité incendie, des mesures d'améliorations telles que l'utilisation des retardateurs de flamme, des systèmes d'extinction ou des changements dans la conception du produit, doivent être prises. Le "produit" choisi pour cette application est représenté par un incendie industriel illustré par le cas d'un réservoir contenant un combustible inflammable dans une raffinerie.

3.5.3.1. Notion d'unité fonctionnelle

Une unité fonctionnelle sert de référence à partir de laquelle sont mathématiquement normalisées les données d'entrée et de sortie. Il faut donc que l'unité fonctionnelle soit clairement définie et mesurable. Pour un cas donné, il faut mesurer la quantité de produit nécessaire pour remplir la fonction. Dans le modèle "ACV-Incendie", on procèdera alors à la comparaison de deux produits avec différents comportements vis-à-vis du risque incendie. Cela permettra de voir quel impact sur l'environnement peut avoir l'implication des produits dans l'incendie selon le matériau qui les compose (présence de retardateur de flamme, matériau inflammable, etc.).

L'unité fonctionnelle choisie pour cette étude est :

- Qualitative: essence ou diesel utilisé pour produire l'énergie.
- Quantitative: quantité en kg d'essence ou de diesel nécessaires pour générer 5740800 kcal d'énergie.
- Les quantités des produits stockés correspondant à cette unité fonctionnelle sont alors : 561,5 kg pour le diesel et 579 kg pour l'essence.

3.5.3.2. Frontières du système

La délimitation des frontières du système correspond à la prise en compte du procédé de production des deux produits (essence et diesel), depuis l'acquisition de la matière première jusqu'au produit final avec la prise en considération de l'aspect incendie dans le modèle (figure 3.2), tel que présenté dans la figure (3.1).

3.5.3.3. Inventaire du Cycle de Vie (ICV)

La réalisation de l'inventaire de la méthode "ACV- Incendie" suit les mêmes étapes que celle de l'ACV conventionnelle. Cela consiste à décrire et quantifier les différents flux entrants et sortants en les intégrant sur la représentation graphique du système. Les entrants et les sortants relatifs à l'essence et au diesel sont :

- Les matières premières
- Les énergies
- Les émissions
- Les déchets

Pour la construction du modèle "ACV-Incendie", on a besoin d'un grand nombre de données d'entrée qui incluent non seulement les données statistiques des incendies liées aux produits mais aussi les bilans matière et énergie réalisés pour l'ensemble du système (Hamzi et al., 2007) ainsi que les résultats de l'inventaire "ACV- Incendie" relatifs aux rejets dans l'environnement.

Dans le cas des incendies de réservoirs, les émissions ont un intérêt très important ; une grande variété d'espèces est produite lorsque la matière organique est enflammée. Les espèces créées et leur distribution sont conditionnées par le degré de contrôle permis dans le processus de combustion. Un large éventail de températures, des conditions de combustion et la disponibilité d'oxygène conduisent à une gamme élargie d'espèces chimiques, comme le monoxyde de carbone (CO), les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), les Composés Organiques Volatils (COV), des particules solides, etc. De plus les espèces que l'on devrait considérer dépendent des matériels (matières) impliqués dans le produit évalué (Blomqvist., 2005).

3.5.4. Modèle de l'incendie

En utilisant les résultats du tableau (3.3) ci-après, les statistiques concernant la distribution de la taille de l'incendie, guident le choix du nombre de réservoirs source de l'incendie et de ceux impliqués par effet domino. Ces valeurs sont utilisées comme données d'entrée dans le modèle de la figure (3.3). Il est à noter que les résultats présentent le même pourcentage (30 % sur 446 incendies) pour les incendies des réservoirs source et ceux des effets domino.

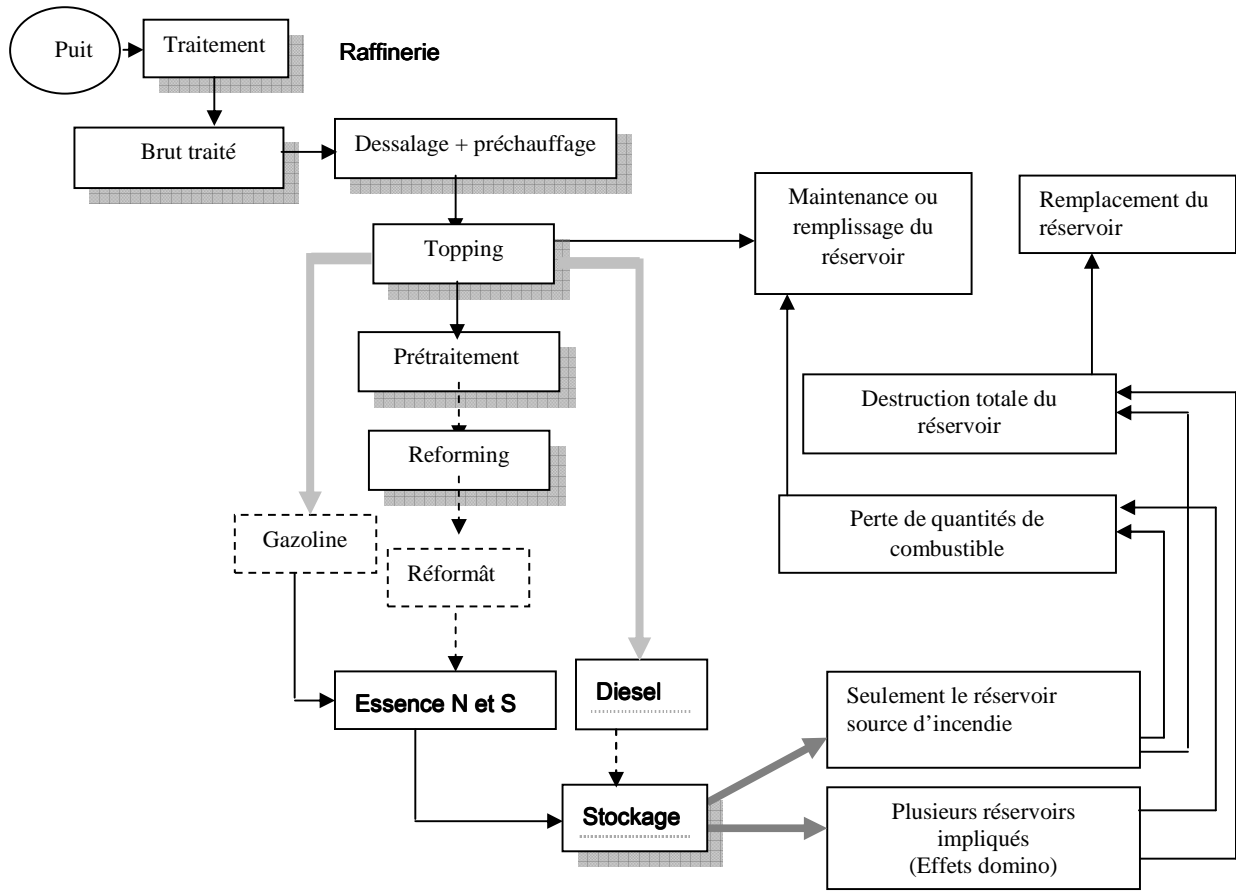


Figure. 3.2. Le modèle ACV pour chaque produit : Essence et diesel

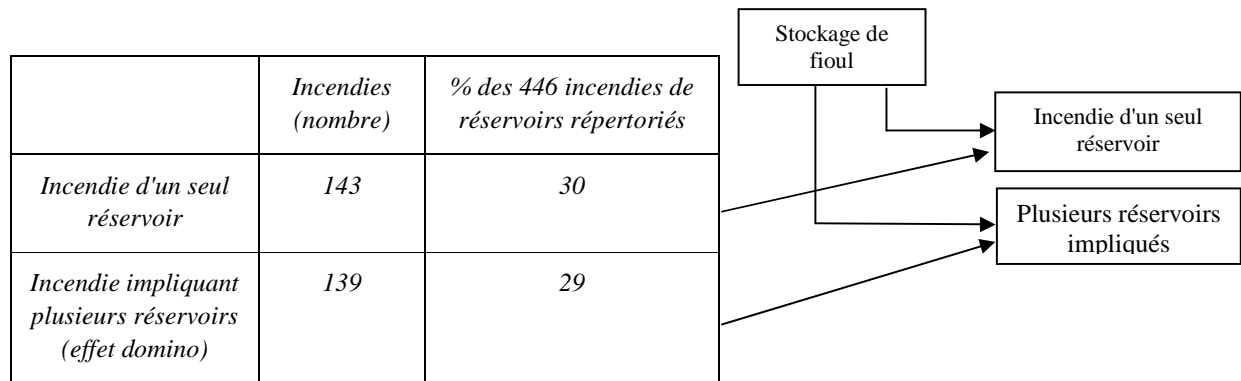


Figure. 3.3. L'intégration des statistiques des incendies dans le modèle ACV pour l'essence et le diesel

3.6. DISCUSSION

Les résultats du tableau (3.1) montrent que 74 % des accidents sont survenus dans les raffineries de pétrole, les terminaux pétroliers ou le stockage. Les incendies et les explosions représentent 85 % des accidents (tableau 3.1). On remarque que 80 accidents (33 %) sont causés par la foudre et 72 (30 %) causés par des erreurs humaines, y compris les opérations simples et la maintenance. Comme indiqué dans le tableau (3.2), la foudre présente la cause la plus fréquente d'accident et l'erreur de maintenance, la deuxième cause fréquente. Les résultats du tableau (3.3) présentent le même pourcentage de 30% de réservoirs parmi 446 incendies répertoriés pour les deux cas : incendie de réservoirs source et incendie de réservoir par effet domino.

Il y a deux alternatives pour combattre l'incendie des réservoirs: soit laisser l'incendie se poursuivre sans intervention jusqu'à l'auto-extinction, soit l'arrêter par l'utilisation des mesures d'extinction. Comme la procédure d'auto-extinction conduit à laisser brûler le contenu du réservoir pendant plusieurs jours, il en résulte la perte complète du produit stocké, des problèmes environnementaux et la menace de propagation de l'incendie aux réservoirs voisins, c'est pourquoi la solution d'auto-extinction n'est pas toujours la solution idéale. De plus, lorsque la quantité de produit inflammable est importante, la chaleur produite peut détruire complètement le réservoir ce qui rend nécessaire son remplacement (figure 3.2).

Dans l'analyse "ACV- Incendie", particulièrement pour compléter l'Inventaire du Cycle de Vie (ICV), très peu de données sur les émissions des incendies sont disponibles dans la littérature. Ce n'est que récemment que des travaux de laboratoires ont été effectués pour caractériser les émissions des incendies et ces données restent toujours confidentielles. Il est aussi difficile de trouver les données de production pour quelques matériaux pour les deux méthodes : l'ACV traditionnelle et l'ACV- Incendie (Andersson et d'autres., 2004).

En général, la réalisation de l'ACV complète (ou de l'ACV-Incendie) est compliquée à cause des exigences de disponibilité des données d'entrée de l'analyse. L'aspect le plus important reste la transparence mais, il est possible que certaines données utilisées soit incertaines ou bien que l'on soit amené à opter pour des estimations d'émissions.

3.7. CONCLUSION

Dans une Analyse du Cycle de Vie (ACV) conventionnelle, les facteurs de risque pour des situations accidentelles sont exclus. Par exemple, lors de la réalisation de l'ACV pour les deux produits étudiés, l'essence et le diesel, seules les données liées à la production en fonctionnement normale sont prises en considération. Cependant, il peut aussi y avoir, par exemple, des émissions importantes pendant un événement catastrophique comme un accident à l'usine. Ces émissions sont très difficiles à évaluer en raison du manque de données d'émission relatives à des accidents.

Les statistiques d'incendie des réservoirs, présentées dans ce travail, sont collectées de différentes sources et pays. Elles permettent de fournir des informations concernant la fréquence, les causes et la taille des incendies. Cette hétérogénéité de sources, bien qu'elle présente certains avantages, peut provoquer néanmoins un problème de fiabilité de données.

L'ACV- Incendie est une méthode qui implique plusieurs aspects. Pour sa mise en œuvre le groupe de travail doit être multidisciplinaire avec des connaissances profondes dans le domaine des statistiques particulièrement les incendies, la collecte des données des émissions, l'analyse et la connaissance détaillée du processus de production.

Chapitre 4. Approche combinée : AEE-ACV-MND

4.1. INTRODUCTION

4.2. LES METHODES DE L'APPROCHE COMBINEE PROPOSEE: REVUE

4.2.1. Analyse des Modes de Défaillance et de leurs Effets Environnementaux : AMDE-E

4.2.2. Analyse du Cycle de Vie: ACV

4.2.3. Modèle Numérique de Dispersion (MND)

4.3. COMBINAISON DES METHODES PROPOSEES

4.3.1. Méthodologie proposée : AEE, ACV et MND combinées

4.3.2. Application de l'approche combinée

4.4. CONCLUSION

Approche combinée : AEE – ACV – MND

Le quatrième chapitre est dédié à l'objectif principal de la thèse à savoir la proposition d'une approche combinée d'outils d'aide à la décision, qui répond à la problématique exposée en introduction grâce à la modélisation et à l'évaluation des impacts de l'incendie ouvert sur l'environnement. On présente trois méthodes différentes de conception écologique ; l'ACV (Analyse du Cycle de Vie), l'AMDEC-E (Analyse des Modes de Défaillances, de leurs Effets et de leur Criticité - Environnementale) et le MND (Modèle Numérique de Dispersion) en soulignant leurs avantages, leurs limites et leurs combinaisons possibles (Hamzi et al., 2006b).

Pour illustrer cette recherche le modèle combinant l'AMDEC-E / ACV/ MND est tout d'abord appliqué à une cimenterie algérienne. Le choix a été fait après une visite à la cimenterie et une discussion avec le responsable de l'environnement, qui a confirmé le besoin de l'entreprise de disposer d'un outil numérique de dispersion pour déterminer le temps de séjour de ses polluants en atmosphère et pouvoir ainsi répondre aux réclamations des citoyens au voisinage de l'usine. La disponibilité des données de l'AMDEC-E et des données de l'inventaire de l'ACV a été un facteur très favorable pour voir l'applicabilité de notre démarche pour une pollution chronique comme pour une pollution accidentelle lors d'un incendie. Pour l'aspect incendie accidentel, le cas d'étude ensuite retenu a été celui d'une raffinerie qui est une installation classée présentant un niveau élevé de risque incendie.

Après avoir bien présenté la démarche combinée et discuté chaque outil utilisé dans cette approche avec son illustration dans le domaine du risque incendie (Chapitre 2 et 3), on a choisi d'étudier des bi - combinaisons de ces outils dans le cadre de travaux réalisés ou en cours, afin de détailler et mieux comprendre les complémentarités entre ces outils (Hamzi et al., 2007b; Hamzi et al., 2007c).

Pour mettre en évidence les liens entre l'analyse des risques et celle des processus, il est nécessaire de caractériser les concepts de l'une et de l'autre pour créer alors des modèles et des outils permettant l'interactivité. La méthode AEE-Aspect Accidentel permet le recensement systématique et l'évaluation des aspects et des impacts potentiels susceptibles de nuire à l'environnement tout au long du cycle de vie d'un produit en état normal ou en état accidentel. Ces impacts seront ensuite quantifiés après hiérarchisation dans l'étape inventaire de l'ACV. Pour les émissions dans l'air, le modèle de dispersion des polluants dans l'environnement est nécessaire pour calculer les variations de concentration.

4.1. INTRODUCTION

La montée en puissance des préoccupations écologiques de ces dernières années a rendu incontournable la prise en compte de l'environnement dans l'entreprise durant les phases du cycle de vie du produit. La recherche d'un développement durable guide ainsi le développement d'une grande diversité de méthodes et outils caractérisés par l'intégration de la donnée écologique dans les projets industriels. Cette approche permet en effet l'évaluation et la comparaison des impacts environnementaux du produit dans une optique de prévention des pollutions et d'aide à la décision.

Les outils utilisés sont destinés à établir un profil environnemental du produit en vue d'améliorer ses performances écologiques. Ils nécessitent une quantité d'information suffisante sur le produit afin d'évaluer les impacts sur l'environnement pour chaque phase du cycle de vie : extraction des matières premières, fabrication, distribution, utilisation, fin de vie, ainsi que toutes les étapes de transport. Les résultats des évaluations indiquent les points sensibles du produit étudié, points sur lesquels devra agir le concepteur. Ces outils peuvent être distingués selon qu'ils reposent sur des évaluations de type quantitatif ou de type qualitatif.

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est un outil qui peut être utilisé pour évaluer les impacts environnementaux d'un système c'est-à-dire de l'ensemble des opérations se rapportant à un produit, un procédé ou une activité (ISO 14040, 14041, 14042, 14043., 1997). La méthodologie de l'ACV est décomposée en quatre étapes : la définition des objectifs, l'inventaire du cycle de vie (ICV), l'évaluation des impacts sur l'environnement et la recherche d'amélioration.

Cependant nombre d'obstacles font que l'analyse du cycle de vie peut s'avérer incomplète ; d'abord il est quasi-impossible d'obtenir l'intégralité des flux utilisés pour un produit, il faut donc se contenter de données parfois limitées et faire appel à des données génériques, donc manquant de précision. Se pose également le problème de la représentativité géographique, les impacts étant différents d'une région à une autre. Il en résulte qu'une ACV est alors un processus long et fastidieux qui n'est pas toujours transposable d'un site à un autre. Par ailleurs, plusieurs choix méthodologiques demeurent assez subjectifs comme les méthodes d'analyse (Analyse des Effets Environnementaux « AEE ») et les modèles numériques de dispersion (MND) qui sont proposés dans ce travail.

La méthode AEE est une méthode qualitative utilisée dès les premières phases de la conception du produit (Lindahl., 1999 ; 2000), elle permet d'identifier et d'évaluer les impacts environnementaux potentiels durant le cycle de vie du produit et de proposer par la suite des mesures correctives et préventives pour minimiser ces impacts. Dans l'AEE, pour chaque étape du cycle de vie du produit, on détermine de manière qualitative la liste des impacts sur l'environnement associés à chaque flux sortant.

Tous les impacts identifiés sont hiérarchisés qualitativement indépendamment du fait qu'ils soient quantifiables ou non. Cette hiérarchisation est à la fois fondée sur les conclusions des

études antérieures et sur l'ampleur des charges impliquées. Ce processus permet de concentrer les efforts sur les problèmes les plus importants lors de la réalisation d'une ACV. Pour les impacts prioritaires, on définit les données nécessaires lors de la réalisation de l'inventaire.

Pour l'évaluation des données de l'inventaire en termes de quantification des impacts, il est nécessaire de concevoir un système intégré par le moyen duquel d'autres outils du système de management environnementaux incorporant les dimensions spatiales et temporelles viennent compléter l'ACV. Le Modèle Numérique de Dispersion (MND) est proposé pour suivre l'évolution spatio-temporelle des polluants dans l'atmosphère.

Le modèle est bidimensionnel basé sur un traitement simulé des équations de Navier-Stokes, qui permettent la résolution des bilans de conservation de masse, d'énergie et de quantité de mouvement dans un régime turbulent, avec une cinétique chimique simplifiée et en présence de l'effet thermique dû à l'incendie. Les résultats du modèle concernent les variations de la concentration et de la température en fonction du temps et de l'espace (Tingström et Lindahl., 2001).

Dans ce contexte de complémentarité, la figure (4.1) présente les différentes combinaisons possibles de l'approche proposée entre l'AEE, ACV et MND ; mais au cours de nos recherches on a procédé à quelques combinaisons qui sont présentées par la suite et appliquées à deux types d'installations : la cimenterie avec une pollution chronique et un risque incendie moins élevé et la raffinerie avec une pollution accidentelle et un risque incendie élevé (objectif de la thèse).

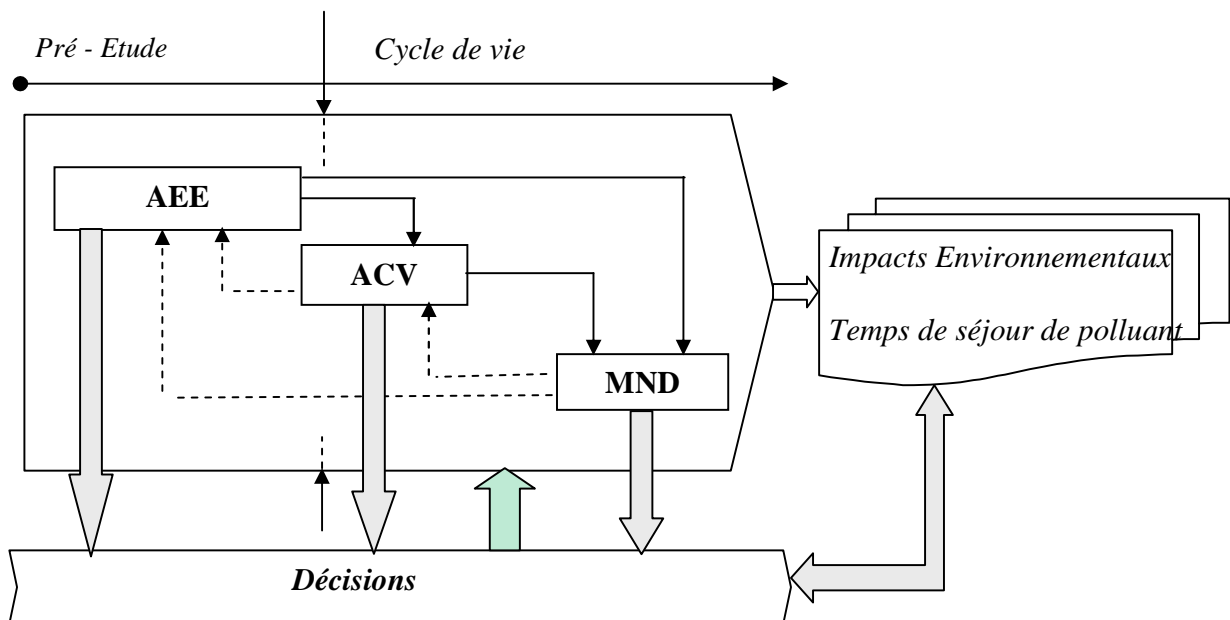


Figure 4. 1. Combinaison des outils environnementaux de l'analyse qualitative et quantitative

4.2. LES METHODES DE L'APPROCHE COMBINEE PROPOSEE: REVUE

4.2.1. Analyse des Modes de Défaillances et de leurs Effets Environnementaux : AMDE-E

La méthode « AMDE-E » est la modification de la méthode d'évaluation du risque « AMDE » (Analyse des Modes de Défaillance et de leur Effets). Cette dernière est utilisée dans les industries à risques ; elle permet de recenser les défaillances dont les conséquences affectent le fonctionnement du système et éventuellement les moyens de détection et de correction des dysfonctionnements. L'AMDE-E est un outil de management environnemental conçu pour la prise en considération des impacts environnementaux en suivant la même méthodologie que l'AMDE.

Le nom de la méthode « AMDE-E » a évolué pour devenir « Analyse des Effets Environnementaux AEE » en considérant que le nom AMDEC est un nom protégé légalement aux USA. L'AEE est utilisé à l'origine par la compagnie VOLVO (Lindahl., 2000 ; Tingström et al., 2001). L'objectif de l'AEE est d'identifier et évaluer les impacts environnementaux significatifs du produit dans les premières phases de son cycle de vie, pour pouvoir évaluer les fonctions et les paramètres critiques à mettre sous contrôle et sur lesquels les analyses de type quantitatif porteront. Dans une analyse AEE, un groupe de travail doit être multidisciplinaire, expert et compétent. Pour garantir un résultat acceptable, la réalisation d'une AEE doit s'inscrire dans une démarche d'analyse bien structurée (figure 4.2). Les données de l'inventaire sont basées sur les connaissances précédentes et les exigences environnementales liées au produit ; ces exigences peuvent être groupées en trois types : demandes des autorités, demandes du marché et demandes internes.

L'évaluation des données de l'inventaire est faite à partir de l'intensité et de la gravité de chaque effet identifié. De même la proposition de mesures correctives et d'améliorations tient compte de cette évaluation des impacts. Dès lors que des mesures préventives ou correctives sont ainsi proposées et retenues, des responsables des actions sont nommés pour suivre leur mise en œuvre et rendre compte des résultats obtenus. Pour réaliser une AEE, on utilise un tableau qui comporte les colonnes suivantes (tableau 4.3):

- Identification des activités des différentes phases du cycle de vie ;
- Identification des aspects environnementaux pour chaque activité ;
- Recherche des impacts environnementaux liés à chaque aspect
- Cotation des critères d'évaluation des impacts selon la méthode choisie, chaque critère dans une colonne ;
- Evaluation du Nombre de Priorité Environnemental (NPE)

Selon le niveau du nombre "NPE" atteint, certaines actions peuvent s'avérer nécessaires, et une nouvelle cotation est alors réalisée afin de faire descendre ce nombre NPE jusqu'à un niveau acceptable.

Si l'AEE est un outil très intéressant pour la prise en considération de l'environnement, elle présente cependant, comme toute méthode, des points forts et des limites qui sont évoqués dans le tableau (4.2).

