



HAL
open science

Analyse de cycle de vie émergétique de système de valorisation de biomasse

Zouhour Khila

► **To cite this version:**

Zouhour Khila. Analyse de cycle de vie émergétique de système de valorisation de biomasse. Autre. Université de Lorraine, 2014. Français. NNT : 2014LORR0306 . tel-01776703

HAL Id: tel-01776703

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01776703>

Submitted on 24 Apr 2018

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

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



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>



Ecole Nationale d'Ingénieurs de Gabès
Ecole doctorale SGS



Université de Lorraine
Ecole doctorale RP2E

ANALYSE DE CYCLE DE VIE EMERGETIQUE DE SYSTEME DE VALORISATION DE BIOMASSE

THESE

Présentée pour l'obtention des grades de

docteur de l'Ecole Nationale d'Ingénieurs de Gabès

Spécialité Génie Chimique Procédés

&

docteur de l'Université de Lorraine

Spécialité Génie des Procédés pour l'Energie et l'Environnement

par

Zouhour KHILA

Présentée et soutenue publiquement le 16/12/2014 devant le jury composé de :

Composition du jury

Rapporteurs

Mourad BEN ZINA- Professeur

Gaetana QUARANTA - MCF HdR

Examineurs

Anthony DUFOUR - CR CNRS

Jean-Henry FERRASSE- MCF HdR

Mohamed Razak JEDAY - Professeur (Président)

Marie-Noëlle PONS - DR CNRS

Noureddine HAJJAJI- MCF (Invité)

DEDICACE

A l'âme de mon père Ali, que Dieu ait son âme

A toute ma famille

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier les membres du jury, d'avoir accepté de juger ce travail.

Je tiens à remercier tout particulièrement mon directeur de thèse, **Marie-Noëlle PONS**, de m'avoir fait confiance pour ce travail de thèse. Merci Madame, pour votre enthousiasme, votre soutien tout au long de la thèse. J'ai beaucoup apprécié votre disponibilité et votre professionnalisme pour nos discussions scientifiques. J'ai beaucoup appris à vos côtés, je vous remercie fort.

Je souhaite aussi remercier mon autre directeur de thèse, le **Prof. Ammar HOUAS**, qui m'a proposé ce sujet de thèse. Merci pour votre confiance vos encouragements et votre modestie.

Un grand Merci à **Anthony DUFOUR**, pour vos attentions, vos remarques toujours pertinentes qui n'ont eu de cesse de me reposer une énième question au cours de ma thèse.

Merci à vous pour votre soutien sans faille jusqu'au bout.

Un merci particulier à **Noureddine HAJJEJI**, maître assistant à l'Ecole Nationale des Ingénieurs de Gabès, pour tous vos conseils, vos corrections et votre soutien sans faille : vous étiez toujours là quand il le fallait.

Au cours de ces quatre années, j'ai réalisé ma thèse principalement dans les locaux du laboratoire LRGP. Je tiens donc à remercier tous les membres du labo, pour la bonne ambiance! Merci à **Jessica** avec qui j'ai pu discuter de mon travail et à **Lokman** pour l'installation des logiciels dont j'ai eu besoin pour la réalisation des simulations.

Et bien sûr, un grand merci à mes parents et à mes sœurs pour leurs encouragements tout au long de ces dernières années. Durant toutes ces années vous avez vécu au rythme de mes sentiments de thèse, des déprimés aux excitations excessives! Vous étiez toujours là pour moi ! Alors pour tout ça et encore plus, MERCI.

Au cours de ces quatre années j'étais entourée aussi par ma famille en France. Donc un énorme merci à Mehdi et sa famille, Mhaddeb et sa famille, Karim et sa famille, Nadhem et sa famille et Mohamed & Aïcha pour leurs chaleureux accueil!

Et enfin une thèse, certainement n'est pas que le travail. Je voudrais donc remercier toutes les personnes côtoyées pendant ces années, surtout au travail.

RESUME

Dans un contexte de développement durable, la maîtrise de la consommation énergétique mondiale fait partie des défis majeurs de ce siècle. Au regard de la croissance constante de la demande énergétique mondiale et de l'épuisement des ressources fossiles et des problèmes environnementaux engendrés par la consommation de ces dernières, le recours à des sources d'énergie renouvelables demeure incontournable. La filière biomasse paraît, désormais, une voie prometteuse pour la production d'énergie propre et durable. La production du Gaz Naturel Synthétique (SNG) à partir de biomasse lignocellulosique est en plein essor et atteint des degrés de maturité pré-industriels intéressants en termes de recherche et de développement.

L'objectif de ce travail est la comparaison, par le biais d'indicateurs de développement durable, de systèmes de production de SNG à partir des ressources agricoles et forestières délaissées. Les deux systèmes étudiés valorisent les résidus forestiers et les déchets des palmiers dattiers. L'Analyse de Cycle de Vie Énergétique a été choisie comme l'outil le plus judicieux pour l'étude des systèmes de production de SNG. Cet outil permet, d'une part, de comparer les systèmes afin de déterminer lequel est le plus efficace et le plus durable, et, d'autre part, de localiser leurs possibilités d'améliorations environnementales.

Les résultats obtenus montrent que l'augmentation de la teneur en eau dans le gaz de synthèse peut éviter le dépôt de carbone au cours de processus de méthanation. Le rendement « Cold Gaz Efficiency » du procédé SNG est de 52%. Les résultats de l'évaluation environnementale (via l'ACV) montrent de fortes réductions des gaz à effet de serre pour chaque système. Cependant, le système tunisien présente la plus grande consommation en ressources abiotiques alors que le système français est caractérisé par de forts pouvoirs d'eutrophisation et d'acidification. La transformité de SNG français est inférieure à celle du SNG tunisien. Par ailleurs, le système tunisien a la plus grande valeur du pourcentage de renouvelabilité et d'indice de durabilité. Le profil environnemental et la durabilité des deux systèmes étudiés peuvent être encore plus intéressants en installant l'unité de production SNG à proximité d'oasis ou de forêts. Dans l'ensemble, le SNG devrait contribuer favorablement à l'avenir du mix d'énergie renouvelable.

Mots-clés: Biomasse, Gaz Naturel Synthétique, Méthanation, Analyse de Cycle de Vie, Impact environnemental, Énergie, Durabilité.

ABSTRACT

Actually biomass-based energy supply is a promising route for renewable energy system and sustainable development strategy. Methane rich gas from biomass can be obtained from various routes, either gasification (Synthetic Natural Gas, SNG) or anaerobic digestion (biogas). SNG is very suitable, as it could be an important energy carrier. It could replace natural gas for electricity generation and heating systems and use the existing gas infrastructure. SNG can be produced via methanation of synthesis gas, which mainly contains H₂, CO, CO₂, H₂O and traces of high hydrocarbons and aromatic compounds.

The main objective of this work is to investigate the syngas methanation, and to compare the environmental performance and sustainability for different SNG production systems. The French system (valorization of forest residue) and the Tunisian system (valorization of date palm waste) are analyzed and compared by using the Emergetic Life Cycle Assessment method. The inventory data are obtained mainly through process simulation by Aspen PlusTM software.

The results show that increasing the steam ratio in syngas can avoid the carbon deposit during methanation process. The cold gas efficiency of the SNG process is 52%. The environmental analysis (via LCA methodology) results show that high greenhouse gas savings can be obtained for each system. However, the Tunisian system is the largest consumers of abiotic resources. The French system is characterized by large eutrophication and acidification potentials. The transformity of the French SNG is lower than the one of the Tunisian SNG. On the other hand, the Tunisian system has the highest percentage of renewability and index of sustainability. The environmental performance and the sustainability of the two systems can be made even more attractive by installing the SNG production units near forests or oasis. Overall, the SNG is expected to contribute favorably to the future renewable energy system.

Keywords: Biomass, Synthetic Natural Gas, Methanation, Life Cycle Assessment, Environmental impact, Energy, Sustainability.

SOMMAIRE

Résumé	3
Abstract	4
Sommaire	5
Introduction générale	11
Chapitre I : BIBLIOGRAPHIE	16
A. VOIES DE VALORISATION ENERGETIQUE DE LA BIOMASSE	17
I. BIOMASSE LIGNOCELLULOSIQUE	17
I.1. Cellulose	18
I.2. Hémicelluloses	20
I.3. Lignine	21
II. PROPRIETES DE LA BIOMASSE	22
II.1. Teneur en humidité	23
II.2. Analyse élémentaire	23
II.3. Analyse immédiate	23
II.4. Teneur en cendres	24
II.5. Pouvoir calorifique	25
II.6. Densité	26
III. VOIES DE VALORISATION	27
III.1. Voie biochimique	27
III.1.1. Fermentation	28
III.1.2. Méthanisation	29
III.1.3. Transestérification	30
III.2. Voie thermochimique	30
III.2.1. Combustion	31
III.2.2. Pyrolyse	32
III.2.2.1. Pyrolyse Lente	33
III.2.2.2. Pyrolyse rapide	34
IV. GAZEIFICATION	35
IV.1. Définition gazéification	35
IV.2. Mécanismes de la gazéification	35
IV.2.1. Le séchage	36
IV.2.2. La pyrolyse	37
IV.2.3. La combustion des produits de pyrolyse (à l'oxygène)	37

IV.2.4. La gazéification du char (à la vapeur d'eau et au dioxyde de carbone)	38
IV.3. Type de gazéifieur	39
IV.3.1. Gazogènes à lit fixe	40
IV.3.1.1. Gazogène à co-courant (downdraft)	40
IV.3.1.2. Gazogène à contre-courant	41
IV.3.2. Lit fluidisé	41
IV.3.2.1. Les procédés à lit fluidisé dense (Bubbling Fluidised Bed)	42
IV.3.2.2. Les procédés à lit fluidisé circulant (Circulating Fluidised Bed)	42
IV.3.2.3. Procédés à lit fluidisé sous pression	42
IV.3.2.4. Lit fluidisé double	43
IV.3.3. Réacteurs à lit entraîné	43
B. ANALYSE DE CYCLE DE VIE (ACV)	43
I. INTRODUCTION	43
II. DEFINITION	44
III. NORMALISATION ET PHASES D'UNE ACV	45
III.1. Etapes d'une ACV	46
III.1.1. Définition des objectifs et du champ de l'étude	46
III.1.2. Définition des objectifs de l'étude	46
III.1.3. Définition du champ de l'étude	47
III.1.3.1. L'unité fonctionnelle (UF)	47
III.1.3.2. Définition des frontières du système	47
III.1.3.3. Les données et les hypothèses	48
III.1.3.4. Limitations	48
III.1.3.5. Revue critique	48
III.1.4. Analyse de l'inventaire de cycle de vie	49
III.1.5. Evaluation des impacts sur l'environnement	49
III.1.5.1. Classification des impacts	50
III.1.5.2. Caractérisation des impacts environnementaux	51
III.1.5.3. Evaluation globale des impacts environnementaux	52
III.1.6. Interprétation et recommandations	54
III.1.6.1. Identification des points significatifs	54
III.1.6.2. Vérification de l'étude	55
III.1.6.3. Conclusions, recommandations et rédaction d'un rapport	55
VI. METHODES D'EVALUATION D'IMPACTS	56
V. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	58
V.1. Impacts globaux	58
V.1.1. Effet de serre	58

V.1.2 Dégradation de la couche d'ozone	59
V.1.3 Epuisement des ressources naturelles	59
V.2 Impacts régionaux	60
V.2.1 Acidification	60
V.2.2 Eutrophisation	60
V.3 Impacts locaux	61
V.3.1 Toxicité humaine	61
V.3.2 Ecotoxicité	61
VI. PROBLEME D'ALLOCATION DANS LES ACV	62
VII. LIMITES DE L'ACV	63
C. ANALYSE EMERGETIQUE	64
I. GENERALITES	64
I.1. Définition	64
I.2. Transformité	66
II. DIFFERENTES ETAPES DE L'ANALYSE EMERGETIQUE	68
II.1. Construction de diagramme énergétique	69
II.2. Tableau d'évaluation énergétique	70
II.3. Indicateurs émergétiques	71
II.3.1. Pourcentage d'Energie renouvelable ou «percentage of renewability» (%R)	71
II.3.2. Charge environnementale ou «Environmental Loading Ratio» (ELR)	72
II.3.3. Rendement d'énergie ou «Emergy Yield Ratio» (EYR)	73
II.3.4. Rendement d'investissement ou «Emergy Investment Ratio» (EIR)	74
II.3.5. Indice de durabilité ou «Emergy Index of Sustainability» (EIS)	75
III. Conclusion	75
Chapitre II : PRODUCTION DE SNG A PARTIR DE BIOMASSE	77
I. INTRODUCTION	78
II. CHOIX DES DIFFERENTS COMPOSANTS DU PROCEDE SNG	79
II.1. Choix du gazéifieur	79
II.1.1. Type de réacteur	80
II.1.2. Nature de la biomasse	82
II.1.2.1. Teneur en cendre et en soufre	82
II.1.2.2. Humidité	83
II.1.2.3. Taille de particule	83
II.1.2.4. Caractéristiques des biomasses étudiées	84
II.1.3. Température	84
II.1.4. Agent oxydant	85
II.2. Traitement de gaz de synthèse	86

II.2.1. Elimination des composés soufrés	86
II.2.2. Choix de la technique d'élimination des composés sulfureux	88
II.3. Choix de type du réacteur de méthanation	89
II.3.1. Réacteur à équilibre limité (The equilibrium-limited reactor)	90
II.3.2. Réacteur avec refroidissement interne (Throughwall-cooled reactor)	91
II.3.3. Réacteur avec ajout de vapeur d'eau (Steam-moderated reactor)	91
II.3.4. Choix de type de réacteur de méthanation	92
II.3.5. Catalyseur de méthanation	92
II.4. Elimination de l'eau et du dioxyde de carbone	93
II.4.1. Séparation de l'eau	93
II.4.2. Séparation du dioxyde de carbone	94
II.4.3. Choix de technique de séparation de l'eau et le dioxyde de carbone	95
III. SIMULATION DE LA SECTION DE GAZEIFICATION	95
IV. ETUDE DE LA METHANATION DE GAZ DE SYNTHÈSE	99
IV.1. Introduction	99
IV.2. Faisabilité des réactions	100
IV.3. Etude comparative entre l'approche cinétique et thermodynamique de la méthanation	103
IV.4. Etude de formation de carbone lors de méthanation	105
IV.4.1 Simulation de réacteur de méthanation	105
IV.4.1.1 Schéma en bloc du réacteur	106
IV.4. 1.2 Saisie de caractéristiques de flux et des données opératoires	106
IV.4.2. Effet de la pression et de la température	107
IV.4.3 Effet de l'ajout d'eau	109
IV.4.3.1 Courbe limite de formation de carbone	113
IV.5. Choix des paramètres opératoires de méthanation	114
V. SIMULATION DU PROCEDE DE PRODUCTION DE SNG	116
V.1. Simulation des sections méthanation et conditionnement de SNG	116
V.1.1. Description et établissement de schéma en bloc	116
V.1.2. Choix des modèles thermodynamique	118
V.1.3. Saisie des paramètres opératoires	120
V.1.3.1. Caractéristiques des flux	120
V.1.3.2. Paramètre opératoires des appareils	120
V.2. Résultats	122
Chapitre III : ANALYSE DE CYCLE DE VIE EMERGETIQUE DE SYCTEME DE PRODUCTION SNG	128
A. ANALYSE DE CYCLE DE VIE DES SYSTEMES DE PRODUCTION DE SNG	129

I. INTRODUCTION	129
II. ANALYSE DE CYCLE DE VIE DES SYSTEMES DE PRODUCTIONS SNG	129
II.1. Définition des objectifs et du champ de l'étude	129
II.1.1. Définition des objectifs de l'étude	129
II.1.2. Définition du champ de l'étude	130
II.1.2.1. Unité fonctionnelle (UF)	130
II.1.2.2. Frontières du système et hypothèses retenues	130
II.2. Analyse de l'inventaire de cycle de vie	135
II.3. Evaluation des impacts sur l'environnement	135
II.4. Résultats et interprétations	138
II.4.1. Méthode CML 2000	139
II.4.1.1. Résultats et interprétations	139
II.4.1.2. Analyse de sensibilité	143
II.4.2. Méthode Eco-Indicateur 99I	146
II.4.3. Méthode CED	150
II.4.4. Impact net	151
B. ANALYSE EMERGETIQUE DE PRODUCTION DES DATTES	153
I. INTRODUCTION	153
II. ANALYSE EMERGETIQUE DE PRODUCTION DES DATTES	154
II.1. Description de site	154
II.2. Diagramme émergétique	155
II.3. Tableau d'évaluation	155
II.4. Résultats et discussion	159
II.4.1. Transformité	160
II.4.2. EYR	161
II.4.3. ELR	161
II.4.4. EIR	161
II.4.5. Etude de sensibilité	162
III. ANALYSE EMERGETIQUE DE LA PRODUCTION DE SNG	163
III.1. Description de système de production	163
III.2. Diagramme énergétique	163
III.3. Tableau d'évaluation	163
III.4. Résultats et discussion	168
III.4.1. Transformité	170
III.4.2. EYR	171
III.4.3. % R	172
III.4.4. ELR	172

III.4.5. EIR	173
III.4.6. ESI	174
III.4.7. Etude de sensibilité	174
IV. CONCLUSION	178
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	180
Références bibliographiques	184
Liste des figures	202
Liste des tableaux	205
Annexes	208

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Le développement de nos sociétés modernes (croissance démographique, amélioration du confort de vie, industrialisation) s'accompagne d'une augmentation importante des besoins énergétiques. Ainsi, on remarque une croissance constante de la demande énergétique mondiale et selon l'AIE (Agence Internationale de l'Energie) cette consommation est passée de 4672 Mtep en 1973 à 8979 Mtep en 2012 (IEA, 2014). Selon le rapport sur les perspectives sur les consommations énergétiques mondiales de l'AIE, l'augmentation de la consommation énergétique sera de l'ordre de 34 % entre 2012 et 2035 (IEA, 2014). Par ailleurs, en 2012, plus des deux tiers de la consommation énergétique mondiale est attribuée aux énergies fossiles non renouvelables (pétrole, gaz naturel et charbon) dont 40,7 % en pétrole, 15,2 % en gaz naturel et 15,2 % en charbon (IEA, 2014). A un rythme inchangé d'exploitation, les réserves prouvées de pétrole correspondraient selon certaines estimations à une cinquantaine d'années de production et à plus d'une soixantaine pour le gaz naturel.

Notre économie et notre mode de vie dépendent stratégiquement des énergies fossiles, dont les consommations ne peuvent être sans impact sur l'environnement, non seulement sur le nôtre, mais aussi sur celui des générations futures. En effet, la combustion des énergies fossiles émet des particules, des gaz polluants et des gaz à effet de serre (GES). Ainsi, dans les années 1980, on découvre les pluies acides, le trou dans la couche d'ozone, l'effet de serre, la déforestation massive, etc. Les émissions de GES croissent en fonction de la consommation des ressources fossiles. Le Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC) affirme que « l'essentiel de l'accroissement des températures globalement moyennées depuis le milieu du 20^{ème} siècle résulte très probablement de l'augmentation des concentrations de gaz à effet de serre anthropogènes (liés aux activités humaines) ». Le réchauffement climatique affecte la terre entière. D'une part, les glaciers de montagnes et la quantité de neige a diminué dans les deux hémisphères. En particulier depuis 1978, l'étendue moyenne annuelle de la glace de l'Océan Arctique a diminué de 2,7 % par décennie (GIEC, 2007). D'autre part la sécheresse liée aux faibles précipitations est aussi affectée par le changement climatique. En effet, le 4^{ème} rapport d'évaluation du GIEC annonce une augmentation du taux de précipitations dans les zones humides de la Terre et une diminution dans les zones sèches comme les déserts de l'Afrique. Globalement, la surface affectée par la sécheresse a augmenté depuis 1970.

Par conséquent, une question fondamentale se pose: comment concilier progrès économique et social sans mettre en péril l'équilibre de la planète ? C'est pour apporter des réponses

concrètes à cette question qu'est né le concept de développement durable. Un concept que l'on résume d'une phrase : "un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs".

Le recours à des sources d'énergie renouvelables demeure indispensable pour continuer à satisfaire les besoins énergétiques mondiaux tout en préservant l'environnement. En raison de l'importance de son gisement, la filière biomasse est une voie prometteuse. Elle existe sous différentes formes naturelles (bois, algues, etc.) ou résulte d'activités agricoles et industrielles (cultures énergétiques, sous-produits des industries alimentaires) ou d'élevages (lisiers, fumiers). L'utilisation de la biomasse à des fins énergétiques permet de diversifier les sources d'énergie, de dynamiser l'économie locale, de favoriser l'indépendance énergétique vis-à-vis des énergies fossiles et de lutter contre l'effet de serre et le changement climatique.

Les filières de valorisation thermochimique de la biomasse (combustion, pyrolyse et gazéification) permettent de produire directement de la chaleur et/ou de l'électricité (cogénération), ou bien des produits utilisables à des fins énergétiques (carburants) ou chimiques. Par ailleurs, de nouvelles filières qui n'entrent pas en concurrence avec les usages alimentaires sont actuellement développées à partir de ressources lignocellulosiques, telles que les résidus forestiers ou les déchets agricoles. Différentes technologies de transformation de biomasses lignocellulosiques sont actuellement en plein essor et atteignent des degrés de maturité différents en termes de recherche et de développement.

La biomasse lignocellulosique peut être convertie en gaz naturel synthétique (SNG: Synthetic Natural Gas) par l'intermédiaire de processus thermiques. En effet, le méthane est obtenu en transformant, dans une première étape, la biomasse lignocellulosique en gaz de synthèse par gazéification à haute température. Puis, dans une deuxième étape, ce gaz est converti en méthane par le procédé de méthanation de manière à produire du gaz naturel. Le méthane ainsi produit est une source d'énergie renouvelable attractive, dont l'exploitation ne requiert pas le développement de nouveaux équipements ou infrastructures. En effet, il peut être distribué par le réseau de transport de gaz déjà existant ou servir à propulser, sans modification préalable, des véhicules équipés pour fonctionner au gaz naturel comprimé.

Par ailleurs, dans un contexte de développement durable, l'évaluation globale de tous les impacts environnementaux du cycle de vie de produits est l'un des défis majeurs de 21^{ème} siècle. Cette évaluation doit prendre en compte la diversité des indicateurs environnementaux et l'importance de chacun d'eux au regard des aspects environnementaux. Ainsi l'évaluation

environnementale doit être basée sur une analyse multicritère. Dans ce domaine l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est l'outil le plus abouti. L'ACV est une méthode normalisée d'analyse environnementale qui prend en compte l'ensemble des étapes de la vie d'un produit depuis l'extraction des matières premières, leur transformation pour sa production jusqu'à sa consommation. Elle étudie les aspects environnementaux et les impacts potentiels tout au long de la vie d'un produit, soit du « berceau au tombeau ». L'ACV permet d'avoir une vision holistique de la performance environnementale du système étudié. L'enjeu majeur de l'utilisation de l'ACV est d'identifier les principales sources d'impacts environnementaux et d'éviter ou d'arbitrer les déplacements de pollutions liés aux différentes alternatives envisagées.

Néanmoins, l'indicateur «énergie» de l'ACV ne prend en compte que les énergies non renouvelables utilisées directement ou indirectement dans le cycle de vie d'un produit. Par exemple, le vent à l'origine du fonctionnement des éoliennes n'est pas pris en compte. De plus, ces indicateurs ne considèrent pas l'énergie fournie par l'homme pour réaliser un produit, ni l'énergie issue du soleil ou de la pluie permettant la croissance de la biomasse dans les systèmes agricoles. De plus l'ACV ne traite que de la dimension environnementale et non de l'axe social du développement durable. Pour cela les spécialistes proposent de la coupler avec d'autres techniques d'évaluation. L'émergie est un outil prometteur pour évaluer les systèmes énergétiques. Selon la théorie de l'émergie, les différentes formes d'énergie, les matériaux, le travail humain et les services économiques sont tous évalués sur la base commune de la biosphère en les convertissant en équivalent d'une seule forme d'énergie, l'énergie solaire.

L'émergie est mesurée pour n'importe quel système. Les aspects économiques et écologiques des systèmes peuvent être comparés sur une base objective indépendamment de leur perception monétaire. Elle compense ainsi l'incapacité de l'argent à évaluer les entrées non destinées à la vente d'une façon objective. Ainsi, l'émergie offre un pont qui relie les systèmes économiques et écologiques. Comme complément à d'autres méthodes d'analyse, l'évaluation émergétique fournit une attention adéquate aux processus écologiques et à la richesse humaine. Elle vise à calculer des indicateurs de performance environnementale en adaptant les processus humains et les ressources naturelles et économiques utilisées au sein de l'écosystème. La synthèse émergétique offre des informations originales sur le rapport entre un produit et l'environnement qui ne sont pas saisies par les indicateurs des ACV, en

particulier la durabilité à long terme. Par conséquent, la combinaison de l'énergie et de l'ACV peut renforcer la capacité des études d'ACV à réaliser leurs objectifs.

Par conséquent, l'Analyse de Cycle de Vie Emergétique est retenue dans ce travail, comme outil de comparaison des systèmes de production de SNG à partir de biomasse. Cette analyse nous permettra d'identifier lequel des systèmes est le plus éco-efficace. De plus elle nous dotera d'outils pertinents de comparaison entre les différentes étapes de ces systèmes afin de préciser les points d'amélioration environnementale. Cette méthode nous permettra également d'évaluer la durabilité à long terme des systèmes étudiés.

Ce travail s'inscrit dans le cadre de la recherche et du développement des nouvelles sources d'énergies renouvelables. En effet, l'objectif de ce présent travail de thèse est d'étudier des systèmes de valorisation énergétique de déchets agricoles et forestiers en vue de produire le SNG. Plusieurs outils ont été originalement combinés pour réussir cette étude, à savoir (1) analyse thermodynamique des systèmes réactionnels de méthanation, (2) simulation du procédé SNG à l'aide de logiciel Aspen PlusTM, (3) Analyse de Cycle de vie des systèmes étudiés, (4) synthèse émergétique des systèmes de production de SNG.

Le manuscrit de cette thèse comporte trois chapitres :

Le premier chapitre est consacré à une étude bibliographique. On présente, dans la première section, des généralités sur la biomasse ainsi que ses diverses transformations thermochimiques. Dans la deuxième section, on détaille les notions de bases de la méthodologie d'ACV. Les différents étapes de l'analyse émergétique sont, également, présentées et détaillées.

Le deuxième chapitre traite la conversion de la biomasse en SNG. En premier lieu on choisit les différents composants du procédé de production de SNG. En deuxième lieu on étudie le système réactionnel de méthanation, ceci en vue d'identifier les paramètres opératoires pour optimiser la qualité de SNG produit. Finalement, on simule un procédé entier de production de SNG par le logiciel Aspen PlusTM.

Dans le troisième chapitre, on applique l'ACV et l'analyse émergétique au système de valorisation de deux types de biomasse afin d'identifier le système le plus éco-efficace. On s'intéresse, en premier lieu, aux déchets de palmier dattier qui constitue l'une des richesses végétales les plus abondantes en Tunisie et qui de nos jours, restent très peu exploités. En second lieu, un deuxième type de biomasse est étudié, à savoir des résidus forestiers français.

Chapitre 1 : BIBLIOGRAPHIE

A. VOIES DE VALORISATION ENERGETIQUE DE LA BIOMASSE

I. BIOMASSE LIGNOCELLULOSIQUE

La photosynthèse utilise l'énergie du soleil pour transformer le dioxyde de carbone et l'eau en 170 milliards de tonnes de biomasse par an dont la plus grande proportion est la biomasse lignocellulosique (Akien et al., 2010). Cette dernière est composée principalement d'une matrice macromoléculaire composée de trois grands polymères organiques: la cellulose, les hémicelluloses et la lignine, et de faibles quantités de matière minérale et d'extractibles. Ces biopolymères décrivent les composantes structurelles de la matière végétale. Leurs proportions peuvent être extrêmement variables en fonction de l'espèce végétale, de l'âge et des conditions de croissance. Dans la biomasse lignocellulosique, la cellulose constitue la fraction la plus large, suivie de l'hémicellulose, de la lignine, des cendres, ... Elle se compose approximativement de 50% m/m de cellulose, 25% m/m d'hémicellulose et de 25% m/m de lignine (Akien et al., 2010).

Ces macromolécules sont agencées de façon complexe dans la paroi végétale (figure I.1), les microfibrilles cellulosiques étant englobées dans une matrice de lignine et liées à cette dernière par les hémicelluloses. Ainsi, la biomasse lignocellulosique comporte une hétérogénéité dans sa composition et sa structure chimique.

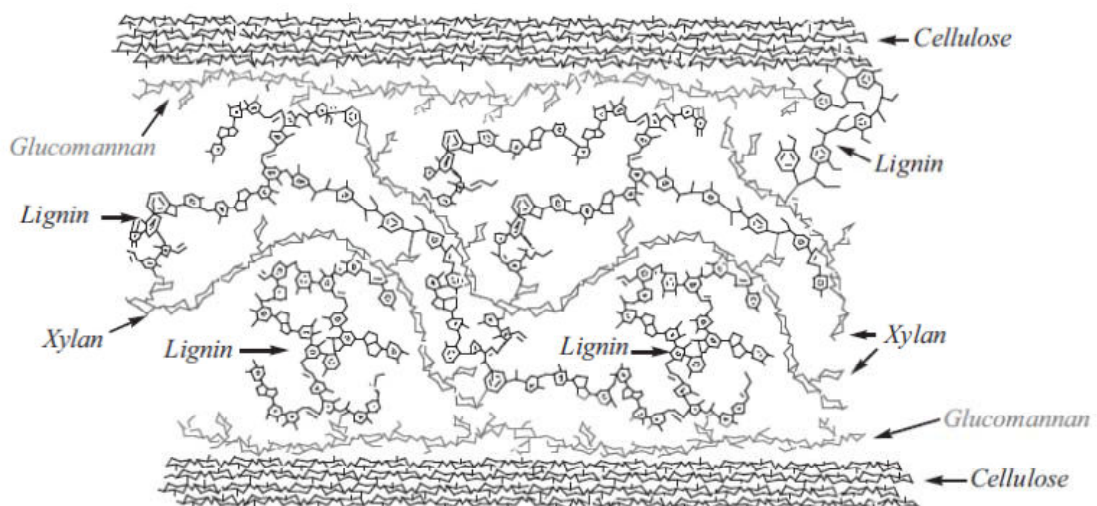


Figure I.1 : Schéma de la paroi cellulaire de la biomasse (Henriksson et al., 2010).

La classification de la biomasse lignocellulosique la plus communément utilisée fait appel à trois groupes principaux qui sont basés sur des critères compositionnels et structuraux (Figure I.2). Les trois groupes principaux sont le bois de conifères (ou résineux), le bois de feuillus et les tiges des plantes herbacées (chaumes de céréales, de bambous, de roseaux, de cannes à sucre). Le Tableau 1 présente les proportions en lignocelluloses constitutives des principaux groupes de biomasse lignocellulosique.

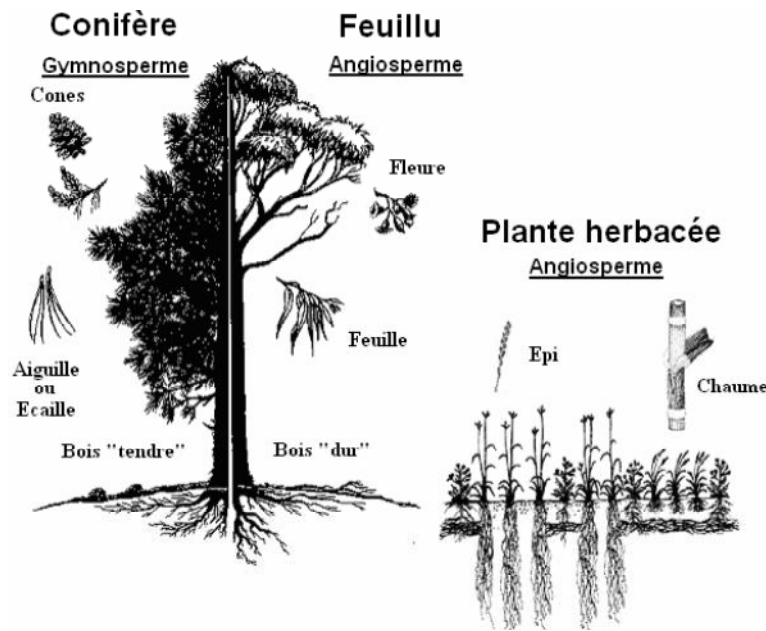


Figure I.2 : Différents groupes de la biomasse lignocellulosique (Barbier, 2010)

Tableau I.1 : Compositions en fractions constitutives (% massique) des trois groupes principaux de biomasse lignocellulosique

	Cellulose	Hémicellulose	Lignine
Bois de conifères	40-45	15-30	25-30
Bois de feuillus	40-50	15-30	15-30

I.1. Cellulose

Environ 40% de la production nette de la photosynthèse est la cellulose. Par conséquent, la cellulose est le polymère naturel le plus abondant sur terre. Elle représente à elle seule plus de 50% du carbone organique de la biosphère (Akien et al., 2010).

La cellulose est un polymère dont le motif de répétition est le cellobiose $[(C_6H_{10}O_5)_2]$. Le cellobiose est constitué de deux unités glucopyranoses liées entre elles par des liaisons glycosidiques. (Figure I.3). La cellulose possède des parties amorphes et cristallines et forment des micro-fibrilles.

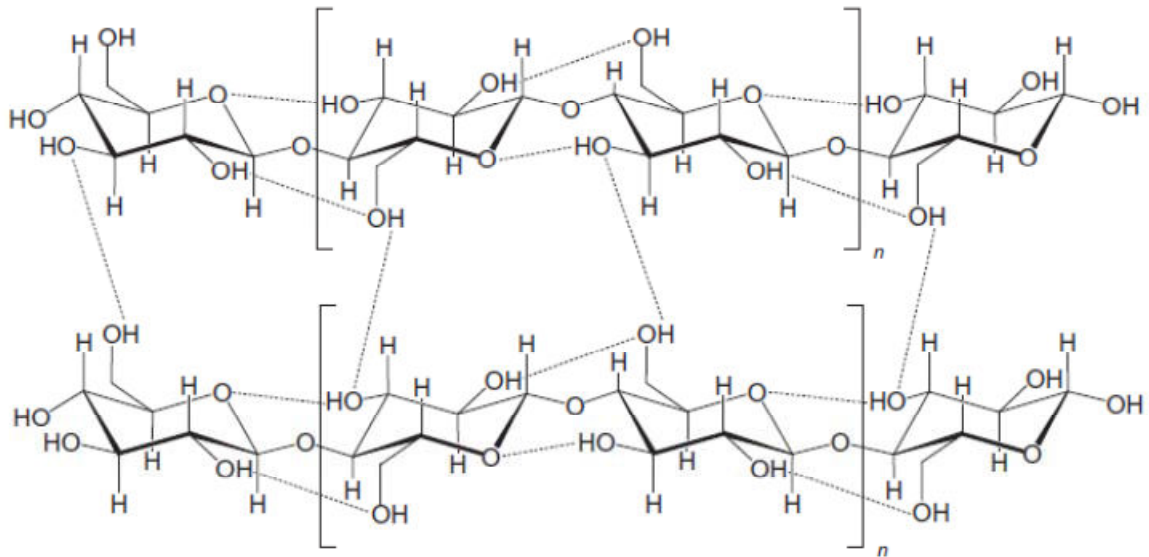


Figure I.3 : Structure de la cellulose (Guha et al., 2010)

Dans une chaîne, le nombre d'unités de glucose peut varier de 300 (soie artificielle) à 15 000 (coton natif) qui correspond à un poids moléculaire variant de 50000 à 500000 Daltons (Gallois, 2008). Dans le bois, le degré de polymérisation de la cellulose est compris entre 5000 et 10000.

Grâce aux liaisons hydrogène intramoléculaires, la molécule de cellulose a une structure rigide ce qui apporte de la rigidité aux plantes. La cellulose est seulement soluble dans une solution aqueuse concentrée de chlorure de zinc, d'hydroxyde de cuivre ammoniacal et dans les liquides ioniques. Il est donc difficile de dégrader la cellulose avec des produits chimiques en raison de sa solide structure cristalline (Guha, 2010).

La dégradation de cellulose a lieu entre 240 et 350 °C (Lorcet, 2009). La composition des produits de pyrolyse de la cellulose est complexe, le nombre d'espèces pouvant s'élever à plusieurs dizaines d'espèces différentes (acides, furanes, sucres, etc.). Les principales voies de pyrolyse de la cellulose (Shafizadeh, 1982) sont :

- Les réactions de dépolymérisation et de transglycosilation qui forment du levoglucosane. Ces réactions nécessitent une très faible teneur en minéraux.
- Les réactions de déshydratation qui forment du charbon et des furanes,
- Les réactions de fractionnement du cycle glucopyranose pour former des aldéhydes.

Ces deux dernières réactions sont catalysées par la présence de minéraux (K, Mg, etc.) même à de très faibles teneurs (Eom et al., 2011).

I.2. Hémicelluloses

Les hémicelluloses sont composées d'hétéropolysaccharidiques variés (avec de nombreux monomères et de nombreux branchements différents). Ce sont des polymères à basses masses molaires (masse moléculaire moyenne < 30 000) (Gayal et al., 2008). Ces macromolécules glucidiques sont constituées de différents monosaccharides tels que des pentoses (principalement xylose et arabinose), des hexoses (principalement glucose, mannose, galactose, rhamnose et fucose) et des acides carboxyliques (principalement les acides mannuronique et galacturonique). Les feuillus contiennent environ 25 % de xylanes et 5 % de glucomannanes. Les résineux contiennent environ 10 % de xylanes et 15 à 20 % de glucomannanes (Kelfa, 2009).

Les unités monomériques sont assemblées en chaînes ramifiées et substituées et constituent ainsi des macromolécules de nature amorphe qui diffèrent par les associations diverses d'oses et d'acides glucidiques. Le degré de polymérisation de ces chaînes varie de quelques dizaines à plusieurs centaines d'unités monomériques. A cause de la présence de chaînes latérales, les hémicelluloses ne sont pas elles même susceptibles de constituer des fibrilles. Par conséquent, le rôle fondamental de l'hémicellulose est le pontage des microfibrilles de cellulose avec la matrice de lignine, les pectines et d'autres composés des parois et des membranes cellulaires. Il existe des liaisons chimiques plus ou moins fortes entre les différentes fractions constitutives des parois végétales lignocellulosiques, de nombreuses liaisons esters et éthers ayant été caractérisées entre l'holocellulose (cellulose et hémicellulose) et la lignine (Harris et Stone, 2008)

Les hémicelluloses sont beaucoup plus faciles à dégrader que la cellulose. De plus, elles sont très hydrophiles et s'intègrent dans le réseau amorphe des lignines. Elles sont aisément miscibles ou hydrolysées dans de nombreux réactifs aqueux acides. Cependant, les différents composés présents dans les hémicelluloses n'ont pas la même réactivité chimique. Lors de la pyrolyse, l'hémicellulose se dégrade avant la cellulose mais après la lignine. Elle présente une

très forte instabilité thermique et sa décomposition thermique a lieu vers 200-260 °C (Lorcet, 2009). Elle entraîne une dépolymérisation en composés hydrosolubles suivie de leur décomposition en composés volatils tels que l'acide acétique, le méthanol et des furanes (Patwardhan et al., 2011)

I.3. Lignine

La lignine constitue, après la cellulose, le deuxième biopolymère terrestre le plus abondant, soit approximativement 30 % du carbone organique dans la biosphère (Berrio-Sierra, 2007). La lignine représente en moyenne 20 à 40% de la matière ligneuse (Jodin, 1994). Elle est majoritairement présente dans la paroi secondaire des cellules (Jodin, 1994). C'est une macromolécule de haut poids moléculaire. Sa structure naturelle dépendant du type de biomasse où elle se trouve (origine, âge...). Les valeurs approximatives moyennes des masses moléculaires sont de 5000 à 10 000 g/mol pour les bois durs (généralement des feuillus), et de l'ordre de 20000 g/mol pour les bois tendres (généralement des résineux) (Couhert, 2007). La lignine fait partie d'un groupe de composés chimiques appartenant aux composés phénoliques. C'est un polymère polyaromatique complexe, constitué de monomères appelés monolignols, constitués d'un squelette phényl-propane composé d'une unité phénolique avec une chaîne latérale aliphatique.

Un monolignol se compose de neuf carbones (cycle de six carbones, chaîne à trois carbones) : donc la lignine peut être considérée comme un polymère de C₉-unités. Les trois monolignols les plus connus, l'alcool coniférylique, l'alcool sinapylique et l'alcool coumarylique sont présentés dans la figure I.4. Ces monomères diffèrent par le cycle phénolique par des fonctions méthoxyl : cycle H pour hydroxy-benzoyl, cycle G pour guaiacyl (un méthoxyl) ou cycle S pour syringyl (Akien et al., 2010).

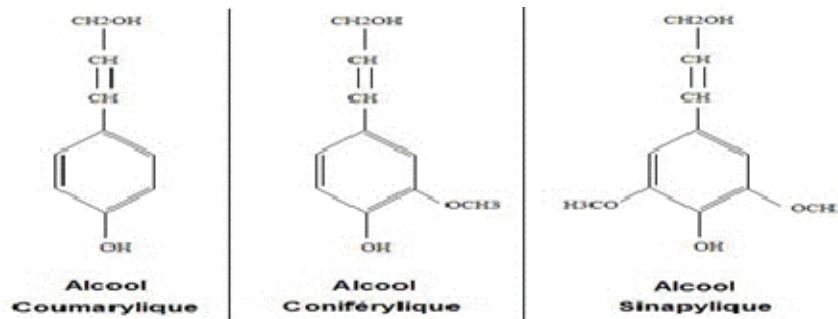


Figure I.4 : Différents types de monolignols

Chez les conifères la lignine se compose quasi exclusivement de l'alcool coniférylique (à l'exception du bois de compression, avec jusqu'à 30% d'alcool coumarylique). La lignine dans le bois dur et d'autres feuillus se compose principalement de mélanges d'alcool sinapylique et coniférylique, bien que certaines espèces puissent contenir de faibles quantités d'alcool coumarylique (Akién et al., 2010). Enfin, les plantes annuelles ont des lignines plus complexes, car elles possèdent les trois types de monomères. Une des propriétés de la lignine est que la polymérisation n'est pas linéaire, ne comporte pas de motifs répétitifs et possède une grande diversité de liaisons entre les monomères, correspondant à une structure extrêmement complexe. Ainsi, cette structure hétérogène, comprenant de nombreuses fonctions phénoliques, hydroxyles et éthers, explique la grande réactivité de la lignine. La fonction principale de la lignine est de fournir un soutien structurel pour la plante. Donc, en général, la teneur en lignine dans les arbres est plus élevée que chez les herbes. En outre, de par sa nature chimique, la lignine est très résistante à divers agents chimiques et à la dégradation biologique. Son hydrophobicité contribue également à une meilleure conduction de la sève brute et permet le transport de l'eau et des éléments nutritifs à travers le système vasculaire (Jodin, 1994). La structure aromatique confère également une grande valeur calorifique de la molécule de lignine, ce qui est précieux pour les transformations thermiques (Hood et al., 2011). La lignine est le composant le moins stable thermiquement. Sa décomposition thermique débute vers 150–600 °C (Lorcet, 2009). Elle met en jeu notamment des réactions de dépolymérisation, de réticulation et de déméthoxylation. Elle conduit à la formation de molécules de faible poids moléculaire comme l'acide acétique mais principalement à la formation de composés phénoliques sous forme de monomères et d'oligomères dont le poids moléculaire peut varier entre 100 – 1000 Da (Lorcet, 2009). La lignine est à l'origine des fractions les plus lourdes dans les huiles de pyrolyse (Bayerbach et Meier, 2009).

II. PROPRIETES DE LA BIOMASSE

Les propriétés de la biomasse sont aussi diverses que les sources dont elle est issue. Les principales propriétés sont :

- La teneur en humidité,
- Le pouvoir calorifique,
- Les proportions en carbone fixe et en matières volatiles.
- La teneur en minéraux,
- Les teneurs et composition en cellulose, lignine et hémicelluloses.

II.1. Teneur en humidité

La teneur en humidité de la biomasse est la quantité d'eau dans le matériau, exprimée en pourcentage du poids du matériau. Ce poids peut être calculé sur une base humide, sur une base sèche, et sur une base sèche et sans cendres. Lorsque la biomasse est coupée, la respiration se poursuit pendant un certain temps avec échauffement (si stockage en tas) et réduction de l'humidité. Ainsi, la biomasse coupée peut être laissée sur le sol pendant un certain temps pour réduire sa teneur en eau.

Puisque la teneur en humidité affecte la qualité de la biomasse comme combustible, la base sur laquelle la teneur en humidité est mesurée doit toujours être mentionnée. Ceci est particulièrement important parce que les matériaux de la biomasse présentent un large éventail de teneur en humidité (sur une base humide), allant de moins de 10% de la paille de céréales à 50-70% pour les résidus forestiers (Quaak et al., 1999). Le tableau I.2 regroupe les teneurs en eau de quelques biomasses

Tableau I.2 : Teneurs approximatives d'humidité de biomasse

Biomasse	Humidité	
	(masse% base humide)	(masse% base sèche)
bois, vert	40-60	67-150
Pailles	15	17
Tiges, épis, coques	15	17
Bagasse	70	230

II.2. Analyse élémentaire

Les proportions en carbone, hydrogène et oxygène varient d'un type de biomasse à l'autre mais restent relativement semblables : environ 50 % de C, 40 % de O et 6 % de H (Michel, 2009). Les biomasses contiennent très peu de N (de 0,4 à 1,2 % environ) (Michel, 2009).

II.3. Analyse immédiate

Les analyses de combustibles ont historiquement été développées sur la base des combustibles solides, tel que le charbon, qui se compose d'énergie chimique stockée sous deux formes : le « carbone fixe » et les matières volatiles.

La matière volatile (MV) est définie comme étant la partie dégagée par un matériau sous forme de gaz ou de vapeur, alors que le carbone fixe (CF) est la masse restante après la libération des substances volatiles (excluant l'humidité et les cendres). La biomasse a typiquement une teneur élevée en matières volatiles (jusqu'à 80 pour cent), alors que le charbon fossile a une plus faible teneur en matières volatiles.

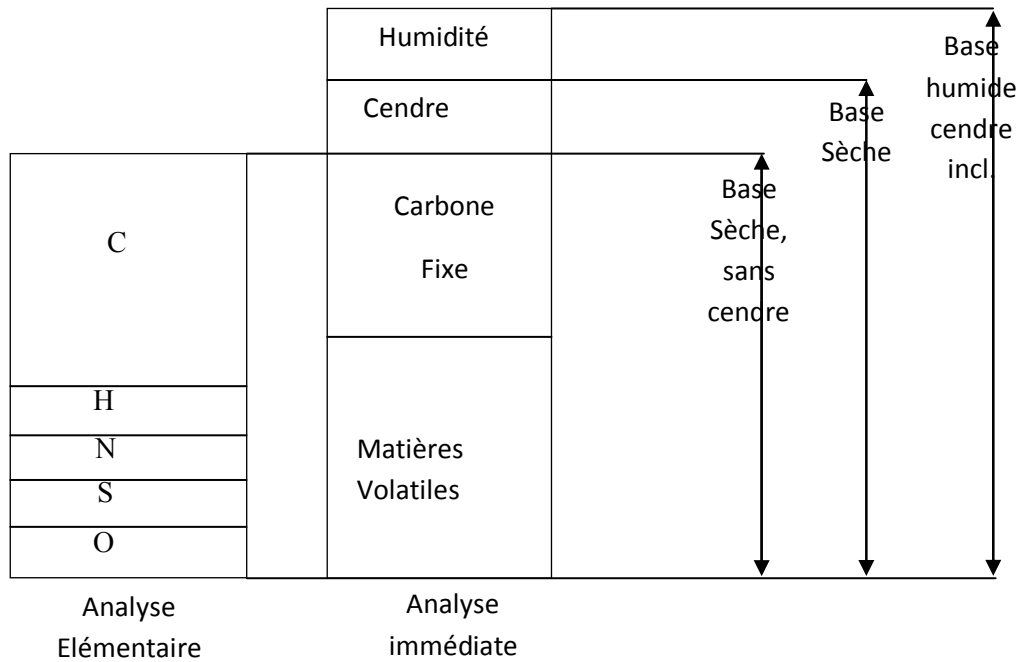


Figure I.5 : Composition de la biomasse (Siedlecki et al., 2011).

II.4. Teneur en cendres

La décomposition d'une biomasse par un processus thermochimique ou un processus biologique produit un résidu solide. Lorsqu'il est produit par la combustion à l'air, ce résidu s'appelle « cendre » et est utilisé comme paramètre de référence pour les combustibles solides et liquides. La teneur ainsi que la composition des cendres ont une importance primordiale. Les minéraux présents dans la biomasse catalysent des réactions de pyrolyse ou de gazéification du charbon. De plus, les minéraux après oxydation (cendres) peuvent entraîner des problèmes d'agglomération dans les réacteurs de combustion ou de gazéification de la biomasse (Gupta, 2010).

Les principaux éléments présents dans la matière minérale des biomasses sont généralement à base de calcium (Ca), de silicium (Si) et de potassium (K) (Miller et al., 2002, Richaud et al., 2004). La teneur en cendres dépend du type de plante et de ses conditions de croissance. Le

contenu en cendres des bois dur et tendre sont d'environ 0,45 et 0,3% en masse, respectivement (tableau I.3). La teneur en cendres influence directement le contenu énergétique disponible de la biomasse (Gupta, 2010).

Tableau I.3 : Caractéristiques de biomasse (Gupta, 2010)

Biomasse	Cendre (%mas. sur masse sèche)	Soufre (%)	Potassium (%)	Valeur calorifique (MJ/kg)
Miscanthus	1,5-4,5	0,1	0,37-1,12	17,1-19,4
Peuplier hybride	0,5-1,5	0,03	0,3	19,0
Bois tendre	0,3	0,01		19,6
Bois dur	0,45	0,009	0,04	20,5
Bagasse de canne à sucre	3,2-5,5	0,10-0,15	0,73-0,97	18,1
Sorgho doux	5,5			15,4
Cannes de maïs	5,6			17,6

II.5. Pouvoir calorifique

Pour les applications énergétiques le pouvoir calorifique (PC) est le facteur le plus important. Le PC d'un matériau est l'expression du contenu énergétique d'une quantité spécifique de matériau ou encore la quantité de chaleur libérée lors de la combustion dans l'air de ce matériau. Le PC supérieur (PCS) inclut la chaleur latente de condensation de la vapeur d'eau. La valeur du PCS se détermine dans une bombe calorimétrique qui mesure la quantité de chaleur libérée par une quantité précise de matière.

Demirbas et al. (1997) ont développé une formule d'estimation des PCS (en MJ / kg) basé sur la formule établie par Dulong (Gupta, 2010) :

$$PCS = 0,335 C + 1,423H - 0,154O - 0,145N \quad (I.1)$$

Les PC des composants typiques de la biomasse (la cellulose, les hémicelluloses et la lignine) sont respectivement 18,6, 18,6 et 25 MJ/kg (Gupta, 2010).

Le PC inférieur (PCI) est calculé en soustrayant la chaleur latente contenue dans la vapeur d'eau du PCS. Ainsi l'énergie réellement disponible est fournie par le PCI, qui peut être évalué à partir du PCS et la chaleur de vaporisation de l'eau. En pratique, la chaleur latente de la vapeur d'eau est difficilement récupérable dans les unités de combustion de la biomasse. Par conséquent, les rendements sont le plus souvent calculés sur une base « PCI ».

II.6. Densité

La biomasse, en particulier provenant de l'agriculture, présente une faible densité apparente (Tableau I.4). Ainsi, le coût de transport constitue une préoccupation lorsque la biomasse doit être récoltée loin de l'unité de valorisation. Les résidus forestiers (feuilles et branchages) présente le même problème. La densité apparente de la biomasse montre une variation extrême, d'un minimum de 150 à 200 kg/m³ pour les pailles de céréales et de copeaux à des maximums de 600 à 900 kg/m³ pour le bois massif. La masse volumique apparente du bois dépend également beaucoup de son humidité et de sa granulométrie.

Tableau I.4 : Densité apparente et la teneur en humidité de biomasse (Reed et al., 1988)

Type de biomasse	Densité apparente (kg/m³)	Humidité (%base humide)
Sorbier vert	510-720	40-50
Copeaux de bois verts	280-410	40-50
Sorbier séché à l'air	350-530	20-25
Copeaux de bois séché à l'air	190-290	20-25
Balles de paille	200-500	10-15
Charbon	700-800	6-10

La densité peut être augmentée par la densification de la biomasse ou les processus de compactage dans lesquels de petites particules de biomasse (par exemple de la paille, de la sciure, les copeaux, les brindilles) sont pressés en granulés ou briquettes. La commercialisation du bois se faisant parfois en masse, parfois en volume, il est très important de définir clairement le mode d'expression des quantités de matière, d'autant plus que l'humidité des matières ligneuses, donc leur masse, varie au cours du temps. Ce facteur aura,

de plus, une influence très importante sur les coûts de transport et sur les conditions de stockage.

III. VOIES DE VALORISATION DE BIOMASSE

La biomasse est un combustible difficilement exploitable dans son état brut. Sa transformation permet d'obtenir des combustibles plus intéressants sous forme :

- Solide comme les granulés, les plaquettes, le charbon de bois, etc. ;
- Liquide comme l'éthanol, le biodiesel, les bio-huiles de pyrolyse ;
- Gazeuse comme les gaz de décharge, le biogaz, le gaz de bois ou d'autres résidus utilisables dans des moteurs, chaudières ou turbines.

La conversion énergétique de la biomasse repose essentiellement sur deux familles de procédés de conversion à savoir (Figure I.6) :

- Voie thermochimique ou voie sèche (combustion, gazéification, pyrolyse, etc.) ;
- Voie biochimique ou voie humide (digestion, fermentation, etc.).

Chaque voie de valorisation possède des caractéristiques spécifiques, y compris la gamme de matières premières et des produits, coproduits, coûts, l'échelle et le stade de développement de la technologie. Le choix dépendra du type et de la quantité de biomasse disponible, du type d'énergie finale souhaitée, des conditions économiques, environnementales et d'autres facteurs.

III.1. Voie biochimique

La conversion biochimique de la biomasse végétale cherche à convertir les sucres (C-6 et C-5) issus de la biomasse en biocarburants et bioproduits au moyen de procédés de fermentation. C'est un processus de décomposition par l'action de microorganismes et d'enzymes, qui peut être contrôlé de façon à obtenir un combustible facilement exploitable. Trois filières de conversion biochimique de la biomasse sont particulièrement intéressantes. Deux grandes filières sont destinées à la production de biocarburants de première génération (le bioéthanol pour les véhicules à essence et les huiles végétales ou biodiesel pour les véhicules diesel), et une voie pour le biogaz.

