ANALYSE DE CYCLE DE VIE DU BIOGAZ ISSU DE CULTURES ENERGETIQUES

Valorisation en carburant véhicule et en chaudière, après injection dans le réseau de gaz naturel

Rapport Final Définitif

mars 2011

Cette étude a été réalisée pour le compte de l'ADEME par : Bio Intelligence Service en partenariat avec l'EREP (Contrat n°0901C 0149)

Coordination technique : Service Bioressources - Direction Production et Energies Durables (DEPD) – Service Prévention et Gestion des Déchets – Direction Consommation durable et Déchets (DCDD) - ADEME

Remerciements - Avertissement

L'ADEME remercie vivement les membres du comité technique et le MAAPRAT pour leur participation, leurs apports à l'étude, la relecture des documents et leurs commentaires et suggestions.

Malgré la rigueur apportée à la collecte des données, des erreurs, omissions ou inexactitudes peuvent s'insérer dans cette étude. Le contenu de ce rapport n'engage que les auteurs. Les interprétations, positions et recommandations figurant dans ce rapport ne peuvent être attribuées aux membres du comité technique.

Comité de pilotage		
ADEME (services SBIO, SPGD, SAF, STM)		MAAPRAT
Comité technique		
APCA	APESA	ARVALIS
FNE	GrDF	MEDDTL
VEOLIA ENVIRONNEMENT		

▪ Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par la caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

L'ADEME en bref

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement et du ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche. Elle participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable.
Afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale, l'agence met à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, ses capacités d'expertise et de conseil. Elle aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit.

www.ademe.fr

Sommaire

1. Contexte et objectifs de l'étude 10

1.1. Contexte de l'étude 10

1.1.1. Présentation du biogaz 10

1.1.2. Vers le développement du biogaz en Europe et en France 11

1.2. Objectifs de l'étude 12

1.3. Une modélisation prudente du biogaz de référence 13

1.4. Déroulement de l'étude 14

1.5. Données utilisées : niveau de qualité et sélection 14

2. Présentation des filières étudiées et du champ de l'étude 17

2.1. Les filières 17

2.2. Les unités fonctionnelles 17

2.3. Définition du produit étudié 18

2.4. Le champ de l'étude 19

2.5. Définition du scénario de référence et bornes des analyses de sensibilité 21

3. Flux, indicateurs d'impacts environnementaux et modèle de caractérisation 28

3.1. Inventaires des flux 28

3.2. Indicateurs environnementaux 28

3.2.1. Rappel des principes de calcul d'une analyse de cycle de vie 28

3.2.2. Description des indicateurs 30

4. Adaptation de la méthodologie « ACV des biocarburants » 34

4.1. Prise en compte de l'amortissement des infrastructures 34

4.2. Les méthodes d'allocation 34

4.3. La modélisation des engrais et des émissions de N_2O agricole 37

4.3.1. Emissions de N_2O 37

4.3.2. Prise en compte de l'impact des engrais 38

4.4. La modélisation des filières fossiles de référence 38

4.4.1. Les carburants liquides 38

4.4.2. La filière gaz naturel 42

4.5. Le changement d'affectation des sols 43

5. Synthèse de l'analyse bibliographique au niveau européen 45

6. Données et hypothèses de modélisation spécifiques à cette étude 47

6.1. Présentation des données de la phase agricole 47

6.1.1. Données nécessaires 47

6.1.2. Source des données 50

6.2. Présentation des données de la phase transport 51

6.2.1. Les transports amont 51

6.2.2. Les transports aval 52

6.3. Présentation des données de la phase de méthanisation et d'épuration 53

6.3.1. Méthanisation 54

6.3.2. Épuration 56

6.3.3. Prise en compte du digestat 60

6.4. Présentation des données de la phase distribution 61

6.4.1. Carburants fossiles liquides 62

6.4.2. Carburants gazeux 62

6.5. Présentation des données de valorisation du biogaz epure 63

6.5.1. Les données chaudière 64

6.5.2. Les données véhicules 65

6.6. Estimation de la précision du résultat : 69

6.6.1. Présentation générale de l'approche retenue 69

6.6.2. Sources utilisées pour définir la précision de chaque donnée 69

6.6.3. Détails de certaines données d'imprécision : 70

6.7. Synthèse de la qualité des données 71

6.8. Rappel sur la filière principale et les tests réalisés 74

6.8.1. Test sur le taux d'incorporation 74

6.8.2. Test sur la prise en compte des amortissements 75

6.8.3. Test sur les allocations : 76

6.8.4. Test sur la taille du méthaniseur 76

6.8.5. Test sur le type de véhicule 76

6.8.6. Test sur le mix électrique 76

6.8.7. Test sur le parc de chaudières 77

6.8.8. Test sur la méthode de caractérisation pour la toxicité humaine 77

6.8.9. Test sur le substrat principal : passage du lisier au fumier 78

6.8.10. Analyse de sensibilité sur le rendement 80

6.8.11. Analyse de sensibilité sur les eaux de lavage 81

6.8.12. Analyse de sensibilité sur les éléments traces 81

7. Présentation des résultats 83

7.1. Synthèse des résultats 84

7.2. Emissions de gaz à effet de serre 85

7.3. Consommation d'Energie primaire non renouvelable 90

7.4. Epuisement des ressources naturelles 93

7.5. Consommation d'eau 95

7.6. Oxydation photochimique 98

7.7. Potentiel de toxicité humaine 102

7.8. Acidification terrestre 106

7.9. Potentiel d'Eutrophisation aquatique 109

7.10. Tests avec d'autres jeux d'hypothèses de modélisation 112

7.11. Comparaison avec d'autres études 119

8. Synthèse des résultats de l'Analyse de Cycle de Vie 125

8.1. Quel est l'impact de l'introduction de cultures énergétiques dans le bilan environnemental d'une unité de méthanisation ? 125

8.2. Synthèse des paramètres clés 136

8.2.1. Paramètres majeurs influençant les bilans 136

8.2.2. Paramètres peu influents 138

8.3. Autres éléments à prendre en compte 139

8.4. Points à approfondir 139

8.5. Synthèse 142

Liste des tableaux

TABLEAU 1 : FLUX DE REFERENCES RELATIFS AUX UF POUR CHAQUE FILIERE 18
TABLEAU 2 – NORMES TECHNIQUES DEFINISSANT LES PRODUITS ETUDIES & PCI 18
TABLEAU 3 - DESCRIPTION DU SCENARIO DE REFERENCE 22
TABLEAU 4 - LISTES DES CULTURES ETUDIEES 22
TABLEAU 5 - LES TROIS TAUX D'INCORPORATION TESTES, EXEMPLE POUR LE MELANGE LISIER - MAÏS 24
TABLEAU 6 – INDICATEURS D'IMPACTS POTENTIELS RETENUS POUR L'ETUDE 29
TABLEAU 7 - POUVOIR DE RECHAUFFEMENT GLOBAL DES PRINCIPAUX GAZ CONTRIBUANT AU RECHAUFFEMENT CLIMATIQUE PRIS EN COMPTE DANS CETTE ETUDE 31
TABLEAU 8 - DESCRIPTIF SYNTHETIQUE DES METHODES D'ALLOCATION EXISTANTES 35
TABLEAU 9 – SYNTHESE DES RECOMMANDATIONS CONCERNANT LES METHODES D'ALLOCATION 35
TABLEAU 10 : ORIGINES D'APPROVISIONNEMENT RETENUES, ET LISTE DES INVENTAIRES ECOINVENT UTILISES 40
TABLEAU 11 – VALEURS D'EMISSION MJF ET GES RETENUES POUR LE RAFFINAGE 40
TABLEAU 12 – INVENTAIRE D'EMISSION DU RAFFINAGE D'UN KG DE DIESEL ET D'ESSENCE 41
TABLEAU 13 - DONNEES CLES POUR LA MODELISATION DE LA FILIERE GAZ NATUREL 42
TABLEAU 14 – RECAPITULATIF DES RECOMMANDATIONS POUR LE CAS DIRECT 44
TABLEAU 15 - RECAPITULATIF DES RECOMMANDATIONS POUR LE CAS INDIRECT 44
TABLEAU 16 - DONNEES CLES DE L'ETAPE AGRICOLE 48
TABLEAU 17 - DONNEES POUR LE CALCUL DES EMISSIONS AGRICOLES 48
TABLEAU 18 – DETAILS DES QUANTITES D'ELEMENTS TRACE PRISES EN COMPTE, ... 50
TABLEAU 19 - DISTANCES DE TRANSPORT UTILISEES POUR LE LISIER ET LA BIOMASSE 51
TABLEAU 20 - DONNEES NECESSAIRES AU PARAMETRAGE DE L'INVENTAIRE TRANSPORT 52
TABLEAU 21 - DONNEES CLES POUR LA MODELISATION DE LA METHANISATION 53
TABLEAU 22 - DONNEES POUR LA MODELISATION DE LA METHANISATION - EXEMPLE DU MAÏS 56
TABLEAU 23 – LES DIFFERENTS PROCEDES D'EPURATION EXISTANTS 56
TABLEAU 24 - DONNEES NECESSAIRES POUR LA MODELISATION DE L'EPURATION - EXEMPLE DU MAÏS 59
TABLEAU 25 – TRANSPORT POST-RAFFINAGE DES CARBURANTS FOSSILES LIQUIDES 62
TABLEAU 26 - DONNEES UTILISEES POUR LA MODELISATION DE L'ETAPE DE TRANSPORT ET DE DISTRIBUTION DU GAZ ET DU BIOGAZ 63
TABLEAU 27 - DESCRIPTION DES PARCS DE CHAUDIERES 64
TABLEAU 28 : FACTEURS D'EMISSIONS RETENUS POUR CHAQUE CHAUDIERE 65
TABLEAU 29 – DETAILS ET SOURCES DES DONNEES POUR LES EMISSIONS ET CONSOMMATIONS DES VEHICULES 66
TABLEAU 30 - DESCRIPTION DES DONNEES DE CONSOMMATION ET D'EMISSIONS CO_2 DES VEHICULES 67
TABLEAU 31 - DONNEES D'EMISSIONS COMPLETES POUR LES BUS 68
TABLEAU 32 - SYNTHESE DES DONNEES UTILISEES POUR ESTIMER L'IMPRECISION DES RESULTATS 70
TABLEAU 33 - SYNTHESE SUR LA QUALITE DES PRINCIPALES DONNEES PRIMAIRES 72
TABLEAU 34 - TAUX D'INCORPORATION EN MASSE DE CO-SUBSTRAT (ARRONDIS) POUR LES DIFFERENTS SCENARII TESTES 74
TABLEAU 35 - DONNEES UTILISEES POUR LE TEST DES AMORTISSEMENTS 75
TABLEAU 36 - DONNEES D'IMPACT POUR LES DEUX INVENTAIRES DE CYCLE DE VIE DES MIX ENERGETIQUES FRANCE ET EUROPE 77
TABLEAU 37 – COMPARAISON DES MOLECULES DE PLUS FORT IMPACT POUR L'INDICATEUR TOXICITE HUMAINE, POUR LES METHODES RECIPE ET USETOX 78
TABLEAU 38 : CARACTERISTIQUES DU FUMIER BOVIN 79
TABLEAU 39 : TABLEAU SYNTHETISANT LES PARAMETRES MODIFIES POUR LE CALCUL DE LA METHANISATION DU FUMIER 80
TABLEAU 40 – DONNEE UTILISEE POUR LE TRAITEMENT DE L'EAU DE LAVAGE 81
TABLEAU 41 - SYNTHESE DES EQUIVALENCES ENTRE BIOGAZ, VALORISATION ET PRODUCTION 84
TABLEAU 42 - BILAN GES DU MAÏS ENSILAGE POUR DIFFERENTES DISTANCES DE TRANSPORT DE LA MATIERE PREMIERE POUR LE SCENARIO DE REFERENCE, EN KG CO_2 EQ/KM – UTILISATION VEHICULE (BUS) 87
TABLEAU 43 - COMPARAISON DES METHODES RECIPE ET USETOX POUR LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES 105
TABLEAU 44 : SYNTHESE DE LA COMPARAISON DIRECTIVE ENR ET LA PRESENTE ETUDE 122
TABLEAU 45 - SYNTHESE DES RESULTATS DE CETTE ETUDE 127
TABLEAU 46- DONNEES ENDPOINT DE L'INDICATEUR « TOXICITE HUMAINE » POUR QUELQUES FILIERES, EN DALY/KM (BUS) – TAUX D'INCORPORATION 2/3 132
TABLEAU 47 - DONNEES ENDPOINT POUR L'INDICATEUR « DIVERSITE DES ECOSYSTEMES » POUR QUELQUES FILIERES, EN ESPECES DISPARUES.AN/KM (BUS) – TAUX D'INCORPORATION 2/3 132