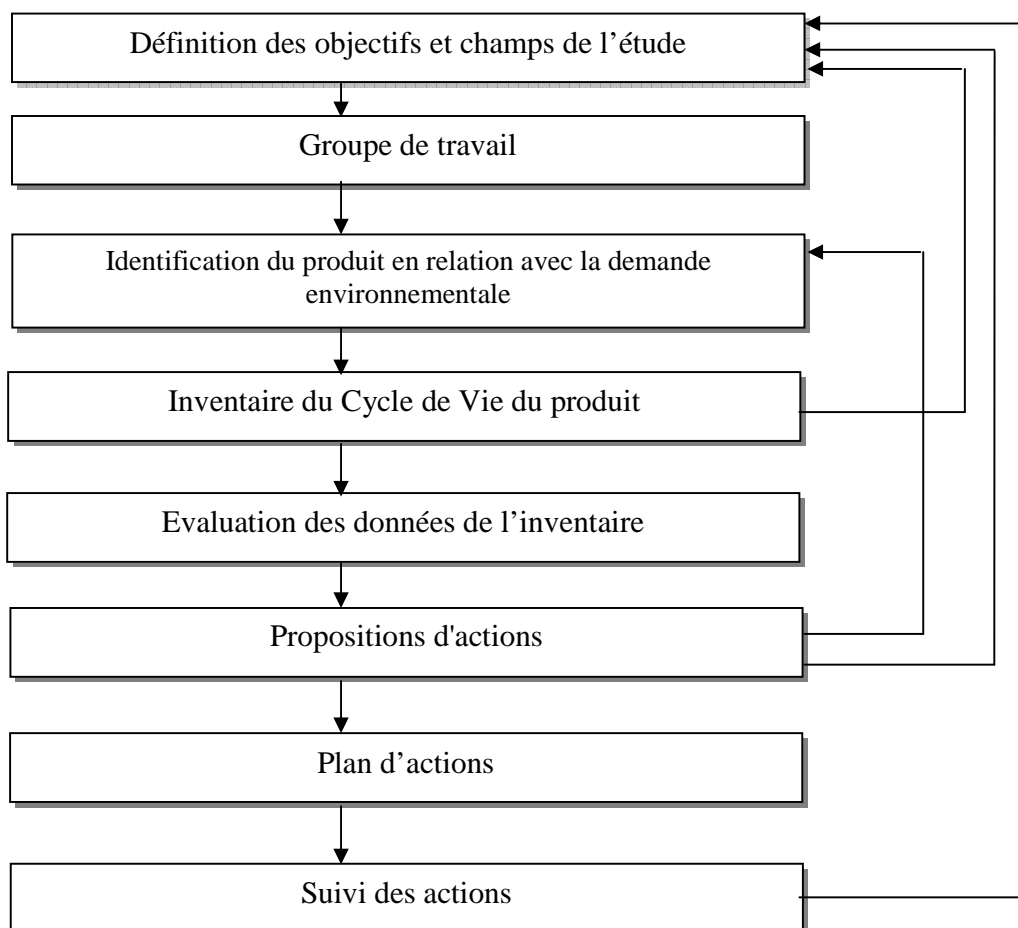


Figure. 4. 2. Méthodologie de l'analyse AEE (Lindahl., 1999 ; 2000)

Environmental effect analysis- EEA																			
Part Name		Part Number	Drawing Number			Function				Date		Issue							
Project		supplier	Info							Follow-up date		Page Nr							
EEA Leader		EEA Participants																	
Inventory				Evaluation					Actions										
Life cycle		Environment characteristics							Proposals for action			Valuation			Realization				
N°	life cycle phase	activity	Environment Effect/Aspect	LC	F	R	H	C	SEA	Recommended actions	Environment Effects/Aspect	LC	F	R	H	C	SEA	Remarks	responsible

Tableau 4. 1. Exemple d'un tableau AEE

Points forts	Limites
Fondée sur une méthode connue et largement utilisée dans les entreprises.	N'est pas encore une méthode d'analyse normalisée ou généralisée.
L'analyse débute à partir des connaissances disponibles dans le groupe de travail	N'est pas liée aux exigences de base du système ou à des données scientifiques naturelles.
C'est une méthode qualitative utilisée dans les premières phases du cycle de vie du produit	L'analyse peut être limitée par la quantité de données disponibles.
Fondée sur des exigences environnementales ce qui rend facile l'acquisition des données	Les résultats ne sont pas appropriés pour une communication externe à l'entreprise.
Temps d'analyse par l'AEE réduit par rapport à l'application de l'ACV	Absence de l'aspect quantitatif dans l'analyse.
Outil utilisé pour un groupe interdépartemental.	Deux ou plusieurs systèmes ne peuvent pas être comparés.

Tableau .4.2. Synthèse des points forts et faibles de l'AEE (Lindahl ., 1999 ; Tingström et al., 2005)

4.2.1.1. La méthode AEE avec aspect accidentel

La méthode " AEE–aspect accidentel " a pour objectif d'identifier et d'évaluer les effets environnementaux dans les deux états du système que sont son fonctionnement normal et une situation accidentelle. Le tableau AEE (tableau 4.3) est la partie centrale de cette méthode ; il est formé de plusieurs colonnes.

ANALYSE DES EFFETS ENVIRONNEMENTAUX – ASPECT ACCIDENTEL											
1	2	3	4		5		6				7
CARACTERISTIQUES ENVIRONNEMENTALES							EVALUATION				ACTIONS
Phase du Cycle de Vie	Activité	Aspect accidentel	Aspect Environnemental		Impact Environnemental		Évaluation				Recommandation
			situation Normale	situation Accidentelle	situation Normale	situation Accidentelle	E	L	P	NPE	

Tableau.4.3. Le tableau de la méthode AEE – aspect accidentel

Chaque colonne du tableau correspond à une phase de l'analyse : les deux premières colonnes correspondent à l'identification des phases du cycle de vie du produit ; les deux colonnes suivantes correspondent à l'aspect environnemental et aux impacts environnementaux associés pour les deux cas, fonctionnement normal et situation accidentelle; les autres colonnes concernent l'évaluation de chaque impact identifié ainsi que les mesures à prendre proposées. La méthode d'évaluation utilisée dans l'AEE fait intervenir trois points de vue: les conséquences environnementales (E), les conséquences locales (L) et la perception publique (P).

1. Conséquences Environnementales (Ecologie) (E) :

• **Quantité (Q) :**

- 1: Quantité insignifiante ou connaissances insuffisantes sur les quantités ;
- 2: Quantité moyennement valorisée ;
- 3: Quantité importante.

• **Temps de séjour (T):**

- 1: L'aspect environnemental sera probablement de courte durée (jours-semaines);
- 2: L'aspect environnemental sera probablement d'une durée moyenne (mois – 1 an);
- 3: L'aspect environnemental concernera probablement une longue durée (> 1 an).

• **Gravité (G):**

- 1: Pas de dommage sur l'homme, la nature et/ou les ressources naturelles ;
- 2: Dommage significatif sur l'homme, la nature et/ou les ressources naturelles ;
- 3: Dommage majeur sur l'homme, la nature et/ou les ressources naturelles.

$$E = Q + T + G$$

2. Conséquences Locales (effets Dominos (L)):

- 1: l'effet domino ne peut pas être déclenché;
- 2: l'effet domino peut être déclenché au niveau du site d'accident;
- 3: l'effet domino peut dépasser les limites du site d'accident.

3. Perception publique (P):

- 1: Pas d'influence négative sur la compagnie ;
- 2: La compagnie n'aura pas de mauvaise réputation dans le prochain futur, mais il peut y en avoir dans le futur ;
- 3: La réputation de la compagnie est sérieusement touchée.

La somme de ces critères donne le Nombre de Priorité de l'Environnement (NPE) :

$$\text{NPE} = \text{E} + \text{L} + \text{P}$$

4.2.2. Analyse du Cycle de Vie: ACV

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) se base sur la notion de développement durable en fournissant un moyen efficace et systématique pour évaluer les impacts environnementaux d'un produit, d'un service ou d'un procédé. Le but fondamental, suivant la logique de pensée cycle de vie, est de réduire la pression d'un produit sur les ressources et l'environnement tout au long de son cycle de vie, de l'extraction des matières premières jusqu'à son traitement en fin de vie (mise en décharge, incinération, recyclage, etc), cycle souvent qualifié de *berceau au tombeau* (« cradle to grave » en anglais). Un effet secondaire est qu'en limitant les besoins en ressources et en énergie, la chaîne de valeur du produit peut s'en trouver améliorée.

Cette méthode, apparue dans les années 70, est utilisée en gestion de l'environnement, notamment depuis sa normalisation avec la série des normes ISO 14040 (dans la série des normes ISO 14000 concernant la gestion de l'environnement). L'analyse du cycle de vie est un processus itératif constitué de quatre étapes principales (figure 4.3) :

- Définition des objectifs et de leur domaine d'application
- Inventaire
- Evaluation des impacts
- Interprétation ou synthèse des étapes précédentes.

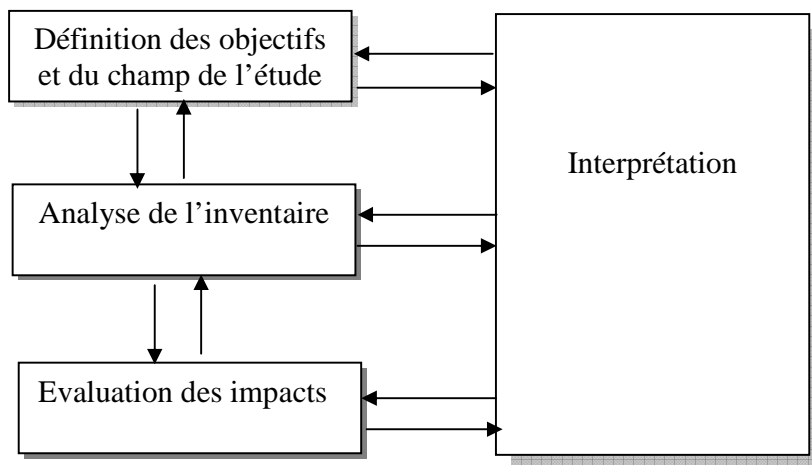


Figure.4.3. Etapes d'une analyse du cycle de vie suivant les normes ISO

Le processus est itératif car chaque étape peut amener à revoir les précédentes ; ainsi des difficultés dans l'obtention de données pour l'inventaire peuvent amener à revoir les objectifs et le champ d'étude. Lorsque les flux entrants et sortants du système sont quantifiés lors de l'étape de l'Inventaire du Cycle de Vie (ICV), l'Evaluation des Impacts (EI), troisième étape de l'ACV, peut être réalisée (figure 4.5).

L'interprétation vise à tirer des conclusions sûres de l'analyse. Il faut donc analyser les résultats, établir des conclusions et expliquer les limites de l'analyse réalisée. Il faut également fournir des résultats transparents, conformes à la définition du champ d'études, complets et aisés à comprendre. L'Analyse du Cycle de Vie comporte de nombreux avantages mais présente toutefois certaines limites (tableau 4.3).

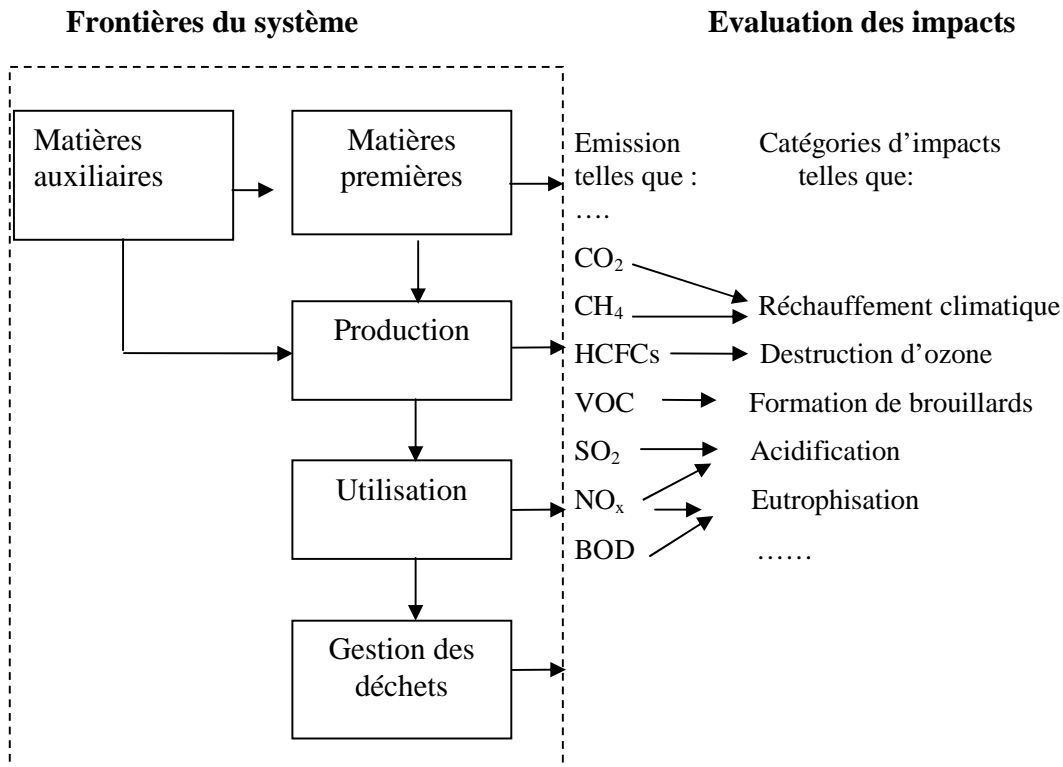


Figure .4. 4. Evaluation des impacts environnementaux dans l'ACV (Lindahl et al., 2000)

Points forts	Limites
Inventorie des flux de matières et d'énergie en amont et en aval qui peuvent ne pas être pris en considération par d'autres méthodes	Appliquer l'ACV sur un nouveau produit ou processus est coûteux et difficile
Outil d'aide à la décision pour atteindre les objectifs fixés avec un minimum d'impacts environnementaux	Les données de l'ACV sont souvent indisponibles ou de qualité médiocre de sorte que l'analyse s'appuie sur de courtes séries de mesures, calculs théoriques ou estimations
Peut être utile pour établir des check-list et des guides lors d'études d'éco-conception	Pour une analyse complète par l'ACV, on a besoin d'un grand nombre de connaissances et d'expertises de spécialistes
Peut être une base pour l'étude et la communication sur l'importance des différents aspects environnementaux	En général, il n'y a pas de méthode acceptée pour pondérer l'évaluation des impacts
Les résultats sont fondés sur l'analyse transparente du système et des mesures objectives	L'ACV est une analyse longue et fastidieuse
Il est possible de communiquer les résultats à l'extérieur de l'entreprise	Manque de données ACV fiables pour faire des comparaisons
Il est possible de comparer les performances environnementales pour diverses solutions envisagées.	Il est difficile parfois de définir les frontières du système de façon cohérente

Tableau. 4.4. Synthèse des points forts et faibles d'une ACV
(Lindahl., 2000 ; Tingström et al., 2005)

4.2.3. *Modèle Numérique de Dispersion (MND)*

Les modèles de pollution atmosphérique exigent généralement des données d'entrée précises (émissions, constantes de vitesse, ...) qui sont difficiles à collecter en temps réel, ce problème est surmonté par les méthodes d'analyse utilisées en amont du modèle numérique. Le modèle de dispersion calcule en tous points de l'espace et dans le temps les différentes données (concentrations, températures,.... Le calcul est basé sur un traitement simultané des équations de Navier-Stockes, qui permettent la résolution des bilans de masse, d'énergie et de quantité de mouvement. La thermique et la turbulence sont prises en considération dans le modèle.

L'objectif principal de la simulation numérique est d'établir un modèle bidimensionnel (2D) qui traite les équations de transport couplées par une cinétique chimique simplifiée avec comme

modèle de turbulence, le modèle k-ε (figure 4.5). Les données d'entrée sont primordiales et conditionnent bien souvent la qualité de simulation. Il n'y a pas de bonne simulation sans bonnes données d'entrée, c'est pourquoi celles-ci doivent être sélectionnées avec soin. Dans le modèle numérique de dispersion proposé, les données d'entrée vont servir à décrire les effets de l'incendie sur l'environnement. Elles peuvent avoir plusieurs origines telles que :

- Sources bibliographiques et théoriques. Dans ce cas, il convient de bien veiller à leur adéquation avec la simulation étudiée.
- Données expérimentales spécifiques.
- Données résultant des analyses précédant la simulation, dans ce cas on propose l'ACV comme outil source des données d'entrée du modèle numérique.

Les résultats obtenus du MND sont utilisés pour répondre aux questions suivantes :

- Comprendre la relation entre l'émission du polluant et la concentration observée ;
- Comprendre la relation entre la dynamique atmosphérique et le niveau de pollution ;
- Comprendre la relation entre la température de l'air et la vitesse de pollution.

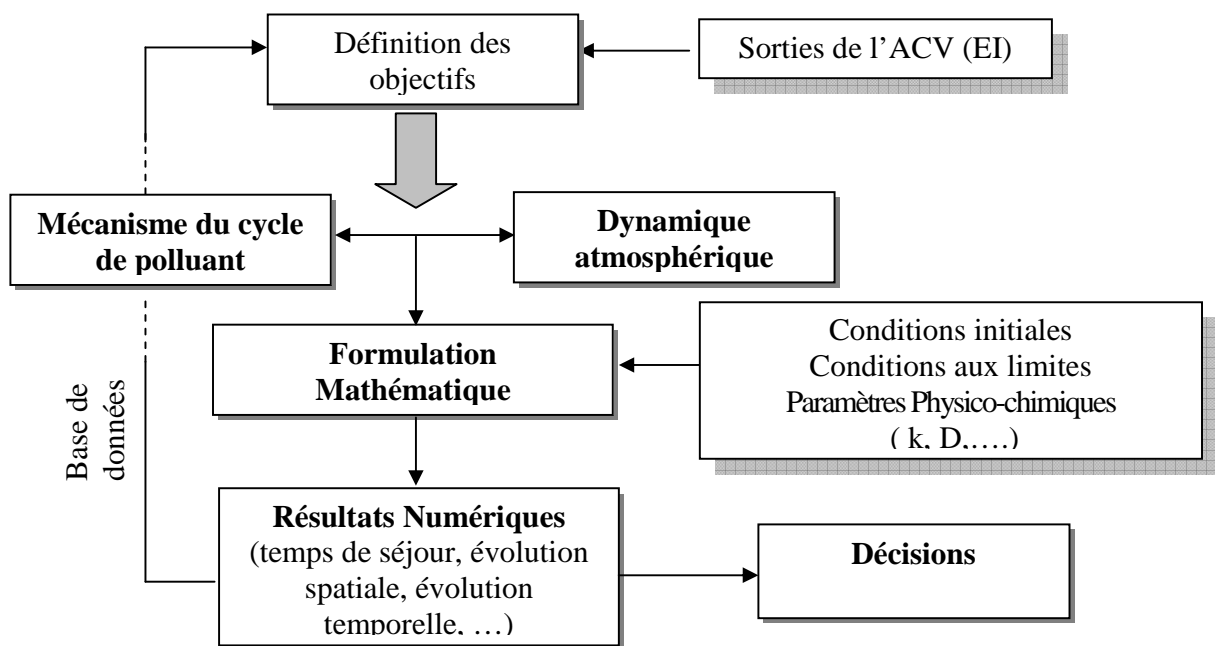


Figure.4. 5. Etapes de réalisation du MND

Les équations mathématiques décrivant l'écoulement sont basées sur les équations déterministes de la mécanique des fluides : équations de conservation de la masse, de Navier- Stokes et de

l'énergie avec le modèle de turbulence k-ε. Les équations gouvernant le phénomène de transport des polluants (continuité, quantité de mouvement et conservation des espèces) sont représentées par la forme générale suivante (Hamzi et al., 2006a):

$$\frac{\partial(\rho\phi)}{\partial t} + \text{div}(\rho\vec{v}\phi) = \text{div}(\Gamma_{\phi}\text{grad}\phi) + S_{\phi} \quad (1)$$

Pour plus de détail sur la formulation mathématique du modèle numérique, on se reportera au deuxième chapitre spécialisé de cette rubrique. Le modèle présente en plus de ses avantages, quelques limitations présentées dans le tableau (4.5).

Points forts	Limites
Permet l'extrapolation des résultats Permet de valider le mécanisme proposé Permet de prédire le temps de séjour des polluants en atmosphère Permet de présenter l'évolution spatio-temporelle des polluants en atmosphère Complete l'ACV en termes de l'évaluation quantitative des Impacts Environnementaux (EI)	Ne prends pas en considération les interférences entre les phénomènes Établit à partir d'un champ limité Le système étudié (l'atmosphère) n'est pas entièrement un système prévisible Le modèle est développé pour répondre à des objectifs fixes L'évaluation quantitative des rejets autre que les émissions atmosphériques dans le temps et dans l'espace n'est pas incluse dans le MND

Tableau 4.5. Synthèse des points forts et faibles du MND

4.3. COMBINAISON DES METHODES PROPOSEES

Il existe une grande variété de méthodes d'évaluation des impacts environnementaux, telles que la méthode de l'Analyse des Effets Environnementaux (AEE), l'audit environnemental, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et les modèles numériques. Ces différentes méthodes ont un objectif commun qui est l'identification et l'évaluation des impacts environnementaux. Il est intéressant de comprendre et d'expliquer leurs relations et leur convenance dans différentes applications, ce qui conduit à considérer quelques méthodes comme des outils d'aide à la décision. Ce contexte peut être décrit selon différentes dimensions telles que (Tukker ., 2000):

- L'acteur (entreprise, agence gouvernementale ...)
- L'échelle (décision importante ou une décision moins importante)
- La complexité de la décision
- L'incertitude de la décision
- Temps des impacts (avenir proche ou avenir éloigné)
- L'activité concernée par la décision (investissement, achat, planification, etc.)
- L'objet
- L'importance des impacts

Les activités peuvent liées à différents types d'"objectifs" que ce soit un produit ou un projet ou les deux à la fois. Les activités autant que les "objectifs" présentent une pertinence pour le contexte de décision. Il existe plusieurs critères à considérer lorsqu'on procède à une combinaison d'outils :

- Degré de spécificité du site. Quelques outils sont généralement spécifiques pour un site, tandis que d'autres sont généralement indépendants du site.
- Degré de spécificité du temps.
- Type de comparaison. La plupart des méthodes incluent une sorte de comparaison, entre des alternatives différentes, ou dans un système étudié ou par rapport à une référence.
- Degré de quantification.
- Les frontières du système qui sont en grande partie décidées par l'objet de l'étude.
- Impacts inclus.

4.3.1. Méthodologie proposée : AEE, ACV et MND combinées

Les différences entre les outils, évoquées dans le paragraphe précédent, permettent de déterminer si et comment ces outils peuvent être combinés. Dans cette thèse, une démarche d'aide à la décision a été développée combinant trois méthodes : l'AEE, l'ACV et le modèle numérique ; pour atteindre cet objectif, on procède à des bi-combinaisons entre ces outils après les avoir comparés du point de vue de l'applicabilité, du temps d'analyse, des résultats obtenus, etc.

4.3.1.1. Comparaison entre l'AEE et l'ACV

Les méthodes sont comparées du point de vue de leur utilité, du temps d'application et des résultats finaux. L'AEE se diffère de l'ACV conventionnelle suivant deux aspects, d'une part, l'analyse par l'AEE n'est pas détaillée et d'autre part elle se concentre sur les aspects environnementaux significatifs en utilisant les exigences environnementales demandées comme base d'analyse.

L'ACV est une méthode quantitative alors que l'AEE est une analyse qualitative. Il est plus facile d'acquérir les données qualitatives des entreprises qui sont plus enclines à fournir ce type d'information que des données quantitatives. Il n'est pas possible de comparer entre deux produits par l'AEE par contre l'ACV est connue comme méthode de comparaison.

Le temps nécessaire pour l'application de l'ACV et de l'AEE est le temps depuis la conception du projet jusqu'à son achèvement. La collecte des données quantitatives de l'ACV nécessite un temps plus long que celui de l'AEE.

4.3.1.2. Combinaison de l'AEE et de l'ACV

Tangstrom et al, propose trois façons de combiner de l'AEE et l'ACV (Tingström et al., 2005):

- (A) Analyse par l'AEE puis l'ACV
- (B) Analyse par l'ACV puis l'AEE
- (C) AEE et ACV en parallèle durant le processus du produit

L'AEE avant l'ACV

La première combinaison proposée (A) consiste à utiliser une méthode plus simple que l'ACV, qui est l'AEE, dès le démarrage de l'étude pour identifier les étapes qui sont susceptibles d'avoir les contributions les plus importantes aux impacts. Toutes les étapes de l'AEE dans cette combinaison doivent être réalisées depuis la définition des objectifs et du domaine de l'étude, jusqu'à l'inventaire et l'évaluation de ses données.

Une fois que les impacts sont bien identifiés et classés par l'AEE, l'étude sera complétée par une analyse détaillée et quantitative par l'ACV à travers la réalisation de l'inventaire des flux des matières et des énergies. L'analyse par AEE dès la conception du projet est considérée comme une démarche préventive qui aide à définir les problèmes à leur début et permet ainsi d'intervenir dans une étape précoce d'où l'avantage de la première proposition (A) (Tingström et al., 2005 ; Lindahl et al., 2000).

L'ACV avant l'AEE

L'objectif de la combinaison (B) est d'utiliser l'ACV pour établir un système de référence puis, par la suite, d'appliquer l'AEE pour obtenir les données de l'inventaire d'une façon efficace, et d'utiliser enfin le dialogue du groupe pour construire une vue cohérente et holistique qui soit partagée par les membres de tous les départements appropriés.

Mais il reste difficile de réaliser une ACV complète dans les premières phases du cycle de vie du produit. Il est généralement difficile de commencer avec peu de données une analyse significative par l'ACV selon l'ISO 14040, et avant que la conception du projet soit complète. Cela veut dire qu'une analyse ACV préliminaire est fondée sur des données liées aux générations précédentes du produit. Dans le développement 'évolutionnaire', quand les générations de produit sont

semblables et que beaucoup d'informations peuvent être réutilisées du développement précédent pour l'ACV, l'utilisation de la combinaison (B) est avantageuse (Tingström et al., 2005). Alors la méthode AEE pourrait être introduite dès que ces données sont compilées et que les nouveaux objectifs de produit sont disponibles. Cependant, cette étude se concentre seulement sur une génération de produit. La mise en œuvre de l'ACV dans les premières phases peut être aussi problématique, à cause du manque de données réelles et en raison du fait que la non fiabilité de données évaluées peut causer des incertitudes qui sont difficiles à traiter dans l'ACV.