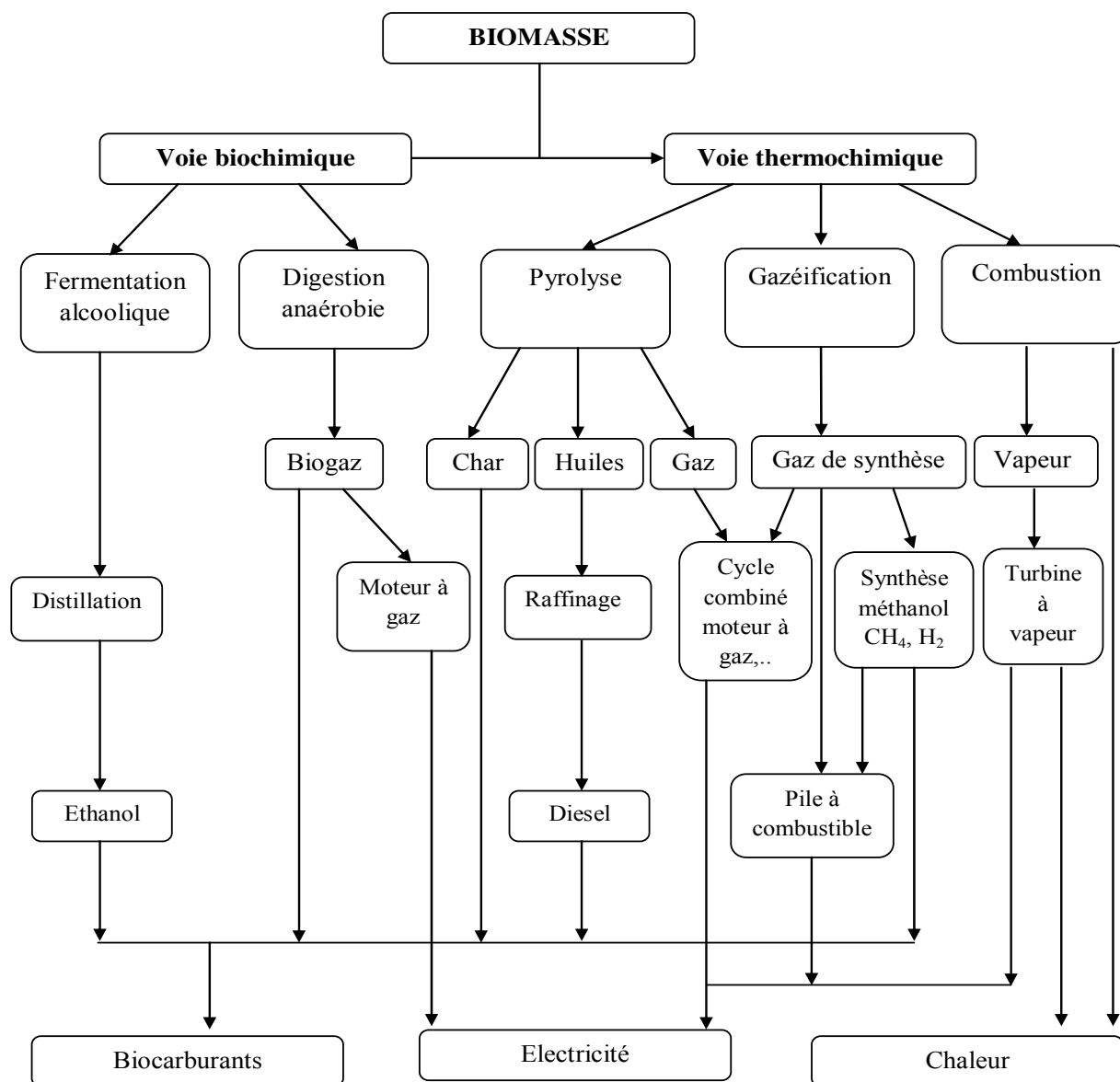


Figure I.6 : Voies de valorisation de la biomasse (Siedlecki et al., 2011).

III.1.1. Fermentation

Le terme fermentation a été inventé par Louis Pasteur au 19^{ème} siècle et signifie « vie sans air » (Hood et al., 2011). Cette définition implique la poursuite des activités métaboliques, en absence d'oxygène, ce qui correspond à la définition actuelle de la croissance anaérobie. Aujourd'hui, la définition de la fermentation a été étendue pour inclure tout produit microbien produit à grande échelle, autrement dit par «fermentation industrielle" (Hood et., 2011).

L'éthanol peut être produit par fermentation de la biomasse. Son procédé de production dépend de la nature de la biomasse : les sucres (provenant de la canne à sucre ou des betteraves) sont fermentés par des levures.

Pour l'amidon et la cellulose, il faut d'abord casser les longues chaînes des molécules de polysaccharides par une hydrolyse acide ou enzymatique avant que les sucres résiduels puissent fermenter et produire de l'éthanol. La fermentation alcoolique se définit donc comme la transformation du glucose en éthanol. Le bioéthanol peut être employé directement, pur ou en mélange dans les essences, ou après transformation en ETBE (éthyl tertio butyl éther). Il peut également être transformé par vapo-reformage en hydrogène pour une utilisation en pile à combustible (Hood et al., 2011).

III.1.2. Méthanisation

La méthanisation est appelée également digestion anaérobie. C'est un procédé qui intervient naturellement durant la digestion animale où le produit de la biomasse est décomposé par les bactéries dans un milieu sans air. C'est une transformation au moyen d'un consortium microbien complexe se développant dans les déchets organiques. Ces microorganismes anaérobies dégradent la cellulose de la biomasse en méthane et dioxyde de carbone suivant cette réaction :



La fermentation se déroule généralement en trois phases plus ou moins distinctes :

- Une phase de liquéfaction : dans cette phase, la matière organique est fragmentée en molécules plus simples grâce à des enzymes et des bactéries puis ces molécules sont dissoutes dans l'eau pour être assimilables par les bactéries.
- Dans la deuxième phase, la matière organique est hydrolysée et sert de nourriture à des bactéries acidogènes qui la transforment en acides. Ces acides sont ensuite soumis à l'action de bactéries acétogènes qui les transforment en acides (acétique, propionique, butyrique, valérique) (étape d'acidogénèse).
- La dernière phase (étape de méthanogénèse) concerne l'action des microorganismes méthanogènes qui transforment les acides générés dans la phase précédente en méthane et gaz carbonique.

Ce processus de dégradation de la biomasse humide libère un digestat, valorisable en agriculture comme engrais et un mélange gazeux riche en méthane composé de 55 à 80% de méthane et 20 à 45 % de CO₂. Le biogaz est utilisé directement dans les moteurs ou les turbines à gaz. Sa qualité peut être améliorée en éliminant le CO₂.

La méthanisation est une technologie prouvée et largement utilisée pour le traitement des déchets organiques humides (80 à 90% d'humidité). Elle est considérée comme un des procédés les plus écologiques pour la valorisation énergétique de la biomasse humide et ceci pour plusieurs raisons (Christophe et al., 1981) :

- Elle est réalisée à une température plus ou moins basse ne dépassant pas 70°C. Donc, dans les pays chauds, avec une bonne isolation, on n'a pas besoin de chauffage externe pour le réacteur.
- C'est un procédé de dépollution, parce qu'elle permet de mieux gérer les déchets.
- Elle assure le recyclage de la matière organique en générant un engrais en plus du biogaz qui est récolté. Cet engrais est utilisé en agriculture et permet d'apporter au sol les éléments qui lui ont été prélevés : azote, phosphore, carbone organique.
- Elle peut être utilisée à petite échelle, même à l'échelle d'une exploitation agricole et permet à l'agriculteur de satisfaire ses besoins énergétiques tout en générant des fertilisants pour ses champs.

III.1.3. Transestérification

Le biodiesel est obtenu par extraction des huiles de plantes oléagineuses riches en lipides comme le colza ou le tournesol. Des esters de glycérol et de méthyle sont obtenus à l'aide d'un procédé connu sous le nom de transestérification. En général, le procédé en question suppose l'incorporation d'hydroxyde de sodium et de méthanol à l'huile afin d'extraire l'ester méthylique d'huile végétale (EMHV). Le biodiesel est utilisé en mélange dans le gazole pour les moteurs diesel (Khelfa, 2009).

III.2. Voie thermochimique

La conversion thermochimique regroupe plusieurs procédés basés sur le craquage des biomolécules sous l'effet de la chaleur. La voie thermochimique (ou sèche) regroupe ainsi les procédés de combustion, gazéification, pyrolyse et liquéfaction. Selon les conditions opératoires de température, pression, concentrations en agents oxydants ou réducteurs, la matière organique dégradée par la chaleur produit différents composés solides, liquides ou

gazeux. Ainsi les procédés thermochimiques permettent dans un premier temps de transformer la biomasse, solide et hétérogène, en combustibles gazeux ou liquides plus faciles à manipuler et à transporter. Ensuite, ces combustibles (huiles de pyrolyse ou de liquéfaction, gaz de synthèse) sont soit utilisés directement pour la production de chaleur et d'électricité, soit convertis en autre forme de combustibles (biocarburants liquides ...).

Tableau I.5 : Caractéristiques de trois voies de valorisation thermochimique (Siedlecki et al., 2011)

	Combustion	Gazéification	Pyrolyse
Principaux produits	Chaleur, gaz de combustion	Gaz combustible, chaleur	Huile (Combustible), gaz et charbon
Bilan énergétique	Exothermique	Autothermique	Allothermique
Conversion du carbone	>99%	80-95%	75% (rendement en huile)
Constituants de gaz brut	CO ₂ , H ₂ O, N ₂	CO, H ₂ , CH ₄ , CO ₂ , H ₂ O, N ₂ , goudrons	Huile, CO, H ₂ , CH ₄ , CO ₂ , H ₂ O, char
Stœchiométrie en O ₂	>1	0< λ <1	0
Réactivité chimique du produit principal	Inerte	Combustible mais stable	Combustible mais réactif
Valeurs calorifiques (MJ kg ⁻¹)	0	5-20	16-19

III.2.1. Combustion

La combustion est le moyen le plus simple pour la récupération de l'énergie contenue dans la biomasse. Elle libère directement la chaleur contenue dans la biomasse. La combustion du bois fut utilisée jusqu'au 18^{ème} siècle comme la principale source d'énergie dans le monde. La crise pétrolière de 1973 a favorisé de grandes améliorations dans ce domaine. Ces améliorations concernent surtout celle du rendement des appareils et aussi l'élargissement des ressources utilisées dans la combustion.

La combustion est une réaction chimique exothermique d'oxydation totale. Le processus de combustion comprend plusieurs phases (Crehay et Marchal, 2004) :

- Le séchage : l'eau résiduelle contenue dans la biomasse est évaporée à cause de la chaleur du foyer,
- La pyrolyse : La chaleur dégagée par le foyer décompose les constituants de la biomasse en gaz combustible, en goudrons et en charbon. La zone de pyrolyse commence à la surface et avance jusqu'au centre de la particule de biomasse. Les produits de la pyrolyse migrent alors vers la surface au travers du charbon de bois.
- La combustion des gaz et goudrons dans une flamme.

Lors de la combustion du résidu carboné, après l'étape de pyrolyse et d'oxydation des gaz, l'oxygène de l'air oxyde le charbon (oxydation hétérogène). Il est ainsi important de bien maîtriser les réactions d'oxydation (notamment celles du CO et des goudrons). En effet, dans les cas de mauvais réglage de la combustion soit par défaut d'air, soit à cause d'un temps de séjour des gaz ou d'une température trop faibles, d'importantes quantités de CO et de goudrons peuvent être émises par la combustion du bois.

La combustion peut être lente ou rapide, complète ou non. Quand la réaction est complète, les produits de ces réactions sont des solides résiduels qui sont des matériaux inertes (cendres, mâchefers) et des gaz chauds incombustibles. Dans la flamme, la température élevée peut conduire à la formation de NO_x.

La chaleur peut soit être utilisée directement, soit être utilisée dans une machine thermodynamique (moteur Stirling, cycle de Rankine, turbine à vapeur) pour produire également de l'électricité.

III.2.2. Pyrolyse

La pyrolyse constitue la première étape de toute transformation thermochimique. Elle est basée sur des processus de décomposition thermochimique de la biomasse par réaction endothermique sous atmosphère inerte (absence de produits oxydants).

Les produits valorisables issus de la pyrolyse sont divers et séparés en trois types :

- Phase gazeuse non condensable constituée principalement d'H₂, de CO, de CO₂ et d'hydrocarbures légers (CH₄, C₂H₄, C₂H₆, C₂H₂). Ce gaz de synthèse peut selon sa composition soit servir à alimenter un moteur à gaz, soit être directement brûlé pour

apporter la chaleur nécessaire au réacteur de pyrolyse, soit être utilisé pour une synthèse de biocarburant après conversion catalytique.

- Phase liquide ou huile de pyrolyse contenant des composés organiques condensables. Les produits condensables aromatiques, comme les composés phénoliques sont attribués à la dégradation de la lignine. Les composés furaniques, acides carboxyliques et aldéhydes sont principalement produits par la pyrolyse des carbohydrates. L'utilisation de ces huiles dans les moteurs diesel est possible moyennant un hydrotraitement préalable pour éviter les problèmes liés à l'instabilité et à la viscosité des huiles. Une autre option est la gazéification des huiles pour la production de gaz de synthèse, puis de biocarburants. Une bio-huile est alors produite pour réduire les coûts de transport de la biomasse. Ces bio-huiles sont composées de fonctions oxygénées très réactives qui causent des problèmes de corrosion, de polymérisation, de désactivation des catalyseurs.
- Résidu solide ou charbon (composé majoritairement de carbone) contenant l'essentiel des composés minéraux. Au même titre que les huiles, il peut être gazéifié pour la production de gaz de synthèse. En pyrolyse rapide, il pourra être brûlé pour fournir l'apport de chaleur nécessaire à la pyrolyse.

Les proportions de ces différents produits (gaz, liquide, charbon) et leur composition dépendent des conditions expérimentales employées, à savoir : la température, le coefficient de transfert de chaleur du réacteur, la taille des particules et le temps de séjour du solide et des gaz dans le réacteur.

Dans ce type de procédé, l'apport de chaleur nécessaire à la réaction endothermique de pyrolyse est fourni, soit par chauffage indirect, à partir d'une source de chaleur extérieure, soit, par apport interne, par combustion d'une partie de la charge. Un média caloporteur (sable, billes...) peut être utilisé pour transférer la chaleur d'une zone d'oxydation vers la zone de pyrolyse (par exemple en lit fluidisé double).

La pyrolyse peut être classée selon le type de chauffage : lent ou rapide (Ioannidou et al., 2009).

III.2.2.1. Pyrolyse lente

Elle est appliquée depuis des milliers d'années pour les procédés où la production de charbon de bois est visée. Elle est caractérisée par un temps de séjour élevé. En effet la biomasse est

pyrolysée selon une faible vitesse de chauffe (~5-20 °C/min). Ces conditions favorisent la formation de charbon au détriment des bio-huiles (Apaydin-Varol et al., 2007).

Le rendement massique de carbonisation est nettement supérieur dans le processus industriel par rapport à celui obtenu dans la production artisanale. Il peut varier de 40 voire 50 % à une température pour des procédés avancés sous pression (Antal, 2003) à moins de 10% pour les systèmes artisanaux. D'autres processus de carbonisation plus ou moins évolués dans certains pays en développement, comme les fours métalliques utilisés au Sénégal, procurent un rendement massique allant jusqu'à 35 % (Schenkel et al., 1997).

III.2.2.2. Pyrolyse rapide

La pyrolyse rapide est caractérisé par

- Une vitesse de chauffe de la biomasse élevée, supérieure à 100°C/min,
- Une température de réacteur entre 400 et 600°C pour favoriser la production de bio-huile, 800-900°C pour favoriser la production de gaz,
- Un temps de séjour des vapeurs faible (< à ~ 2s)

Le charbon produit peut être oxydé pour fournir l'apport nécessaire à la pyrolyse. Les procédés de pyrolyse rapide favorisent la formation de gaz à haute température et de liquides à plus basse température en minimisant la production de charbon.

Tsai et al. (2006) ont étudié la pyrolyse rapide de trois types de déchets de biomasse différents (la paille de riz, la bagasse de canne à sucre et les noix de coco) dans différentes conditions et ont constaté que pour des températures de pyrolyse d'environ 500°C, des vitesses de chauffe de 200°C/min et des temps de séjour d'environ 2 min, le rendement en goudrons est le plus élevé (50%) pour la bagasse de canne à sucre.

La pyrolyse rapide est le plus souvent conduite dans des lits fluidisés car ces réacteurs offrent un coefficient de transfert de chaleur important (de l'ordre de 500W/m² K).

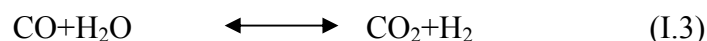
IV. GAZEIFICATION

IV.1. Définition de la gazéification

La gazéification est une réaction qui permet de transformer un solide (biomasse) en un gaz combustible essentiellement composé d'hydrogène, de monoxyde de carbone, et d'hydrocarbures légers (CH_4 , C_2H_4 , C_2H_6).

La gazéification se déroule à haute température en présence d'un agent oxydant de gazéification. Ces agents oxydants sont généralement l'oxygène (de l'air) et/ou la vapeur d'eau et/ou le dioxyde de carbone. Comme pour la combustion, ces agents oxydants vont conduire à l'oxydation des vapeurs (gaz et goudrons) de pyrolyse et à une oxydation hétérogène du charbon.

La température des réacteurs est comprise entre 800 et 1400°C. Les réactions d'oxydation à l'oxygène fournissent l'énergie nécessaire pour maintenir la température du processus. Si la vapeur d'eau est utilisée comme agent de gazéification pour augmenter la teneur en hydrogène du gaz, la chaleur doit être apportée le plus souvent par un sable caloporteur (comme dans un lit fluidisé double). La valeur calorifique du gaz est significativement affectée par la présence d'azote. Si l'eau est utilisée sans la présence d'azote de l'air, le procédé de gazéification produit un gaz plus riche (avec un meilleur pouvoir calorifique). De plus, la vapeur d'eau favorise la réaction dite de « water gas shift » et la formation d'hydrogène :



La gazéification directe avec l'oxygène pur a les mêmes avantages que le procédé de gazéification à l'eau. Cependant, le coût de production d'oxygène est estimé à plus de 20 % de la production globale d'électricité (Belgiorno et al., 2003).

IV.2. Mécanismes de la gazéification

La gazéification de la biomasse dans un gazogène peut être résumée en quatre phénomènes thermochimiques complexes pouvant avoir lieu simultanément ou successivement en fonction de la technologie et des conditions opératoires. En effet ils sont toujours présents mais leur déroulement et leur configuration spatiale et temporelle peuvent différer selon le mode

d'introduction de la biomasse, l'agent gazéifiant et le type de gazogène (Reed et Das, 1988). La gazéification en lit fixe est ainsi représentée schématiquement par la Figure I.7.

Ces étapes sont énumérées ci-dessous et sont illustrées par les phénomènes physiques et chimiques dominants:

- La phase de séchage permet de vaporiser l'humidité contenue dans la biomasse,
- La pyrolyse transforme la biomasse en un mélange de gaz, goudrons et charbon,
- L'oxydation à l'oxygène brûle une partie des gaz, des goudrons et du charbon pour fournir la chaleur nécessaire au procédé,
- L'oxydation à CO_2 et H_2O convertit le reste de charbon en produit gazeux (essentiellement CO et H_2).

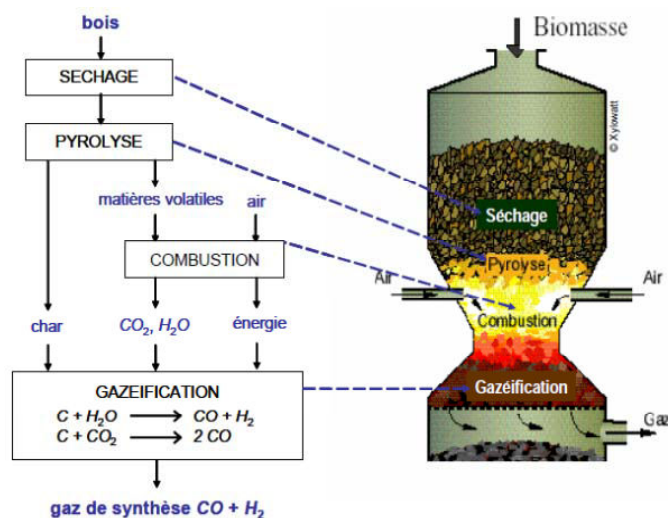


Figure I.7 : Différent étapes de gazéification

IV.2.1. Le séchage

Le séchage est le premier phénomène qui a lieu lorsque l'on soumet la biomasse à un traitement thermique. Durant cette étape l'humidité naturellement présente dans la biomasse (libre ou liée) ou due à son stockage est évacuée par évaporation sans décomposition chimique de la biomasse. Ce phénomène est très endothermique : il requiert donc beaucoup d'énergie et il se produit à une température inférieure à 150°C . Suivant la technologie de gazéification, un séchage préalable peut être nécessaire si le taux d'humidité est supérieur à 25%.

IV.2.2. La pyrolyse

Sous l'effet du chauffage, les matières volatiles se forment à l'intérieur de la particule par rupture des liaisons des macro-polymères constitutifs de la biomasse que sont la cellulose, l'hémicellulose et la lignine, puis sont évacuées. Cette étape conduit à la formation de gaz condensables et incondensables et de résidus carbonés solides (Li et Suzuki, 2009). La partie condensable est composée essentiellement de vapeur d'eau et de composés organiques – aldéhydes, acides acétiques, dérivés des sucres, phénols, hydrocarbures aromatiques polycycliques, alcools,... regroupés sous l'appellation «goudrons». Par contre la partie incondensable est formée essentiellement de CO, CO₂, H₂ et CH₄ (Gravalas, 1982). Le résidu solide de la pyrolyse est composé majoritairement de carbone appelé coke ou encore charbon de bois, carbone résiduel ou semi-coke, qui contient également les matières minérales.

Les proportions massiques de ces produits (gaz et solides) varient en fonction des conditions opératoires (température, temps de séjour ...) et des propriétés de la biomasse initiale.

Si on exclut l'énergie nécessaire au chauffage, cette phase peut être considérée comme globalement athermique, c'est-à-dire qui ne consomme ni ne produit d'énergie, en dehors de l'apport de chaleur nécessaire à "la montée en température" de la biomasse.

IV.2.3. La combustion des produits de pyrolyse (à l'oxygène)

Les produits de la phase de pyrolyse sont oxydés grâce à un oxydant fourni de l'extérieur. Leur combustion permet d'atteindre des hautes températures dans le réacteur. Les principales réactions (formalisées de manière très globale) de combustion sont :



Les réactions d'oxydation hétérogène du charbon ou en phase gaz sont en réalité beaucoup plus complexes. Des milliers d'espèces radicalaires sont formées en phase gaz et des fonctions de surface sont formées en phase hétérogène (sur le charbon).

IV.2.4. La gazéification du charbon (à la vapeur d'eau et au dioxyde de carbone)

Dans cette étape, la vapeur d'eau et le dioxyde de carbone oxydent le carbone du charbon à haute température (800°C-1200°C).

Ces réactions sont endothermiques et il est donc nécessaire de fournir la quantité de chaleur requise pour maintenir la température de gazéification souhaitée (par oxydation à l'air ou avec un caloporteur).

Les principales réactions mis en jeu sont les suivantes :



La formation de CH₄ par gazéification du charbon à l'hydrogène n'est possible qu'à faible température (< 600°C) et à haute pression.

En plus de ces réactions hétérogènes, il existe plusieurs autres réactions en phase homogènes.



Le charbon est par ailleurs un catalyseur du craquage des goudrons encore présents en faible concentration.

Suivant la nature de l'agent de gazéification utilisé et de son débit, certaines de ces réactions prendront plus ou moins d'importance et pourront influencer la composition du gaz produit. En effet on constate qu'à la pression atmosphérique et pour des températures supérieures à 800°C, la réaction de formation du méthane est quasiment négligeable. Par contre, si la pression augmente, l'enrichissement en méthane devient notable au détriment des deux autres réactions. Si l'on s'intéresse à l'obtention d'un gaz riche en CO et H₂ en vue d'une synthèse chimique, on a intérêt à opérer à basse pression et à température élevée. Par contre, si l'on veut obtenir un gaz à pouvoir calorifique élevé, donc riche en hydrocarbures, dont le méthane,

on doit travailler à une pression élevée et à une température relativement faible, laquelle doit être toutefois compatible avec la cinétique des réactions chimiques.

De plus, pour les réactions où le charbon intervient, deux phénomènes supplémentaires peuvent modifier les vitesses apparentes :

- Suivant la porosité et la taille des particules de charbon, la réaction d'oxydation peut s'effectuer soit en régime chimique à basse température, soit en régime diffusionnel à température plus élevée.
- Selon la quantité et la nature des minéraux contenus dans le charbon, l'effet catalytique sur les réactions sera plus ou moins élevé. En effet, les minéraux augmentent les vitesses des réactions d'oxydation du charbon.

Il est à signaler que la quantité d'air utilisée dans le processus détermine la température dans le réacteur et influe donc fortement sur la nature des gaz produits et le taux de goudrons. La gazéification utilise en pratique un rapport d'air de 0,3 pour une biomasse relativement sèche. Il faut donc trouver le bon équilibre entre ces deux critères pour optimiser le PCI et la quantité des gaz produits, tout en maintenant un faible taux de goudrons.

IV.3. Type de gazéifieur

Les types de gazéifieurs sont nombreux, mais le principe de fonctionnement reste similaire dans la mesure où toutes les étapes citées précédemment sont présentes. Ces gazéifieurs se distinguent par plusieurs paramètres à savoir : le mode d'introduction de la biomasse, l'agent oxydant, le sens de l'écoulement de la biomasse et de l'oxydant, le mode d'évacuation des cendres, les moyens supportant le combustible solide dans le réacteur, et la source de la chaleur fournie au réacteur.

Les procédés commercialement développés reposent principalement sur quatre voies de gazéification :

- La gazéification à lit fixe avec extraction des cendres,
- La gazéification à lit fluidisé (lit dense ou circulant ou double)
- La gazéification à lit entraîné.
- La pyro-gazéification étagée

IV.3.1. Gazogènes à lit fixe

Le lit fixe est la méthode traditionnelle de gazéification. Les procédés à lit fixe sont en général de construction simple et robuste. Dans ces procédés, le combustible (biomasse) forme un lit dense au sein du réacteur et se déplace verticalement vers le bas. Il se caractérise par une zone d'oxydation/réduction stationnaire où le lit est maintenu par une grille. Il existe plusieurs types de réacteurs à lit fixe, dépendant de la direction d'écoulement des gaz. On distingue ainsi des réacteurs à lit fixe à tirage descendant ou co-courant (downdraft), à tirage ascendant ou contre-courant (updraft).

Ces gazogènes sont sensibles à la taille des particules de la biomasse utilisée et ne sont pas utilisables pour des installations de grande puissance, notamment pour les lits à co-courants (<1MW). Par contre leur simplicité d'utilisation, la relative bonne connaissance du procédé ainsi que son contrôle simple en font le type privilégié pour les installations de faible à moyenne puissance utilisant des déchets de bois.

IV.3.1.1. Gazogène à co-courant (downdraft)

Le combustible et les gaz s'écoulent dans la même direction : de haut en bas. Une grille supporte le lit et laisse passer les cendres. Avant la zone d'injection du gaz réactif, le combustible est d'abord séché puis pyrolysé. La zone d'injection de l'air présente en général une restriction de diamètre pour améliorer les transferts de matière et de chaleur dans cette zone d'oxydation. En effet, dans cette zone d'oxydation, les goudrons sont craqués thermiquement sous l'effet des hautes températures et de l'oxygène (~1000°C). Dans la zone de réduction, le charbon produit par pyrolyse est gazéifié et les gaz produits quittent le réacteur par le bas. Les gaz formés quittent le réacteur en partie basse, après avoir traversé la zone la plus chaude du réacteur, permettant une conversion maximum des goudrons produits durant la pyrolyse (Babu et Sheth, 2006; Lv et al., 2007).

Les gaz sortent du réacteur à haute température. Il est donc important que cette énergie soit valorisée par la suite. Les réacteurs de gazéification à tirage descendant sont plus exigeants en termes de taux d'humidité (<20%) et de taille des particules qui doivent être plus faibles. Mais l'avantage de cette technologie reste la production de gaz à faible teneur en goudrons. C'est pourquoi les réacteurs à co-courant sont plus intéressants pour des applications nécessitant une bonne qualité des gaz comme la production d'électricité par exemple.

IV.3.1.2. Gazogène à contre-courant

Dans ce système, l'alimentation en combustible se fait toujours par le haut du réacteur. Le charbon est à nouveau retenu au fond via une grille. L'injection d'air se fait par contre en dessous de la grille et les gaz produits sont extraits par le haut du réacteur. Ils servent donc à sécher la biomasse entrante, d'où une température des gaz en sortie relativement faible d'environ 200-300 °C (McKendry, 2002). Le combustible et la biomasse circulent donc en sens contraire. Une autre différence majeure est que les gaz sortants ont traversé la zone de pyrolyse : la biomasse subit les réactions de réduction avant d'arriver dans la zone d'oxydation.

Un gazogène à lit fixe à contre-courant présente ainsi un bon rendement énergétique grâce à la bonne intégration thermique (gaz sortant assez froid). Il est également plus tolérant sur le taux d'humidité du combustible. Par contre, le taux de goudrons final est élevé car les gaz de pyrolyse sortent sans être passés par la zone d'oxydation. Il en résulte qu'un traitement complexe des gaz est indispensable pour pouvoir les utiliser dans une unité de cogénération. En revanche, les gazogènes à lit fixe à contre-courant sont bien adaptés à l'utilisation des gaz directement dans un brûleur pour la production de chaleur.

IV.3.2. Lit fluidisé

Les lits fluidisés sont constitués essentiellement de particules d'un matériau inerte (sable, dolomie, alumine, olivine, etc.) en suspension et de combustible solide. Le solide se comporte alors « comme un fluide ». La fluidisation du lit permet une excellente homogénéité de température et un bon transfert de chaleur. Les conditions opératoires sont bien maîtrisées et les vitesses apparentes de dévolatilisation sont beaucoup plus importantes que dans les procédés à lit fixe. D'autre part, le gaz produit est fortement chargé en particules, nécessitant des équipements de traitement et d'épuration du gaz onéreux avant sa valorisation.

Par contre, la température de fonctionnement (700-900°C) est limitée par la température de fusion des cendres (Michel et Poirier, 2014). La concentration des goudrons dans le gaz produit est donc supérieure à celle obtenue dans le cas d'un gazogène à lit fixe co-courant.

Dans ce type de système, les différents mécanismes de séchage, pyrolyse, oxydation homogène et hétérogène ont lieu dans le même réacteur. Il existe plusieurs grands types de lits fluidisés, répertoriés en fonction de la vitesse de fluidisation.

IV .3.2.1. Les procédés à lit fluidisé dense (Bubbling Fluidised Bed)

Le lit fluidisé dense est lui « quasiment immobile » au-dessus d'une grille. La vitesse de fluidisation est relativement faible et dépend de la taille des particules et de leur densité (vitesse superficielle du gaz environ cinq fois la vitesse minimale de fluidisation, soit $\sim 1\text{m/s}$), pour permettre le brassage des particules sans les entraîner hors du lit. Suivant la taille des particules, la densité du fluide et la vitesse du gaz, on observe différents régimes de fluidisation (Cluet, 2014).

Ce procédé n'est pas très souple d'exploitation, en particulier au niveau du contrôle du niveau du lit lors des variations de charge. De plus, son fonctionnement est n'optimal que si les particules sont de taille bien calibrée.

Cette technologie peut être utilisée dans des installations de forte puissance. De plus la température du lit est uniforme et facilement réglable en ajustant le débit d'air entrant (et de biomasse). En revanche, son coût le rend peu adapté aux installations de faible puissance (McKendry, 2002).

IV 3.2.2. Les procédés à lit fluidisé circulant (Circulating Fluidised Bed)

Le lit circule entre la zone de réaction et un cyclone séparateur, où les cendres sont éliminées. La vitesse de fluidisation est élevée (dépendant des particules et supérieure à la vitesse terminale de chute, $\sim 10 \text{ m.s}^{-1}$), si bien que les particules du lit sont entraînées hors du réacteur. Le solide peut être séparé du fluide en tête de colonne par un cyclone et recyclé à la base. La phase solide est donc continuellement en mouvement dans le réacteur. Le lit fluidisé reste relativement dense avec de nombreuses interactions solide-gaz (Pallarès et Johnsson, 2006).

Comparé au procédé à lit fluidisé dense, le temps de séjour du solide est faible (quelques secondes) et est donc adapté uniquement à des réactions très rapides.

IV .3.2.3. Procédés à lit fluidisé sous pression

Dans les installations de grosse puissance ($> 5 \text{ MWh}$) où la valorisation du gaz est envisagée dans une turbine à gaz, les lits fluidisés sous pression permettent de produire un gaz de synthèse directement à la pression de la chambre de combustion de la turbine. Ces hautes pressions permettent d'atteindre des puissances très élevées pour des applications électriques ou pour des synthèses catalytiques.

IV .3.2.4. Lit fluidisé double

Dans un premier réacteur, la biomasse introduite est fluidisée avec de la vapeur d'eau. Le lit de sable chargé en charbon est entraîné dans un second lit fluidisé (le plus souvent à grande vitesse de fluidisation. Dans ce second lit fluidisé à l'air, l'air oxyde le charbon qui chauffe le lit de sable. Le lit de sable réchauffé est réinjecté dans le premier lit.

L'avantage de ce réacteur est la production d'un gaz riche. Ses inconvénients sont son coût et sa complexité.

IV.3.3. Réacteurs à lit entraîné

Dans ces réacteurs, le combustible est introduit pulvérisé (quelques centaines de micromètres) dans le flux gazeux d'agent gazéifiant (Cirad–Observer, 2001). Par conséquent, le temps de séjour du combustible dans le réacteur est très faible (de l'ordre de la seconde) et la cinétique de réaction est très rapide. La température de réaction est élevée (1200 – 1600°C) et la pression dans le réacteur est de 20 à 50 bars. Il en résulte un craquage presque complet des goudrons mais une formation de suies. Les procédés mettant en œuvre un gazéifieur à lit entraîné ont connu des développements importants lors de ces dernières années, en raison de leurs qualités capitales (Guo et al., 2007). Le haut rendement, le faible impact environnemental et la forte puissance des installations (> 20 MW_e) en font une des meilleures technologies pour convertir le charbon en électricité à grande échelle (Pauwels et Streydio, 2000). D'autre part, l'exigence relative à la faible granulométrie du combustible implique des coûts de préparation importants et la complexité de la technologie la rend coûteuse et difficile à mettre en œuvre.

C. ANALYSE DE CYCLE DE VIE (ACV)

I. INTRODUCTION

Les principaux agents moteurs de promotion de la production et de l'utilisation de la bioénergie sont les éventuels avantages environnementaux obtenus en remplaçant les combustibles fossiles par des biocarburants provenant de biomasse (sources renouvelables). Il y a un large consensus au sein de la communauté scientifique que l'ACV est l'une des meilleures méthodes pour l'évaluation des charges environnementales associées à la production de biocarburants, en identifiant l'énergie et les matériaux utilisés ainsi que les déchets et les émissions rejetées dans l'environnement. En outre, elle permet également

l'identification des possibilités d'amélioration des performances environnementales des systèmes sujets d'étude. Compte tenu de la variété des processus de la conversion de biomasse en énergie, et de la discussion controversée de leurs «avantages nets », plusieurs études ont été menées à l'aide de cette méthode pour analyser les processus, afin de savoir quel biocarburant implique le plus d'impacts environnementaux négatifs (Carpentieri et al., 2005; Sumiani et al., 2007; Pleanjai et al., 2009 ; Kian et al., 2009; González et al., 2009 ; Puy et al., 2010; Bernier et al., 2010; Jittima et al., 2011; Gerber et al., 2011; Stichnothe et al., 2011; González et al., 2012; Iribarren et al., 2012; Perilhon et al., 2012; Li et al., 2012; Kumar et al., 2012; Borrion et al., 2012; Tonini et al., 2012; Shafie et al., 2012; Queiroz et al., 2012; Silalertruksa et al., 2012 ; Chiew et al., 2013 ; Iribarren et al., 2013; Heffels et al., 2014; Steubing et al., 2014).

La biomasse lignocellulosique est le type le plus étudié des matières premières, probablement parce que c'est la ressource de biomasse la plus abondante dans le monde et disponible localement dans la plupart des pays. Les résidus de biomasse sont des matériaux d'origine biologique provenant de sous-produits de l'agriculture, de déchets des forêts ou des industries agricoles. Contrairement aux cultures énergétiques dédiées, les déchets biologiques ne sont pas produits spécifiquement pour être utilisés comme source d'énergie. Ils sont le résultat d'activités économiques et de la production de biens dans presque tous les secteurs de l'économie. Par conséquent, puisque les biodéchets sont produits de toute façon, leur valorisation à des fins énergétiques n'augmente pas généralement les pressions environnementales. En outre, la production de biocarburants se traduit généralement par la production de coproduits, qui peuvent remplacer les produits traditionnels, et ainsi fournir d'autres avantages environnementaux de la chaîne de processus de biocarburants.

Les impacts sur l'environnement des systèmes de valorisation des déchets de biomasse varient selon le type de sources de matières premières, les technologies de conversion et les technologies d'utilisation finale. Les différences régionales peuvent également être significatives, en particulier en ce qui concerne l'utilisation des terres et les modes de production de la biomasse.

II. DEFINITION

L'Analyse du Cycle de Vie est une méthode qui étudie les aspects environnementaux et les impacts potentiels tout au long de la vie d'un système (du berceau au tombeau). Le terme de système désigne un procédé, un produit ou un service. L'ACV prend en compte l'ensemble

des activités consécutives directement ou indirectement associées au système. Selon la norme (ISO 14044, 2006), l'ACV implique l'extraction et le traitement des matières premières, la transformation, le transport et la distribution, la consommation, le recyclage, l'élimination et la gestion des déchets associés à un système. Une ACV permet de :

- Réaliser des études comparatives entre des systèmes ayant la même fonction,
- Identifier les étapes d'un processus qui entraînent le plus grand impact environnemental,
- Développer de nouveaux produits ou procédés,
- Mettre sur pied ou orienter des politiques publiques,
- Guider le choix des matières premières, des sources d'énergie, des types d'emballage, des filières de traitement des rejets,
- etc.

III. NORMALISATION ET PHASES D'UNE ACV

La méthodologie à employer lors de la réalisation d'une ACV a été normalisée à la fin des années 1990. Cette normalisation liste les définitions du vocabulaire dédié à la pratique de l'ACV, en fixe les phases de réalisation et décrit les éléments constitutifs de chacune d'elles. Elle formule également des recommandations pour la communication des conclusions d'une étude par ACV et la réalisation de la revue critique d'une telle étude. En accord avec le cadre méthodologique établi par la SETAC et l'organisation internationale de standardisation (ISO 14044, 2006), l'ACV est composée de quatre étapes (Figure I.8): **(1)** la définition des objectifs et du champ de l'étude; **(2)** l'analyse de l'inventaire; **(3)** l'évaluation des impacts du cycle de vie; **(4)** l'interprétation des résultats et les recommandations émanant de l'étude.

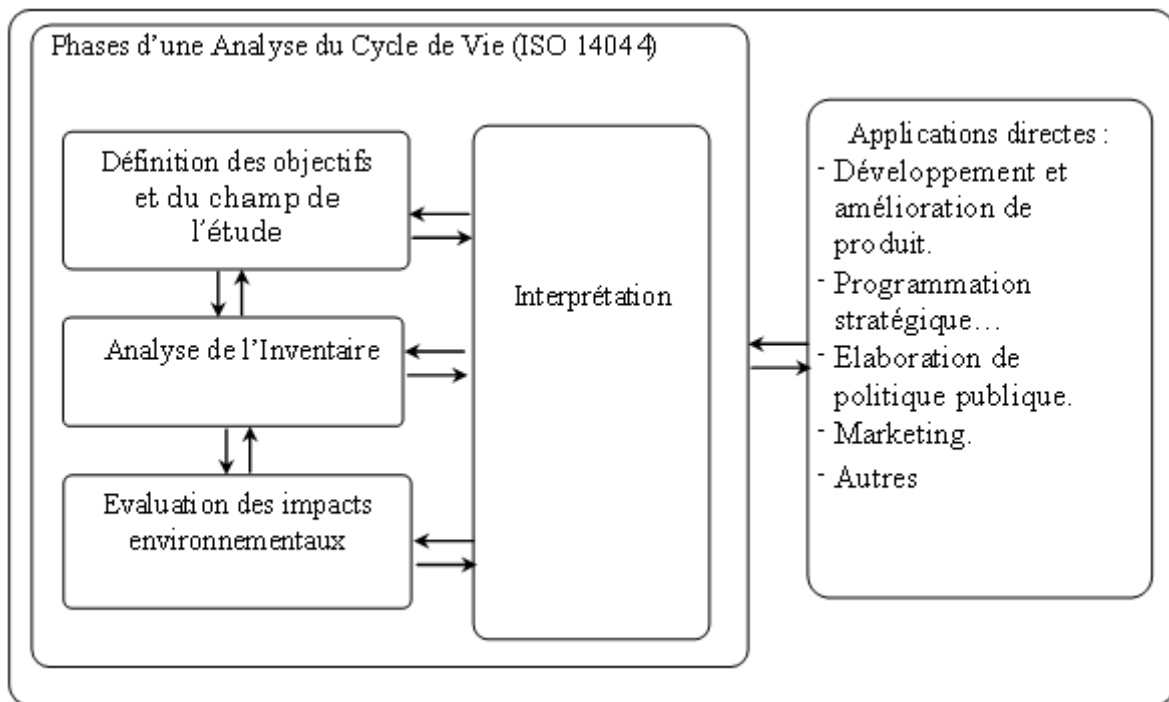


Figure I. 8 : Les phases d'une Analyse de Cycle de Vie (ISO 14044, 2006)

III.1. Etapes d'une ACV

III.1.1. Définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette première phase est essentielle à la cohérence de l'ensemble de l'étude. Les éléments à définir au cours de cette étape, même s'ils peuvent être revus au cours des phases suivantes en cas de difficultés ou d'inadéquations, déterminent les choix et les options à prendre par la suite.

III.1.2. Définition des objectifs de l'étude

La complexité de l'étude dépend de la définition des objectifs qui conditionnent celle du champ de l'étude. En général, les études d'ACV sont effectuées pour répondre à des questions spécifiques, la nature de ces questions déterminant les objectifs de l'étude. Les quatre objectifs typiques d'une ACV sont les suivants :

- **O1** : Analyse globale du cycle de vie d'un système de produits donné tout en présentant ses impacts sur l'environnement.
- **O2** : Comparaison de différents produits afin de déterminer lequel est le plus éco-efficace.
- **O3** : Comparaison des différents composants du cycle de vie d'un système pour déterminer les émissions qui contribuent le plus à l'environnement.

- **O4** : Comparaison d'un système de produits à un système de référence.

III.1.3. Définition du champ de l'étude

D'après la norme ISO 14044, les principaux éléments à définir dans le champ de l'étude sont :

- L'unité fonctionnelle
- Les frontières de chaque système
- Les règles d'affectation;
- Les exigences sur les données de l'inventaire avec ses limitations
- Les catégories d'impacts ainsi que les méthodes d'évaluation de ces impacts
- La revue critique

III.1.3.1. L'unité fonctionnelle (UF)

L'UF décrit la fonction principale remplie par un système. Elle est utilisée comme une référence selon laquelle chaque flux du système est, en quelque sorte, normalisé (Bruijn et al., 2004). Cette opération offre une base commune entre les scénarii étudiés. En effet l'UF permet de traiter les différents systèmes comme « fonctionnellement équivalents ». L'UF doit être précise et mesurable. Par conséquent, la pertinence de l'UF dépend de sa représentativité vis-à-vis de la fonction d'intérêt, de la précision de sa définition et de sa mesurabilité. L'influence de choix de l'UF sur les résultats d'ACV est importante lorsque ces résultats sont utilisés comme un outil d'aide à la décision.

III.1.3.2. Définition des frontières du système

Les frontières du système déterminent les éléments qui doivent être inclus dans le système étudié. « Dans l'idéal, il convient de modéliser le système de produits de telle sorte que les entrants sortants à ses frontières soient élémentaires ». Par flux élémentaire, la norme entend des flux de matière ou d'énergie qui ont été puisés ou rejetés dans l'environnement sans transformation humaine préalable. Dans la pratique, le réalisateur de l'étude ACV n'a ni le temps, ni les moyens, ni les données pour effectuer une étude aussi complète. La modélisation du système répond à des choix basés sur des règles de coupure, la prise en compte des objectifs et des contraintes de coût ou de temps.

Relativement aux intrants du système, la norme ISO définit trois critères de coupure minimaux basés sur la masse, l'énergie et la portée environnementale :

- *La masse* : peut être exclu de l'étude un intrant dont la masse est en deçà d'un pourcentage défini de la masse totale des intrants,
- *L'énergie* : de façon similaire, peut être exclu de l'étude un intrant dont la contribution énergétique est en deçà d'un pourcentage défini des contributions énergétiques des intrants.
- *La portée environnementale* : par extension, peut être exclu de l'étude un intrant dont la contribution pour chacune des données environnementales d'intérêt (teneur en un certain élément rare, ou nocif, occupation de sols, etc) est en deçà d'un pourcentage défini du total estimé pour chacune de ces données.

Des critères similaires de coupure peuvent être définis pour les extrants du système. Tous les choix et hypothèses d'omission d'une ou plusieurs étapes du cycle de vie ou certains flux doivent être clairement explicités pour des raisons de transparence de l'étude.

III.1.3.3. Les données et les hypothèses

Les études d'ACV nécessitent une grande quantité de données. Par conséquent, la fiabilité des résultats dépendra fortement de la qualité des données. Leur origine et leur qualité doivent donc être précisées. En terme de qualité, la norme distingue par exemple les données mesurées, calculées ou estimées, et demande de vérifier la validité géographique, temporelle ou technologique de ces données.

III.1.3.4. Limitations

On doit montrer les points fixés dans la définition des objectifs auxquels l'étude a réussi à répondre et les problèmes qui n'ont pas permis de satisfaire les autres besoins de l'étude. On doit également mentionner les difficultés rencontrées lors de la mise au point du champ de l'étude (manque de données, problèmes d'allocation...).

III.1.3.5. Revue critique

La revue critique est une contre-expertise de l'étude réalisée par des experts d'ACV indépendants. En effet, dans le cas de résultats amenant à comparer des produits ou procédés et devant être rendus publics, ce rapport doit nécessairement comprendre une revue critique, c'est-à-dire l'examen de l'étude par un expert indépendant de sa réalisation. Cet expert peut agir seul ou au sein d'un comité de revue critique associant des spécialistes du secteur étudié et les principales parties intéressées : l'essentiel est de garantir la double compétence ACV – secteur étudié du comité (ou le cas échéant de l'expert unique) et, bien sûr, son impartialité.

Commentaires et réponses aux recommandations issues de la revue critique doivent être inclus dans le rapport de synthèse diffusé.

III.1.4. Analyse de l'inventaire de cycle de vie

Cette phase regroupe les étapes de recueil, de validation et de traitement des données de l'étude selon les conventions énoncées lors de la phase de définition des objectifs et du champ de l'étude. Elle consiste à dresser un tableau d'inventaire résumant les bilans de matière et d'énergie du cycle de vie complet du système. Ainsi une liste d'entrées et de sorties, rapportée à l'unité fonctionnelle, est compilée et quantifiée sur les frontières du système.

Pour la phase de collecte des données, la norme propose des étapes opérationnelles constituées par :

- (1) Préparation de la collecte des données : schématisation du cycle de vie avec listage des données associées.
- (2) Collecte des données (mesure, calcul, avis d'expert, bibliographie, base de données, spécialisée pour les ACV...).
- (3) Validation des données : pour supprimer toutes formes d'ambiguïté.
- (4) Mise en rapport des données avec l'unité fonctionnelle.
- (5) Agrégation des bilans de chaque processus élémentaire sur le système de produits.

III.1.5. Evaluation des impacts sur l'environnement

Au terme de l'inventaire du cycle de vie (*étape 2*), le praticien de l'ACV dispose d'une quantification de l'ensemble des flux de substances, émissions et consommations, du système étudié. Le rôle essentiel de l'évaluation de l'impact du cycle de vie est de traduire ces flux, dont le nombre peut atteindre plusieurs centaines, en un nombre restreint d'impacts, afin d'en faciliter la compréhension et l'analyse. Selon la norme ISO 14044, l'évaluation d'impacts comprend trois étapes, à savoir:

- (1) La classification des impacts: cette étape consiste à sélectionner une liste pertinente de catégories d'impact dans lesquels les flux sont regroupés suivant leurs effets sur l'environnement.

(2) La caractérisation : consiste à évaluer la contribution de chaque flux environnemental à chaque catégorie d'effet de façon quantitative.

(3) L'évaluation globale: les résultats de l'ACV sont traduits en paramètres décisionnels par normalisation et agrégation pondérée des indicateurs d'impacts.

III.1.5.1. Classification des impacts

Elle consiste à choisir les catégories, les sous-catégories, d'impacts, leurs indicateurs d'impact et les modèles de caractérisation de ces indicateurs. Le choix de catégorie d'impact doit agréer trois critères principaux (Rousseau, 1998 ; Bruijn et al., 2004 ; Benoist et al., 2008)

- *La complétude*: l'ensemble des problèmes environnementaux d'intérêt vis-à-vis de l'objectif défini de l'étude d'ACV doit être pris en compte.
- *La non-redondance*: les catégories, entre elles, ainsi que les indicateurs, entre eux, doivent être indépendants afin d'éviter les doubles comptages.
- *La validité*: le mécanisme environnemental auquel se réfère un indicateur au sein de sa catégorie doit être identifiable. De plus les modèles de caractérisation sélectionnés doivent être acceptés et reconnus tant scientifiquement que techniquement.

Les trois grandes familles d'impacts généralement considérées par un grand nombre de spécialiste d'ACV sont (Udo De Haes et al., 1999):

- *Épuisement des ressources naturelles*: énergie primaire, minéral, eau, sol.
- *Impacts sur la santé humaine*: impacts toxicologiques, impacts physiologiques, maladies causées par les organismes biologiques.
- *Impacts écologiques*: réchauffement global, eutrophisation, épuisement de la couche d'ozone, acidification, impacts écotoxicologiques et impacts sur la biodiversité biologique.

Le Tableau III.6 donne une représentation, proposée par la norme (ISO 14044, 2006), des classes environnementales relatives aux dommages sur l'environnement.

Tableau I.6 : Classification des impacts potentiels

Domage	Classe	Sous-classe	Echelle géographique de l'impact
<i>Épuisement des ressources naturelles</i>	Abiotique (non-renouvelable)	Energie fossiles	Globale et régionale
		Minerais	
	Biotique (renouvelable)	Forêts, ect.	
	Ressources en eau	Lacs, eau souterraine, rivière	
	Occupation de l'espace		
<i>Impacts sur la santé humaine</i>	Toxicité humaine	Aigue, chronique,...	Locale
	Smog d'été		Régionale
	Nuisances	Auditives	Locale
		Olfactives	
Visuelles			
<i>Impacts sur l'écosystème</i>	Effet de serre		Globale
	Détérioration de la couche d'ozone		Globale
	Ecotoxicité	Ecotoxicité aquatique et terrestre	Locale
		Eutrophisation aquatique et terrestre	Locale ou Régionale
		Acidification	Régionale
		Altération physique de l'écosystème	

III.1.5.2. Caractérisation des impacts environnementaux

Elle consiste à évaluer la contribution de chaque flux environnemental à chaque catégorie d'impact de façon quantitative. L'impact est déterminé à l'aide des flux et des facteurs d'impacts qui sont attribués à chacune des substances selon la formule (I.14) (Chevalier, 1999):

$$I = \sum_{k=1}^n m_k * I_k \quad (I.14)$$

Avec

I : impact pour une catégorie donnée dans son unité.

I_k : la valeur de l'indicateur d'impact pour la substance " k " dans la catégorie donnée.

m_k : un indicateur de la quantité de la substance " k " ramenée à l'unité fonctionnelle.

n: nombre de substances (émissions ou ressources) de l'inventaire du système étudié contribuant à l'impact I.

Les indicateurs d'impacts (I_k) sont établis par des méthodes de calcul, appelées «méthodes d'évaluation d'impacts», basées sur des méthodes spécifiques élaborées par de différents experts.

III.1.5.3. *Evaluation globale des impacts environnementaux*

Il s'agit d'explicitier les résultats de l'analyse d'impacts sous forme suffisamment synthétique, tout en perdant le moins possible d'information. Les résultats de l'ACV sont, par conséquent, traduits en paramètres d'aide à la décision. Pour la plupart des ACV réalisées, le travail de comparaison se fait en comparant critère par critère l'évaluation des impacts. Cette méthode montre vite ses limites compte tenu du nombre de critères à prendre en compte. L'évaluation globale d'impacts environnementaux fait appel aux méthodes mathématiques d'analyse multicritère. On cite trois méthodes d'évaluation globale :

- a-* La normalisation.
- b-* Le regroupement.
- c-* La pondération et l'agrégation.

a- La normalisation

Elle consiste à diviser le résultat de chacun des indicateurs d'impact, obtenu à l'issue de l'étape de caractérisation, par une valeur de référence elle mesure l'importance de l'impact par rapport à la référence. Le ratio est donné par la relation suivante (Brentrup et al., 2004; Pennington et al., 2004) :

$$N_i = \frac{I_i}{R_i} \quad (I.15)$$

Avec:

N_i : résultat normalisé pour la catégorie d'impact i

I_i : résultat de l'indicateur d'impact de la catégorie i

R_i : valeur de référence pour la catégorie i

La méthode de normalisation permet (Benoist et al., 2008):

- La vérification des incohérences, dans le cas de l'obtention des résultats normalisés anormalement élevés ou basses.
- L'obtention de résultats plus propres à la communication que ceux issus de la caractérisation des impacts, puisque les valeurs normalisées traduisent l'importance relative de l'impact du cycle de vie par rapport à une référence.

Cependant l'obtention des valeurs de références peut souffrir d'incertitudes de mesure, ou les flux pris en compte pour le calcul de la référence peuvent différer à ceux considérés lors de l'étude d'ACV (Heijungs et al., 2007), notamment dans le cas de l'utilisation de résultats issus d'inventaires nationaux ou régionaux. Cette phase permet d'augmenter les incertitudes sur les résultats de l'évaluation de l'impact du cycle de vie.

b- Le regroupement

C'est une étape qualitative de l'évaluation du cycle de vie. Elle consiste à effectuer un tri ou classement des catégories d'impacts considérés lors de l'analyse. Elle permet de faciliter la mise en œuvre de l'étape de pondération. On distingue (Pennigton et al., 2004) :

- *Le tri* : le regroupement des catégories d'impact est réalisé selon une de leurs caractéristiques telles que leur échelle géographique ou leur domaine de protection principalement impliqué.
- *Le classement* : c'est un regroupement subjectif : les catégories d'impacts sont classées selon les priorités définies par les commanditaires de l'étude.

c- Pondération et agrégation

Il s'agit d'agrèger l'ensemble des résultats d'impact de l'ACV sous la forme d'une valeur unique. La pondération consiste en la multiplication de chacun des résultats du profil environnemental, par un facteur de pondération (Rousseau 1998; Pennington et al., 2004; Brentrup et al., 2004).

$$T = \sum_i p_i I_i \quad (I.16)$$

$$\text{ou } T = \sum_i p_i N_i \quad (\text{I.17})$$

$$\text{ou } T = \prod_i (N_i)^{p_i} \quad (\text{I.18})$$

Avec

T : charge environnementale totale du cycle de vie.

p_i : facteur de pondération de la catégorie i .

I_i : résultat brut de l'indicateur d'impact de la catégorie i .

N_i : résultat normalisé de l'indicateur d'impact de la catégorie i

Le score obtenu lors de cette opération aide d'une part à la décision monocritère et d'autre part rend les résultats d'étude plus subjectifs.

III.1.6. Interprétation et recommandations

Les objectifs de la quatrième phase de l'ACV, appelée interprétation, sont d'analyser les résultats, d'établir des conclusions, d'expliquer les limites et de fournir des recommandations, en se basant sur les résultats des phases précédentes de l'étude, et de rapporter les résultats de l'interprétation du cycle de vie de manière transparente de façon à respecter les exigences de l'application telles que décrites dans l'objectif et le champ de l'étude. Idéalement, l'interprétation se fait de façon interactive avec les phases de définition de l'objectif et du champ de l'étude et d'interprétation du cycle de vie formant le cadre de l'étude et les phases d'analyse de l'inventaire et d'évaluation des impacts fournissant les informations relatives au système de produits. La norme ISO 14044 (2006) définit trois étapes pour l'interprétation :

- a-** L'identification des points significatifs à partir des résultats des phases d'analyse de l'inventaire et de l'évaluation des impacts
- b-** La vérification, qui considère les contrôles de complétude, de la sensibilité et de la cohérence;
- c-** Les conclusions, les recommandations et rédaction d'un rapport.