Liste des figures

FIGURE 1 – DESCRIPTION DU CYCLE DE VIE LES FILIERES BIOGAZ ETUDIEES 21
FIGURE 2 - FILIERE PRINCIPALE ET TESTS REALISES 27
FIGURE 3 – ILLUSTRATION DU CALCUL PRATIQUE D'UNE ACV ET DU VOCABULAIRE UTILISE 29
FIGURE 4 – DESCRIPTION DU CYCLE DE VIE DES FILIERES ESSENCE ET DIESEL 39
FIGURE 5 - PERIMETRE DE L'ETAPE AGRICOLE 47
FIGURE 6 - FORMULE DE CALCUL POUR L'INVENTAIRE DE TRANSPORT PARAMETRE 52
FIGURE 7 - SCHEMA DE FONCTIONNEMENT D'UNE INSTALLATION DE METHANISATION 54
FIGURE 8 – SCHEMA DE DESCRIPTION DE L'EPURATION PAR LAVAGE A L'EAU 57
FIGURE 9 - SCHEMA DE DESCRIPTION DE L'EPURATION PSA 58
FIGURE 10 – ILLUSTRATION DE LA SUBSTITUTION SUR LES ENGRAIS : CAS DES EMISSIONS 61
FIGURE 11 - FILIERE PRINCIPALE ET TESTS REALISES 74
FIGURE 12 – ILLUSTRATION DU TEST SUR LES AMORTISSEMENTS, MENE POUR UN LISIER – MAIS 66%-33%, UTILISATION CHALEUR .. 94
FIGURE 13 - CAPACITES METHANOGENES POUR DIFFERENTS SUBSTRATS 128

Glossaire

ACV : Analyse de Cycle de Vie

AFGNV : Association Française du Gaz Naturel pour Véhicules

AFSSET : Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

BCAE : Bonnes Conditions Agricoles Environnementales

BioGNV : Gaz Naturel Véhicule produit à partir de biogaz

Biométhane : terme utilisé dans ce rapport pour désigner le gaz répondant aux spécifications techniques d'injection obtenu à partir de biogaz épuré.

BOM : Benne à Ordures Ménagères

CAS : Changement d'affectation des sols

CH_4 : méthane

CIPAN : Cultures Intermédiaires Pièges à Nitrate

CITEPA : Centre Interprofessionnel Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique

CORPEN : Comité d'Orientation pour des Pratiques Environnementales Respectueuses

COVNM : Composés Organiques Volatils Non Méthaniques

CML : Centrummanagement Leiden (Institut des sciences environnementales de Leiden)

Directive ENR (ou dENR): Directive 2009/28/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 avril 2009, relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables

GES : Gaz à Effet de Serre

GIEC : Groupement Intergouvernemental pour l'Etude du Climat

GNV : Gaz Naturel Véhicule

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

IAA : Industrie Agro-Alimentaire

IFP : Institut Français du Pétrole

ITB : Institut Technique de la Betterave

JRC = Joint Research Centre

MAAPRAT : Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire

MEDDTL : Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement

MF : Matière Fraiche

MO : matière organique

MS : Matière Sèche

MSV : Matière Sèche Volatile = MO

Nm^3 : mètres cubes Normalisés, unité qui permet de comparer dans des conditions normalisées des quantités ou des débits

PAC : Politique Agricole Commune

PCI : Pouvoir calorifique inférieur

PSA : Pressure Swing Adsorption

THT : Tétrahydrothiophène, ou thiolane

tMF : tonne de matière fraiche

UF : Unité Fonctionnelle

UFIP : Union Française des Industries Pétrolières

VL : véhicule léger

1. CONTEXTE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE

1.1. CONTEXTE DE L'ETUDE

1.1.1. Présentation du biogaz

Les critères d'évaluation de la durabilité des cultures énergétiques s'apprécient notamment en tenant compte de la hiérarchie des utilisations de la biomasse, précisée dans l'article 31 de la loi du 3 août 2009 (loi dite « Grenelle 1 »), « la vocation première et prioritaire de l'agriculture est de répondre aux besoins alimentaires de la population, et ce de façon accentuée pour les décennies à venir ». Ces préoccupations ont été exprimées dans le cadre des comités opérationnels du Grenelle de l'environnement et synthétisées sous la forme d'un engagement à respecter la «hiérarchie des usages[1]». L'utilisation en tant que substrat pour la méthanisation n'est donc pas désignée comme prioritaire.

La méthanisation est une technologie de production de biogaz basée sur la dégradation par des micro-organismes de la matière organique, en conditions contrôlées et en l'absence d'oxygène. Le biogaz est un mélange composé essentiellement de méthane (CH_4) et de gaz carbonique (CO_2) produit par fermentation anaérobie (en absence d'air) de matières organiques, ou par méthanisation (cf. bioSNG obtenu via le syngaz). Ce biogaz aux spécifications du gaz naturel est dénommé « biométhane ».

Une large gamme de substrats organiques peut être utilisée pour la production de biogaz : boues d'épuration, effluents d'élevage (lisier, fumier), lactosérum, déchets de l'industrie agro-alimentaire, cultures énergétiques, etc. Une distinction doit être faite entre méthanisation à la ferme, valorisant certains substrats et de taille plutôt modeste, et les installations collectives généralement de plus grande taille et valorisant principalement des déchets urbains ou industriels.

Une fois le biogaz produit, différentes filières de valorisation sont envisageables, principalement selon la demande des utilisateurs à proximité des installations. On distingue les filières traditionnelles et les filières émergentes.

Les filières de valorisation largement développées en Europe[2] :

- la cogénération d'électricité et de chaleur (la chaleur du moteur est utilisée pour produire de l'eau chaude),
- la chaleur produite est en partie autoconsommée pour le chauffage des digesteurs ; c'est l'utilisation majoritairement choisie dans les stations d'épuration urbaines et les digesteurs agricoles. Elle peut être partiellement utilisée en interne et à l'extérieur (réseau de chaleur…) ; c'est l'usage majoritaire des unités de méthanisation des biodéchets et un usage fréquent en station d'épuration urbaine et en centre d'enfouissement,
- la production de chaleur sous forme d'eau chaude, de vapeur, d'air chaud… Cette option nécessite l'existence d'un débouché de proximité (immeubles d'habitat collectif ou tertiaire,

[1] Selon cette hiérarchie, la biomasse agricole doit être principalement orientée vers les usages alimentaires, puis vers les usages des bio-matériaux et de la chimie bio-sourcée et, enfin, vers les usages énergétiques. Cette hiérarchie peut s'appliquer à des choix d'affectation des sols, et même se décliner, pour une même matière première, qui, dans le cadre d'une gestion optimisée de son cycle, sera d'abord utilisée pour les usages les plus nobles pour être en fin de vie orientée vers des usages énergétiques.

[2] D'après « Quelle place pour la méthanisation des déchets organiques en Ile-de-France ? », ERDIF et ARENE, 2003.

industrie) ou l'utilisation de la chaleur produite sur le site de production (séchage des boues, déshydratation de lixiviats…). Cette utilisation est majoritaire lors de la méthanisation d'effluents industriels,

- la production d'électricité, généralement par moteurs à gaz, éventuellement par turbine à vapeur ou turbine à gaz pour les plus grandes installations.

Les filières émergentes en Europe :

- la production de carburant véhicule (biométhane carburant) : cette utilisation existe à une échelle significative dans certains pays européens (Suède, Suisse) et est en cours de développement en France,
- l'injection du gaz épuré dans le réseau de gaz naturel : elle est déjà réalisée aux Pays-Bas, en Suède et dans d'autres pays européens, et est également en cours de développement en France.

1.1.2. Vers le développement du biogaz en Europe et en France

Le biogaz, actuellement utilisé majoritairement en cogénération pour la production d'électricité et de chaleur, voit d'autres valorisations se développer, en particulier en substitution du gaz naturel. En effet, les techniques d'épuration du biogaz permettent d'obtenir un gaz possédant les mêmes caractéristiques que le gaz naturel. Il peut alors être valorisé soit en carburant véhicule soit en injection dans le réseau de gaz naturel.

Le développement du biogaz et de la méthanisation est par ailleurs encouragé par le Parlement européen qui a produit en mars 2008 une résolution sur l'agriculture durable et le biogaz reconnaissant son intérêt comme source d'énergie renouvelable et en particulier comme biocarburant. Dans le cadre de la directive européenne sur la promotion des énergies renouvelables, publiée en avril 2009, la consommation finale d'énergie du secteur des transports devra intégrer une proportion minimale de 10% d'énergies renouvelables d'ici 2020. Pour le biogaz en particulier, les projets et discussions en cours vont dans le sens d'un développement du biogaz-carburant[3].

L'injection dans le réseau de gaz naturel en France

Saisie par le ministère en charge de l'énergie, l'Afsset[4] a émis un avis relatif à l'évaluation des risques sanitaires liés à l'injection de biogaz dans le réseau de gaz naturel. Elle considère que l'injection dans le réseau de biogaz épuré issu des déchets suivants : déchets ménagers et assimilés, biodéchets triés à la source ou déchets ménagers, déchets organiques agricoles, déchets de la restauration collective et déchets organiques fermentescibles de l'industrie agro-alimentaire, ne semble pas présenter de risque sanitaire supplémentaire pour les usagers avant et après combustion, par rapport au gaz naturel actuellement distribué. Cette conclusion ne concerne pas le biogaz issu des stations d'épuration et des déchets industriels, l'expertise du groupe de travail ne disposant pas de données suffisantes pour se prononcer sur le biogaz issu des boues des stations d'épuration.

La valorisation du biogaz en carburant automobile

Après une étape d'épuration afin de correspondre aux standards des constructeurs automobiles, le biogaz issu de la méthanisation peut être utilisé en tant que carburant gazeux. Il est odorisé (ajout d'un odorisant spécifique pour détecter les fuites domestiques) et sa qualité est vérifiée, puis il est stocké et distribué à une pression de 200 bars. Sa composition étant alors très proche de celle du gaz naturel, son incorporation au GNV peut être envisagée

[3] D'après l'interview d'Anne Houtman, directrice de la Direction Générale Transports-Energie de la Commission Européenne, Biométhane news, février 2009.

[4] D'après le site Internet de l'Afsset www.afsset.fr/index.php?pageid=415&newsid=404&MDLCODE=news

facilement, sans modification des véhicules ni des infrastructures de distribution. Le développement du biométhane carburant est donc favorisé et préparé progressivement par celui du GNV (technologie automobile, stations de distribution).

Les cultures énergétiques, une source de biomasse utile aux projets de méthanisation

La méthanisation nécessite des investissements conséquents. Elle consomme des substrats dont les quantités et la qualité doivent être suffisamment réguliers. Or cela peut-être rendu difficile lorsqu'on démultiplie les sources d'approvisionnement comme cela peut être le cas en recherchant les déchets verts et organiques d'une zone. La régularité de production de déchets n'est pas non plus toujours garantie. Enfin, bon nombre de projets naissent dans le cadre d'une valorisation des déjections animales, au potentiel méthanogène réduit et n'apportant pas la variété ou le taux d'humidité adaptés au bon fonctionnement du méthaniseur. Face à ces contraintes, les cultures énergétiques présentent des avantages apportant une sécurité des approvisionnements et des investissements. Ce sont des substrats simples, de composition connue et qui constituent un approvisionnement sous contrôle des exploitants. Leur production locale, sous contrat si nécessaire, apporte visibilité et possible souplesse sur la régularité des approvisionnements. Leur fort potentiel méthanogène permet de dégager des recettes venant participer à la rentabilité financière du projet. Enfin, elles présentent une complémentarité intéressante en terme de matière, de taux d'humidité, par rapport à des lisiers voire des fumiers. C'est pourquoi bon nombre de projets envisagent une part de leur fonctionnement à partir de ces ressources.