L'AEE et l'ACV en parallèle

Le but de la combinaison (C) est d'utiliser les mêmes objectifs et champs d'étude pour les deux méthodes qui seront appliquées en interaction, pendant les premières phases et le long du cycle de vie du produit. Tant le travail du groupe que l'inventaire sont utilisés dans la recherche pour différents types de données. Le but est d'utiliser des chemins semblables pour la recherche de l'information. Dans une certaine mesure, les mêmes données sont utilisées tant dans l'AEE que dans l'ACV, en même temps. La plupart des aspects environnementaux sont analysés par différentes formes d'évaluation, à savoir qualitativement puis quantitativement, dans les deux outils.

Une fois que les données de l'une des méthodes sont identifiées, elles peuvent servir pour l'estimation des entrées de l'autre méthode. Selon Volvo (Tingström et al., 2005), il est difficile d'utiliser une seule méthode pour accomplir toute l'étude. Différents outils doivent utiliser différentes données et ils donnent ainsi des résultats pour différentes complexités qui seront utilisées par des personnes différentes. À cause de cela, il est préférable de combiner les différents outils qui peuvent traiter cette variété.

La méthodologie retenue pour notre travail rentre dans le cadre de l'alternative (A), décrite par Tingström, elle combine les deux méthodes d'analyse du risque environnemental et d'analyse de processus (AEE et l'ACV) (figure 4.6).

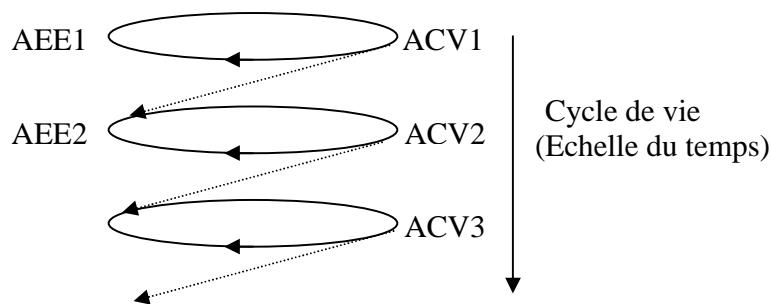


Figure. 4.6. Représentation schématique de la méthodologie proposée

À chaque étape (conception, construction, production, etc.) ou après un nouvel événement spécifique (accident, changement réglementaire, des modifications de processus ...), une nouvelle analyse (l'AEE suivie par l'ACV) est exécutée avec un feedback. La méthodologie proposée fournit les résultats utiles de l'analyse AEE des produits en termes d'attributs de produit liés aux caractéristiques environnementales dans l'état normal et accidentel et correspondant à l'ACV détaillée (figure 4.7). Les activités qui seront détaillées dans l'ACV sont classées à l'aide du Nombre de Priorité Environnementale (NPE) et l'objectif de l'étude.

L'Inventaire du Cycle de Vie (ICV) constitue une compilation détaillée de tous les entrants environnementaux (matière et énergie) et les sortants (émissions dans l'air, rejets dans l'eau et déchets solides) pendant chaque phase du cycle de vie de produit. Un ICV sera complété, pour toutes les activités dans l'état normal et accidentel. Les impacts sur l'environnement (IE) sont nécessaires pour prévoir des catégories d'impact comme la consommation d'énergie, l'effet de serre, l'ozone, l'acidification, l'eutrophisation, le "smog". Les résultats de l'évaluation EI sont utilisés pour comprendre les réactions en termes de modifications et d'amélioration de l'ACV pour un feedback vers une nouvelle analyse par l'AEE.

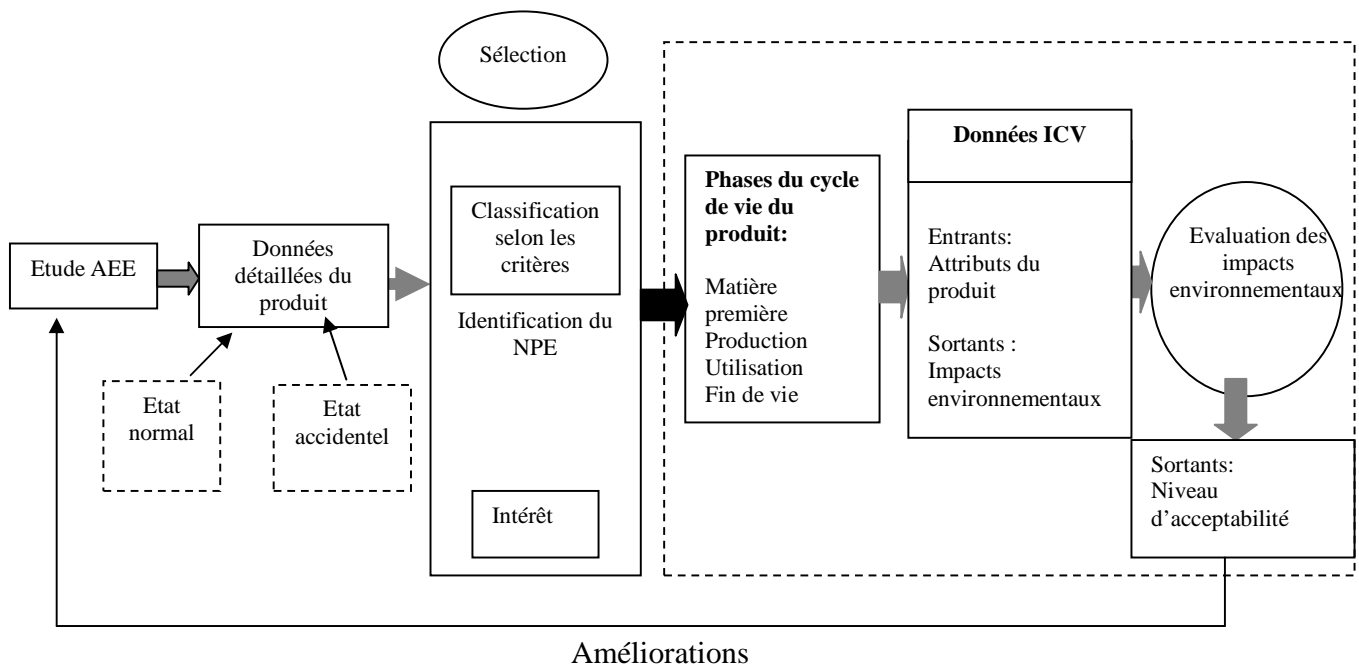


Figure. 4.7. Schéma de la combinaison AEE – ACV

4.3.1.3 Le Modèle Numérique de Dispersion pour compléter l'ACV

La jonction entre les évaluations d'impacts environnementaux et l'évolution spatio-temporelle des polluants en atmosphère, s'inscrit dans une problématique très actuelle en évaluation quantitative

des risques environnementaux (figure 4.8). Ces deux domaines ont connu d'importants développements méthodologiques ces dix dernières années, avec l'essor parallèle des analyses de cycle de vie (ACV) et des modèles numériques de dispersion des polluants atmosphériques. Cependant, le lien entre les deux approches est encore peu réalisé dans la pratique, et les indicateurs d'impacts environnementaux fournis par une ACV sont difficiles à interpréter.

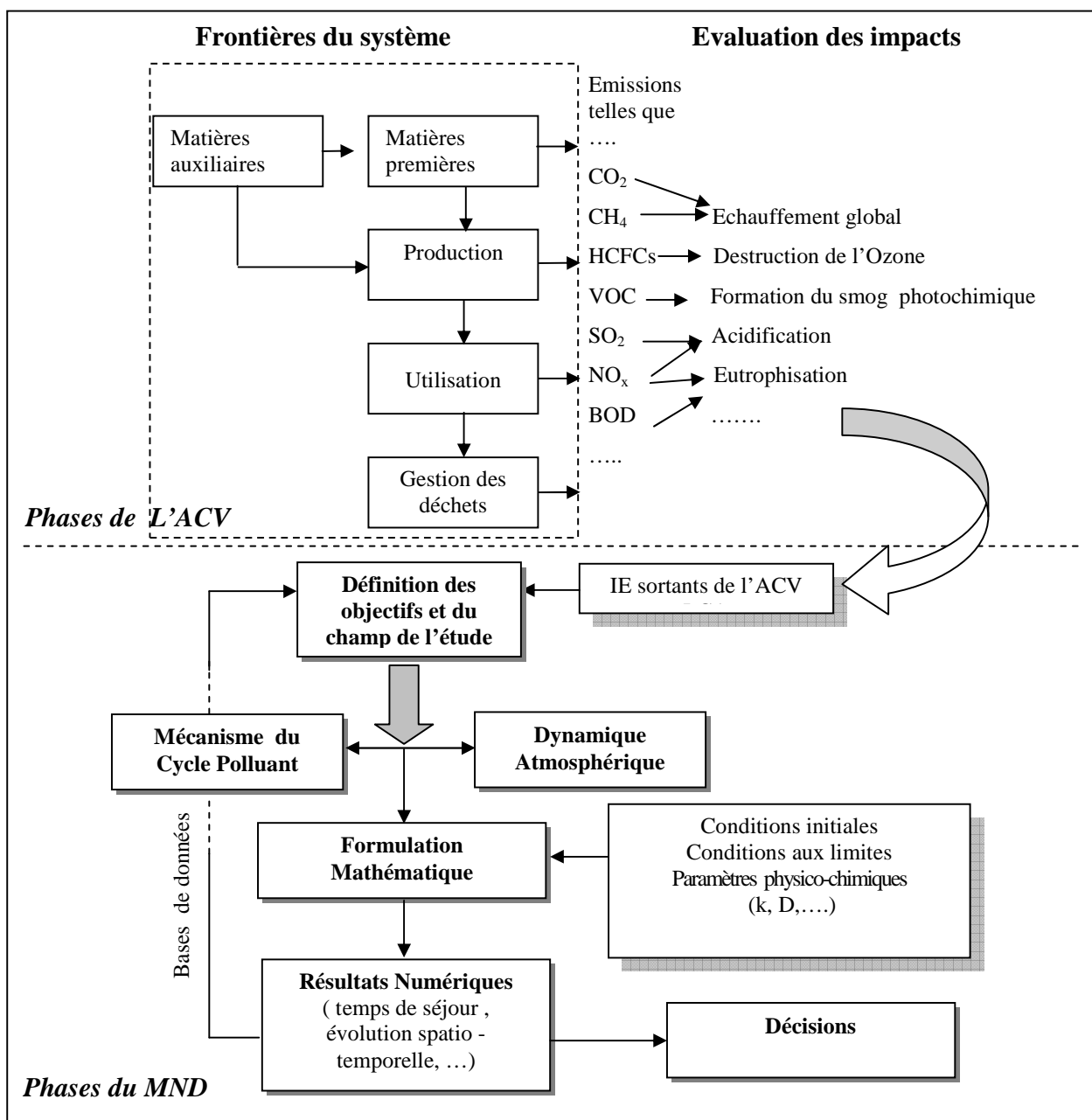


Figure.4.8. phases du modèle ACV - MND

Après les étapes de définition des objectifs et d'inventaire du cycle de vie, l'évaluation des impacts dans une ACV consiste à interpréter une longue liste de données relatives aux flux entrant et sortant du système en cours d'étude. L'objectif de cette dernière étape est de quantifier la contribution des différentes charges environnementales du système étudié aux problèmes environnementaux. Cette quantification peut être plus au moins précise en fonction de la qualité des informations disponibles sur :

- Les charges environnementales (données brutes de l'inventaire) ;
- La connaissance du devenir de ces substances dans l'environnement et de leurs propriétés intrinsèques. Le modèle numérique de dispersion répond à cette question.

Une fois que les impacts environnementaux sont bien identifiés et classés dans l'inventaire, le modèle numérique proposé s'intéresse aux polluants émis dans l'atmosphère, il concerne le transport du polluant, sa diffusion et son évolution dans l'air. Il permet alors de suivre l'évolution spatio-temporelle du polluant à partir des profils de concentration, de température ou d'autres paramètres intervenant dans son transport (figure 4.8). Cela constitue un outil d'aide à la décision pour la gestion des risques dans des territoires péri-industriels

4.3.2. Application de l'approche combinée

On a choisi dans cette partie d'étudier deux systèmes différents: dans un premier temps, un système présentant une pollution chronique avec un niveau moins important du risque incendie, il s'agit de la cimenterie, puis dans un deuxième temps, une installation classée avec une pollution accidentelle et un risque incendie très élevé, c'est la raffinerie. Pour la cimenterie, on a appliqué la combinaison des trois méthodes, alors que pour la raffinerie, on s'est limité à la combinaison de l'ACV et du MND.

4.3.2.1. Première contribution : la cimenterie

Description du site de l'étude

La société des ciments de AIN TOUTA ou SCIMAT est implantée sur l'axe routier BATNA-M'SILA (R.N 28) au niveau du raccord ferroviaire de AIN TOUTA-M'SILA. Elle est située à 51 km à l'ouest de BATNA, 15km à l'ouest de AIN TOUTA, 33 km à l'est de BARIKA. Elle est implantée sur une superficie de 25 hectares. Les travaux de construction ont débuté le 28/11/1983, elle est entrée en phase de production le 28/09/1986.Elle a une capacité nominale de production d'un million (1000 000) de tonnes de ciment portland 325 par an ce qui est équivalent à une vente de 40 000 à 50 000 tonnes/jour. L'unité fonctionne en deux chaînes de production avec un effectif de 575 employés. La maîtrise des activités liées à la production et à la protection de l'environnement a été consacrée par l'obtention des certifications ISO 9001 (2000) et ISO 14001 (2005).

Processus de fabrication du ciment

Le ciment est un des matériaux de construction les plus importants, commercialisé dans le monde entier, tant en termes de volume que de valeur. La matière première du ciment contient (75-80 %) de roche de calcaire constituée principalement de carbonate de calcium (plus de 95% de CaCO_3) extrait de carrière par abattage à l'explosif, et (20-25 %) d'argile constituée de SiO_2 (45–65%), Al_2O_3 (10–15%), Fe_2O_3 (6–12%) et CaO (4–10%) (Navia et al., 2006; Boubaker ., 2001).

Le processus de fabrication du ciment est divisé en 5 zones (figure 4.9) :

(1) Zone matière première qui comprend :

- Calcaire: roche principalement constituée de carbonate de calcium extrait de carrière par abattage à l'explosif;
- Argile: roche constituée de silice, d'aluminium et de fer extrait du gisement par ripage;
- Minerai de fer: roche sous forme d'oxyde de fer (Fe_2O_3) ;
- Gypse: roche constituée de sulfate de calcium ($\text{Ca SO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$);
- Pouzzolane : roche d'origine volcanique constituée principalement de silice utilisée comme ajout.

Les matières extraites sont transportées dans des dimperts de 35 à 40 T, qui alimentent la trémie du concasseur principal de capacité 1000T/heure.

(2) Zone d'homogénéisation et de broyage :

La cimenterie possède deux halles, une halle de pré-homogénéisation et une halle de stockage du mélange de capacité 3500T. Le mélange se présente sous forme de deux tas, l'un en formation et l'autre en prise. On distingue plusieurs phases dans la production:

- le broyage du cru : au mélange (calcaire et argile) sont ajoutés le calcaire de correction et le minerai de fer à l'aide de trémies qui alimentent des doseurs. L'ensemble est alors broyé dans des broyeurs à cru en circuit fermé ayant une capacité de 140 T/h, le taux d'humidité étant de 6 %.
- le séchage des matières : il s'effectue à l'intérieur du broyeur grâce au gaz venant du cycle de préchauffage. La farine obtenue après broyage doit passer sur un tamis de $\text{Ø } 90\mu\text{m}$ avec une humidité maximum de 1% . Cette farine passe ensuite par un séparateur où les particules fines sont séparées et acheminées vers les silos d'homogénéisation et de stockage. Les grosses particules sont recyclées vers les broyeurs.
- l'homogénéisation : pour rendre la farine de plus en plus homogène, l'usine dispose de deux silos d'homogénéisation.

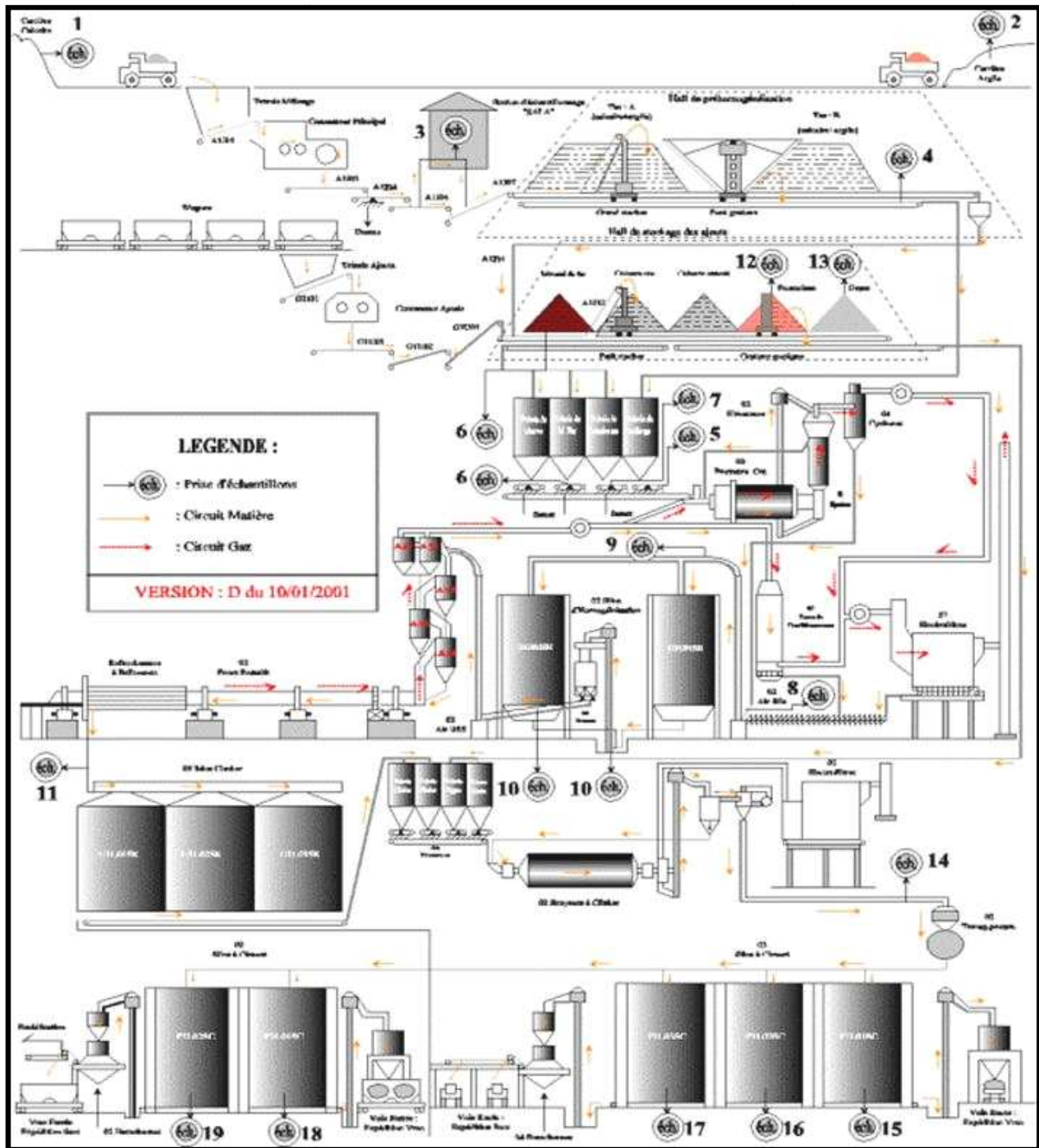


Figure. 4.9. Représentation de la production du ciment (SCIMAT)

(3) Zone de cuisson :

La farine crue extraite des silos d'homogénéisation par des extracteurs, est acheminée vers deux trémies tampon de 64m. Le système d'alimentation des fours est placé sous les trémies. La farine est préchauffée au niveau des cyclones puis cuite dans le four à une température de 1450°C. Le long du four, la farine subit des transformations puis est refroidie pour donner à la sortie des refroidisseurs du clinker à une température de 130°C à 150°C.

(4) Zone ciment :

Le clinker est stocké dans des tours. La production du ciment se fait alors en circuit fermé à l'aide de deux broyeurs. Ces derniers sont alimentés par quatre trémies, chacune avec deux sorties.

(5) Zone d'expédition :

L'expédition est assurée par deux voix:

- Voix ferroviaire: en vrac,
- Voix Routière : en vrac, en sacs.

Résultats de l'analyse par l'AEE

Les résultats qualitatifs obtenus du tableau de l'AEE sont utilisés dans l'ACV, ces informations concernent généralement les points sensibles du système. Les données nécessaires pour l'AEE sont collectées à partir des rapports d'une étude environnementale réalisée par un groupe du SCIMAT (Bada et al., 2005).

On s'intéresse dans cette étude à l'évaluation de la pollution de l'air qui constitue un impact significatif de la cimenterie, et on a choisi, pour présenter les résultats de l'analyse, le tableau AEE de l'activité « clinkerisation » qui représente l'aspect environnemental significatif le plus élevé (20) (tableau 4.5). C'est l'activité qui sera étudiée par l'ACV.

Les résultats de l'ACV

L'ACV est effectuée selon la norme ISO 14040 sur l'activité choisie qui est la clinkérisation , à partir des résultats du tableau de l'AEE et du classement des différents impacts environnementaux. L'unité fonctionnelle prise pour cette analyse, est la production d'une tonne de ciment. Pour cela on présente par la suite les données collectées des études environnementales qui ont été effectuées au niveau de la cimenterie sous forme de tableau de l'Inventaire du Cycle de Vie (ICV).

N°	Activité	Aspect environnemental	Impact environnemental	Evaluation					
				CR	F	R	N	M	AES
1	Transport et stockage de la farine crue	Déversement de matière lors du transport ou le bourrage des conduites et sa mise en décharge brute	Pollution du sol et détérioration du paysage du site	4	3	3	4	4	18
		Emission de poussières générées lors du transport	Pollution de l'air	4	3	4	2	3	16
2	Alimentation farine crue	Emissions de poussières lors de l'alimentation en farine crue	pollution de l'air	3	3	4	2	2	14
		Déversement de matière lors du transport ou le bourrage des conduites et sa mise en décharge brute	Pollution du sol et altération du paysage du site	4	3	3	4	4	18
3	Cuisson	Consommation d'énergie thermique au niveau de l'atelier de cuisson	Appauvrissement des ressources naturelles	4	4	4	4	4	20
		Production de farine cuite lors du démarrage du four et sa mise en décharge brute	Pollution du sol et altération du paysage du site	4	3	3	4	4	18
4	Filtration (atelier cuisson)	Emission de poussière et gaz de fumées provenant notamment des cheminées (électro filtres J1/2P11EF)	pollution de l'air	4	4	4	4	4	20
		Consommation d'eau au niveau des tours de conditionnement (J1/2K11TK)	Appauvrissement des ressources naturelles	3	3	1	4	4	15
5	Transport et stockage clinker	Déversement du clinker lors du transport (au dessus des silos clinker)	Pollution du sol	3	3	1	1	2	10

CR: Conformité Règlementaire ; F: Fréquence d'apparition des aspects; R: Nature des aspects (Rejet ou ressource); N: nuisance de l'aspect; M: niveau de maîtrise de l'aspect; AES: Aspect Environnemental Significatif = CR+F+R+N+M ≥ 15

Tableau. 4. 6. Tableau simplifié de l'AEE de la production du clinker (Navia et al., 2006; Boubaker ., 2001).