III.1.6.1. Identification des points significatifs

Il s'agit de structurer les informations issues des phases précédentes de l'ACV. En effet, une partie du travail porte sur la formulation et la présentation de ces informations. Ils peuvent

être sous forme de listes, de tableaux ou de diagrammes, afin de faciliter leur analyse. Les principaux types d'informations traités dans cette phase (Jensen et al., 1997 ; Benoist et al., 2008) sont :

- Les résultats issus des phases d'inventaire et d'évaluation de l'impact du cycle de vie;
- Les choix méthodologiques et les hypothèses, réalisés au cours de l'ACV (la frontière du système, les règles d'allocation, les catégories d'impact ...)
- Les choix de références

III.1.6.2. Vérification de l'étude

L'objectif de cette étape est d'établir la fiabilité et la confiance dans les résultats de l'étude. Afin d'y réussir trois contrôles doivent être réalisés en conformité avec l'objectif et le champ de l'étude d'ACV (Bruijn et al., 2004 ; Benoist et al., 2008) :

- *Le contrôle de complétude* : s'assurer que toutes les informations et les données nécessaires à l'interprétation sont complètes et disponibles.
- *Le contrôle de sensibilité* : vérifier la fiabilité des résultats et des conclusions en déterminant s'ils sont affectés par des incertitudes dans les données et les divers choix méthodologiques.
- *Le contrôle de cohérence* : déterminer d'une part si les données, les hypothèses et les méthodes sont cohérentes avec l'objectif et le champ de l'étude et d'autre part si elles ont été appliquées de façon constante durant toute l'étude.

III.1.6.3. Conclusions, recommandations et rédaction d'un rapport

Les conclusions de l'étude d'ACV peuvent être dressées afin de répondre à la question initialement posée. L'étape de vérification (phase précédente) permet de fixer les limites de ces conclusions. La définition de l'interprétation selon l'ISO 14044 implique l'identification des possibilités potentielles d'amélioration et les activités de prévention. Elle consiste à analyser des situations améliorées. Ainsi, l'analyse doit se poser les questions suivantes (Hajjaji, 2011):

- Est-ce que la quantité des polluants émis à l'environnement peut être réduite?
- Est-ce que le produit peut être réutilisé, recyclé ou transformé ?
- Est-ce que l'énergie peut être récupérée?

- Est-ce que le produit peut être manufacturé avec des matières premières moins polluantes ou moins rares ?

Les recommandations finales peuvent être exprimées, en termes d'actions pour les parties prenantes, ou d'études complémentaires à réaliser.

IV. METHODES D'EVALUATION D'IMPACTS

On distingue trois groupes deux méthodes d'évaluation d'impacts (Khalifa, 2002)

- Méthodes des thèmes environnementaux se rapportant aux catégories d'impacts au méthodes (CML, Eco-indicateur, EPS)
- Méthodes ayant trait aux émissions pondérées dans les milieux de l'environnement,
- Méthodes se limitant à un indice de l'inventaire (Ecopoints).

Parmi les méthodes d'évaluation d'impacts fournies par le logiciel SimaPro® 7.1 on peut citer EPS, CML, Eco-indicateur, Ecopoints... (Goedkoop, 2001). Ces méthodes proposent une analyse plus ou moins complète d'évaluation d'impacts du cycle de vie (Tableau I.7 et I.8 (Hajjaji, 2011).

Tableau I.7 : Types de résultats d'évaluation d'impact proposés dans les méthodes ACV

	Caractérisation	Normalisation	Pondération	Score
CML	X	X		
Eco-Indicateur	X	X	X	X
Ecopoints	X	X	X	X
EDIP/UMIP	X	X	X	X
EPS	X	X	X	X

Tableau I.8 : Liste des impacts des méthodes ACV proposés par SimaPro®

Méthodes	CML 2000	Eco-indicateur 99	Ecopoints	EDIP 2003	EPS 2000
	10	11	30	19	13
Impacts	Abiotic depletion Acidification Aquatic ecotoxicity (fresh water) Aquatic ecotoxicity (marine) Eutrophication Global warming Human toxicity Ozon layer depletion Photochemical oxidation Terrestrial ecotoxicity	Acidification Eutrophication Carcinogens Climate change Ecotoxicity Fossil fuels Land use Minerals Ozon layer Radiation Respiratory inorganics Respiratory organics	NO _x ; SO _x NMVOC NH ₃ Dust PM10 CO ₂ Ozon layer Pb (air) Cd (air) Zn (air) Hg (air) COD P ; N Cr (water) Zn (water) Cu (water) Cd (water) Hg (water) Pb (water) Ni (water) AOX (water) Nitrate (soil) Metals (soil) Pesticide soil Waste Waste (special) LMRAD HRAD Energy	Global warming 100 Ozone depletion Ozone formation (Vegetations) Ozone formation (Human) Acidification Terrestrial eutrophication Aquatic eutrophication EP (N) Aquatic eutrophication EP (P) Human toxicity air Human toxicity water Human toxicity soil Ecotoxicity water chronic Ecotoxicity water acute Ecotoxicity soil chronic Hazardous waste Slags/ashes Bulk waste Radioactive waste Resources (all)	Life expectancy Severe morbidity Morbidity Severe nuisance Nuisance Crop growth capacity Wood growth capacity Fish and meat production Soil acidification Prod. Cap. Irrigation water Prod. Cap. drinking water Depletion of reserves Species extinction

V. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

V.1. Impacts globaux

V.1.1. Effet de serre

C'est un processus naturel de réchauffement de l'atmosphère qui intervient dans le bilan radiatif de la Terre. Il est dû aux gaz à effet de serre (GES) contenus dans l'atmosphère. En effet ces gaz permettent de retenir une partie de la chaleur apportée à la terre par le soleil en absorbant le rayonnement infrarouge émis par la surface de la Terre, par l'atmosphère et par les nuages. Une partie de ce rayonnement absorbé est ensuite ré-émis en direction du sol, et ainsi contribue au réchauffement des basses couches de l'atmosphère : c'est l'effet de serre naturel.

L'effet de serre n'est pas en soi nocif aux écosystèmes. Sans lui, la température terrestre avoisinerait les -18°C au lieu de 15°C . Cependant un excès de GES dépassant la capacité des écosystèmes à les piéger et à les absorber est un danger pour la plupart des espèces dites évoluées. L'effet de serre renforcé est, responsable à de la hausse de la température moyenne de $0,6^{\circ}\text{C} \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ depuis la fin du XIXe siècle.

Plus d'une quarantaine de gaz à effet de serre ont été recensés par le Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'Evolution du Climat GIEC (IPCC Inter governmental Panel on Climate Change) parmi lesquels figurent le dioxyde de carbone, la vapeur d'eau, le méthane, l'ozone, le protoxyde d'azote, les hydrofluorocarbures (HFC), les perfluorocarbures (PFC) et l'hexafluorure de soufre (SF₆) (IPCC, 2007). Le dioxyde de carbone représente près de 70% des émissions de gaz à effet de serre d'origine anthropique.

L'impact du à effet de serre est exprimé en Pouvoir de Réchauffement Global (PRG) connu sous le nom Global Warning Potentiel (GWP) qui permet de savoir de combien on augmente l'effet de serre lorsque l'on émet un kg du gaz considéré. Ce pouvoir dépend de la nature de gaz. Le PRG est défini comme le forçage radiatif d'une quantité de gaz donnée, relativement au dioxyde de carbone, intégré sur une durée qui est, généralement, fixée à 100 ans. Le Tableau III.9 présente les valeurs de PRG₁₀₀ de quelques gaz à effet de serre.

Tableau I.9 : Pouvoir de réchauffement global (GWP_{100}) des gaz à effet de serre (IPCC, 2007)

GES	GWP_{100}
Dioxyde de carbone	1
Méthane	25
Protoxyde d'azote	298
Dichlorodifluorométhane	10900
Tétrafluorure de carbone	7390

V.1.2. Dégradation de la couche d'ozone

La couche d'ozone est une couche d'air qui filtre les rayons de soleil. Elle protège toutes les formes de vie de l'effet nocif des rayons ultraviolets (UV). Elle se forme dans l'atmosphère lorsque les rayons solaires frappent des molécules d'oxygène et les scindent en deux atomes. Si un des atomes ainsi libérés rencontre une molécule d'oxygène il se joint à elle et forme de l'ozone. L'ozone se dissocie naturellement dans l'atmosphère au contact des rayons solaires et sous l'effet d'une réaction chimique engageant diverses substances qui contiennent de l'azote, de l'hydrogène et du chlore. Dans une atmosphère non polluée, il s'établit un équilibre dynamique entre la production et la destruction d'ozone alors la concentration totale d'ozone dans la stratosphère demeure constante. Ces dernières années, l'activité humaine a modifié cet équilibre dynamique en rejetant de nombreuses substances appauvrissant la couche d'ozone.

V.1.3. Epuisement des ressources naturelles

On dénomme ressources naturelles les diverses ressources minérales et biologiques nécessaires à la vie de l'homme. Ces ressources naturelles peuvent être classées en deux groupes à savoir : les renouvelables (biotiques) et les non renouvelables (abiotiques). La classification d'une ressource naturelle selon ces deux catégories dépend de trois paramètres (Hajjaji, 2011) :

- La consommation mondiale de la ressource.

- L'état des réserves de la ressource définies comme la partie des réserves identifiées et répondant aux critères physico-chimiques relatifs aux pratiques actuelles d'extraction et de production.
- La renouvelabilité de la ressource qui dépend de l'échelle spatio-temporelle dans laquelle on se place. En effet une ressource est renouvelable si elle est inépuisable et reproductible dans un avenir prévisible. Par contre si elle dépend d'un stock fini et non reproductible à l'échelle humaine, nécessitant des millions d'années et certaines conditions géologiques pour se régénérer, elle n'est pas renouvelable.

La prise en compte de cette catégorie d'impact répond bien au souci de développement durable respectueux de l'environnement et des générations futures. En effet, il est d'autant plus pénalisant de consommer une ressource qu'elle est rare et non renouvelable à l'échelle humaine.

V.2. Impacts régionaux

V.2.1. Acidification

Cet impact correspond au dépôt d'acides sur le sol et dans l'eau en raison des activités humaines. Ce phénomène peut modifier les équilibres chimiques et biologiques et affecter gravement les écosystèmes. Ces effets sont la diminution du pH, la baisse de la teneur en nutriments et l'augmentation de la teneur en éléments toxiques. Les apports anthropogéniques les plus incriminés sont le dioxyde de soufre et les oxydes d'azote. Ces gaz peuvent se transformer au contact avec l'eau en acide sulfurique et en acide nitrique qui constituent par la suite les pluies acides (Bliefert, 2001). Il faut ajouter à ces types la contribution ponctuelle de HCl et la participation indirecte de l'ammoniac qui se transforme dans les sols en acide nitrique.

V.2.2. Eutrophisation

L'eutrophisation correspond à un apport excessif de nutriments dans un milieu (aquatique, sol et sédiments) ce qui entraîne un déséquilibre des cycles biogéochimiques. Ce déséquilibre engendre à son tour une croissance importante de certaines espèces au détriment des autres (Rousseaux, 1998). Ce phénomène peut être divisé en deux sous-catégories:

- Eutrophisation des écosystèmes terrestres: un apport d'azote peut conduire à une augmentation de la production de la biomasse. Par contre, un apport trop important se traduit par un déséquilibre nutritionnel (Koroneos et al., 2004).
- Eutrophisation des systèmes aquatiques: c'est une surfertilisation artificielle des eaux résultats de pollutions agricoles et urbaines. L'azote et le phosphore sont deux nutriments essentiels qui régulent la production de biomasse dans l'environnement aquatique (Rousseaux, 1998). Dans les eaux de surface, souterraines, ou marines, l'excès de substances nutritives conduit à une prolifération d'algues aquatiques. La croissance de ces algues entraîne une modification importante et rapide du milieu dans lequel d'autres espèces ne peuvent s'adapter. Il en résulte ainsi une variation importante du pH ainsi qu'une importante consommation directe ou indirecte d'oxygène dissous.

V.3. Impacts locaux

V.3.1. Toxicité humaine

Ces impacts de l'activité humaine sur la santé sont à l'origine les polluants générés par les activités anthropiques et les processus naturels. Les polluants concernés sont (Belhani, 2008):

- Les microorganismes pathogènes : virus, bactéries, champignons, etc.
- Les métaux lourds : mercure, nickel, cadmium, chrome, zinc, etc.
- Les composés traces organiques : dioxines (PCDD) et furanes (PCDF), pesticides, hydrocarbures (HAP, organochlorés), etc.
- Les composés gazeux: ammoniac, acides chlorhydrique et sulfurique, hydroxyde de soufre, oxydes de soufre et d'azote, COV, poussières, etc.

Toutefois ce n'est pas la seule présence ou l'absence de ces composés qui va provoquer une allergie ou une maladie mais la dose admise au sein de l'organisme. La toxicité d'une substance dépend de la concentration et l'évolution de l'agent toxique, de l'individu exposé, de la durée et de la voie d'exposition (Chevalier, 1999).

V.3.2. Ecotoxicité

Les polluants chimiques et biologiques ont des effets désastreux sur la faune et la flore puisque la capacité de résilience de ces dernières est faible et lente. On distingue l'écotoxicité pour les milieux aquatiques (eau douce ou bien eau de mer), les milieux terrestres et les sédiments. L'écotoxicité tient en compte des facteurs suivants (Renou, 2006):

- L'effet d'un toxique: il est variable d'une espèce à l'autre, et souvent même à l'intérieur d'une même espèce en fonction du stade de développement (larve, alevin, adulte...). L'écotoxicité touche l'ensemble de la faune et la flore : ceci rend l'évaluation des impacts éco-toxicologiques plus difficile et dans certains cas impossible. Par conséquent les spécialistes ont permis de simplifier les études par l'analyse d'espèces particulièrement sensibles ou représentatives d'un état écologique du milieu.
- Le transfert des polluants: il aboutit à des évolutions importantes de la concentration du polluant de la source d'émission à la cible. Ainsi on observe des phénomènes de bioaccumulation dans les organismes, ou de dilution des toxiques dans le milieu...
- L'évolution du toxique : les produits toxiques peuvent subir des transformations dans le milieu, ce qui modifie leur toxicité.

VI. PROBLEME D'ALLOCATION DANS LES ACV

L'allocation est l'un des phases les plus critiques de la méthodologie ACV. En effet, souvent les processus de production et de traitement des déchets sont des systèmes à produits multiples. Ainsi, lors de l'évaluation de ce type de systèmes, une méthode d'allocation doit être choisie afin de répartir les données d'inventaire du cycle de vie et les charges environnementales entre les différents produits. En effet on ne cherche à déterminer que la part des impacts du processus imputables à la fonction à laquelle on s'intéresse.

Généralement, les problèmes d'allocation interviennent dans trois cas (Ekvall et al., 2001) :

(1) Coproduction : lorsqu'un système génère plusieurs produits ou services tandis qu'un seul de ces flux sortant contribue à la fonction étudiée.

(2) Co-traitement: lorsqu'un système traite plusieurs déchets simultanément tandis qu'on cherche à étudier le traitement d'un seul de ces déchets.

(3) Revalorisation : elle consiste à donner une valeur socio-économique positive à un déchet.

Plusieurs méthodes sont utilisées pour résoudre les problèmes d'allocation aucunes d'elles n'est générale. Parmi ces méthodes on trouve :

- Méthodes d'allocation fondées sur un paramètre physique : les impacts sont répartis entre les produits suivant le paramètre physique choisi (la masse, le contenu énergétique ou le volume). Chaque impact est alors alloué de la même façon.

- Méthodes d'allocation fondées sur un paramètre socio-économique : les impacts sont répartis entre les différents produits suivant un tel paramètre. Il peut être d'un ressort plutôt économique, comme le prix de marché du produit ou le coût de production ou plutôt social, comme le nombre d'utilisateurs du produit.
- Méthode d'affectation par impacts évités (appelée également par élargissement du système) : le principe de cette méthode est que la quantité de coproduit du système est substituée à une quantité équivalente d'un autre produit assurant la même fonction. Ainsi, les impacts qu'aurait engendré ce produit alternatif sont soustraits du total des impacts de premier système.

Le choix d'un mode d'allocation doit être étudié selon les cas en lien avec le contexte et les objectifs de l'étude. Par conséquent, une étude de sensibilité sur les règles d'allocation choisies est préconisée par la norme ISO pour déterminer leur influence sur le résultat final.

VII. LIMITES DE L'ACV

La caractéristique essentielle de l'ACV est sa nature «holistique». Elle est à la fois sa force majeure et, en même temps, sa limitation. En effet, cette exigence de globalité implique pour sa faisabilité un certain nombre de simplifications.

En outre, dans sa version de base, l'ACV met l'accent sur les aspects environnementaux des produits et n'évoque pas leurs caractéristiques économiques ni sociales. Les impacts environnementaux sont souvent décrits comme des «impacts potentiels», parce qu'ils ne sont pas spécifiés dans le temps et dans l'espace et qu'ils sont liés à une unité fonctionnelle souvent définie arbitrairement.

Ainsi, on dit que l'ACV a vocation à évaluer la capacité d'un système à causer des effets indésirables pour l'environnement (impacts potentiels) plutôt que la réalisation réelle de ces effets dans un environnement parfaitement identifié et spécifié (impacts réels).

Bien que l'ACV vise à s'appuyer sur des bases scientifiques, elle implique certaines hypothèses et des choix techniques. De plus les différents indicateurs de catégorie d'impacts ont des degrés de robustesse plus ou moins élevés. Notamment, il est reconnu que les indicateurs «toxicité humaine» et «écotoxicité» sont sujets à de très fortes incertitudes. Par conséquent, les résultats sur ces indicateurs doivent donc être interprétés avec la nuance requise.

Les limites d'ACV concernent non seulement l'état de l'art mais aussi la disponibilité des données. En effet, les bases de données sont en cours d'élaboration dans divers pays, et le format des bases de données est en cours de normalisation. Mais dans la pratique, les données sont souvent obsolètes, incomparables, ou de qualité inconnue.

L'ACV est caractérisée comme étant un outil d'analyse dans la mesure où elle fournit des informations servant comme étant un support de décision. L'ACV ne peut pas remplacer le processus de prise de décision. En effet on ne peut pas dire: «L'ACV a prouvé que cette décision doit être prise». Mais on dit plutôt « basé sur une étude de l'ACV et autres arguments de preuve, la décision suivante a été prise».

Les limitations de l'ACV telles que présentées ci-dessus peuvent être prises en compte en élargissant l'analyse et/ou en faisant appel à d'autres outils d'analyse. L'utilisation complémentaire de différents outils est impératif si on s'intéresse à d'autres aspects d'un nouveau produit, telles que les aspects sociaux et économiques. Enfin, l'objectif est de fournir «une boîte » à outils qui offre des opportunités de différents types d'analyse, en rapport avec les besoins conformément aux circonstances étudiées. Les limitations décrites dans la section précédente se réfèrent non seulement à l'état de l'art des différents outils, mais aussi à la disponibilité des données correctes. Cette boîte à outils est donc un objectif à long terme, plutôt qu'à court terme. Néanmoins, le but de combiner l'utilisation de différents outils dans une situation de décision est valide et possible.

C. ANALYSE EMERGETIQUE

IV. GENERALITES

I.1. Définition

L'émergie est définie comme étant l'énergie solaire disponible utilisée directement et indirectement à la réalisation d'une tâche, comme la production d'un objet ou la fourniture d'un service (Odum et Brown 2000 ; Brown et Cohen 2008). En effet, la valeur émergétique d'un produit est la quantité d'énergie qui a été employée pendant sa création. Elle est désignée sous le nom de la «mémoire de l'énergie» qui a été utilisée dans un processus de transformation (Haden, 2003). Cette méthode a été développée pour évaluer l'ensemble des besoins en énergie pour obtenir un produit.

Les deux hypothèses fondamentales de l'analyse émergétique sont :

- Dans chaque phénomène observable (systèmes écologiques, sociaux, économiques et humains) il y a une transformation d'énergie,
- Presque toutes les transformations d'énergie dans les écosystèmes ont le rayonnement solaire comme origine commune. Donc toutes ces transformations peuvent être comptabilisées énergétiquement en un seul genre d'énergie: l'énergie solaire.

Le concept d'émergie considère la Terre comme un système ayant comme seuls intrants énergétiques majeurs et constants l'énergie solaire, l'énergie marémotrice et la chaleur interne de la Terre. Par conséquent, tous les systèmes vivants sont connectés au sein d'un réseau de circulation de l'énergie convertissant l'énergie issue de ces trois sources de qualité inférieure (répandue, qui existe en grande quantité mais qui est peu concentrée) en une énergie de qualité supérieure (une énergie plus concentrée et plus facilement exploitable) et en énergie thermique dégradée. Toutes les autres formes d'énergie existant sur Terre peuvent être dérivées de ces trois sources capitales via des transformations énergétiques. Comme l'énergie solaire est l'intrant énergétique majoritaire sur Terre, toutes les autres formes d'énergie sont converties en équivalent solaire afin d'être exprimées dans une unité commune. L'analyse émergétique caractérise donc tous les produits et les services en équivalent énergie solaire et l'émergie représente la quantité d'énergie nécessaire pour effectuer une tâche particulière si les radiations solaires étaient les uniques intrants.

Ainsi, l'émergie est une méthode d'analyse quantitative qui permet d'exprimer les ressources non-matérielles (ressources naturelles telles que le soleil, la pluie, le vent...), les ressources matérielles, les services et les produits dans une unité commune (Bastianoni et al., 2001). Cette unité est donc exprimée en quantité d'énergie solaire utilisée (Odum et Brown 2000) et s'exprime en joules d'énergie solaire « sej » pour solar emjoule.

L'économie peut être aussi comptabilisée dans ce réseau de flux d'énergie. Dans ce cas, elle est considérée comme étant «la richesse directe et indirecte» provenant des ressources environnementales mesurées par l'émergie (Odum et Brown 2000). La question sur les contributions de la nature à un processus de production ou de consommation devient de plus en plus capitale (Haden, 2003). L'analyse émergétique est une forme d'analyse énergétique qui permet de quantifier la valeur des ressources naturelles et économiques afin d'évaluer la valeur du soutien environnemental à grande échelle pour l'économie humaine (Odum, 1988). Contrairement à l'analyse économique, qui considère la nature comme une extériorité,

L'analyse émergétique estime toutes les entrées économiques et environnementaux (travail humain et de la nature) du produit ou d'un service en équivalent d'énergie solaire (Haden, 2003). L'évaluation économique utilise la «disposition à payer» («willingness to pay») comme le seul moyen de mesure et affecte (attribue) le coût du produit selon son utilité. Par contre l'émergie propose une idée d'opposition à la valeur: plus il y a d'énergie, de temps et de matériaux investis dans une tâche quelconque, plus la valeur de cette dernière sera grande (Brown et Cohn 2008). Elle est considérée comme une approche d'évaluation «côté donateur», car elle valorise les éléments basés sur les intrants énergétiques, par opposition à ce que les consommateurs préfèrent. Selon la théorie de l'émergie, plus il y a eu de travaux antérieurs effectués pour produire un bien (ou plus d'énergie utilisée pour le produire et donc incorporée) plus la valeur émergétique sera grande. Puisque le travail est un processus fondamental de transformation d'énergie, en analyse émergétique, le résultat du travail est considéré comme la valeur du produit (Haden, 2003)

La méthode de l'analyse émergétique vise donc à évaluer l'exécution environnementale du système sur l'échelle globale de la biosphère, en tenant compte également, des entrées environnementales gratuites (rayonnement solaire, vent, pluie, flux géothermique) aussi bien que les entrées environnementales indirectes incorporées dans le travail humain et les services (Buonocorea et al., 2014). En raison de ces avantages l'analyse émergétique est utilisée pour évaluer la durabilité des systèmes et pour quantifier toutes les entrées, environnementales et achetées, dans une base commune.

I.2. Transformité

La transformité (ou coefficient de transformation) évalue la quantité d'émergie (en sej) requise directement ou indirectement pour produire une unité d'un service ou d'un bien. Elle correspond au rapport de l'émergie nécessaire pour produire un flux ou une unité de stock, et l'énergie réelle de ce flux ou de ce stock (Zhang et al., 2010). Ainsi, la transformité solaire (ou émergie spécifique) d'un produit est le ratio de son émergie solaire (ou émdollars) sur l'énergie (ou unité monétaire) qu'il contient et se mesure en sej/J (ou sej/\$). Elle est donnée par l'équation suivante (I.20) :

$$Y = \tau \times E \quad (I.20)$$

Avec Y : l'émergie totale

E : le contenu énergétique du produit.

Elle indique la position hiérarchique d'un produit sur l'échelle thermodynamique de la biosphère et donc, en quelque sorte un coût de production de produit mesuré dans «la devise de biosphère». C'est un indicateur de contributions environnementales passées qui se sont combinées pour créer une ressource, ainsi que l'effet potentiel sur un système qui va résulter de l'utilisation de cette ressource (Brown et Ulgiati, 1997). Les transformités peuvent être considérées comme des facteurs de «qualité» expliquant l'appui environnemental fourni par la biosphère à la formation de produit. Plus il y a d'utilisation des ressources associées à ce produit, plus sa transformité sera élevée, et par conséquent plus le produit occupera une position élevée dans la hiérarchie de l'énergie (Brown et Cohen 2008).

La transformité permet de convertir chaque flux d'un système en énergie solaire et de l'exprimer en une unité commune. Ceci permet une comparaison entre flux et entre les systèmes. Lorsqu'on compare des systèmes ayant des productions équivalentes, la plus forte transformité indique que moins de produits sont obtenus avec la même quantité d'énergie investie, ou que plus de ressources sont nécessaires pour obtenir le même niveau de production. Autrement dit, elle indique l'efficacité du point de vue de l'écosystème des systèmes et des processus de production puisqu'elle représente le travail effectué par nature et la société pour produire un produit ou un service.

L'énergie solaire étant la base de tous les calculs d'énergie, la transformité de l'énergie solaire absorbée par la Terre est de 1. La plupart des transformités sont calculées à partir du flux annuel d'énergie sur la Terre (Odum et Brown 2000). Une réévaluation des quantités d'énergie solaire nécessaires aux phénomènes biologiques et économiques a été réalisée par Odum en 2000. Par conséquent, un facteur de correction de 1,68 doit être appliqué aux transformités publiées avant 2000.

Dans les procédés fabriquant deux produits, un problème se pose : tous les besoins d'énergie doivent-ils être divisés entre ces deux produits. Dans l'approche énergétique il est incorrect de répartir l'énergie entrante entre les coproduits si les produits sont inséparables, c'est-à-dire s'ils ne peuvent pas être produits indépendamment l'un de l'autre dans le processus. Dans ce cas tous les coproduits ont la même énergie, qui est identique à toute l'énergie entrante (Bastianoni et Marchettini 2000 ; Valyi 2005 ; Sha et al., 2012). Par conséquent toute l'énergie sortante est doublée dans la coproduction de deux produits inséparables. Cependant pour les produits indépendants, (qui peuvent être fabriqués indépendamment l'un à l'autre dans le processus) la division d'énergie peut être faite (Bastianoni et Marchettini 2000 ; Valyi 2005 ; Sha et al., 2012). En effet, l'énergie est une «mémoire» de toutes les ressources

employées par la biosphère dans toutes les étapes menant au produit. Les deux coproduits inséparables nécessitent le même montant de travail de passé de la biosphère. Ainsi, l'énergie n'est pas une fonction d'état thermodynamique comme l'énergie ou l'exergie : elle dépend du chemin suivi.

Pour les systèmes produisant plusieurs coproduits comme les systèmes agricoles (production de lait, de viande, plusieurs espèces de poissons), il a été constaté que la méthode initiale d'allocation (dite « régulière ») créait un biais en désavantageant systématiquement ces systèmes lors des comparaisons avec des systèmes n'ayant qu'un seul produit (Wilfart et al., 2012). De ce fait, Bastianoni et Marchettini (2000) proposent que la transformité du système soit calculée en divisant l'énergie totale par la somme des énergies des coproduits plutôt que de la transformité pour l'évaluation des systèmes de coproduction : la transformité commune τ_{com} et la transformité moyenne τ_{moy} . La transformité commune est définie en tant qu'énergie solaire nécessaire pour la coproduction divisée par la somme des énergies des produits :

$$\tau_{\text{com}} = \frac{Y}{E_1 + E_2} \quad (\text{I.21}).$$

La transformité moyenne est donnée par cette relation

$$\tau_{\text{moy}} = \frac{E_1}{E_1 + E_2} \tau_1 + \frac{E_2}{E_1 + E_2} \tau_2 \quad (\text{I.22})$$

Avec

E : Contenu énergétique de chaque produit

La coproduction est plus efficace si la transformité commune est plus petite que la transformité moyenne (Sha et al., 2012). Les transformités régulières sont utilisées pour comparer les composés. Par contre les transformités communes sont utilisées pour comparer les différentes alternatives des processus (Kamp 2013). Dans les calculs d'évaluation émergétique, on n'utilise que les transformités régulières (Bastianoni et Marchettini 2000).

V. DIFFERENTES ETAPES DE L'ANALYSE EMERGETIQUE

L'analyse émergétique a été développée au cours des 20 dernières années. La comptabilité d'énergie est structurée dans une approche conduisant à la conversion de toutes les entrées en système (d'énergie, de matériaux, et de services humains) en leur énergie solaire équivalente (Ulgiati et Brown, 2002). L'évaluation émergétique d'un système est une analyse des flux de

massiques et énergétiques qui sont convertis en énergie en utilisant les transformités. La méthodologie générale pour l'analyse énergétique est une approche systématisée «hiérarchisée» et inclut les quatre étapes suivantes (Wu et al., 2013):

- Construction des diagrammes énergétiques globaux du système : ceci est fait pour organiser les relations et les voies de l'échange entre les composants et la ressource.
- Construction d'un tableau d'évaluation d'énergie : le tableau rassemble les données brutes et les facteurs de conversion. Ces facteurs de conversion (les teneurs en énergie et les transformités) sont nécessaires pour changer les données brutes en énergie
- Calcul des indices (indicateurs) énergétiques : ces indices relient les flux énergétiques économiques avec les flux énergétiques environnementaux et estiment la viabilité économique et la durabilité environnementale
- Interprétation des résultats et recommandations

II.1. Construction de diagramme énergétique

La première étape de l'analyse énergétique consiste à réaliser le diagramme énergétique du système. Le schéma définit la frontière analytique du système en identifiant explicitement les ressources d'entrée nécessaires. Ce diagramme est essentiel afin d'organiser les différents rapports existant entre les principaux composants et les processus du système. Il permet de décrire l'écosystème sur des bases environnementales tout en le reliant au monde économique. Il est construit à partir d'un langage de modélisation utilisant des symboles spécifiques proposés par Odum (1996).

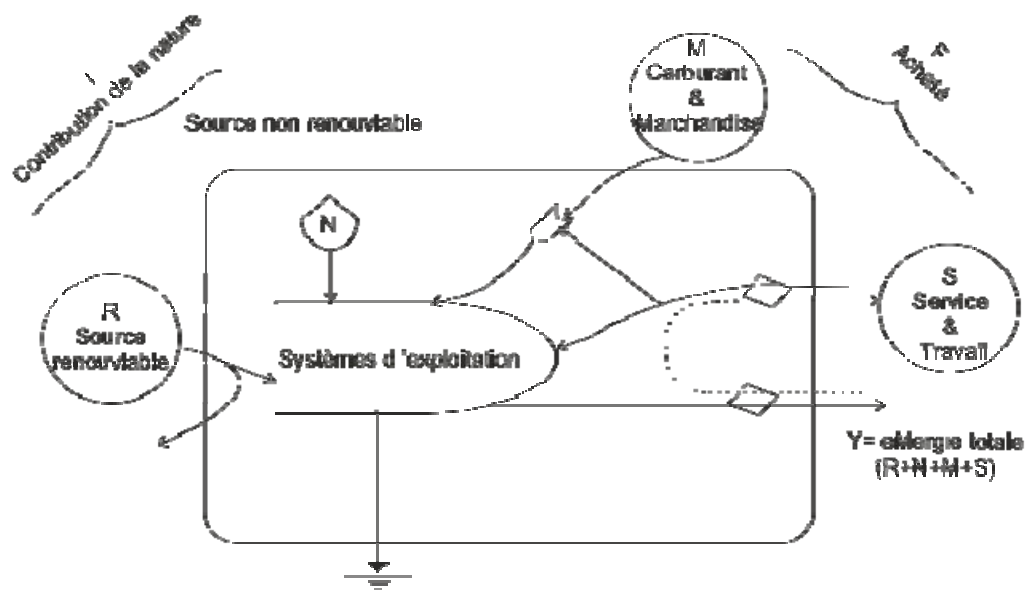


Figure I.9. : Exemple de schéma simplifié du diagramme énergétique

Ce diagramme permet de classer les différents flux selon leur origine. En effet les flux sont classés en deux catégories principales: la contribution de la nature (I) et les ressources achetées de l'économie (F) (figure I.9). Ils sont classiquement représentés de la manière suivante:

- à gauche, les flux issus de la nature (I),
- à droite les interactions avec le monde économique,
- en haut les intrants provenant de l'activité humaine (F),

Les contributions de la nature sont les entrées environnementales locales qui sont classées en sources renouvelables (R) ou non-renouvelables (N). Les flux issus de l'activité humaine (F) sont classés en matériaux (M) et en services (S). Chaque flux de ces derniers est constitué d'une partie renouvelable (MR, SR) et d'une autre partie non renouvelable (MN, SN). Les contributions renouvelables de la nature comprennent l'ensoleillement, le vent, la pluie et l'évapotranspiration. Les ressources achetées (M) représentent l'énergie solaire incorporée dans les matériaux, comme les engrais, les herbicides, les machines et le carburant. Les services achetés (S) représentent les services de l'homme, et les autres frais financiers.

II.2. Tableau d'évaluation énergétique

La deuxième étape consiste à classer les différents flux représentés dans le diagramme dans un tableau d'évaluation. Ce tableau constitue la traduction directe du diagramme d'énergie. Il fournit un modèle pour le calcul des valeurs d'énergie des flux. Dans ce tableau, les données brutes sur les flux et les réserves de stockage sont convertis en énergies, énergies et emdollars pour faciliter leurs comparaisons. Le tableau est constitué généralement de huit colonnes et un nombre variable de lignes en fonction du système. Tous les flux identifiés dans le diagramme énergétique apparaissent comme des éléments de ligne numérotés de haut en bas. En effet, chaque ligne représente une voie de sortie ou à une entrée du système. Les éléments de ligne sont répartis en fonction de leur origine : issu de la nature (renouvelables (R), non renouvelables (N)), les ressources libres achetées (M), ou des services achetés (S).

Les colonnes sont définies comme suit:

- La colonne 1 indique le numéro de ligne : c'est le numéro de l'élément évalué qui correspond également à la note où les données et les calculs sont détaillés.
- La colonne 2 indique le nom de l'élément / flux
- La colonne 3 indique l'unité dans laquelle est exprimé le flux (J, kg, \$),

- la colonne 4 indique la quantité annuelle de flux,
- La colonne 5 indique la transformité (énergie spécifique) associée au flux,
- La colonne 6 indique le flux d'énergie exprimé en joule d'énergie solaire par an (sej/an),
- La colonne 7 indique la référence de la transformité,
- La colonne 8 indique le pourcentage renouvelable dans le flux d'énergie. En effet, les intrants renouvelables issus de la nature ont un pourcentage de cent alors que les intrants non renouvelables issus de la nature ont un pourcentage nul. Pour les autres intrants, la part renouvelable dépend de la proportion d'énergie renouvelable nécessaire à leur obtention. Le pourcentage de chaque classe (R, N...) est de plus en plus couramment mentionné afin d'affiner le calcul des indicateurs. Ceci est considéré comme une innovation dans la méthodologie, car elle permet le calcul précis des index de performances qui dépend du renouvellement des flux énergétiques
- Le bas du tableau indique la quantité totale d'énergie (Y) entrée dans le système ainsi que la masse et l'énergie de tous les produits.

II.3. Indicateurs émergétiques

Après la réalisation des tableaux d'évaluation énergétique, des indicateurs sont calculés pour ausculter la perspective et aussi pour aider à la prise de décision. Ces indicateurs combinent des fonctions d'énergie renouvelable, non renouvelable et achetée (Lu et al., 2003). Cinq indicateurs d'énergie proposés par Odum (1996) et revus par Cavalett et al. (2006) sont couramment utilisés pour évaluer les performances des différents systèmes. Ils permettent d'évaluer l'efficacité énergétique, les impacts sur l'environnement et par conséquent leur durabilité environnementale. Pour les processus à petite échelle et les sous-systèmes économiques - comme l'agriculture - la durabilité est considérée comme une fonction de l'énergie générée par le processus à l'économie, de la charge globale du processus sur l'environnement et du degré auquel le processus se repose sur les flux de l'énergie renouvelables (Haden, 2003).

II.3.1. Pourcentage d'énergie renouvelable ou «percentage of renewability» (%R)

Il mesure le degré d'énergie renouvelable par rapport à l'énergie totale du système, soit

$$\%R = \frac{R+M_R+S_R}{Y} \quad (I.23)$$

L'énergie renouvelable locale est la force d'entraînement pour soutenir un écosystème sous les contraintes imposées par l'environnement.

Ce pourcentage est celui qui est pris en compte pour coter la partie renouvelable (R) de chaque flux. Plus la fraction d'énergie renouvelable est faible, plus la pression sur l'environnement est haute. En effet, à long terme, seuls les systèmes ayant un pourcentage d'énergie renouvelable élevé sont considérés comme étant plus durables sur le plan environnemental et en capacité de réagir à un stress économique plus rapidement que les systèmes reposant sur une part élevée de ressources non renouvelables (Dong et al., 2008).

II.3.2. Charge environnementale ou «Environmental Loading Ratio» (ELR)

C'est le ratio entre l'énergie issue des ressources non renouvelables (locales ou achetées) et l'énergie issue des sources renouvelables. C'est un indicateur de la charge imposée sur l'environnement.

$$ELR = \frac{N+M_N+S_N}{R+M_R+S_R} \quad (I.24)$$

Cet indicateur sous-entend qu'une fois qu'un service environnemental a été utilisé pour un processus, il n'est plus disponible pour autre chose. Il représente donc le stress qu'exerce le système sur son environnement et permet donc d'appréhender le poids des systèmes sur l'environnement local (Zhang et al., 2010). Une valeur élevée de l'indicateur ELR signifie que les ressources non renouvelables et la rétroaction de la société sont largement utilisées par rapport aux énergies renouvelables, ce qui entraîne des impacts environnementaux plus élevés. Il peut également être considéré comme un rapport entre l'énergie sous contrôle humain (intrants locaux et achetés non renouvelables) et l'énergie renouvelable issue de la nature (et donc gratuite). Par conséquent, plus la fraction d'énergie renouvelable est faible, plus la pression environnementale est forte. C'est un indicateur de la pression des systèmes sur l'environnement et il peut être considéré comme une mesure de la perturbation des écosystèmes due à la production des produits (Zhang et al., 2010).

Dans le cas d'un écosystème normal, il n'y aurait aucun investissement de l'extérieur et l'énergie renouvelable locale est capable de piloter les processus locaux et soutenir un écosystème en respectant les contraintes imposées par l'environnement. Il est ainsi caractérisé par un $ELR = 0$ (Dong, 2008). En cas contraire, les énergies non renouvelables et importées conduisent à différents développements dont la distance de l'écosystème naturel peut être

mesurée par la valeur de l'indicateur ELR. Une charge plus intense se traduira par une valeur plus élevée indiquant une demande environnementale élevée et par conséquent un impact potentiel plus lourd sur l'écosystème environnant :

- Une valeur inférieure à 2 indique un impact faible sur l'environnement,
- Des valeurs entre 2 et 10 indiquent un impact du système modéré sur l'environnement,
- Des valeurs supérieures à 10 indiquent que le système est à l'origine d'impacts importants dus à des flux importants d'énergie non renouvelable concentrés dans un environnement relativement restreint.

L'indicateur ELR est capable de faire la différence entre les ressources non renouvelables et renouvelables, complétant ainsi l'information qui est fournie par la transformité et le pourcentage d'énergie renouvelable. Le % R indique rapidement la proportion de l'énergie totale qui est renouvelable, tandis que l'indicateur ELR décrit rapidement l'ampleur de l'utilisation des ressources non renouvelables par rapport à la capacité renouvelable. C'est donc un bon indicateur de la durabilité du processus.

II.3.3. Rendement d'énergie ou «Emergy Yield Ratio» (EYR)

C'est le rapport entre l'énergie totale des intrants et l'énergie des intrants provenant de l'activité humaine,

$$EYR = \frac{Y}{F} \quad (I.25)$$

Il représente la capacité d'un système à exploiter et à rendre disponibles les ressources locales (renouvelables et non-renouvelables) en investissant des ressources extérieures à plus large échelle, au-delà de ses frontières. Il donne un aperçu du processus du point de vue de ses «ouvertures ». De plus, il indique l'efficacité du système utilisant les entrées achetées (Zhang 2010). C'est une mesure de la dépendance du processus aux intrants achetés et la contribution du processus à l'économie. Plus la valeur de cet indice est élevée, plus la quantité de produits obtenus par unité de rétroaction de l'économie est grande.

L'indicateur EYR est donc très sensible à l'utilisation de ressources naturelles par rapport à celle de ressources achetées. La valeur minimale de cet indicateur est de 1. Dans ce cas, le processus de transformation restitue la même quantité d'énergie que celle qui y est entrée. Il n'y a pas de création d'énergie, Y étant égal à F (c'est-à-dire $I = 0$). Le processus ne fait que

transformer des ressources déjà existantes et ne participe pas à la création de richesse (Agostinho et al., 2008).

Les processus ayant des indicateurs EYR égaux ou légèrement supérieurs à 1 ne fournissent pas d'énergie nette à l'économie mais ils transforment les ressources qui sont déjà disponibles depuis des processus précédents. Ainsi, ils agissent comme des processus consommateurs plus que créateurs de nouvelles opportunités pour la croissance de système. Les processus ayant des indicateurs EYR plus grands que l'unité fournissent une énergie nette significative à l'économie. En d'autres termes, ces processus fournissent de la croissance. De grandes valeurs de l'indicateur EYR indiquent une utilisation efficace d'énergie investie de l'extérieur du système (F) vers des ressources locales.

A titre d'exemple, les sources d'énergie primaire qui sont fortement transformées (ex. gaz, pétrole...) ont un indice généralement supérieur à 5. Les sources d'énergie secondaire et les matériaux primaires (ex. ciment, acier...) ont des indices compris entre 2 et 5, ce qui indique une contribution modérée à l'économie locale. Les systèmes agricoles intensifs ont une valeur EYR inférieure à 2 indiquant ainsi que les fermes ont une forte dépendance vis-à-vis des ressources économiques (Agostinho et al., 2008).

II.3.4. Rendement d'investissement ou «Emergy Investment Ratio» (EIR)

Il s'agit du ratio entre les intrants achetés (F) et les ressources issues de la nature (renouvelables et non renouvelables) (I),

$$EIR = \frac{F}{I} \quad (I.26)$$

Son intérêt réside dans son interprétation parfois plus facile que l'indicateur EYR. Il évalue le fait qu'un processus utilise bien ou non l'énergie disponible (issue de la nature). Un EIR faible caractérise des systèmes efficaces, qui utilisent bien les ressources naturelles disponibles sur le site et peu les ressources payantes.

Un faible EIR (soit inférieur 1) indique que l'investissement est faible et que la nature représente la contribution majeure de l'énergie. Quand les systèmes agricoles et les procédés industriels deviennent plus intenses en énergie, l'augmentation de l'EIR indique que la nature contribue proportionnellement moins pour le processus (Felix et al., 2009).

II.3.5. Indice de durabilité ou «Emergy Index of Sustainability» (EIS)

Enfin, il est possible de combiner EYR (sensible à l'utilisation de l'énergie extérieure par rapport à l'énergie locale) et ELR (sensible à l'utilisation de l'énergie non renouvelable par rapport à l'énergie renouvelable) dans un ratio appelé indicateur de durabilité ou «Emergy Index of Sustainability» (EIS)

$$EIS = \frac{EYR}{ELR} \quad (I.27)$$

C'est une mesure agrégée du rendement et de la charge environnementale en tant que fonction de durabilité d'un processus donné. Il mesure la contribution potentielle d'une ressource ou d'un processus à l'économie par unité du chargement environnemental.

Plus la valeur de EIS est élevée, plus le système apparaît comme durable (d'un point de vue énergétique). Et pour l'avoir il faut avoir soit un EYR élevé soit un ELR faible soit les deux à la fois. Cela suppose que le système étudié utilise beaucoup de ressources naturelles (I largement supérieure à F) et peu de ressources non renouvelables (R largement supérieur à N et F). Autrement dit, le système exploite peu de ressources issues de la technosphère et utilise des ressources naturelles renouvelables, et si son ELR est faible, il provoque peu de stress sur l'environnement.

VI. CONCLUSION

L'analyse énergétique est de plus en plus utilisée en agriculture pour analyser ou comparer les systèmes que ce soit des systèmes de production végétale, animale ou des systèmes intégrés (polyculture – élevage ou culture –poly-élevage). Elle permet aussi d'évaluer l'agriculture à l'échelle d'un pays. En production végétale, l'analyse énergétique a été appliquée surtout pour comparer l'effet de différents types de cultures sur l'environnement et l'utilisation de ressources (Wilfart et al., 2012) ou pour comparer différents systèmes de production végétale (Lefroy et al., 2003 ; Martin et al., 2006 ; Agosthino et al., 2008 ; Feng et al., 2009) afin d'orienter ces systèmes vers des solutions plus durables.

Les ressources environnementales pour l'agriculture (terre, eau, énergie, forêts) doivent être protégées pour une production alimentaire durable (Martin et al., 2006). Ainsi, les indices qui permettent de quantifier le stress de l'environnement du à la production sont essentiels pour sélectionner les méthodes agricoles futures. L'indicateur ELR est directement lié à la fraction des ressources renouvelables, et il est considéré comme une mesure de la perturbation des

écosystèmes due à la production (Martin et al., 2006). La plupart des ressources achetées créent des dégradations de l'environnement lors de leur fabrication, leur utilisation et leur assimilation par l'environnement. En s'appuyant uniquement sur les énergies naturelles, une région sauvage (jungle) aura une charge environnementale proche de zéro, tandis qu'une ville moderne aux États-Unis qui s'appuie fortement sur les ressources importées peut avoir une charge environnementale plus grande que 100 (Martin et al., 2006).

En agriculture, un investissement d'énergie de l'économie est réalisé afin de capturer l'énergie renouvelable de l'environnement. Le rendement émergétique est surtout applicable lors de l'analyse des systèmes agricoles où les ressources achetées sont utilisées pour concentrer les énergies naturelles afin de produire des produits. Les entrées renouvelables du domaine de l'agriculture sont le soleil, la pluie et le vent. Ce sont des énergies de faible qualité et dispersés. Des énergies de haute qualité provenant de l'extérieur du système sont nécessaires pour gérer le système et concentrer ces énergies pour produire les sorties désirées. Le rendement émergétique quantifie l'efficacité des ressources achetées à orienter les ressources renouvelables à la production de produits agricoles. Il calcule le montant d'énergie renouvelable utilisée par l'investissement d'énergie non renouvelable. Les systèmes avec une plus grande fraction d'énergie renouvelables produisent un grand bénéfice par l'investissement d'énergie non renouvelable.

La combinaison de l'analyse émergétique et l'Analyse de Cycle de Vie est intéressante dans la perspective de durabilité puisqu'elle couvre l'ensemble de cycle de vie du produit et tient compte aux processus écologiques et à la richesse humaine. Elle permettra de disposer d'un outil plus pertinent de l'évaluation de la durabilité à long terme. L'apport le plus important de cette combinaison dans le cadre de mise en œuvre d'un développement durable reste la perspective de ces méthodes qui permettent à la fois de résoudre les problèmes de pollution de manière définitive (éviter le problème de déplacement de la charge polluante) et orienter les systèmes vers des solutions plus durables. Ainsi, l'Analyse de Cycle de Vie Emergétique est retenue dans ce travail, comme outil de comparaison des systèmes de production de SNG à partir de biomasse. Cette analyse nous permettra d'identifier lequel est le plus éco-efficace et le plus durable.

Chapitre II : PRODUCTION DE SNG A PARTIR DE BIOMASSE

I. INTRODUCTION

Le gaz naturel est une source d'énergie intéressante. La production mondiale en 2012 de gaz naturel est de 3 479 billions de m³ (IEA, 2014). Il est souvent utilisé pour produire de la chaleur et d'électricité et peut être également exploité en tant que combustible dans le secteur des transports. La consommation mondiale de gaz naturel a doublé entre 1973 (652 Mtep) et 2012 (1 366 Mtep) (IEA, 2014). En outre 22,5% de la production d'électricité est obtenue grâce au gaz naturel. Cependant la consommation de cette source d'énergie contribue à 20,3% des émissions mondiale en CO₂.

La production de gaz naturel synthétique (SNG), à partir de biomasse lignocellulosique représente une alternative intéressante de la valorisation énergétique de la biomasse. En effet la conversion de la biomasse en des vecteurs énergétiques flexibles et de haute qualité contribue à remplacer les combustibles fossiles, à réduire les émissions de gaz à effet de serre et à apporter des avantages en termes de sécurité d'approvisionnement énergétique. Le SNG peut être produit à partir de plusieurs types de biomasses. De plus, la conversion de biomasse en SNG permet de bénéficier de l'infrastructure existant de la distribution de gaz naturel. Il peut être injecté directement dans le réseau de gaz naturel et utilisé pour alimenter les véhicules au gaz naturel. Les principaux avantages du SNG par rapport aux autres carburants synthétiques sont :

- Il est un vecteur énergétique facilement convertissable, à la fois dans les centrales thermiques à cycle combiné au gaz naturel et dans les installations pétrochimiques.
- Il peut être stocké sous terre, ce qui permet un fonctionnement efficace tout au long de l'année, indépendamment de la fluctuation de la demande.

La conversion de la biomasse lignocellulosique en des gaz combustibles fait appel aux processus thermochimiques. Ainsi, pour produire le SNG à une composition identique à celle du gaz naturel fossile, deux étapes sont nécessaires. D'abord l'étape de gazéification, processus thermochimique qui permet de convertir la matière organique de la biomasse en un gaz de synthèse (syngaz). Ensuite ce dernier est traité et purifié pour subir une méthanation afin de se transformer en gaz naturel synthétique.

L'objectif de ce chapitre est d'étudier le procédé de production de SNG. Il comporte :

- Le choix des différents composants du procédé SNG

- L'étude des réactions de méthanation de gaz de synthèse afin d'élucider les effets de la température, de la pression et de la composition d'alimentation sur le rendement de méthane.
- La simulation du procédé de production de SNG à partir de biomasse.
- L'étude énergétique de procédé SNG

II. CHOIX DES DIFFERENTS COMPOSANTS DU PROCEDE SNG

Dans le cadre du procédé de production du méthane à partir de la biomasse lignocellulosique, on commence par gazéifier la biomasse avec la vapeur d'eau. Les parties combustibles du gaz obtenu (syngaz) sont principalement l'hydrogène, le monoxyde de carbone et le méthane, auxquelles s'ajoutent des hydrocarbures supérieurs (goudrons). Ce gaz est ensuite purifié (élimination des composés contenant du soufre), puis transformé en un mélange de méthane et de CO₂ au moyen d'un catalyseur à base de nickel dans une étape de méthanation. La qualité du gaz issu de l'étape de méthanation devient alors celle d'un gaz naturel, grâce à la séparation de l'eau et du CO₂. Outre la production de SNG, le processus permet d'obtenir de l'électricité exploitable sur un plan commercial pour couvrir les besoins d'autres unités industrielles ou pour l'alimentation des réseaux d'électricité urbain). Dans ce qui suit, on détaillera le choix des quatre sections du procédé SNG à savoir : gazéification, traitement de gaz de synthèse (élimination des composés sulfureux), méthanation et conditionnement de SNG (séparation de l'eau et du CO₂).

II.1.Choix du gazéifieur

La conception et l'exploitation d'un réacteur de gazéification exige la compréhension de l'effet des divers paramètres opératoires et des caractéristiques de la biomasse sur la performance du système. Le choix du type de gazéifieur dépend des différents facteurs tels que : l'utilisation désirée du gaz de synthèse produit, la taille de l'installation, la nature de la biomasse à valoriser (humidité, composition élémentaire...), les paramètres opératoires (agent de gazéification, température) et le coût d'investissement.

Dans ce travail, l'objectif de la gazéification est de produire le SNG (méthane) à partir de deux types des déchets à savoir :

- Résidus forestiers en France.
- Déchets des palmiers en Tunisie.

Dans ce qui suit on détaillera le choix de ce gazéifieur tout en se basant sur la nature des biomasses étudiées (quantité et qualité) et les caractéristiques technologiques des gazéifieurs.

II.1.1. Type de réacteur

La qualité et la quantité du gaz de synthèse produit dépend du type de matières premières et du type de gazéifieur utilisé. Les principales caractéristiques de gazogènes sont résumés dans le tableau II.1 et les figures II.1 et II.2.

Tableau II.1 : Principales caractéristiques des gazéifieurs conventionnels (Siedlecki et al. 2011)

	Lit fixe	BFB	CFB	EF	
	Courant descendant	Courant ascendant			
Température (°C)	700 -1200	700 - 900	< 900	< 900	1300 -1500
Oxydant	Air	Air	Air, eau, O ₂	Air, eau, O ₂	Air
Taille de la charge d'alimentation	Très critique	Critique	Critique	Moins critique	Particules très fines
Teneur en goudron	Faible	très élevée	Moyenne	Moyenne	faible
Conversion du carbone	93-96%	≅ 100%	> 90%	>90%	100%
Taille (MW _{th})	< 5	< 20	10-100	> 20	> 100
Investissement	Faible	Faible	Moyen	Elevé	Elevé
Contrôle	Simple	Simple	Moyen	Moyen	Complexe

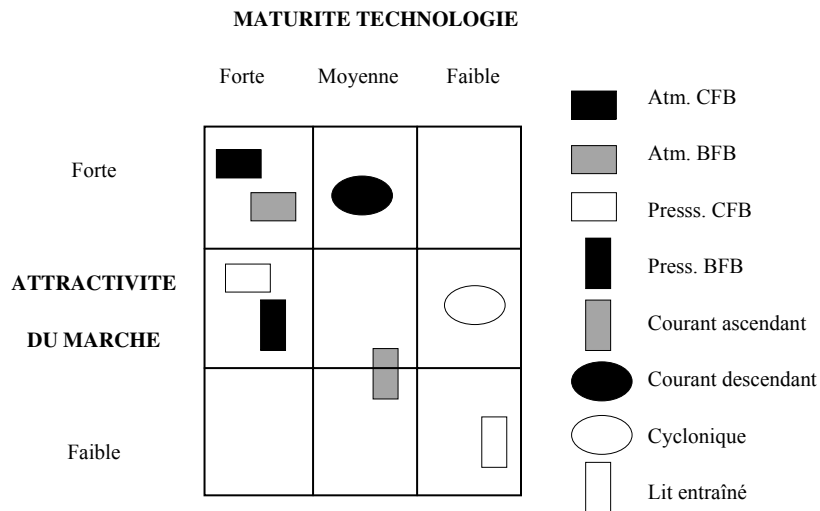


Figure II.1 : Maturité technologique des différents types de gazéificateurs (Bridgwater, 2003)

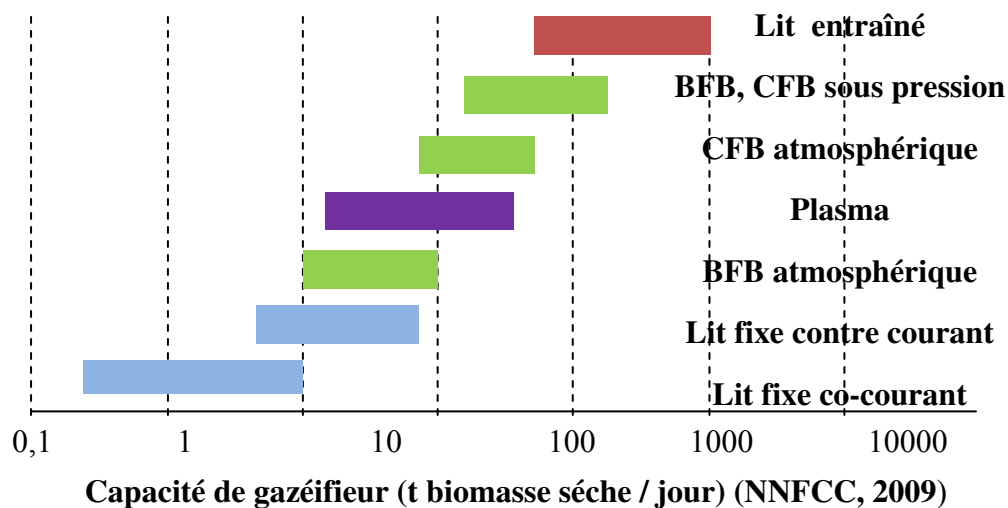


Figure II.2 : Taille des gazéificateurs

Chacune des technologies de gazéification a des caractéristiques distinctes qui les rendent plus ou moins adaptées à la production de gaz de synthèse visé pour la synthèse de méthane. D'après le tableau II.1 et la figure II.2 on remarque que le choix de type de gazéifieur dépend fortement de la quantité de biomasse utilisée. Dans ce travail les quantités annuelles des résidus forestiers et des déchets des palmiers dattiers qui peuvent être valorisées sont données dans le tableau II.2 (Chehma et Longo, 2001; Ben Dahou et al., 2007; Kouki et Bouhaouach, 2009 ; ING,2012 ; Centre Technique des dattes en Tunisie).