En Allemagne, l'utilisation de cultures énergétiques est incitée par le tarif d'achat de l'électricité produite à partir de biogaz qui comprend une prime aux cultures énergétiques dite prime NawaRo pour Nachwachsende Rohstoffe (7 c€/ kWh jusqu'à 500 kW électriques puis 4 c€/ kWh jusqu'à 5 MW électriques). En France, le recours aux déchets est privilégié.

1.2. OBJECTIFS DE L'ETUDE

Conformément aux objectifs fixés par l'ADEME et le MAAPRAT, cette étude a pour vocation d'évaluer l'effet de l'incorporation de cultures énergétiques sur le bilan énergétique et environnemental du biométhane. Car même si les recommandations des pouvoirs publics s'orientent plutôt vers la valorisation des gisements de déchets, l'utilisation de cultures énergétiques paraît souvent nécessaire pour sécuriser des projets, comme cela a été exposé précédemment.

De plus, la montée en puissance de la production de biogaz rend nécessaire de s'interroger sur une utilisation en substitution large aux combustibles fossiles. C'est pourquoi cette étude se propose de focaliser les bilans menés sur la solution d'injection du biométhane dans les réseaux de gaz naturel existant, permettant de plus dans cette situation une comparaison directe avec les biocarburants liquides.

Ainsi, cette étude a pour objectif de répondre aux questions suivantes :

- Quel est le positionnement environnemental du biométhane produit en partie ou en totalité par des cultures énergétiques, par rapport au gaz naturel dans le cadre d'une utilisation chaleur après injection et par rapport aux carburants fossiles dans le cadre d'un usage véhicule ?
- Y a-t-il des cultures énergétiques à promouvoir ou à éviter ?

Il ne s'agit pas d'une étude visant à déterminer la « meilleure » valorisation pour le biogaz du point de vue environnemental, mais bien d'étudier les résultats de biométhane selon différents niveaux d'incorporation de cultures énergétiques. L'analyse du bien fondé environnemental à utiliser des cultures énergétiques a été réalisée avec deux types de comparaisons :

- En premier lieu, la comparaison de l'évolution du résultat du biométhane avec l'augmentation du taux d'incorporation (évolution en relatif du résultat).
- En second lieu, en comparant les résultats obtenus pour le biométhane produit aux filières fossiles auxquelles il viendra se substituer (évolution en valeur absolue). Cette comparaison sera menée par rapport au gaz naturel et aux carburants fossiles pour les valorisations

retenues (chaleur et carburant). Une brève comparaison des résultats des filières biocarburants (usage véhicule) sera menée dans un second temps pour mettre en perspective ces résultats.

Il s'est agi d'étudier si les gains en émissions de gaz à effet de serre du biométhane ne se dégradent pas trop avec des niveaux d'incorporation forts. De même, les possibles transferts de pollutions ont été étudiés sur une sélection de problématiques représentatives du secteur agricole et des carburants fossiles. Enfin, l'impact de certains paramètres dans ces résultats a été analysé, afin d'en tester la fiabilité et le cadre de validité (taille du méthaniseur, type de véhicule utilisé, voir partie 2.5. et 6.8. pour plus de détails).

Il a été prévu dès le départ que ce travail fasse l'objet d'une revue critique extérieure. Cette revue critique a été réalisée par ACV+, en les personnes de Khalil Khalifa et de Bruno Vergne, ainsi que l'entreprise Naskeo, en les personnes de Sylvain Frédéric et Romy-Alice Goy. Ces experts indépendants ont permis d'apporter à la fois un regard sur la réalisation de ce travail au regard de la norme ISO 14 040 et suivantes, ainsi qu'un regard critique sur le contenu technique du travail. Le travail mené a permis d'améliorer le présent rapport. Un compte rendu du rapport de revue critique est disponible dans le document Annexe.

1.3. UNE MODELISATION PRUDENTE DU BIOGAZ DE REFERENCE

La configuration production de biométhane seulement à partir de cultures énergétiques n'existe pas sur le terrain. De même, l'objectif du projet était d'étudier l'évolution des bilans lorsque les taux d'incorporation augmentent. Il a donc fallu définir un scénario de référence basé sur des substrats pouvant fonctionner réellement dans un méthaniseur. Cette situation initiale à partir de laquelle on fera évoluer les différents paramètres testés (taux d'incorporation des cultures énergétiques notamment) est appelée « situation de référence » ou « scénario de référence » dans la suite du document. Il a été fait le choix de ne sélectionner qu'un type de substrat principal, ici le lisier de porc, auquel vient s'ajouter différentes quantités des cultures énergétiques étudiées. Il n'y a donc qu'un type de mélange testé dans ce projet. Le détail sur le scénario de référence est donné au paragraphe 2.5. de ce rapport.

Devant étudier le rôle des cultures énergétiques sur le bilan, ce projet cherchait en premier lieu à étudier le différentiel que crée l'augmentation du taux d'incorporation de cultures énergétiques (évolution en relatif). Ne pouvant étudier l'ensemble des situations de méthanisation, il a été fait le choix d'avoir une approche prudente quant à la modélisation de la situation de référence. Si cela n'avait pas été le cas, il aurait délicat d'être conclusif lors de l'analyse (en valeur absolue) par rapport aux filières fossiles[5]. Les choix méthodologiques et la définition du scénario de référence ont donc été orientés vers une situation « prudente » pour le biogaz. Cela se traduit notamment à travers les choix suivants (voir suite du rapport pour plus de détail):

- le substrat principal est le lisier porcin, à faible potentiel méthanogène,
- les cultures énergétiques sont incorporées en très faible quantité (de 4 à 7% en masse) dans le scénario de référence (avec 33% du biogaz produit par les cultures énergétiques),
- les besoins énergétiques de la méthanisation et de l'épuration sont couverts par des énergies fossiles (à l'exception du gaz pauvre) et non par l'utilisation d'une partie du biogaz produit,
- il a été considéré une approche prudente sur la prise en compte du digestat : le système de substitution aux engrais minéraux utilisé s'appuie sur l'hypothèse d'un comportement proche

[5] Si l'on avait montré que l'augmentation du taux d'incorporation ne dégradait que faiblement le bilan, mais que la situation de référence étudiée était très favorable au biométhane (substrat principal très méthanogène, faible distance de transport, etc), il aurait été difficile de prouver avec certitude que l'impact de forts taux d'incorporation ne pouvait pas poser de problème dans des cas moins favorable au biométhane.

à celui du lisier. Cette hypothèse, valide en première approximation, revient à négliger l'effet légèrement bénéfique du digestat par rapport à l'usage de lisier. Ainsi, il n'a pas été considéré de gain pour la valorisation des nutriments du digestat provenant du lisier. De plus, il a été considéré que le digestat ne venait remplacer que des engrais azotés, ses apports en phosphore (P) et en potassium (K) étant moins fréquemment pris en compte dans les bilans de fertilisation.

Ainsi, on ne peut considérer les résultats de cette étude comme **la valeur de référence** pour le bilan environnemental du biométhane. Ils sont plutôt à lire comme le bilan environnemental d'une méthanisation d'un mélange lisier – culture énergétique construit selon des hypothèses prudentes en lien avec les objectifs premiers de cette étude.

1.4. DEROULEMENT DE L'ETUDE

Ce travail propose de s'appuyer et de compléter les travaux récents menés sur les biocarburants pour le compte de l'ADEME, du MEEDDM, du MAAPRAT et de FranceAgrimer : « Elaboration du référentiel méthodologique pour la réalisation d'ACV de biocarburants » (BIO IS 2008) et « ACV des biocarburants de 1ère génération consommés en France » (BIO IS 2009).

Ainsi, cette étude s'est déclinée en deux grands volets :

- adapter le référentiel « ACV des biocarburants de 1ère génération » à l'étude des impacts environnementaux du biométhane, tout en tenant compte des problématiques spécifiques au biogaz,
- utiliser ce référentiel pour réaliser le bilan environnemental du biométhane dans deux de ses utilisations.

La seconde partie a consisté à :

- rassembler le maximum d'informations existantes à partir des études récentes publiées sur le domaine,
- compléter par une collecte les données nécessaires à la réalisation de l'ACV,
- réaliser des calculs de flux, puis d'impacts,
- analyser les résultats, à travers des tests et analyses de sensibilité.

L'étude a été réalisée par Bio Intelligence Service sur l'année 2010 en collaboration avec le bureau EREP SA.

1.5. DONNEES UTILISEES : NIVEAU DE QUALITE ET SELECTION

Les données utilisées sont primordiales pour la qualité d'une ACV et pour juger de son aptitude à répondre aux objectifs de l'étude. Le processus suivi dans le cadre de cette étude a suivi le cheminement suivant :

- **Définition des objectifs** : les objectifs ont été rediscutés en détail lors du premier comité technique puis validé lors du comité de pilotage. Il a notamment été clairement précisé que les objectifs de cette étude n'étaient pas de couvrir un champ exhaustif de substrats ou d'usages possibles, mais bien d'étudier comment l'incorporation de cultures énergétiques pouvait faire évoluer les bilans du biométhane. Le substrat lisier avait déjà été sélectionné par les commanditaires pour servir de valeur de référence. Aussi, il a été souhaité de valoriser au maximum les données existantes et pertinentes de l'étude OREADE – BRECHE ou de l'étude BIO « ACV des biocarburants de première génération consommés en France ».
- **Préparation de la collecte des données** : sur ces bases, les périmètres ont été arrêtés après échanges lors du premier comité technique et les données nécessaires à la collecte

des données ont été définies par BIO et l'EREP. Les données recherchées devaient respecter les principes suivants :

- Etant plutôt dans un travail préparatoire et prospectif (comment évoluent des bilans de cultures non installées en France ?), il n'était pas possible de prétendre avoir des données de sites en fonctionnement sur ces cultures avec exactement le substrat recherché. Il a donc été nécessaire d'utiliser de l'existant et des modèles de consommations pour la méthanisation.
- Il a ainsi été recherché des données répondant aux critères de qualité n°2 définis dans le projet de GHG protocol sur les produits. Ce niveau correspond à des données jugées « équitables », ie que leur qualité est acceptable. Plus concrètement, cela signifie que l'on utilise des données de 10 ans d'âge maximum, dont la représentativité géographique peut être plus restreinte que celle de l'étude, et que les sources principales d'émissions ont moins de 50% d'imprécision.
- Les données sur le procédé technologique ont pu être plus adaptées car construite selon un modèle prévisionnel avec l'aide de l'EREP.
- Pour s'assurer que ce niveau de qualité des données n'était pas un handicap par rapport aux objectifs, il a été appliqué plusieurs garde-fous :
  - Validation des données par des experts siégeant au comité technique ;
  - Réalisation de nombreux tests et analyses de sensibilité sur les paramètres sensibles de modélisation, pour mettre en perspective les résultats obtenus et comprendre leur zone de validité ;
  - Utilisation des données prudentes, quitte à se placer dans des conditions quelque peu défavorables pour le bilan du biométhane.
- Il a été défini les métadonnées nécessaires à la bonne compréhension et utilisation de ces données (source permettant de remonter à leur obtention et à leur représentativité, et niveau de précision estimée).
- L'estimation de la précision du résultat a été ajoutée aux calculs.
- Enfin, il a été demandé par les commanditaires de privilégier au maximum dans la limite de pertinence l'utilisation de données issues d'études publiques récentes comme l'étude OREADE-BRECHE ou l'étude BIO sur les biocarburants de première génération, dans un souci de cohérence globale et de comparabilité.