Entrants de l'ICV après certification ISO 9000- ISO 14000

Gaz		Unité kcal/kg clinker	Unité kcal/kg clinker			
Année	Ratio budgétisé	Ratio réalisé	Source d'information			
2002	973,7	932,42	budget/bilan 2002			
2003	925,02	960,64	budget/bilan 2003			
2004	929,1	956,74	budget/bilan 2004			
août-05	882,7	928,92	budget/bilan 2005			
Electricité		Unité kWh/T ciment	Unité kWh/T ciment			
Année	Ratio budgétisé	Ratio réalisé	Source d'information			
2002	104	116,51	budget/bilan 2002			
2003	104	111,97	budget/bilan 2003			
2004	107	113,29	budget/bilan 2004			
août-05	107	113,69	budget/bilan 2005			
Diesel		Unité litre/T ciment				
Année	Ratio budgétisé	Ratio réalisé	Source d'information			
2002	0,69	0,99	Budget annuel /(GDS) X-plain			
2003	0,87	1				
2004	1,06	1,01				
août-05	1,08	1,02				
Eau	Production ciment	Consommation d'eau	Ratio budgétisé	Ratio réalisé		
Année	T	m ³				
1989	1 043 311	216 380			0,24	0,21
1990	1 036 744	175 780				0,17
1991	1 012 606	186 990				0,18
1992	958 738	222 912				0,23
1993	1 036 969	206 920				0,20
1994	1 007 307	289 370				0,29
1995	964 008	188 740				0,20
1996	1 013 833	251 132				0,25
1997	1 006 906	184 610				0,18
1998	1 007 313	191 340				0,19
1999	1 020 991	243 160				0,24
2000	1 060 546	205 090				0,19
2001	1 049 489	212 570				0,20
2002	1 020 033	241 816				0,24
2003	991 072	241 162				0,24
2004	1 011 278	233 100	0,23			
2005	1 042 084	231 200	0,22			

Tableau .4.7. Suivi de la consommation d'énergie selon la référence (Bada et al., 2005)

Sortants de l'ICV après ISO 9000- ISO 14000

Année	Heures de marche des électro-filtres (heures)	Volume horaire des gaz dégagés (Nm3/h)	Rejets de poussières règlementés (mg/Nm3)	Débit horaire règlementé (kg/h)	Quantité de poussières dégagées (Tonne)
Année	Heures de marches des électro-filtres (Heures)	Volume horaire des gaz dégagés (NM3/H)	Rejets de poussières règlementés (Mg/NM3)	Débit horaire règlementé (Kg/H)	Quantité de poussières dégagées (Tonne)
2002	13 438	137 500	50	6,9	92,72
2003	13 341	137 500	50	6,9	92,05
2004	13 920	137 500	50	6,9	96,04
Fin août 2005	10 118	137 500	50	6,9	69,81
<p>Débit horaire règlementé (kg/h)= volume horaire des gaz dégagés (Nm3/h) x rejet de poussières règlementés (mg/Nm3)</p> <p>Quantité de poussières dégagées (Tonne) = heures de marches des électro-filtres (heures) x débit horaire règlementé (kg/h)</p>					

Tableau .4.8. Rejets de poussières dégagées par les électro – filtres J1P11 et J2P11selon la référence (Bada et al ., 2005)

Résultats du modèle Numérique de Dispersion “MND”

La modélisation sera consacrée suivant les résultats de l’AEE, à la pollution de l’air dont la valeur de l’Aspect Environnemental Significatif (AES) est la plus élevée (tableau 4.5), et comme polluant on va étudier le cycle de vie des NOx dans l’atmosphère depuis son émission jusqu’à sa destruction. La concentration initiale pour la simulation est obtenue à partir des données de l’ICV Le MND vient compléter l’analyse qualitative par l’AEE et quantitative par l’ACV grâce à l’introduction de l’aspect dynamique à partir de la détermination du temps de séjour des polluants en atmosphère.

Une fois les équations du modèle posées, et les conditions initiales pour chaque réactif intervenant dans le mécanisme réactionnel déterminé sous forme adimensionnelle; les équations de cinétique chimique ont été intégrées. Ce modèle présente un outil d’aide pour l’évaluation et le suivi de l’évolution des polluants en atmosphère.

4.3.2.2. Deuxième contribution d'application : la raffinerie

La deuxième combinaison « ACV – MND » a été appliquée sur la nouvelle raffinerie qui se trouve au complexe industriel sud à 3 km de la ville de Hassi Messaoud ; elle a été conçue en 1979 pour traiter un million de T/ an de brut provenant du centre de traitement sud. Les principaux produits de la raffinerie sont l'essence et le diesel. A travers l'analyse du système par l'ACV, on peut identifier les conditions initiales du modèle MND.

ACV des produits essence et diesel

Une ACV complète s'effectue selon les règles classiques :

La définition des objectifs

L'objectif de cette étude est une comparaison entre les deux carburants (essence et diesel) du point de vue environnemental ; en identifiant les principales consommations en flux d'entrée (inputs) et les principaux rejets (outputs) pour chaque produit, on peut contribuer ainsi à la réalisation de bases de données exploitables pour les besoins de l'entreprise.

Unité Fonctionnelle

C'est la quantité de carburant nécessaire pour générer 5740800 kcal d'énergie après sa combustion complète. Les produits finis correspondants à cette unité fonctionnelle sont alors les suivants :

- Qualitativement: essence ou diesel utilisés pour produire l'énergie,
- Quantitativement: nombre de kg d'essence ou de diesel nécessaires pour générer les 5740800 kcal d'énergie.

- Les quantités des produits correspondants sont: 561,5 kg de diesel et 579 kg d'essence.

Phases de production

Le cycle de vie de l'essence et du diesel peut être décrit par le schéma de la figure (4.10) ; les étapes de production de l'essence et du diesel passent dans quatre sections principales :

- La distillation atmosphérique (Topping) : les produits obtenus de cette unité sont classés du plus lourd au plus léger comme suit : Résidu, Diesel, Kérosène, Naphta et Gazoline.
- Prétraitement du naphta,
- Reformeur catalytique,

- Stockage et utilités.

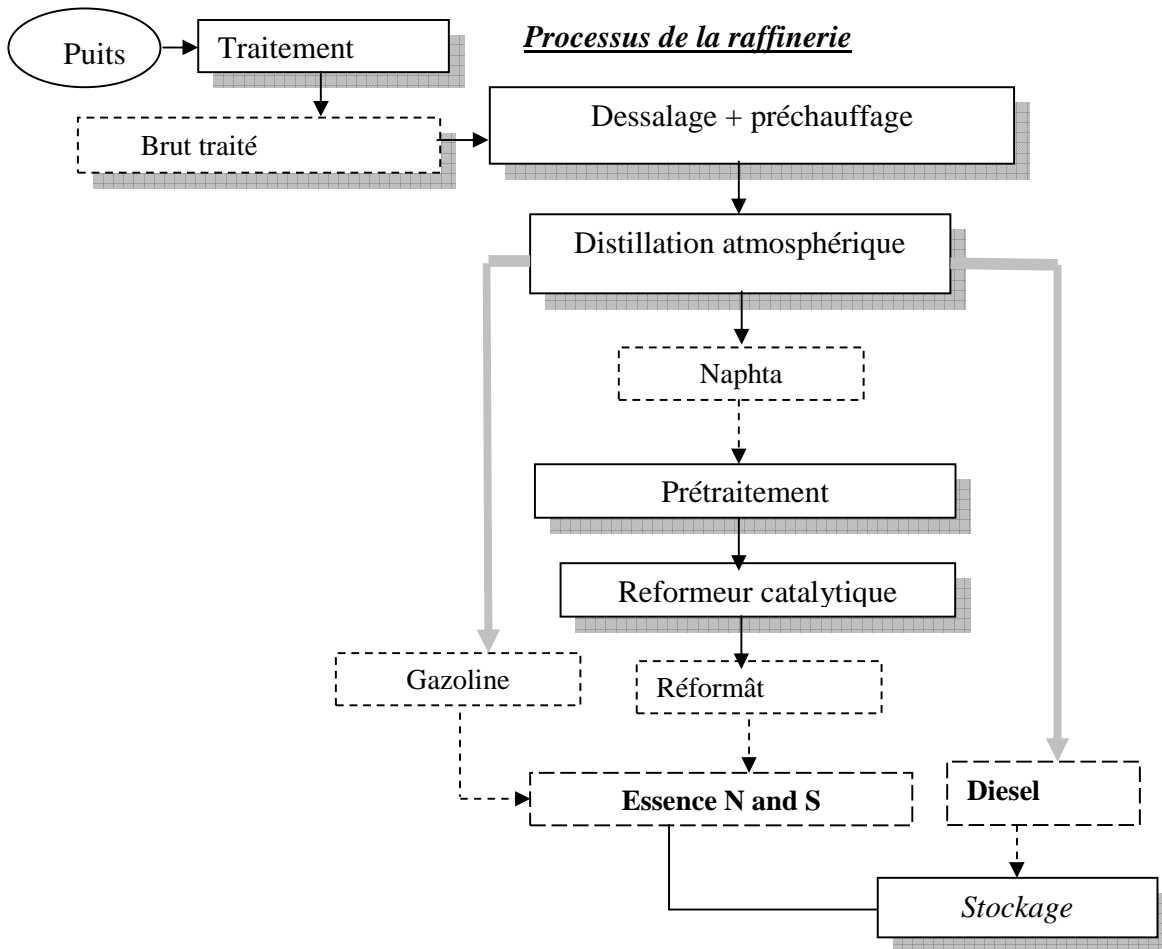


Figure 4.10. Phases de production de chaque produit : Essence et Gasoil

Inventaire du Cycle de Vie (ICV)

La réalisation de l'inventaire consiste à décrire et quantifier les différents flux entrants et sortants en les intégrant sur la représentation graphique du système (modélisation du système de production).

Les **inputs** du système sont : les matières premières, les énergies, les utilités (huiles de lubrifications, produits anticorrosifs, etc.),

Les **outputs** représentent les émissions dans l'air, dans l'eau, au sol ainsi que les produits finis.

Dans les tableaux (4.9) et (4.10), l'inventaire portera sur les flux d'entrée et de sortie relatifs à la production de l'essence et du diesel. Les données sont ramenées à une unité fonctionnelle d'essence ou de gas-oil selon le cas.

<i>Les inputs de la production de l'essence</i>			
Consommation électrique		37,14 kWh	
<i>Les outputs de la production de l'essence</i>			
Forme d'émission	Forme de rejet	Quantité	Milieu récepteur
Rejets dans l'air	H ₂ S: une partie est envoyée vers la torche et une partie vers le borbier par les filtres à eau	Q _{H₂S} =89.55m ³ /j	Vers atmosphère + borbier
	Vapeur d'eau	Quotidiennement	Vers l'atmosphère
	Gaz de combustion des fours BA201/202 BA301/302 BA//801/802/803	Q _{CO₂} = 130,52 m ³ /j Q _{H₂O} = 187,83 m ³ /j	Vers l'atmosphère
	Gaz brûlé vers torchère	En cas de problème	Vers l'atmosphère
Rejets dans l'eau	Produit chimique 1038 Q = 0,16 l ammoniaque Q = 0,0012 l désémulsifiant Q = 0,028 l	Dispersion dans l'eau de purge	Basin de déshuilage
	Produit chimique 7065 Q = 0,0000081 l Produit chimique 7068 Q = 0,0000081 l	Dispersion dans l'eau des piscines + Q = 0,01 l m ³ vidange des piscines	Borbier
Déchets industriels spéciaux et huiles usages	Fûts vides d'huiles	0,00014 fûts pour 1 unité fonctionnelle d'essence (579 kg)	Incinération
	Fûts vides des produits chimiques		
	Catalyseur usage	Q=0.000556Kg Q=0.0028Kg	Incinération
	Tobra 46 Q = 0,0057 l	Incinération	Incinération Pour recyclage

Tableau.4.9. Données de l'ICV pour l'essence

<i>Les inputs de la production du diesel</i>			
Consommation électrique		4,166 kwh	
<i>Les outputs de la production du diesel</i>			
Forme d'émission	Forme de rejet	Quantité	Milieu récepteur
Rejets dans l'air	Gaz de combustion des fours BA201/202	QCO ₂ = 27,17 m ³ /j QH ₂ O = 39,1 m ³ /j	Vers atmosphère
	Gaz brûlé vers torche	En cas de problème	Vers atmosphère
Rejets dans l'eau	Prod chimec 1038 Q = 0.003 l/j	Dispersion dans l'eau de purge	Basin de déshuilage réinjections vers puits
	Ammoniaque Q = 0.00038		
	Desémulsifiant Q = 0.0088L		
	Purge dessaleur (eau + hydrocarbure)		
Déchets industriels spéciaux et huiles usages	Tobra 46 Q = 0.0012 l	incinération	incinération pour recyclage
	Fûts vides des produits chimiques et huile	Q = 0.00008 fûts	incinération pour recyclage

Tableau.4.10. Données de l'ICV pour le diesel

Le modèle numérique pour l'ACV

Les résultats de l'inventaire ont montré que la phase de production de l'essence est caractérisée par les rejets de H₂S qui est une substance très toxique (inodore, incolore), elle est à l'origine de formation des SO_x en présence de l'air et lors d'une combustion. Puisque, on cherche à étudier les effets du polluant dans l'atmosphère, on a procédé à la modélisation des SO₂ formé par réaction des H₂S avec l'air. Le modèle numérique basé sur les nombres adimensionnels, fournit les figures (4.11 et 4.12), représentant l'évolution des SO_x (SO₂ et SO₃) dans le temps.

La figure (4.11) présente l'effet de la cinétique chimique sur l'évolution des oxydes de soufre en atmosphère qui paraît lente par rapport à la figure (4.12) en présence de l'effet de transport.

Ce modèle vient compléter l'ACV, par la détermination du temps de séjour des SO₂ et permet ainsi aux écologistes et aux régulateurs d'avoir un outil fiable pour prendre des décisions

rigoureuses et environnementales en montrant l'impact de changement des processus de contrôle , sur le temps de séjour, la fraction massive et la qualité de l'air.

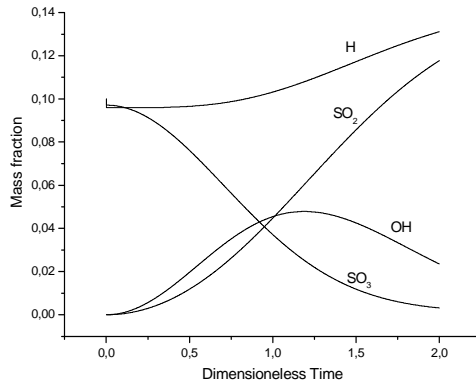


Figure .4.11. Evolution de la concentration des SO_x (cinétique seule)

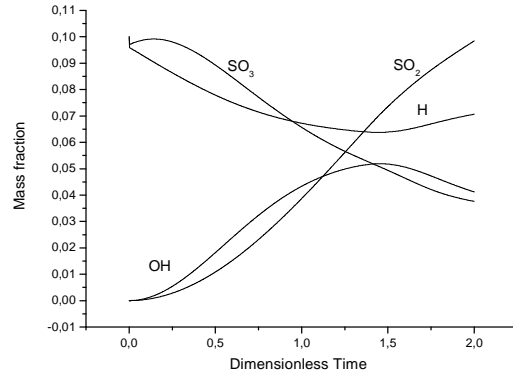


Figure. 4.12. Evolution de la concentration des SO_x (cinétique et transport)

Discussion

L'objectif de cette partie du travail est d'établir l'une des combinaisons possibles de l'approche globale décrite dans la problématique qui consiste à combiner les trois outils AEE-aspect accidentel, ACV – incendie et modèle numérique d'interaction incendie- atmosphère pour la gestion environnementale de l'incendie. La combinaison ainsi réalisée ne prend pas en considération le risque incendie et ses effets. Elle permet l'évaluation environnementale d'un produit durant son cycle de vie et l'identification de ses effets environnementaux depuis sa conception par la méthode AEE jusqu'à son développement par l'ACV qui sera complétée grâce à l'étude par le modèle numérique qui décrit le devenir des impacts du polluant dans son milieu récepteur (dans ce cas l'air). On a tenté deux contributions pour l'application de cette combinaison, la première étude est faite sur la cimenterie en utilisant les trois méthodes combinées, alors que pour la raffinerie, on a utilisé la combinaison des deux méthodes ACV et MND, mais les difficultés rencontrées lors de la collecte des données n'étaient pas encourageantes pour une étude objective.

Le système qu'on a choisi pour la première contribution, est la cimenterie de Ain-Touta qui est l'une des plus importantes cimenteries algériennes, elle a été certifiée aux normes de qualité ISO 9002 en 2000 et aux normes environnementales ISO 14001 en 2005. L'entreprise n'est donc pas appelée uniquement à améliorer la qualité de ses ciments et à baisser leurs prix de revient, mais aussi à remédier aux problèmes de pollution causés par les rejets des poussières qu'elle dégage à tous les niveaux de la fabrication de ses ciments. Afin d'étudier l'impact de ces poussières émises sur les sols et la végétation avoisinants, nous avons essayé dans un premier temps de nous doter d'un maximum d'informations concernant la zone concernée.

Pour évaluer ensuite les effets causés par ces poussières sur l'environnement, nous avons appliqué les différentes méthodes citées dans ce travail l'AEE, l'ACV et le MND. Les données qu'on a présentées dans le travail, concernant l'AEE sont tirées d'une analyse environnementale réalisée par les spécialistes de l'environnement de la cimenterie. Les résultats obtenus de l'AEE, ont montré et d'une manière catégorique que la cimenterie de Ain-Touta peut être une source de pollution atmosphérique importante par rapport aux autres pollutions. Pour voir les effets de cette pollution sur la population, la végétation et le sol de toute la zone qui entoure l'entreprise, la collecte d'informations quantifiables et fiables est nécessaire pour établir l'ICV et déduire ainsi les conditions initiales du modèle numérique. Il est donc indispensable d'entreprendre ces études d'une façon approfondie et en présence de bases de données complètes, pour évaluer les risques réels imputés aux rejets de la cimenterie afin d'améliorer la fiabilité des dépoussiéreurs de cette cimenterie, car ce sont des éléments essentiels pour diminuer considérablement les rejets de poussières et avoir un environnement plus sain.

Pour la deuxième contribution, qui est l'étude de la raffinerie, l'inventaire a été plus bénéfique. En comparant les inventaires des deux produits, le premier point à constater, est que la phase de production du diesel génère moins de polluants et consomme moins d'énergie que celle de l'essence. Il en résulte que le diesel est plus favorable du point de vue environnemental que l'essence. En plus la phase de production de l'essence est caractérisée par des rejets de H₂S qui sont à l'origine de la formation des SO_x.

Les résultats de ces applications ne sont significatifs que dans quelques étapes de la démarche proposée, vu le manque de données et la confidentialité qui entourent les informations sur les effets des entreprises sur l'environnement. On peut regretter que les données n'aient pas été tout à fait suffisantes (en nombre, fiabilité et précision) pour garantir des résultats solides et permettre ainsi de tirer une conclusion claire concernant l'atteinte du voisinage. L'obtention de résultats plus fiables serait souhaitable pour alors prendre des décisions.

4.4. CONCLUSION

Comme proposé dans la problématique initiale, nous avons essayé de trouver les connexions possibles entre différentes classes de méthodes, à savoir l'Analyse du risque, l'Analyse de processus et la simulation numérique pour aborder le plus en profondeur les effets de l'activité industrielle sur l'environnement naturel et humain aussi bien pour une activité habituelle que dans le cadre d'une situation accidentelle. Cela nous a conduits à proposer l'approche combinée AEE-ACV-MND pour gérer les effets environnementaux du risque incendie, puis à suggérer de valider cette approche par des applications significatives. Cependant, nous avons été confrontés à de grandes difficultés pour obtenir des études industrielles quantifiables pour des produits pertinents, en raison notamment de problèmes de confidentialité.

Nous avons donc été contraints de faire des hypothèses et des simplifications au niveau du modèle numérique, en optant pour les nombres adimensionnels. A cet égard, et en conclusion de ce chapitre, on peut dire que cette étude ouvre des horizons de recherche, du point de vue de la combinaison des méthodes et de la validation de cette approche.

Conclusions générales et perspectives

Conclusions Générales et Perspectives

Sans aucun doute, les risques technologiques constituent un thème récent dont les composantes ne sont pas encore totalement définies et dont l'intérêt augmente chaque jour du fait d'un développement technologique qui s'affirme depuis le début de la nouvelle ère industrielle. Ainsi, cette thématique offre de nouvelles perspectives en termes opérationnels et pour la compréhension de la gestion des espaces urbains.

Les accidents technologiques sont en grande partie liés aux lieux de stockage de combustibles liquides ou gazeux (GLP). Ils sont à l'origine d'incendies et d'explosions qui sont les dangers les plus courants et les plus fréquents au niveau mondial comme l'indiquent les statistiques. Surmonter des événements catastrophiques requiert d'une approche globale et intégrée couvrant à la fois, la prévention, la gestion de la crise et la post-crise. Or, lors d'événements catastrophiques les informations relatives aux zones concernées doivent être communiquées dans des délais souvent très courts aux acteurs mobilisés sur le terrain.

Dans ce contexte, la systémique et d'autres outils numériques, permettent de développer de nouvelles manières de comprendre et interpréter les risques technologiques, les espaces vulnérables ainsi que les différents états des systèmes dans lesquels ces risques s'insèrent. Cela va des systèmes en fonctionnement normal à des situations accidentelles où apparaissent des risques potentiels qui peuvent transformer le système initial en perturbant le fonctionnement de différentes parties de la ville et en entraînant des répercussions sur les centres habités et autres infrastructures urbaines.

L'objectif principal des travaux présentés dans cette thèse était de faire le lien entre, l'approche probabiliste (Analyse des Effets Environnementaux (AEE) – Aspect Accidentel), l'approche processus (Analyse du Cycle de Vie (ACV) – Incendie) et l'approche simulation numérique (Modèle Numérique de Dispersion (MND)) pour que :

- Dans un premier temps, une modélisation complémentaire entre ces trois domaines soit proposée et appliquée à des systèmes représentant un risque incendie ;
- Dans un second temps, les informations issues de l'analyse des risques (ici AEE- Aspect Accidentel) puissent être intégrées dans l'Analyse du Cycle de Vie orientée incendie, en tant que connaissance préliminaire à évaluer et hiérarchiser, afin d'être étudiée quantitativement ;
- Dans un dernier temps, les résultats de l'Inventaire du Cycle de Vie représentent les données d'entrées du modèle numérique c'est à dire les conditions initiales des impacts à étudier telle que la concentration des polluants atmosphériques émis lors d'un incendie ou bien la température de la flamme.

Ainsi, l'analyse par la méthode « AEE – Aspect Accidentel » du système de fonctionnement normal démontre l'importance de tout ce qui gravite autour du produit qu'il s'agisse de production, transport, de stockage, de distribution ou de redistribution. Dans le système en situation accidentelle, développant des scénarios d'accidents, on peut clairement établir des inventaires des lieux générateurs de dangers technologiques, leurs effets sur l'environnement et l'exposition d'éléments importants pour le fonctionnement et le développement de la ville. Cela permet notamment de mettre en évidence la nécessité de rendre ces risques prioritaires en terme d'intervention, de gestion et d'analyse quantitative ; Il s'agit d'évaluer et de hiérarchiser ces aspects et impacts environnementaux afin de choisir ceux sur lesquels on doit agir ou quantifier comme dans le cas de notre démarche par l'ACV - Incendie. Les critères d'évaluation varient d'une entreprise à une autre suivant le type du produit, le client, le concepteur...

En terme d'analyse de processus, nous avons proposé l'outil d'Analyse du Cycle de Vie orientée Incendie (ACV-Incendie) inspiré de l'outil classique ; l'Analyse du Cycle de Vie (ACV), elle introduit l'incendie comme étant un scénario possible de la fin de vie d'un produit. Le modèle ACV- Incendie inclura donc des modules pour décrire le comportement du feu pour les différents types de feux et à chaque phase du cycle de vie. Des données statistiques des incendies sont utilisées pour estimer la quantité de matériel impliquée dans les différents types d'incendie. En outre, le modèle devrait également inclure des modules pour décrire les actions correctrices à prendre pour surmonter et limiter les effets des incendies. L'ICV- incendie permet de comptabiliser l'ensemble des flux de matière et d'énergie générés par l'ensemble du cycle de vie du système étudié dans son cycle normal et lors d'un incendie. Les principaux flux relevés sont la consommation d'énergie et de matières premières ainsi que les rejets dans l'environnement.

Les données de l'ICV- Incendie relatives à la composition chimique des fumées produites dans le scénario de feu étudié et celles caractéristiques des aspects thermiques de production et d'évolution du panache présentent le terme source du modèle numérique. Les modèles de chimie-transport permettent de simuler de façon assez réaliste le transport et la chimie des différents polluants émis. Cependant, la complexité des phénomènes étudiés, la variabilité spatiale et temporelle des émissions de polluants sont telles que, quel que soit le modèle, il ne pourra jamais reproduire parfaitement les concentrations. Nous avons choisi de travailler à la fois sur les aspects dynamiques, thermiques et chimiques de la pollution. Il est bien évident que notre ambition n'était pas de réaliser un modèle complet de modélisation de la pollution atmosphérique mais d'avancer pas à pas sur chacun de ces aspects en découplant les phénomènes les uns des autres de telle sorte à avoir des modèles simples et cohérents (modèle cinétique, modèle dynamique,...).

Il est nécessaire de préciser que les analyses et réflexions proposées dans cette thèse ne constituent pas une fin en elles-mêmes mais, au contraire, le début d'une réflexion visant l'amélioration de la connaissance du risque technologique, de son analyse et de la modélisation de ses effets. Il s'agit, en même temps, de trouver des solutions pour tenter de réduire les risques existants tout en recherchant des modèles de gestion. Cela présente l'intérêt de mettre au point des outils d'aide à la décision qu'on a proposé dans cette thèse, notamment la combinaison entre l'AEE-Aspect Accidentel, ACV – Incendie et le modèle numérique, permettant d'envisager une gestion intégrale des risques.

Pour compléter ces travaux, deux types de perspectives peuvent être envisagées :

- ✓ Des améliorations pour parer aux points faibles des méthodes proposées, à savoir par exemple :
 - Disposer de bases de données en état de fonctionnement normal du système ou lors des incendies. Problème qu'on a rencontré lors de l'utilisation de l'approche proposée et particulièrement pour l'inventaire de l'AEE – Aspect Accidentel et l'ACV – Incendie ; soit à cause de l'absence de données chiffrées précises pour les émissions du secteur industriel et énergie soit la discrétion des responsables sur les données disponibles;
 - Dans notre étude, on a fait l'hypothèse d'une cinétique chimique des oxydes d'azote simple soit dans l'article de la cinétique seule ou celui du couplage incendie-atmosphère. Il serait intéressant de compléter notre modèle pour tenir compte de la chimie de la nuit. Il faut pour cela ajouter une espèce chimique (NO_3). La cinétique peut aussi être légèrement développée afin de prédire avec une meilleure précision un plus grand nombre de polluants.
- ✓ Des approfondissements d'idées, comme par exemple :
 - Compléter le modèle numérique en introduisant la troisième dimension et les paramètres qui ont été simplifiés dans notre étude. Ce type de porte a un grand intérêt en matière de présentation réelle de l'évolution spatio-temporelle des concentrations des polluants en atmosphère. Les résultats de ces modèles sont des cartes de distribution de polluants qui permettent une surveillance de la pollution en terme de pronostic (prévision) pour l'information quotidienne du public ou en terme de diagnostic a posteriori de la pollution pour mieux cerner les phénomènes enjeux.
 - Etudier les différentes combinaisons de la démarche proposée dans le sens de feedback, c'est à dire les apports de l'étude du système par NMD aux analyses par l'ACV, aussi l'intégration des données de l'ACV et aux études par l'AEE.
 - Appliquer la combinaison à une situation accidentelle.
 - développer un modèle statistique des incendies qui peut constituer un module de la méthode ACV- Incendie ; en effet, nous avons ici présenter l'intégration des statistiques des incendies dans le modèle ACV .
 - Appliquer la méthode ACV- Incendie à un autre type de système industriel ; en effet, ce travail présente la première application de la méthode ACV – Incendie sur un système industriel représenté par une raffinerie et plus particulièrement les réservoirs de stockage.
- ✓ Proposition d'automatisation de l'approche combinée proposée par un système expert.