Tableau II.2 : Quantités annuelles des résidus forestiers et des déchets des palmiers.

Résidus forestiers	Déchets des palmiers
81 millions m ³	202 000 t

D'après ces données on constate que le gazéifieur à lit fluidisé est le gazéifieur le plus approprié. De plus ce type de gazéifieur (en particulier à pression atmosphérique) présente une forte attraction de marché grâce à sa maturité technologique (figure II.1)

II.1.2. Nature de la biomasse

Utilisant principalement le charbon à l'origine, les gazéifieurs se sont aujourd'hui diversifiés et emploient désormais une grande variété de biomasses. Une large gamme de composés carbonés comme le coke de pétrole, les résidus pétroliers lourds, la biomasse, les déchets organiques... etc a été utilisée comme matière première pour la gazéification. Parmi ceux-ci, la charge la plus utilisée est le charbon (~49%) qui est suivi par des résidus pétroliers et le coke de pétrole (~ 40%) (Mondal et al., 2011). Les 11% restants de matières premières comprennent la biomasse et les déchets. Une liste non-exclusive des combustibles déjà utilisés peut être dressée : charbon, déchets boisés, granulés de bois, noix de coco, paille, bagasse de cannes à sucre, déchets issus du maïs, du café, du raisin et du riz, ordures ménagères, résidus de l'industrie chimique, excréments animaux, boues de station d'épuration. Chaque type de déchet est caractérisé par son analyse élémentaire, son analyse immédiate (carbone fixe, matières volatiles, humidité, inertes) et son pouvoir calorifique. En raison de la haute valeur d'humidité et de la faible teneur en carbone des biomasses, les valeurs de PCI de ces matières premières sont faibles en comparaison avec le charbon et le coke de pétrole (Mondal et al., 2011).

Les principaux paramètres qui conditionnent l'usage de la biomasse en gazéification sont : la taille des particules et la teneur en minéraux (soufre...).

II.1.2.1. Teneur en cendre et en soufre

La quantité de cendres dans la charge affecte la composition du gaz de synthèse, le PCI et l'efficacité de gazéification. La haute teneur en soufre et en cendres augmente les coûts de nettoyage de gaz de synthèse et réduit la vie du gazéifieur. Toutefois, les éléments contenus

dans les cendres ont une influence sur le processus catalytique de gazéification. C'est surtout le cas du fer qui, en se combinant avec des autres composants alcalins présents dans les cendres, peut avoir un effet considérable sur la décomposition catalytique des goudrons.

II.1.2.2. Humidité

La biomasse provenant des déchets agricoles et forestiers peut avoir une humidité élevée. L'élimination de l'humidité contenue dans la biomasse se fait généralement à des températures comprises entre 100 °C et 120 °C. Le séchage nécessite une quantité importante d'énergie pour évaporer la grande masse d'eau : c'est une étape énergivore. Cette chaleur peut être fournie soit par une source externe, ou par combustion du gaz de synthèse ou par la chaleur résiduelle de la gazéification qui augmentera ainsi l'efficacité globale du processus. L'utilisation de la biomasse sèche augmente l'efficacité de gazéification mais les coûts de séchage augmentent rapidement pour des teneurs en humidité supérieures à 10 % (NNFCC, 2009).

II.1.2.3. Taille de particule

Les petites particules de biomasse sont chauffées plus rapidement. Ces particules peuvent être aussi fluidisées plus facilement dans le flux gazeux. Ainsi l'utilisation de la biomasse de petite taille augmente le rendement massique de production de gaz, mais elle augmente également le coût de la gazéification à cause du broyage. La consommation d'énergie lors de réduction de la taille de biomasse dépend de la teneur en humidité, de la taille initiale de la biomasse et des propriétés de la biomasse. Il a été estimé que pour une usine de gazéification de 5-10 MWe, environ 10% de l'énergie sortante est nécessaire pour la réduction de la taille des particules de biomasse (Bin Zainal Alauddin et al., 2010).

Lv et al. (2004) ont étudié l'effet de la taille des particules de biomasse sur la qualité du gaz de gazogène. Ils ont trouvé que la biomasse de petite taille produit plus de CH₄, CO et C₂H₄ et moins de CO₂ par rapport aux grosses particules. Ainsi, le rendement du gaz, le PCI et la conversion de carbone ont été améliorés quand la taille des particules de biomasse a diminué. Des résultats similaires ont été obtenus par Jand et Foscolo (2005) qui ont étudié l'effet de la taille de particules de bois dans un lit fluidisé. Ils ont également trouvé que l'augmentation de la taille des particules réduit la teneur en CO dans le gaz, tandis que la quantité de résidus de charbon et de CO₂ a augmenté.

II.1.2.4. Caractéristiques des biomasses étudiées

Le tableau II.3 regroupe les résultats d'analyses immédiates et élémentaires des résidus forestiers et des déchets des palmiers.

Tableau II.3 : Analyse immédiate et élémentaire des biomasses étudiées.

	Résidus forestiers	Déchets des palmiers
Elément	% massique (base sèche)	
Carbone	48,6	51,2
Hydrogène	6,0	4,56
Nitrogène	0,14	0,46
Chlore	0,005	-
Soufre	0,02	0,36
Oxygène	44,3	37,8
Carbone fixe	15,2	20,8
Matières volatiles	83,8	73,6
Cendre	0,9	5,6

On remarque que les biomasses étudiées sont caractérisées par de faibles teneurs en soufre et en cendres. Cet avantage favorise la production de gaz de synthèse propre.

II.1.3. Température

La température de la gazéification est l'un des paramètres de fonctionnement les plus importants qui affectent à la fois la composition et le pouvoir calorifique du gaz de synthèse.

L'augmentation de la température de gazéification réduit la valeur du PCI. En effet, la chaleur nécessaire à la gazéification est fournie par l'énergie de combustion de la biomasse. Donc une

température élevée améliore la combustion de la biomasse et il en résulte par conséquent la production de plus de CO₂ et de N₂ ainsi qu'un faible pouvoir calorifique. Cependant, les températures élevées du gazéifieur améliorent la conversion du carbone et le craquage et le reformage des goudrons.

Le charbon fossile a un haut rapport C / H (~ 1) et une moyenne teneur en matières volatiles (20%). Pour ces raisons, la réactivité du charbon est moyenne et il peut être gazéifié à des températures moyennes (900-1000 °C). Le coke de pétrole et les résidus pétroliers lourds ont une teneur en carbone très élevée alors que la teneur en matières volatiles est faible, ce qui les rendent moins réactifs et nécessitent des températures élevées pour la gazéification (1400-1500 °C) (Mondal et al.,2011).

II.1.4. Agent oxydant

Le choix de l'oxydant est fondamental pour la conception du gazogène et dépend de l'utilisation finale du gaz. C'est essentiellement lui qui fixe le pouvoir calorifique du gaz final à la sortie du gazogène. Trois principaux types d'oxydant sont utilisés :

- Air ou air/vapeur d'eau
- Vapeur d'eau,
- Oxygène pur.

L'air est de très loin le plus utilisé en pratique, grâce à sa simplicité d'utilisation, notamment dans le cas des gazogènes à lit fixe et lit fluidisé. En effet la gazéification à l'air est un procédé beaucoup moins lourd et moins coûteux. Cependant, elle génère un gaz très dilué contenant de l'azote avec un PCI de 4-6 MJ/m³ et une teneur en H₂ de l'ordre de 8-14 vol.%, qui est valorisable pour la production d'électricité ou de chaleur (Bin Zainal Alauddin et al., 2010).

La vapeur d'eau est parfois employée comme additif pour améliorer le PCI du gaz de synthèse. Ainsi la gazéification de la biomasse par de la vapeur est capable de produire un gaz combustible avec un PCI de 10-16 MJ/m³ contenant de 30-40 % vol en H₂. Cependant, les réactions endothermiques impliquées dans ce processus réduisent la température du gazéifieur, ce qui nécessite de l'énergie supplémentaire. La vapeur d'eau est peu utilisée comme unique oxydant dans les installations de faible puissance (Bin Zainal Alauddin et al., 2010).

Dans la gazéification à oxygène ou à l'air enrichi en oxygène, la chaleur nécessaire est fournie par des réactions d'oxydation partielle. Le gaz produit a une teneur élevée en H_2 et un pouvoir calorifique moyen. Le problème de la dilution avec de l'azote est évité. En revanche ce procédé exige des équipements de production d'oxygène pur qui augmente le coût des processus de gazéification et rend le processus défavorable pour les applications industrielles à petite et moyenne échelle (Campoy et al., 2009).

Dans ce travail, on vise à produire du méthane à partir de gaz de synthèse. En effet, on cherche à produire un gaz de fort pouvoir calorifique et pauvre en azote. Ceci est fait soit en utilisant l'oxygène comme agent oxydant ou en utilisant un gazéifieur à double lit (compartiment de gazéification et un autre de combustion). A cause des coûts élevés de production d'oxygène, on opte pour la deuxième solution.

II.2. Traitement de gaz de synthèse

II.2.1. Elimination des composés sulfureux

En comparaison au charbon, la majorité de la biomasse contient une très faible quantité de soufre (<0,5%). Ce dernier est converti principalement en H_2S lors de la gazéification. Ainsi, la teneur en soufre dans le gaz de synthèse est suffisamment faible pour répondre aux exigences de la plupart des applications industrielles. Cependant, pour quelques applications, telle que la synthèse de méthane (méthanation), même un faible niveau de soufre peut inhiber irréversiblement les catalyseurs.

Généralement, le soufre est transformé à environ 50% à 60% en composés gazeux (Van Paasen et al., 2006). Ces composés soufrés sont présents, surtout, sous forme de H_2S et COS . La concentration des mercaptans et du CS_2 sont très faibles. Le sulfure d'hydrogène H_2S est présent soit directement dans le gaz de synthèse, soit il est formé par hydrogénation ou hydrolyse d'un composé renfermant du soufre (par exemple $R-SH$, COS) sur le catalyseur de nickel (Mozaffarian et al., 2003).

Hausberger et al. (2003) soulignent que l'empoisonnement aux sulfures survient à des niveaux aussi bas que 0,3 ppm en H_2S . Une concentration H_2S/COS inférieure à 0,1 ppm serait admissible pour les catalyseurs au nickel (Van Paasen et al., 2006). Afin d'atteindre ces faibles teneurs en soufre, un traitement supplémentaire du gaz produit à partir de la gazéification est indispensable. Van Paasen donne des consignes générales pour un examen préalable de l'élimination de H_2S (Van Paasen et al., 2006). En effet, les mécanismes de cette

élimination peuvent être regroupés en six catégories (Van Paasen et al., 2006). Le tableau II.4 regroupe les processus de traitement du soufre et suggère également des domaines d'applications privilégiés pour chaque type de processus.

L'absorption chimique et l'absorption physique sont adaptées pour le traitement des débits de gaz élevés. Cependant, les procédés d'absorption physique ne sont pas économiquement compétitifs lorsque la pression partielle du soluté est faible car l'absorbance (la capacité) des solvants physiques dépend fortement de la pression partielle. Selon l'étude de Van Paasen et al. (2006), l'absorption physique est généralement favorisée à une pression partielle du gaz acide supérieur à 6,9 bars. Alors que l'absorption par des solutions alcalines est favorisée aux basses pressions partielles. Ils placent la limite entre les solvants physiques et chimiques à 6,9 bars.

Tableau II.4 : Instructions générales de l'élimination de H₂S (Van Paasen et al. 2006).

Type de processus	Taille de l'unité	Pression partielle	Capacité d'élimination du soufre
Absorption chimique	H	B	H
Absorption physique	H	H	H
Oxydation liquide	H	B	B
Adsorption / Réaction	B	B	B
Adsorption	B	B	B
Séparation membranaire	B	H	B

B = basse H = haute Taille de l'unité : H = > 23597 Nm³/h Pression partielle : H = > 6,9 bara

Capacité en soufre : H = > 10 t/j

En général, la séparation membranaire est appliquée pour les installations de petites tailles avec des gaz contenant une concentration élevée de H₂S. Par contre l'adsorption par des tamis moléculaires est une option viable lorsque la quantité de soufre est très faible et que le gaz

contient des composés soufrés lourds tels que les mercaptans et COS. Au cours de cette séparation une grande quantité d'eau et de dioxyde de carbone CO₂ sont également éliminées.

Généralement l'adsorption s'applique à de faibles quantités de H₂S, comme indique le tableau II.4. Van Paasen (2006) a effectué une évaluation des adsorbants valables pour les procédés de désulfuration des gaz de faible pouvoir calorifique et à haute température (comme le gaz de synthèse à partir de la biomasse). Plusieurs oxydes métalliques ont été soumis à une analyse thermodynamique et de stabilité. Onze adsorbants à base de métal de Fe, Zn, Mo, Mn, V, Ca, Sr, Ba, Co, Cu et W ont montré une utilisation thermodynamiquement possible. Les adsorbants les plus appropriés sont l'oxyde de Fe, Mn, Zn, Cu et Ca (Van Paasen et al., 2006). La plupart des matériaux adsorbants ne peuvent pas être régénérés et doivent être éliminés après utilisation.

II.2.2. Choix de la technique d'élimination des composés sulfureux

Pour le procédé de SNG étudié, la concentration de H₂S dans le gaz de synthèse épuré (90 ppb), correspond à une faible capacité élémentaire du soufre (0,3 kg/j). Par conséquent, selon les instructions données par les tableaux II.4 et II.5, la seule technologie adéquate pour l'élimination de H₂S est l'adsorption.

Afin de respecter les exigences du catalyseur les composés soufrés de gaz de synthèse sont éliminés par un processus utilise un adsorbant (ZnO) pour supprimer les dernières traces du soufre. La quantité de l'adsorbant dépend de la teneur en H₂S dans le gaz et le taux de conversion.

Les deux principaux composés soufrés présents dans le gaz de synthèse sont le H₂S et le COS. L'adsorption de H₂S sur ZnO produit le ZnS. Ce dernier catalyse la conversion de COS via la réaction d'hydrogénation. Ainsi, lorsque le lit de ZnO contient du ZnS, les COS sont convertis en H₂S. Par la suite, H₂S est adsorbé de nouveau par le ZnO. Ce dernier quitte le système en tant que ZnS.

Tableau II.5 : Conditions opératoires et performances des différents procédés d'élimination de H₂S (Van Paasen et al., 2006).

Technologie	Concentration finale H ₂ S (ppmv)	Température (°C)	Produit	Produit de S
Absorption physique Rectisol	> 1	60 -65	H ₂ S	S (par Claus)
Absorption chimique	1-2	< 20* -150	H ₂ S	S (par Claus)
Oxydation en phase liquide	-	-	S	
Séparation membranaire	< 1	20-50	H ₂ S	S (par Claus)
Adsorption				
CaCO ₃	50-100	max 1000	CaS	CaSO ₄
MnO	5	max 1000	MnS	S
CuO	< 1	max 360	CuS	Rejeter
ZnO	0,1	max 450	ZnS	Rejeter
ZnFe ₂ O ₄	0,2	max 450	ZnS	S
ZnTiO ₃	0,3	max 450	ZnS	S
Fe ₂ O ₃	1	max 500	FeS	S
Tamis moléculaire	20 ppb	-	H ₂ S	S (par Claus)
Conversion biologique	2	max 40		S

II.3. Choix de type du réacteur de méthanation

On peut classer les réacteurs de méthanation en deux familles :

- Réacteur isotherme à lit fluidisé.
- Réacteur adiabatique à lit fixe.

Les deux technologies montrent des performances énergétiques similaires (productivité en SNG et rapport puissance produite et puissance consommée). En revanche, le premier type présente des coûts d'acquisition et d'exploitation importants qui limitent son application à des moyennes échelles. Ainsi les réacteurs à lit fluidisé ne conviennent pas pour des unités qui utilisent la biomasse (Heyne et al., 2010).

La réaction de méthanation est fortement exothermique. Par conséquent, les réacteurs de méthanation à lit fixe proposent des moyens efficaces pour éliminer les grandes quantités d'énergie afin d'éviter les points chauds et la destruction du catalyseur.

Plusieurs approches ont été proposées (Mozaffarian et al., 2003), dont les trois suivantes :

- Réacteur à équilibre limité.
- Réacteur avec refroidissement interne.
- Réacteur avec ajout de vapeur.

II.3.1 Réacteur à équilibre limité (equilibrium-limited reactor)

Dans ce concept on recycle une partie suffisante de gaz produit afin d'aider à absorber la chaleur dégagée par la réaction et à limiter l'augmentation de la température dans le réacteur. Ces réacteurs fonctionnent de manière adiabatique. L'élévation de température est contrôlée par le taux de recyclage. En effet, le gaz d'appoint frais est mélangé avec le gaz de recyclage et alimente le premier lit. Ensuite l'effluent du premier lit est partiellement refroidi de façon à ce que, lorsqu'il est combiné avec un autre appoint froid, la température soit égale ou supérieure à la température de réaction. Le mélange est ensuite introduit dans le deuxième lit. Cette procédure est poursuivie pour les lits suivants (Mozaffarian et al., 2003).

La plupart des unités commerciales de méthanation sont basées sur ce système, comme par exemple le procédé Lurgi charbon-SNG et le procédé IGT-HYGAS de conversion des charbons en SNG ont été développés depuis le milieu des années 1950 (Mozaffarian et al., 2003). Ces système comprennent quatre réacteurs en série. Une charge fraîche à un rapport approprié hydrogène/monoxyde de carbone (légèrement supérieur au rapport stœchiométrique 3:1) est mélangée avec le gaz de recyclage et envoyée dans un échangeur de chaleur. Les gaz d'admission sont préchauffés à environ 290 °C et ensuite dirigés vers le premier lit de catalyseur. Le débit de gaz est contrôlé telle sorte que l'oxyde de carbone soit totalement converti. Afin d'optimiser l'efficacité énergétique de la méthanation (augmenter le rendement

de CH₄ et diminuer le dépôt de carbone), il n'est pas recommandé de recycler une grande partie du gaz produit.

II.3.2. Réacteur avec refroidissement interne (throughwall-cooled reactor)

L'élimination de la chaleur de réaction à travers les parois d'un faisceau de tubes remplis de catalyseur contrôle l'élévation de la température au sein du lit. L'eau peut être utilisée pour absorber et contrôler la température de réaction. L'avantage principal de cette conception sur les systèmes adiabatiques est qu'on peut pratiquement atteindre une méthanation complète dans un seul réacteur plutôt que dans une série de réacteurs. Cependant, il y a une grande possibilité de créer des zones locales à des températures trop élevées sur la surface du catalyseur. Cela conduira à la détérioration plus rapide du catalyseur et ainsi à une consommation plus grande en catalyseur. De plus, la prédiction de ces points chauds locaux n'est pas facile et leur refroidissement après l'achèvement de la réaction est lent. Par conséquent, la température élevée dure suffisamment longtemps, ce qui entraîne le frittage des cristallites de catalyseur et par suite la diminution de l'activité catalytique (Mozaffarian et al., 2003).

II.3.3. Réacteur avec ajout de la vapeur d'eau (steam-moderated reactor)

Ce concept implique la combinaison de la réaction de Water Gas Shift (WGS) et de la méthanation dans un même système de réacteur à plusieurs étages. Il permet d'obtenir une récupération maximale de l'énergie sous forme de vapeur à haute pression, à un coût minimal. Parmi les principaux avantages de ce procédé on peut citer (Mozaffarian et al., 2003) :

- L'élimination des dispositifs mécaniques (compresseur de gaz de recyclage).
- La combinaison de la réaction de WGS avec la méthanation.
- L'augmentation significative de la récupération de la vapeur sous produite.
- Les avantages financiers importants.

Un exemple de la conception de ce type de réacteur est le processus de méthanisation ICI. Il a été développé en coopération entre ICI et Krupp-Koppers, pour la production de SNG à partir de la gazéification du charbon Koppers-Totzek (Mozaffarian et al., 2003). Le gaz de synthèse mélangé à la vapeur alimente une série de réacteurs de méthanation adiabatiques à lit fixe, fonctionnant à des températures de sortie décroissantes. Ensuite le refroidissement entre les réacteurs est assuré par un système de production de la vapeur à haute pression. En progressant à travers la série de réacteurs la majeure partie du gaz de synthèse est convertie

en méthane. La température du gaz est abaissée progressivement jusqu'à ce qu'elle atteigne un niveau suffisamment réduit. Ceci est favorable à la conversion des oxydes de carbone et d'hydrogène en méthane (rendement élevé).

II.3.4. Choix de type de réacteur

Le réacteur à lit fixe avec l'ajout de la vapeur d'eau est choisi dans cette étude (processus d'ICI). Ainsi, la réaction catalytique de WGS se produit simultanément avec la méthanisation. Par conséquent, l'étape de prétraitement de gaz pour obtenir un mélange de matières premières stœchiométrique est éliminée. La formation du carbone est évitée grâce à l'ajout de la vapeur et en fonctionnement à hautes températures. Ces hautes températures de fonctionnement fournissent un grand gradient de température pour la production de vapeur à haute pression. Les conditions de formation de carbures de nickel fixent les températures minimum d'entrée aux deux premiers lits, tandis que la quantité de vapeur d'eau ajoutée est déterminée de telle sorte que la température maximale dans le premier lit soit inférieure à 750°C.

II.3.5. Catalyseur de méthanation

La méthanation de CO et de CO₂ est catalysée par des métaux du groupe VIII, le molybdène (groupe VI), et l'argent (groupe I). L'activité de méthanation varie avec la nature de métal de catalyse. Fischer, Tropsch, et Dilthey préconisent l'ordre suivant des activités de quelques métaux : ruthénium > iridium > rhodium > nickel > cobalt > osmium > platine > fer > molybdène > palladium argent (Mozaffarian et al., 2003). Le ruthénium est environ six fois plus actif que le nickel et environ trois fois plus actif que le fer. Cependant, le ruthénium est non seulement beaucoup plus cher que le nickel, mais il est également très peu abondant. Ainsi il est très improbable qu'il soit utilisé comme catalyseur dans un processus à grande échelle.

Le nickel est un catalyseur de méthanation couramment utilisé. Il est relativement peu cher, très actif, et le plus sélectif de tous les métaux par rapport au méthane. Cependant, son principal inconvénient est qu'il est facilement empoisonné par le soufre, ce qui est un défaut commun à tous les catalyseurs actifs connus dans la réaction de méthanation. Par conséquent, une étape de traitement de gaz en amont de la méthanation est essentielle (Mozaffarian et al., 2003).

Les catalyseurs sont produits soit par un procédé de précipitation ou par imprégnation d'une solution de nickel sur un support préformé. Les catalyseurs commerciaux de méthanation sont

principalement sous la forme de nickel métallique dispersée sur un support constitué de divers mélanges d'oxydes, tels que l'alumine, la silice, et la magnésie. L'une des fonctions de ces oxydes est de supporter une fine dispersion de cristallites de nickel, de sorte qu'ils soient suffisamment disponibles pour la réaction.

L'activité de méthanation dépend de la surface du métal de nickel obtenue lorsque le catalyseur est réduit. Plus la surface de métal est grande plus l'activité est élevée. Ceci est obtenu lorsque le nickel est produit sous forme de très petites cristallites (généralement <100 Å de diamètre) (Mozaffarian et al., 2003). De plus l'activité dépend de la taille des particules et de leurs formes. Par conséquent, les plus petites particules peuvent présenter une plus grande activité apparente. Toutefois, si la taille des particules est trop petite, la chute de pression à travers le lit est trop élevée. Dans la pratique, des pastilles de catalyseur d'un diamètre d'environ 5mm sont convenables (Mozaffarian et al., 2003).

Les propriétés mécaniques du catalyseur de méthanisation (notamment la résistance) sont également importantes. Si la résistance est faible, le catalyseur est détérioré et la chute de pression dans le réacteur augmente. Cela peut provoquer une mauvaise distribution du gaz à travers le lit, ce qui entraîne à une utilisation inefficace de la charge de catalyseur. La densité est normalement autour de 1,0 kg/l.

Un catalyseur à base de nickel supporté sur alumine semble être le plus efficace pour notre système de production de SNG. Il sera par conséquent choisi pour la suite de notre travail.

II.4. Elimination de l'eau et le dioxyde de carbone

Avant d'introduire le SNG dans les conduites de gaz naturel, il doit être conforme aux normes de réseaux de gaz, en particulier la composition de gaz. Pour cette fin, une étape de séparation de l'eau et du dioxyde de carbone est nécessaire.

II.4.1. Séparation de l'eau

Généralement, le gaz produit dans la section de méthanation contient 60% (volume) en eau. Cette dernière est éliminée par une simple condensation. En effet, le gaz est refroidi jusqu'à une température de 10 à 40 °C. Ce refroidissement se fait en une ou plusieurs étapes. L'eau condensée est utilisée dans d'autres sections du procédé de méthanation (lavage de gaz de synthèse) tandis que la chaleur est récupérée par l'eau de chaudière (section de production de

vapeur à haute pression). La quantité d'eau restante est éliminée dans l'étape de séparation de dioxyde de carbone.

II.4.2. Séparation de dioxyde de carbone

Plusieurs processus sont disponibles pour l'élimination du CO₂ tels que : l'absorption physique, l'absorption chimique, la séparation membranaire, la séparation cryogénique et l'adsorption modulée en pression PSA (pressure swing adsorption) (Meijden et al., 2010 ; Heyen, 2010 ; Vitasar et al., 2011). Cette séparation entraîne aussi une élimination de CH₄. Les critères pertinents pour la sélection de processus de séparation sont la pression partielle du CO₂ et de la taille de l'installation. En effet, pour des fortes pressions partielles de CO₂, la séparation membranaire et les solvants physiques sont les techniques les plus appropriées. Cependant, les membranes sont appliquées dans les installations de grandes échelles et l'absorption physique à petite échelle (Zwart et al., 2006). Le tableau II.6 résume quelques caractérisations qualitatives des processus de séparation de dioxyde de carbone.

Tableau II.6 : Caractérisation qualitative des processus de séparation de CO₂ (Heyen, 2010)

Technique	Besoin en chaleur	Besoin en électricité	Récupération de méthane	Coûts d'investissement
Lavage à l'eau sous pression	Aucun	Modéré	Elevée	Faibles
Absorption chimique (MEA)	Très élevé	Faible	Très élevée	Elevés
Absorption physique Selexol	Modéré	Modéré	Elevée	Modérés
Adsorption modulée en pression	Aucun	Modéré	Elevée	Modérés
Séparation membranaire	Aucun	Elevé	Modérée	Très élevés
Séparation cryogénique	Aucun	Elevé	Très élevée	Très élevés

Les pertes en méthane engendrées par le solvant Selexol (15%-16%) sont supérieures à celles entraînées par le refroidissement cryogénique (Vitasar et al., 2011).

II.4.3. Choix de technique de séparation de l'eau et le dioxyde de carbone

Dans le procédé étudié l'eau est éliminée par refroidissement des gaz jusqu'à 40°C. L'absorption physique est choisie pour séparer le CO₂ de SNG. Le solvant utilisé est le Selexol. C'est un solvant physique : l'éther diméthyl de polyéthylène glycol. Il permet d'éliminer environ 95% du CO₂ de SNG issu de gazéification par l'oxygène et environ 89% dans le cas de la gazéification indirecte (Mozaffarian et al., 2003). De plus ce solvant dissout à la fois le CO₂ et l'eau. Par contre les absorbants chimiques (solution de mono éthylamine, di éthylamine...) n'absorbent que le CO₂ (Vitasar et al., 2011).

III. SIMULATION DE LA SECTION DE GAZEIFICATION

La section de gazéification étudiée dans ce travail est celle développée par le Laboratoire des Réactions et Génie des Procédés (François et al., 2013). Ce modèle de gazéification présente l'avantage de prédire avec précision les bilans matières et énergétiques ainsi que les émissions de composés mineurs (tels que les NO_x, SO_x, aromatiques, etc). La figure II.3 présente le schéma simplifié de la section de gazéification étudiée.

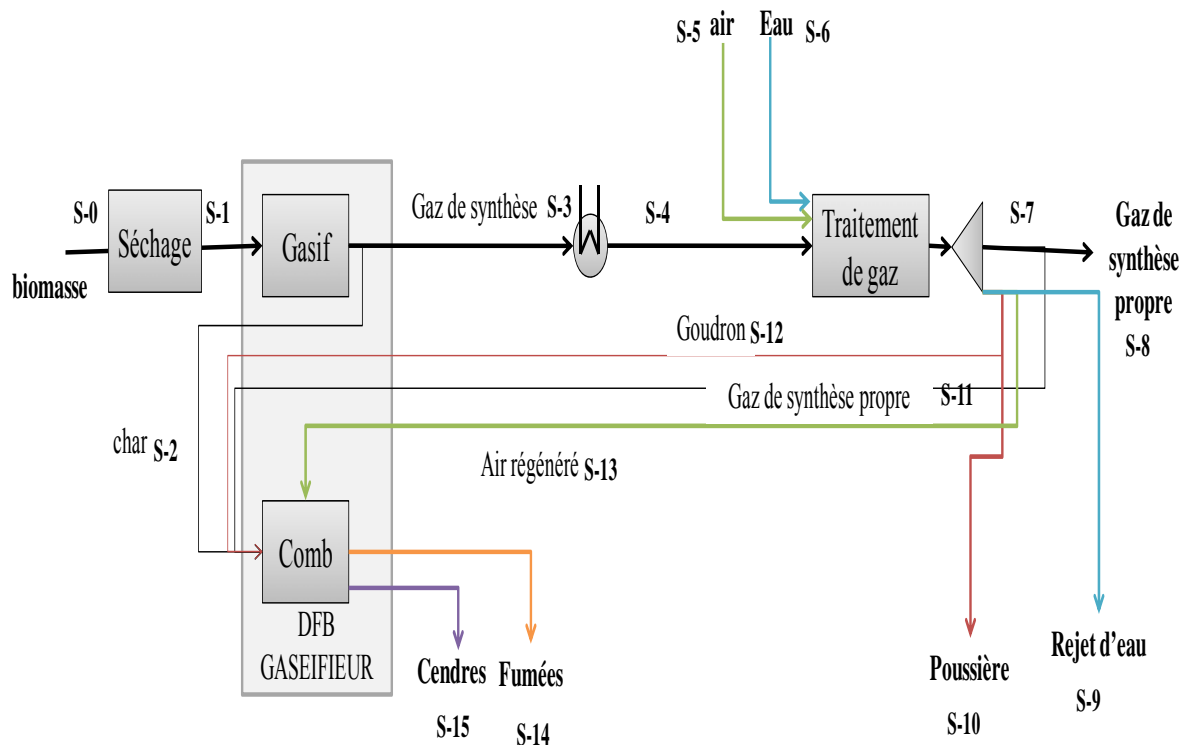


Figure II.3 : Schéma simplifié de la section de gazéification.

La biomasse d'humidité de 40% (S-0) est séchée (S-1) puis elle alimente le gaséifieur DFB (Double Fluidized Bed). Le sable est utilisé comme matériau de fluidisation. Le gaz de synthèse (S-3) est produit dans le gaséifieur tandis que les fumées (S-14) quittent le compartiment de combustion. Le gaz de synthèse est refroidi puis nettoyé (S-7). La chaleur est récupérée à la fois pour les besoins de processus internes directs et pour la production de la vapeur à haute pression. Une fraction du gaz de synthèse propre (S-11) est utilisée comme combustible supplémentaire à la chambre de combustion.

Les principaux résultats de la simulation de la section de gazéification par le logiciel Aspen Plus sont regroupés dans le tableau II.7 et II.8.

Tableau II.7 : Caractéristiques des flux de la section de gazéification

Flux	Température (°C)	Pression (bar)	Débit (kg/h)		
			Biomasse	Eau	Char
S-0	15	1,013	7325	5127	-
S-1	75	1,013	7325	2848	-
S-2	744	0,940	-	-	920

Tableau II.8 : Caractéristiques des flux de la section de gazéification

Flux	S-3	S-4	S-5	S-6	S-7	S-8	S-9	S-10	S-11	S-12	S-13	S-14
T(°C)	960,16	120,00	15,00	15,00	40,00	40,00	15,00	31,92	40,00	48,45	44,07	200,00
P (bar)	1,01	1,01	1,01	1,00	1,00	1,00	0,86	0,90	1,00	1,01	0,90	1,01
D(kmol/hr)												
H ₂	38,819	107,283	0	0	138,261	125,406	0	$7,6 \cdot 10^{-28}$	12,854	$6,99 \cdot 10^{-9}$	0,002	0
CO	70,0569	94,550	0	0	121,307	110,029	0	$2,26 \cdot 10^{-26}$	11,278	$3,24 \cdot 10^{-6}$	0,4468	1,580
N ₂	0	0,104	561,164	0	0,134	0,121	0	$6,84 \cdot 10^{-06}$	0,0124	$2,56 \cdot 10^{-11}$	520,149	511,909
O ₂	0	0	149,170	0	0	0	0	$5,25 \cdot 10^{-5}$	0	0	138,267	28,1459
CO ₂	35,0213	41,723	0	0	53,594	48,611	0	$4,52 \cdot 10^{-15}$	4,982	$2,92 \cdot 10^{-5}$	0,177	105,340
H ₂ O	91,918	54,0264	0	216,723	19,973	18,116	0	192,063	1,856	0,0039	58,431	87,311
CH ₄	28,168	22,535	0	0	27,528	24,968	0	$8,84 \cdot 10^{-22}$	2,559	$3,71 \cdot 10^{-5}$	1,392	0
C ₂ H ₆	1,112	0,111	0	0	0,123	0,112	0	$6,69 \cdot 10^{-23}$	0,0114	$3,40 \cdot 10^{-6}$	0,019	0
C ₂ H ₄	9,115	4,557	0	0	5,236	4,749	0	$7,2 \cdot 10^{-21}$	0,486	$7,40 \cdot 10^{-5}$	0,626	0
C ₆ H ₆ O	0	0	0	0	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0
C ₆ H ₆	1,899	0,201	0	0	0,169	0,153	0	$2,49 \cdot 10^{-17}$	0,015	0,003	0,087	0
C ₇ H ₈	0,095	0,006	0	0	0,006	0,005	0	$2,47 \cdot 10^{-24}$	$5,25 \cdot 10^{-4}$	$2,10 \cdot 10^{-4}$	0,001	0
C ₈ H ₈	0,026	0,002	0	0	0,002	0,001	0	$1,99 \cdot 10^{-25}$	$1,42 \cdot 10^{-4}$	$1,74 \cdot 10^{-4}$	$4,21 \cdot 10^{-4}$	0
C ₉ H ₈	0,042	0,006	0	0	0,002	0,002	0	$1,13 \cdot 10^{-23}$	$2,30 \cdot 10^{-4}$	0,005	0,002	0
C ₁₀ H ₈	0,243	0,036	0	0	0,011	0,010	0,009	$6,18 \cdot 10^{-20}$	0,001	0,021	0,002	0,050
C ₁₂ H ₈	0,042	0,006	0	0	0,002	0,002	0,0015	$3,45 \cdot 10^{-32}$	$1,75 \cdot 10^{-4}$	0,004	$4,50 \cdot 10^{-5}$	0,050
C ₁₄ H ₁₀	0,009	0,001	0	0	$4,04 \cdot 10^{-4}$	$3,66 \cdot 10^{-4}$	$3,36 \cdot 10^{-4}$	$9,51 \cdot 10^{-20}$	$3,75 \cdot 10^{-5}$	$8,98 \cdot 10^{-4}$	$6,97 \cdot 10^{-8}$	0,050
C ₁₄ H ₁₋₁	0,021	0,003	0	0	$9,42 \cdot 10^{-4}$	$8,55 \cdot 10^{-4}$	$7,86 \cdot 10^{-4}$	$7,70 \cdot 10^{-22}$	$8,76 \cdot 10^{-5}$	0,002	$3,19 \cdot 10^{-7}$	0,050
C ₁₆ H ₁₀	0,016	0,000	0	0	$7,71 \cdot 10^{-6}$	$6,99 \cdot 10^{-6}$	$3,98 \cdot 10^{-6}$	0	$7,16 \cdot 10^{-7}$	$7,70 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-10}$	0,050
NH ₃	0,297	0,089	0	0	0	0	0	$4,62 \cdot 10^{-8}$	0	$1,88 \cdot 10^{-5}$	0,114	0
H ₂ S	0,017	0,017	0	0	0,022	0,020	0	$3,33 \cdot 10^{-14}$	0,002	$5,09 \cdot 10^{-8}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	0
HCl	0,005	0,005	0	0	0	0	0	$1,44 \cdot 10^{-14}$	0	$1,39 \cdot 10^{-6}$	0,006	0,009
NO	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,752
N ₂ O	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,689
HCN	0,000	0,000	0	0	0	0	0	$7,60 \cdot 10^{-28}$	12,854	$6,98 \cdot 10^{-9}$	0,002	0
SO ₂	0,000	0,000	0	0	0	0	0	$2,26 \cdot 10^{-26}$	11,277	$3,24 \cdot 10^{-6}$	0,446	1,580

IV. ETUDE DE LA METHANATION DE GAZ DE SYNTHÈSE

IV.1. Introduction

Il est évident que la bonne compréhension des mécanismes réactionnels est un élément essentiel pour bien maîtriser et par la suite optimiser les réacteurs chimiques. Ainsi la prédiction de la composition à l'équilibre des réactions chimiques demeure impérative. Actuellement l'étude de systèmes réactionnels se fait par plusieurs méthodes, en particulier:

- La méthode de calcul des constantes d'équilibre.
- La méthode de minimisation de l'énergie libre de Gibbs.

Dans cette partie, on s'intéresse au système réactionnel de la méthanation de gaz de synthèse issu de la gazéification de la biomasse. C'est une réaction de conversion des oxydes de carbone et de l'hydrogène en méthane. Le gaz de synthèse produit est un mélange complexe. Il est constitué non seulement de H_2 , CO , CO_2 , CH_4 , H_2O mais aussi de faibles teneurs d'hydrocarbures lourds (C_2H_4 , C_2H_6 ...) et de composés aromatiques (C_6H_6 ...). Ces derniers (C_2H_4 , C_6H_6), malgré leur faible concentration, contribuent environ à 10% du pouvoir calorifique de gaz et aux réactions de méthanation. Ainsi, le système traité est très complexe en termes de composés présents et de réactions chimiques envisageables. L'étude de la faisabilité des réactions est obligatoire afin d'identifier les éventuels produits présents au cours de la méthanation.

Puisque la première approche utilise des constantes d'équilibre des réactions exactement impliqués dans le processus de méthanation et qu'il est difficile d'obtenir une connaissance exacte de ces réactions, cet approche ne parait pas être idéale pour ce genre de processus. Par ailleurs, l'énergie libre de Gibbs est la fonction la plus couramment utilisée pour identifier l'état d'équilibre d'un système réactionnel. En effet si toutes les espèces de ce système, y compris les réactifs et les produits, sont données, la distribution des produits sous un minimum d'énergie libre peut être établie sans connaître la chimie des réactions. La minimisation de l'énergie libre de Gibbs totale est une méthode appropriée pour calculer les compositions à l'équilibre de tout système en réaction. Cette méthode peut être également utilisée pour une ou plusieurs phases. Cela fait que la méthode de minimisation de l'énergie libre de Gibbs est actuellement très utilisée pour effectuer les analyses thermodynamiques de divers systèmes réactionnels (Lwin et al., 2000; Amin et al., 2005 ; Duret et al., 2005; Yaw et al., 2005 ; Faungnawakij et al., 2007 ; Nikoo et al., 2011; Jiajian et al., 2012). Ainsi elle

devrait être appropriée dans notre cas car le processus de méthanation implique de nombreuses réactions. Le recours à l'outil informatique (via la modélisation) est obligatoire pour pouvoir traiter ces types de réacteurs (multi-constituent, multi-réaction). Dans notre travail, on a fait appel au réacteur RGibbs disponible dans le logiciel de simulation Aspen Plus™ pour l'étude des réacteurs de production de SNG.

IV.2. Faisabilité des réactions

Bien que la réaction de méthanation semble être appropriée pour la production de méthane, la multitude et la complexité des réactions mises en jeu ainsi que la formation de carbone présentent de réels handicaps pour la production du méthane pur. En conséquence, afin d'avoir une meilleure compréhension des processus de méthanation de gaz de synthèse, des calculs thermodynamiques ont été effectués en prenant en considération tous les composés du système soient : H₂, CO, CO₂, CH₄, H₂O, C₂H₄, C₆H₆ et le carbone solide. Les principales réactions chimiques envisageables lors du processus de méthanation sont énumérées dans les équations (R1) - (R19) (Khorsand et al., 2007; Jiajian et al., 2012).

La faisabilité des réactions (équations (R1) - (R19)) peut être étudiée à partir de la variation standard d'énergie libre de Gibbs (ΔG_r^0). En effet, la constante d'équilibre (K) qui caractérise l'état d'équilibre d'une réaction est reliée à ΔG_r^0 par la relation suivante :

$$K = e^{-\frac{\Delta G_r^0}{RT}} \quad (\text{II.1})$$

Thermodynamiquement, pour une température donnée, lorsque la variation de l'énergie libre de Gibbs est très importante en valeur absolue mais négative, correspondant à une constante d'équilibre très élevée, les réactions chimiques sont dites favorables (la réaction se déplace vers le côté du produit). Par contre, les réactions sont thermodynamiquement limitées quand la variation d'énergie libre de Gibbs est positive et que la constante d'équilibre (K) tend vers une valeur plus faible. La réaction se déplace alors vers les réactifs. Lorsque la constante d'équilibre est beaucoup plus élevée que 1, les réactions ne peuvent pas être déplacées vers le côté opposé en modifiant les teneurs des réactifs. Cependant, pour des valeurs de K proches de 1, la variation des teneurs des réactifs a une influence considérable sur la distribution des produits (Nikoo et al., 2011).

Tableau II.9 : Réactions possibles lors de méthanation

N°	Réaction	ΔH_{298} (kJ/kg)
Formation de carbone		
R1	$2 \text{ CO} \leftrightarrow \text{CO}_2 + \text{C}$	-172.4
R2	$\text{CH}_4 \leftrightarrow \text{C} + 2\text{H}_2$	74.9
R3	$\text{CO}_2 + 2\text{H}_2 \leftrightarrow \text{C} + 2\text{H}_2\text{O}$	-90
R4	$\text{H}_2 + \text{CO} \leftrightarrow \text{C} + \text{H}_2\text{O}$	-131.3
R5	$\text{CH}_4 + 2\text{CO} \leftrightarrow 3\text{C} + 2\text{H}_2\text{O}$	-187.6
R6	$\text{CH}_4 + \text{CO}_2 \leftrightarrow 2\text{C} + 2\text{H}_2\text{O}$	-15.3
Réaction de CO et CO ₂		
R7	$\text{CO} + 3\text{H}_2 \leftrightarrow \text{CH}_4 + \text{H}_2\text{O}$	-206.2
R8	$\text{CO} + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2$	-41
R9	$\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \leftrightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$	-165
R10	$2\text{CO} + 2\text{H}_2 \leftrightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}$	-247.3
R11	$4\text{CO} + 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{CH}_4 + 3\text{CO}_2$	-330
Réactions de C ₂ H ₄ et C ₆ H ₆		
R12	$\text{C}_2\text{H}_4 + 2\text{H}_2 \leftrightarrow 2\text{CH}_4$	
R13	$\text{C}_6\text{H}_6 + 9\text{H}_2 \leftrightarrow 6\text{CH}_4$	
R14	$\text{C}_2\text{H}_4 + 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 2\text{CO} + 4\text{H}_2$	
R15	$\text{C}_6\text{H}_6 + 6\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 6\text{CO} + 9\text{H}_2$	
R16	$\text{C}_6\text{H}_6 + 6\text{CO}_2 \leftrightarrow 12\text{CO} + 3\text{H}_2$	
R17	$\text{C}_2\text{H}_4 + 2\text{CO}_2 \leftrightarrow 4\text{CO} + 2\text{H}_2$	
R18	$\text{C}_2\text{H}_4 \leftrightarrow 2\text{C} + 2\text{H}_2$	
R19	$\text{C}_6\text{H}_6 \leftrightarrow 6\text{C} + 3\text{H}_2$	

Les constantes d'équilibre des réactions considérées lors de la méthanation sont représentées en fonction de la température dans la Figure II.4.

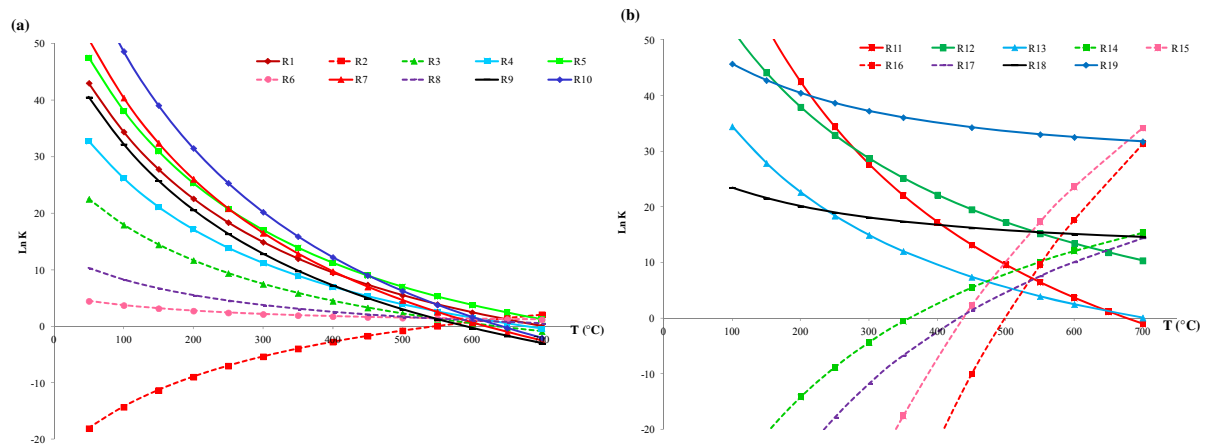


Figure II.4 : Variation de la constante d'équilibre en fonction de la température.

On remarque que toutes les réactions peuvent se produire simultanément dans le processus de méthanisation entraînant un effet significatif sur la composition du produit. On peut constater aussi que les réactions R7, R9, R10, R11, R12 et R13 jouent un rôle primordial dans le système réactionnel de méthanisation en raison des valeurs élevées des constantes d'équilibre dans la plage de température 200-500 °C (compatible avec l'intervalle de température des réacteurs de méthanation). Ainsi la méthanation peut se produire à basse température avec une amplitude positive de $\ln(K)$, mais elle est limitée à des hautes températures à cause de leurs valeurs négatives de $\ln(K)$. De plus toutes les réactions exothermiques sont défavorisées lorsque la température augmente.

La consommation de CO par les réactions R7, R8, R10 et R11 peut entraîner la conversion presque complète du CO à basse température. En revanche, il est difficile de transformer complètement le CO₂ parce qu'il est produit par les réactions, R8, R10 et R11.

La réaction R8 (Water-Gas-Shift) est très affectée par l'équilibre dans l'intervalle de température étudié. En général, la méthanation est accompagnée par l'apparition simultanée de cette réaction.

Les réactions R14, R15, R16 et R17 peuvent être déplacées vers la droite pour des températures supérieures à 500°C (favorable à haute température), ce qui réduit ainsi la concentration en éthane et benzène à l'équilibre.

Le carbone peut être formé par la décomposition du méthane, de l'éthane et de benzène (R2, R18, et R19), par la réaction de Boudouard (R1), d'hydrogénation du dioxyde de carbone (R3) et l'hydrogénation de monoxyde de carbone (R4) et par les réactions R5 et R6. On peut en déduire que les dépôts de carbone proviennent essentiellement des réactions R1, R5 et R19 parce que leurs constantes d'équilibre K sont beaucoup plus grandes que celles des réactions R3, R4 et R18. De plus, les valeurs négatives élevées de $\ln(K)$ pour la réaction R2 montrent qu'elle est thermodynamiquement défavorisée (réaction est favorable dans le sens indirect) en particulier à basse température. Elle est plus plausible pour la formation de carbone à des hautes températures. Cependant, les six autres réactions ont tendance à générer de carbone à basse température (200 - 500 °C) et peuvent être influencées par des limitations d'équilibre à hautes températures.

IV.3. Etude comparative entre l'approche cinétique et thermodynamique de la méthanation

Sudiro et al. (2009) ont réalisé une analyse cinétique des réactions de méthanation à l'aide du logiciel Aspen Plus™. La simulation a pour but de vérifier si le processus de méthanation atteint l'état d'équilibre. La température de travail a été fixée à 600 K (dans l'intervalle de validité des données expérimentales). La simulation a été effectuée en utilisant deux types de réacteur à savoir :

- Réacteur du modèle RGibbs : basé sur la minimisation de l'énergie libre de Gibbs.
- Réacteur de modèle RCSTR : basé sur l'approche cinétique.

Les résultats ont montré que les simulations de deux types de réacteurs conduisent à des valeurs semblables. En effet, les débits molaires des différents composés à la sortie des deux réacteurs sont très similaires, avec la même quantité de méthane produite. Il a été également montré que les réactions de méthanation deviennent très proches des conditions d'équilibre pour un temps de séjour faible, avec de forts effets exothermiques (Sudiro et al., 2009). Donc, le problème n'est pas une limitation cinétique de la conversion de monoxyde de carbone et d'hydrogène en CH_4 , mais quelle augmentation de température est observée à l'intérieur du réacteur.

Une autre étude, effectuée par Bajohr et al. (2008) compare l'approche cinétique et les limites thermodynamiques à l'équilibre du processus de méthanation. Les résultats ont montré qu'à des températures de 200 à 350 °C, on peut atteindre une conversion quasi-complète de

monoxyde de carbone, et donc un rendement maximal de méthane, à des temps de séjour techniquement réalisables de 0,01 à 1,5 s pour un catalyseur typique de méthanation à base de nickel.

Pour une justification supplémentaire de choix du modèle RGibbs, comme un modèle décrivant le réacteur de méthanation, les résultats de ce modèle sont comparés avec ceux de la littérature. Trois cas sont adoptés (Jiajian et al., 2012) :

- Cas 1 : données du réacteur de procédé ADAM I, qui a été développé par la société British Gas dans lequel la réaction de WGS et les réactions de méthanation sont combinées.
- Cas 2 et 3 : résultats expérimentaux

Le gaz d'alimentation dans ces cas contient H₂, CO, CO₂, CH₄, H₂O et N₂ ou Ar. Le tableau II.10 rassemble la comparaison entre les résultats calculés et les données expérimentales.

Tableau II.10 : Comparaison de composition de gaz de méthanation obtenu par le modèle RGibbs et celle des résultats expérimentaux

Fraction molaire	Cas 1			Cas 2			Cas 3		
Composé	IN	OUT _{CA}	OUT	IN	OUT _{CA}	OUT	IN	OUT _{CA}	OUT
H ₂	0,369	0,193	0,210	0,256	0,204	0,206	0,206	0,1004	0,104
H ₂ O	0,192	0,3101	0,298	0,402	0,420	0,420	0,402	0,488	0,486
CO	0,043	0,0097	0,012	0,186	0,082	0,084	0,084	0,021	0,022
CO ₂	0,061	0,0423	0,045	0,147	0,235	0,233	0,233	0,278	0,277
CH ₄	0,281	0,384	0,374	0,0005	0,0509	0,049	0,049	0,1036	0,102
N ₂	0,054	0,061	0,061	0,007	0,008	0,008	0,008	0,009	0,009

IN : entrée OUT : résultats expérimentaux OUT_{CA} : résultats calculés

On remarque que les compositions de produits calculés (marqués comme OUT_{CAL}) sont très proches de celles expérimentales. Par exemple, la teneur expérimentale de CH₄ dans le cas 1 est de 37,4% contre 38,4% trouvée par le calcul. De même dans le cas 3, cette teneur est 10,20%, comparée à la valeur calculée 10,36%. Cela permet d'une part de justifier le bon

choix du modèle lors de la simulation du système réactionnel de méthanation, et d'autre part de suggérer que la méthode de minimisation de l'énergie libre de Gibbs est un outil adéquat pour l'analyse thermodynamique du processus de méthanisation.

IV.4. Etude de formation de carbone lors de méthanation

L'analyse de la formation de carbone a une importance considérable, notamment pour les applications des réactions catalytiques. Il est bien connu que les dépôts de carbone sur le lit catalytique réduisent les performances du catalyseur et conduisent à sa désactivation et sa dégradation rapide. Il est donc important d'optimiser les conditions opératoires afin d'opérer le réacteur dans la région des conditions qui minimisent la production de coke.

L'objectif de cette partie est de déterminer l'effet de la pression et de la température sur le dépôt de carbone lors de la méthanation de gaz de synthèse épuré et par conséquent de distinguer les régions de température et de pression où le carbone est présent (carbon-formed region) ou absent (carbon-free region) dans les produits de méthanation, selon l'hypothèse de l'équilibre thermodynamique.

Dans ce qui suit, les calculs thermodynamiques des processus de méthanation sont effectués à l'aide du logiciel Aspen Plus™ sur la base de la minimisation de l'énergie libre de Gibbs. Dans ces calculs, on suppose que même le carbone solide participe à l'équilibre.

L'étude de formation de carbone lors de la méthanation de gaz de synthèse est composée de trois parties, soient :

- Simulation du réacteur de méthanation.
- Etude de l'effet de pression et de température sur le dépôt de carbone.
- Etude de l'ajout de l'eau sur la formation de carbone.

IV.4.1 Simulation du réacteur de méthanation

La démarche suivie pour simuler le réacteur de méthanation est la suivante :

- Etablissement du schéma de principe du réacteur
- Choix des modèles thermodynamiques pour calculer les propriétés des composés.
- Saisie des caractéristiques des flux d'entrée et des paramètres opératoires du réacteur
- Exécution de la simulation et récupération des résultats.

IV.4.1.1 Schéma de principe du réacteur

Le système conçu dans Aspen Plus™ pour étudier le réacteur de méthanation de gaz de synthèse est schématisé dans la figure II.5.