- **Recueil des données et des métadonnées** : le recueil a été effectué par BIO et l'EREP, à partir de modèles internes (données méthanisation, émissions N_2O, etc), de bibliographie, et de questionnaires envoyés aux membres du comité technique pouvant disposer d'informations sur le sujet (principalement ARVALIS et GrDF).
- **Validation des données** : un regard croisé a été porté sur ces données à partir des connaissances propres de chaque partenaire du consortium (BIO pour la partie itinéraires culturaux et EREP pour la partie méthanisation) en guise de premier filtre et regard critique. Puis elles ont été soumises au comité technique pour validation. Quelques changements ou précisions ont été apportées à ce moment là.
- **Utilisation des données au sein des processus de l'ACV** : les données ont été utilisées dans la réalisation du calcul d'inventaire et d'un premier calcul d'impacts. Les estimations de l'imprécision globale ont été effectuées en parallèle.
- **Regard critique sur les données et amélioration de celles le nécessitant** : une fois ces premiers résultats et comme le préconise la norme ACV, un retour critique sur les données utilisées et sur les choix de modélisation a été effectué. Certaines données ont été affinées (transports notamment), des choix de modélisation améliorés (impacts du transport modélisés à partir de taux de remplissage et de chargement spécifiques et non à partir des inventaires globaux et moyens d'ECOINVENT par exemple). Il a été regardé les niveaux d'écarts par rapport à l'imprécision estimée et les paramètres déterminants. Pour ces derniers, il a été vérifié que les tests ou analyses de sensibilité permettaient de s'assurer de la robustesse des résultats.

Les données et choix méthodologiques retenus au final sont présentés plus en détail dans ce rapport (pour les parties sur les choix méthodologiques et données principales) et dans ses annexes (pour les jeux complets de données utilisées).

2. PRESENTATION DES FILIERES ETUDIEES ET DU CHAMP DE L'ETUDE

2.1. LES FILIERES

Le champ de la présente étude couvre la production de biogaz à partir de différentes cultures énergétiques :

- Les cultures conventionnelles : Maïs ensilage, Triticale, Betterave à sucre / fourragère,
- Les cultures liées aux BCAE[6] de la PAC : Prairies, Bandes enherbées,
- Les cultures dédiées : Sorgho biomasse.

Le switchgrass (panic érigé), initialement prévu dans le projet, a été jugé peu pertinent par le comité technique par rapport aux objectifs de méthanisation. Il a donc été supprimé de la liste des cultures à envisager.

Le maïs biomasse a également été supprimé de la liste durant la collecte des données. En effet, il n'y avait pas de données d'itinéraire technique spécifiques au maïs biomasse, à l'heure actuelle tout au moins. De plus, les faibles différences entre maïs biomasse et maïs ensilage expliquent ce retrait.

2.2. LES UNITES FONCTIONNELLES

Cette étude vise à comparer le positionnement des filières biométhane intégrant des cultures énergétiques par rapport à des produits énergétiques fossiles équivalents. Cette comparaison doit porter sur deux types d'usages, l'utilisation en tant que carburant véhicule et l'utilisation à des fins de production de chaleur. L'unité fonctionnelle doit traduire le service rendu par les différents combustibles. Les unités fonctionnelles suivantes ont été choisies pour servir de base à la comparaison :

Permettre le déplacement d'un véhicule donné sur un 1 km

et

Produire 1 MJ de chaleur avec une chaudière domestique[7]

L'unité intermédiaire, "produire 1 MJ de biogaz par méthanisation", est également utilisée utilement dans le cas où les rendements d'utilisation (dans ce contexte, les rendements de transformation de l'énergie en travail ou en chaleur) sont identiques entre le biogaz et les produits comparés. Cela est le cas entre biogaz et gaz naturel, ces deux produits étant composés tous deux de méthane dans des proportions identiques. En revanche, cela n'est pas le cas entre biométhane et carburants liquides ou biocarburant, les rendements moteurs ne permettant pas à un MJ de fournir le même service (déplacement du véhicule). De ce fait, la comparaison entre biogaz et biocarburant est faite sur la base du km parcouru, qui est le service attendu des carburants véhicules.

[6] Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales

[7] Il s'agit donc d'1 MJ de chaleur en sortie de chaudière.

Le tableau suivant reprend les flux de références nécessaire pour remplir ces deux types de service pour chacune des filières.

Tableau 1 : Flux de références relatifs aux UF pour chaque filière

Valorisation	Véhicule : parcourir un km							Chaleur : fournir un MJ de chaleur	
Filières	Bus, GNV et bioGNV	Bus, Diesel	Benne, GNV et bioGNV	Benne, Diesel	VL, GNV et bioGNV	VL, Diesel	VL, Essence	BIO-GN	GN
MJ de carburant nécessaires pour remplir l'UF	27,75	21,16	31,87	26,80	2,50	2,04	2,58	1,035	1,035

Source : voir Tableau 29 – Détails et sources des données pour les émissions et consommations des véhicules

2.3. DEFINITION DU PRODUIT ETUDIE

Cette étude d'analyse de cycle de vie comparative porte sur la production de 4 types de produits. Chacun de ces produits répond à des spécifications techniques bien précises. Les références de ces dernières sont décrites dans le tableau ci-dessous. Ces produits sont de plus caractérisés par leur pouvoir calorifique inférieur, PCI, exprimés en MJ/kg.

Ce tableau sert à définir les termes utilisés ultérieurement dans cette étude.

Tableau 2 – Normes techniques définissant les produits étudiés & PCI

Produit	Spécifications techniques	PCI (MJ/kg ou MJ/Nm^3) *(source)*
Diesel	Diesel standard (véhicule) EURO 4, répondant à la norme EN 590:2004	43,1 *(JRC-CONCAWE 2007)*
Essence	essence standard SP95 EURO4, répondant à la norme EN228 (ayant une pression de vapeur saturante de 60 kPa)	43,2 *(JRC-CONCAWE 2007)*
Gaz naturel	Voir les prescriptions techniques de GrDF[8]	37,2 (GrDF, 2008-2010*)
Biométhane	Qualité identique au gaz naturel sauf pour le taux d'oxygène comme détaillé ci-après	37,2 (GrDF, 2008-2010*)

PCI d'après les résultats d'analyses aux points frontières réalisées par le pôle Qualité du Gaz de la Direction de la Recherche et de l'Innovation ces dernières années, GrDF

Il est donc important de souligner que le biométhane étudié n'a pas subi la dernière étape de purification nécessaire pour réduire son taux de dioxygène en dessous des 100 ppm de la norme. Le dioxygène peut poser problème dans les canalisations en cuivre en les corrodant. Ce choix a été fait en raison des probables dérogations que pourrait obtenir le biométhane sur ce paramètre. Un test a été effectué afin de s'assurer que cette éventuelle étape supplémentaire ne pourrait être de nature à inverser les résultats obtenus.

[8] Source : « Prescriptions techniques du distributeur GrDF », http://bibliotheque.grdf.fr/fileadmin/user_upload/pdf/Navigation_Institutionnelle/Prescriptions_techniques_du_distributeur.pdf

De plus, il est important de bien faire la distinction entre GrDF (Gaz Réseau Distribution France), filiale de GDF Suez assurant la distribution du gaz naturel et GRT gaz (Gaz Réseau Transport), filiale de GDF Suez chargée du transport du gaz naturel car les caractéristiques du gaz utilisé par chaque filiale sont différentes. Compte tenu des quantités de gaz produites considérées dans notre étude, le réseau le plus adapté est celui géré par GrDF et c'est pourquoi nous avons utilisé leurs données concernant les spécificités techniques du gaz naturel.

2.4. LE CHAMP DE L'ETUDE

Cette étude concerne l'ensemble du cycle de vie du biogaz, depuis la production de la biomasse jusqu'à la combustion soit dans le moteur d'un véhicule soit dans une chaudière. La production de biogaz par gazéification de la biomasse est exclue de cette étude, la technologie étant encore au stade du démonstrateur de recherche.

Deux utilisations sont considérées :

- Utilisation en tant que carburant véhicule (production sur site et production centralisée),
- Utilisation en chaudière (domestique ou industrielle).

Ces deux valorisations sont précédées d'une étape d'injection dans le réseau de gaz naturel.

Les filières biogaz carburant sont comparées aux filières fossiles conventionnelles (Diesel, essence SP 95 et GNV). La filière biogaz chaleur est comparée à la filière gaz naturel chaleur (choix initial des commanditaires) dans l'optique de l'injection sur le réseau gaz naturel.

Les résultats sont analysés en décomposant les étapes de production du biogaz, son épuration et son utilisation.

Le diagramme ci-après présente de manière générique les étapes du cycle de vie considérées dans l'étude, ainsi que les principaux intrants et coproduits. Quelques précisions sont apportées ci-dessous sur les périmètres et intrants considérés à chaque étape.

Etape agricole : à ce stade, le système considéré est la parcelle agricole.

Les intrants suivants sont pris en compte :

- la consommation de Diesel pour la culture et le transport de la récolte,
- la production et l'utilisation des intrants de fertilisation, des produits phytosanitaires,
- le séchage ou l'irrigation le cas échéant,
- les semences,
- Les émissions de N_2O, de nitrate, d'ammoniac, de pesticide vers l'eau, l'air ou le sol, ainsi que les molécules liées à la combustion du Diesel lors des travaux agricoles sont aussi comptabilisées.

Etape de transport des substrats : Figure sous-cette appellation le poste important des transports des substrats (lisier et culture énergétique) vers le lieu de méthanisation. La modélisation de ce transport a été affinée en raison de son rôle potentiellement important dans le résultat.

Etapes de méthanisation et d'épuration : Tous les flux entrants et sortants du périmètre du site de production sont comptabilisés, à l'exception de ceux liés au personnel (déplacement, éclairage des locaux…). Les intrants principaux sont l'énergie consommée pour la manipulation des substrats, mais surtout la production du biométhane et son épuration.