Annexes

Annexe N° 1 : Revue de quelques accidents

Annexe N° 2 : Exemples de grille de notation AMDEC

Annexe N° 3 : Exemples de méthodes d'évaluation pour l'AEE

Annexe N° 4 : Travaux de recherches publiés

Annexe N° 5 : Démonstration de l'énergie cinétique turbulente moyenne

Annexes

Annexe N° 1 : Revue de quelques accidents

Un recensement des cas d'incendies survenus dans l'industrie a été réalisé de façon à illustrer concrètement les conséquences et l'impact sur l'environnement (BARPI, accidents impliquant des fumées toxiques lors d'incendie, base de données ARIA). A titre illustratif, quelques cas d'incendies significatifs appartenant à plusieurs domaines d'activités ont été retenus, soient :

ROTAUME - UNI - Buncefield, 11 Décembre 2005

Incendie dans un dépôt pétrolier.

Des explosions suivies d'un incendie se produisent dans le dépôt pétrolier de Buncefield, cinquième plus grand dépôt pétrolier en Grande – Bretagne, situé à 40 km au nord de Londres en stockant 150000 t de carburants (essence, gasoil, kérosène). La première et la plus importante explosion se produit à 6h 01 ; elle est entendue jusqu'à 160 km. Deux explosions subséquentes se produisent ; 43 personnes sont blessées, un gigantesque nuage noirâtre contenant des substances irritantes se propage dans le Sud de l'Angleterre, touche la Bretagne et la Normandie le 12 /12 /2005, puis se déplace vers le Sud- Ouest et l'Espagne.

Les autorités conseillent aux habitants proches de dépôt de se confiner ; 2000 personnes sont évacuées puis regagnent leur domicile le soir même. L'autoroute M1 reliant Londres aux Midlands reste fermée plusieurs jours. Les pompiers maîtrisent l'incendie après 60 heures de lutte mais les vapeurs provenant d'une citerne épargnée par le feu s'enflamment le 14/12/2005 au matin. Ce feu reste contenu par les secours qui le laissent s'éteindre de lui même.

Au plus fort de la crise, 250 m³ d'émulseur et 250000 m³ d'eau ont été utilisés, ce qui laisse craindre une pollution des eaux souterraines et de surface. Les dégâts matériels sont évalués à 10 M € pour le nettoyage du site, 52 M € pour le carburant perdu et 37 M € pour la reconstruction des cuves.

NANTES, 29/10/1987

Incendie d'un entrepôt d'engrais et dispersion d'un nuage toxique (NO_x)

Dans un entrepôt dont le contenu est mal connu, la décomposition auto-entretenue d'un stock de 850 t d'engrais NPK 15-8-22 livré 5 jours plus tôt entraîne la formation d'un nuage de 10 km de long dérivant vers l'Ouest et dans lequel de l'acide nitrique est décelé ; 100 t d'engrais brûlent sans flamme visible. Trois ouvriers sont légèrement intoxiqués et hospitalisés.

Le plan ORSEC est déclenché, 1 500 policiers ou militaires sont mobilisés et 37 000 personnes sont évacuées durant 9 h. Le sinistre est maîtrisé après 7 h d'intervention. La LOIRE n'est que

faiblement polluée. Le sinistre a été initié par la présence de matière organique dans l'engrais et par des installations électriques vétustes dont les sécurités ont été neutralisées.

ARTAIX, 04/02/2002

Incendie d'un dépôt de pneumatiques

Un important incendie embrase vers 9h50 un stock de 5 millions de pneus qui s'étend jusqu'au pied d'un bâtiment de 8 étages également utilisé comme stockage. Une épaisse fumée noire est visible à 40 km. Six habitations sont évacuées ; 35 personnes sont relogées dans la salle des fêtes communale. Un périmètre de sécurité est mis en place et une route départementale est coupée.

Les pompiers parviennent à éviter la propagation de l'incendie aux habitations proches et le circonscrivent en 24 h. Cependant, le feu couve toujours 3 semaines plus tard et il est envisagé de recouvrir de terre les quelques m² qui brûlent encore, ainsi que le pied du talus en limite de propriété sous lequel se trouve un volume indéterminé de pneus. Des analyses d'air effectuées dès le 5 février vers 22 h montrent que la pollution a atteint un maximum le 6 février vers 6 h avant de chuter fortement vers 13 h.

Les concentrations en CO, SO₂ et toluène resteront en dessous des seuils d'alerte, les valeurs maximales mesurées pour le benzène restant également inférieures aux recommandations les plus sévères. Les teneurs en poussières ont dépassé 500 µg/m³ dans le panache de fumée dans la matinée du 6 février avant de redescendre en dessous de la recommandation de l'OMS (80 µg/m³ en valeur moyenne quotidienne).

L'orientation et la vitesse du vent sont des facteurs importants pour la dispersion des fumées. Ils vont contribuer à l'extension du sinistre et déterminer l'importance de l'étendue de la pollution atmosphérique sous forme de retombées de suies (particules en suspension), d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP dont le naphtalène, benzo(a)pyrène), de substances toxiques telles les Composés Organiques Volatils (CO, benzène, toluène, anhydride sulfureux...). La présence de SO₂ dans les fumées s'explique par la combustion du soufre ou des adjuvants soufrés utilisés dans la vulcanisation des pneus.

Annexe N° 2 : Exemples de grille de notation AMDEC

Tableau du Niveau de fréquence (F)

Signification	Valeur	Définition
Probabilité de défaillance extrêmement faible	1	Défaillance extrêmement rare
Probabilité de défaillance très faible	2	Défaillance très rare
Faible probabilité de défaillance	3	Défaillance rare
Possibilité de défaillance	4	Défaillance possible
Grande probabilité de défaillance	5	Défaillance fréquente
Très grande probabilité de défaillance	6	Défaillance très fréquente

Tableau du Niveau de gravité (G)

Signification	Valeur	Définition
Pas de dommage pour les personnes. Pas de dommage pour l'environnement	1	négligeable
Admet des palliatifs ou des correctifs tels qu'il n'y ait ni accident de personne, ni dommage important occasionné au système	2	marginal
Nécessite la prise de mesures immédiates pour que la vie du personnel ne soit pas mise en danger et pour que le système ne subisse pas de dommage important	3	sérieux
Entraîne des accidents graves dont les effets sont limités à l'atelier	4	majeur
Entraîne des accidents graves dont les effets sont limités à l'établissement	5	majeur
Entraîne des accidents graves dont les effets dépassent les limites de l'établissement	6	majeur

Tableau du niveau de la probabilité de détection (D)

Signification	Valeur	Définition
Détection évidente	1	Défaillance détectable à 100%
Détection possible	2	Défaillance détectable mais nécessite une action particulière de l'opérateur
Détection importante	3	Défaillance difficilement détectable nécessite des moyens complexes ou une action délicate
Détection impossible	4	Défaillance indétectable

Annexe N° 3 : Exemples de méthodes d'évaluation pour l'AEE

Actuellement, il existe plusieurs méthodes d'évaluation (Lindahl et al., 2000b; Tingström et Lindahl., 2001) . On présente les trois principales : SIO, KEE et ULF.

1) SIO 1-3, 1-9

Cette méthode est la plus connue en Suède et aussi la plus ancienne (Lindahl et al., 2001; Lindström et al., 1999). Les critères utilisés dans cette méthode sont : documents de contrôle (S: controlling documents), perception publique (I: public image), conséquences environnementales (O: environmental consequences). Ces critères sont évalués à partir de 3 niveaux cotés 1, 2 et 3 (SIO 1-3) ou cotés 1, 5 et 9 (SIO 1-9) selon les définitions suivantes:

Documents de contrôle (S):

- 1: Absence de lois, politique ou législation environnementale;
- 2: L'aspect environnemental pourrait être réglementé dans la politique environnementale, la législation ou d'autres documents de direction dans le futur proche;
- 3: Les aspects sont réglementés dans n'importe quel document comme la législation, la politique environnementale etc.

Perception publique (I):

- 1: Aucune influence négative sur la société;
- 2: La société n'aura pas de mauvaise réputation dans le futur proche, mais pourrait faire dans l'avenir;
- 3: Les dégâts de l'aspect influenceront sérieusement sur la réputation de la société.

Conséquences environnementales (O):

- 1: Aucun effet négatif peut être détecté par le groupe de la méthode EEA ;
- 2: L'effet négatif est à une courte durée et la possibilité pour le rétablissement est grande.
- 3: L'effet négatif a une longue durée ou est permanent.

La différence entre SIO 1-3 et SIO 1-9 apparaît dans l'évaluation numérique des critères car les trois critères sont additionnés ou multipliés en donnant comme résultat le nombre environnemental de priorité (EPN: Environmental Priority Number):

Pour SIO 1-3:

$EPN = S + I + O$ (maximum 9) ou bien

$EPN = S \cdot I \cdot O$ (maximum 27)

Pour SIO 1-9:

$EPN = S + I + O$ (maximum 27)

$EPN = S \cdot I \cdot O$ (maximum 729)

2) *KEE*

Cette méthode est composée de trois parties: demandes environnementales (K: environmental demands), écologie (E: ecology) et possibilité d'amélioration (F: improvement possibility). Cette méthode est la seule à prendre en considération le coût des changements.

Les demandes environnementales sont constituées de quatre modalités : client (k: customer), interne (i: internal), législation (l: legislation), et le public (a: public) qui sont cotés de la façon suivante:

demandes clients (k):

- 0: aucune demande n'existe ;
- 1: pas d'information sur la présence de demandes;
- 2: les demandes existent ou le seront dans le future proche.

demandes internes (i):

- 0: aucune demande n'existe ;
- 1: les demandes existent ou le seront dans le future proche.

demandes légales (l):

- 0: aucune demande n'existe ;
- 1: les demandes existent ou le seront dans le future proche.

demandes de la société publique (a):

- 0: aucune demande n'existe ;
- 1: pas d'information sur la présence de demandes;
- 2: les demandes existent ou le seront dans le future proche.

Ces quatre modalités sont agrégées selon la formule:

$$K = (k + i + l + a) \cdot 2 \text{ (maximum 12)}$$

Le deuxième critère, qui concerne l'écologie, est composé de deux modalités: quantité et gravité qui sont évaluées comme suit :

quantité (m):

- 1: quantité insignifiante ou connaissances insuffisantes sur les quantités ;
- 2: quantité moyennement valorisée ;
- 3: quantité importante.

gravité (s):

- 1: pas de dommage sur l'homme, la nature et les ressources naturelles ;
- 2: dommage signifiant sur l'homme, la nature et ressources naturelles ;
- 3: dommage majeur sur l'homme, la nature et ressources naturelles.

Ces deux modalités sont alors multipliées pour donner le critère écologie :

$$E = m \cdot s \text{ (maximum 9)}$$

Pour obtenir le nombre de priorité environnemental (EPN), K et E sont additionnés .

$$EPN = K + E \text{ (maximum 21).}$$

3) *ULF*

Cette méthode évalue l'aspect environnemental du point de vue biologique. Elle prend en compte l'effet de la pollution sur un secteur donné selon une division géographique allant de local, régional à global. Les autres critères utilisés dans cette méthode sont : la gravité, la possibilité d'influence, le temps et la quantité.

3.1) *dimension géographique*

aspect local (L) :

ce peut être le niveau d'ozone au sol, le rejet de métal lors des travaux de fonderie, etc. La cotation à 3 niveaux est la suivante:

- 0: l'aspect environnemental est insignifiant ou inexistant;
- 1: l'aspect environnemental est plus important;
- 2: l'aspect environnemental est significatif.

aspect régional (R) :

ce peut être l'acidification, les décharges d'un pays voisin, etc. La cotation à 3 niveaux est la suivante:

- 0: l'aspect environnemental est insignifiant ou inexistant;
- 2: l'aspect environnemental est plus important;
- 4: l'aspect environnemental est significatif.

aspect global (G):

ce peut être l'épuisement d'ozone, la décharge de CO₂ etc. La cotation à 3 niveaux est la suivante:

- 0: l'aspect environnemental est insignifiant ou inexistant;
- 3: l'aspect environnemental est plus important;
- 5: l'aspect environnemental est significatif.

3.2) *dimension gravité (A):*

- 1: pas de dommage sur l'homme, la nature et ressources naturelles ;
- 3: dommage signifiant sur l'homme, la nature et ressources naturelles ;
- 5: dommage majeur sur l'homme, la nature et ressources naturelles.

3.3) risque d'effet sur la biosphère (B):

- 1: seulement si l'accident survient;
- 3: faible possibilité d'influence durable;
- 5: haute possibilité d'influence durable.

3.4) dimension du temps (O) :

- 1: l'influence sur la biosphère sera probablement d'une courte durée (<30 ans);
- 4: l'influence sur la biosphère durera probablement quelque temps (30-200 ans);
- 6: l'influence sur la biosphère durera probablement assez longtemps (>200 ans).

3.5) quantité (M):

Ce critère peut varier de 0 à 3. Il est utilisé pour classer les aspects environnementaux qui surgissent dans des activités différentes.

Pour obtenir le nombre de priorité environnemental, tous ces critères sont additionnés selon la formule suivante:

$$\text{EPN} = \text{L} + \text{R} + \text{G} + \text{A} + \text{B} + \text{O} + \text{M} \text{ (maximum 31).}$$

Annexe N° 4 : Travaux de recherches publiés

Article 1 : *Modélisation du cycle de vie d'un polluant en atmosphère : Application aux Oxydes d'Azote.*

R.Hamzi, N.Bourmada, B.T.Benamrane et H.Londiche
J.Phys.IV France124 (2005) 255-259. EDP Sciences.

1. RESUME

Les problèmes de l'environnement nécessitent des modélisations particulièrement difficiles, mais d'une grande importance sociale. C'est un domaine récent, où les données sont encore peu nombreuses, mais où les attentes sont considérables, tant auprès du public que des politiques et des industriels. En effet, la modélisation consiste à définir un modèle qui permettra de représenter efficacement le processus étudié. Dans cette optique le comportement modélisé n'est que la manifestation extérieure d'une structure plus profonde.

La complexité du système et du problème posé détermine celle du modèle, qui va de la simple représentation qualitative d'un comportement aux formules mathématiques les plus élaborées. Lorsque la modélisation est exprimée mathématiquement, on recourt généralement à un programme de simulation pour calculer le comportement prévisionnel du modèle.

La compréhension du cycle de vie d'un polluant en atmosphère, dans notre cas les oxydes d'azote (NO_x), nécessite la modélisation de l'évolution des réactifs et des produits en fonction du temps exprimée par des équations différentielles. La réalisation de la simulation à partir de ces modèles, nous permet de connaître l'ensemble des processus ayant lieu lors de l'émission du polluant en atmosphère jusqu'à sa consommation.

Mots Clés : modélisation, simulation, mécanisme réactionnel, cinétique chimique, environnement, polluant, oxydes d'azote.

2. INTRODUCTION

Depuis quelques années, la pollution atmosphérique est devenue l'objet d'un nombre croissant de recherches, ainsi qu'un sujet de débat, souvent brûlant visant à mettre en évidence les effets nocifs de la pollution sur les écosystèmes, les récoltes agricoles, la santé et les bâtiments. Protéger l'environnement nécessite des modélisations particulièrement difficiles, dues à la multiplicité des paramètres et la complexité des phénomènes intervenant dans cette pollution.

La simulation du cycle de vie des oxydes d'azote en atmosphère s'appuie sur des méthodes mathématiques et informatiques spécifiques. En chaque phase de son cycle de vie, plusieurs grandeurs (vitesse, temps..) décrivent l'état et l'évolution du polluant en atmosphère, celles-ci ne sont pas indépendantes, mais elles sont reliées et régies par des équations différentielles.

3. LA MODELISATION ENVIRONNEMENTALE

Les pluies acides, l'effet de serre, la pollution de l'eau etc...., autant de facteurs qui interviennent et interagissent pour rendre complexe notre système environnemental, ce qui rend la compréhension des mécanismes de fonctionnement, et les prévisions des transformations dans ce système difficiles à maîtriser. La compréhension des phénomènes physico-chimiques à l'origine du cycle de vie d'un polluant quelconque nécessite une expérimentation poussée et le développement d'une modélisation du milieu réactionnel dans des conditions aussi réelles que possible. La confrontation systémique des résultats observés aux prédictions de la modélisation montre l'importance des modèles [1].

L'objectif de la modélisation est la prédiction de l'évolution des concentrations des polluants gazeux en premier lieu dans un milieu fermé, ou celle des paramètres influant sur la transformation des produits, tels que l'existence des parois, qui peuvent jouer un rôle par exemple dans le processus de fixation des polluants ; en deuxième lieu, la modélisation consiste à extrapoler pour un milieu ouvert afin d'avoir des informations sur le cycle de vie de façon réelle et cohérente [2].

Les applications de la modélisation sont multiples, on distingue :

- La reproduction ou l'amélioration de la connaissance d'un processus en précisant les différentes étapes, ce qui est la base d'un processus d'engineering.
- L'atteinte d'un résultat bien déterminé grâce à la modélisation à partir d'un modèle numérique afin de dégager des informations concernant le comportement réel du système.

4. LA MODELISATION EN CINETIQUE CHIMIQUE

Les processus qui régissent la pollution atmosphérique se décomposent en plusieurs étapes. Tout d'abord s'effectue l'émission des polluants, rapidement suivie de leur dispersion puis de la phase de transformation chimique, qui a lieu au sein même de l'atmosphère. On s'intéresse dans cet article à la cinétique chimique des polluants atmosphériques, dont l'objectif est de préciser tous les facteurs influençant les vitesses de réactions [3].

Il est important de connaître les changements de structure accompagnant la réaction, ainsi que les constantes de vitesse des étapes élémentaires constituant cette réaction. Dans ce cadre, nous sommes intéressés à l'étude du cycle de vie des NO_x à cause des caractéristiques suivantes [2]:

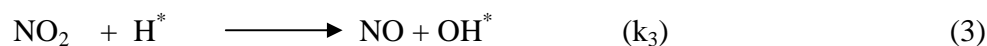
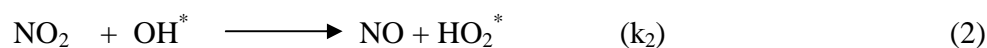
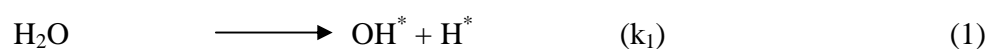
- Ils participent activement au phénomène de l'effet de brouillard photochimique (smog) ;
- Ils interviennent dans le processus de formation d'ozone dans la basse atmosphère.
- Ils contribuent également au phénomène des pluies acides.
- Il est toxique pour la santé humaine et est nocif pour la faune et la flore.

5. CYCLE DE VIE DES OXYDES D'AZOTE (NO_x)

Gérer l'impact d'un polluant par l'analyse de son cycle de vie. Cette analyse est complète lorsqu'elle comprend les quatre étapes suivantes [4] :

- La définition des objectifs ;
- L'inventaire du cycle de vie, qui quantifie les flux de matières et d'énergie entrant et sortant du système ;
- L'analyse des impacts (classification, caractérisation, évaluation) ;
- L'interprétation et la recherche d'amélioration ;

A ce propos, considérons le mécanisme réactionnel des oxydes d'azote, suivant qui repose sur les réactions essentielles de base suivantes.



Le mécanisme proposé pour NO_x et qui est formé de quatre réactions chimiques, représentant les trois étapes élémentaires d'un mécanisme (initiation, propagation et rupture), n'est en fait qu'une hypothèse qui néglige beaucoup de facteurs. On peut dire que négliger les phénomènes marginaux, faire des hypothèses simplificatrices, homogénéiser les matériaux, choisir la formulation, constituent les enjeux de la modélisation, qui va nous permettre par la suite de cerner le cycle de vie du polluant concerné.

6. EQUATIONS CINETIQUES ET RESOLUTION

En appliquant l'équation générale de la cinétique chimique [5], au mécanisme réactionnel de NO_x, on obtiendra les équations différentielles suivantes, correspondants à l'évolution des réactifs et des produits en fonction du temps, dont les ordres partiels sont supposés égaux à l'unité.

$$d[\text{H}_2\text{O}] / dt = - k_1 [\text{H}_2\text{O}] \quad (5)$$

$$d[\text{H}] / dt = + k_1 [\text{H}_2\text{O}] - k_3 [\text{H}][\text{NO}_2] \quad (6)$$

$$d[\text{OH}] / dt = + k_1 [\text{H}_2\text{O}] - k_2[\text{OH}][\text{NO}_2] + k_3 [\text{H}][\text{NO}_2] - k_4[\text{OH}].[NO] \quad (7)$$

$$d[\text{NO}_2] / dt = - k_2[\text{OH}][\text{NO}_2] - k_3[\text{H}][\text{NO}_2] \quad (8)$$

$$d[\text{NO}] / dt = + k_2 [\text{OH}][\text{NO}_2] + k_3 [\text{H}][\text{NO}_2] - k_4[\text{OH}].[NO] \quad (9)$$

$$d[\text{HO}_2] / dt = + k_2[\text{OH}][\text{NO}_2] + k_4[\text{OH}].[NO] \quad (10)$$

$$d[\text{N}_2] / dt = + k_4[\text{OH}].[NO] \quad (11)$$

Une fois les équations cinétiques du modèle de base formulées, on détermine les conditions initiales pour chaque réactif intervenant dans le mécanisme réactionnel ; On suppose pour cela que le milieu réactionnel est à une température ambiante et que tous les ordres partiels par rapport à chaque réactif sont égaux à l'unité. Les équations de cinétique chimique du modèle sont alors intégrées à l'aide d'une méthode itérative de Runge-Kutta [6].

En fonction des valeurs de constantes de vitesse de chaque réaction intervenant dans le mécanisme réactionnel et à partir des conditions initiales physico-chimiques, les résultats obtenus figurent ci-dessous (figure 2). On obtient ainsi l'évolution du polluant NO_x en fonction du temps, ce qui correspond à sa consommation à partir d'un cycle de vie représenté par le mécanisme réactionnel.

7. INTERPRETATIONS ET CONCLUSION

Afin de valider un mécanisme nous allons procéder par l'ajout ou l'élimination à chaque fois d'une réaction chimique dans le mécanisme et nous suivons l'évolution des NO_x en fonction du temps ; La figure (1) illustre une approche pour vérifier la validité d'un mécanisme par rapport à un mécanisme de référence avec la possibilité d'une comparaison statistique entre les résultats donnés par les deux mécanismes.

Par l'ensemble des choix sur les conditions initiales intervenant dans le mécanisme réactionnel, on délimite une sorte de fenêtre de modélisation du point de vue de la réalité, d'où l'intérêt de disposer d'un logiciel de modélisation d'une très grande souplesse, apte à intégrer facilement n'importe quelle formulation et n'importe quelle expression. On constate sur la figure (2) la décroissance en fonction du temps du NO_2 à une vitesse qui est liée directement à la cinétique réactionnelle du mélange caractérisé par la présence des radicaux actifs OH^* et H^* , par contre on constate l'augmentation de la concentration de NO ce qui correspond à l'apparition de NO comme produit intermédiaire.