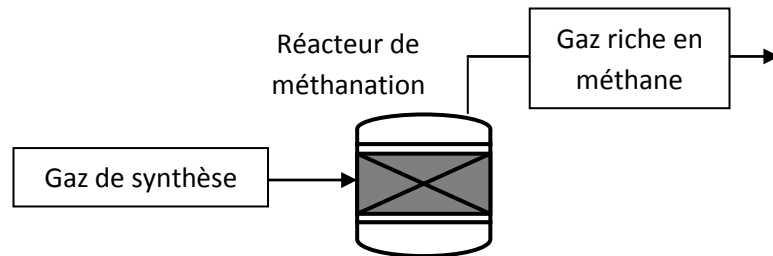


Figure II.5 : Réacteur de méthanation

Le modèle du réacteur utilisé est le modèle RGibbs. Il est capable de simuler les équilibres entre phases (avec au maximum neuf phases) et les équilibres chimiques par minimisation de l'énergie libre de Gibbs. Ce modèle a été utilisé par plusieurs auteurs (Jurascik et al., 2009; Heyne et al., 2010 ; Meijden et al., 2010 ; Vitasari et al., 2011) et en particulier par Nikoo et al. (2011) pour simuler la formation de carbone lors de reformage de méthane par le dioxyde de carbone et Faungnawakij et al. (2007) pour déterminer la limite de formation de carbone dans le cas de reformage à la vapeur de diméthyl éther.

A l'entrée comme à la sortie le modèle accepte un nombre quelconque de flux de matière et de chaleur. Outre la température et pression, l'utilisateur doit mentionner la liste des produits ainsi que leurs phases. La simulation de RGibbs du logiciel Aspen Plus™ nécessite aussi la saisie d'un certain nombre de paramètre à savoir :

- Caractéristiques des flux d'entrée,
- Paramètres opératoires (température, pression ou quantité de chaleur).

IV.4.1.2 Saisie des caractéristiques de flux et données opératoires

Le gaz de synthèse épuré est alimenté au réacteur à une température 40 °C et pression 1 bar. Sa composition est donnée par le tableau II.11 (résultats issus de la simulation de gazéification) :

Tableau II.11 : Composition de gaz de synthèse

Composé	H ₂	N ₂	CO	CO ₂	H ₂ O	CH ₄	C ₂ H ₄	C ₂ H ₆	C ₆ H ₆
% molaire	37,3	0,04	33,1	14,63	5,45	7,51	1,43	0,034	0,046

Pour le modèle RGibbs on doit mentionner aussi la liste des produits possibles. Dans ce cas les composés déclarés en phase gaz sont CH₄, CO, CO₂, H₂, H₂O, C₂H₄, C₂H₆, C₆H₆, N₂, C₇H₈, C₈H₈, C₉H₈, C₁₀H₈, C₁₂H₈, C₁₄H₁₀, C₁₄H₁₀₋₁, C₁₆H₁₀ et le carbone pur est déclaré comme solide.

L'équation d'état choisie pour calculer les propriétés thermodynamiques des différents composés est la méthode de Redlich- Kong –Soave (RKS). Cette équation est recommandée pour les procédés de traitement des gaz et des hydrocarbures (Aspen Plus, 1988).

IV.4.2. Effet de la pression et de la température

Pour étudier l'effet simultané de la pression et de la température sur le dépôt de carbone, on fait varier la pression dans l'intervalle de 1 à 40 bars et la température de 100 à 1200 °C. Pour chaque condition de pression et de température on effectue la simulation par Aspen Plus™ et on détermine la composition de carbone dans le flux sortant du réacteur. Les résultats obtenus sont regroupés dans la figure II.6.

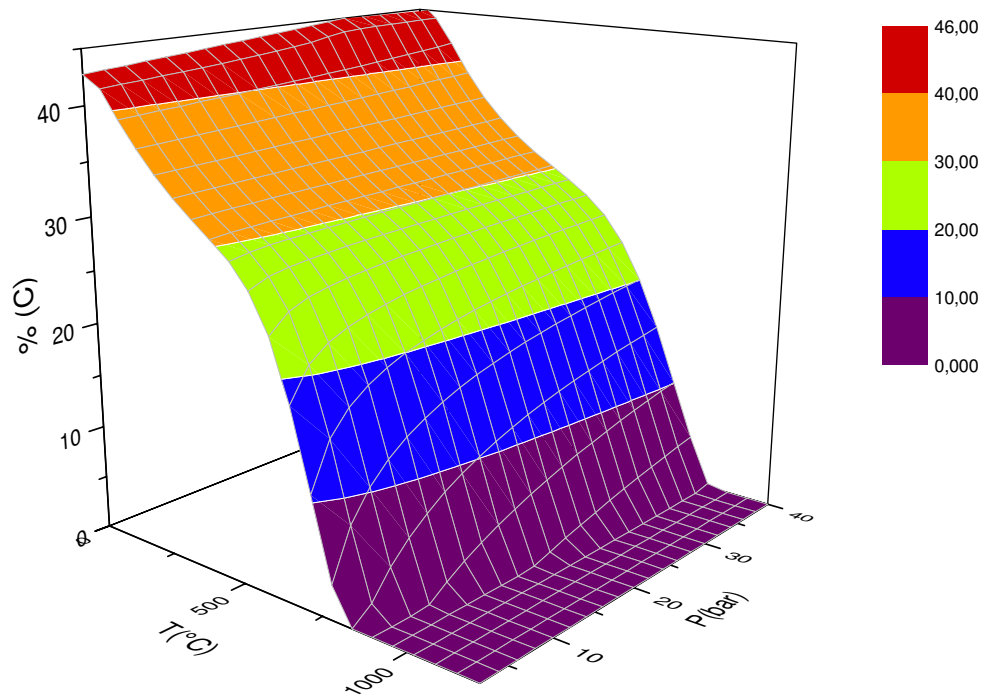


Figure II.6 : Evolution de la teneur de carbone en fonction de la pression et température.

On constate que la pression influe sur la quantité de carbone générée. En particulier à partir de 450 °C la diminution de pression engendre une réduction significative sur la formation de carbone. On remarque aussi que quelle que soit la pression, le carbone est déposé pour toutes températures inférieures à 750 °C (plage de température de méthanation). Ainsi une haute température pourrait atténuer sensiblement la formation de carbone. En effet, sous une pression atmosphérique le carbone disparaît totalement à 750 °C. Par contre cette disparition n'est possible qu'à partir de 950 °C pour une pression de 40 bars. Par conséquent, l'augmentation de la température de fonctionnement représente une des possibilités de remédiation à la formation de carbone. Cependant, l'augmentation de température diminue la sélectivité des réactions de méthanation de CO et CO₂.

Le dépôt de carbone provient de plusieurs réactions, telles que les réactions R1, R3, R4, et R18 (voir tableau II.9). Ces réactions sont exothermiques. Ainsi toute augmentation de température déplace l'équilibre dans le sens des réactifs et par conséquent le carbone est consommé par une contribution simultanée de ces réactions inverses. Toutefois, en raison d'une pression élevée, la formation de carbone est favorisée par l'intermédiaire des réactions directes R1, R3, R4, et R5. Ainsi l'élimination de carbone est déplacée vers une plage de température plus élevée pour tout accroissement de la pression. De plus, à haute pression R11

se déplace dans le sens direct conduisant à la consommation de H₂O et provoquant ainsi la diminution de la quantité de H₂O disponible à la réduction du carbone par les réactions R3, R4, R5, R6. Puisque la constante d'équilibre de R11 est supérieure à celle de R4 et R5, R11 aura lieu plus facilement que R4 et R5. De plus, la présence de composés hydrocarbonés gazeux dans le gaz de synthèse (tel que C₂H₄) et de composés aromatiques (C₆H₆) augmente de manière drastique le risque de dépôt de carbone du fait des valeurs élevées des constantes d'équilibre de leurs réactions de pyrolyse. Elles sont thermodynamiquement favorables en raison de grandes valeurs de constante d'équilibre surtout à basse température. Par contre la réaction R2 est peu probable et ainsi sa contribution à la formation de carbone est faible (réaction endothermique donc favorisée à haute température). Aussi il convient de noter que l'eau produite par les réactions de méthanation de CO et CO₂ empêche la formation de carbone.

IV.4.3 Effet de l'ajout d'eau

Pour empêcher le dépôt de carbone, on propose de travailler à une température élevée. Cependant utiliser de telles températures conduit à une consommation supplémentaire d'énergie et à la destruction de catalyseur. La majorité des réactions impliquées dans la formation de carbone (réactions R1, R3, R4, R5, R6) peuvent être relativement affectées par le changement des paramètres opérationnels (teneurs en réactifs...) à cause de leurs faibles constantes d'équilibre. L'eau est l'un des réactifs impliqués dans ces réactions inverses permettant de réduire la teneur de carbone (principe de Le Chatelier). Ainsi on ajoute souvent de la vapeur d'eau au gaz de synthèse pour augmenter le rapport H/C et pour réduire (thermodynamiquement) la formation de carbone.

Dans ce qui suit on va étudier l'effet de la teneur d'eau dans le gaz de synthèse sur la formation du carbone pour des différents niveaux de pression et température. Ainsi le réacteur de méthanation est alimenté par un autre flux de vapeur d'eau. Le schéma en bloc de ce réacteur est donné par la figure II.7.

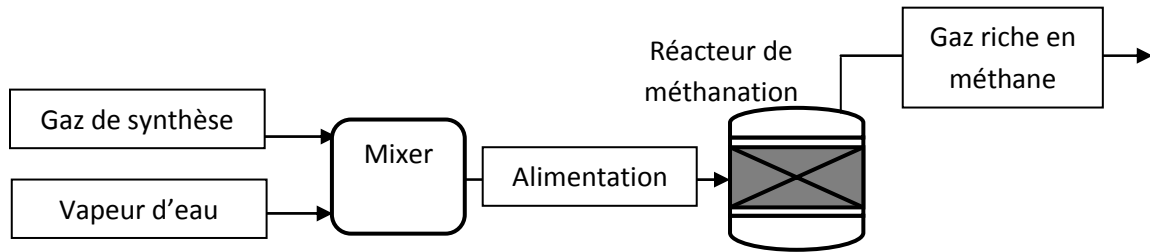


Figure II.7 : Schéma en bloc du réacteur de méthanation

Les simulations sont effectuées pour chaque condition opératoire (pression, température et teneur en eau dans le gaz d'alimentation). On calcule les rendements de méthane et de carbone à l'aide des relations suivantes :

$$Y_{CH_4}(\%) = \frac{F_{CH_4,out}}{\sum N_i F_{i,in}} \times 100 \quad (II.2)$$

$$Y_C(\%) = \frac{F_{C,out}}{\sum N_i F_{i,in}} \times 100 \quad (II.3)$$

Avec

F : débit molaire

i : tout composé contient du carbone

N_i : nombre d'atome de carbone du composé i

On porte sur la figure II.5 la variation de la teneur en carbone en fonction de la teneur en eau d'alimentation pour trois niveaux de pression : basse pression (1 bar), moyenne pression (7 bar) et haute pression (40 bar). Les figures II.7, II.8 et II.9 présentent l'effet simultané de la température et de l'ajout de l'eau sur le rendement en méthane et en carbone à 7 bars, respectivement.

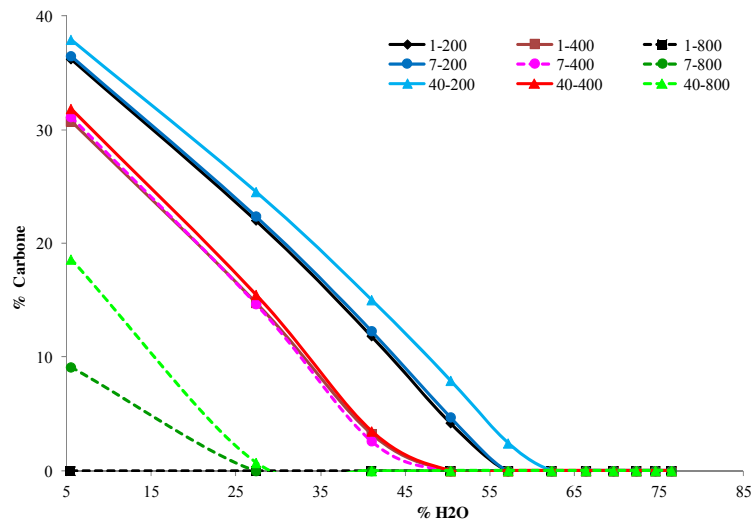


Figure II.8 : Variation de la teneur en carbone en fonction de la teneur en eau pour trois pressions (1bar, 7 bar et 40 bar) et trois températures (200, 400, 800°C).

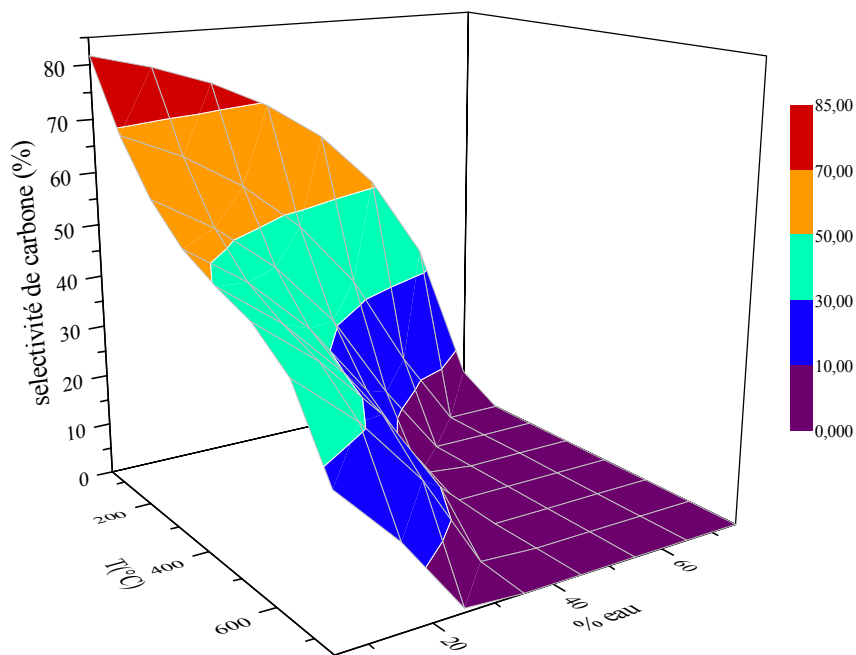


Figure II.9 : Effet de la température et d'ajout d'eau sur le rendement de carbone

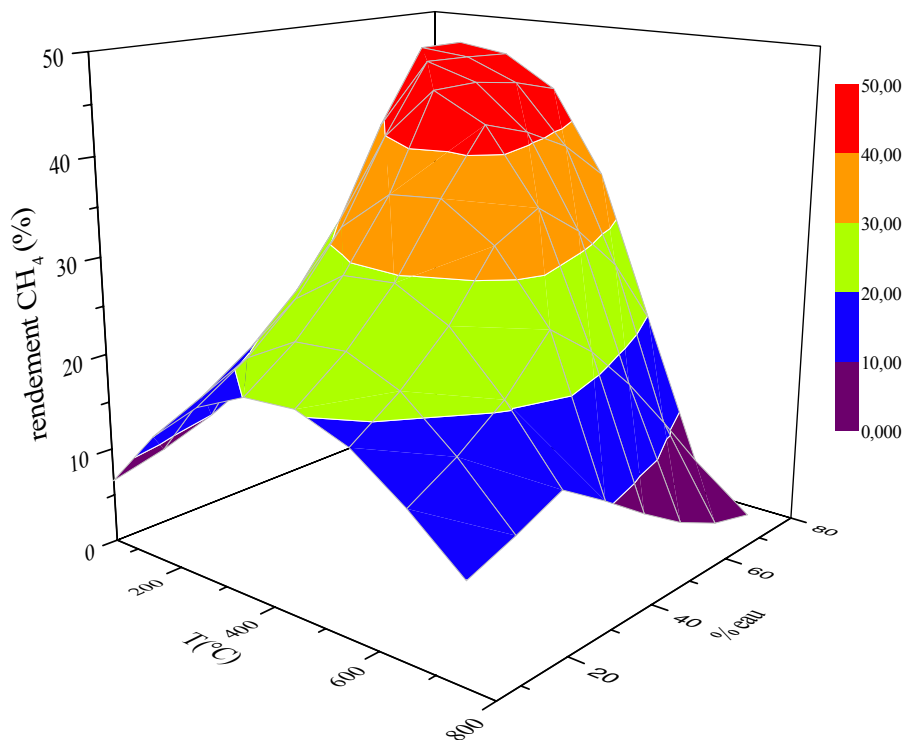


Figure II.10 : Effet de la température et de l'ajout d'eau sur le rendement en méthane.

L'examen des figures II.5, II.6 et II.7 montre que pour une pression égale à 1 bar l'ajout de vapeur d'eau réduit considérablement le dépôt du carbone surtout à des températures élevées. Par conséquent, à basse température et indépendamment de la pression, une grande quantité de vapeur d'eau est nécessaire pour empêcher la formation du carbone. Par contre à haute température, une faible quantité est suffisante mais cette quantité dépend essentiellement de la pression. A haute pression, le carbone est toujours produit pour des teneurs en eau inférieure à 25%. Dans la gamme de température de 200-400 °C (température de méthanation) le pourcentage d'eau dans le gaz de synthèse nécessaire pour éliminer le dépôt du carbone varie entre 45% pour une faible pression (1 bar) et 60% pour une haute pression (40 bar). Le rendement en méthane dans cette gamme de température atteint son maximum.

Par conséquent, l'ajout d'une quantité d'eau dans le système de méthanation catalytique pourrait éviter la formation du carbone. Ceci est en concordance avec l'expérience industrielle de processus de méthanation de HICOM et RMP, dans laquelle l'ajout de vapeur est indispensable pour le réacteur de méthanation (Jiajian et al., 2012). Aussi ceci est conforme aux travaux du Centre Néerlandais de l'Énergie (ECN) qui utilise une teneur d'eau de 50% dans le gaz d'alimentation (Deurwaarder et al., 2005). D'autres travaux suggèrent de

travailler avec un rapport gaz sec/vapeur d'eau de 1:1,5 qui correspond à 66% d'eau dans le gaz d'alimentation (Meijden et al., 2010).

Dans notre cas, le pourcentage d'eau à l'entrée est de 5% ce qui n'est pas suffisant pour éviter la formation du carbone, d'où la nécessité d'ajouter de la vapeur d'eau au gaz de synthèse. Dans ce qui suit, on adopte une valeur de 66% pour la teneur en eau dans le gaz d'alimentation.

En pratique, il est généralement constaté que la quantité de vapeur nécessaire pour empêcher la formation de carbone est inférieure à celle déterminée par les calculs thermodynamiques (Deurwaarder et al., 2005). Ceci a été expliqué par d'autres études déjà publiées qui prouvent que les réactions impliquant le dépôt de carbone n'atteignent pas l'équilibre dans les conditions de réaction (Jiajian et al., 2012).

IV.4.3.1 Courbe limite de formation de carbone

Parmi les méthodes pratiques qui facilitent la détermination du risque de formation de carbone on trouve le traçage des courbes de limite de formation de carbone. Cette limite est déterminée par l'ensemble des températures à partir de laquelle on atteint la première disparition du carbone. Ainsi on obtient deux zones :

- Une zone au-dessus de la courbe : le processus de méthanation ne présente pas de dépôt de carbone (de point de vue théorique, à l'équilibre thermodynamique).
- Une zone au-dessous de la courbe : région favorable à la formation de carbone

Les températures de la première disparition du carbone sont déterminées à partir de la simulation de réacteur de méthanation. Des séries de simulations sont effectuées à pression constante (7bar). Pour une teneur en eau fixe, on augmente la température jusqu'à ce qu'on atteigne celle permettant de faire disparaître le carbone. L'ensemble des points (température, teneur en eau) calculés à une pression de 7 bars est porté sur la figure II.11.

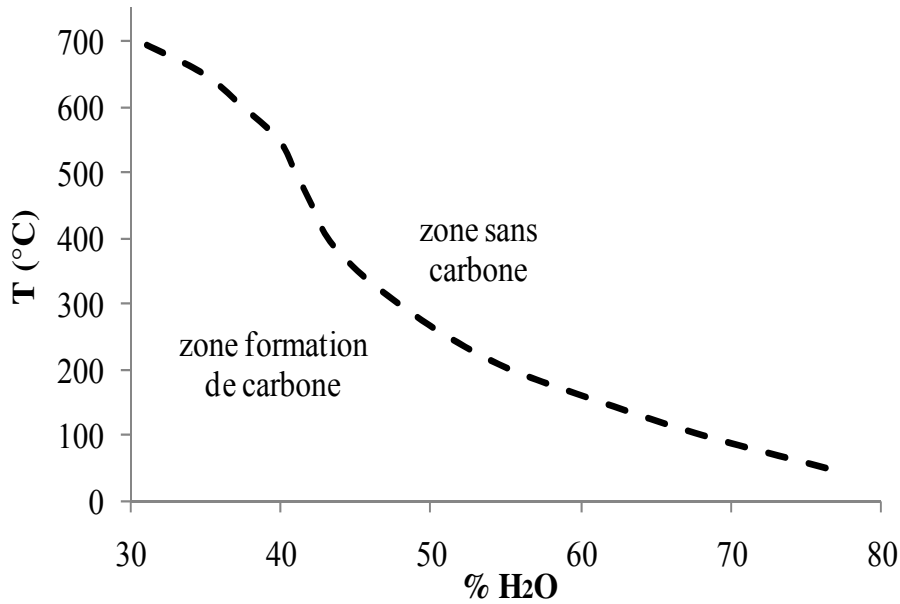


Figure II.11 : Courbe limite de formation de carbone à 7 bars

IV.5 Choix des paramètres opératoires de méthanation

Il est intéressant de maintenir la température au cours de la méthanation en dessous de 350°C. Ceci assure une conversion quasi complète du monoxyde de carbone et donc un rendement maximum en CH₄. Les températures inférieures à 200 °C doivent être évitées car les cinétiques sont trop lentes.

Afin de pouvoir choisir la pression de fonctionnement de ce type de processus de méthanation, on étudiera l'effet de la pression sur la température et la teneur en CH₄ dans le gaz de sortie du premier réacteur adiabatique.

La simulation du réacteur de méthanation par Aspen Plus™ permet de déterminer la température adiabatique et la teneur en méthane dans le gaz produit. Le schéma de principe du réacteur adiabatique est le même que celui de la figure II.2. Le gaz de synthèse est alimenté à 350 °C. La composition du gaz de synthèse alimentant le réacteur est donnée par le tableau II.11. Le modèle RGibbs utilisé nécessite la saisie de deux données opératoires à savoir :

- La pression : variable de 1 à 40 bars.
- La quantité de chaleur échangée, qui est nulle (réacteur adiabatique).

On porte sur la figure II.12 l'évolution de la température et la teneur de CH₄ en fonction de la pression.

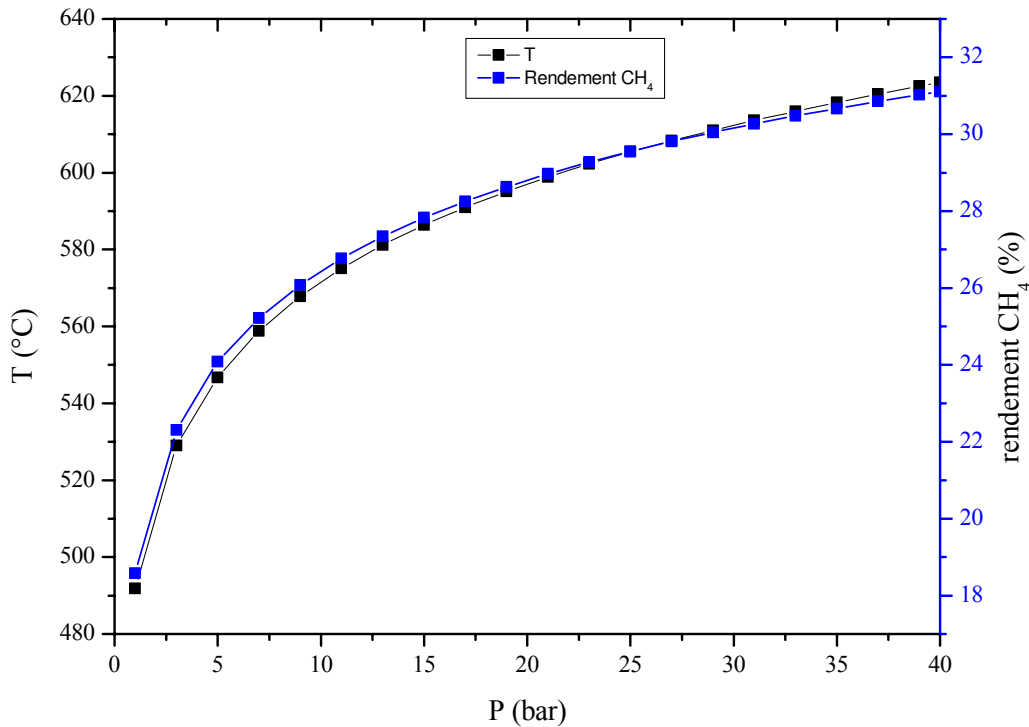


Figure II.12 : Variation de la température et la composition de méthane dans le gaz produit

À haute pression, le système adiabatique de méthanation se déplace vers la formation de CH₄, (sens direct des réactions R7, R9, R10 et R11). A cause de chaleurs dégagées par ces réactions (exothermiques), la température du réacteur augmente. Lorsque la méthanation est effectuée à de faibles pressions l'augmentation de la température adiabatique est moins importante. La méthanation peut être donc exploitée de manière adiabatique sans refroidissement interne et sans recyclage de gaz. Par ailleurs, à cause du caractère fortement exothermique des réactions de méthanation, la température augmente de manière significative dans les systèmes adiabatiques. Par conséquent, l'équilibre thermodynamique est atteint facilement, mais le taux de conversion en méthane est limité. Pour obtenir des conversions élevées, on a intérêt à diminuer la température, en d'autres termes à éliminer la chaleur de réaction. En général, ceci est réalisé par des réacteurs refroidis à l'intérieur ou par des réacteurs avec recyclage de gaz. Le système le plus simple est celui qui comporte une série de réacteurs adiabatiques avec des refroidissements intermédiaires. L'application d'un tel système est limitée aux procédés à faible pression.

En règle générale, les processus commerciaux de méthanation (Lurgi et Haldor-Topsøe) sont effectués à des pressions plus élevées (20 à 30 bars), comparées à 7 bars dans l'usine de SNG de l'ECN (Zwart et al., 2006). Ces systèmes sont généralement équipés de réacteurs avec un recyclage de gaz ou de réacteurs refroidis à l'intérieur pour contrôler les températures afin

d'éviter la dégradation thermique des catalyseurs. Par contre l'unité de méthanation d'ECN est constituée de trois réacteurs à 7 bars avec refroidissement intermédiaire à 250 °C (Mozaffarian et al., 2003). Dans cette étude on choisit ce dernier système de méthanation. En effet, comme le SNG est injecté dans le réseau de gaz naturel à haute pression, la compression doit avoir lieu quelque part le long de la ligne de production. Cela peut être fait soit par compression du gaz de synthèse soit par gazéification sous pression. Dans le premier cas, la compression du gaz de synthèse aura lieu de préférence après le nettoyage (compression de gaz de synthèse sans goudron), mais avant la méthanation.

V.SIMULATION DU PROCEDE DE PRODUCTION DE SNG

Le procédé de production de SNG est constitué de trois sections à savoir : gazéification, méthanation et conditionnement de SNG. La première section est détaillée dans le troisième paragraphe. Dans ce qui suit on détaillera les deux autres sections.

V.1 Simulation des sections méthanation et conditionnement de SNG

Pour effectuer la simulation des sections de méthanation et de conditionnement de SNG, on a adopté la démarche suivante :

- Etablissement du schéma de blocs de deux sections selon la codification du logiciel Aspen Plus™,
- Choix du modèle thermodynamique,
- Saisie des caractéristiques des flux d'entrée et des paramètres opératoires des appareils,
- Récupération et exploitation des résultats.

V.1.1 Description et établissement du schéma de blocs

La première étape de la simulation des sections de méthanation et de conditionnement de SNG est l'établissement du schéma de blocs. Ce schéma (figure II.13) comporte les différents équipements du procédé codifiés selon Aspen Plus™.

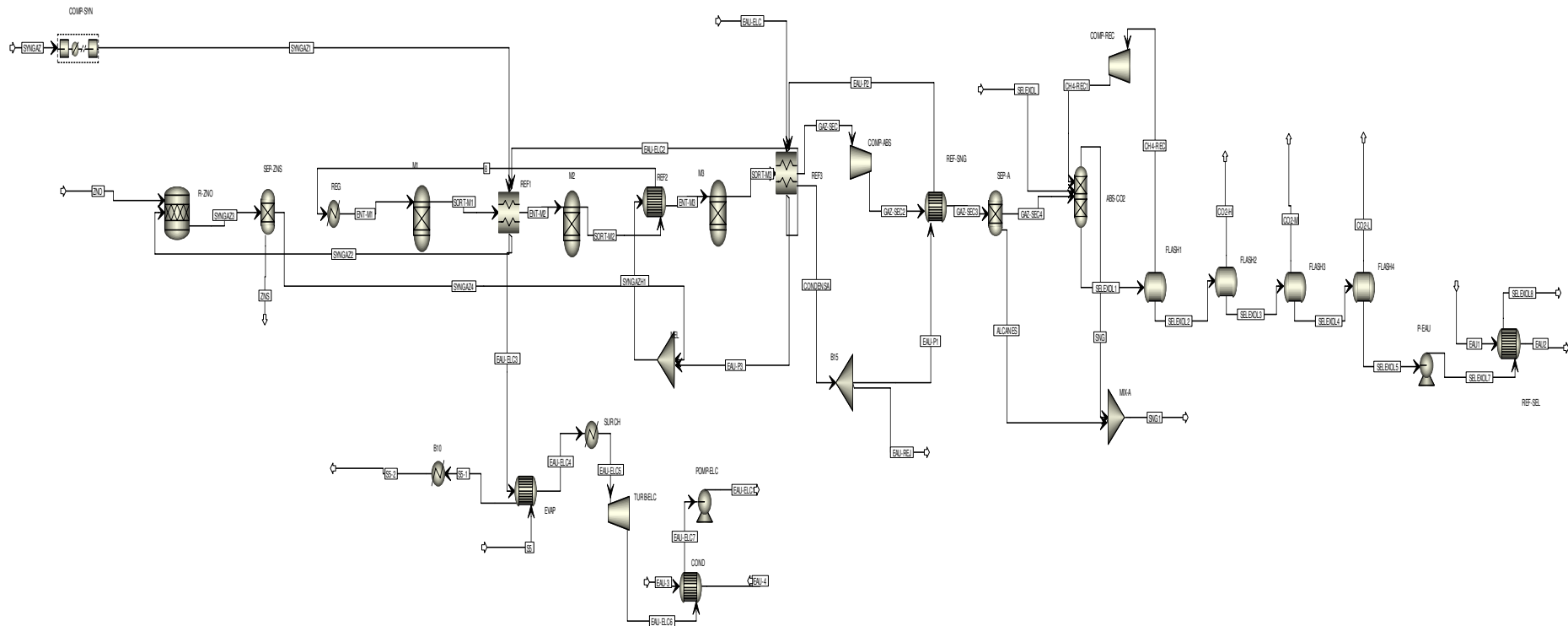


Figure II.13 : Schéma de bloc de procédé de production de SNG

Le gaz de synthèse traité est comprimé jusqu'à une pression de 7 bars, puis il est purifié (élimination de H₂S (SYNGAZ1)). Le gaz purifié est chauffé puis il est mélangé avec l'eau afin d'empêcher la formation de carbone. Ensuite il alimente le premier réacteur (ENT-M1) où se déroulent les réactions de méthanation. Le gaz sortant de ce réacteur est refroidi avant d'être introduit dans le deuxième réacteur. La chaleur dégagée sert à produire de la vapeur d'eau (EAU-ELEC2) nécessaire à la production d'électricité. Le gaz sortant de ce réacteur subit un deuxième refroidissement pour passer dans le dernier réacteur de méthanation. L'élimination de l'eau du SNG produit est réalisée à l'aide d'un condenseur (REF3) qui chauffe l'eau. L'élimination du CO₂ se fait par absorption physique à haute pression, puis le SNG sec est comprimé (GAZ-SEC2) et refroidi avant d'être introduit dans la colonne d'absorption. Afin de récupérer le méthane absorbé par le solvant (Selexol), ce dernier subit une première détente et le gaz obtenu (riche en méthane) (CH4-REC) est renvoyé vers la colonne d'absorption. La régénération du solvant s'effectue à l'aide de trois autres détentes consécutives du liquide (solvant) sortant de la première détente. Le liquide obtenu est refroidi puis pompé une nouvelle fois à la colonne d'absorption. La vapeur produite dans le premier refroidissement intermédiaire (EAU-ELEC3) est surchauffée à l'aide de la chaleur dégagée en refroidissant le gaz de synthèse. Cette vapeur subit ensuite détente dans une turbine en produisant d'électricité.

Le tableau II.12 regroupe les appareils du procédé et les modules d'Aspen PlusTM correspondant.

V.1.2 Choix des modèles thermodynamique

Deux modèles thermodynamiques sont choisis pour prédire et calculer les propriétés thermodynamiques des différents composés :

- L'équation de Redlich-Kwong-Soave : elle est recommandée pour les unités de raffinage et de traitement des hydrocarbures et les procédés gaziers (Aspen PlusTM, 1988).
- L'équation de PC-SAFT (Perturbed-Chain Statistical Associating Fluid Theory) : Elle est recommandée pour le traitement des copolymères en particulier le selexol (le solvant utilisé dans l'absorption de CO₂) (Aspen PlusTM, 2010).

Tableau II. 12: Unités et appareils des sections de méthanation et conditionnement de SNG et les modules correspondants dans Aspen Plus™

Appareil	Repère sur figure II.13	Module Aspen Plus™
Compresseur syngaz	COMP-SYN	MCOMP
Compresseur	COMP-REC, COMP-SNG	Compr
Réacteur	R-ZNO	RStoic
Séparateur	SEP-ZNS	Sep
Réacteur de méthanation	M1, M2, M3	RGibbs
Refroidisseur	REF1, REF3	MHeatX
Refroidisseur	REF2, REF-SNG, REF-SEL	HeatX
Evaporateur	EVAP	HeatX
Condenseur	COND	HeatX
Surchauffeur	SURCH	Heater
Mélangeur	MEL	Mixer
Diviseur des flux	DIV	FSplit
Pompe	P-EAU, P-SEL	Pump
Absorbeur	ABS-CO2	RadFrac
Turbine	TURB-ELC	Compr
Détendeur	FLASH1, FLASH2, FLASH3, FLASH4	

V.1.3 Saisie des paramètres opératoires

V.1.3.1 Caractéristiques des flux

La simulation par Aspen PlusTM demande la saisie d'un certain nombre de données opératoires. Le tableau II.13 regroupe les paramètres nécessaires à la simulation des sections de méthanation et de conditionnement de SNG.

Tableau II.13 : Caractéristiques des flux d'entrée

Flux	Débit (kmol/h)	Température (°C)	Pression (bar)
EAU-ELC	450	35	40
EAU1	2500	25	1
EAU3	15000	25	1
ZNO	0,0204	25	7
SELEXOL	1000	35	25

V.1.3.2 Paramètres opératoires des appareils

Pour chaque module de calcul le logiciel Aspen PlusTM exige la saisie d'un certain nombre de paramètres opératoires dans les fiches d'entrées de chaque appareil. Le tableau II.14 regroupe l'ensemble de ces données.

Tableau II.14 : Paramètres opératoires des unités du procédé SNG

Appareil	P (bar)	Autre spécification
COMP-SYN	7	Nombre d'étage =2 Rendement isentropique = 0,8 Rendement mécanique =0,98
COMP-SNG, COMP-REC	25	Rendement isentropique = 0,8 Rendement mécanique =0,98
R-ZNO	7	Quantité de chaleur = 0 W $ZnO + H_2S \rightarrow ZnS + H_2O$
SEP-ZNS	-	Fraction de ZnO dans flux ZNS =1 Fraction de ZnS dans flux ZNS =1
M1, M2, M3	7	Quantité de chaleur = 0 W
REF1	-	Température des flux de sortie = 250 °C
REF3	-	Température de flux chaud = 40 °C
REF2	-	Température de sortie fluide chaud = 250 °C
REF-SNG	-	Température de sortie fluide chaud = 80 °C
REF-SEL	-	Température de sortie fluide chaud = 35 °C
EVAP	-	Quantité de chaleur échangée = 0,79 MW
COND	-	Température de sortie fluide chaud = 35 °C
SURCH	40	Quantité de chaleur échangée = 1 MW
DIV	-	Débit de flux = 590 kmol/h
P-EAU	40	Rendement = 0,9
P-SEL	25	Rendement = 0,9
ABS-CO2	25	Nombre d'étage = 10
TURB-ELC	0,1	Rendement isentropique = 0,8 Rendement mécanique =0,98
FLASH1	12	Quantité de chaleur échangée = 0 W
FLASH2	6	Quantité de chaleur échangée = 0 W
FLASH3	3	Quantité de chaleur échangée = 0 W
FLASH4	1,5	Quantité de chaleur échangée = 0 W

V.2. Résultats

La simulation effectuée par le logiciel Aspen Plus™ permet d'avoir les caractéristiques des différents flux de matière ainsi que les puissances thermiques et mécaniques échangées au niveau des différentes unités.

Les tableaux II.15 et II.16 rassemblent les caractéristiques des flux des sections de méthanation et de conditionnement de SNG.

Table II.15 : Principales caractéristiques des flux sortant du gazéifieur et de réacteur de méthanation

Caractéristique	Gazéifieur	1 ^{er} réacteur	2 ^{eme} réacteur	3 ^{eme} réacteur	SNG
T (°C)	840	558	422	307	36,2
P (bar)	1	7	7	7	25
Debit (kmol/h)	332,3	890,1	830,6	810,5	100,4
Composition (mol. %)					
H₂O	5,45	60,26	70,46	74,59	0,04
CO	33,11	1,30	0,12	0,01	0,05
CO₂	14,63	15,02	13,79	13,01	6,87
H₂	37,74	17,87	6,11	1,40	11,28
CH₄	7,51	5,52	9,50	10,98	81,67
C₂H₄	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00
Débit CH ₄ (kmol/h)	24,97	49,18	78,89	88,98	81,98
Contribution par rapport au CH ₄ produit (%)	28,06	27,20	33,39	11,35	-

Tableau II.16 : Caractéristiques des différents flux du procédé SNG

	GAZ-SEC2	GAZ-SEC3	GAZ-SEC4	SNG	SNG1	SORT-M1	SORT-M2	SORT-M3	SYNGAZ	SYNGAZ1	SYNGAZ2	SYNGAZ3
T (°C)	163	80	80	36	36	558	422	307	40	229	250	250
P (bar)	25	25	25	25	25	7	7	7	1	7	7	7
D (kmol/hr)	208,31	208,31	208,31	100,39	100,39	890,07	830,65	810,46	332,31	332,31	332,31	332,33
% mol												
H ₂ O	1,13	1,13	1,13	3,71·10 ⁻²	3,71·10 ⁻²	60,26	70,46	74,59	5,45	5,45	5,45	5,46
CO	2,64·10 ⁻²	2,64·10 ⁻²	2,64·10 ⁻²	5,37·10 ⁻²	5,37·10 ⁻²	1,30	0,12	6,78·10 ⁻³	33,11	33,11	33,11	33,11
CO ₂	50,60	50,60	50,60	6,87	6,87	15,02	13,79	13,01	14,63	14,63	14,63	14,63
H ₂	5,46	5,46	5,46	11,28	11,28	17,87	6,11	1,40	37,74	37,74	37,74	37,73
CH ₄	42,72	42,72	42,78	81,67	81,67	5,52	9,50	10,98	7,51	7,51	7,51	7,51
NH ₃	3,35·10 ⁻³	3,35·10 ⁻³	3,35·10 ⁻³	5,80·10 ⁻⁴	5,80·10 ⁻⁴	1,35·10 ⁻³	1,28·10 ⁻³	8,61·10 ⁻⁴	0	0	0	0
H ₂ S	9,69·10 ⁻⁸	9,69·10 ⁻⁸	9,69·10 ⁻⁸	1,90·10 ⁻⁸	1,90·10 ⁻⁸	2,27·10 ⁻⁸	2,43·10 ⁻⁸	2,49·10 ⁻⁸	6,07·10 ⁻³	6,07·10 ⁻³	6,07·10 ⁻³	6,07·10 ⁻⁸
N ₂	5,67·10 ⁻²	5,67·10 ⁻²	5,67·10 ⁻²	8,75·10 ⁻²	8,75·10 ⁻²	1,30·10 ⁻²	1,40·10 ⁻²	1,46·10 ⁻²	3,66·10 ⁻²	3,66·10 ⁻²	3,66·10 ⁻²	3,66·10 ⁻²
C ₂ H ₄	1,99·10 ⁻⁹	1,99·10 ⁻⁹	0	0	4,13·10 ⁻⁹	4,64·10 ⁻⁷	2,79·10 ⁻⁸	5,11·10 ⁻¹⁰	1,429	1,429	1,429	1,429
C ₆ H ₆	5,15·10 ⁻²⁰	5,15·10 ⁻²⁰	0	0	0	1,16·10 ⁻¹⁶	3,21·10 ⁻¹⁸	1,32·10 ⁻²⁰	4,60·10 ⁻²	4,60·10 ⁻²	4,60·10 ⁻²	4,60·10 ⁻²
C ₂ H ₆	1,25·10 ⁻⁴	1,25·10 ⁻⁴	0	0	2,60·10 ⁻⁴	5,21·10 ⁻⁵	6,02·10 ⁻⁵	3,23·10 ⁻⁵	3,37·10 ⁻²	3,37·10 ⁻²	3,37·10 ⁻²	3,37·10 ⁻²
C ₇ H ₈	5,84·10 ⁻²³	5,84·10 ⁻²³	0	0	0	1,01·10 ⁻¹⁹	3,59·10 ⁻²¹	1,50·10 ⁻²³	1,54·10 ⁻³	1,54·10 ⁻³	1,54·10 ⁻³	1,54·10 ⁻³
C ₈ H ₈	5,41·10 ⁻³¹	5,41·10 ⁻³¹	0	0	0	3,01·10 ⁻²⁵	8,11·10 ⁻²⁸	1,39·10 ⁻³¹	4,18·10 ⁻⁴	4,18·10 ⁻⁴	4,18·10 ⁻⁴	4,18·10 ⁻⁴
C ₉ H ₈	0	0	0	0	0	1,33·10 ⁻²⁷	3,10·10 ⁻³⁰	0	6,77·10 ⁻⁴	6,77·10 ⁻⁴	6,77·10 ⁻⁴	6,77·10 ⁻⁴
C ₁₀ H ₈	3,49·10 ⁻³³	3,49·10 ⁻³³	0	0	0	8,90·10 ⁻²⁸	3,70·10 ⁻³⁰	8,98·10 ⁻³⁴	2,96·10 ⁻³	2,96·10 ⁻³	2,96·10 ⁻³	2,96·10 ⁻³
C ₁₂ H ₈	0	0	0	0	0	0	0	0	5,16·10 ⁻⁴	5,16·10 ⁻⁴	5,16·10 ⁻⁴	5,16·10 ⁻⁴
C ₁₄ H ₁₀	0	0	0	0	0	0	0	0	1,10·10 ⁻⁴	1,10·10 ⁻⁴	1,10·10 ⁻⁴	1,10·10 ⁻⁴
C ₁₄ H ₁₀₋₁	0	0	0	0	0	0	0	0	2,57·10 ⁻⁴	2,57·10 ⁻⁴	2,57·10 ⁻⁴	2,57·10 ⁻⁴
C ₁₆ H ₁₀	0	0	0	0	0	0	0	0	2,10·10 ⁻⁶	2,10·10 ⁻⁶	2,10·10 ⁻⁶	2,10·10 ⁻⁶
Selexol	0	0	0	2,24·10 ⁻⁵	2,24·10 ⁻⁵	0	0	0	0	0	0	0

Analyse de cycle de vie émergétique de systèmes de valorisation de biomasse

	SYNGAZ4	SYNGAZH1	CH4-REC	CH4-REC1	CO2-H	CO2-L	CO2-M	CONDENSA	EAU-3	EAU-4	EAU-ELC	EAU-ELC1
T (°C)	250	178	39	107	38	36	37	40	25	39	35	35
P (bar)	7	7	12	25	6	1,5	3	7	1,013	1,013	40	40
D (kmol/hr)	332,31	922,31	25,74	25,743	29,97	31,92	44,07	602,15	1,5·10 ⁴	1,5·10 ⁴	450	450
% mol												
H ₂ O	5,46	65,94	7,88·10 ⁻²	7,88·10 ⁻²	0,15	0,55	0,28	100	100	100	100	100
CO	33,11	11,93	1,54·10 ⁻²	1,54·10 ⁻²	3,07·10 ⁻³	1,13·10 ⁻⁵	2,24·10 ⁻⁴	0	0	0	0	0
CO ₂	14,63	5,27	50,89	50,89	80,92	99,11	96,75	0	0	0	0	0
H ₂	37,74	13,60	1,67	1,671	0,16	1,31·10 ⁻⁴	5,61·10 ⁻³	0	0	0	0	0
CH ₄	7,51	2,71	47,24	47,24	18,70	0,33	2,93	0	0	0	0	0
NH ₃	0	0	1,70·10 ⁻³	1,70·10 ⁻³	3,20·10 ⁻³	9,28·10 ⁻³	5,57·10 ⁻³	0	0	0	0	0
H ₂ S	6,07·10 ⁻⁸	2,19·10 ⁻⁸	4,77·10 ⁻⁸	4,77·10 ⁻⁸	8,83·10 ⁻⁸	2,73·10 ⁻⁷	1,57·10 ⁻⁷	0	0	0	0	0
N ₂	3,66·10 ⁻²	1,32·10 ⁻²	1,04·10 ⁻¹	1,04·10 ⁻¹	6,84·10 ⁻²	3,94·10 ⁻³	1,95·10 ⁻²	0	0	0	0	0
C ₂ H ₄	1,42912	5,15·10 ⁻¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₆ H ₆	4,60·10 ⁻²	1,66·10 ⁻²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₂ H ₆	3,37·10 ⁻²	1,22·10 ⁻²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₇ H ₈	1,54·10 ⁻³	5,56·10 ⁻⁴	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₈ H ₈	4,18·10 ⁻⁴	1,51·10 ⁻⁴	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₉ H ₈	6,77·10 ⁻⁴	2,44·10 ⁻⁴	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₁₀ H ₈	2,96·10 ⁻³	1,07·10 ⁻³	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₁₂ H ₈	5,16·10 ⁻⁴	1,86·10 ⁻⁴	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₁₄ H ₁₀	1,10·10 ⁻⁴	3,97·10 ⁻⁵	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₁₄ H ₁₀ -1	2,57·10 ⁻⁴	9,27·10 ⁻⁵	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₁₆ H ₁₀	2,10·10 ⁻⁶	7,58·10 ⁻⁷	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Selexol	0	0	5,16·10 ⁻⁵	5,16·10 ⁻⁵	8,12·10 ⁻⁵	2,22·10 ⁻⁴	1,29·10 ⁻⁴	0	0	0	0	0

Analyse de cycle de vie énergétique de systèmes de valorisation de biomasse

	EAU-ELC2	EAU-ELC3	EAU-ELC4	EAU-ELC5	EAU-ELC6	EAU-ELC7	EAU-P1	EAU-P2	EAU-P3	EAU-REJ	EAU1	EAU2	ENT-M1
T (°C)	243	249	249	362	50	35	40	89	165	40	25	31	350
P (bar)	40	40	40	40	0,1	0,1	7	7	7	7	1	1	7
D (kmol/hr)	450	450	450	450	450	450	590	590	590	12,15	2500	2500	922,31
% mol													
H ₂ O	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	65,94
CO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11,93
CO ₂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,27
H ₂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13,60
CH ₄	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,71
NH ₃	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
H ₂ S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,19·10 ⁻⁸
N ₂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,32·10 ⁻²
C ₂ H ₄	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,56
C ₆ H ₆	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,66·10 ⁻²
C ₂ H ₆	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,22·10 ⁻²
C ₇ H ₈	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,56·10 ⁻⁴
C ₈ H ₈	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,51·10 ⁻⁴
C ₉ H ₈	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,44·10 ⁻⁴
C ₁₀ H ₈	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,07·10 ⁻³
C ₁₂ H ₈	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,86·10 ⁻⁴
C ₁₄ H ₁₀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,97·10 ⁻⁵
C ₁₄ H ₁₀ -1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9,27·10 ⁻⁵
C ₁₆ H ₁₀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,58·10 ⁻⁷
Selexol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Analyse de cycle de vie émergétique de systèmes de valorisation de biomasse

	ENT-M3	GAZ-SEC	S5-1	S5-2	SELEXOL	SELEXOL1	SELEXOL2	SELEXOL3	SELEXOL4	SELEXOL5	SELEXOL7	SELEXOL8
T (°C)	250	40	627	120	35	39	39	38	37	36	37	35
P (bar)	7	7	1,01	1	25	25	12	6	3	1,5	25	25
D (kmol/hr)	830,65	208,31	325,26	325,26	1,16·10 ³	1,2910 ³	1,27·10 ³	1,24·10 ³	1,19·10 ³	1,16·10 ³	1,16·10 ³	1,16·10 ³
% mol												
H ₂ O	70,46	1,13	16,61	16,61	10,92	9,97	10,17	10,42	10,79	11,07	11,07	11,07
CO	0,12	2,6410 ⁻²	29,07	29,07	8,02·10 ⁻⁹	3,85·10 ⁻⁴	8,07·10 ⁻⁵	8,27·10 ⁻⁶	3,10·10 ⁻⁷	8,00·10 ⁻⁹	8,00·10 ⁻⁹	8,00·10 ⁻⁹
CO ₂	13,79	50,60	12,83	12,83	2,89	11,22	10,41	8,71	5,46	2,89	2,89	2,89
H ₂	6,11	5,46	32,98	32,98	4,22·10 ⁻⁸	3,73·10 ⁻²	4,09·10 ⁻³	2,03·10 ⁻⁴	3,54·10 ⁻⁶	4,21·10 ⁻⁸	4,21·10 ⁻⁸	4,21·10 ⁻⁸
CH ₄	9,50	42,72	6,93	6,93	5,26·10 ⁻⁴	1,48	5,52·10 ⁻¹	1,13·10 ⁻¹	9,22·10 ⁻³	5,24·10 ⁻⁴	5,24·10 ⁻⁴	5,24·10 ⁻⁴
NH ₃	1,28·10 ⁻³	3,35·10 ⁻³	2,74·10 ⁻²	2,74·10 ⁻²	1,33·10 ⁻³	1,72·10 ⁻³	1,72·10 ⁻³	1,68·10 ⁻³	1,54·10 ⁻³	1,33·10 ⁻³	1,33·10 ⁻³	1,33·10 ⁻³
H ₂ S	2,43·10 ⁻⁸	9,69·10 ⁻⁸	5,34·10 ⁻³	5,34·10 ⁻³	5,95·10 ⁻⁸	6,84·10 ⁻⁸	6,88·10 ⁻⁸	6,84·10 ⁻⁸	6,51·10 ⁻⁸	5,94·10 ⁻⁸	5,94·10 ⁻⁸	5,94·10 ⁻⁸
N ₂	1,40·10 ⁻²	5,67·10 ⁻²	3,20·10 ⁻²	3,20·10 ⁻²	1,20·10 ⁻⁵	4,42·10 ⁻³	2,41·10 ⁻³	8,08·10 ⁻⁴	1,17·10 ⁻⁴	1,19·10 ⁻⁵	1,19·10 ⁻⁵	1,19·10 ⁻⁵
C ₂ H ₄	2,79·10 ⁻⁸	1,99·10 ⁻⁹	1,40	1,40	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₆ H ₆	3,21·10 ⁻¹⁸	5,15·10 ⁻²⁰	6,19·10 ⁻²	6,19·10 ⁻²	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₂ H ₆	6,02·10 ⁻⁵	1,25·10 ⁻⁴	3,42·10 ⁻²	3,42·10 ⁻²	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₇ H ₈	3,59·10 ⁻²¹	5,84·10 ⁻²³	1,87·10 ⁻³	1,87·10 ⁻³	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₈ H ₈	8,11·10 ⁻²⁸	5,41·10 ⁻³¹	5,08·10 ⁻⁴	5,08·10 ⁻⁴	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₉ H ₈	3,10·10 ⁻³⁰	0	1,91·10 ⁻³	1,91·10 ⁻³	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₁₀ H ₈	3,70·10 ⁻³⁰	3,49·10 ⁻³³	1,11·10 ⁻²	1,11·10 ⁻²	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₁₂ H ₈	0	0	1,94·10 ⁻³	1,94·10 ⁻³	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₁₄ H ₁₀	0	0	4,14·10 ⁻⁴	4,14·10 ⁻⁴	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₁₄ H ₁₀ -1	0	0	9,67·10 ⁻⁴	9,67·10 ⁻⁴	0	0	0	0	0	0	0	0
C ₁₆ H ₁₀	0	0	4,90·10 ⁻⁶	4,90·10 ⁻⁶	0	0	0	0	0	0	0	0
Selexol	0	0	0	0	86,18	77,28	78,85	80,76	83,74	86,04	86,04	86,04

La performance énergétique d'un procédé de production de SNG est généralement quantifiée par l'efficacité "cold gas efficiency" (CGE). Le CGE est définie comme étant l'énergie chimique du gaz produit divisé par l'énergie chimique de l'entrée de la biomasse, soit :

$$CGE = \frac{(PCI.Débit)_{SNG}}{(PCI.Débit)_{biomasse}} \quad (II.4)$$

Le tableau II.17 résume les données nécessaires pour le calcul de CGE de procédé de production de SNG

Tableau II.17 : Les données pour le calcul du CGE du procédé de SNG

Grandeur	Débit biomasse	Débit SNG	PCI de biomasse	PCI de SNG
Unité		kg/s		MJ/kg
valeur	2,03	0,46	18,13	19,05

Le calcul de CGE donne un CGE de 52%. Il convient de signaler que l'humidité de la biomasse et le type de gazéifieur influent directement sur le CGE du procédé.

L'ordre de grandeur de cette étude est en accord avec celui donné par d'autres auteurs. Par exemple Heyden et al. (2009) ont étudié l'effet du type de séchage de la biomasse sur le CGE. Il a trouvé que les valeurs de CGE varient entre 52% pour un approvisionnement externe de chaleur de séchage et 59% pour un procédé sans séchage. Meijden et al. (2010) ont trouvé des valeurs entre 52% et 71% de CGE pour différents types de gazéifieurs.

Chapitre III :
ANALYSE DE CYCLE DE VIE EMERGETIQUE
DES SYSTEMES DE PRODUCTION SNG

C. ANALYSE DE CYCLE DE VIE DES SYSTEMES DE PRODUCTION DE SNG

I. INTRODUCTION

Cette partie est consacrée à l'ACV des systèmes de valorisation de deux types de biomasse en vue de production de SNG à savoir des résidus forestiers et des déchets des palmiers dattiers. L'outil utilisé pour effectuer l'ACV est le logiciel SimaPro[®] 7.1. Ce logiciel permet de modéliser toutes les étapes d'une analyse du cycle de vie et offre la possibilité de comparer et d'analyser plusieurs produits. Il comporte plusieurs bases de données et dispose de plusieurs méthodes d'évaluation des impacts (Goedkoop et al., 2001). SimaPro[®] est vraisemblablement le logiciel le plus usité et le mieux adapté à une présentation simple des résultats d'inventaire et d'analyse d'impacts, permettant d'examiner rapidement les contributions détaillées de chaque processus unitaire (Jolliet et al., 2005). Dans cette étude, la base des données « Ecoinvent », intégrée dans le logiciel SimaPro[®], est utilisée pour décrire les différents processus de systèmes étudiés.