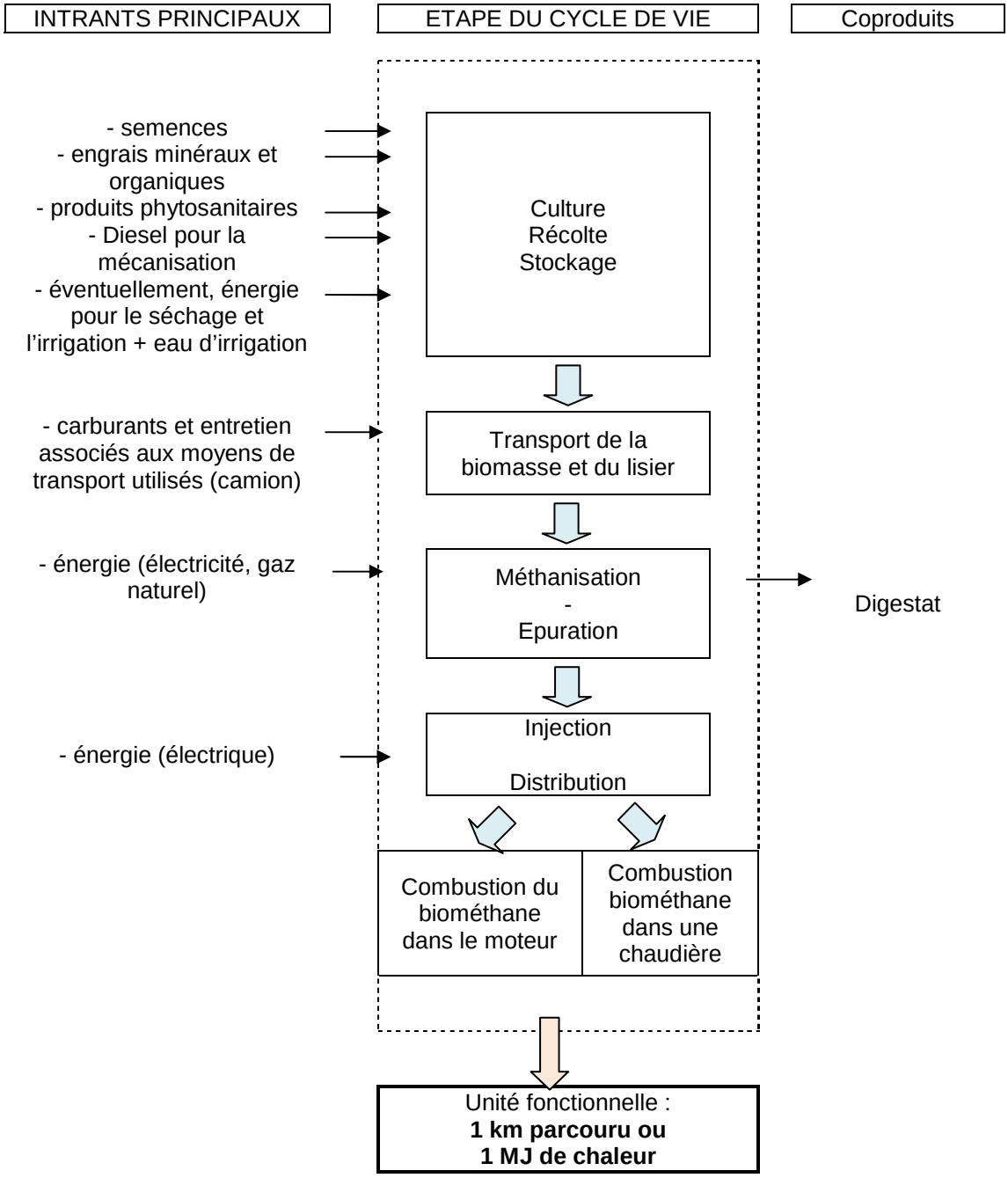
Etapes distribution des combustibles : Cette étape a été analysée avec l'aide de GrDF. Cette distribution comprend à la fois le transport des carburants vers leurs lieux de vente, ainsi que l'ultime étape de vente à l'usager (station service pour le carburant liquide). L'odorisation, l'injection et le

transport sont bien pris en compte, mais ils ne présentent pas d'impacts significatifs, tant en émissions qu'en consommation. Un taux de perte de 0,018% a été considéré dans le réseau. La compression en station essence service pour l'usage véhicule entre dans ce poste.

Etape utilisation (véhicule ou chaudière) : Seuls les flux liés à la combustion ont été pris en compte (consommation de carburant et émissions vers l'air). Ce choix a été fait en raison de l'objectif comparatif dédié à l'étude. Les amortissements et réparation du véhicule ou des chaudières sont considérés identiques ou en tout cas de variation marginale, quel que soit le carburant.

Pour les **filières fossiles**, ces mêmes étapes sont prises en compte et intègrent l'extraction du pétrole brut et du gaz naturel, son transport, son raffinage (pour le pétrole), sa mise à disposition et son utilisation, avec pour chaque étape les consommations de matière et les émissions afférentes.

Figure 1 – Description du cycle de vie les filières biogaz étudiées



Pour les **filières fossiles**, ces mêmes étapes sont prises en compte et intègrent la production du pétrole brut et du gaz naturel, son transport, son raffinage (pour le pétrole), sa mise à disposition et les émissions afférentes.

2.5. DEFINITION DU SCENARIO DE REFERENCE ET BORNES DES ANALYSES DE SENSIBILITE

La réalisation de l'Analyse de Cycle de Vie nécessite de fixer un scénario de référence, pour lequel une seule option est retenue à chaque étape du cycle de vie. Ceci permet ensuite de faire varier un paramètre du scénario à la fois et d'évaluer ainsi l'influence de ce paramètre sur le bilan total par comparaison des résultats des deux scénarios. Il est important de noter pour l'analyse des résultats qu'il s'agit ici d'un scénario visant à évaluer le bilan du biométhane, pour aboutir à la borne inférieure des fourchettes de résultat et non d'un scénario représentatif d'une filière française existante. Le

scénario retenu est à considérer d'un point de vue prospectif pour comprendre l'impact que pourraient avoir les cultures énergétiques dans le développement de la méthanisation.

Tableau 3 - Description du scénario de référence

Matière première	Méthanisation	Epuration	Valorisation
▪ Maïs ensilage ▪ Sorgho biomasse ▪ Triticale ▪ Betterave à sucre ▪ Betterave fourragère ▪ Prairies ▪ Bandes enherbées	▪ Digesteur de 100 m³/h Mélange avec : ▪ 5% de cultures énergétiques et 95% d'effluents **en tonnage** ▪ Ce qui équivaut à 33% de cultures énergétiques et 67% d'effluents **en production de méthane**	▪ Lavage à l'eau	Injection Valorisation chaleur: ▪ Chaudière domestique Valorisation en carburant : ▪ Bus

Le scénario ci-dessus comprend sept cultures énergétiques en tant que co-substrat de méthanisation en mélange avec du lisier porcin. Chacune d'elle est testée dans le scénario total, ce qui aboutit à un bilan par culture.

- ## Choix des cultures

Le choix des matières premières agricoles se base sur les demandes du cahier des charges. Ce sont les cultures susceptibles de pouvoir être incluses dans les digesteurs à l'avenir.

Tableau 4 - Listes des cultures étudiées

Cultures conventionnelles	Maïs ensilage
	Triticale
	Betterave à sucre
	Betterave fourragère
Cultures liées aux BCAE de la PAC	Prairies
	Bandes enherbées
Cultures dédiées	Sorgho Biomasse

Le switchgrass a été finalement exclu de l'étude car d'après les retours des experts du comité technique, il ne présentait pas d'intérêt spécifique pour la méthanisation et la production de biogaz. Il n'a d'ailleurs pas été étudié lors de l'étude d'Oréade Brèche[9] sur la méthanisation en co-digestion de cultures énergétiques. De même, le maïs biomasse n'a pas été étudié en supplément du maïs ensilage faute de données d'itinéraire technique permettant de différencier ces deux cultures.

[9] « Méthanisation agricole et utilisation de cultures énergétiques en co-digestion », étude réalisée pour l'ADEME par Oréade-Brèche en 2009.

Par ailleurs, l'utilisation de bandes enherbées a été étudiée mais il ne peut s'agir que de volumes réduits, avec une utilisation marginale en méthanisation.

Les cultures intermédiaires ne figuraient pas en tant que telles sur la liste des cultures étudiées du cahier des charges. Le but de l'étude est en effet de considérer des cultures « classiques », pour évaluer leur impact environnemental.

- **Le substrat principal : du lisier porcin**

Les cultures énergétiques ont été envisagées en tant qu'unique co-substrat, en addition à un substrat principal, le lisier porcin. **Il s'agit d'un choix à but prospectif, et non d'une orientation voulue par les pouvoirs publics. L'objectif est de prévoir les impacts environnementaux d'un scénario** privilégié du fait de sa simplicité (on ne joue pas sur des mélanges trop composites). Il est également intéressant parce qu'il imite le scénario qui se développe en Allemagne.

Il doit être souligné que ce choix n'est pas anodin, car le lisier a un faible potentiel méthanogène, très faible par rapport à ceux des cultures énergétiques. Les quantités de lisier à transporter pour produire du biométhane sont par exemple largement supérieures aux quantités de cultures énergétiques. Par ailleurs, ce choix a une incidence notable sur le bilan environnemental du biogaz. Un mélange avec une forte proportion de lisier générant moins de biométhane, les résultats de cette étude, pour le taux d'incorporation du scénario de référence, sont à considérer comme prudents. **Il s'agit donc d'un scénario maximisant les impacts potentiels du biométhane.** Il est à noter qu'un test utilisant un co-substrat plus méthanogène a été réalisé pour donner une idée de l'impact du choix du co-substrat sur le résultat final.

Pour le lisier, les choix méthodologiques suivants ont été effectués :

- Pas d'impact amont pour la production du lisier porcin, celui-ci étant considéré à l'heure actuelle en ACV comme un déchet de la filière élevage
- Les frontières du système pour le lisier ne prennent pas en compte le stockage du lisier avant utilisation, ni les émissions lors de ce stockage. Au contraire, l'utilisation du lisier dans une opération de méthanisation doit réduire les émissions de CO_2 car le lisier est généralement stocké dans des structures imperméables au lieu d'être stocké à l'air libre. Ce différentiel d'émissions n'a pas été pris en compte dans l'Analyse de Cycle de Vie car il est représentatif de pratiques qui sont amenées à évoluer, si le stockage du lisier est mieux contrôlé à l'avenir.

- **L'étape de transport des cultures énergétiques et du lisier**

Cette étape peut avoir un impact considérable dans le bilan, en particulier pour les scénarii où une faible part de cultures énergétiques est incorporée, et du fait que le lisier porcin ne porte pas d'impact amont. Aussi, cette étape a nécessité une modélisation fine, en concertation avec le comité technique et les professionnels du secteur.

Pour les installations de plus faible volume, il a été considéré que le lisier était disponible sur place et ne nécessitait pas de transport, et que les cultures énergétiques se trouvaient dans un périmètre de 10 km en moyenne. Pour les installations de plus grand volume, une limite haute de 40 km a été considérée comme maximale.

- **L'étape de méthanisation**

Il a été précisé avec le comité technique qu'un scénario de méthanisation exclusivement à base de cultures énergétiques n'était pas réaliste et représentatif d'une situation existante aujourd'hui en France. En effet, la plupart des installations utilisent de la biomasse issue de cultures énergétiques pour augmenter la puissance de l'installation et dans un second temps pour sécuriser leurs apports, et donc leur production. L'utilisation d'autres co-substrats tels que les déchets agro-industriels ou les

déchets verts des communes est privilégiée car elle apporte un revenu supplémentaire (traitement de déchets rémunéré).

Un travail à partir de cultures énergétiques en tant que co-substrat avec du lisier porcin comme substrat principal a donc été proposé, avec la définition de plusieurs taux d'incorporation lisier – cultures énergétiques.

Ce travail aboutit à définir trois types de mélanges, avec un scénario de référence et deux scénarios complémentaires. Il faut disposer d'un scénario de référence proche de ce qui existe aujourd'hui en termes d'approvisionnement. Celui **proposé** correspond donc à un scénario « **faible part de cultures** ».

Pour présenter les scénarios proposés, les quantités de cultures énergétiques et de déchets sont présentées en tonnage (volume), ainsi qu'en production de méthane. Afin de réaliser les calculs, la proportion de méthane produit a été fixée pour chacun des scénarii. Ensuite, la proportion massique est variable en fonction des cultures, chaque culture énergétique ne produisant pas la même quantité de méthane.

Le tableau suivant illustre un exemple de ces valeurs. Ces équivalents ont été calculés pour du lisier porcin comme substrat et du maïs ensilage comme co-substrat.

Tableau 5 - Les trois taux d'incorporation testés, exemple pour le mélange lisier - maïs

	Scénario "de type allemand"		Scénario "intermédiaire"		Scénario "faible part de cultures énergétiques"	
	Production de biogaz	Proportion en tonnage dans le mélange	Production de biogaz	Proportion en tonnage dans le mélange	Production de biogaz	Proportion en tonnage dans le mélange
Cultures énergétiques	90%	50%	67%	19%	33%	5%
Substrat principal ((Lisier porcin)	10%	50%	33%	81%	67%	95%

Scénario de référence

A partir des données de tonnage envisagées pour l'étude, on obtient les proportions suivantes par scénario (comme montré dans le tableau ci-dessus) :

- scénario avec 33% du biogaz produit à partir de culture énergétique et 67% du biogaz produit à partir de déchets.
- scénario intermédiaire avec 67% du biogaz produit à partir de culture énergétique et 33% du biogaz produit à partir de déchets,
- scénario de type allemand, avec une co-digestion lisier (10% du biogaz produit) et maïs grain (90% du biogaz produit),

La modélisation des 3 scénarios permet ainsi d'examiner l'évolution des bilans avec l'augmentation de la part de cultures énergétiques. Chaque culture énergétique est testée dans le scénario de référence, puis dans les deux autres scénarii.