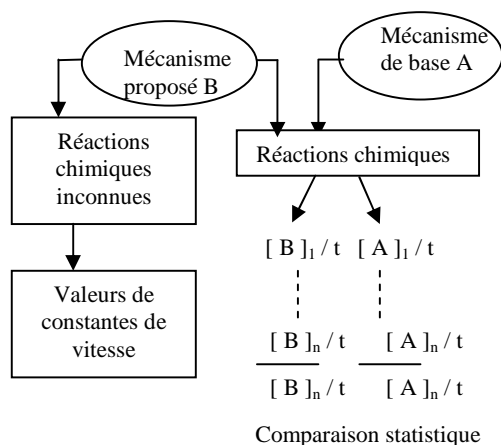


Figure 1 . Evaluation d'un mécanisme proposé par rapport à un mécanisme de base

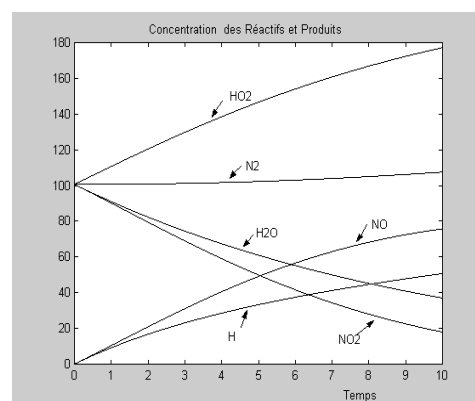


Figure 2. Mécanisme de base des NO_x

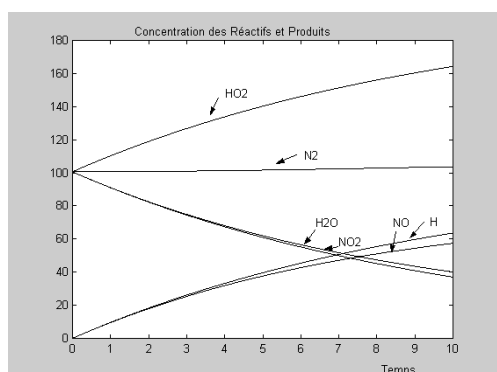


Figure 3. Mécanisme de NO_x modifié.
avec élimination

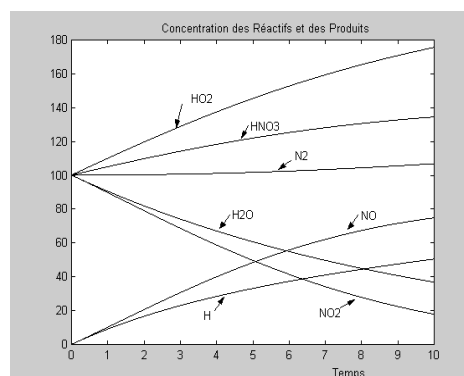


Figure 4. Mécanisme de NO_x modifié
avec ajout

Dans le cas où on élimine une réaction du mécanisme de base (réaction correspondant à la constante de vitesse k_4) (figure (3)), on constate que la vitesse de décroissance du polluant NO₂ et celle de formation des NO diminuent en fonction du temps, ce qui montre l'importance de la réaction éliminée du mécanisme. Par contre dans le cas de l'ajout d'une réaction chimique :



On constate que la concentration des oxydes d'azote reste inchangée (figure (4)), ce qui montre que la réaction ajoutée n'a aucune influence sur le mécanisme de base choisi. L'avantage de la modélisation est donc de confirmer les hypothèses faites sur les mécanismes réactionnels ; nous apportant ainsi des renseignements très utiles concernant les centres actifs formés et leur action sur le polluant. La mise en évidence de la réaction déterminante du mécanisme est une information précieuse qui nous renseigne sur les actions à entreprendre lors d'une dépollution.

8. BIBLIOGRAPHIE

- [1] P. Reichert et C. Pahl -Wostl , EAWAG news 47, 3 – 5, CH 8600 Duebendorf, (1999).
- [2] C . Bliefert et R . Perraud , édition De boeck, paris , (2001).
- [3] S. De Persis, thèse, (2002).
- [4] P. Bizot, thèse , (1995).
- [5] P.W. Atkins, édition De boeck, paris, (2000).
- [6] D. Beaufils, B.Richoux et J.C.LE TOUZE, INRP-TECNE, (1998).
- [7] P. Quevauviller, Tec & Doc, paris, (2001).
- [8] Rapport n° 30, Tec & Doc, paris, (1993).

Article 2: Fire-LCA model for environmental decision-making

R.Hamzi, N.Bourmada et H.Londiche

Chemical Engineering Research and Design 86 (2008) 1161–1166

1. ABSTRACT

Fires have been a part of our society both in term of controlled fires, or combustion, for heating purposes and uncontrolled accidental fires. Accidental fires cause a substantial amount of damage both economically and in terms of human lives. However, we need to better understand the relationship between these phenomena, and develop scientifically sound tools for identification of the hazard, the assessment of risk, and the implementation of fire prevention and protection measures. Such work is just beginning within ISO/TC92/SC3 under its mandate to consider not just the local effect of fire effluent on people but also its effect on the environment. A very limited number of papers have focussed on the environmental issues of fires consequently the environmental impact of fires has only recently come under scrutiny. It is, therefore, important to find a method which includes all the impacts of fires. Recently a novel LCA model, the so called Fire-LCA model, was developed where the environmental effect of fires was incorporated into the overall treatment of the environmental impact of the product under study. The Fire-LCA model is essentially equivalent to a traditional LCA approach with the inclusion of emissions from fires as the most important modification. This model will therefore include modules to describe the fire behaviour for the different types of fires. This paper presents an application of the Fire-LCA model to a refinery which is a system with a high level of fire safety.

Key-words : Fire-LCA, model, decision making, environment

2. INTRODUCTION

Life cycle assessment (LCA) studies aim to assess the overall environmental impact (energy and resource consumption, pollutant emissions) throughout the life of a product or service, with the aim of comparing different production options or materials [Tukker. 2000; Rebitzer et al. 2004; Azapagic. 1999]. However, the standard LCA method excludes the impact of accidents, such as fires or accidental pollution incidents. Fire-LCA is an LCA method that incorporates fires as one possible end of life scenario [Simonson et al. 1999] and takes account in the Life Cycle Assessment the impact of accidental fires. The case where the product starts the fire is referred to as a “primary fire” and this fire can then spread to involve other items. Fires, which originate from other items, are referred to as “secondary fires”.

Storage tanks in refineries contain large volumes of flammable and hazardous chemicals. A small accident may lead to million-dollar property loss and a few days of production interruption [Shaluff et al. 2003; USEPA. 1997]. A large accident results in lawsuits, stock devaluation, or company bankruptcy. In this paper the Fire –LCA model is presented and an application to refinery is discussed.

3. FIRE - LCA MODEL: REVIEW

The Fire-LCA method was originally developed by SP (Swedish National Testing and Research Institute), and they have since applied the model to three different case studies of building contents: TV, cable, furniture and a test case study for a building [De Poortere et al. 2000; Simonson et al. 2000; Simonson et al. 2001; Andersson et al. 2003; 2004].

The first full application of the Fire- LCA model concentrates on a product with a high level of fire safety to one with a lower level of fire safety [De Poortere et al. 2000; Simonson et al. 2000]. The product chosen for this first application is a TV set. This choice has been governed by the fact that fire statistics are abundant concerning TV sets, and that different levels of fire safety are adopted for TV enclosures in Europe and the US. This latter point is due to differences in the fire safety standards that are required in these two parts of the world. Another fact that makes this an ideal first application is that the flame retardant generally used in the TV enclosures is decabromodiphenyl ether (deca-BDE). This is one of the flame retardants which has been specifically questioned from an environmental standpoint, and should therefore be a stringent test for the model.

The choice of cables as the second application of this new model has been based a number of important activities that have been ongoing concerning cable fire performance in recent years. The cables study compared two indoor electrical cables with essentially the same fire performance. In both cases, the material could be easily ignited and spread a flame readily in the IEC 60332-3 test (a large scale test of cable fire performance). Thus the same fire model was used for both cables and the LCA became essentially a comparison of different material choices. The two cables chosen in the comparison were a flexible PVC cable and a flame retarded polyolefin [Simonson et al. 2001].

figure

The furniture case study compared two different high fire performance UK sofas with a low fire performance mainland European sofa. The high fire performance sofas contained a phosphorous-based flame retardant in the foam and two different flame-retardants in the material used on the sofa decorative cover. The mainland European sofa did not contain flame retardant treated decorative cover or foam [Andersson et al. 2003].

The final application to a building was conducted as part of the Guidelines for the Fire-LCA model that was set up in 2004. This application is not conducted fully but designed to illustrate how the model could be used in an application of this type [Andersson et al. 2004].

4. FIRE – LCA MODEL DESCRIPTION

Schematically the LCA model proposed for a Fire-LCA can be illustrated as in Figure (3.1). The model is essentially equivalent to a traditional LCA approach [ISO 14040; 14041;14042; 14043]with the inclusion of emissions from fires being the only real modification. During the lifetime of the products to be analyzed (i.e. the functional unit in the study), some products will be involved in different types of fires.

The Fire-LCA model will therefore include modules to describe the fire behavior for the different types of products. Fire statistics are used to quantify the amount of material involved in the different types of fires, whether the functional unit is the source of the fire (denoted “primary fire”) or burns as part of another fire (denoted “secondary fire”), and to what degree material should be replaced after the fire. If possible the model should also include modules for the handling of the fire extinguishing process and the decontamination process, this has, however, not been done in any of the Fire-LCA applications to date.

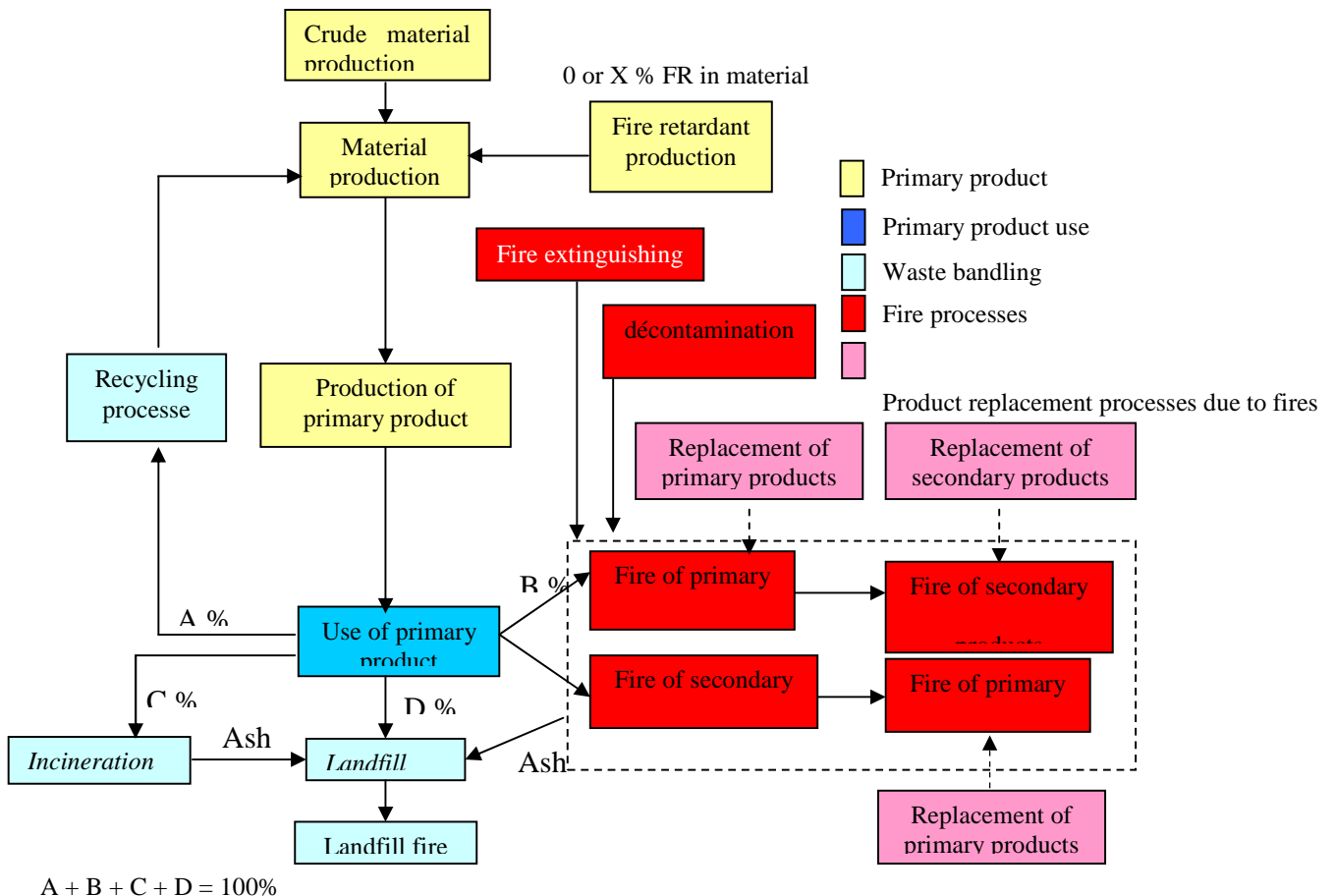


Figure 1. Schematic representation of the Fire – LCA model
[Simonson et al. 2001; Andersson et al. 2004]

5. METHODS AND DATA

5.1. New Model Application

This paper deals with a new application of the Fire-LCA model to tank fires. The reason for choosing this model is that the Fire-LCA model is the only LCA based model presently available that can explicitly include the environmental impact of fires.

This application will be different from previous applications in that it does not compare the environmental impact between different types of fire safety or different material but it will incorporate some of the special features of the Fire-LCA model nonetheless through the inclusion of fire emissions in the determination of the environmental impact. Full results are not yet available. A discussion of the required input and definition of the statistical model are given here.

5.2. Tank fire statistics

The fire statistics must be able to determine the number of primary and secondary fires each year; in addition one must be able to estimate the size of these fires. From the 242 tank accidents which occurred between 1960-2003 [Chang and Lin. 2006; Persson and Lonnemark. 2004; March and McLennan. 1990; 1997; 2002], one can extract information concerning the frequency and causes of fires (tables (1) and (2)).

Category	Year					
	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2003	Subtotal
<i>Type of complex where accidents occurred</i>						
Refinery	10	22	25	41	18	116
Terminal/ Storage	5	11	17	22	9	64
Chemical Plant	1	0	5	16	9	31
Oil Field	0	1	2	1	3	6
Misc.	1	0	4	5	12	25
Total	17	36	53	85	51	242
<i>Type of tank contents</i>						
Crude Oil	6	8	17	23	12	66
Oil products	3	7	14	19	16	59
Gasoline /Naphtha	0	13	17	21	6	55
Petro-chemicals	3	3	4	11	6	27
LPG	3	3	1	5	1	15
Waste oil water	2	2	0	4	1	9
Ammonia	0	0	0	0	3	3
Hydrochloric acid				1	2	3
Caustic soda					3	3
Molten sulfur					1	2
Total	17	36	53	85	51	242
<i>Type of accidents</i>						
Fire						
Explosion	8	26	31	59	21	145
Spill	8	5	16	22	10	61
Toxic gas Release	0	5	3	2	8	18
Misc.	0	0	2	1	10	13
Subtotal	1		1	1	2	5
	17	36	53	85	51	242

Table 1. Statistics of tank fire (1960-2003)

Using a complete database of the 446 fire incidents from 1960 to 2003 where it is possible to obtain full or almost full information about the fire size, the number of fires that are confined to the original tank fire (only tank fire) and those that fire spread beyond the original tank to other

tanks in area (involved several tanks: domino effects), one can obtain even more information concerning modern tank fire incidents (table (2) and table (3)) [Persson and Lönnermark. 2004].

5.3. Methodology of Life Cycle Assessment (LCA)

The aim of the model is to obtain a measure of the environmental impact of the choice of a given level of fire safety. Implicit in this model is the fact that to obtain a high level of fire safety some fire performance improvement measures need to be taken, these could be for example the addition of flame retardants (FR) or a fire extinguishing system or to change the design of the product. The product chosen for this application represents an industrial fire and is illustrated by the tank containing flammable fuel in a refinery.

Cause of tank accidents	Year					
	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2003	Subtotal
Lignting	4	10	19	37	10	80
Maintenance / hot work	1	5	9	12	5	32
Operational error	1	5	6	8	9	29
Equipment failure	3	1	5	7	3	1
Sabotage	2	5	2	6	3	18
Crack / rupture	0	3	3	3	8	17
Leaks and line rupture	0	3	2	5	5	15
Static electricity	2	1	2	2	5	12
Open flame	1	0	4	2	1	8
Nature disaster	1	2	1	1	2	7
Runaway reaction	2	1	0	2	0	5
Total	17	36	53	85	51	242

Table. 2. Causes of tank fire

Size of fire	Year					
	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2003	Subtotal
Only one tank	4	14	26	73	26	143
Involved several tanks	9	24	54	39	13	139
Others	15	42	52	32	23	164

Table. 3. Size of tank fire

Functional unit

The functional unit should include the actual function of the product or service to be analysed. In a Fire-LCA model in that we will concentrate on two products with different fire behaviour and investigate what effect the choice of material in the products has on the environmental impact if we take into account the risk for involvement in a fire.

Functional unit used in this study:

- Qualitative: essence or diesel will be used to produce energy
- Quantitatively: numbers of kg of essence or diesel needed to produce 5740800 Kcal of energy.
- The quantities of the products corresponding to this functional unit are: 561,5 kg for diesel and 579 kg for essence .

System boundaries

Figure (2), shows the main components of the essence and diesel model and thus also the system boundary according to the schematic model described in figure (1).

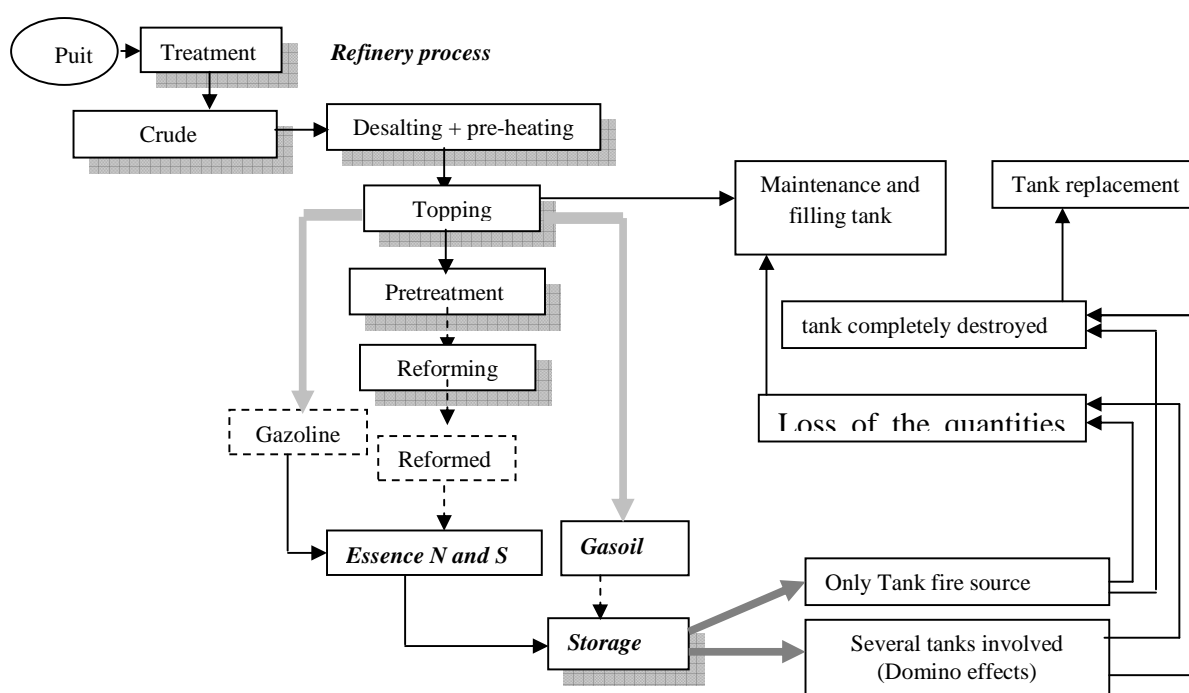


Figure. 2. LCA model for each product: Essence and Gasoil

Life Cycle Inventory (LCI)

A Fire-LCA study follows the same criteria as a traditional LCA study concerning the parameters to be considered in the analyses. Thus, the parameters used are based on:

- Energy use
- Resource use
- Emissions and
- Waste

A great deal of data is needed as input to this LCAModel. Not only do we need well- defined fire statistics to define flow into the fire part of the model we also need basic input for the production of all raw materials and the manufacture of the fuel [Hamzi et al., 2006]. Similarly we require input information concerning energy requirements and emissions from the several steps of life cycle, i.e., production , use, recycling, ...

In the case of tank fire, the emissions are of greatest interest. A wide variety of species are produced when organic material is combusted. The range of species and their distribution is affected by the degree of control afforded in the combustion process. A wide variety of temperature and fuel conditions and oxygen availability produce a broader range of chemical species, such as CO, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), volatile organic compounds (VOC), particles, and dibenzo dioxins and furans etc. Exactly which species should be considered depends on the materials involved in the evaluated product [Blomqvist 2005].

5.4. Fire model

Using the results in table (3), the statistics concerning distribution of the size of the fire, describe the number of tanks which are destroyed only and those involved in the original tank fire. These values are used as input in the model (figure (3)). It is assumed that the same percentage (30%) of 446 tank fires are in the “Single tank fire” and “Domino effects”.

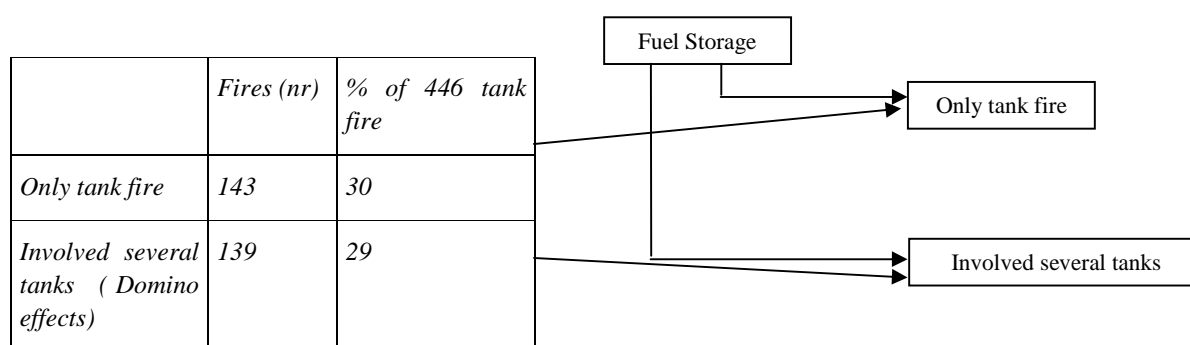


Figure. 3. The incorporation of fire statistics in the LCA model of Essence and Gasoil

6. DISCUSSION

The results in table (1) show that 74 % of accidents occurred in petroleum refineries, oil terminals or storage. Fire and explosion account for 85 % of the accidents (table (1)). There were 80 accidents (33 %) caused by lightning and 72 (30 %) caused by human errors, including poor operations and maintenance. As indicated in table 2, lightning was the most frequent cause of accident and the maintenance error was the second frequent cause. The results in table (3) present that the same percentage (30%) of 446 tank fires are in the “Single tank fire” and “Domino effects”.

There are two alternatives for combating a tank fire, either to let it burn out and thereby self-extinguish or to actively extinguish the fire, using fire fighting foams. As the burn out procedure will result in a fire that is likely to last several days, complete loss of stored product, environmental problem, large cooling operation to protect fire spread to adjacent tanks this is often not the solution of choice. In another case, when the amount of fuel in fire is important, the heat generated can destroy the tank and we have then to replace it (figure (2)).

In the Fire-LCA analysis, especially to complete LCI, very little fire emission data is reported in the literature. Only recently have detailed characterisation of fire emissions been conducted on more regular basis in some laboratories. Much data is confidential. It can also be difficult to find production data for some materials, although this problem is common to both Fire- LCA and traditional LCA applications [Andersson et al. 2004].

In general, a full LCA (or Fire-LCA) application is complicated with strict requirements on input. The most important aspect is, however, transparency. Provided it is clear what information has been used as input it should not be problematic that some of the input is uncertain or contains estimates of emissions.

7. CONCLUSION

In a conventional Life-Cycle Assessment, the risk factors for accidental spills are excluded. For example, in the LCA data for the production of a fuel (essence or diesel), only factors during normal operation are considered. However, there can also be, for example, emissions during a catastrophic event such as an accident in the factory. Those emissions are very difficult to estimate due to a lack of emission data during accidents.

As shown in this paper, the tank fire statistics are available from a variety of sources; the differences in these statistics between countries and different sources provide information concerning the frequency of fires, their cause and their size , but even if this is an advantage, there remains always the problem of reliability of data.

Since a fire -LCA analysis involves several different aspects, the people involved in the process must have competence within LCA, fire statistics and other statistics, fire experiments, emission data sampling and analysis and detailed knowledge of the production processes for the product evaluated is essential. Therefore a group must be formed to cover all these areas of expertise.

8. BIBLIOGRAPHY

- Andersson, P, M., Simonson and H. Stripple., 2003, Fire-LCA model: furniture study. SP report 2003: 22, Sweden.
- Andersson, P., M. Simonson, C. Tullin., H. Stripple., J.O. Sundqvist and T.Paloposki., 2004, Fire- LCA guidelines. SP report 2004:43, ISBN 91-85303-21-6, Sweden.
- Azapagic, A., 1999, Review article Life cycle assessment and its application to process selection, design and optimisation, Chemical Engineering Journal 73: 1-21.

- Blomqvist, P, 2005, Emissions from fires – consequences for human safety and the environment , doctoral thesis, Lund University of technology , ISBN 91-628-6638-9.
- Chang, J.I and C.C. Lin., 2006, A study of storage tank accidents. Journal of loss prevention in the process industries 19: 51-59.
- De Poortere, M., C. Schonbach and M.Simonson., 2000, The fire safety of TV set enclosure materials, a survey of European statistics. Fire and Materials. 24 : 53-60.
- Hamzi, R., H. Londiche., N. Bourmada and D.Haddad., 2007, LCA-DNM model for sustainable development: Refinery case study. 7ème édition du congrès international pluridisciplinaire, Qualita 2007, pp. 609-616, Maroc.
- ISO 14040, 1997, Environmental management- Life cycle assessment- Principles and framework.
- ISO 14041, 1998, Environmental management- Life cycle assessment- Goal and scope definition and inventory analysis.
- ISO 14042, 2000, Environmental management- Life cycle assessment- life cycle impact assessment.
- ISO 14043, 2000, Environmental management- Life cycle assessment- life cycle impact interpretation.
- March and McLennan., 1990, Large property losses in the hydrocarbon-chemical industries: A thirty-year review (17 ed.). New York, USA:M and M protection consultants.
- March and McLennan., 1997, Large property losses in the hydrocarbon-chemical industries: A thirty-year review (17 ed.). New York, USA:M and M protection consultants.
- March and McLennan., 2002, The 100 largest losses 1972-2001:Large properties in the hydrocarbon-chemical industries . New York, USA:M and M protection consultants.
- Persson, H and A., Lönnermark, 2004, Tank fires: Review of fire incidents 1951-2003. SP report 2004:14, ISBN 91-7848-987-3, Sweden.
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G and Rydberg, T., 2004, Review: Life cycle assessment , Part : Framework, goal and scope definition, inventory analysis and applications, Environmental International 30: 701-720.
- Shaluff, I.M., Ahmadun, F., Shariff, R., Mustafa, S and Said, A.M., 2003, Fire and explosion at mutual major hazard installation: review of a case history, Journal of Loss Prevention Industries, 16: 149-155.
- Simonson, M and H. Stripple., 1999, The incorporation of fire considerations into the life cycle assessment of polymeric composites materials: A preparatory study. INTERFLAM'99.
- Simonson, M., P. Andersson., L. Rossel., V. Emanuelsson., H. Stripple., 2001, Fire – LCA model: cables case study. SP report 2001: 22, ISBN 91-7848-866-4, Sweden.
- Tukker A.,2000, Life cycle assessment as a tool in environmental impact assessment, Environmental impact assessment review, 20: 435-456.
- USEPA., 1997, Catastrophic failure of storage tanks. Washington, DC: United states Environmental Protection Agency (EPA 550-F-97-002b).