II. ANALYSE DE CYCLE DE VIE DES SYSTEMES DE PRODUCTIONS SNG

La méthodologie optée pour la réalisation des ACV est celle décrite par la norme ISO 14044. On rappelle que cette méthodologie comporte quatre phases : définitions des objectifs et du champ de l'étude, analyse de l'inventaire, évaluation des impacts environnementaux et interprétation des résultats

II.1. Définition des objectifs et du champ de l'étude

II.1.1. Définition des objectifs de l'étude

L'objectif de cette ACV est la comparaison des systèmes de valorisation de deux types de biomasse en vue de production de SNG :

- Système 1 : SNG cas français (valorisation de résidus forestiers).
- Système 2 : SNG cas tunisien (valorisation des déchets de palmiers dattiers).

Les contributions des différentes phases du cycle de vie aux impacts sont mises en évidence afin de déterminer les phases de plus grand impact. Par ailleurs, une telle analyse comparative montrera les avantages et les inconvénients d'un système par rapport à un autre.

II.1.2. Définition du champ de l'étude

II.1.2.1. Unité fonctionnelle (UF)

L'UF fournit la référence à laquelle toutes les entrées et sorties du système se rapportent. Il y a différentes façons de définir l'UF. Le choix de l'UF est très dépendant de l'objectif de l'étude.

Dans la littérature, il n'y a pas d'uniformité concernant l'UF choisie par les différentes analyses, ce qui rend difficile la comparaison des résultats d'ACV. Selon les études examinées par Cherubini et al. (2011), quatre types d'UF sont identifiés lors des ACV de systèmes de bioénergie:

- L'UF est l'unité de l'entrée de la biomasse, soit en masse ou unité d'énergie. Avec ce type d'UF, les résultats sont indépendants du processus de conversion de type de produits finis. Cette unité peut être sélectionnée pour des études visant à comparer les meilleures utilisations pour une charge d'alimentation de biomasse donnée (Gerber et al., 2011; Valente et al., 2011).
- L'UF est l'unité de production, comme l'unité de chaleur ou d'électricité produite ou le km de service de transport (Gonzalez et al., 2009).
- L'UF se réfère à l'hectare de terre agricole nécessaire pour produire l'alimentation de la biomasse (cette unité devrait être utilisée lorsque la biomasse est produite à partir de cultures énergétiques dédiées).
- L'UF se réfère à une année: les résultats de l'évaluation peuvent être présentés sur une même base de l'année. Ce type d'unité fonctionnelle est utilisé dans les études caractérisées par de multiples produits finaux, car il permet d'éviter l'étape d'allocation.

L'UF optée pour cette étude est une tonne de biomasse alimentant chaque système. Cette UF est généralement choisie par des études visant à valoriser des déchets agricoles et forestiers (Chiew et al., 2013 ; Subramaniam et al., 2010).

II.1.2.2. Frontières du système et hypothèses retenues

Un système est défini comme un ensemble d'opérations matériellement et énergétiquement connectées qui effectue une fonction défini. La définition des frontières du système permet de

déterminer les étapes incluses dans l'ACV. Les systèmes de production de SNG à partir de la biomasse comportent un ensemble de processus élémentaires dès la phase de culture de la biomasse (photosynthèse de la biomasse) jusqu'à l'obtention SNG (conversion de la biomasse en SNG).

Les études des deux systèmes de production de SNG ont été effectuées en faisant appel aux fonctionnalités du logiciel SimaPro[®]. La structure du projet établie dans ce logiciel adopte une approche modulaire qui consiste à subdiviser un système de production SNG en un ensemble de modules élémentaires. Pour cette étude, chaque système de production SNG est subdivisé en quatre modules à savoir :

Module 1 : Production et stockage de la biomasse

Module 2 : Transport de la biomasse

Module 3 : Production des produits chimiques consommables

Module 4 : Procédés de production SNG

Le travail modulaire permet de :

- Identifier les étapes de cycle de vie des systèmes de production de SNG ayant le plus d'effet sur l'environnement,
- Comparer les modules en plus de la comparaison globale du système,
- Analyser la sensibilité.

Il est à signaler ici que ces modules sont, par suite, assemblés (Assembly selon SimaPro[®]) pour décrire les systèmes de production SNG.

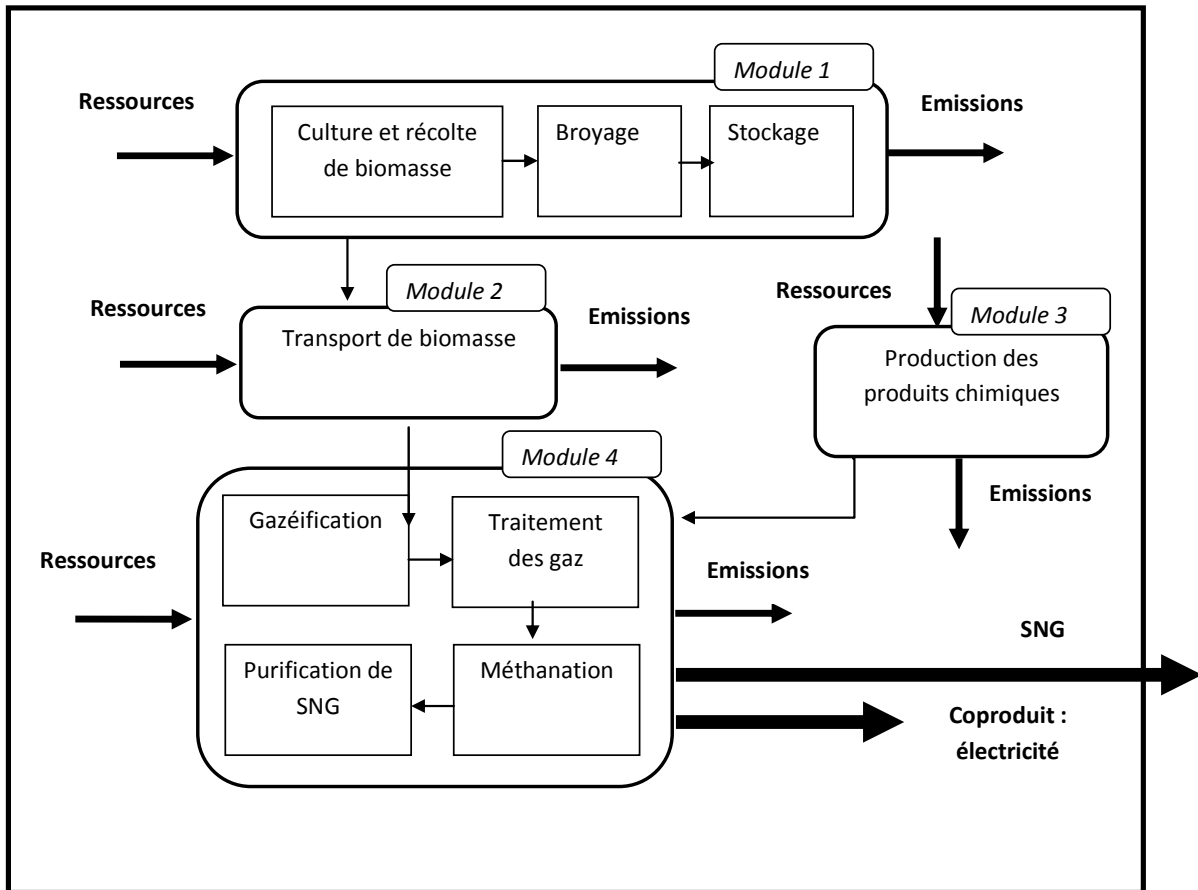


Figure III.1 : Frontières des systèmes de production de SNG.

Module 1 : Production et stockage de la biomasse

Ce module regroupe les processus de production, de broyage et de stockage de la biomasse. Il est à signaler que le système 1 étudié traite la valorisation de résidus forestiers (cas français) alors que le système 2 (système tunisien) traite la valorisation des déchets de palmiers dattiers.

Les bases de données du logiciel SimaPro[®] offrent des processus de production des différents types de bois directement exploitables. Alors que le profil environnemental des résidus forestiers (cas français) existe dans les bases de données de SimaPro[®], les déchets de palmiers dattiers ne le sont pas et doivent être ajoutés manuellement. Cette opération englobe les phases de « croissance » du palmier dattier, fertilisation, irrigation et récolte des déchets des palmiers dattiers. La fertilisation des palmiers dattiers se fait à l'aide d'une grande quantité de fumier et une faible quantité d'engrais chimiques (Ben Hmida 2011). La récolte des dattes se fait manuellement à l'aide d'une faucille. La saison de récolte dure trois mois de l'année (octobre, novembre et décembre). Par conséquent, les déchets de palmiers dattiers

récoltés sont stockés pour être utilisés au cours de l'année. Ces déchets sont stockés dans des hangars avec une contenance d'une tonne de biomasse par m² de hangar (Communes forestières, 2011). Il convient de noter que le système tunisien présente une phase de stockage qui n'est pas nécessaire dans le système français. Le logiciel SimaPro[®] dispose de plusieurs types de broyeurs. Dans cette étude, on opte pour un broyeur à cônes qui nécessite de l'électricité pour son fonctionnement (catalogue Metso). Pour le système français, on choisit le modèle français de production d'électricité à moyenne tension. Par contre, le modèle tunisien n'est pas disponible dans les bases des données de SimaPro[®]. On choisit le modèle électricité à partir de gaz naturel qui ressemble beaucoup au modèle tunisien de production d'électricité (97% de gaz naturel).

Module 2 : Transport de la biomasse

Une fois collectée, la biomasse est transportée vers les unités industrielles en vue de produire du SNG. Le transport de la biomasse nécessite des ressources (carburants, ...) et génère des émissions polluantes. Pour les systèmes étudiés, on adoptera des moyens de transport routier. La déclaration d'un module de transport routier dans le logiciel SimaPro[®] nécessite la définition du type de véhicule utilisé, de la quantité du produit transporté et de la distance parcourue. Le logiciel regroupe les deux derniers paramètres dans un seul indicateur : le nombre de tonnes kilomètres (t.km). C'est le produit de la masse transporté en (t) par le nombre de kilomètres parcourus (km).

L'objectif de cette étude ACV est la valorisation de 1t de biomasse en SNG. La distance de transport depuis la forêt (ou l'oasis) jusqu'à l'usine de SNG est considérée, dans le cas de base, égale à 150 km. Cette valeur représente la distance entre une oasis de sud tunisien et la zone industrielle du golfe de Gabès. Pour étudier l'effet de la distance de transport sur les performances environnementales des systèmes, la distance parcourue fera l'objet d'une analyse de la sensibilité.

Module 3 : Production des produits chimiques consommables

Le procédé de production de SNG nécessite des produits chimiques consommables dont on doit tenir compte pour leur production. La production de ces réactifs nécessitent des ressources et génèrent des émissions polluantes. Le logiciel SimaPro[®] dispose de bases de données concernant la fabrication de nombreux réactifs chimiques. La déclaration d'un réactif

dans ce logiciel nécessite la connaissance de sa quantité. Dans ce cas, les réactifs utilisés sont essentiellement le Selexol (solvant pour l'absorption de CO₂), le catalyseur de méthanation et l'oxyde de zinc pour l'élimination de H₂S. Les données nécessaires à l'étude ACV des systèmes de production SNG sont récupérées à partir de la littérature (Felder et al., 2007 ; Spath et al., 2005).

Module 4 : Procédés de production SNG

Ce module comporte toutes les données (matière, énergie et émissions) relatives au fonctionnement du procédé. Les données de ce module sont obtenues par simulation avec Aspen PlusTM.

Les phases de construction et de démantèlement des procédés ne sont pas prises en compte, ceci pour deux raisons : (1) l'objectif de cette ACV est de comparer des systèmes de production de SNG. Les quantités employées de béton, d'acier et d'autres matériaux sont considérées en quelque sorte équivalentes pour les deux systèmes étudiés et leurs impacts sont par la suite jugés similaires (2) faute de disponibilité de données suffisamment robustes pour la partie génie civil pour ces étapes de cycle de vie. Ces simplifications semblent être acceptées par la norme ISO du fait que ces phases ne modifient pas significativement les conclusions de l'étude.

L'allocation en ACV est réalisée pour répartir l'impact environnemental total aux différents produits d'un système. Dans la littérature scientifique il y a beaucoup de documents qui traitent du concepts d'allocation en ACV et décrivent leurs approches alternatives (Ekvall et al., 2001 ; Bruijn., et al 2004). Ce concept est extrêmement important pour les systèmes de bioénergie, qui sont généralement caractérisés par de multiples produits. L'étude de Cherubini et al. (2011) montre qu'il n'y a pas la même répartition entre les alternatives possibles d'allocation. Ainsi la question de la procédure d'allocation la plus appropriée est toujours ouverte. La plupart des travaux étendent les limites du système, tandis que d'autres partagent les charges environnementales du système entre les différents coproduits en fonction de leurs valeurs économiques, leurs masses et leurs contenus énergétiques. L'allocation selon les taux de masse est l'un des approches les plus courantes, tandis que l'allocation économique est souvent utilisée lorsque le produit poursuit des objectifs commerciaux.

Dans cette étude, on optera pour une allocation énergétique. En raison de la nature énergétique différente des produits et de la nature commerciale du système, les allocations économique et par impacts évités feront l'objet d'une étude de sensibilité.

II.2. Analyse de l'inventaire de cycle de vie

Dans cette partie les inventaires sont listés par type de biomasse : résidus forestiers (système français) et déchets de palmiers dattiers (système tunisien). On précise que selon Jablonski et al. (2009) que le type de biomasse n'a pas d'effet sur la composition des gaz les bilans des matières et d'énergies de procédés de SNG.

Le tableau III.1 résume l'ensemble des résultats de l'analyse de l'inventaire du système français. Ils sont ramenés à l'UF : 1 tonne de biomasse valorisée.

Les résultats d'inventaire des ressources de la technosphère (matériaux/carburant et électricité/chaleur) du système tunisien sont regroupés dans le tableau III.2. Les autres résultats (ressources de la nature, émissions atmosphériques, émissions dans l'eau et les déchets finales) sont les mêmes que dans le cas de l'inventaire du système français.

II.3. Evaluation des impacts sur l'environnement

L'objectif de cette ACV est de comparer, en se basant sur des impacts environnementaux, deux systèmes de production de SNG dans le but d'identifier le système le plus éco-efficace. Par ailleurs, elle localisera les zones (étapes) des imperfections environnementales de chaque scénario (lieux des potentiels d'amélioration).

Généralement les études d'ACV des systèmes de bioénergie traitent de deux impacts particuliers, à savoir les GES et les demandes énergétiques (Cherubini et al., 2011). Pour fournir une image plus globale sur les systèmes étudiés, notre étude tiendra, en plus, compte d'autres catégories d'impact, tels que l'eutrophisation (EP), l'acidification (AC), l'épuisement des ressources abiotiques (ERA) et la destruction de couche d'ozone (DCOZ).

Tableau III.1 : Résultats de l'analyse de l'inventaire du système français.

Ressources de la nature			
Air (module 4)	1,7 t kg	Eau de procédé (module 4)	226 kg
Eau de refroidissement (module 4)	25,3 t		
Ressources de la technosphère (matériaux /carburants)			
Résidu forestier : feuillis (module 1)	0,74 m ³	Oxyde de zinc (module 3)	4,88 g
Résidu forestier : conifères (module 1)	0,71 m ³	Oxyde de magnésium (module 3)	0,43 g
Broyeur (module 1)	1 t	Ethylène glycol diméthyl éther (selexol : module 3)	2,76 g
Camion 16 t B250 (module 2)	150 t.km	Sable	2,67 g
Nickel 99,5% (module 3)	8,79 10 ⁻⁵ g	Carbonate de calcium	360 g
Oxyde d'aluminium (module 3)	8,79 10 ⁻⁵ g		
Ressources de la technosphère (électricité /chaleur)			
Electricité France : voltage moyen (module1)		0,69 kWh	
Emissions atmosphériques			
CO biogène (module 4)	3,55 kg	Phénanthrène (module 4)	0,72 kg
Dioxyde de carbone biogène (module 4)	720 kg	Pyrène (module 4)	0,81 kg
Azote (module 4)	1,52 t	Acide chlorhydrique (module 4)	0,027 kg
Oxygène (module 4)	72,33 kg	Oxyde d'azote (module 4)	1,81 kg
Eau (module 4)	127,38 kg	Dioxyde d'azote (module 4)	2,44 kg
Méthane (module 4)	9,02 kg	Acide cyanhydrique (module 4)	0,12 kg
Naphtalène (module 4)	0,56 kg	Dioxyde de soufre (module 4)	0,11 kg
Acénaphène (module 4)	0,61 kg	Hydrogène (module 4)	0,008 kg
Anthracène (module 4)	0,72 kg	Ammoniac (module 4)	0,009 kg

Tableau III.1 (suite): Résultats de l'analyse de l'inventaire du système français.

Déchets finaux			
Cendres de bois (module 4)	3,89 kg	Résidu des métaux (module 4)	8,78810 ⁻⁵ g
Cendre volantes (module 4)	0,97 kg	Calcaire (module 4)	35,2 g
Résidu de zinc (module 4)	4,88 g	Sable (module 4)	2,67 g
Résidu d'aluminium (module 4)	8,79 10 ⁻⁵ g		
Emissions vers l'eau			
Eau usée (module 4)	277,87 m ³	Anthracène (module 4)	0,24 kg
Eau de mer usée (module 4)	25,34 m ³	Phénanthrène (module 4)	0,25 kg
Azote (module 4)	0,15 g	Pyrène (module 4)	0,27 kg
Benzène (module 4)	0,1610 ⁻¹³ g	Ammoniaque (module 4)	6,3 10 ⁻⁵ g
Naphtalène (module 4)	0,26 kg	Acide chlorhydrique (module 4)	4,2 10 ⁻¹¹ g
Acénaphène (module 4)	0,22 kg	Ethylène glycol diméthyl éther (module 4)	2,76 g

Plusieurs méthodes d'évaluation d'impacts seront employées: CML 2000, Eco-Indicateur 99 et CED.

Tableau III.2 : Résultats de l'inventaire du système tunisien.

Ressources de la technosphère (matériaux /carburants)			
Croissance arbre (module 1)	1,21 m ³	Nickel 99,5% (module 3)	8,7910 ⁻⁵ g
Triple superphosphate (P ₂ O ₅) (module1)	9,27 kg	Oxyde d'aluminium (module 3)	8,7910 ⁻⁵ g
Sulfate de potassium (K ₂ O) (module 1)	9,59 kg	Oxyde de zinc (module 3)	4,88 g
Sulfate d'ammonium (N) (module 1)	5,37	Oxyde de magnésium (module 3)	0,43 g
Fumier pour végétation (module 1)	1,02 t	Ethylène glycol diméthyl éther (selexol : module 3)	2,76 g
Hangar (module 1)	0 ,03 m ²	Sable (module 3)	2,67 g
Broyeur (module 1)	1 t	Carbonate de calcium (module 3)	360,4 g
		Camion 16 t B250 (module 2)	150 tkm
Ressources de la technosphère (électricité /chaleur)			
Electricité à partir de gaz naturel (module 1)			0,69 kWh

II.4. Résultats et interprétations

Les résultats obtenus sont présentés et discutés par méthode d'évaluation à savoir :

- Méthode CML 2000
- Méthode Eco-Indicateur 99I
- Méthode CED

II.4.1. Méthode CML 2000

II.4.1.1. Résultats et interprétations

Le tableau III.3 compare les impacts environnementaux lors de la valorisation d'une tonne de résidus forestiers et une tonne de déchets de palmier dattier donnés par la méthode CML 2000.

Tableau III.3: Comparaison des impacts environnementaux des systèmes étudiés

Impact	Unité/t biom.	Système français	Système tunisien
ERA : Epuisement des ressources abiotiques	kg eq. Sb	0,32	0,54
AC : Acidification	kg eq. SO ₂	3,14	-132,51
EP : Eutrophisation	kg eq PO ₄ ³⁻	0,77	-176,53
ES : Effet de serre	kg eq CO ₂	-629	-7,23·10 ³
DCOZ : Destruction de couche d'ozone	kg eq CFC-11	3,08·10 ⁻⁵	2,44·10 ⁻⁵

On remarque la présence des chiffres (impacts) négatifs dans le tableau III.4. Ceci est dû à l'utilisation de la biomasse et des fumiers, et sera détaillé davantage ci-après.

Les figures III.2 et III.3 présentent les résultats de l'étude d'impacts des différents modules de système de production de SNG pour les deux systèmes considérés.

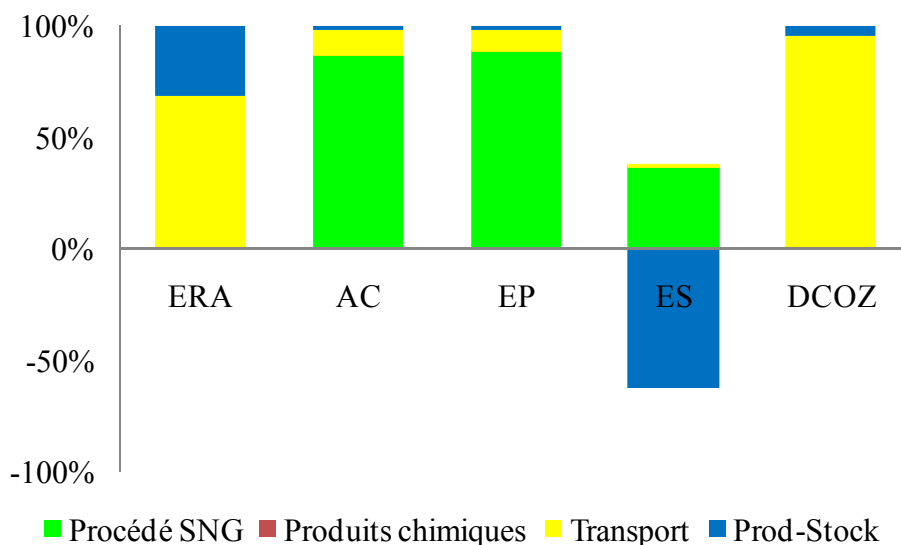


Figure III.2 : Contribution des différents modules aux catégories d'impacts : système français de production de SNG

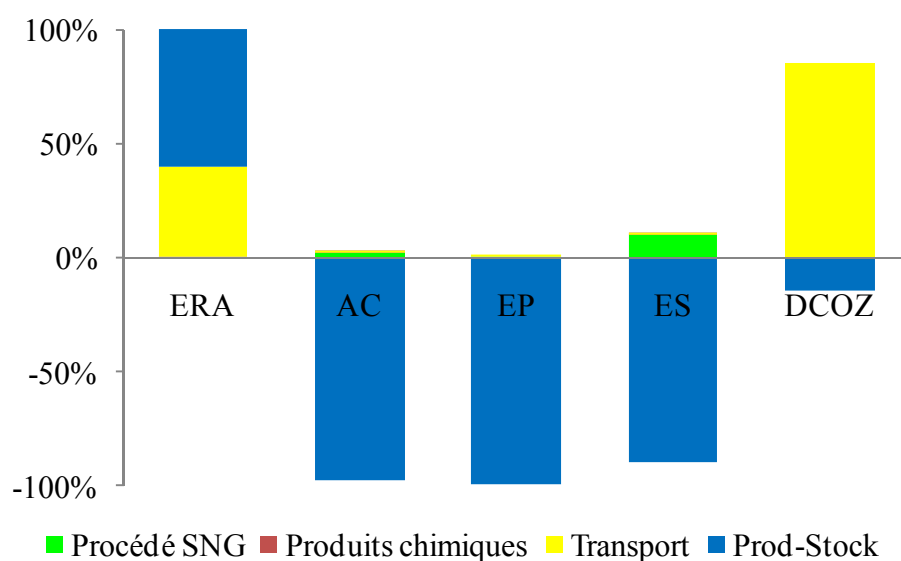


Figure III.3 : Contribution des différents modules aux catégories d'impacts : système tunisien de production de SNG

a- Effet de serre

L'examen du tableau III.4 et des figures III.2 et III.3 permet de dégager les remarques suivants :

- les systèmes de production de SNG à partir de biomasse présentent un effet de serre négatif. Ceci montre l'élimination de CO₂ de l'atmosphère en particulier lors de la phase de la croissance de la biomasse. En effet le CO₂ émis par les produits renouvelables ou biodégradables est biogène et il fait partie du cycle naturel de carbone. L'utilisation de la biomasse pour la production d'énergie est considérée comme «neutre en carbone» sur son cycle de vie, parce que la conversion de la biomasse libère la même quantité de CO₂ qui a été capturé par la plante lors de sa croissance. En revanche, les combustibles fossiles libèrent du CO₂ qui a été enfermé pendant des millions d'années. La bioénergie a un cycle de CO₂ presque fermé, mais il y a des émissions de GES pendant son cycle de vie: la consommation de combustibles fossiles externes est nécessaire pour produire et récolter les matières premières, la transformation et la manipulation de la biomasse dans l'usine et le transport.
- Les émissions de GES du système français sont attribuées essentiellement au procédé de SNG qui provoque des émissions de NO₂. Ce dernier est plus nocif en termes d'effet de serre car il possède 298 fois plus de pouvoir de réchauffement global que le CO₂.
- Les pertes de méthane lors de l'étape de purification de SNG (absorption de CO₂ par le Selexol) sont une autre source de l'impact « effet de serre ». Par conséquent, pour diminuer les émissions de GES (méthane en particulier) on peut penser à modifier la technique de séparation de CO₂ de SNG. Parmi ces techniques la séparation membranaire et la séparation PSA engendreraient des pertes en méthane plus faibles. Néanmoins ces deux techniques nécessitent de l'électricité dont la production émet elle-même des GES.

b- Eutrophisation

La production de SNG peut s'accompagner d'émission de substances entraînant un déséquilibre des cycles biogéochimiques des écosystèmes à travers un apport excessif de nutriments dans les milieux aquatiques ou les sédiments. L'eutrophisation évaluée par la méthode CML 2000 est exprimée en kg éq. PO₄³⁻ / t biomasse.

Le tableau III.4 montre que le système de production de SNG français émet plus de gaz engendrant un problème d'eutrophisation. Par ailleurs, le module 4 "Procédé de SNG" contribue pour environ 88% de l'impact eutrophisation. Ceci est imputé à la présence d'ammoniaque et des oxydes d'azote dans les solutions de lavage lors de traitement des gaz dans les procédés SNG.

Cependant l'impact d'eutrophisation du système tunisien se présente comme étant un impact évité. Il est directement lié au processus de production et stockage des déchets des palmiers dattiers. Ceci est imputé essentiellement à l'utilisation des fumiers (substituant des engrais chimiques) dans la culture des palmiers dattiers. En effet, le renoncement aux fumiers augmentera l'impact d'eutrophisation de (-176,53) kg eq PO_4^{3-} à 1,15 kg eq PO_4^{3-} .

c- Acidification

Les émissions acidifiantes engendrés lors de la production de SNG sont évaluées par l'impact d'acidification et exprimées en kg éq SO_2 / t biomasse. D'après le tableau III.4 et les figures III.2 et III.3, on remarque que le système français est caractérisé par un grand pouvoir acidifiant. Le module « procédé SNG » est de loin le plus contributeur : il est responsable de 86% de l'impact d'acidification de ce système. Ceci est attribué essentiellement au dégagement des gaz acides (HCl , SO_2 , NO_x) dans l'unité de production de SNG. Le système tunisien de production de SNG présente des impacts d'acidification évités. Cette forte amélioration de cet impact est due à la substitution des engrais chimiques par des fumiers lors de culture des palmiers dattiers. Cet impact passe de -132,51 kg éq. SO_2 /t biomasse (lorsqu'on utilise les fumiers) jusqu'à 3,71 kg éq. SO_2 /t biomasse (sans utilisation de fumiers).

d- Epuisement des ressources abiotiques

L'impact d'épuisement des ressources abiotiques évalué par la méthode CML 2000 quantifie les ressources non renouvelables consommées tout au long du système de production SNG. Il est exprimé en kg éq Sb/t biomasse. Le système tunisien de production SNG est le plus consommateur de ressources abiotiques. Ceci est imputé, à 60%, aux consommations des ressources abiotiques lors de la culture des palmiers dattiers. A cette valeur on ajoute la consommation de ces ressources lors du transport de biomasse.

II.4.1.2. Analyse de sensibilité

a- Effet de la distance parcourue

Dans le scénario de base on a choisi des camions de 16 tonnes pour le transport de biomasse et une distance de 150 km. On a considéré également que lors du retour les camions sont vides. Les unités de production de bioénergie sont généralement installées près de régions forestières ou agricoles pour des considérations économiques (minimisation du coût de transport de biomasse). Dans ce qui suit on supposera que l'unité de production de SNG est située à 50 km de l'oasis ou des forêts. Les figures III.4 et III.5 illustrent respectivement l'effet de la diminution de la distance parcourue sur les impacts environnementaux (**ERA** : Epuisement des ressources abiotiques, **AC** : Acidification, **EP** : Eutrophisation, **ES** : Effet de serre, **DCOZ** : Destruction de couche d'ozone)

des systèmes de production SNG français et tunisien. On attribue 100% pour la valeur de système de base (distance 150 km)

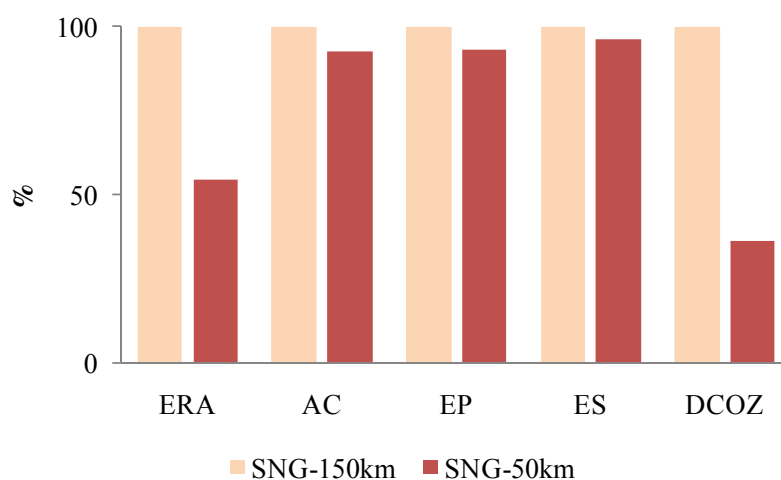


Figure III.4 : Effet de la distance de transport sur les impacts environnementaux du système français de production de SNG

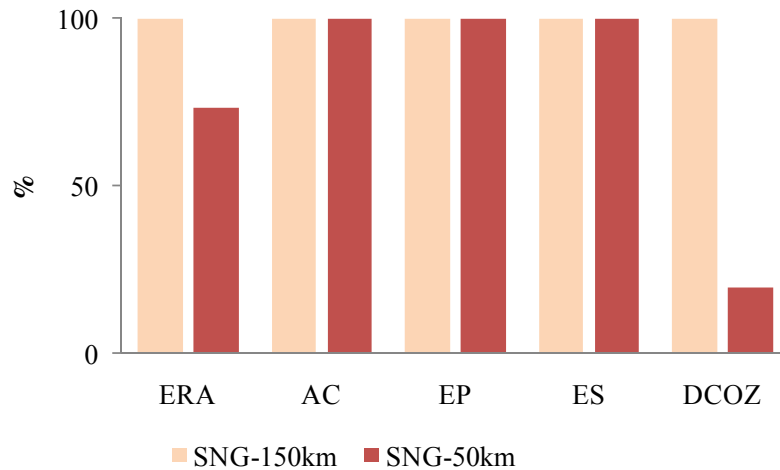


Figure III.5 : Effet de la distance de transport sur les impacts environnementaux du système tunisien de production de SNG.

L'examen des figures III.4 et III.5 permet de dégager les constatations suivantes :

- la distance parcourue a un effet significatif sur les impacts « épuisement des ressources abiotiques » et « destruction de couche d'ozone ». Par contre la contribution du processus «transport de biomasse» demeure non significative sur les autres impacts considérés.
- l'impact « épuisement de ressources abiotiques » a diminué d'environ la moitié (54%) pour le système français. Par contre cette réduction n'est que de 73% pour le système tunisien. Ceci est expliqué par le fait que la principale source d'épuisement des ressources abiotiques du premier système est imputée au module de transport.
- la nouvelle distance parcourue affiche des bilans positifs par rapport à la distance initiale, avec des réductions allant de 20% à 36 % du niveau de destruction de couche d'ozone. Néanmoins l'intérêt économique de ces systèmes réside dans le recours à de faibles distances pour le transport de la biomasse.

b- Effet d'allocation

Dans cette étude on a opté à une allocation énergétique pour répartir les charges environnementales entre le SNG et le coproduit (l'électricité). Dans ce qui suit on étudiera deux autres types d'allocation :

- une allocation économique : la nature commerciale du système de production de SNG,
- une allocation « impacts évités » : le système produit l'électricité comme un coproduit et des cendres comme rejets qui peuvent être utilisés comme des engrais.

Les données nécessaires aux ACVs des deux types d'allocation sont regroupées dans le tableau III.4 (Commissariat général au développement durable, 2013 ; STEG) :

Tableau III.4 : Données des allocations économique et par impacts évités

	Système français	Système tunisien
Prix d'électricité	13,59 € / kWh	0,166 DT / kWh
Prix de gaz naturel	7,58 € / kWh	0,037 DT/thermie
Pourcentage d'allocation économique du SNG	92,4	97,5
Substitution d'électricité	Electricité moyenne tension (France)	Electricité à partir du gaz naturel
Substitution par les cendres	Engrais (K)	Engrais (K)

Les figures III.6 et III.7 comparent les trois types d'allocation des systèmes français et tunisien. La valeur 100% est attribuée pour l'allocation de base (énergétique).

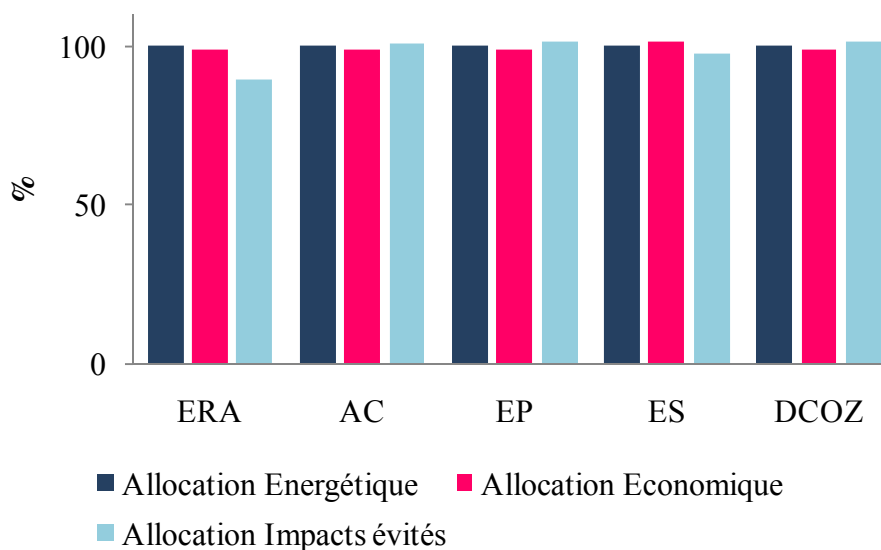


Figure III.6 : Effet de type d'allocation sur les impacts du système français de production de SNG.

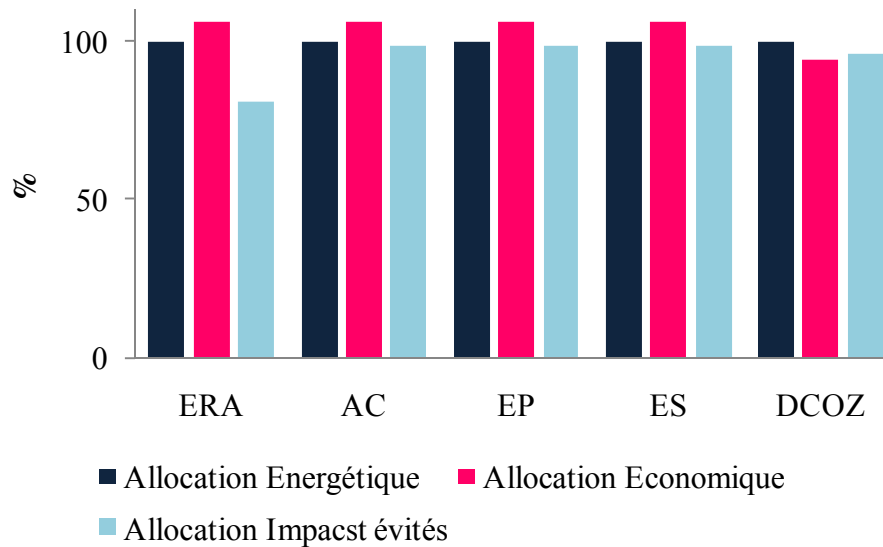


Figure III.7 : Effet de type d'allocation sur les impacts du système tunisien de production de SNG.

L'impact « épuisement des ressources abiotiques » est l'impact le plus affecté par la variation du type d'allocation. En particulier cet impact a diminué de 19% lorsqu'on emploie l'allocation d'impacts évités pour le système tunisien. La substitution des engrais chimiques par des cendres permet d'éviter la consommation d'une quantité équivalente en ressources naturelles. Ceci favorise l'impact d'épuisement des ressources abiotiques. De plus la substitution de l'électricité produite par le système SNG par l'électricité à partir de gaz naturel (système tunisien) diminue cet impact.

Pour les autres impacts la variation du type d'allocation n'a pas d'effet significatif sur les deux systèmes. En effet, la différence entre les résultats d'impact est plus ou moins 6%. Ceci s'explique par les valeurs proches de la contribution du SNG dans les différents types d'allocation. Par exemple dans le système français, ces contributions sont de 98,6% pour l'allocation énergétique et de 97,5% pour l'allocation économique.

II.4.2. Méthode Eco-Indicateur 99I

Dans cette partie on examinera trois catégories de dommage des systèmes de SNG à savoir : santé humaine, qualité écosystème et ressources.

La santé des êtres humains peut être endommagée soit en réduisant sa durée de vie par une mort hâtive, ou en provoquant une réduction provisoire ou définitive des fonctions du corps

(handicaps). La méthode Eco-Indicateur 99I utilise l'unité DALY (Disability Adjusted Life Years) pour évaluer les différents dommages de la santé humaine.

Les écosystèmes sont très complexes, et il est très difficile de déterminer tous les dommages qui leur sont infligés. La diversité des espèces est utilisée comme un indicateur de la qualité des écosystèmes. La méthode Eco Indicateur exprime la dégradation des écosystèmes en tant que pourcentage des espèces qui sont menacées ou qui disparaissent dans une région donnée pendant un certain temps (Potentially Disappeared Fraction* m² yr : PDF*m²yr)

Il est évident qu'il y a une limite de l'utilisation humaine des ressources non renouvelables (combustibles fossiles, minéraux), mais il est difficile de donner des chiffres sur la quantité totale de ressources accessible dans la croûte terrestre. Si on tient compte seulement des gisements connus et facilement exploitables, les quantités sont très faibles par rapport aux extractions annuelles actuelles. Si on inclut ceux de très faibles concentrations ou avec un accès très difficile, les chiffres relatifs aux ressources deviennent énormes. Les gisements d'une ressource aux plus fortes concentrations sont épuisés les premiers, laissant les générations futures faire face à des gisements de plus faibles concentrations. Par conséquent, la proportion moyenne disponible des ressources pour les générations futures sera réduite à l'extraction de chaque kilo. Cette diminution de la concentration est la base de l'analyse des ressources par la méthode Eco Indicateur. Le dommage est ainsi exprimé en énergie nécessaire pour extraire un kg d'un minéral à la future (MJ surplus).

Le tableau III.5 rassemble les résultats fournis par le logiciel SimaPro[®].

Tableau III.5 : Dommage des systèmes de production de SNG

Catégorie de dommage	Unité	Système français	Système tunisien
Santé humaine	DALY	-1,04 10 ⁻⁴	-5,87 10 ⁻³
Qualité écosystème	PDF*m ² yr	154	-871
Ressources	MJ surplus	2,19	5,53

Les figures III.8 et III.9 présentent la contribution des différents modules dans les catégories de dommage des systèmes français et tunisien, respectivement.

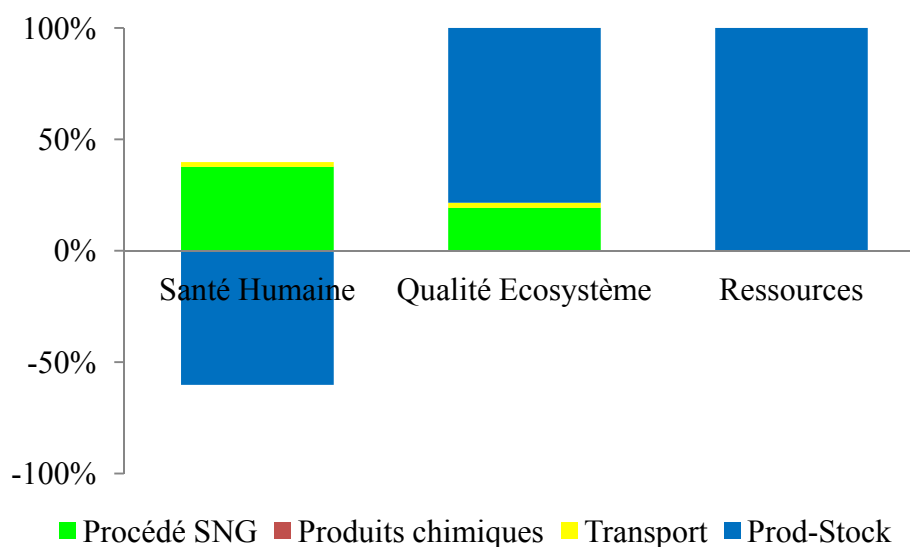


Figure III.8 : Dommages des modules du système français de production de SNG

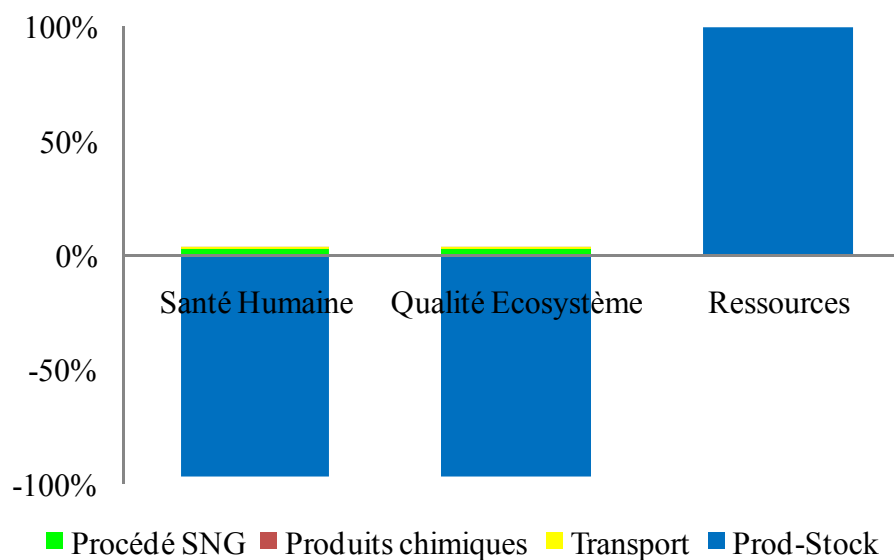


Figure III.9 : Dommages des modules du système tunisien de production de SNG

Les deux systèmes ne présentent pas d'effets néfastes sur la santé humaine, puisque les valeurs de dommage (DALY) sont négatives. Les émissions des métaux lourds sont les principales causes de l'impact sur la santé humaine. Ainsi, le module « procédé SNG » est identifié comme la source principale des dommages sur la santé humaine. Le système tunisien présente des dommages aux ressources plus fortes que le système français. Ceci est lié essentiellement dû au processus de production de biomasse. En effet, ce processus comporte la production d'engrais chimiques consommateurs de ressources naturelles (phosphate, fuel...).

La méthode Eco-Indicateur 99I offre un outil de comparaison se basant sur une note unifiant tous les impacts : c'est un score unique. La figure III.10 présente les résultats de comparaison des deux systèmes exprimés en score unique.

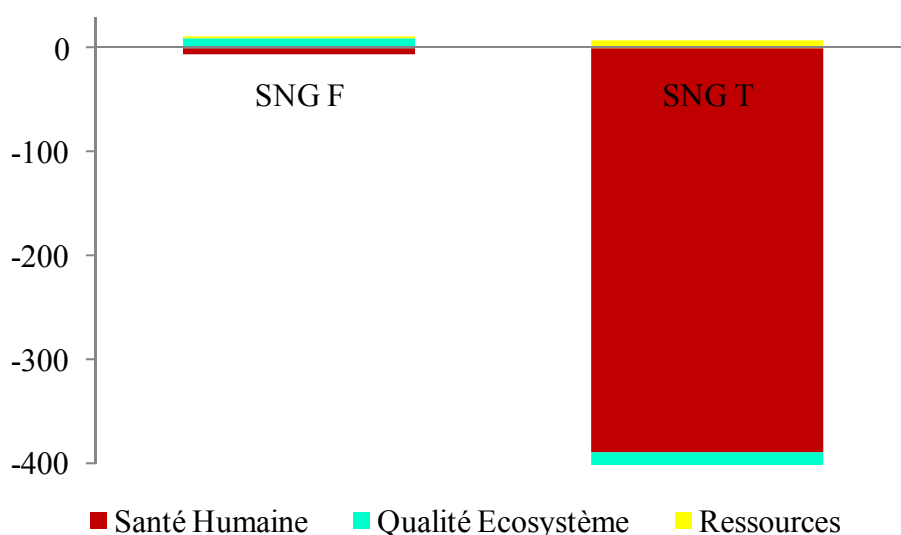


Figure III.10 : Comparaison des deux systèmes de production de SNG sur la base des scores uniques (méthodes Eco-Indicateur 99I)

Le système tunisien est caractérisé essentiellement par ses aspects d'impacts évités. Il possède de meilleures performances que le système français malgré sa grande consommation de ressources (tableau III.10). Ce classement est lié à l'utilisation des fumiers dans la phase de culture des palmiers dattiers.

II.4.3. Méthode CED

Cette méthode a pour objectif d'évaluer l'utilisation d'énergie primaire (renouvelable ou non renouvelable) tout au long du cycle de vie d'un produit ou d'un service. La figure III.11 présente les différents types d'énergies primaires utilisées pour valoriser une tonne de biomasse (éq MJ/t biomasse).

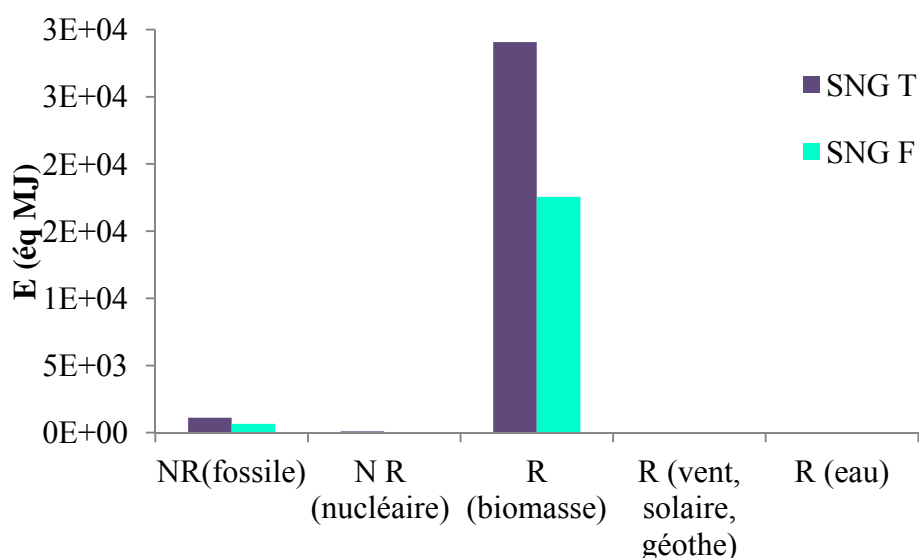


Figure III.11: Demande énergétique des systèmes de production de SNG

Les résultats montrent que le système français nécessite une faible quantité d'énergie non renouvelable pour valoriser une tonne de résidus forestiers. Par contre la production des engrais nécessaire à la culture des palmiers dattiers dans le système tunisien augmente cette valeur.

Selon les bilans énergétiques des deux systèmes étudiés, la recette énergétique du SNG est de 1530kWh /t biomasse. Puisque la demande énergétique non renouvelable (fossile et nucléaire) du système français est de 196 kWh, on constate un excès de 1334 kWh qui représente 87% de la production énergétique. Cette dernière valeur est réduite à 78% dans le système tunisien. Néanmoins elle reste à une valeur élevée qui montre une performance énergétique propice des systèmes de production SNG.

Une autre manière de lire ces résultats consiste à examiner les rendements énergétiques (énergie contenue dans le SNG rapportée à l'énergie non renouvelable nécessaire à sa production), paramètres illustrant plus facilement le transfert entre énergie non renouvelable et énergie issue de ressources renouvelables. Ainsi, plus ce rendement est élevé et au-dessus de 1, plus l'énergie produite pourra venir remplacer des énergies non renouvelables. Le système tunisien présente un rendement de 4,5 signifiant que pour un MJ d'énergie fossile investie, on arrive à produire 4,5 MJ d'énergie renouvelable. Avec un rendement de 7,8, le système français présente un transfert conséquent de ressources non renouvelables. Cela s'explique par le fait que le système tunisien nécessite des étapes de fabrication plus consommatrices en énergie. Néanmoins, cet état n'est pas figé, étant donné que les sources d'énergie utilisées peuvent évoluer. On assiste effectivement à une utilisation plus poussée d'énergie renouvelable basée sur l'utilisation de l'énergie solaire et éolienne pour le système tunisien.

II.4.4. Impact net

Les systèmes de production de SNG à partir des résidus forestiers ou des déchets des palmiers dattiers peuvent remplacer les systèmes de production de gaz naturel fossile. Ainsi, afin d'évaluer l'impact net de ces systèmes sur l'environnement on soustraira les impacts environnementaux du gaz naturel fossile de ceux engendrés par la même quantité de SNG. Le système de substitution de gaz naturel fossile utilisé est celui de mode français.

Les tableaux III.6 et III.7 rassemblent respectivement les résultats des impacts nets des systèmes français et tunisien.

Tableau III.6 : Impacts nets du système français de production de SNG

	Impact système de substitution	Impact	Impact net
ERA (kg eq Sb/t biom)	3,11	0,29	-2,83
AC (kg eq SO ₂ / t biom)	0,18	3,17	2,98
EP (kg eq PO ₄ ³⁻ / t biom)	0,02	0,78	0,76
ES (kg eq CO ₂ / t biom)	65,91	-643,04	-708,95
DCOZ (kg eq CFC-11/t biom)	5,06·10 ⁻⁵	3,11·10 ⁻⁵	-1,95·10 ⁻⁵
NR fossile (éq MJ/ t biom)	6,70·10 ³	5,98·10 ²	-6,10·10 ³
NR nucléaire (éq MJ/ t biom)	16,16	-188,32	-204,47
R biomasse (éq MJ / t biom)	1,06	1,78·10 ⁴	1,78·10 ³
R vent, solaire (éq MJ / t biom)	0,27	0,07	-0,20
R eau (éq MJ / t biom)	10,44	5,81	-4,64
SH (DALY/ t biom)	2,05·10 ⁻⁵	-1,08·10 ⁻⁴	-1,28·10 ⁻⁴
Q.E (PDF*m ² yr / t biom)	2,52	156,20	153,68
Ressource (MJ surplus/ t biom)	0,42	2,12	1,70

Ces résultats montrent que les impacts nets de la substitution de gaz naturel par SNG sont des impacts évités (valeurs négatives) en termes d'impact liés aux gaz à effet serre, à l'épuisement des ressources abiotiques, à la demande en énergie fossile et au dommage vis-à-vis de santé humaine (qui sont les principaux facteurs moteurs de développement de l'énergie à partir de biomasse). Ainsi, on conclut que les systèmes étudiés permettent d'engendrer un ensemble de bénéfices environnementaux.

Tableau III.7 : Impacts nets du système tunisien de production SNG

	Impact système de substitution	Impact système tunisien	impact net
E RA (kg eq Sb/t biom)	3,11	0,44	-2,67
AC (kg eq SO ₂ / t biom)	0,18	-134,40	-134,58
EP (kg eq PO ₄ ³⁻ / t biom)	0,02	-179,04	-179,06
ES (kg eq CO ₂ / t biom)	65,91	-7,34·10 ³	-7,41·10 ³
DCOZ (kg eq CFC-11/t biom)	5,06·10 ⁻⁵	2,33·10 ⁻⁵	-2,73·10 ⁻⁵
NR fossile (éq MJ/ t biom)	6,70·10 ³	8,93·10 ²	-5,80·10 ³
NR nucléaire (éq MJ/ t biom)	16,16	93,45	77,29
R biomasse (éq MJ / t biom)	1,06	2,95 10 ⁴	2,95 10 ⁴
R vent, solaire (éq MJ / t biom)	0,27	1,82	1,55
R eau (éq MJ / t biom)	10,44	14,82	4,38
SH (DALY/ t biom)	2,05·10 ⁻⁵	-5,96·10 ⁻³	-5,98·10 ⁻³
Q.E (PDF*m ² yr / t biom)	2,52	-883,32	-885,83
Ressource (MJ surplus/ t biom)	0,42	5,59	5,17

D. ANALYSE EMERGETIQUE DES SYSTEMES DE PRODUCTION DE SNG

I. INTRODUCTION

L'analyse émergétique a été mise au point pour étudier les écosystèmes. Elle paraît donc adaptée pour étudier les agro-écosystèmes que sont les systèmes agricoles. Cette analyse, bien qu'existant depuis 20 ans, connaît un essor particulier depuis ces dernières années dans les domaines agricole et industriel, ce qui renforce son intérêt. Le calcul des transformités reste une étape délicate car ces dernières constituent la clé de voûte de cette méthode. Dans cette

étude la transformité des déchets de palmiers dattiers n'est pas disponible dans la littérature car jusqu'à présent aucune analyse émergétique n'est effectuée sur les systèmes agriculture ou industriel en Tunisie. Par conséquent la première section de cette partie est consacrée à l'analyse émergétique du système agricole des palmiers dattiers afin de déterminer la transformité des déchets des palmiers. La deuxième section détaille l'analyse émergétique de production de SNG.

II. ANALYSE EMERGETIQUE DE PRODUCTION DES DATTES

II.1. Description de site

En Tunisie les oasis sont situées dans le sud du pays dans les gouvernorats de Gabès, Kébili, Tozeur et Gafsa. Elles couvrent une superficie de 4500 ha, constituées d'environ 5,4 millions de pieds de dattier, dont 3,55 millions de Deglet Nour, et produisent 109,6 milles tonnes de dattes. Les quantités exportées sont estimées à 84 000 tonnes par an et correspondent à une valeur de 293 millions de dinars annuels (données du Centre Technique des Dattes). Les oasis sont caractérisées par des densités élevées de palmiers dattiers dont la moyenne est estimée à 130 pieds/ha (Kouki et Bouhaouach, 2009 ; Centre Technique des Dattes ; Ben Hamida, 2011).

La région d'étude correspond à la région délimitée par les coordonnées 33°21' et 34°44' latitude Nord et 8°08' et 10°05' longitude Est (NASA, 2014).

Les oasis sont caractérisées par une pluviométrie relativement faible et irrégulière avec une moyenne journalière de 157 mm/an (NASA, 2014). L'évapotranspiration est importante et estimée à une valeur moyenne annuelle de 1 295 mm (Kadri et Van Ranst, 2002).