Par ailleurs, les choix techniques concernant le digesteur sont les suivants :

Digesteur à flux continuellement mélangé,
fonctionnant en voie liquide (obligatoire avec ce type de digesteur),
et dans un domaine mésophile (températures autour de 35°C).
Taille de digesteur correspondant à un débit de 100 Nm^3/h de biométhane.

Le digesteur à flux continuellement mélangé a été retenu car il s'agit du système le plus fréquemment utilisé. Le domaine mésophile est le plus répandu en méthanisation, il permet de bons rendements sans nécessiter trop de dépenses énergétiques.

Sur la base de ces choix technologiques, trois autres tailles de digesteur sont testées : 50, 300 et 700 Nm^3/h. Pour rappel, ces tailles ont été choisies conformément au cahier des charges initial de l'étude qui demande à ce que les puissances-types des installations étudiées soient cohérentes avec les classes de puissances étudiées dans le groupe de travail injection piloté par le MEEDDM.

Ces tailles peuvent donner lieu à des quantités importantes de lisier à mobiliser pour le scénario avec deux tiers du biométhane produit à partir du lisier, notamment pour 300 et 700 Nm^3/h, qui peuvent paraître peu représentatifs d'une situation existante actuellement en France. Il en est de même pour un fonctionnement à partir de deux types de substrats seulement. Le nombre d'exploitations pour mobiliser les quantités nécessaires en lisier serait alors très important. De même, ces tailles demandent des systèmes de stockage en nombre suffisant pour répondre aux exigences du plan d'épandage. On arrive à plus de 30 cuves de stockage de 4000 m3 pour ces tailles à taux d'incorporation faible ou moyen de cultures plus méthanogènes que le lisier.

Ce côté peu réaliste de ces grandes tailles d'installation est une des limites de l'étude. Toutefois, il s'avère que cette taille d'installation se développe en Allemagne. Il a donc été fait le choix d'étudier en tant que réflexion asymptotique ce cas extrême, sans changer le choix fait d'étudier un seul type de substrat principal, le lisier.

- ### L'étape d'épuration

L'épuration du biogaz se fait à travers un ensemble de procédés qui permettent chacun d'éliminer des éléments indésirables : CO_2, H_2O, H_2S, etc. Pour chaque élément indésirable, il peut exister plusieurs réactions d'élimination (par exemple lavage à l'eau, aux amines ou PSA pour le CO_2 et le N_2).

Le choix des méthodes d'épuration a été fait en concertation avec l'ADEME, en s'attachant à retenir les procédés les plus représentatifs à l'échelle européenne. Les procédés sont les suivants :

- pour la déshydratation (H_20) : procédé de condensation,
- pour la désulfuration (H_2S) : procédé de lavage au charbon actif,
- pour l'élimination du CO_2/N_2 : procédés PSA et lavage à l'eau.

Dans le cadre du scénario de référence, c'est le lavage à l'eau qui est utilisé pour éliminer le dioxyde de carbone et le diazote. Lors des analyses complémentaires, le PSA a été modélisé pour vérifier l'impact de ce choix sur le bilan.

- ### L'injection dans le réseau

Les éléments de contexte apportés par les commanditaires confirment que l'utilisation de cultures énergétiques en méthanisation n'est pas une orientation encouragée par la France. L'ADEME et le

MAAPRAT souhaitent néanmoins disposer d'éléments sur le bilan environnemental de ce biométhane injecté dans le réseau pour essayer de nuancer cette position. L'utilisation locale du biogaz n'est pas envisagée dans ce cadre. Aussi, cette étude ne s'est intéressée qu'aux valorisations du biogaz après injection dans le réseau de gaz naturel.

Le scénario de référence représente ainsi une production centralisée de biométhane sur un site, avec injection dans le réseau de gaz naturel et distribution soit vers des stations services de commercialisation du carburant soit vers des chaudières domestiques ou industrielles.

- **La valorisation véhicule**

Trois catégories de véhicules ont été considérées dans le cadre de cette Analyse de Cycle de Vie : bus, bennes à ordures ménagères (BOM) et véhicules légers (VL). Le choix du véhicule de référence s'appuie sur les chiffres de véhicules fonctionnant au gaz naturel actuellement en circulation en France : plus de 2100 bus, environ 850 bennes à ordures ménagères et peu de véhicules légers ou camions, d'après l'AFGNV[10] (chiffres pour 2007). Les camions n'ont pas été ajoutés à l'étude, d'une part faute de données, et d'autre part car le fonctionnement de ces véhicules était déjà représenté par les bus et les bennes à ordures ménagères.

Le scénario de référence s'appuie sur les résultats de bus fonctionnant au Diesel, au GNV et au biogaz. L'utilisation du bioGNV pour des bennes à ordures et des véhicules légers a également été analysée.

- **La combustion chaudière**

La modélisation de cette étape a été réalisée en collaboration avec les experts de GrDF présents au comité technique. La distinction entre chaudière résidentielle et industrielle, initialement prévue au cahier des charges a été abandonnée au profit de deux horizons temporels, afin de rendre plutôt compte des différences potentielles d'impact environnemental qui existent entre chaudière standard et chaudière à condensation.

Le scénario de référence doit représenter le parc moyen de chaudières domestiques en 2010 (90% standard et 10% à condensation), et une analyse complémentaire est effectuée sur la base du parc moyen supposé pour 2020 (100% de chaudières à condensation).

- **Filières de comparaison**

Conformément aux prescriptions du cahier des charges, les résultats des bilans environnementaux du biogaz utilisé en carburant véhicule ou pour la production de chaleur sont comparés à des équivalents fossiles :

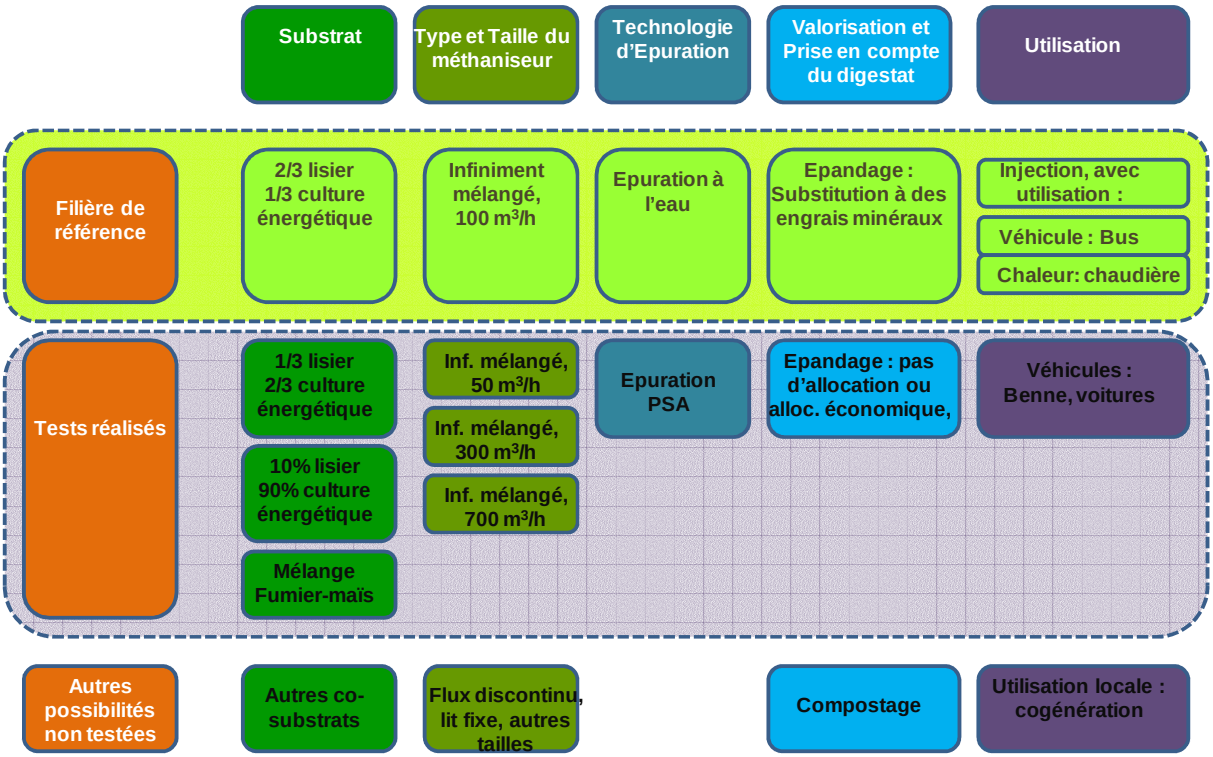
- Essence SP 95, Diesel et GNV (gaz naturel véhicule) pour l'utilisation véhicule,
- Gaz naturel pour l'utilisation chaleur.

Pour les carburants liquides, les données de l'étude « ACV des biocarburants de 1ère génération consommés en France » ont été utilisées (voir chapitre 4.4.1.). Pour le gaz naturel, la modélisation a été effectuée avec l'aide de GrDF et des données Ecoinvent.

L'ensemble des configurations étudiées sont résumées dans la figure suivante.

[10] Association Française du Gaz Naturel pour Véhicules, http://www.afgnv.info/

Figure 2 - Filière principale et tests réalisés



Note : les ratios et pourcentages présentés (1/3, 2/3 et 90%) font référence à la part de biogaz produite à partir des cultures énergétiques

3. FLUX, INDICATEURS D'IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET MODELE DE CARACTERISATION

3.1. INVENTAIRES DES FLUX

Le bilan environnemental d'un système donné, dans une perspective de cycle de vie, repose sur le recensement et la quantification de tous les flux entrants et sortants du système considéré.

Ces flux servent à quantifier, pour le système étudié :

- la consommation de matières premières (eau, minerais…) ;
- la consommation d'énergie ;
- les émissions atmosphériques (CO_2 fossile, CH_4, CO, composés organiques volatiles, poussières, métaux…) ;
- les rejets liquides (demandes chimique et biologique en oxygène, matières en suspension, métaux lourds…) ;
- les émissions dans les sols (métaux lourds…).

L'inventaire de ces flux, sur l'ensemble d'une filière ou d'un système donné, se décompose en deux phases :

- la première consiste à quantifier l'ensemble de ces flux de manière distincte pour chaque étape de la filière ;
- la seconde a pour objet de sommer ces flux : cette étape nécessite de relier ou d'agréger les étapes du système entre elles. Dans notre étude toutes les étapes sont agrégées selon l'unité fonctionnelle choisie : ***permettre le déplacement d'un véhicule sur un km*** ou ***produire 1 MJ de chaleur avec une chaudière (domestique).***

Cette phase de quantification des flux permet ensuite une approche synthétique au travers de l'étude des indicateurs d'impacts environnementaux.