Annexe N° 5 : Démonstration de l'énergie cinétique turbulente moyenne

En soustrayant à l'équation de Navier-Stokes sa moyenne, on obtient l'équation de Navier-Stokes fluctuante :

$$\rho \left(\frac{\partial u_i'}{\partial t} + u_j' \frac{\partial u_i'}{\partial x_j} + u_j' \frac{\partial u_i'}{\partial x_j} + u_j' \frac{\partial u_i'}{\partial x_j} \right) = \frac{\partial \overline{\rho u_i' u_i'}}{\partial x_j} + \frac{\partial \sigma_{ij}'}{\partial x_j} - \rho_0 \frac{\theta'}{\beta} g_i$$

On multiplie par « u_i » et on moyenne :

$$\rho \overline{\left(u_i' \frac{\partial u_i'}{\partial t} + u_i' u_j' \frac{\partial u_i'}{\partial x_j} \right)} + \rho \overline{u_i' u_j' \frac{\partial u_i'}{\partial x_j}} + \rho \overline{u_i' u_j' \frac{\partial u_i'}{\partial x_j}} = \overline{u_i' \frac{\partial \sigma_{ij}'}{\partial x_j}} \rho_0 \frac{\overline{u_i' \theta'}}{\beta} g_i$$

On peut réécrire le troisième terme :

$$\overline{\rho u_i' u_j' \frac{\partial u_i'}{\partial x_j}} = \overline{\rho u_j' \frac{\partial \frac{1}{2} u_i' u_i'}{\partial x_j}} = \frac{\partial \overline{\rho \frac{1}{2} u_i' u_i' u_j'}}{\partial x_j} - \frac{1}{2} \overline{u_i' u_i'} \frac{\partial \rho u_j'}{\partial x_j}$$

En soustrayant à l'équation de conservation de la masse sa moyenne, on a :

$$\frac{\partial \rho u_j'}{\partial x_j} = 0$$

On obtient finalement :

$$\rho \frac{\partial \overline{\frac{1}{2} u_i' u_i'}}{\partial t} + \rho \overline{u_j' \frac{\partial \frac{1}{2} u_i' u_i'}{\partial x_j}} = - \frac{\partial \overline{\rho \frac{1}{2} u_i' u_i' u_j'}}{\partial x_j} - \overline{\rho u_i' u_j' \frac{\partial u_i'}{\partial x_j}} + \overline{u_i' \frac{\partial \sigma_{ij}'}{\partial x_j}} - \rho_0 \frac{\overline{u_i' \theta'}}{\beta} g_i$$

De plus :

$$\begin{aligned} u_i' \frac{\partial \sigma_{ij}'}{\partial x_j} &= \frac{\partial u_i' \sigma_{ij}'}{\partial x_j} - \sigma_{ij}' \frac{\partial u_i'}{\partial x_j} \\ &= - \frac{\partial u_j' p'}{\partial x_j} + \frac{\partial}{\partial x_j} (\mu u_i' s_{ij}') - \mu s_{ij}' \frac{\partial u_i'}{\partial x_j} \end{aligned}$$

Avec :

$$s_{ij}' = \frac{\partial u_i'}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j'}{\partial x_i}$$

En posant $k = \frac{1}{2} \overline{u_i' u_i'}$ (énergie cinétique turbulente), on obtient :

$$\begin{aligned} \rho \left(\frac{\partial \bar{k}}{\partial t} + u_j \frac{\partial \bar{k}}{\partial x_j} \right) = & \underbrace{- \frac{\partial \overline{\rho k u_j'}}{\partial x_j} - \frac{\partial \overline{u_j' p'}}{\partial x_j}}_{\text{diffusion turbulente}} - \underbrace{\overline{\rho u_i' u_j'} \frac{\partial u_i}{\partial x_j}}_{\text{production par le mouvement moyen}} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x_j} \overline{\mu u_i' s_{ij}'}}_{\text{diffusion moléculaire}} \\ & - \underbrace{\overline{\mu s_{ij}' \frac{\partial u_i'}{\partial x_j}}}_{\text{dissipation}} + \underbrace{\overline{\rho \beta u_i' \theta' g_i}}_{\text{production par les forces d'Archimède}} \end{aligned}$$

Modélisation de la diffusion turbulente :

$$- \overline{(\rho k u_j' + u_j' p')} = \frac{\mu_t}{\sigma_k} \frac{\partial \bar{k}}{\partial x_j}$$

Modélisation de la production par le mouvement moyen

$$- \overline{\rho u_i' u_j'} = - \frac{2}{3} \rho \bar{k} \delta_{ij} + \mu_t \left(\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_i} \right)$$

Modélisation de la production par les forces d'Archimède :

$$- \overline{\rho_0 u_i' \theta'} = \frac{\mu_t}{\sigma_\theta} \frac{\partial \bar{\theta}}{\partial x_i}$$

Modélisation de la diffusion moléculaire Ha Min [Ha Min, 1993] :

$$\overline{\mu u_i' s_{ij}'} \approx \mu \frac{\partial \frac{1}{2} \overline{u_i' u_i'}}{\partial x_j}$$

Modélisation de la dissipation de k :

$$\overline{\mu s_{ij}' \frac{\partial u_i'}{\partial x_j}} = \frac{1}{2} \overline{\mu \left(s_{ji}' \frac{\partial u_j'}{\partial x_i} + s_{ij}' \frac{\partial u_i'}{\partial x_j} \right)} = \frac{1}{2} \overline{\mu s_{ij}' s_{ij}'}$$

Car : $S_{ij}' = S_{ji}'$

Et d'après Ha Min [Ha Min ,1993] :

$$\frac{1}{2} \overline{\mu s_{ij}' s_{ij}'} \approx \mu \overline{\frac{\partial u_i'}{\partial x_j} \frac{\partial u_i'}{\partial x_j}}$$

Où le premier terme étant la dissipation turbulente moyenne de k et le second la pseudo dissipation turbulente moyenne de k notée $\rho \bar{\epsilon}$.

L'équation de l'énergie cinétique turbulente moyenne s'écrit finalement, sous forme contractée :

$$\rho \left(\frac{\partial \bar{k}}{\partial t} + (\bar{\mathbf{u}} \cdot \nabla) \bar{k} \right) = \nabla \cdot \left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k} \nabla \bar{k} \right) + \mu_t \nabla \bar{\mathbf{u}} : (\nabla \bar{\mathbf{u}} + {}^t \nabla \bar{\mathbf{u}}) - \frac{\mu_t}{\sigma_t} \frac{\mathbf{g} \cdot \nabla \bar{\theta}}{\beta} - \rho \bar{\epsilon}$$

Que l'on peut réécrire comme suit :

$$\rho \left(\frac{\partial \bar{k}}{\partial t} + (\bar{\mathbf{u}} \cdot \nabla) \bar{k} \right) = \nabla \cdot \left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k} \nabla \bar{k} \right) + \mu_t \text{tr}(\nabla \bar{\mathbf{u}} : \nabla \bar{\mathbf{u}} + {}^t \nabla \bar{\mathbf{u}} : \nabla \bar{\mathbf{u}}) - \frac{\mu_t}{\sigma_t} \frac{\mathbf{g} \cdot \nabla \bar{\theta}}{\beta} - \rho \bar{\epsilon}$$

L'équation pour la dissipation ϵ est plus longue à établir et délicate à modéliser. On pourra se reporter aux ouvrages de Schiestel [Schiestel, 1993] et Ha Min [Ha Min ,1993].

Annexe N° 6 : Principe de la méthode des volumes finis

La technique des volumes finis consiste à discrétiser la forme intégrale des équations de conservations plutôt que leurs formes différentielles. La formulation différences finies adoptée ici, consiste en une approche du type volume de contrôle. Son principe est basé sur le fait de proposer un champ de pression qui permet d'obtenir une première approximation du champ de vitesse de l'écoulement. Puis, on applique des corrections du champ de pression dans le but de rendre le champ de vitesse résultant conforme avec l'équation de continuité. Cette procédure a été réexaminée par la suite et adaptée à de multiples problèmes de transport-diffusion comme le notre.

Les équations peuvent s'écrire sous la forme générale suivante :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\varepsilon\rho\phi) + \text{div}(\varepsilon\rho u\phi) = \text{div}(\Gamma.\text{grad}(\phi)) + S_\phi$$

1. Application à l'intégration d'une équation de transport-diffusion:

L'évaluation des différentes intégrales de l'équation de transport-diffusion ci-dessous demande que l'on fasse un certain nombre d'approximations de façon à former un système d'équation linéaires liant entre elles les valeurs de la fonction ϕ aux points du maillage $P_{i,j}$.

$$\int_{VC} \int_t^{t+\Delta t} \left(\frac{\partial}{\partial t}(\varepsilon\rho\phi) + \frac{\partial}{\partial x}(\varepsilon\rho U\phi) + \frac{\partial}{\partial y}(\varepsilon\rho V\phi) \right) dv.dt = \int_{VC} \int_t^{t+\Delta t} \left(\frac{\partial}{\partial x} \left(\Gamma \frac{\partial}{\partial x}(\phi) \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\Gamma \frac{\partial}{\partial y}(\phi) \right) + S_\phi \right) dv.dt$$

avec $dv = dx dy . 1$

Pour aborder l'intégration de l'équation de transport, nous commençons par définir à l'intérieur du domaine de calcul un maillage constitué d'un réseau de points $P_{i,j}$ dans un repère cartésien.

L'approche du type volume de contrôle exige que l'on définisse autour du point $P_{i,j}$ un volume élémentaire sur lequel on va intégrer l'équation aux dérivées partielles. Pour deux points voisins, les volumes de contrôle respectifs doivent posséder un côté commun. Il s'en suit que la réunion de tous les volumes de contrôle couvre l'ensemble du domaine de calcul.

Cette propriété fondamentale va nous permettre de mettre en évidence des propriétés de conservation des flux locaux et globaux, propriétés d'un grand intérêt en ce qui concerne la résolution numérique des équations.

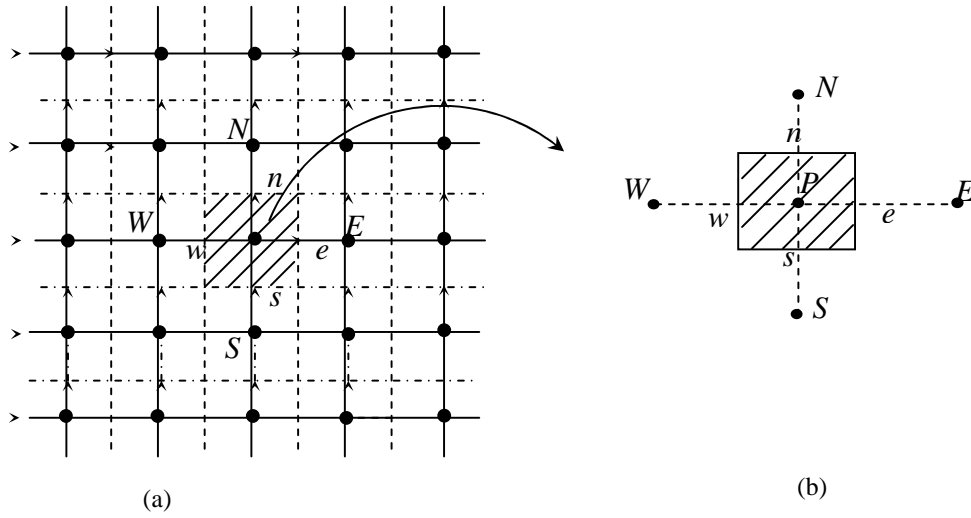


Figure 1 : (a) domaine de calcul, (b) volume de contrôle.

2. Discrétisation des différents termes de l'équation ci-dessus :

- **Terme de stockage :**

$$\int_{VC} \int_t^{t+\Delta t} \left(\frac{\partial}{\partial t} (\varepsilon \rho \phi) \right) dt dv = (\varepsilon \rho \phi) \Big|_t^{t+\Delta t} \cdot \Delta x \cdot \Delta y = \left((\varepsilon \rho \phi)_P^{t+\Delta t} - (\varepsilon \rho \phi)_P^t \right) \cdot \Delta x \cdot \Delta y$$

- **Terme convectif longitudinal:**

$$\int_t^{t+\Delta t} \int_{VC} \left(\frac{\partial}{\partial x} (\varepsilon \rho U \phi) \right) dv dt = (\varepsilon \rho U \phi) \Big|_w^e \cdot \Delta y \cdot \Delta t = \left((\varepsilon \rho U \phi)_e - (\varepsilon \rho U \phi)_w \right) \cdot \Delta y \cdot \Delta t = (F_e \phi_e - F_w \phi_w) \cdot \Delta t$$

avec : $F_e = \varepsilon \rho \cdot U_e \cdot \Delta y$, $F_w = \varepsilon \rho \cdot U_w \cdot \Delta y$

- **Terme convectif vertical:**

$$\int_t^{t+\Delta t} \int_{VC} \left(\frac{\partial}{\partial y} (\varepsilon \rho V \phi) \right) dv dt = (\varepsilon \rho V \phi) \Big|_s^n \cdot \Delta x \cdot \Delta t = \left((\varepsilon \rho V \phi)_n - (\varepsilon \rho V \phi)_s \right) \cdot \Delta x \cdot \Delta t = (F_n \phi_n - F_s \phi_s) \cdot \Delta t$$

avec : $F_n = \varepsilon \rho \cdot V_n \cdot \Delta x$, $F_s = \varepsilon \rho \cdot V_s \cdot \Delta x$

- **Terme diffusif suivant x :**

$$\int_t^{t+\Delta t} \int_{VC} \left(\frac{\partial}{\partial x} \left(\Gamma \frac{\partial \phi}{\partial x} \right) \right) dx dy dt = \left(\Gamma \frac{\partial \phi}{\partial x} \right) \Big|_w^e \cdot \Delta y \cdot \Delta t = \left(\Gamma \frac{\partial \phi}{\partial x} \Big|_e - \Gamma \frac{\partial \phi}{\partial x} \Big|_w \right) \cdot \Delta y \cdot \Delta t$$

$$\begin{aligned}
&= \left(\Gamma_e \frac{\phi_E - \phi_P}{\delta x_{PE}} - \Gamma_w \frac{\phi_P - \phi_W}{\delta x_{WP}} \right) \cdot \Delta y \cdot \Delta t = \left(\frac{\Gamma_e \cdot \Delta y}{\delta x_{PE}} \cdot (\phi_E - \phi_P) - \frac{\Gamma_w \cdot \Delta y}{\delta x_{WP}} (\phi_P - \phi_W) \right) \cdot \Delta t \\
&= (D_e \cdot (\phi_E - \phi_P) - D_w (\phi_P - \phi_W)) \cdot \Delta t, \text{ avec: } D_e = \frac{\Gamma_e \cdot \Delta y}{\delta x_{PE}}, D_w = \frac{\Gamma_w \cdot \Delta y}{\delta x_{WP}}
\end{aligned}$$

- **Terme diffusif suivant y :**

$$\begin{aligned}
&\int_t^{t+\Delta t} \int_{VC} \left(\frac{\partial}{\partial y} \left(\Gamma \frac{\partial}{\partial y} (\phi) \right) \right) dx \cdot dy \cdot dt = \left(\Gamma \frac{\partial}{\partial y} (\phi) \right) \Big|_s^n \Delta x \cdot \Delta t = \left(\Gamma \frac{\partial \phi}{\partial y} \Big|_n - \Gamma \frac{\partial \phi}{\partial y} \Big|_s \right) \Delta x \cdot \Delta t = \\
&\left(\Gamma_n \frac{\phi_N - \phi_P}{\delta y_{PN}} - \Gamma_s \frac{\phi_P - \phi_S}{\delta y_{SP}} \right) \cdot \Delta x \cdot \Delta t = \left(\frac{\Gamma_n \cdot \Delta x}{\delta y_{PN}} \cdot (\phi_N - \phi_P) - \frac{\Gamma_s \cdot \Delta x}{\delta y_{SP}} \cdot (\phi_P - \phi_S) \right) \cdot \Delta t = \\
&(D_n \cdot (\phi_N - \phi_P) - D_s (\phi_P - \phi_S)) \cdot \Delta t, \text{ avec: } D_n = \frac{\Gamma_n \cdot \Delta x}{\delta y_{NP}}, D_s = \frac{\Gamma_s \cdot \Delta x}{\delta y_{SP}}
\end{aligned}$$

- **Terme source:**

$$\int_t^{t+\Delta t} \int_{VC} (S_\phi) dv \cdot dt = S_\phi \Delta x \cdot \Delta y \cdot \Delta t = (S_p \cdot \phi_p + S_u) \cdot \Delta x \cdot \Delta y \cdot \Delta t \text{ (on considère que le terme source } S_\phi \text{ est linéaire par rapport au grandeur } \phi \text{).}$$

Après une substitution dans l'équation transport-diffusion et en appliquant un schéma implicite pour le temps, on obtient la forme discrétisée suivante :

$$\begin{aligned}
&a_p^0 (\phi_p^{t+\Delta t} - \phi_p^t) + (F_e \phi_e - F_w \phi_w) + (F_n \phi_n - F_s \phi_s) = \\
&(D_e \cdot (\phi_E - \phi_P) - D_w (\phi_P - \phi_W)) + (D_n \cdot (\phi_N - \phi_P) - D_s (\phi_P - \phi_S)) + (S_p \cdot \phi_p + S_u) \cdot \Delta x \cdot \Delta y \\
&\text{Avec: } a_p^0 = \varepsilon \rho \frac{\Delta x \cdot \Delta y}{\Delta t}
\end{aligned}$$

Pour arriver à une forme finale, on doit choisir un schéma de discrétisation des termes convectifs, le schéma employé pour la discrétisation c'est le schéma hybride.

Ce schéma, dont la précision spatiale est réduite au premier ordre, possède les propriétés de transport et de conservation. Le schéma hybride se réduit à l'approximation du schéma centrée CSD lorsque $|Pe_m| < 2$, mais il devient identique au schéma Upwind UDS1 lorsque $|Pe_m| > 2$.

Après un réarrangement on aura :

$$ap \cdot \phi_p^1 = aw \cdot \phi_w^1 + ae \cdot \phi_e^1 + as \cdot \phi_s^1 + an \cdot \phi_n^1 + ap^0 \cdot \phi_p^1 + S_u \cdot \Delta x \cdot \Delta y$$

Les coefficients a_m ($m = w, e, s, n$) sont donnés par

$$a_w = \max(F_w, D_w + \frac{F_w}{2}, 0)$$

$$a_e = \max(-F_e, D_e - \frac{F_e}{2}, 0)$$

$$a_s = \max(F_s, D_s + \frac{F_s}{2}, 0)$$

$$a_n = \max(-F_n, D_n - \frac{F_n}{2}, 0)$$

Il est à noter que cette formulation est valable pour n'importe quelle localisation des interfaces entre les mailles. Elle permet de fournir des solutions physiquement acceptables aux problèmes sans toutefois garantir la précision de la solution obtenue.

3. Discrétisation de l'équation de pression :

Ces deux équations ont une forme générale de l'équation de poisson :

$$\nabla(\Gamma \cdot \nabla(\phi)) + S_\phi = 0$$

L'intégration sur le volume de contrôle définie précédemment donne:

$$\int_{V_C} \left(\frac{\partial}{\partial x} \left(\Gamma \frac{\partial}{\partial x} (\phi) \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(\Gamma \frac{\partial}{\partial x} (\phi) \right) + S_\phi \right) dv = 0,$$

d'où sa forme discrétisée:

$$a_p \cdot \phi_p = a_w \cdot \phi_w + a_e \cdot \phi_e + a_s \cdot \phi_s + a_n \cdot \phi_n + S_\phi \cdot \Delta x \cdot \Delta y$$

Où les différents coefficients :

$$a_w = D_w$$

$$a_e = D_e$$

$$a_s = D_s$$

$$a_n = D_n$$

$$a_p = D_w + D_e + D_s + D_n - S_p \Delta x \cdot \Delta y$$

- **Equation de la pression**

La difficulté principale, lors de la résolution des équations de Navier- Stokes est la vérification de l'équation de continuité à chaque pas de temps. En effet, en se basant sur les équations de

quantité de mouvement discrétisées, celles-ci étant pleinement explicites, on pourra se contenter à chaque itération de déduire le champ de vitesse à partir du champ de pression.

Cependant, il y a fort à croire que le champ ainsi calculé ne respecte pas la condition de conservation de la masse. On serait d'autre part dans l'incapacité de déduire l'évolution du champ de pression à partir de la seule équation de continuité. Si l'écoulement est compressible, l'équation de continuité devient l'équation de transport de la masse volumique et l'équation d'énergie est l'équation de transport de la température, et à partir de la loi des gaz parfait on peut calculer le champ de pression (en incompressible le champ de pression n'est pas connu, et on a besoin des algorithmes de type couplage pression-vitesse).

L'astuce numérique que nous allons mettre en œuvre pour pallier à cette difficulté repose sur une méthode développée par (Cf. Peyret R. & Taylor T.D. ; 1983) [25], est basé sur un fractionnement du pas de temps. Réécrivons l'équation de conservation de la quantité de mouvement comme suit :

$$\begin{cases} \frac{\partial}{\partial t}(\varepsilon\rho U) = -\frac{\partial(\varepsilon\rho UU)}{\partial x} - \frac{\partial(\varepsilon\rho VU)}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x}\left(\Gamma\frac{\partial U}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\Gamma\frac{\partial U}{\partial y}\right) + S_U - \varepsilon\frac{\partial P}{\partial x} \\ \frac{\partial}{\partial t}(\varepsilon\rho V) = -\frac{\partial(\varepsilon\rho VU)}{\partial x} - \frac{\partial(\varepsilon\rho VV)}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x}\left(\Gamma\frac{\partial V}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\Gamma\frac{\partial V}{\partial y}\right) + S_V - \varepsilon\frac{\partial P}{\partial y} \end{cases}$$

On décompose le terme de stockage du temps t à $t + \frac{\Delta t}{2}$ et $t + \frac{\Delta t}{2}$ à $t + \Delta t$, on trouve:

$$\begin{cases} \frac{\varepsilon\rho U^{t+\frac{1}{2}\Delta t} - \varepsilon\rho U^t}{\Delta t} + \frac{\varepsilon\rho U^{t+\Delta t} - \varepsilon\rho U^{t+\frac{1}{2}\Delta t}}{\Delta t} = -\frac{\partial(\varepsilon\rho UU)}{\partial x} - \frac{\partial(\varepsilon\rho VU)}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x}\left(\Gamma\frac{\partial U}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\Gamma\frac{\partial U}{\partial y}\right) + S_U - \varepsilon\frac{\partial P}{\partial x} \\ \frac{\varepsilon\rho V^{t+\frac{1}{2}\Delta t} - \varepsilon\rho V^t}{\Delta t} + \frac{\varepsilon\rho V^{t+\Delta t} - \varepsilon\rho V^{t+\frac{1}{2}\Delta t}}{\Delta t} = -\frac{\partial(\varepsilon\rho VU)}{\partial x} - \frac{\partial(\varepsilon\rho VV)}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x}\left(\Gamma\frac{\partial V}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\Gamma\frac{\partial V}{\partial y}\right) + S_V - \varepsilon\frac{\partial P}{\partial y} \end{cases}$$

On pose :

$$\begin{cases} \frac{\varepsilon\rho U^{t+\frac{1}{2}\Delta t} - \varepsilon\rho U^t}{\Delta t} = -\frac{\partial(\varepsilon\rho UU)}{\partial x} - \frac{\partial(\varepsilon\rho VU)}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x}\left(\Gamma\frac{\partial U}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\Gamma\frac{\partial U}{\partial y}\right) + S_U \\ \frac{\varepsilon\rho V^{t+\frac{1}{2}\Delta t} - \varepsilon\rho V^t}{\Delta t} = -\frac{\partial(\varepsilon\rho VU)}{\partial x} - \frac{\partial(\varepsilon\rho VV)}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x}\left(\Gamma\frac{\partial V}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\Gamma\frac{\partial V}{\partial y}\right) + S_V \\ \frac{\varepsilon\rho U^{t+\Delta t} - \varepsilon\rho U^{t+\frac{1}{2}\Delta t}}{\Delta t} = -\varepsilon\frac{\partial P}{\partial x} \quad (a) \\ \frac{\varepsilon\rho V^{t+\Delta t} - \varepsilon\rho V^{t+\frac{1}{2}\Delta t}}{\Delta t} = -\varepsilon\frac{\partial P}{\partial y} \quad (b) \end{cases}$$

La résolution des deux dernières équations (a) et (b) représente l'étape dite de prédiction, elle permet, l'obtention d'un champ provisoire de vitesse $U^{t+\frac{1}{2}\Delta t}$ et $V^{t+\frac{1}{2}\Delta t}$ calculé uniquement à partir du champ U^t et V^t . Ce champ provisoire ne vérifie à priori pas l'équation de continuité.