Les vents sont très fréquents et leur vitesse moyenne est de 3,81 m/s (NASA 2014) mais peut atteindre 30 (Kouki et Bouhaouach 2009) m/s. Les oasis subissent l'influence des vents chauds (sirocco) du secteur ouest en été, des vents froids et secs du secteur Ouest et Nord-Ouest en hiver, et les vents de sable du secteur est et nord est au printemps. Dans toute la zone, les effets de dépôt et d'érosion, qui sont liés à la dynamique éolienne, exercent un rôle important dans sa morphogenèse et sa morphodynamique actuelle. Les sols de l'oasis ont des teneurs en matière organique très faibles ($\leq 0,5\%$) (Kouki et Bouhaouach 2009).

II.2. Diagramme émergétique

L'étude est effectuée sur une base de 1 hectare de plantation des palmiers dattiers. La figure III.12 présente le diagramme émergétique de la culture et la récolte des palmiers dattiers.

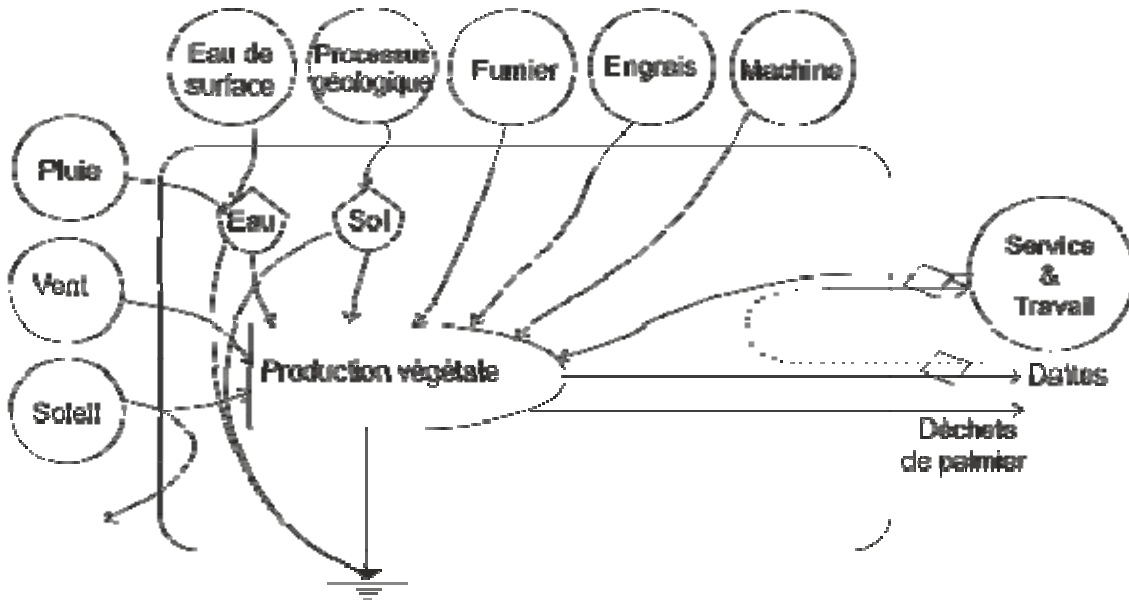


Figure III.12 : Diagramme émergétique de la culture des dattes.

II.3. Tableau d'évaluation

Le tableau III.8 rassemble les calculs émergétiques relatifs à la production des dattes pour un hectare des palmiers dattiers. Les détails des calculs sont regroupés dans le tableau A.1 (annexe 1).

Les contributions renouvelables de la nature sont l'ensoleillement, le vent, la pluie et l'évapotranspiration. Toutefois, pour éviter la double comptabilité de l'énergie solaire qui a généré ces intrants renouvelables en même temps, on a utilisé seulement l'énergie de l'évapotranspiration pour estimer le terme (R) puisque cette énergie est la plus grande parmi les coproduits des énergies renouvelables. Autrement dit, l'énergie de l'ensoleillement, de la pluie et du vent ne sont pas ajoutés à l'ensemble des entrées d'énergie. La ressource principale non-renouvelable issue de la nature est la matière organique du sol. Les ressources achetées (M) représentent les matériaux, comme les engrais, les fumiers et les machines. Les services achetés (S) représentent les services de l'homme, les coûts des marchandises, le travail, et autres frais financiers.

Tableau III.8 : Calculs émergétiques de la culture des dattes

Note	Item	Unité	Flux annuel (unité/an)	Transformité (sej/unité)	Energie solaire (sej/an)	Référence	% R
Intrants renouvelables issus de la nature (R)							
1	Ensoleillement	J	$4,57 \cdot 10^{13}$	1	$4,5710^{13}$	Odum 1996	100
2	Pluie	J	$7,74 \cdot 10^9$	$3,06 \cdot 10^4$	$2,3710^{14}$	Odum 1996	100
3	Vent	J	$9,93 \cdot 10^{10}$	$2,52 \cdot 10^3$	$2,5010^{14}$	Odum 1996	100
4	Evapotranspiration	J	$6,38 \cdot 10^{10}$	$3,06 \cdot 10^4$	$1,9510^{15}$	Odum 1996	100
Intrants non renouvelables issus de la nature (N)							
5	M.O de sol	J	$2,26 \cdot 10^9$	$1,24 \cdot 10^5$	$2,80 \cdot 10^{14}$	Odum 1996	0
6	Eau	J	$9,88 \cdot 10^{10}$	$6,87 \cdot 10^4$	$6,79 \cdot 10^{15}$	Dong 2008	50
Intrants achetés (F)							
Matériaux (M)							
7	Fumier	kg	$1,04 \cdot 10^4$	$9,70 \cdot 10^{10}$	$1,01 \cdot 10^{15}$	Ciotola 2011	68
8	Engrais N	kg	$5,46 \cdot 10^1$	$6,38 \cdot 10^{12}$	$3,48 \cdot 10^{14}$	Ju 2011	0
9	Engrais P	kg	31,20	$6,55 \cdot 10^{12}$	$2,04 \cdot 10^{14}$	Ju 2011	0
10	Engrais K	kg	$1,01 \cdot 10^2$	$1,85 \cdot 10^{12}$	$1,88 \cdot 10^{13}$	Ju 2011	0
11	Plants	\$	21,22	$9,09 \cdot 10^{12}$	$1,93 \cdot 10^{14}$	Sahel 2000	3,8
12	Machine	kg	0,5	$1,13 \cdot 10^{13}$	$5,60 \cdot 10^{12}$	Ju 2011	10
Services (S)							
13	Frais+ services	\$	$5,30 \cdot 10^2$	$9,09 \cdot 10^{12}$	$4,82 \cdot 10^{15}$	Sahel 2000	3,8
14	Travail	h	$4,38 \cdot 10^3$	$1,56 \cdot 10^{12}$	$6,83 \cdot 10^{15}$	Ce travail	80
Energie totale (Y)					$2,2510^{16}$		

Tableau III.8 (suite): Calculs émergétiques de la culture des dattes

Sorties				
15	Dattes	g	$3,50 \cdot 10^4$	$6,25 \cdot 10^{11}$
16		J	$3,08 \cdot 10^8$	$7,11 \cdot 10^7$
17	Déchets des palmiers dattiers	g	$5,59 \cdot 10^6$	$3,91 \cdot 10^9$
18		J	$9,43 \cdot 10^4$	$2,32 \cdot 10^5$

La transformité de travail dépend de la quantité d'énergie nécessaire pour soutenir l'ouvrier. La transformité du travail des travailleurs plus scolarisés dans les pays les plus développés est plus élevée que celle de la main-d'œuvre des travailleurs moins éduqués dans les pays moins développés. Ces différences se reflètent dans les transformités utilisées pour quantifier la quantité d'émjoules solaires nécessaires pour soutenir le travail de chaque système. En effet, le chef de famille doit obtenir assez d'argent pour payer les dépenses de sa famille. Si le travailleur et sa famille vivent en milieu rural, ils peuvent obtenir quelques ressources gratuites de la nature, alors qu'en ville, ils doivent payer pour les obtenir. La qualité de vie des travailleurs dépend de ce que les réserves naturelles peuvent leur fournir : les fruits, la chasse, l'eau potable, des poissons, etc. Le salaire minimum doit être suffisant de telle sorte que la famille du travailleur puisse vivre avec un minimum de dignité, de sécurité et de confort. L'employeur paie le salaire et assume certaines charges sociales. En retour, il obtient certains services du gouvernement pour les travailleurs (éducation, communication, santé). Afin d'estimer les transformités de travail en Tunisie et en France, on va suivre la démarche proposée par Ortega (Ortega 2001) constitué de deux étapes :

- Calcul de l'énergie annuelle des salaires par la relation suivante, soit :

$$\text{énergie annuelle des salaires} = \text{salaire minimum (S.M en \$)} * 13 \text{ mois} * \text{rapport émergétique monétaire national (sej/\$)} \quad (\text{III.1})$$

- Calcul de l'énergie annuelle du travailleur par la relation suivante:

$$\text{Energie annuelle du travailleur (J)} = \text{énergie journalière du travailleur (3200 kcal/jour)} * 365 \text{ (jour)} * 4186 \text{ (J/kcal)} \quad (\text{III.2})$$

$$\text{- Transformité de travail (sej/J)} = \frac{\text{eMergie annuelle de salaire}}{\text{énergie annuelle du travailleur}} \quad (\text{III.3})$$

$$\text{- Transformité de travail (sej/h)} = \frac{\text{transformité (sej/J)} \times \text{énergie journalière du travailleur (J)}}{\text{nombre d'heure de travail journalière (8 h)}} \quad (\text{III.4})$$

Le tableau III.9 regroupe les transformités de travail des différents types de travailleur en Tunisie et en France.

Tableau III.9: Transformité de travail en Tunisie et en France.

	Tunisie	France
Salaire minimum (\$)	95,3	1252,2
Rapport énergétique monétaire national (sej/\$)	9,09 10 ¹²	2,92 10 ¹²
Main d'œuvre (1 S.M)		
Transformité (sej/J)	9,3 10 ⁵	1,2 10 ⁷
Energie journalière (kcal/jour)	3200	
Transformité (sej/h)	1,5 10 ¹²	2,00 10 ¹³
Opérateur (3 S.M)		
Transformité (sej/J)	2,79 10 ⁶	3,6 10 ⁷
Energie journalière (kcal/jour)	3000	
Transformité (sej/h)	4,38 10 ¹²	5,65 10 ¹³
Technicien (5 S.M)		
Transformité (sej/J)	4,65 10 ⁶	6,0 10 ⁷
Energie journalière (kcal/jour)	2500	
Transformité (sej/h)	6,08 10 ¹²	7,85 10 ¹³
Technicien qualifié (10 S.M)		
Transformité (sej/J)	9,3 10 ⁶	1,2 10 ⁸
Energie journalière (kcal/jour)	2500	
Transformité (sej/h)	1,2 10 ¹³	1,57 10 ¹⁴

II.4. Résultats et discussion

La figure III.13 montre ce qu'on appelle «signature énergétique» du système. C'est un diagramme à barres qui indique la taille relative des différentes catégories des flux d'entrée. Le schéma de la signature énergétique est un autre outil d'analyse utile dérivé de la table d'analyse énergétique dans lequel l'énergie annuelle (la sixième colonne du tableau d'évaluation) pour chaque entrée du système est représentée graphiquement par ordre croissant de transformité. Une telle image claire du processus indique quelles sont les forces motrices réelles des produits finaux.

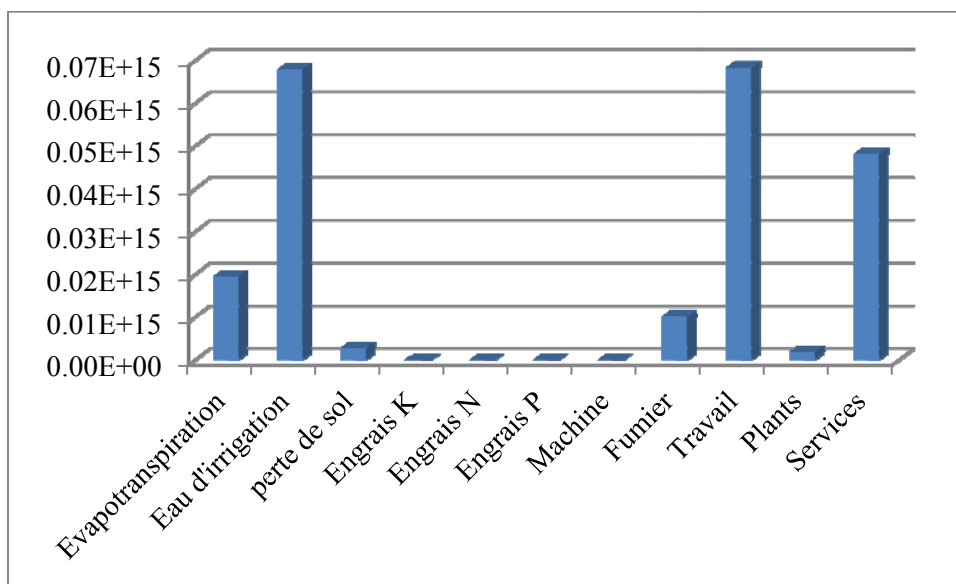


Figure III.13 : Signature énergétique de système de production de dattes

A partir de la synthèse énergétique, la plus grande partie des entrées d'énergie vient du travail et des services. Par conséquent, le palmier dattier est réellement cher en termes de coût social. En effet, en palmeraie plusieurs tâches sont effectuées par les ouvriers à savoir :

- Le travail de sol nécessaire pour lutter contre le tassement et éviter les concentrations salines à la surface des terrains,
- L'irrigation et la fertilisation,
- La taille consistant à enlever les palmes sèches du palmier qui représentent souvent des foyers de maladies,
- L'éclaircissage consistant à diminuer le nombre de régimes au sein du palmier pour assurer une bonne aération du régime.

L'eau d'irrigation constitue la partie la plus importante des entrées émergétiques renouvelables. Le remplacement des systèmes d'irrigation traditionnels par les systèmes d'irrigation modernes (irrigation par goutte à goutte) dans les oasis devient un enjeu capital.

Le tableau III.10 regroupe les différents indicateurs émergétiques du système de production des dattes.

Tableau III.10 : Valeurs des différents indicateurs émergétiques du système de production des dattes.

Transformité (sej/J)	
Dattes	$5,61 \cdot 10^5$
Déchets de palmiers dattiers	$2,38 \cdot 10^5$
% d'énergie renouvelable (%R)	52,07
Charge environnementale (ELR)	0,92
Rendement émergétique (EYR)	1,67
Rendement investissement (EIR)	1,49
Indice de durabilité (EIS)	1,82

II.4.1. Transformité

La transformité et l'énergie spécifique des dattes sont respectivement $5,61 \cdot 10^5$ sej/J et $4,93 \cdot 10^9$ sej/g. Ces valeurs sont plus élevées que pour d'autres types des fruits comme la banane de Chine ($2,20 \cdot 10^5$ sej/J) et de Guadeloupe ($1,82 \cdot 10^5$ sej/J) (Lu et al., 2009), palmiers dattiers de Malaisie ($1,28 \cdot 10^9$ sej/g) (Goh et al., 2010), oranges de Floride ($1,12 \cdot 10^9$ sej/g) (Brandt-Williams, 2002) et raisin d'Italie ($9,72 \cdot 10^8$ sej/g) (Lu et al., 2009). Ceci est dû à l'utilisation des eaux de rivière et des pluies comme des sources principales d'eau d'irrigation. Cependant les dattes ont une transformité plus faible que la production moderne de papaye ($1,83 \cdot 10^6$ sej/J) et goyave ($8,01 \cdot 10^5$ sej/J) (Lu et al., 2009).

L'énergie spécifique des déchets de palmiers dattiers ($4,01 \cdot 10^9$ sej/g) est supérieure à celle du bois ($9,96 \cdot 10^7$ sej/g) (Sha, 2012) montrant par-là que le système de production des palmes est évalué être moins efficace que les systèmes de production de bois.

II.4.2. EYR

La culture des dattes a un rendement d'énergie légèrement supérieur à 1 (1,67). Bien que cette valeur EYR puisse sembler faible, elle est typique des systèmes agricoles à savoir les palmiers dattiers de Malaisie (1,58) (Goh et Lee, 2010), des fruits en Chine (1,04 – 1,31) (Lu et al 2009), le blé (1,07) et les mûres (1,45) (Martin et al., 2006).

II.4.3. ELR

La domination des énergies renouvelables dans le système de production de palmes a abouti à un rapport de la charge environnementale de 0,92, ce qui est beaucoup plus faible que celui d'autres productions agricoles. Cet indicateur est quatre fois inférieur à celui obtenu pour la culture de goyave (Lu et al., 2009) et plus de 20 fois plus faible que celui du blé (Martin 2006), cela indique un plus faible degré de stress environnemental. La production agricole des dattes utilise moins d'intrants achetés à l'économie par rapport à son utilisation d'intrants environnementaux «gratuits» de sources renouvelables et non-renouvelables.

II.4.4. EIR

La comparaison de l'EIR de deux systèmes révèle quel système reçoit plus d'énergie gratuite de l'environnement. L'alternative de plus faible EIR gagnera plus d'énergie pour un investissement égal car la contribution de la nature est plus grande. Selon cette logique, l'EIR de la culture des palmiers dattiers (1,49) indique qu'il s'agit d'une meilleure utilisation d'énergie achetée que les systèmes agricoles similaires, comme les olives italiennes (4,1) et tournesols de Floride (26,3) (Felix et al., 2009), parce que la nature contribue à une plus grande proportion de l'énergie dans le cas des palmiers dattiers. Cependant, l'EIR de la culture des dattes est plus élevé que celui l'exploitation forestière des forêts tropicales de Papouasie-Nouvelle-Guinée (1,12) et de la forêt tempérée en Caroline du Nord (Etats-Unis) (0,27) (Felix et al., 2009). Ceci indique que les forêts présentent une meilleure utilisation des énergies achetées que la production de dattes.

II.4.5. Etude de sensibilité

Une analyse de sensibilité est réalisée afin d'évaluer l'importance relative de chacune des entrées d'énergie au système. Comme suggéré par Odum (Martin et al., 2006), on qualifie l'effet de doubler et de réduire de moitié les valeurs de l'énergie annuels sur les indicateurs énergétiques. Seuls les changements qui causent des hausses ou des baisses de plus de 10% des indicateurs sont retenus. Le tableau III.11 présente les résultats de l'analyse de sensibilité.

Tableau III.11 : Analyse de sensibilité énergétique des systèmes de production des dattes

		Evapotran spiration	Perte de sol	Eau	Fumier	Services	Travail
% R	Double eMergie	--	--	--	--	-16	13
	Moitié d'eMergie	-33	--	39	--	168	-563
ELR	Double eMergie	-14	--	--	--	41	-23
	Moitié d'eMergie	101	--	-58	10	-131	-254
EYR	Double eMergie	--	--	30	--	-11	-14
	Moitié d'eMergie	-26	--	-91	12	-567	-171
EIR	Double eMergie	-18	--	-43	--	36	5
	Moitié d'eMergie	185	10	-180	-23	-108	-153
EIS	Double eMergie	27	--	28	--	-37	13
	Moitié d'eMergie	-63	--	78	--	1424	-89

III. ANALYSE EMERGETIQUE DE LA PRODUCTION DE SNG

III.1. Description des systèmes de production

L'unité de production de SNG, étudiée dans cette partie, est celle détaillée dans le chapitre 2. Cette unité est alimentée par des déchets de palmiers dattiers dans le système tunisien et des résidus de bois dans le système français. Elle comporte trois sections : gazéification, traitement de gaz et méthanation.

III.2. Diagramme énergétique

Le diagramme énergétique des systèmes tunisien et français de production de SNG est présenté dans la figure III.14.

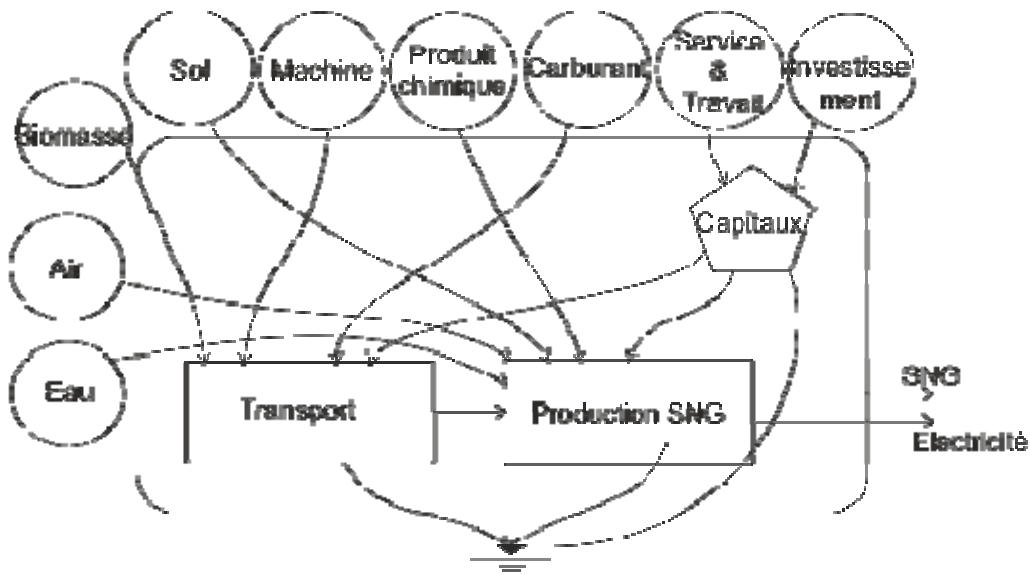


Figure III.14 : Diagramme énergétique du système de production de SNG

III.3. Tableau d'évaluation

Les résultats de la simulation de l'unité de production de SNG (chapitre 2) sont utilisés pour les calculs émergétiques. Afin de simplifier les tableaux d'évaluation émergétique du système de production SNG, le sous-système de transport est évalué dans un tableau séparé (tableau III.12 et III.13). La distance estimée de transport est 150 km. Les calculs sont effectués sur une base de 300 km puisque le camion revient vide. Les détails de calculs d'énergie de transport sont regroupés dans le tableau A2 (annexe 2).

Tableau III.12 : Calculs émergétiques du sous-système tunisien de transport

Note	Item	Unité	Flux annuel (unité/an)	Transformité τ (sej/unité)	Energie solaire (sej/an)	Référence	%R
Intrants achetés (F)							
Matériaux M							
1	Carburant	J	$2,83 \cdot 10^{13}$	110000	$3,11 \cdot 10^{18}$	Felix 2009	0
2	Camion	kg	$2,05 \cdot 10^4$	$1,13 \cdot 10^{13}$	$2,32 \cdot 10^{17}$	Ju 2011	0
Services S							
3	Travail	\$	$1,23 \cdot 10^7$	$9,09 \cdot 10^{12}$	$1,12 \cdot 10^{20}$	Sahel 2000	0
4	Services	\$	$3,26 \cdot 10^5$	$9,09 \cdot 10^{12}$	$2,96 \cdot 10^{18}$	Sahel 2000	0
Energie totale (Y)					$1,18 \cdot 10^{20}$		

Tableau III.13 : Calculs émergétiques du sous-système français de transport

Note	Item	Unité	Flux annuel (unité/an)	Transformité (sej/unité)	Energie solaire (sej/an)	Référence	%R
Intrants achetés (F)							
Matériaux M							
1	Carburant	J	$2,83 \cdot 10^{13}$	110000	$3,11 \cdot 10^{18}$	Felix 2009	0
2	Camion	kg	$2,05 \cdot 10^4$	$1,13 \cdot 10^{13}$	$2,32 \cdot 10^{17}$	Ju 2011	0
Services S							
3	Travail	\$	$1,23 \cdot 10^7$	$2,92 \cdot 10^{12}$	$3,59 \cdot 10^{19}$	Sahel 2000	0
4	Services	\$	$3,26 \cdot 10^5$	$2,92 \cdot 10^{12}$	$9,52 \cdot 10^{17}$	Sahel 2000	0
Energie totale (Y)					$4,0210^{19}$		

En se basant sur la durée de vie prévue de l'unité (30 ans), l'investissement du système de production de SNG est converti en flux annuel en raison de la période d'une année d'étude. Le flux annuel d'investissement est donné par l'équation suivante:

Investissement annuel = (Investissement total) (facteur de recouvrement de capital)

Avec

$$\text{Facteur de recouvrement de capital} = \frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \quad (\text{III.5})$$

i : taux d'intérêt

n : durée de vie de l'unité

Les unités de production de SNG sont encore des installations de démonstration. Afin d'estimer l'investissement total des unités industrielles, la relation suivante est proposée par Gassner et Maréchal (2012):

$$\text{Investissement total} = C_{TOT} = C_{REF} * \left(\frac{PCI_{bio} \cdot m_{bio}}{PCI_{REF} \cdot m_{REF}} \right)^b \quad (\text{III.6})$$

C_{REF} : investissement total d'une unité de référence

PCI_{bio} , PCI_{REF} : PCI de la biomasse étudiée et de la biomasse de référence

m_{bio} , m_{REF} : débits massiques de la biomasse étudiée et de la biomasse de référence

b : facteur de correction ($0,6 < b < 0,7$)

Les tableaux III.14 et III.15 rassemblent les calculs émergétiques des systèmes tunisien et français de production de SNG.

Tableau III.14 : Calculs émergétiques du système tunisien de production de SNG

Note	Item	Unité	Flux annuel (unité/an)	Transformité τ (sej/unité)	Energie solaire (sej/an)	Référence τ	%R
Intrants renouvelables issus de la nature (R)							
1		Kg	$8,72 \cdot 10^8$	$4,01 \cdot 10^{12}$	$3,50 \cdot 10^{20}$	Ce travail	
	Déchets des palmiers dattiers						52,1
2	Air	kg	$1,45 \cdot 10^8$	$5,16 \cdot 10^{10}$	$7,47 \cdot 10^{18}$	Sha 2012	100
3	Eau de mer	J	$6,62 \cdot 10^{12}$	$1,54 \cdot 10^4$	$1,02 \cdot 10^{17}$	Brandt-Williams 2002	100
Intrants non renouvelables issus de la nature (N)							
4	Eau	J	$9,74 \cdot 10^{10}$	$6,87 \cdot 10^4$	$6,69 \cdot 10^{15}$	Dong 2008	50
5	Calcaire	kg	$3,14 \cdot 10^4$	$1,68 \cdot 10^{12}$	$5,28 \cdot 10^{16}$	Odum 2000	0
6	Sable	kg	$2,34 \cdot 10^2$	$1,68 \cdot 10^{12}$	$3,94 \cdot 10^{14}$	Odum 2000	0
Intrants achetés (F)							
Matériaux M							
7	Ni	kg	7,66	$2,00 \cdot 10^{14}$	$1,53 \cdot 10^{15}$	Price 2011	0
8	Zn	kg	$4,26 \cdot 10^2$	$1,58 \cdot 10^{13}$	$6,73 \cdot 10^{15}$	Ciotola 2011	0
9	Al	kg	7,66	$2,13 \cdot 10^{13}$	$1,63 \cdot 10^{14}$	Pulselli 2009	0
10	Mg	kg	$3,79 \cdot 10^1$	$7,18 \cdot 10^{13}$	$2,72 \cdot 10^{15}$	Raugei 2009	0
11		Kg	$2,41 \cdot 10^2$	$6,38 \cdot 10^{11}$	$1,54 \cdot 10^{14}$	Takahashi 2010	0
	Produits chimiques divers						
12	Transport				$1,18 \cdot 10^{20}$		3,7
Services S							
13	Investissement	\$	$2,22 \cdot 10^6$	$9,09 \cdot 10^{12}$	$2,02 \cdot 10^{19}$	Sahel 2000	3,8
14	Travail	h	$4,80 \cdot 10^4$	$1,20 \cdot 10^{13}$	$5,76 \cdot 10^{17}$	Ce travail	3,8
15	Service	\$	$1,08 \cdot 10^5$	$9,09 \cdot 10^{12}$	$9,82 \cdot 10^{17}$	Sahel 2000	3,8
Énergie totale (Y)					$4,9710^{20}$		

Tableau III.14(suite) : Calculs émergétiques du système tunisien de production de SNG

Sortie			
16	SNG	J	$4,80 \cdot 10^{14}$
17	Electricité	J	$6,82 \cdot 10^{12}$
18	Total	J	$4,80 \cdot 10^{14}$

Tableau III.15 : Calculs émergétiques du système français de production de SNG

Note	Item	Unité	Flux annuel (unité/an)	Transformité (sej/unité)	Energie solaire (sej/an)	Reference	%R
Intrants renouvelables de la nature (R)							
1	Résidu de bois	kg	$8,72 \cdot 10^7$	$9,96 \cdot 10^{10}$	$8,68 \cdot 10^{18}$	Sha 2012	100
2	Air	kg	$1,45 \cdot 10^8$	$5,16 \cdot 10^{10}$	$7,47 \cdot 10^{18}$	Sha 2012	100
3	Eau de rivière	J	$1,09 \cdot 10^{13}$	$8,10 \cdot 10^4$	$8,83 \cdot 10^{17}$	Odum 2000	100
Intrants non renouvelables de la nature (N)							
4	Eau	J	$9,74 \cdot 10^{10}$	$6,87 \cdot 10^4$	$6,69 \cdot 10^{15}$	Dong 2008	50
5	Calcaire	kg	$3,14 \cdot 10^4$	$1,68 \cdot 10^{12}$	$5,28 \cdot 10^{16}$	Odum 2000	0
6	Sable	kg	$2,34 \cdot 10^2$	$1,68 \cdot 10^{12}$	$3,94 \cdot 10^{14}$	Odum 2000	0

Tableau III.15(suite) : Calculs émergétiques du système français de production de SNG

Intrants achetés (F)							
Matériaux M							
7	Ni	kg	7,66	$2,00 \cdot 10^{14}$	$1,53 \cdot 10^{15}$	Price 2011	0
8	Zn	kg	$4,2610^2$	$1,58 \cdot 10^{13}$	$6,73 \cdot 10^{15}$	Ciotola 2011	0
9	Al	kg	7,66	$2,13 \cdot 10^{13}$	$1,63 \cdot 10^{14}$	Pulselli 2009	0
10	Mg	kg	$3,7910^1$	$7,18 \cdot 10^{13}$	$2,72 \cdot 10^{15}$	Raugei 2009	0
11		kg	$2,4110^2$	$6,38 \cdot 10^{11}$	$1,54 \cdot 10^{14}$	Takahashi 2010	0
Produits chimiques							
Services S							
12	Transport				$4,02 \cdot 10^{19}$		
13	Investissements	\$	$2,22 \cdot 10^6$	$2,92 \cdot 10^{12}$	$6,49 \cdot 10^{18}$	Sahel 2000	16,16
14	Travail	H	$4,80 \cdot 10^4$	$1,57 \cdot 10^{14}$	$7,54 \cdot 10^{18}$	Ce travail	16,16
15	Services	\$	$1,08 \cdot 10^5$	$2,92 \cdot 10^{12}$	$3,15 \cdot 10^{17}$	Sahel 2000	16,16
Énergie totale (Y)					$7,16 \cdot 10^{19}$		
Sorties							
16	SNG	J	$4,80 \cdot 10^{14}$				
17	Electricité	J	$6,82 \cdot 10^{12}$				
18	Total	J	$4,80 \cdot 10^{14}$				

III.4 Résultats et discussion

La signature énergétique est une représentation visuelle des données qui aide à sélectionner les entrées ayant la plus grande énergie. C'est un outil intéressant lorsque on compare les processus de production dans la mesure où deux processus peuvent avoir des énergies totales similaires, mais avec des besoins très différents en termes de fractions renouvelables et non renouvelables. La signature énergétique peut aider à révéler ces différences (Haden 2003).

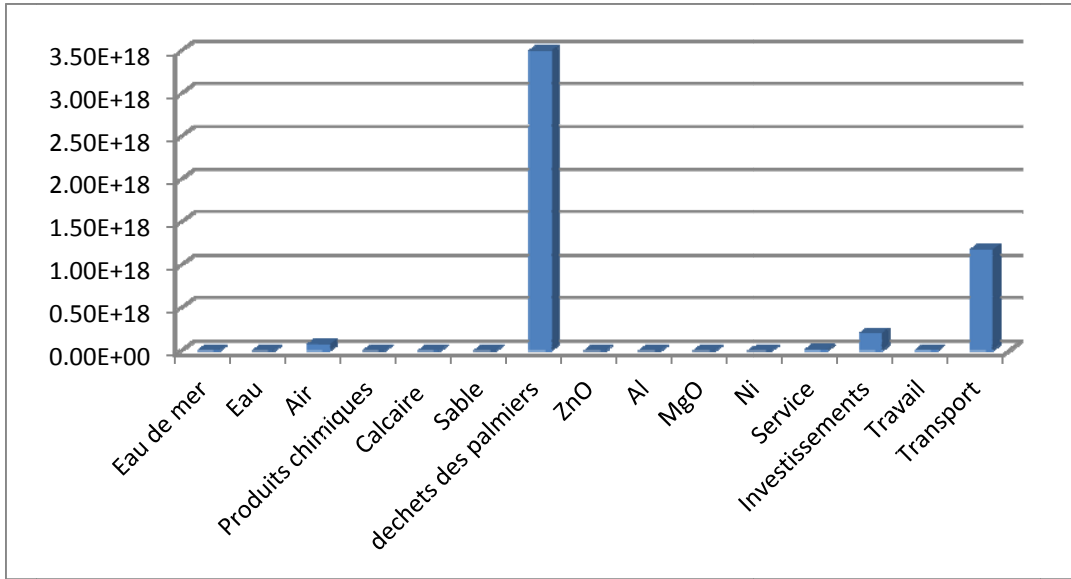


Figure III.15 : Signature énergétique de système tunisien de production de SNG

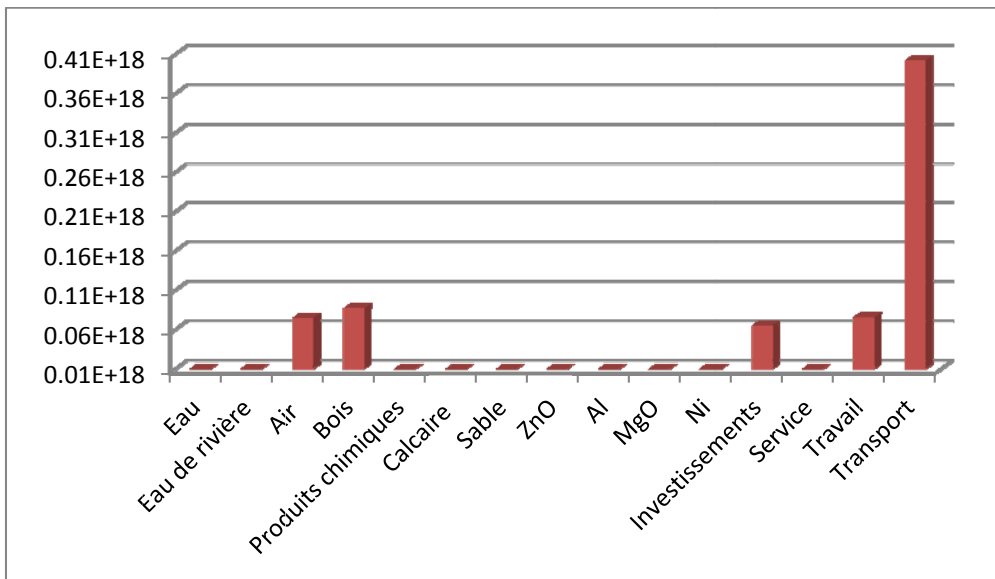


Figure III.16 : Signature énergétique de système français de production de SNG

D'après les figures III.15 et III.16 on remarque que les déchets de palmiers dattiers représentent la ressource principale d'énergie de système tunisien de production de SNG. Par contre l'énergie du système français de production est basée principalement sur la contribution de transport. Ceci montre à première vue que la contribution des ressources renouvelables (R) dans le système tunisien est plus élevée que dans le système français. Les indicateurs émergétiques des systèmes tunisien et français sont regroupés dans le tableau III.16.

Tableau III.16 : Indicateurs énergétiques des systèmes de production de SNG

	Cas tunisien	Cas français
Transformité (sej/J)	$1,04 \cdot 10^6$	$1,49 \cdot 10^5$
% d'énergie renouvelable %R	39,20	35,36
Charge environnementale ELR	1,55	1,73
Rendement d'énergie EYR	3,56	1,31
Rendement d'investissement EIR	0,39	3,19
Indice énergétique de durabilité EIS	2,30	0,76

III.4.1 Transformité

Le système tunisien a une transformité plus élevée que le système français. Cela indique que le système tunisien a la plus faible efficacité. Cette différence entre les systèmes peut s'expliquer par une utilisation moins bonne des déchets des palmiers dattiers dans le système tunisien en comparaison du système français qui utilise du bois. De plus, la cause de cette hausse de transformité est due au rapport énergétique monétaire national relativement élevé en Tunisie : il est $9,09 \cdot 10^{12}$ seJ/\$ comparé à seulement $2,92 \cdot 10^{12}$ en France. Si la Tunisie avait le même rapport énergétique monétaire national que la France le SNG aurait une transformité de seulement $7,33 \cdot 10^5$ seJ/J.

La transformité des déchets des palmiers dattiers est estimée à $2,38 \cdot 10^5$ seJ/J, tandis que la transformité du système tunisien de production de SNG est de $1,04 \cdot 10^6$ seJ/J. Ceci est attendu puisque la transformité augmente davantage à chaque étape de la chaîne de transformation et à chaque consommation de ressource.

Les transformités des systèmes tunisien et français sont plus élevées que celles de beaucoup d'autres porteurs d'énergie. En effet, les combustibles fossiles ont des transformités inférieures comparés au SNG à savoir : le diesel, le charbon, le gaz naturel et le pétrole brut ont respectivement des transformités de $1,11 \cdot 10^5$ seJ/J, $6,71 \cdot 10^4$ seJ/J, $8,05 \cdot 10^4$ seJ/J et $0,07 \cdot 10^4$ seJ/J (Goh et al., 2010). Puisque les transformités mesurent l'efficacité sur l'échelle thermodynamique de la biosphère, ce résultat signifie que le travail de la nature dans la

production de combustibles fossiles est plus efficient que notre travail de conversion de la biomasse.

III.4.2. EYR

Plus l'EYR est élevé, plus la contribution relative des ressources naturelles (renouvelables ou non) sera élevée. Le système tunisien a une valeur d'EYR de 3,56, alors que le système français a une valeur proche de 1 (valeur minimale possible pour cet indicateur) qui semble montrer une dépendance plus importante par rapport aux ressources économiques.

Le rendement émergétique de 3,56 pour le système tunisien indique que plus de 3 emjoules solaires d'énergie renouvelable ont été utilisées par chaque emjoule solaire des ressources achetées investies dans le système.

L'EYR a augmenté, en passant de 1,67 pour la récolte de déchets des palmiers dattiers à 3,56 pour le système tunisien de production de SNG. Cela indique que la plupart des ressources utilisées au cours de la transformation sont locales.

En se référant aux indices d'énergie, peut-on considérer le SNG comme une source d'énergie primaire? Selon les hypothèses les plus optimistes concernant l'efficacité de conversion et les prix des intrants, Odum (Felix et al., 2009) suggère que le EYR a probablement besoin d'être proche de 6 pour le rendre comparable à des sources d'énergie existantes.

Quand l'investissement émergétique est constant, la grande récupération d'énergie se traduit par une valeur élevée de EYR. Les EYR de production de SNG sont supérieurs à ceux de la production de bioéthanol (Brésil 1,57 : USA 1,17 ; Europe 1,08 (Watanabe et Ortega, 2009) ; 1,14 (à partir de blé) (Zhang et Long, 2010). Ceci signifie que la production de SNG fournit une récupération d'énergie supérieure aux biocarburants.

L'EYR du système français qui est 1,31, ce qui est aussi bas que d'autres biocarburants à savoir 1,29 pour l'éthanol de panic (switchgrass ou *Panicum virgatum*), 1,24 pour l'éthanol de blé et 1,14 pour l'éthanol de maïs (Goh et Lee, 2010). La capacité d'exploiter les ressources locales pour le SNG français est toujours rivalisée très bas avec l'énergie non-renouvelable. Ceci montre que la production de SNG transforme des ressources qui sont déjà disponibles par des processus précédents et ne crée pas de croissance pour le système. En fait, la nature est en ce moment plus efficace que la technologie humaine en créant le vecteur émergétique.

III.4.3. %R

Le %R du système français est de 36% et celui du système tunisien est de presque 40%. Du point de vue de la renouvelabilité des ressources, le pourcentage d'énergie non-renouvelable dans les systèmes français et tunisien de production de SNG sont respectivement de 64% et 60%. Ceci signifie que le SNG contient plus d'un tiers d'énergie renouvelable. Ainsi, le SNG est meilleur que les combustibles fossiles qui sont considérés en tant que ressources totalement non-renouvelables. D'ailleurs, le système tunisien est plus renouvelable que le système français car il est produit en utilisant de grosses quantités de ressources renouvelables. Ceci peut être dû aussi à la répartition des flux d'entrée en fractions renouvelables et non renouvelables, puisque %R est sensible aux caractéristiques renouvelables des flux d'entrée.

III.4.4. ELR

L'ELR est un indicateur directement relié à la fraction renouvelable des ressources et peut être ainsi considéré comme une mesure du stress sur l'environnement dû à la production de SNG (indication de l'utilisation de ressources non renouvelables ou importées par rapport à l'utilisation de ressources locales renouvelables)

Avec un ELR inférieur à 2 le SNG tunisien (1,55) semble avoir peu d'effet sur l'environnement. Le SNG français a un impact plus fort (ELR = 1,73) bien que restant d'un niveau modéré dans l'absolu. Ceci est dû à l'utilisation de la biomasse renouvelable (bois ou déchets des palmiers dattiers). Il s'avère que les valeurs faibles de ELR (environ 2 ou moins) indiquent que les impacts sur l'environnement sont relativement bas (ou les processus peuvent employer de vastes zones d'un environnement local pour diluer des impacts). Cependant, cet indicateur ne permet pas de savoir si le type de stress engendré sur l'environnement est local. Les systèmes énergétiques renouvelables ont des charges environnementales très basses (moins de 1,0).

Comparé à d'autres combustibles comme le biodiesel de soja produit au Brésil (2,26) (Watanabe et Ortega, 2009), l'éthanol de maïs produit en Italie (17,65), et le pétrole brut en Alaska (1429,3) (Felix et al., 2009), le SNG a un impact potentiel faible sur l'environnement. En effet le SNG a beaucoup moins de perturbations de l'environnement local en comparaison avec les carburants fossiles. Ceci peut être parmi les avantages importants de SNG face aux

énergies fossiles. Aussi les résultats montrent que le SNG présente des effets plus faibles sur l'environnement que d'autres énergies renouvelables (ELR de centrale hydraulique d'électricité à Thaïlande 3,3) (Felix et al., 2009).

III.4.5. EIR

Le taux d'investissement émergétique (EIR) du système français de production de SNG est estimé à 3,19. Cela signifie que plus de 3 unités d'énergie ont dû être achetées à partir de l'économie et utilisées pour extraire une unité d'énergie libre à partir de l'environnement afin de produire le SNG de cette manière. Cela indique que plusieurs ressources devaient être achetées par rapport à des ressources gratuites.

Le SNG tunisien a un EIR de 0,39 : c'est seulement 0,39 d'unités d'énergie qui sont achetés pour chaque unité libre de l'environnement. Cela signifie que le processus ne dépend pas fortement de la rétroaction de la société. Cela indique aussi que le système tunisien nécessite un investissement financier par rapport à la contribution gratuite de l'environnement beaucoup plus faible par rapport au système français. De plus, moins d'énergie est prise de l'environnement pour extraire 1 unité d'énergie libre à partir de l'environnement par la conversion de la biomasse en SNG. En d'autres termes, chaque unité investie dans la production de SNG tunisien recevra 2,6 unités ($1 / 0,39$) d'énergie libre, mais la même unité d'énergie investie dans le SNG français ne recevra que 0,31 unités ($1 / 3,19$) d'énergie gratuite. Il est clair que l'investissement dans le système tunisien a donné un retour sur investissement plus élevé que le système SNG français en bénéficiant du don offert par le travail de l'environnement.

L'EIR du SNG fabriqué à partir de biomasse (bois ou déchets des palmiers dattiers) indique qu'il s'agit d'une moins bonne utilisation d'énergie achetée par rapport à d'autres activités de production d'énergie comme l'hydroélectricité (EIR = 0,10) et la production de pétrole brut en Alaska (0,07) (Felix et al., 2009). Mais c'est un meilleur usage que l'éthanol de maïs en Italie (EIR = 12) (Felix et al., 2009., Zhang et Long 2010). Quoique l'EIR de SNG ne soit pas aussi bas que celui de pétrole brut, il fournit un retour sur investissement plus élevé que les bio-raffineries.

III.4.6. ESI

Cette grandeur suppose que la fonction objective de la durabilité est d'obtenir le taux de rendement le plus élevé tout en minimisant la charge environnementale (Ulgiata et Brown, 1998). Une telle performance est confirmée par l'ESI, une mesure agrégée de la dépendance sur les ressources locales et la charge environnementale. L'indice de durabilité environnementale (ESI) représente la viabilité à long terme ; plus l'ESI est élevé plus le processus est durable. Une valeur d'ESI inférieure à 1 indique que les produits ou le processus sont consommateurs. Par contre une valeur supérieure à 1 montre les produits ont des contributions nettes à la société sans affecter fortement son équilibre environnemental

L'ESI de système français est faible (0,76) ce qui montre que ce système est faiblement durable d'un point de vue émergétique. En effet, il fournit un retour d'énergie faible, au détriment d'une charge environnementale (ELR) relativement élevée. L'ESI du système tunisien est plus grand que 1 (2,3). Le résultat affirme que le processus de production de SNG est durable et son application comme un substitut des sous-produits du pétrole est un choix très prometteur.

Les valeurs obtenues pour les systèmes tunisien et français sont meilleures que celles calculées pour plusieurs différentes utilisations énergétiques, telle que l'électricité éolienne (Brandt-Williams, 2002 ; Martin et al., 2006).

Si on veut avoir un processus plus durable pour produire un combustible renouvelable à partir de la biomasse, il est fondamental de trouver des procédures qui augmentent la renouvelabilité du système. Une des caractéristiques utiles de la comptabilité émergétique, c'est qu'elle prend en considération les contributions environnementales à la production économique dans l'évaluation, notamment les ressources naturelles non renouvelables, car les quantités sont finies et ne seront pas extraites au rythme actuel dans l'avenir. Cela signifie que les systèmes très développés ne doivent pas être obligatoirement "très" non renouvelables, s'ils peuvent améliorer le pourcentage de sources renouvelables dans leur entrée achetée. Cela montre clairement une direction de développement possible.

III.4.7. Etude de sensibilité

Pour une analyse plus approfondie de l'exactitude des données, une analyse de sensibilité est réalisée en variant les entrées d'énergie annuelles des différentes entrées des systèmes

tunisien et français de production de SNG. Le tableau III.17 regroupe les résultats de l'analyse de sensibilité.

L'analyse de sensibilité illustre l'importance relative de chaque entrée sur les différents indicateurs émergétiques. D'une part les grandes variations des valeurs d'indicateurs spécifient les transformités et les valeurs d'entrée annuelles ayant le plus grand potentiel d'impact sur les résultats de ces études. D'autre part, l'examen de ces différences au sein de chaque système, et la comparaison entre les deux systèmes étudiés révèlent des caractéristiques supplémentaires de chaque système.

Tableau III.17 : Analyse de sensibilité des systèmes tunisien et français de production de SNG

	Biomasse		Air		Transport		Investis		Trav		Eau
	ST	SF	ST	SF	ST	SF	ST	SF	SF	SF	
%R											
Double énergie	14	20	--	17	-17	-21	--	--	--	--	--
Moitié d'énergie	62	-105	--	-83	224	-143	20	20	25	--	--
ELR											
Double énergie	-20	-26	--	-23	35	44	--	--	--	--	--
Moitié d'énergie	-63	3646	13	766	-114	-556	-28	-28	-13	12	12
EYR											
Double énergie	70	12	--	10	-33	-10	--	--	--	--	--
Moitié d'énergie	-211	-36	--	-31	-119	-44	30	13	17	--	--
EIR											
Double énergie	-49	-34	--	-30	84	74	14	12	14	--	--
Moitié d'énergie	-152	-291	--	-422	-253	-221	-43	-36	-41	18	18
EIS											
Double énergie	112	51	--	43	-50	-38	-14	-10	-6	--	--
Moitié d'énergie	-401	-102	-15	-92	36	-112	90	58	35	-14	-14

ST : système tunisien ; SF : système français

La caractéristique importante des deux systèmes de production de SNG est que le fait de doubler ou réduire de moitié les entrées causent des changements plus de 100% sur les valeurs des indicateurs. Ceci montre que dans ces systèmes, les entrées ont des pondérations émergétiques différentes sur la production de SNG. L'analyse de sensibilité confirme la forte dépendance du système français par rapport à la biomasse, au transport, à l'investissement et au travail. L'absence de l'effet du travail sur le système tunisien reflète la grande quantité d'énergie de travail nécessaire pour le système français.

Le fait de doubler l'investissement et le travail n'a pas un effet considérable sur la charge environnementale et le rendement émergétique de deux systèmes. Ceci est un autre indicateur de l'importance accrue aux ressources locales (renouvelables) du système de production de SNG.

Le coût relativement élevé de transport affecte la durabilité du SNG. Pour réduire les entrées émergétiques dans le transport, l'unité de production de SNG devrait être située près de la culture de biomasse. Pour cela on refait les calculs émergétiques du système de production de SNG tout en estimant une distance de 50 km au lieu de 150 km.

Les données, ainsi que les résultats des calculs émergétiques du sous-système de transport sont regroupées dans le tableau III.18. En changeant le lieu de l'unité de production en Tunisie (50 km de l'oasis de Tozeur) on s'éloigne de la mer (golfe de Gabès). Ainsi dans les calculs émergétiques l'eau de mer (utilisée dans le procédé de SNG) est remplacée par l'eau douce qui aura une énergie annuelle de $1,09 \cdot 10^{13}$ J/an. Le tableau III.19 rassemble les résultats de l'analyse émergétique de système de production de SNG (distance 50km).

Tableau III.18 : Calculs émergétiques de transport (50km)

	Unité	Flux annuel (unité/an)
Intrant achetés (F)		
Matériaux (M)		
Carburant	J	$9,43 \cdot 10^{12}$
Camion	kg	$6,84 \cdot 10^3$
Services (S)		
Travail	\$	$4,10 \cdot 10^6$
Services	\$	$1,09 \cdot 10^5$
Emergie total	sej/an	
Tunisie		$3,93 \cdot 10^9$
France		$1,34 \cdot 10^9$

Tableau III.19 : Résultats de l'analyse émergétique de la production de SNG (50 km)

	SNG tunisien	SNG français
Emergie totale (Y)	$4,13 \cdot 10^{20}$	$3,91 \cdot 10^{19}$
Transformité (sej/J)	$8,60 \cdot 10^5$	$8,15 \cdot 10^4$
% d'énergie renouvelable (%R)	85,73	39,93
Charge environnementale ELR	0,17	1,34
Rendement d'énergie EYR	6,79	1,41
Rendement d'investissement EIR	0,17	2,44
Indice émergétique de durabilité EIS	40,79	1,05

Ces résultats montrent que le lieu de l'unité de production affecte la durabilité de SNG. En effet le pourcentage d'énergie (%R) et l'indicateur de durabilité (EIS) ont augmenté dans les deux systèmes. En particulier l'EIS de SNG tunisien a augmenté de 2,31 à 40,79. Ceci indique le SNG produit à 50 km d'une forêt ou de l'oasis est plus durable que le SNG produit loin des sites de culture de biomasse.

De plus l'EYR de système tunisien atteint une valeur de 6,79 qui est une valeur proche des EYR des sources d'énergie primaires (entre 3 et 7).

IV. CONCLUSION

Le concept de durabilité est à la fois envahissant et évasif. Omniprésente dans le sens où elle est une force majeure derrière une somme considérable de nouvelles recherches, elle reçoit de nombreux moyens et est un thème primordial dans de nombreux traités internationaux (Haden, 2003). Pourtant, le concept de développement durable reste difficile à définir et à mettre en œuvre.

L'analyse émergétique réalisée sur les systèmes de production de SNG montre que le système français est plus efficace que le système tunisien. Cependant, selon nos hypothèses, le système français manque d'efficacité productive par rapport à l'énergie totale investie, car il est dépendant des intrants achetés et il ne valorise pas assez d'intrants d'origine renouvelable.

L'EYR, qui est une mesure de la capacité d'exploiter les ressources disponibles localement, est faible pour le système de production de SNG. Le problème ici est que, du point de vue d'exploitation des ressources locales, l'EYR de l'extraction des ressources minérales et fossiles est beaucoup plus élevé (de 3 à 7). Cela signifie que la conversion de biomasse fournit une énergie et une contribution à l'économie inférieure même à l'exploitation minière (si elles sont disponibles dans le pays). Par conséquent, l'avantage supposé de conversion de biomasse n'est pas évident, en raison de la faible exploitation des ressources locales (les ressources non renouvelables achetées sont simplement converties en biocarburants). Ce serait, cependant, seulement une partie de l'image, du point de vue de l'alternative «local- importé». En effet, l'ELR, indicateur de la charge du processus sur les écosystèmes locaux, est faible pour le SNG (inférieur à 2) comparé à d'autres combustibles (pétrole brut = 1429,3). De plus la fraction renouvelable du SNG dépasse 60% face aux combustibles fossiles considérés comme non renouvelables.

La rentabilité de SNG comme une source majeure de carburant est certaine car il a un rendement moyen et il est basé sur les ressources renouvelables pour sa génération (plus qu'un tiers).

La méthode émergétique permet de resituer un agro-écosystème dans son environnement et d'étudier les interactions avec ce dernier. Cependant, elle ne permet pas de déterminer quel type d'impact potentiel peut se produire sur l'environnement (par exemple changement climatique, eutrophisation...) ni de le quantifier comme pourrait le faire d'autres méthodes d'analyse environnementale telle que l'ACV. Par conséquent, une combinaison de l'analyse émergétique avec l'ACV s'avère intéressante puisque les deux méthodes reposent sur la même logique de construction (définition du système, analyse des flux entrants et sortants) mais ont des finalités différentes.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

CONCLUSION GENERALE

Dans un contexte de développement durable, la maîtrise de la consommation énergétique mondiale fait partie des défis majeurs de ce siècle. Au regard de la croissance constante de la demande énergétique mondiale et de l'épuisement des ressources fossiles et les problèmes environnementaux engendrés par leur consommation, le recours à des sources d'énergie renouvelables demeure incontournable. La biomasse paraît une alternative prometteuse. Elle présente une grande souplesse par rapport aux autres sources d'énergies renouvelables puisque c'est la seule source qui puisse être convertie à l'état solide, liquide et gazeux en utilisant divers procédés de conversion. La biomasse lignocellulosique peut être convertie en gaz naturel synthétique (SNG: Synthetic Natural Gas) par l'intermédiaire du procédé de gazéification. Ce SNG présente l'avantage de pouvoir être directement injecté dans un réseau de gaz naturel ou utilisé directement sur site.

Dans un contexte de développement durable, l'évaluation globale de tous les impacts environnementaux du cycle de vie de produits ou de procédés est nécessaire pour réellement s'assurer de leur durabilité et éviter les transferts de pollution. L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) étudie les aspects environnementaux et les impacts potentiels tout au long de la vie d'un produit, soit du « berceau au tombeau ». Elle permet d'avoir une vision holistique de la performance environnementale du système/service étudié. L'émergie, quant à elle, est une approche énergétique qui sert à quantifier la durabilité de tout système, principalement ceux qui présentent à la fois des variables environnementales et économiques. Par ailleurs, l'analyse émergétique paraît comme un outil efficace pour évaluer les systèmes de valorisation énergétique de la biomasse, car elle ne se contente pas d'un simple calcul des émissions des GES mais plutôt d'une évaluation économique et environnementale du système de production. Une combinaison entre l'ACV et l'émergie (via l'Analyse de Cycle de Vie Emergétique, ACVEm) a été retenue dans ce présent travail pour évaluer des systèmes de production de SNG.