3.2. INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX

3.2.1. Rappel des principes de calcul d'une analyse de cycle de vie

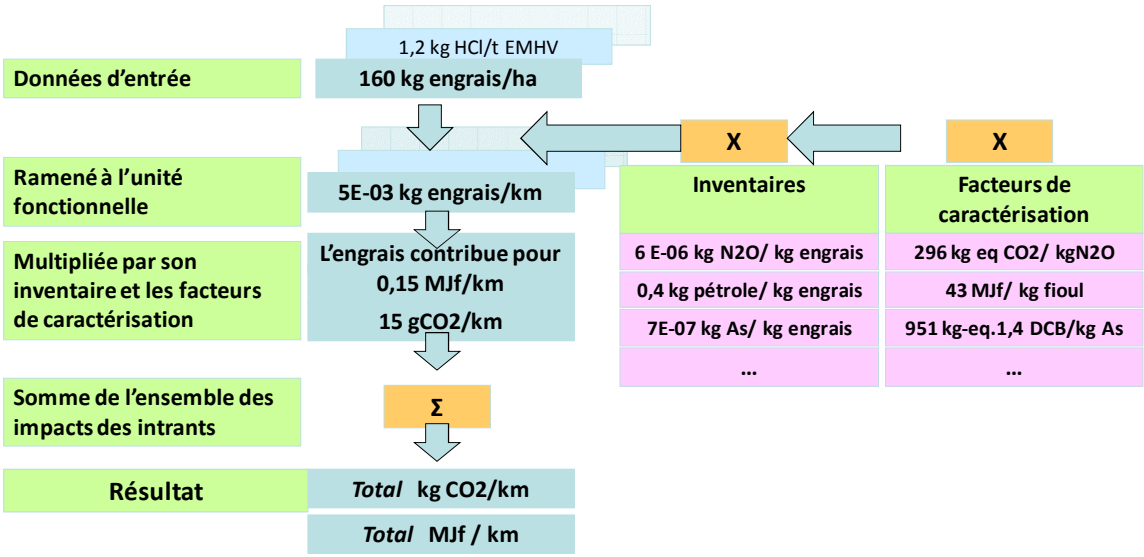
La figure suivante décrit sommairement le principe de calcul d'une analyse de cycle de vie et donne les termes utilisés pour les différents types de données nécessaires à la réalisation de ce calcul.

Sur le cycle de vie du produit étudié, les intrants nécessaires ou afférents sont apportés au système (l'engrais dans l'exemple de la figure ci-dessous) en quantité déterminée. Ces intrants sont comptabilisés dans l'impact du produit étudié après avoir réalisé 3 opérations :

- La quantité apportée d'intrant ou l'émission est ramenée à l'unité fonctionnelle du produit étudié.
- L'impact environnemental de cet intrant est calculé à partir d'inventaires de cycle de vie, liste préétablie de flux prélevés dans l'environnement ou émis pour la mise à disposition d'une unité de cet intrant. Ces flux physiques sont traduits en impacts environnementaux en utilisant des facteurs de caractérisation adaptés aux indicateurs environnementaux suivis (consommation d'énergie non renouvelable, émission de gaz à effet de serre, toxicité…).

- L'ensemble des impacts de chaque intrant et sortant est sommé pour les indicateurs environnementaux suivis, afin de proposer une valeur agrégée au niveau souhaité de l'analyse (l'ensemble du cycle, sous étape,…).

Figure 3 – Illustration du calcul pratique d'une ACV et du vocabulaire utilisé



Nota bene : les données quantitatives ci-dessus sont proposées à titre illustratif

Les 8 indicateurs d'impacts environnementaux quantifiés dans le cadre de cette étude sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 6 – Indicateurs d'impacts potentiels retenus pour l'étude

Thèmes	Indicateurs d'impacts potentiels	Unités	Robustesse
Bilan effet de serre	Emissions de gaz à effet de serre	kg CO_2 eq	+++
Bilan énergétique	Consommation d'énergie primaire non renouvelable	MJ	+++
Consommation de Ressources	Épuisement des ressources naturelles (métaux et ressources fossiles)	kg Fer eq et kg pétrole eq	++
	Consommation d'eau	m^3	+
Santé humaine	Oxydation photochimique	kg éthylène eq	+
	Toxicité humaine	Kg 1-4-dichlorobenzène eq	?[11]
Qualité des écosystèmes	Acidification de l'air	kg SO_2 eq	++
	Eutrophisation aquatique	Kg N eq et kg P eq	?

[11] La robustesse de ces indicateurs est parfois discutable selon le type de produit analysé. En effet, les seuils temporels et spatiaux ainsi que les effets « dose-réponse » ne sont pas pris en compte dans les modèles, et la toxicité de certaines substances n'est pas toujours bien connue (manque de bases de données fiables). Aussi, il est bon de conduire des analyses de sensibilité sur ces résultats en utilisant d'autres méthodes de caractérisation. Une telle analyse est proposée ci-après, comparant les résultats issus de ReCiPe et de Usetox pour la toxicité humaine.

Ces indicateurs ont été définis dans le cahier des charges. Ils ont été choisis selon deux principes :

- assurer la cohérence et la complémentarité avec l'étude ACV ADEME-BIO 2009 sur les biocarburants de première génération : pour cela, les indicateurs d'émission de GES, la consommation d'énergie non renouvelable, l'oxydation photochimique, l'eutrophisation et le potentiel de toxicité humaine ont été sélectionnés.
- Un complément apporté pour tenir compte de problématiques plus larges et fortes pour les produits bio-sourcés : l'acidification de l'air, la consommation d'eau, et l'épuisement des ressources naturelles.

Ces indicateurs répondant au besoin de couvrir l'ensemble des problématiques environnementales (et notamment les trois grands domaines que sont la consommation de ressources, les dommages envers l'homme et les dommages aux écosystèmes), il n'a pas été proposé d'ajouter plus d'indicateurs que ceux initialement prévus.

On peut cependant souligner que l'enjeu de consommation de surface n'a pas été pris en compte car n'étant pas en soi un impact environnemental. Sa traduction en problème environnemental concret manque, comme cela est expliqué dans le paragraphe traitant des enjeux de changement d'affectation des sols (voir partie 4.5. sur Le changement d'affectation des sols).

Les facteurs de caractérisation issus du modèle ReCiPe ont été utilisés. Cette méthode, qui a vu le jour récemment à partir de la fusion et de la mise à jour de deux méthodes, dont CML (utilisée dans l'étude biocarburant), offre plusieurs avantages. Bien que très récente, elle jouit d'une reconnaissance large au sein de la communauté ACV de par la notoriété des méthodes dont elle découle. Elle s'inscrit dans leur continuité, permettant de retrouver une approche et des indicateurs proches. Elle est reconnue pour proposer des valeurs plus robustes sur certaines molécules, en particulier pour les flux liés aux activités agricoles. Enfin, elle propose des indicateurs endpoint permettant d'agréger les résultats dans une unité unique si jugé nécessaire.

Ce changement de méthode a nécessité de convertir les résultats de l'étude « ACV Biocarburants » pour obtenir le bilan environnemental des biocarburants selon la méthode ReCiPe, afin de permettre une comparaison entre les deux études. Il est notamment nécessaire de modifier certains facteurs de caractérisation pour le pesticide moyen, qui avait été reconstruit pour CML, et de changer certains indicateurs d'impact. La comparaison avec les résultats de l'étude « ACV Biocarburants » portera uniquement sur les indicateurs qui avaient été considérés par cette étude, à savoir consommation d'énergie non renouvelable, émission de gaz à effet de serre, potentiel d'eutrophisation, potentiel de toxicité humaine, potentiel d'oxydation photochimique.

La méthodologie Usetox est proposée en analyse de sensibilité, afin d'avoir un regard critique sur les résultats de l'Analyse de Cycle de Vie pour l'indicateur de toxicité humaine.

L'ensemble des facteurs de caractérisation utilisés dans cette étude ont été insérés dans l'Annexe.

3.2.2. Description des indicateurs

Bilan effet de serre

Potentiel de réchauffement climatique (émissions de GES)

Cet indicateur caractérise l'augmentation de la concentration atmosphérique moyenne en substances d'origine anthropique telles que le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane (CH_4), ou le protoxyde d'azote (N_2O). Ces émissions perturbent les équilibres atmosphériques et participent au changement climatique. L'unité retenue est le kilogramme équivalent CO_2 (kg CO_2 eq). Les coefficients retenus dans le calcul sont ceux définis par le GIEC dans leur quatrième rapport (2007) et sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 7 - Pouvoir de réchauffement global des principaux gaz contribuant au réchauffement climatique pris en compte dans cette étude

Gaz contributeurs au réchauffement climatique	Pouvoir de réchauffement global sur 100 ans
Dioxyde de carbone, fossile	1
Méthane, biogénique	25
Méthane, fossile	25
Protoxyde d'azote N_2O	298
1,1,1,2-tétrafluoroéthane (HFC-134a)	1430
Bromochlorodifluorométhane (Halon 1211)	1890
Chlorodifluorométhane (HCFC-22)	1810

Dans cette étude, le CO_2 émis dans l'atmosphère lors de la combustion de biogaz ne contribue pas à l'indicateur gaz à effet de serre. En effet, le carbone ainsi émis avait été prélevé dans l'atmosphère par la plante lors de sa croissance. En revanche, le méthane d'origine biogénique est comptabilisé.

Bilan énergétique

Consommation d'énergie primaire non renouvelable

Elle représente la somme de toutes les sources d'énergie qui sont directement puisées dans les réserves naturelles telles que le gaz naturel, le pétrole, le charbon, le minerai d'uranium. Les sources d'énergie renouvelables sont exclues. L'indicateur est exprimé en mégajoules (MJ).

Indicateurs liés à la consommation de ressources

Epuisement des ressources naturelles

L'épuisement des ressources naturelles est modélisé par deux indicateurs dans la méthode ReCiPe : l'épuisement des ressources fossiles et l'épuisement des métaux. Ces indicateurs concernent l'extraction de ressources naturelles considérées comme non renouvelables, i.e. consommées à un rythme supérieur au temps nécessaire à leur élaboration naturelle. L'épuisement des ressources fossiles est exprimé en kilogramme équivalent de pétrole et l'épuisement des métaux en kilogramme équivalent Fer.

Consommation d'eau

La consommation d'eau comptabilise toutes les consommations d'eau prélevées dans l'environnement. Il ne s'agit pas ici d'un indicateur d'impact, mais d'un indicateur de quantification de flux, qui est exprimé en m^3 d'eau. Cet indicateur ne prend pas en compte la rareté de l'eau à l'endroit où elle est prélevée, et ne peut donc pas exprimer si les prélèvements d'eau ont un impact plus ou moins fort.

Indicateurs liés à la santé humaine

Potentiel d'oxydation photochimique

Cette catégorie d'impact prend en compte la formation dans la troposphère de certains composés réactifs chimiques appelés photo-oxydants, dont fait notamment partie l'ozone O_3, par action du soleil sur certains polluants primaires.

De façon plus détaillée, les photo-oxydants peuvent apparaître dans la troposphère sous l'action des ultraviolets, par oxydation photochimique des composés organiques volatils (COV), et de monoxyde de carbone CO, en présence d'oxydes d'azote (NOx). L'ozone O_3 et, dans une moindre mesure, le nitrate de peroxyacétyle, ou PAN, sont considérés comme les principaux composés photo-oxydants. La totalité des effets que peut potentiellement avoir ce type de polluants est relativement mal connue. A titre d'exemple, l'ozone O_3 possède des effets sur la santé humaine d'irritation des yeux, des voies respiratoires et des muqueuses. Ces problèmes peuvent fortement s'aggraver auprès d'individus souffrant de problèmes respiratoires. Cette catégorie d'impact est également connue sous le nom de 'Formation de smog' ou 'Smog d'été'. L'indicateur est exprimé en équivalent éthylène (kg éthylène eq).

Potentiel de toxicité humaine

Cet indicateur évalue l'impact sur l'homme dû à des composés chimiques toxiques. L'approche utilisée[12] dans ReCiPe est basée sur la méthode USES 2.0 (European Union System for the Evaluation of Substances) qui est aujourd'hui considérée comme l'approche la plus aboutie et la plus reconnue au niveau international pour quantifier ce type d'impacts à partir des données d'inventaire de cycle de vie. USES ne cherche pas à quantifier l'ampleur du dommage (réponse) subi par une cible donnée, mais exprime le risque "toxique" (dose) causé par les émissions, évalué sur une échelle normalisée en ayant pris comme substance de référence le 1,4 dichlorobenzène.

Indicateurs liés à la qualité des écosystèmes

Potentiel d'acidification atmosphérique

Il s'agit de l'augmentation de la teneur en substances acidifiantes dans la basse atmosphère, à l'origine des «pluies acides» et notamment du dépérissement de certaines forêts. L'unité retenue pour la contribution d'une substance à l'acidification est l'équivalent SO_2 (kg SO_2 eq).