On dérive les deux dernières équations respectivement par rapport à x et par rapport à y, d'où:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\rho U^{t+\Delta t} - \rho U^{t+\frac{1}{2}\Delta t}}{\Delta t} \right) = - \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial P}{\partial x} \right)$$

$$\frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{\rho V^{t+\Delta t} - \rho V^{t+\frac{1}{2}\Delta t}}{\Delta t} \right) = - \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{\partial P}{\partial y} \right)$$

On fait la somme on trouve:

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\rho U^{t+\Delta t} - \rho U^{t+\frac{1}{2}\Delta t}}{\Delta t} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{\rho V^{t+\Delta t} - \rho V^{t+\frac{1}{2}\Delta t}}{\Delta t} \right) &= - \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial P}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{\partial P}{\partial y} \right) \\ \left(\left(\frac{\partial(\rho U^{t+\Delta t})}{\partial x} + \frac{\partial(\rho V^{t+\Delta t})}{\partial y} \right) - \left(\frac{\partial(\rho U^{t+\frac{1}{2}\Delta t})}{\partial x} + \frac{\partial(\rho V^{t+\frac{1}{2}\Delta t})}{\partial y} \right) \right) / \Delta t &= - \frac{\partial^2 P}{\partial x^2} - \frac{\partial^2 P}{\partial y^2} \\ \left(\frac{\partial(\rho U^{t+\Delta t})}{\partial x} + \frac{\partial(\rho V^{t+\Delta t})}{\partial y} \right) &= 0 \text{ (Équation de continuité).} \\ \frac{\partial^2 P}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 P}{\partial y^2} &= \left(\frac{\partial(\rho U^{t+\frac{1}{2}\Delta t})}{\partial x} + \frac{\partial(\rho V^{t+\frac{1}{2}\Delta t})}{\partial y} \right) / \Delta t \end{aligned}$$

La résolution de l'équation de pression (ci-dessus), nécessite évidemment de fixer des conditions aux limites. On choisira une condition de type Neumann sur le gradient de pression au niveau des frontières du domaine :

$$\frac{\partial P}{\partial n} = 0$$

Après convergence, on recalcule les pressions aux frontières du domaine, en les extrapolant à partir du champ en aval.

La dernière étape de la méthode consiste évidemment à réinjecter le champ de pression, calculé ci-dessus, dans les équations (a) et (b), ce qui permet d'obtenir le champ de vitesse $U^{t+\Delta t}, V^{t+\Delta t}$ celui-ci satisfaisant aussi bien à l'équation de quantité de mouvement qu'à l'équation de continuité. C'est l'étape de projection qui a donné son nom à la méthode :

$$U_{IJ}^{t+\Delta t} = U_{IJ}^{t+\Delta t/2} - \Delta t \cdot (P_{I+1J} - P_{IJ}) / (\rho \cdot \Delta x)$$

$$V_{IJ}^{t+\Delta t} = V_{IJ}^{t+\Delta t/2} - \Delta t \cdot (P_{IJ+1} - P_{IJ}) / (\rho \cdot \Delta y)$$

Il existe d'autres algorithmes qui résolvent le problème de couplage pression-vitesse comme : Simple, Simplec, Piso...

Références bibliographiques

Bibliographie

- AFNOR, Norme X 30-300., 1994. Analyse du cycle de vie, 19p.
- Andersson, P., Simonson, M., Tullin, C., 2004. Fire- LCA guidelines, SP report 2004:43, ISBN 91-85303-21-6, Sweden.
- Andersson, P., Simonson, M., Blomqvist, P., Stripple, H., 2004. Fire – LCA Model: Furniture case study, Flamme retardant , pp.15- 26.
- Azapagic, A., 1999. Review article Life cycle assessment and its application to process selection, design and optimisation, Chemical Engineering Journal, N° 73, pp. 1-21.
- Arya, S.P., 1999. Air pollution meteorology and dispersion, Oxford University Press, 310p.
- Atkins, P.W., 2000. Chimie physique, Edition De boeck, paris.
- Atkinson, R., 2000. Atmospheric chemistry of VOCs and Nox, Atmospheric Environment, Vol 34, pp. 2063 –2101.
- Bada, S., Rahim,N., Khenafi, A., 2005. Identification des aspects environnementaux, PE0043-01report of SCIMAT.
- Bange, P., Janssen, L.H.J.M., Nieuwstade, F.T.M., Visse, H., Erbrink, J.J., 1991. Improvement of the modelling of daytime nitrogen oxidation in plumes by using instantaneous plume dispersion parameters, Atmospheric Environment, Vol 25 A, N° 10, pp. 2321-2328.
- Beaufils,D., Richoux, B., LE TOUZE, J.C., 1998. Expérimenter sur modèles avec les outils de simulation, INRP-TECNE.
- Benetto, E., 2005. Analyse du Cycle de Vie : Réalisation de l’inventaire, Techniques de l’ingénieur G5510.
- Bizot, P., 1995. Vers un système expert de conception de mécanismes réactionnels complexes en phase gazeuse et à l’oxydation de composés organiques, thèse de Doctorat.
- Bliefert, C., Perraud ,R., 2001. Chimie de l’environnement (air, eau , sols , déchets) , Edition De boeck.
- Blomqvist, P., 2005. Emissions from fires : Consequences for human safety and the environment, Doctoral thesis at the Lund University of fire safety engineering.
- Blomqvist, P., Persson, B., Simonson, M., 2004. Fire emissions of organics into the atmosphere, Submitted to Fire technology.
- Boubaker, L., 2001. La mise en place del’approche CIM dans un système de production : cas d’une entreprise Algérienne -cimenterie de Ain Touta-, Magister thesis, Institute of Hygiene and Industrial Safety, Batna.
- Bretz, R., Fankhauser, P., 1997. Life-cycle assessment of chemical production processes: A tool for ecological optimization, CHIMIA 51(5), pp. 213- 217.
- Brulfert, G. , 2004. Modélisation des circulations atmosphériques pour l’étude de la pollution des vallées alpines, Thèse de doctorat de l’Université Joseph Fourier, Grenoble I, France.
- CCPS., 1996. Use of vapour cloud – Dispersion models, Center For Chemical Process Safety, 2e édition.

- Chang, J.I., Lin, C.C., 2006. A study of storage tank accidents, *Journal of loss prevention in the process industries*, N°19, pp. 51-59.
- Chivas., C., 2005. Toxicité et dispersion des fumées d'incendie Phénoménologie et modélisation des effets, Ω -16, Rapport d'étude N° 57149, INERIS.
- Ciarlet, P.G., 1982. Introduction à l'analyse numérique matricielle et à l'optimisation, Masson éditeur, 278p.
- Cloarec, J.M., 1991. Maintenabilité ou la face cachée de l'AMDEC, *Maintenance & Entreprise*, N° 466, pp. 20-39.
- Cloarec, J.M., 1993. Analyse fonctionnelle ou la préparation de l'AMDEC, *Maintenance & Entreprise*, N° 466, pp. 20-39.
- Cochet, S., 2005. Feux de Bac au Terminal RTE de Skikda , Rapport d'Investigation N° 23507156, DNV Consulting.
- Consalvi, J.L., Porterie, B., Loraud, J.C., 2003. Method for computing the interaction of fire environment and internal solid regions, *Numerical Heat Transfer , part A*, N° 43, pp. 777-805.
- Couillet, J.C., 2002. Méthodes pour l'évaluation et la prévention des risques accidentels (DRA-006): Dispersion atmosphérique (Mécanismes et outils de calcul), Version projet, INERIS.
- De Persis, S., 2002. Cinétique chimique en phase homogène appliquée au dépôt chimique à partir d'une phase gazeuse : Evaluation de données, interprétation et réduction de système complexe, thèse de Doctorat.
- De Poortere, M., Schonbach, C., Simonson, M., 2000. The fire safety of TV set enclosure materials, a survey of European statistics, *Fire and Materials*, N° 24, pp. 53-60.
- ElSayed, R., Shalaby, E.A., Abdel Karim, M., 2004. Life Cycle Analysis as a Tool of Pollution Prevention, *Polymer- Plastics Technology and Engineering*, Vol 43, N° 6, pp. 1601–1616.
- Eriksson, E., Blinge, M., Lovgren, G., 1996. Life Cycle Assessment of the road transport sector, *Sci. Total Environment*, N° 190, pp. 69 -76.
- Franke, M., Kluppel, H., Kirchert, K., Olschewski, P., 1995. Life-cycle assessment - Life-cycle inventory for detergent manufacturing, *Tenside Surfactants Detergents*, Vol 32, N° 6, pp. 508-514.
- Furuholt, E., 1995. Life cycle assessment of gasoline and diesel. *Resources, Conservation and recycling*, Vol 14, pp. 251-263.
- Fiksel, J., 1996. *Design for Environment* , McGraw- Hill, New york, ISBN 0-07-020972-3.
- Garin, H., 1994. AMDEC/ AMDE/AEEL: L'essentiel de la méthode, AFNOR.
- Glockner, S., 2000. Contribution à la modélisation de la pollution atmosphérique dans les villes, Thèse soutenue à l'université de Bordeaux I. France.
- Grasman, J., Van Straten, G., 1994. *Predictability and nonlinear modelling in natural science and economics*, Kluwer publishers london.
- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., deKoning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., 2002. *Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards*, Centre of Environment Science, Université de Leiden, Leiden , Pays-Bas.
- Ha Min H. (1993). *Mécanique des fluides numériques. Physique et modélisation de la turbulence*. École de Printemps, Carcans Maubuisson.
- Hamzi, R., Bourmada, N., Benamrane, B.T., Londiche, H., 2005. Modélisation du cycle de vie d'un polluant en atmosphère : Application aux oxydes d'azote, *J.Phys.IV France*, N° 124, pp. 255-259, EDP Sciences.

- Hamzi, R., Londiche, H., Bourmada, N., 2006a. A coupled Atmosphere - Fire simulation model, 15^e Congrès de Maîtrise des Risques et de Sûreté de Fonctionnement ($\lambda\mu 15$), Lille.
- Hamzi, R., Londiche, H., Bourmada, N., 2006b. Combining LCA- EFMEA- DNM for the prediction of atmospheric dispersion, 15^e Congrès de Maîtrise des Risques et de Sûreté de Fonctionnement ($\lambda\mu 15$), Lille.
- Hamzi, R., Londiche, H., Bourmada, N., 2007a. Sustainable development by analysis tools: The EEA – LCA combining, Récents Progrès en Génie des Procédés, N° 96, ISBN 2-910239-70-5, Edition SFGP, Paris.
- Hamzi, R., Londiche, H., Bourmada, N., 2007b. LCA-DNM model for sustainable development: refinery case study, Congrès International Pluridisciplinaire, Qualita 2007, Tanger, pp. 609-616
- Hamzi, R., Londiche, H., Bourmada, N., 2008. LCA-Fire model for environmental decision – making, Chemical Engineering Research and Design 86 (2008) 1161–1166.
- Hendrickson, C.T., Horvath, A., Joshi, S., 1997. Comparing two Life Cycle Assessment Approaches: A process model- vs, Economic Input- Output – Based Assessment, 0-7803-3808-1, IEEE.
- International Standard ISO 14001., 1996. Environmental management systems- requirements with guidance for use.
- International Standard ISO 14040., 1997. Environmental management—life cycle assessment- principles and framework.
- International Standard ISO 14041., 1998. Environmental management—life cycle assessment- goal and scope definition and inventory analysis.
- International Standard ISO 14042., 2000. Environmental management—life cycle assessment- life cycle impact assessment.
- International Standard ISO 14043., 2000. Environmental management—life cycle assessment- life cycle interpretation.
- International Standard ISO 14048., 2001. Environmental Management—life cycle assessment- data documentation format.
- International Standard/TR ISO TR 14062., 2002. Environmental management- integrating environmental aspects into product design.
- Jacob, D.J., 2000. Heterogeneous chemistry and tropospheric ozone , Atmospheric Environment, Vol 34, pp. 2131 –2159.
- Janssen, L.H.J.M., Nieuwstade, F.T.M., Donze, M., 1990. Time scales of physical and chemical processes in chemically reactive plumes, Atmospheric Environment, Vol 24 A, N° 11, pp 2861-2874.
- Janssen, L.H.J.M., Van Haren , F., Bange, P., Duuren Hvan., 1991. Measurements and modelling of reactions of nitrogen oxides in power plant plumes at night, Atmospheric Environment, Vol 25 A, N° 5-6, pp. 829-840.
- Jensen, A.A., Hoffman, L., Moller, B.T., Schmidt, A., 1997. Life cycle assessment (LCA): A guide to approaches, experiences and information sources, Environmental Issues Series N° 6, European Environment Agency.
- Kannan, R., Tso, C.P., Osman, R., Ho, H.K., 2004 .LCA–LCCA of oil fired steam turbine power plant in Singapore, Energy Conversion and Management, N° 45, pp. 3093–3107.
- Khalifa, K., 1999. Analyse du Cycle de Vie: Problématique de l'évaluation des impacts, Techniques de l'ingénieur G5610.

- Kortman, J., Van Berkel, R., Lafleur, M., 1995. Towards an environmental design toolbox for complex products; preliminary results and experiences from selected projects, Proceeding of International Conference on Clean Electronics Products and Technology, Edimbourg, Royaume- Uni, pp. 35-40.
- Laprie, J.C., 1995. Guide de la sûreté de fonctionnement, Cépaduès Edition .
- Lave, L.B., 1995. Using Input- Output Analysis to estimate economy – wide discharges, Environmental Science & Technology, Vol 29, N°9, pp. 420A- 426A.
- Lenox, M., Ehrenfeld, J., 1997. Organizing for effective environmental design, Technical report, Technology, Business & Environment Program, M.I.T, Cambridge, USA.
- Lindhahl M., 1999. E-FMEA- A new promising tool for efficient design for environment, Proceedings of Eco-design 99: First International Symposium on Environmental Conscious Design and Inverse Manufacturing, ISBN 0-7695-007-2.
- Lindhahl, M., Jensen, C., Tingström, J., 2000a. A comparison between the environmental effect analysis and the life cycle assessment methods –based on four case studies, Proceedings of the 7th International Seminar on Life Cycle Engineering, Life Cycle Planning, Design and Management for Eco-Products and Systems.
- Lindhahl, M., 2000. Environmental Effect Analysis (EEA)-An approach to design for environment, Licentiate thesis, Stockholm, Department of Chemical Engineering and Technology, KTH, ISBN 91-973906-2-3.
- Lindhahl, M., Tingström, J., Jensen, C., 2000b. A small textbook about Environment Effect Analysis (in Swedish), Dept. of Technology, University of Kalmar, ISBN 91-973906-0-7, Kalmar, Sweden.
- Lindström, H., Löfberg, C., 1999. Analys av EEA metoden som hjälmedel fr miljanpassad produktutveckling (in Swedish), Dept. of Technology, University of Kalmar.
- Lippardht, M., 1997. Prise en compte d'une source ponctuelle dans un modèle régional de pollution atmosphérique, Thèse soutenue à l'université Joseph Fourier – Grenoble I.
- Lievens, C., 1976. Sécurité des systèmes, Cépaduès Editions .
- Londiche, H., 1989. Les méthodes d'analyse de risque, La fiabilité des systèmes, Rapport EMSE.
- Magnusson, T., Franzén, B., 1999. Environmental Effect Analysis – A tool for Design for Environment (in Swedish), The Association of Swedish Engineering Industries, ISSN 91-7175-024-X.
- March., Mclennan., 1990. Large property losses in the hydrocarbon-chemical industries: A thirty-year review (17 ed.), New York, USA:M and M protection consultants.
- March., Mclennan., 1997. Large property losses in the hydrocarbon-chemical industries: A thirty-year review (17 ed.), New York, USA:M and M protection consultants.
- March., Mclennan., 2002. The 100 largest losses 1972-2001:Large properties in the hydrocarbon-chemical industries, New York, USA:M and M protection consultants.
- Marlair, G., Cwiklinski,C., Marliere ,F., 1996. A review of large-scale fire testing focusing on the fire behaviour of chemicals, Interflam'96, Cambridge, pp. 371-382.
- Marlair, G., Mouilleau,Y., 1998. Modélisation des effets toxiques d'un feu sur l'environnement d'un site industriel : importances des hypothèses relatives à la thermique, Communication aux journées SFT « Dispersion des effluents dans l'atmosphère », Paris.
- Mcgrattan, K.B., Baum, H.R., Rehm, R.G., 1996. Numerical simulation of smoke plumes from large oil fires, Atmospheric Environment, Vol 30, N° 24, pp. 4125-4136.

- Mouron, P., Nemecek, T., Scholz, R.W., Weber, O., 2006. Management influence on environmental impacts in an apple production system on Swiss fruit farms: Combining life cycle assessment with statistical risk assessment, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, N° 114, pp. 311–322.
- Mouilleau, Y., 1991a. Comment estimer la dispersion des polluants gazeux dans l'atmosphère : Etude bibliographique, Rapport INERIS référencé EXP-YMo Z1/1.
- Mouilleau, Y., 1991b. Evaluation de l'aptitude du logiciel PHAST version 3.0 à traiter des conséquences de mise à l'atmosphère de produits inflammables et/ou toxiques, Rapport INERIS référencé EXP-YMo-GMv-BCh/DG Z1/3 78 1310.
- Navia, R., Rivelab, B., Lorber, K.E., M'endez, R., 2006. Recycling contaminated soil as alternative raw material in cement facilities: Life cycle assessment. *Resources, Conservation and Recycling*.
- Nelson, G.L., 1998. Carbon monoxide and fire toxicity : a review and analysis of recent work, *Fire technology*, Vol 34, N°1, pp.39-58.
- Nilsson, J., Lindahl, M., Jensen, C., 1998. The information flow for efficient design for environment – Analysis of preconditions and presentation of a new tool, *Proceeding of CIRP 5th International Seminar on Life Cycle Engineering*, Stockholm, ISSN 1400-1179.
- Owens, J.W., 1999. Why life cycle impact assessment is now described as an indicator system, *International Journal of LCA* Vol 4, N° 2, pp. 81-86.
- Pesso, C., 1993. Life cycle methods and applications: Issues and perspectives, *Journal of Cleaner Production*, Vol 1, N° 3- 4, pp. 139-142.
- Persson, H., Lönnemark, A., 2004. Tank fires: Review of fire incidents 1951-2003, SP report 2004:14, ISBN 91-7848-987-3, Sweden.
- Persson, B., Simonson, M., 1998. Fire emissions into the atmosphere, *Fire technology*, Vol 34, N° 3.
- Philippe, C., 2004. Analyse de la pollution atmosphérique aux échelles locales et régionales Modélisation spatiales et temporelles à l'aide d'une méthode de scénarii épisodiques, Thèse de doctorat de l'institut national des sciences appliquées de Rouen, France.
- Philippe, C., Coppalle, A., 2001. A reactive plume model for the NO-NO₂ transformation close to the stack emission, *Air Pollution Modelling and Simulation*.
- Pierreval, H., 1990. Les méthodes d'analyse et de conception des systèmes de production, Hermes Edition.
- Popescu, M., Blanchard, J.M., Carré, J., 1998. Analyse et traitement physico-chimique des rejets atmosphériques industriels : Emissions, fumées, odeurs et poussières, Lavoisier TEC & DOC.
- Portney, P.R., 1994. The price is Right: Making Use of Life Cycle Analyses, *Issues in Science & Technology*, Vol 10, N° 2, pp. 69-75.
- Quevauviller, P., 2001. Métrologie en chimie de l'environnement , Edition Tec & Doc, paris.
- Raviart, P.G., Thomas, J.M., 1983. Introduction à l'analyse numérique des équations aux dérivées partielles , Edition Masson.
- Rebitzer, G., Ekvallb, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norrise, G., Rydberg, T., Schmidt, W.P., Suh, S., Weidemaier, B.P., Pennington, D.W., 2004. Review: Life cycle assessment, Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications, *Environment International*, Vol 30, pp. 701– 720.
- Reichert, P., Pahl -Wostl, C., 1999. La modélisation environnementale : Quelle utilité pour les décideurs ?, *EAW AG news* 47, 3 – 5, CH 8600 Dübendorf.

- Riout, J., 1992. La pratique de l'AMDEC en maintenance, *Maintenance & Entreprise*, N° 448, pp. 63-75.
- Riout, J., 1993. L'AMDEC sauvegarde un savoir d'expert, *CETIM-informations*, N° 135, pp. 57-61.
- Riout, J., 1996. AMDEC machine : objectif maintenance, *CETIM-informations*, N° 135, pp. 23-34.
- Riva, A., Angelosante, S., Trbeschi, C., 2006. Natural gas and the environmental results of life cycle assessment, *Energy*, N° 31, pp. 138-148.
- Rousseaux, P., 1998. Analyse du Cycle de Vie : Évaluation des impacts, *Techniques de l'ingénieur G5605*.
- Rousseaux, P., 2005. Analyse du Cycle de Vie (ACV), *Techniques de l'ingénieur G5500*.
- Russo, P., 2005. Simulation numérique aux grandes échelles de la propagation du feu, en espace ouvert et confiné, représentative des incendies d'entrepôt, Thèse de doctorat à l'Université de Poitiers. France.
- Sartor, F., Demuth, C., Snacken, R., 1997. Mortality in the elderly and ambient ozone concentrations during the hot summer, 1004, in Belgium, *Environmental Research*, N° 72, pp. 109-117.
- Seillan, H., 2004. L'inventaire des accidents technologiques 1992- 2004, Dossier réalisé par le BARPI, *Revue Préventive Sécurité*, N° 76.
- Seinfeld, J.H., 1986. Atmospheric chemistry and physics of air pollution, John Wiley and sons, ISBN 0-471-82857-2, New York.
- Shaluff, I.M., Ahmadun, F., Shariff, R., Mustafa, S., Said, A.M., 2003. Fire and explosion at mutual major hazard installation: Review of a case history, *Journal of Loss Prevention Industries*, N° 16, pp. 149-155.
- Schiestel R. (1993). Modélisation et simulation des écoulements turbulents. *Traité des nouvelles technologies, série mécanique*, Éd Hermès.
- Simonson, M., Boldizar, A., Tullin, C., Stripple, H., Sundqvist, J.O., 1998. The incorporation of fire considerations in the Life- Cycle Assessment of polymeric composite materials: A preparatory study. SP report 1998: 25.
- Simonson, M., Stripple, H., 1999. The incorporation of fire considerations in the Life- Cycle Assessment of polymeric composite materials: A preparatory study, *Interflam*, pp 885-895.
- Simonson, M., Andersson, P., Rossel, L., 2001. Fire – LCA model: cables case study, SP report 2001: 22, ISBN 91-7848-866-4, Sweden.
- Simonson, M., Tullin, C., Stripple, H., 2002. Fire–LCA study of TV sets with V0 and HB enclosure material, *Chemosphere*, N° 46, pp. 737- 744.
- Simonson, M., Andersson, P., Emanuelsson, V., Stripple, H., 2003. A life – cycle assessment (LCA) model for cables based on the fire – LCA model, *Fire and Materials*, N° 27, pp. 71-89.
- Steele, N.L.C., Allen, D.T., 1998. Life-cycle assessment - An abridged life-cycle assessment of electricvehicle batteries, *Environ. Sci. Technol*, Vol 32, N° 1, pp. A40-A46.
- Stockwell, W.R., Kirchner, F., Kuhn, M., 1997. A new mechanism for regional atmospheric chemistry modelling, *Journal of Geophysical Research*, Vol 102, N° 25, pp. 847- 879.
- Teoh, P.C., Case, K., 2004. Failure modes and effects analysis through knowledge modelling, *Journal of Materials Processing Technology*, pp. 253-260.

- Tingström, J., Lindahl, M., 2001. Evaluation methods for the environmental effect analysis. In: CIRP, Seminar on Life Cycle Engineering, Life Cycle Planning, Design and Management for Eco-Products and Systems, Varna, Bulgaria.
- Tingström, J., Karlsson, R., 2005. The relationship between environmental analyses and the dialogue process in product development. 1-11.
- Triplet, J.P., Roche, G., 1986. *Météorologie Générale*, Ecole Nationale de la Météorologie, 318 p, Paris.
- Trouvé, T., 2006. Les accidents technologiques : inventaire de la période 1992-2005, *Revue Préventive Sécurité*, N° 88.
- Tukker, A., 2000. Life cycle assessment as a tool in environmental impact assessment, *Environmental impact assessment review*, N° 20, pp. 435-456.
- USEPA., 1997. Catastrophic failure of storage tanks. Washington, DC: United states Environmental Protection Agency, EPA 550-F-97-002b.
- Villemeur, A., 1988. *Sûreté de fonctionnement des systèmes industriels*, Eyrolles Edition.
- Vrieling, A.J., Nieuwstadt, F.T.M., 2003. Turbulent dispersion from nearby point sources-interface of the concentration statistics, *Atmospheric Environment*, Vol 37, pp. 4493-4506.
- Wendel, A., Louis, S., 1999. Integration of environment within the product development process at Volvo car corporation, Sweden.
- Whitehead, R., Cochet, S., Bouda, R., Haddadji, R., Boussoualem, M.S., 2005. Accident du 04 Octobre 2005 RTE "Bacs S106 & S105", Report, direction centrale HSE, SONATRACH.
- X 60-510., Décembre 1986. Technique d'analyse de la fiabilité des systèmes, Procédure d'Analyse des Modes de Défaillances et de leurs Effets (AMDE).