L'objectif de ce travail était d'étudier, via l'approche ACVEm, des systèmes de production de SNG afin de déterminer lequel était le plus éco-efficace tout en identifiant les étapes les plus polluantes de chaque système. Il s'inscrit dans le cadre de recherche et de développement de nouvelles sources d'énergie propre et durable.

Le premier chapitre de ce manuscrit était consacré à une étude bibliographique. En effet, les différentes voies de valorisation de la biomasse ainsi que les différents types de réacteurs de gazéification ont été présentés. Les méthodologies de l'ACV et de l'analyse émergétique ont aussi été détaillées.

Le deuxième chapitre a été consacré à la production de SNG à partir de la biomasse. Tout d'abord, les différents composants du procédé ont été choisis. Ensuite, on a étudié le processus de méthanation du gaz de synthèse. Enfin un procédé entier de production de SNG a été simulé à l'aide du logiciel Aspen PlusTM.

Le troisième chapitre a été consacré aux analyses de cycles de vie émergétique de deux systèmes de production de SNG (système tunisien et système français).

Les principaux résultats obtenus peuvent être résumés dans les points suivants:

- Les systèmes de production de SNG à partir de biomasse présente un impact de réchauffement climatique dû aux gaz à effet de serre négatif.
- Le système de production de SNG français émet plus de gaz engendrant un problème d'eutrophisation. Par ailleurs, le module 4 "Procédé de SNG" contribue à environ 88% de l'impact eutrophisation.
- Le système tunisien de production de SNG présente des impacts d'acidification évités.
- Le système de production SNG tunisien est le plus consommateur des ressources abiotiques. Ceci est imputé, à 60%, aux consommations des ressources abiotiques lors de la culture des palmiers dattiers.
- La distance parcourue a un effet significatif sur l'impact d'épuisement des ressources abiotiques et de destruction de couche d'ozone. Par contre la contribution du processus de transport de la biomasse demeure non significative sur les autres impacts considérés.
- Les deux systèmes ne présentent pas l'effets néfastes sur la santé humaine, puisque les valeurs de dommage (DALY) sont négatives.

L'analyse émergétique montre que :

- Le système tunisien a une transformité plus élevée que le système français ($1,04 \cdot 10^6$ sej/J contre $1,49 \cdot 10^5$ sej/J). Cela indique que le système tunisien a la plus faible efficacité.

- Le système tunisien a une valeur d'EYR (emergy yield ratio) de 3,56, alors que le système français a une valeur proche de 1 (valeur minimale possible pour cet indicateur) qui semble montrer une dépendance plus importante par rapport aux ressources économiques
- Le %R (percentage of rewnability) système français est de 36% et celui du système tunisien est de presque 40%. Ainsi, le SNG est meilleur que les combustibles fossiles qui sont considérés comme des ressources totalement non-renouvelables.
- Avec un ELR (emergy loading ratio) inférieur à 2 le SNG tunisien (1,55) semble avoir peu d'effet sur l'environnement. Le SNG français a un impact plus fort (ELR = 1,73) bien que restant d'un niveau modéré dans l'absolu.
- Il est clair que l'investissement dans le système tunisien a donné un retour sur investissement plus élevé que le système SNG français en bénéficiant du don offert par le travail de l'environnement.
- Les valeurs obtenues d'EIS (indicateur de durabilité (emergy index sustainability) pour les systèmes tunisien et français sont meilleures que celles calculées pour plusieurs différentes utilisations énergétiques.
- Ces résultats montrent que le lieu de l'unité de production affecte la durabilité de SNG. En effet le pourcentage d'énergie renouvelable (%R) et l'indicateur de durabilité (EIS) ont augmenté dans les deux systèmes. En particulier l'EIS de SNG tunisien a augmenté de 2,31 à 40,79. Ceci indique le SNG produit à 50 km d'une forêt ou de l'oasis est plus durable que le SNG produit loin des sites de culture de la biomasse.

Enfin ce travail n'est qu'une modeste contribution à l'étude de systèmes de valorisation énergétique de la biomasse. Plusieurs voies d'amélioration s'annoncent. Il serait intéressant d'appliquer l'Analyse de Cycle de vie Emergétique à des chaînes complètes de SNG (production, distribution et utilisation). Ainsi, cette analyse permettra de comparer les voitures au SNG à d'autres utilisations comme la production d'électricité ou de chaleur.

On propose d'étendre l'étude à d'autres systèmes de valorisation et à d'autres types de biomasse. En effet, la cogénération d'électricité et de chaleur est une technologie mature et très utilisée pour dans la valorisation de la biomasse lignocellulosique. L'électricité peut être produite à petite échelle (décentralisée) ou à grande échelle (centralisée). Cette alternative de valorisation peut présenter des solutions propres et durables. On peut également étudier des systèmes de production des carburants liquides BTL (Biomass To Liquid) à partir de la biomasse lignocellulosique. Dans les années à venir, cette voie présentera, à notre avis, la source la plus commode pour la production de carburants à grande échelle.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

Agostinho F., Diniz G., Siche R., Ortega E. The use of emergy assessment and the geographical information system in the diagnosis of small family farms in Brazil. *Ecological Modeling*. 2008,210, 37-57.

Akien G., Qi L, Horva I.T. *Thermochemical Conversion of Biomass to Liquid Fuels and Chemicals*. Edited by Mark Crocker, Royal Society of Chemistry, 2010, chapitre 14.

Antal J.M., Gronli M. Art Science technol of charcoal production. *Ind. Eng Chem. Res.*, 2003, 42, 1619-1640.

Apaydin-Varol E., Pütün E., Pütün A.E. Slow pyrolysis of pistachio shell. *Fuel*, 2007, 86, 1892–1899.

Aspen Plus™, physical propriety methods and models Software version, Aspen Technology Inc., USA 1988.

Babu B.V., Sheth P N.. Modeling and simulation of reduction zone of downdraft biomass gasifier: Effect of char reactivity factor. *Energy Conversion and Management*, 2006, 47.2602–2611.

Bajohr S., Reimert R. *Production of Methane (SNG) from Biomass via the Thermochemical Route*, 2008.

Barbier J. *Relation structure/réactivité en conversion hydrothermale des macromolécules de lignocellulose*. Thèse université Bordeaux 1, 2010.

Bastianoni S., Marchettini N. The problem of co-production in environmental accounting by emergy analysis. *Ecological Modelling*. 2000,129,187–193.

Bayerbach R., Meier D. Characterization of the water-insoluble fraction from fast pyrolysis liquids (pyrolytic lignin). Part IV: Structure elucidation of oligomeric molecules. *Anal. Appl. Pyrol.* 2009, 85, 98-107.

Belgiorno V., Feo G., Della Rocca C., Napoli R.M.A. Energy from gasification of solid wastes. *Waste Management*, 2003, 23, 1–15.

Belhani M. Analyse de cycle de vie exergetique de systemes de traitement des eaux residuelles, Thèse Institut National Polytechnique de Lorraine INPL-Nancy France, 2008.

Ben Hmida F. La filière des dattes communes dans les oasis de Gabes dans le contexte des aléas climatiques et économiques , fonctionnement atouts et contraintes. Mastère, Université de Carthage, 2011.

Bendahou A., Dufresne A., Kaddami H., Habibi Y. Isolation and structural characterization of hemicelluloses from palm of Phoenix dactylifera L. *Carbohydrate Polymers*. 2007, 68, 601–608.

Benoist A., Dron D., Rabl A., Assad Z. Méthodologie de l'analyse de cycle de vie. Normes et méthodes courantes, Rapport final 1ère partie, Mines Paris Tech Armines, Centre Énergétique, 2008.

Bernier E., Maréchal F., Samson R. Multi-objective design optimization of a natural gas-combined cycle with carbon dioxide capture in a life cycle perspective. *Energy*.2010,35, 1121–1128.

Bernier E., Maréchal F., Samson R. Optimal greenhouse gas emissions in NGCC plants integrating life cycle assessment. *Energy* 2012,37,639-648.

Berrio-Sierra J. Etude biochimique et immunocytochimique d'impact de mutations génétiques sur la lignification sur l'assemblage des parois d'assemblage des parois d'*Arabidopsis thaliana*. Thèse Université Joseph Fourier Grenoble, 2007.

Bhattacharyya D., Turton R., Zitney S.E. Steady-state stimulation and optimization of an integrated gasification combined cycle power plant with CO₂ capture. *Ind. Eng. Chem. Res*, 2011, 50, 1674-1690.

Bin Zainal Alauddin Z.A., Lahijani P., Mohammadi M., Mohamed AR. Gasification of lignocellulosic biomass in fluidized beds for renewable energy development: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2010, 14, 2852–2862.

Bliefert C., Perraud R. Chimie de l'environnement-air, eau, sols, déchets, Edition De Boeck, ISBN 2-7445-0086-0, 2001, 477p.

Borrion A.L., McManus M.C., Hammond G.P. Environmental life cycle assessment of bioethanol production from wheat straw. *Biomass and Bioenergy*. 2012,47, 9-19.

Borrion A.L., McManus M.C., Hammond G.P. Environmental life cycle assessment of lignocellulosic conversion to ethanol, A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2012, 16, 4638–4650.

Brentup F., Kusters J., Kuhlmann H., Lammel J. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology – Part 1. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy*, 2004, 20, 247-264.

Bridgwater A.V. Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass. *Chemical Engineering Journal*, 2003, 91, 87–102.

Brown M.T., Cohen M.J. *Emergy and network Analysis*. Elsevier BV 2008.

Brown M.T., Ulgiati S. Emergy Evaluation of the Biosphere and Natural Capital. *Ambio* 1999, 28, 6, 486-493.

Brown M.T., Ulgiati S. Emergy-based indices and ratios to evaluate sustainability, monitoring economies and technology toward environmentally sound innovation. *Ecological Engineering* 1997, 9, 51-69.

Bruijn H., Van Duin R., Huijbregts M.A.J., Lindeijer E., Roorda A.A.H., Van Der Ven B.L. *Handbook on Life Cycle Assessment Operational Guide to the ISO Standards*. Kluwer Academic Publishers 2004.

Buonocore E., Häyhä T., Palettob A., Franzese P.P. Assessing environmental costs and impacts of forestry activities, A multi-method approach to environmental accounting. *Ecological Modelling*, 2014,271, 10– 20.

Carpentieri M., Corti A., Lombardi L. Life cycle assessment (LCA) of an integrated biomass gasification combined cycle (IBGCC) with CO₂ removal. *Energy Conversion and Management*, 2005, 46, 1790–1808.

Cavalett O., de Queiroz J.F., Ortega E. Emergy assessment of integrated production systems of grains, pig and fish in small farms in the South Brazil. *Ecological Modelling*, 2006. 193, 205-224.

Centre technique des dattes en Tunisie : www.ctd.tn, accédé le 10-2-2012.

Cehma A., Longo HF. Valorisation des sous-produits du palmier dattier en vue de leur utilisation en alimentation du bétail. *Rev. Energ. Ren. , Production et Valorisation – Biomasse*, 2001 , 59-64.

Cherubini F. Strømman A.H. Life cycle assessment of bioenergy systems, State of the art and future challenges. *Bioresource Technology*, 2011,102,437–451.

Chevalier J. Elaboration d'un protocole d'analyse de cycle de vie des procédés- Applications aux traitements des fumés d'incération des déchets ménagers. Thèse 1999, INSA Lyon.

Christophe, W., *Alternative pour aujourd'hui, la biomasse: énergie verte*. Collection France des points chauds, F.G.A-CFDT, Paris, France. 1981.

Ciotola R.J., Lansing S., Martin J.F. Emergy analysis of biogas production and electricity generation from small-scale agricultural digesters. *Ecological Engineering*, 2011 ,37, 1681–1691.

Cirad–Observer, *Pyrolyse et gazéification de la biomasse pour la production d'électricité*, Publication ADEME, octobre 2001.

Cluet B. *Hydrodynamics in fluidised bed for biomass gasification*. Thèse Université de Lorraine, 2014.

Commissariat général au développement durable. *Prix du gaz et de l'électricité en France et dans l'Union européenne en 2012*. Chiffres & statistiques 2013, n° 46.

Communes forestières Provence-Alpes-Côte d'Azur. *Les plateformes bois énergie avec hangar de stockage*. 2011

Couhert C. Pyrolyse flash à haute température de la biomasse lignocellulosique et de ses composés - production de gaz de synthèse. Thèse de l'Ecole des Mines de Paris, 2007.

Crehay R., Marchal D. La filière bois-énergie (Report) : Valorisation de la biomasse ASBL. Centre Wallon de Recherches Agronomiques, Belgique, 2004.

Deurwaarder E.P., Boerrigter H., Mozaffareian H., Rabou L.P.L.M., Drift B.V.D. Methanation of milena product gas for the production of bio-SNG , 14^{eme} European Biomass Conference and Exhibition, 2005, Paris.

Dong X., Ulgiati S., Yan M., Zhang X., Gao W. Energy and emergy evaluation of bioethanol production from wheat in Henan Province, China. *Energy Policy* 2008, 36, 3882-3892

Duret A., Friedli C., Maréchal F. Process design of synthetic natural gas (SNG) production using wood gasification. *Journal of Cleaner Production*, 2005, 13, 1434-1446.

Ekvall T., Finnveden G. Allocation in ISO 14041 a critical review. *Journal of Cleaner Production*, 2001, 9, 197–208.

Eoma I.Y., Kima K.H., Kima J.Y., Lee S.M., Yeo H. M., Choi I.G., Choi J.W. Characterization of primary thermal degradation features of lignocellulosic biomass after removal of inorganic metals by diverse solvents, *Bioresource Technology*, 2011,102, 3437–3444.

Faungnawakij K., Kikuchi R., Eguchi K. Thermodynamic analysis of carbon formation boundary and reforming performance for steam reforming of dimethyl ether. *Journal of Power Sources*, 2007, 164, 73-79.

Felder R., Dones R. Evaluation of ecological impacts of synthetic natural gas from wood used in current heating and car systems. *Biomass and Bioenergy* 2007, 31, 403–415.

Felix.E., Tilley D.R. Integrated energy, environmental and financial analysis of ethanol producyion from cellulosic switchgrass. *Energy*,2009, 34, 410-436.

Feng X., Luo J.T., Chen F.P. Emergy and economic evaluations of four fruit production systems on reclaimed wetlands surrounding the Pearl River Estuary, China. *Ecological Engineering*, 2009, 35, 1743–1757.

Field R.P., Brasington R. Baseline flowsheet model for IGCC with carbon capture. *Industrial Engineering Chemistry Research*, 2011, 50, 11306-11312.

François J., Abdelouahed L., Mauviel G., Patisson F., Mirgaux O., Rogeume C., Rogeume Y., Feidt M., Dufour A. Detailed process modeling of a wood gasification combined heat and power plant. *Biomass and Bioenergy*, 2013, 51, 68-82.

Fusillier J.L., El Amami H., Le Gal P.Y. Stratégies des agriculteurs des oasis du Nefzaoua. Entre logique patrimoniale et productive, une mise en valeur agricole orientée vers l'extension des palmeraies, malgré les risques pour la durabilité des oasis. Actes de l'atelier Sirma, «Gestion des ressources naturelles et développement durable des systèmes oasiens du Nefzaoua», Douz, Tunisie, 2009,.

Gallois N. Etude des mécanismes de pyrolyse en présence d'hydroxyde de tetramethylammonium de composés protéiques modèles. Implication pour la détection de matériel azoté dans la matière organique naturelle et l'identification de macromolécules sources. Thèse Université Pierre et Marie Curie, 2008.

Campoy M., Gómez-Barea A., Vidal F., Ollero P. Air-steamgasification of biomass in a fluidised bed: process optimisation by enriched air. *Fuel Process Technol*, 2009, 90, 677-85.

Gassner M., Maréchal F. Thermo-economic optimisation of the polygeneration of synthetic natural gas (SNG), power and heat from lignocellulosic biomass by gasification and méthanation. *The Royal Society of Chemistry* 2012,5, 5768-5789.

Gerber L., Fazlollahi S., Maréchal F. A systematic methodology for the environomic design and synthesis of energy systems combining process integration, Life Cycle Assessment and industrial ecology. *Computers and Chemical Engineering* 2013, 59, 2-16.

Gerber L., Gassner M., Maréchal F. Systematic integration of LCA in process systems design, Application to combined fuel and electricity production from lignocellulosic biomass. *Computers and Chemical Engineering* 2011, 35, 1265-1280.

Giec. Résumé à l'intention des décideurs. 4^{ème} rapport d'évaluation, www.ipcc.ch, 2007.

Goedkoop M., Oele M., Schryver A., Vieira M., SimaPro® Database Manual Methods library. 2008.

Goh C.S., Lee K.T. Palm-based biofuel refinery (PBR) to substitute petroleum refinery, An energy and emergy assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2010, 14, 2986–2995.

Gonzalez -García S., Gasol M.C., Gabarrell X., Rieradevall J., Moreira M.T., Feijoo G. Environmental aspects of ethanol-based fuels from *Brassica carinata*, A case study of second generation ethanol. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2009, 13, 2613–2620.

González García S., Iribarren D., Susmozas A., Dufour J., Murphy R.J. Life cycle assessment of two alternative bioenergy systems involving *Salix* spp.biomass, Bioethanol production and power generation. *Applied Energy*, 2012, 95, 111–122.

González-García S., Iribarren D., Susmozas A., Dufour J., Murphy R. Life cycle assessment of two alternative bioenergy systems involving *Salix* spp.biomass, Bioethanol production and power generation. *Applied Energy*, 2012, 95, 111–122.

Goyal H.B., Seal D., Saxena R.C. Bio-fuels from thermochemical conversion of renewable resources: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2008, 12, 504-517.

Gravalas G.R. *Coal Pyrolysis*. Elsevier Scientific Publishing Company, Oxford, 1982.

Guha S.K., Kobayashi H., Fukuoka A. *Thermochemical Conversion of Biomass to Liquid Fuels and Chemicals*, chapitre 13. Ed.Mark Crocker, Royal Society of Chemistry, 2010.

Guo X., Dai Z., Gong X., Chen X., Liu H., Wang F., Yu Z. Performance of an entrained-flow gasification technology of pulverized coal in pilot-scale plant. *Fuel Processing Technology*, 2007, 88, 451–459.

Gupta R B., Demirbas A. *Gasoline, Diesel, and Ethanol Biofuels from Grasses and Plants*. Cambridge University Press, New York USA, 2010.

Haden A.C. Emergy evaluations of Denmark and Danish agriculture. *Assessing the limits of agricultural systems to power society*. Lantbruk Universitet, Suède, 2003.

Harris P. J., Stone B. A., *Chemistry and molecular organization of plant cell walls*. In *Biomass Recalcitrance*, Himmel M. E., Blackwell Publishing, Oxford, 2008.

Heffels T., McKenna R., Fichtner W. An ecological and economic assessment of absorption-enhanced-reforming (AER) biomass gasification. *Energy Conversion and Management*, 2014, 77, 535–544.

Heijungs R., Guinee J.B., Kleijn R., Rovers V. Bias in normalization, Causes, consequences, detection and remedies. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2007, 12(4), 211-216.

Henriksson G., LI J., Zhang L., Lindstrom M.E., Thermochemical Conversion of Biomass to Liquid Fuels and Chemicals. Chapitre 9. Ed. Mark Crocker, Royal Society of Chemistry, 2010.

Heyne S. Process integration opportunities for synthetic natural gas (SNG) production by thermal gasification of biomass. Thèse, 2010.

Heyne S., Harvey S. Production of synthetic natural gas from biomass—process integrated drying, 22nd International Conference on Efficiency, Cost, Optimization Simulation and Environmental Impact of Energy Systems, Foz do Iguaçu, Paraná, Brésil, 2009

Heyne S., Seemann M.C., Harvey S. Integration study for alternative methanation technologies for the production of synthetic natural gas from gasified biomass. *Chemical Engineering Transactions*, 2010, 21, 409-414.

Hood E.E., Nelson P., Powel R. *Plant Biomass Conversion*. Edition Wiley-Blackwell, 2011.

ING. Institut National de l'information géographique et forestière. Résultats d'inventaire forestier, la France administrative, les résultats des campagnes d'inventaire 2008 à 2012.

International Energy Agency IEA. Key word energy statistics 2014, www.iea.org.

Ioannidou O., Zabaniotou A., Antonakou E.V., Papazisi K.M., Lappas A.A., Athanassiou C. Investigating the potential for energy, fuel, materials and chemicals production from corn residues (cobs and stalks) by non-catalytic and catalytic pyrolysis in two reactor configuration. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2009, 13 (4), 750 – 762.

IPCC. Fourth Assessment Report, Changes in human and natural drivers of climate, In working Group 1 report, The physical science Basis, 2007.

Iribarren D., Peters J.F., Dufour J. Life cycle assessment of transportation fuels from biomass pyrolysis, *Fuel*, 2012, 97, 812–821.

Iribarren D., Susmozas A., Dufour J. Life-cycle assessment of Fischer-Tropsch products from biosyngas. *Renewable Energy*, 2013, 59, 229-236

ISO 14044. International Organization for standardization, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and guidelines, ISO 14044 Genève, Suisse, 2006.

Istadi.I. Thermodynamic analysis of synthesis gas and higher hydrocarbons production from methane, In: *Syngas: Production, Applications and Environmental Impact*. Nova Science Publishers, New York, USA. ISBN 978-1-62100-870-5 , 2012.

Jablonski W., Gaston K. R., Nimlos M. R., Carpenter D. L., Feik C. J., Phillips S. D. Pilot-scale gasification of corn stover, switchgrass, wheat straw, and wood. 2. Identification of global chemistry using multivariate curve resolution techniques. *Industrial Engineering Chemistry Research*, 2009, 48, 10691–10701.

Jand N., Foscolo PU. Decomposition of wood particles in fluidized beds. *Ind Eng Chem Res*, 2005, 44, 5079–89.

Jeffrey W. P., Tilley D.R. Emergy evaluation of a green façade emergy synthesis 6. Theory and Applications of the Emergy Methodology. 2011, 213-222.

Jiajian G., Yingli W., Yuan P., Dacheng H., Guangwen X., Fangna G., Fabing S. A thermodynamic analysis of methanation reactions of carbon oxides for the production of synthetic natural gas. *RSC Advances*, 2012, 2, 2358–2368.

Jodin P. *Le Bois, matériau d'ingénierie*. Edition Arbolor, Nancy, 1994.

Ju L.P., Chen B. Embodied energy and emergy evaluation of a typical biodiesel production chain in china. *Ecological Modelling*, 2011, 222, 2385-2392.

Jurascik M., Sues A., Patasinski K.J. Exergy analysis of synthetic natural gas production method from biomass. *Energy*, 2009, p 1-9.

Kadri A., Van Ranst E. Contraintes de la production oasienne et stratégies pour un développement durable. Cas des oasis de Nefzaoua (Sud tunisien). *Science et changements planétaires / Sécheresse*, 2002, 13, 2002

Kamp A, Østergård H. How to manage co-product inputs in emergy accounting exemplified by willow production for bioenergy. *Ecological Modelling*, 2013, 253, 70– 78.

Kefi M., Yoshino K., Setiawan Y. Assessment and mapping of soil erosion risk by water in Tunisia using time series MODIS data. *Paddy Water Environ*, 2012, 10, 59–73.

Khalifa K. Analyse du cycle de vie, problématique de l'évaluation des impacts. *Techniques de l'ingénieur, Traité de Génie Industriel*, G 5610, 2002.

Khelfa A. Etude des étapes primaires de la dégradation thermique de la biomasse lignocellulosique, Thèse Université Paul Verlaine- Metz, 2009.

Khorsand K., Marvast M.A., Pooladien N., Kakavand M. Modeling and simulation of methanation catalytic reactor in ammonia unit. *Petroleum and Coal*, 2007, 49, 46-53.

Kouki K, Bouhaouach H. Etude de l'oasis traditionnelle Chenini Gabès dans le Sud Est de la Tunisie. *Tropicultura*, 2009 , 27, 2, 93-97.

Kumar D., Murthy G.S. Life cycle assessment of energy and GHG emissions during ethanol production from grass straws using various pretreatment processes. *Int J Life Cycle Assess*, 2012, 17, 388–401.

Lansche J., Müller J. Life cycle assessment of energy generation of biogas fed combined heat and power plants, Environmental impact of different agricultural substrates. *Eng. Life Sci.*, 2012, 12, 3, 313–320.

Lefroy E., Torbjörn Rydberg T. Emergy evaluation of three cropping systems in southwestern Australia. *Ecological Modelling*, 2003, 161, 195–211.

Li C., Suzuki K. Tar property, analysis, reforming mechanism and model for biomass gasification-An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2009, 13, 594-604.

Li X., Mupondwa E., Panigrahi S., Tabil L., AdapaP. Life cycle assessment of densified wheat straw pellets in the Canadian Prairies. *Int J Life Cycle Assess*, 2012, 17, 420–431.

Lin C.Y., Shimada S. Current state and environmental impact assessment for utilizing oil palm empty fruit bunches for fuel, fiber and fertilizer, A case study of Malaysia. *Biomass and Bioenergy*, 2013, 51, 109-124.

Lorcet H. Contribution à l'étude et à la modélisation de la pyro-gazéification de biomasse par plasma thermique. Thèse Université de Limoges, 2009.

Lu H.F., Kang W.L., Campbell D.E., Rena H., Tand Y.W., Feng R.X. , Luo J.T., Chen F.P. Energy and economic evaluations of four fruit production systems on reclaimed wetlands surrounding the Pearl River Estuary, China. *Ecological Engineering* 2009, 35, 1743–1757.

Lu HF., Lan SF., Li L., Peng S.L.. New energy indices for sustainable development. *Journal of environmental Sciences* 2003, 15,4,569-569.

Lv P., Yuan Z., Ma L., Wu C., Chen Y., Zhu J. Hydrogen-rich gas production from biomass air and oxygen/steam gasification in a downdraft gasifiers, *Renewable Energy*, 2007, 32, 2173–2185.

Lv P., Xiong Z., Chang J., Wu C., Chen Y., Zhu J. An experimental study on biomass air–steam gasification in a fluidized bed. *Bioresour Technol*, 2004, 95, 95–101.

Lwin Y., Wan Daud W.R., Mohamad A.B, Yaakob Z. Hydrogen production from steam-methanol reforming , thermodynamic analysis, *International Journal of Hydrogen Energy*, 2000, 25, 47-53.

Martin J.F , Saw D., Powell E., Stanton M , Levy-Tacher S. Energy evaluation of the performance and sustainability of three agricultural systems with different scales and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 2006, 115, 128–140.

McKendry P., Energy production from biomass (part 3): gasification technologies, *Bioresource Technology*, 2002, 83, 55-63.

Meijden C., Van der M., Veringa H.J., Rabou L.P.L.M. The production of synthetic natural gas (SNG), A comparison of three wood gasification systems for energy balance and overall efficiency, *Biomass and Bioenergy*, 2010, 34, 302-311.

Mesto , Broyeurs à Cône Nordberg Série HP, accédé le 13-04-2013.

Michel R. Gazéification catalytique du *Miscanthus X giganteus* et vapo-reformage d'un composé modèle : Production de gaz de synthèse. Thèse Université Paul Verlaine – Metz, 2009.

Michel R., Ammar M. R., Véron E., Simon P., Poirier J. Correction: Investigating the mechanism of phase transformations and migration in olivine at high temperature. RSC Advances, 2014, 4, 26645-26652.

Miller B.B., Dugwell D.R., Kandiyoti R. Partitioning of trace elements during the combustion of coal and biomass in a suspension firing reactor. Fuel, 2002, 81, 159-171.

Mondal P., Dang G.S., Garg M.O. Syngas production through gasification and cleanup for downstream applications — Recent developments: Review, Fuel Processing Technology, 2011, 92, 1395–1410.

Mozaffarian M., Zwart R.W.R. Feasibility of biomass /waste-related SNG production technologies, ECN 2003, www.ecn.nl.

NASA. The National Aeronautics and space center. <http://eosweb.larc.nasa.gov>

Nikoo M.K., Amin N.A.S. Thermodynamic analysis of carbon dioxide reforming of methane in view of solid carbon formation, Fuel Processing Technology, 2011, 92, 678–691.

NNFCC: Review of Technologies for Gasification of Biomass and Wastes, A project funded by DECC, project managed by NNFCC and conducted by E4Tech, 2009, www.ecolateral.org.

Odum H.T. Environmental accounting, Emergy and environmental decision making. Wiley, New York, USA, 370p., 1996

Odum H.T., Brown M.T., Williams S.B. Introduction and Global Budget. Folio1. Center for Environmental Policy Environmental Engineering Sciences. 2000, www.epa.gov/aed/html.

Odum, H.T. Self-Organization, Transformity, and Information Science, 1988.

Ortega E. Handbook of emergy calculation 2001, www.unicamp.br/fea/ortega/curso/handbook.htm.

<http://www.unicamp.br/fea/ortega/curso/handbook.htm>, accédé le 12-03-2014.

Pallarès D., Johnsson F. Macroscopic modelling of fluid dynamics in large-scale circulating fluidized beds, *Progress in Energy and Combustion Science*, 2006, 32, 539–569.

Patwardhan P. R., Brown R.C., Brent H. Shanks B.H. Product Distribution from the Fast Pyrolysis of Hemicellulose. *ChemSusChem*, 2011,4, 636–643.

Pauwels J. P., Streydio J. M. Rapport de la Commission pour l'Analyse des Modes de Production de l'Électricité et le Redéploiement des Énergies (AMPERE) au Secrétaire d'État à l'Énergie et au Développement durable (Bruxelles), octobre 2000, www.arp83.free.fr.

Pennigton D.W., Potting J., Finnveden G., Lindeijer E., Jolliet O., Rydberg T., Rebitzer G. Life cycle assessment – Part 2, Current impact cycle practice. *Environmental International*, 2004, 30, 721-739.

Pereira Souza S., Turra de Avila M., Pacca S. Life cycle assessment of sugarcane ethanol and palm oil biodiesel joint production. *Biomass and Bioenergy*, 2012, 44 ,70-79.

Perilhon C., Alkadee D., Descombes G., Lacour S. Life cycle assessment applied to electricity generation from renewable biomass. *Energy Procedia*, 2012 ,18, 165-176.

Pleanjai S, Gheewala S.H. Full chain energy analysis of biodiesel production from palm oil in Thailand. *Applied Energy*, 2009, 86, 209–214.

Prasara A.J., Grant T. Comparative life cycle assessment of uses of rice husk for energy purposes. *Int J Life Cycle Assess*, 2011, 16, 493–502.

Pucker J., Zwart R., Jungmeier G. Greenhouse gas and energy analysis of substitute natural gas from biomass for space heat. *Biomass and Bioenergy* 2012, 38, 95-101.

Pulselli R.M., Simoncini E., Marchettini N. Energy and emergy based cost_benefit evaluation of building envelopes relative to geographical location and climate. *Building and Environment* 2009, 44, 920-928.

Puy N., Rieradevall J., Bartroli J. Environmental assessment of post-consumer wood and forest residues gasification, The case study of Barcelona metropolitan area. *Biomass and Bioenergy* 2010,34, 1457-1465.

Quaak P., Knoef H., Stassen H. Energy from Biomass: A Review of Combustion and Gasification Technologies. Edition The World Bank, Washington, USA, 1999.

Queiroz A.G., Franc L., Ponte M.X. The life cycle assessment of biodiesel from palm oil("dende") in the Amazon. Biomass and bioenergy 2012, 36, 50-59.

Raugei M., Ulgiati S., Cherubini F. Emergy Synthesis of Chinese Magnesium Production - A Case of "Maximum Power" at Work. Emergy synthesis 5, Theory and Applications of the Emergy Methodology. 2009, 141-146.

Reed T. B., DAS A. Handbook of biomass downdraft gasifier engine systems. Solar Technical Information Program, Colorado USA, 1988.

Renou S., Analyse de cycle de vie appliquée au traitement des eaux usées, Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine INPL-Nancy France, 2006.

Richaud R., Herod A.A., Kandiyoti R. Comparison of trace element contents in low temperature and high temperature ash from coals and biomass. Fuel, 2004, 83, 2001- 2012.

Rostrup-Nielsen J., Christiansen L.J. Concepts in Syngas Manufacture, Catalytic sciences series, Imperial College Press, London 2011.

Rousseaux P, Analyse du cycle de vie, Evaluation des impacts, Techniques de l'ingénieur, Traité de Génie industriel, G 5605, 10 p., 1998.

Sahel project. University of Florida. Center of Environmental Policy, www.sahel.ees.ufl.edu/database.htm accédé le 18-03-2014.

Schenkel, Y., Bertaux, P., Vanwijnsberge, S., Carré, J. Une évaluation de la technique de carbonisation en meule. J. Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 1997, 2, 113-124.

Schmidt J.H. Comparative life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil. Int. Life Cycle Assess 2010, 15, 183–197.

Sha S., Hurme M. Emergy evaluation of combined heat and power plant processes . Applied Thermal Engineering 2012, 34, 67-74.

Shafie S.M., Mahlia T.M.I., Masjuki H.H., Rismanchi B. Life cycle assessment (LCA) of electricity generation from rice husk in Malaysia. *Energy Procedia* 2012, 14, 499 – 504.

Shafizadeh, F. Introduction to Pyrolysis of Biomass. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 3, 283-305, 1982.

Sherry L., Williams B. *Emergy of Florida Agriculture. Folio 4. Center for Environmental Policy Environmental Engineering Sciences University of Florida Gainesville, 2002, www.essie.ufl.edu.*

Siedlecki M., De Jong W., Verkooijen A. H.M. Fluidized bed gasification as a mature and reliable technology for the production of bio-syngas and applied in the production of liquid transportation fuels—A review. *Energies*, 2011, 4, 389-434.

Silalertruksa T., Gheewala S. H. Environmental sustainability assessment of palm biodiesel production in Thailand. *Energy*, 43, 2012, 43, 306-314.

Société Tunisienne de l'Electricité et de Gaz (STEG), www.steg.tn, accédé le 15-02-2014

Spath P., Aden A., Eggeman T., Ringer M., Wallace B., Jechura J. Biomass to hydrogen production detailed design and economics utilizing the Battelle Columbus laboratory indirectly – heated gasifier, Technical report NREL, 2005, www.nrel.gov.

Steubing B., Ballmer I., Gassner M., Gerber L., Pampuri L., Bischof S, Thees O., Zah R. Identifying environmentally and economically optimal bioenergy plant sizes and locations, A spatial model of wood-based SNG value chains. *Renewable Energy* 2014, 61, 57-68.

Steubing B., Zah R., Ludwig C., Heat, electricity or transportation: the optimal use of residual and waste biomass in europe from an environmental perspective. *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 164–171.

Steubing B., Zah R., Ludwig C. Life cycle assessment of SNG from wood for heating, electricity, and transportation. *Biomass and Bioenergy* 2011, 35, 2950-2960.

Stichnothe H., Schuchardt F. Life cycle assessment of two palm oil production systems. *Biomass and bioenergy* 2011, 35, 3976 -3984.

Subramaniam V., May C.Y., Muhammad H., Hashim Z., Tan Y.A., Wei P.C. Life cycle assessment of the production of crude palm kernel oil (part 3). *Journal of Oil Palm Research* 2010, 22, 904-912.

Sudiro M., Zanella C., Bressan L., Fontana M., Bertucco A. Synthetic Natural Gas (SNG) from petcoke, model development and simulation, ICHEAP-9: 9TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON CHEMICAL AND PROCESS ENGINEERING, PTS 1-3 Book Series: *Chemical Engineering Transactions* 2009, 17, 1251-1256.

Sumiani Y., Hansen S.B. Feasibility study of performing an life cycle assessment on crude palm oil production in Malaysia. *Int J LCA.* 2007, 12, 1, 50-58.

Susmozas A., Iribarren D., Dufour J. Life-cycle performance of indirect biomass gasification as a green alternative to steam methane reforming for hydrogen production. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2013, 38, 9961-9972.

Takahashi F., Ortega E. Assessing the sustainability of Brazilian oleaginous crops—possible raw material to produce biodiesel. *Energy Policy* 2010, 38, 2446–2454.

Tonini D., Hamelin L., Wenzel H., Astrup T. Bioenergy production from perennial energy crops, a consequential LCA of 12 bioenergy scenarios including land use changes. *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 13521–13530.

Tsai W.T., Lee M.K., Chang Y.M. Fast pyrolysis of rice straw, sugarcane bagasse and coconut shell in an induction-heating reactor. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2006, 76 , 230-237.

Udo De Haes H.A., Jolliet O., Finnveden G., Hauschild M., Krewitt W., Muller-Wenk R. Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *International Journal of life Cycle Assesment*, 1999, 4(2), pp. 66-74.

Valente C., Spinelli R., Hillring B.G. LCA of environmental and socio-economic impacts related to wood energy production in alpine conditions, Valle di Fiemme (Italy). *Journal of Cleaner Production* 2011, 19, 1931-1938

Valyi R. About the emergy concept. *Rapport de l’Ecole Centrale de Lyon Student*, 2005, www.emsim.sourcegorge.net.

Van Paasen. S.V.B., Cieplik M.K., Phokawat N.P. Gasification of Non-woody Biomass, ECN,2006, www.ecn.nl.

Vitasari C.R., Jurascik M., Ptasinski K.J. Exergy analysis of biomass-to-sythetic natural gas (SNG) process via indirect gasification of various biomass feedstock. *Energy*, 2011, 36, 3825-3873.

Watanabe M., Ortega E. Biofuel sustainability according to emergy assessment. Proc. 32nd IAEE International Conference, San Francisco, 2009.

Wilfart A., Corson M.S., Aubin J. La méthode EMERGY , principes et application en analyse environnementale des systèmes agricoles et de production animale, *INRA Production Animale*, 2012, 25 (1), 57-66.

Wu X.,Wu P., Tong X., Jiang B. Emergy-based sustainability assessment of an integrated production system of cattle ,biogas ,and greenhouse vegetables, Insight into the comprehensive utilization of wastes on a large-scale farm in Northwest China. *Ecological Engineering* 2013, 61, 335–344.

Xiao J., Shen L., Zhang Y., Gu J. Integrated analysis of energy, economic, and environmental performance of biomethanol from rice straw in china. *Ind. Eng. Chem. Res.* 2009, 48, 9999–10007.

Yaw T.C., Amin N.A.S. Analysis of carbon dioxide reforming of methane via thermodynamic equilibrium approach, *Journal Teknologi*, 2005, 43, 31–50.

Yee K.F., Tan K.T., Abdullah A.Z., Lee K.T. Life cycle assessment of palm biodiesel, Revealing facts and benefits for sustainability. *Applied Energy* 2009, 86, 189–196.

Zhang G., Long W. A key review on emergy analysis and assessment of biomass resources for a sustainable future. *Energy Policy* 2010, 38, 2948–2955.

Zwart R.W.R., Boerrigter H., Deurwaarder E.P., Meijden C., Vander M., Van P.S.V.B., Production of Synthetic Natural Gas (SNG) from Biomass, ECN 2006, www.ecn.nl.

Liste des figures

Figure I.1 : Schéma de la paroi cellulaire de la biomasse (Henriksson et al., 2010)	17
Figure I.2 : Différents groupes de la biomasse lignocellulosique (Barbier, 2010)	18
Figure I.3 : Structure de la cellulose (Guha et al., 2010)	19
Figure I.4 : Différents types de monolignols	21
Figure I.5 : Composition de la biomasse (Siedlecki et al., 2011)	24
Figure I.6 : Voies de valorisation de la biomasse (Siedlecki et al., 2011)	28
Figure I.7 : Différentes étapes de gazéification	36
Figure I. 8 : Les phases d'une Analyse de Cycle de Vie (ISO 14044, 2006)	46
Figure I.9 : Exemple de schéma simplifié du diagramme énergétique	69
Figure II.1 : Maturité technologique des différents types de gazéifieurs (Bridgwater, 2003)	81
Figure II.2 : Taille des gazéifieurs	81
Figure II.3 : Schéma simplifié de la section de gazéification.	95
Figure II.4 : Variation de la constante d'équilibre en fonction de la température.	102
Figure II.5 : Réacteur de méthanation	106
Figure II.6 : Evolution de la teneur de carbone en fonction de la pression et température.	108
Figure II.7 : Schéma en bloc du réacteur de méthanation	110
Figure II.8 : Variation de la teneur de carbone en fonction de la teneur d'eau pour trois pression (1bar, 7 bar et 40 bar) et trois températures (200, 400, 800°C)	111
Figure II.9 : Effet de la température et d'ajout d'eau sur le rendement de carbone	111

Figure II.10 : Effet de la température et de l'ajout d'eau sur le rendement méthane.	112
Figure II.11 : Courbe limite de formation de carbone à 7 bars	114
Figure II.12 : Variation de la température et la composition de méthane dans le gaz produit	115
Figure II. 13: Schéma de bloc de procédé de production de SNG	117
Figure III.1 : Frontières des systèmes de production de SNG.	132
Figure III.2 : Contribution des différents modules aux catégories d'impacts : système français de production de SNG	140
Figure III.3 : Contribution des différents modules aux catégories d'impacts : système tunisien de production de SNG	140
Figure III.4 : Effet de la distance de transport sur les impacts environnementaux du système français de production de SNG	143
Figure III.5 : Effet de la distance de transport sur les impacts environnementaux du système tunisien de production de SNG.	144
Figure III.6 : Effet de type d'allocation sur les impacts du système français de production de SNG.	145
Figure III.7 : Effet de type d'allocation sur les impacts du système tunisien de production de SNG.	146
Figure III.8 : Dommages des modules du système français de production de SNG	148
Figure III.9 : Dommages des modules du système tunisien de production de SNG	148
Figure III.10 : Comparaison des deux systèmes de production de SNG sur la base des scores uniques (méthodes Eco-Indicateur 99I)	149
Figure III.11: Demande énergétique des systèmes de production de SNG	150
Figure III.12 : Diagramme émergétique de la culture des dattes.	155

Figure III.13 : Signature émergétique de système de production de dattes	159
Figure III.14 : Diagramme émergétique du système de production de SNG	163
Figure III.15 : Signature émergétique de système tunisien de production de SNG	169
Figure III.16 : Signature émergétique de système français de production de SNG	169

Liste des tableaux

Tableau I.1 : Compositions en fractions constitutives (% massique) des trois groupes principaux de biomasse lignocellulosique	18
Tableau I.2 : Teneurs approximatives d'humidité de biomasse	23
Tableau I.3 : Caractéristiques de biomasse (Gupta, 2010)	25
Tableau I.4 : Densité apparente et la teneur en humidité de biomasse (Reed et al., 1988)	26
Tableau I.5 : Caractéristiques de trois voies de valorisation thermochimique (Siedlecki et al., 2011)	31
Tableau I.6 : Classification des impacts potentiels	51
Tableau III.7 : Types de résultats d'évaluation d'impact proposés dans les méthodes ACV	56
Tableau I.8 : Liste des impacts des méthodes ACV proposés par SimaPro®	57
Tableau I.9 : Pouvoir de réchauffement global (GWP100) des gaz à effet de serre (IPCC, 2007)	59
Tableau II.1 : Principales caractéristiques des gazéificateurs conventionnels (Siedlecki et al., 2011)	80
Tableau II.2 : Quantités annuelles des résidus forestiers et des déchets des palmiers.	82
Tableau II.3 : Analyse immédiate et élémentaire des biomasses étudiées.	84
Tableau II.4 : Instructions générales de l'élimination de H ₂ S (Van Paasen et al., 2006).	87
Tableau II.5 : Conditions opératoires et performances des différents procédés d'élimination de H ₂ S (Van Paasen et al., 2006).	89

Tableau II.6 : Caractérisation qualitative des processus de séparation de CO ₂ (Heyen, 2010)	94
Tableau II.7 : caractéristiques des flux de la section de gazéification	96
Tableau II.8 : Caractéristiques des flux de la section de gazéification	98
Tableau II.9 : Réactions possibles lors de méthanation	101
Tableau II.10 : Comparaison de composition de gaz de méthanation obtenu par le modèle RGibbs et celle des résultats expérimentaux	104
Tableau II.11 : Composition de gaz de synthèse	107
Tableau II. 12: Unités des appareils des sections de méthanation et conditionnement de SNG et les modules correspondants pour Aspen Plus™	119
Tableau II.13 : Caractéristiques des flux d'entrée	120
Tableau II.14 : Paramètres opératoires des appareils du procédé SNG	121
Tableau II.15 : Principales caractéristiques des flux sortant du gazeifieur et de réacteur de méthanation	122
Table II.16 : Caractéristiques des différents flux du procédé SNG	123
Tableau II.17 : Les données pour le calcul du CGE du procédé de SNG	127
Tableau III.1: Résultats de l'analyse de l'inventaire du système français.	136
Tableau III.2 : Résultats de l'analyse de l'inventaire du système tunisien.	138
Tableau III.3 : Comparaison des impacts environnementaux des systèmes étudiés	139
Tableau III.4 : Données des allocations économique et des impacts évités	145
Tableau III.5 : Dommage des systèmes de production de SNG	147
Tableau III.6 : Impacts nets du système français de production de SNG	152

Tableau III.7 : Impacts nets du système tunisien de production SNG	153
Tableau III.8 : Calculs émergétique de cultures des dattes	156
Tableau III.9 : Transformité de travail en Tunisie et en France	158
Tableau III.10 : Valeurs des différents indicateurs émergétiques du système de production des dattes.	160
Tableau III.11 : Analyse de sensibilité émergétique des systèmes de production des dattes	162
Tableau III.12 : Calculs émergétique du sous-système tunisien de transport	164
Tableau III.13 : Calculs émergétiques du sous-système français de transport	164
Tableau III.14 : Calculs émergétique du système tunisien de production de SNG	166
Tableau III.15 : Calculs émergétiques du système français de production de SNG	167
Tableau III. 16 : Indicateurs émergétiques des systèmes de production de SNG	170
Tableau III.17 : Analyse de sensibilité des systèmes tunisien et français de production de SNG	175
Tableau III.18 : Calculs émergétiques de transport (50km)	177
Tableau III.19 : Résultats de l'analyse émergétique de la production de SNG (50 km)	177

ANNEXES

ANNEXE 1

Tableau A1: Note de calculs émergétique de production des dattes

Note
1 Ensoleillement

	<p>Energie = (surface) × (ensoleillement) × (1-albedo) × 365</p> <p>Surface = 10000 m²</p> <p>Albédo = 0,33 (NASA 2014)</p> <p>Ensoleillement = 5,19 kwh/m²/j (NASA 2014)</p>
2	<p>Pluie</p> <p>Energie = (surface) × (pluviométrie) × 365 × (masse volumique d'eau) × (énergie libre de Gibbs de l'eau)</p> <p>Pluviométrie = 0,43 mm/j (Nasa 2014)</p> <p>masse volumique d'eau = 1000 kg/m³</p> <p>énergie libre de Gibbs de l'eau = 4,94 10³</p>
3	<p>Vent</p> <p>Energie = (surface) × (masse volumique de l'air) × (vitesse du vent)³ × coefficient de Drag</p> <p>Masse volumique d'air = 1,23 kg/m³</p> <p>Vitesse du vent = (3,81/0,6) m/s (NASA 2014)</p> <p>coefficient de Drag = 0,001</p>
4	<p>évapotranspiration</p> <p>Energie = (surface) × (évapotranspiration) × (masse volumique d'eau) × (énergie libre de Gibbs de l'eau)</p> <p>Evapotranspiration = 1295 mm/an (Kadri et al 2002)</p> <p>masse volumique d'eau = 1000 kg/m³</p> <p>énergie libre de Gibbs de l'eau = 4,94 10³ J/kg</p>

5	<p>Matière Organique de sol</p> <p>Energie = (perte de sol) × (teneur de matiere organique M.O dans le sol) ×(energie de M.O)</p> <p>Perte de dol = 20t/ha/an (Kefi et al 2010)</p> <p>Teneur matiere organique = 0,5% M.O/kg sol (Kouki et bouhaouach 2009)</p> <p>Energie de M.O = 5400 kcal/kg M.O</p>
6	<p>Energie = (eau d'irrigation) × (énergie libre de Gibbs de l'eau)</p> <p>Eau d'irrigation = 20000 kg (Ben Hmida 2011)</p> <p>énergie libre de Gibbs de l'eau = 4,94 10³ J/kg</p>
7	<p>Fumier</p> <p>Masse de fumier = masse de fumier par pied × nombre de pied par hectar</p> <p>masse de fumier par pied = 80 kg/pied (Ben Hmida 2011)</p> <p>nombre de pied par hectar = 130 (Kouki et bouhaouach 2009)</p>
8	<p>Engrais N</p> <p>Masse de N = masse de sulfate d'ammoniaque par pied × teneur de N × nombre de pied par hectar</p> <p>masse de sulfate d'ammoniaque par pied =2 kg/pied (Ben Hmida 2011)</p> <p>teneur de N = 21%</p> <p>nombre de pied par hectar = 130</p>
9	<p>Engrais P</p> <p>Masse de P = masse de super phosphate par pied × teneur de P × (nombre de pied par hectar)</p> <p>masse de super phosphate par pied = 1,5 kg/pied (Ben Hmida 2011)</p>

	<p>teneur de N = 16%</p> <p>nombre de pied par hectar = 130</p>
10	<p>Engrais K</p> <p>Masse de K = masse de sulfate de potasse par pied × teneur de K × nombre de pied par hectar</p> <p>masse de sulfate de potasse par pied = 1,5 kg/pied (Ben Hmida 2011)</p> <p>teneur de N = 52%</p> <p>nombre de pied par hectar = 130</p>
11	<p>Plants</p> <p>= (Prix d'un plant de DT) × (taux de change DT/\$) × (nombre de pied par hectar) / (durée de vie de palmier)</p> <p>Prix d'un plant de DT = 30</p> <p>taux de change DT/\$ = 0,68</p> <p>nombre de pied par hectar = 130</p> <p>durée de vie de palmier = 125</p>
12	<p>Machines</p> <p>Masse de l'acier = (masse des outils par hectar) / (durée de vie des outils)</p> <p>Masse des outils par hectar = 5 kg</p> <p>durée de vie des outils = 10 ans</p>
13	<p>Services</p> <p>(FUSILLIER et al 2009)</p>
14	<p>Labor</p>

	<p>= (nombre d'ouvrier) × (nombre d'heur par an)</p> <p>nombre d'ouvrier = 2</p> <p>nombre d'heur par an = 2190</p>
15	<p>Dattes</p> <p>Masse des dattes = (masse des dattes par pieds) × (nombre de pied par hectar)</p> <p>Masse des dattes par an = 35 kg/an (FUSILLIER et al 2009)</p> <p>nombre de pied par hectar = 130</p>
16	<p>Dattes</p> <p>Energie de dattes = (masse des dattes par pieds) × (nombre de pied par hectar)</p> <p>× (énergie des dattes)</p> <p>masse des dattes = 35 kg/an</p> <p>énergie des dattes = 2100 kcal/kg (Ben Hmida 2011)</p> <p>nombre de pied par hectare = 130</p>
17	<p>Déchets de palmier</p> <p>Masses des déchets = (nombres des palmes par pied)×(nombre de pied par hectar)× (masse de palmes et de rachis)</p> <p>nombres des palmes = 22 (Kouki et bouhaouach 2009)</p> <p>masse de palmes et de rachis = 43 kg (Chehma et Longo 2001 ; BenDahou et al 2007)</p>
18	<p>Energie des déchets</p> <p>Energie des déchets = (masses des déchets) (énergie de déchets)</p> <p>Energie des dechets = 0,54 energie des palmes +0,46 energie des rachis</p>

ANNEXE2

Tableau A2: Note de calculs émergétique de transport

Note	
1	Carburant Consommation : 4,26 km/l (Felix et al 2009) PCI : 4,45 MJ/l (Felix et al 2009)
2	Camion Capacité : 8 t (Felix et al 2009) Masse : 4540 kg (Felix et al 2009) Durée de vie : 7 ans (Felix et al 2009)
3	Travail Cout de transport = 0,266 \$/km
4	Services Prix de carburant : 0,425 \$/l

ANNEXE 3

Tableau A3 : Note de calculs eMergétique de production de SNG

Note	
1	<p>Déchets des palmiers / résidus de bois</p> <p>Masse des déchets de palmier = (débit horaire d'alimentation) × (nombre d'heure annuel)</p> <p>Débit d'alimentation de l'unité = 12,452 t/h</p> <p>nombre d'heure annuel = 7000 h</p>
2	<p>Air</p> <p>Masse d'air = (débit d'alimentation horaire) × (nombre d'heure annuel)</p> <p>Débit horaire d'alimentation = 20,67 t/h</p> <p>nombre d'heure annuel = 7000 h</p>
3	<p>Eau de mer / eau de rivière</p> <p>Energie = (débit d'alimentation horaire) × (nombre d'heure annuel) × (energie de l'eau de mer)</p> <p>débit d'alimentation horaire = 315,27 t/h</p> <p>nombre d'heure annuel = 7000 h</p> <p>énergie de l'eau de mer = 3 J/g</p>
4	<p>Eau</p> <p>Energie = (débit d'alimentation horaire) × (nombre d'heure annuel) × (énergie libre de Gibbs de l'eau)</p> <p>Débit d'alimentation horaire = 2,82 t/h</p> <p>nombre d'heure annuel = 7000h</p> <p>énergie libre de Gibbs de l'eau = 4,94 J/g</p>
5	<p>calcaire</p> <p>masse de calcaire = (débit d'alimentation horaire) × (nombre d'heure annuel)</p> <p>débit d'alimentation horaire = 4,49 kg/h</p>

	nombre d'heure annuel = 7000 h
6	<p>Sable</p> <p>masse de sable = (débit d'alimentation horaire) × (nombre d'heure annuel)</p> <p>débit d'alimentation horaire = 0,34 kg/h</p> <p>nombre d'heure annuel = 7000 h</p>
7	<p>Nickel</p> <p>Masse de nickel annuelle = 7,66 kg</p>
8	<p>Oxyde de zinc</p> <p>Masse d'oxyde de zinc annuelle = 426 kg</p>
9	<p>Aluminium</p> <p>Masse d'aluminium annuelle = 7,66 kg</p>
10	<p>Oxyde de magnésium</p> <p>Masse d'oxyde de magnésium annuelle = 37,88 kg</p>
11	<p>Produits chimiques</p> <p>Masse de produits chimiques annuelle = 240,7 kg</p>
12	<p>Transport</p> <p>(voir tableau transport)</p>
13	<p>Investissement</p> <p>Investissement annuel = (investissement total) (facteur de recouvrement de capital)</p> <p>Facteur de recouvrement de capital = $\frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1}$</p> <p>i = taux d'intérêt = 6%</p> <p>n = durée de vie de l'unité = 30 ans</p> <p>Investissement total = $C_{TOT} = C_{REF} * \left(\frac{PCI_{bio} \cdot m_{bio}}{PCI_{REF} \cdot m_{REF}}\right)^b$</p> <p>$C_{REF}$ = investissement total d'une unité de référence = $C_{20MW} = 23,3$ millions euro</p> <p>PCI_{bio} , PCI_{REF} = PCI de la biomasse étudiée et de référence = 18,13 et 18,6 MJ/kg</p>

	<p>m_{bio} , m_{REF} = débits massiques de la biomasse étudiée et de référence = 2,03 et 1,51 kg/s</p> <p>b = facteur de correction = 0,63</p>
14	<p>Travail</p> <p>4 personnes par poste (Sha 2012)</p> <p>6 postes par jour</p> <p>1 manager par jour</p>
15	<p>Services</p> <p>Service = 5% de l'investissement total</p> <p>Investissement total = 2,47 million euro (Gassner et Martin 2012b)</p>
16	<p>SNG</p> <p>Energie de SNG total</p>
17	<p>Electricité</p> <p>Energie d'électricité totale</p>
18	<p>Total</p> <p>Energie de SNG et d'électricité</p>