Potentiel d'eutrophisation aquatique

L'introduction de nutriments sous forme de composés phosphatés ou azotés perturbe les écosystèmes en favorisant la prolifération de certaines espèces (micro-algues, plancton,...). Cet effet peut entraîner une baisse de la teneur en oxygène du milieu aquatique ayant ainsi des répercutions importantes sur la faune et la flore aquatique. Deux indicateurs sont définis par la méthode de caractérisation ReCiPe : un indicateur pour les eaux douces et un indicateur pour les eaux marines. Les unités retenues sont le kilogramme équivalent phosphore (kg P eq) pour les eaux douces et le kilogramme équivalent nitrate (kg N eq) pour les eaux marines.

Indicateurs end-point utilisés dans l'analyse comparative entre indicateurs

Il existe différents indicateurs d'analyse de cycle de vie (ACV) parmi lesquels on distingue :

- Des indicateurs d'évaluation d'impacts (indicateurs mid-points en raison de leur caractère intermédiaire par rapport à l'élément final à protéger)
- Des indicateurs d'évaluation de dommages (indicateurs end-points) causées à l'élément à protéger.

ReCiPe est une méthode qui combine les deux niveaux d'évaluations ; en effet, les 18 indicateurs d'impacts, dont le calcul est dérivé de la méthode CML 2002, sont agrégés en indicateurs de dommages qui recouvrent trois grands domaines de vulnérabilité : la santé humaine, la diversité des

[12] Cf rapport de l'étude « analyse critique des indicateurs de catégories d'impact sur l'environnement dans les ACV : Toxicité humaine – écotoxicité – pollution photochimique », 31 juillet 2000, contrat RECORD n°99-1004/1A.

écosystèmes et la disponibilité des ressources. Le calcul des indicateurs de dommages est dérivé de la méthode Eco-indicator 99. ReCiPe fournit ainsi les concepts et facteurs nécessaires au passage de problématiques intermédiaires à des dommages finaux.

4. ADAPTATION DE LA METHODOLOGIE « ACV DES BIOCARBURANTS »

Dans le cadre de cette étude, la méthodologie développée pour l'ACV des biocarburants de 1ère génération[13] a été reprise pour l'Analyse du Cycle de Vie du biogaz. Ce choix suit les prescriptions du cahier des charges : « La méthodologie développée pour les ACV biocarburants sera adaptée pour ces filières biogaz issu de méthanisation. Pour assurer la comparabilité des résultats, il faudra notamment veiller à bien traiter les différents points ayant fait l'objet des recommandations méthodologiques dans l'étude réalisée par BIO IS en 2008 (…). » Suite à l'adaptation de la méthodologie, il est possible de comparer les résultats du biogaz avec ceux des biocarburants avec une garantie d'homogénéité plus importante.

Les principaux aspects méthodologiques sont présentés dans ce chapitre.

4.1. PRISE EN COMPTE DE L'AMORTISSEMENT DES INFRASTRUCTURES

Conformément au référentiel élaboré pour la réalisation des bilans environnementaux des biocarburants, l'amortissement des sites industriels de production des carburants (unités de méthanisation et d'épuration, raffineries fossiles), l'amortissement du véhicule, ainsi que l'amortissement du matériel agricole, n'ont pas été pris en compte dans les calculs de base. Cela est lié à la difficulté de pouvoir chiffrer précisément ces matériels, tant en terme de types de composés entrant dans la fabrication, durée de vie (matériel agricole notamment) que d'allocation entre un nombre important de coproduits (raffineries). Cette simplification, faite dans un cadre précis de comparaison ciblée sur les émissions de GES, devient très limitante pour l'indicateur d'épuisement de ressources minérales, qui n'avait pas été analysé dans l'étude ACV des biocarburants.

Toutefois parce que des données existent plus facilement pour un site de méthanisation que pour une bio-raffinerie, les données d'amortissement ont été collectées pour la production du biométhane. Cela a permis de tester en sensibilité l'écart qu'introduit un premier niveau de prise en compte de ces postes et d'avoir ainsi un regard critique sur les résultats présentés sans amortissement des infrastructures pour ces étapes centrales

4.2. LES METHODES D'ALLOCATION

La production des biocarburants faisait intervenir un grand nombre de co-produits : glycérine, huiles acides, pulpe de betterave, etc. Ces coproduits étant valorisés en alimentation animale, engrais, énergie ou dans l'industrie, l'étude menée par BIO IS sur le référentiel pour l'ACV des biocarburants s'était interrogée sur l'affectation d'une partie des charges environnementales des filières biocarburants dont ils sont issus.

En effet, il existe différentes méthodes d'allocation pour répartir les charges environnementales entre produits et coproduits, et le choix de la méthode peut influencer significativement les résultats numériques des ACV.

[13] « ACV des biocarburants de 1ère génération consommés en France », étude réalisée pour l'ADEME par Bio Intelligence Service en 2009-2010.

Tableau 8 - Descriptif synthétique des méthodes d'allocation existantes

Méthode d'allocation	Description
Substitution	La méthode de substitution consiste à étendre les frontières du système aux filières de production des produits substitués, pour prendre en compte l'effet environnemental induit par les coproduits. Cette méthode consiste : • Dans un 1er temps : à imputer la totalité des charges environnementales de la filière de production du biocarburant et des coproduits, au biocarburant lui-même. • Dans un 2ème temps : à déduire les impacts environnementaux évités en raison de la valorisation des coproduits, qui se substituent à la production d'autres types de produits. Les impacts évités correspondent aux charges environnementales liées à la production évitée des produits substitués.
Prorata	Les méthodes d'allocation « au prorata » ont pour objet de répartir les charges d'une filière entre les différents produits/coproduits générés, selon leur valeur relative. Le principe est que la part des charges de la filière supportée par un produit de la filière doit être d'autant plus importante que le produit génère de la valeur (relativement aux autres produits de la filière). Pour illustrer le raisonnement, nous pouvons considérer le cas des déchets : un déchet a une valeur nulle, et aucune charge ne doit lui être affectée. Plusieurs méthodes existent : • Prorata sur **la base des masses valorisées** de produits/coproduits générés (intermédiaires ou finaux) • Prorata sur **la base des contenus énergétiques** des produits/coproduits générés (intermédiaires ou finaux) • Prorata sur **la base des valeurs économiques** des produits/coproduits générés (intermédiaires ou finaux) • Prorata sur la base des volumes de produits/coproduits générés (intermédiaires ou finaux)

Selon la nature de ces co-produits, la répartition des impacts était différente : par substitution pour les produits épandus sur des terres agricoles, par allocation énergétique pour des produits et co-produits valorisés à travers leur contenu énergétique. Le tableau ci-dessous rappelle les recommandations émises lors de l'ACV des biocarburants de 1ère génération.

Tableau 9 – Synthèse des recommandations concernant les méthodes d'allocation

Les coproduits sont…	La méthode recommandée est	Précaution
…épandus	Substitution	...
… utilisés en alimentation animale	Prorata énergétique entre coproduits d'une étape	Faire une analyse de la réalité physique du procédé en amont
…utilisés dans l'industrie		
…utilisés à des fins énergétiques	Substitution	Mix énergétique si export d'électricité

Dans le cas de cette étude, le procédé de méthanisation ne génère qu'un seul co-produit : le digestat. Le gaz pauvre, produit lors de l'épuration, est brûlé sur place. Il reste donc dans le système et ne constitue pas en tant que tel un coproduit pour lequel une charge environnementale est à affecter.

Le digestat est le résidu issu de la méthanisation. Il est riche en matière organique non dégradée, en matières minérales (azote, phosphore, potassium) et en eau. Il s'apparente à un engrais liquide inodore. Ce co-produit est principalement valorisé par épandage sur des surfaces agricoles, grâce à

sa forte teneur en azote ammoniacal. Il peut subir un prétraitement ayant pour but de séparer la phase liquide de la phase solide, ces deux phases étant valorisées ensuite en tant qu'amendements pour les sols.

Si l'on appliquait strictement la méthodologie de l'ACV des biocarburants, **ce co-produit devrait donc être traité par substitution.**

Toutefois, la situation est ici plus complexe. En effet, le digestat est produit à partir de cultures énergétiques **et de lisier, pour lequel aucun impact amont n'est calculé**. Le digestat n'est donc pas uniquement issu des cultures énergétiques qui entrent dans le système Dans le scénario de référence, les cultures énergétiques ne représentent en moyenne que 5% du tonnage mis dans le digesteur. Le digestat doit donc être traité en considérant sa double origine : lisier et cultures énergétiques.

Aussi, nous avons retenu pour cette ACV l'approche suivante (voir paragraphe suivant):

- en raisonnant de manière globale, on peut considérer que l'azote qui provient du lisier était déjà épandu et valorisé en tant qu'engrais organique. Aucune allocation ou substitution valeur n'est attribuée à cet azote apporté.
- déterminer quelle proportion de l'azote du digestat provient des cultures énergétiques.
- pour la fraction d'azote du digestat qui est issue de la culture énergétique, un traitement par substitution à de l'azote minéral, produit qu'il remplace dans les faits, est réalisé. Un crédit d'impact est attribué au biogaz, équivalent aux impacts qui auraient été générés pour la fabrication d'une quantité similaire d'azote minéral.

L'impact de ce choix est mis en perspective à l'aide d'une analyse de sensibilité sur la méthode de répartition des charges entre coproduits. Deux autres choix ont été simulés pour une filière : une allocation par prorata économique (si données disponibles); enfin, l'absence d'attribution d'impact au digestat est testée pour positionner l'amplitude maximale de ces choix.

Ce choix s'appuie sur le raisonnement suivant :

- Méthode à privilégier après la séparation de système par la norme ISO 14 040, **l'approche par substitution** paraît justifiée dans le cadre de ces coproduits valorisés par épandage, dans la mesure où elle est applicable sans trop de difficultés :
  - les <u>modes de valorisation</u> actuels des coproduits sont généralement bien identifiés (épandage systématique du digestat, directement ou après compostage).
  - Les <u>produits substitués</u> sont aussi bien identifiés pour les résidus enfouis, qui évitent l'épandage d'engrais minéraux supplémentaires. Il peut être discuté sur le type d'engrais remplacé par ces produits dans la mesure où ils présentent des apports en phosphate et potassium, mais ils sont rarement pris en compte dans les plans de fumure des agriculteurs. Par souci d'avoir une approche prudente, seul l'apport d'azote est ainsi considéré par cette substitution.
- L'approche par substitution signifie implicitement qu'il y a comparaison de services rendus entre scénarii. On compare donc en général le scénario intégrant la fabrication du produit étudié, versus un scénario sans sa production. Dans le cadre de l'ACV présente, on peut considérer que :
  - Il n'y aurait pas eu de production de culture énergétique sans l'objectif de produire le biométhane du scénario étudié. Le scénario avec biométhane permet donc de disposer de digestat supplémentaire, et donc d'apport de fertilisants organiques supplémentaires, par rapport au scénario où le biométhane ne serait pas produit. Une substitution pour l'économie d'engrais créée apparaît donc justifiée.

- La production de lisier est inchangée par rapport au scénario sans production de biométhane, ce dernier est détourné de son usage habituel (épandage en plein champ) vers la production de biométhane puis de digestat. Les deux situations valorisent grossièrement la même quantité d'azote[14]. Ainsi, il est peut-être considéré en première approximation[15] que l'introduction de la méthanisation n'ajoute donc pas d'engrais organiques supplémentaires à la situation précédente. Il est donc délicat de prétendre au remplacement d'engrais minéral pour ce produit là. Par cohérence, l'ensemble des autres émissions liées à l'épandage des deux produits sont considérées comme proches, donc approximées comme identiques (émissions de NH_3 à l'épandage notamment).

- Un autre argument plaide pour ne pas considérer de substitution pour le digestat de lisier : l'objectif de cette étude n'est pas d'étudier l'impact en valeur absolue de la voie biométhane de lisier par rapport à d'autres voies de valorisation possible pour ce produit. Ainsi, aucun impact amont (production de viande) n'a été pris en compte pour la production de lisier, ce qui est un choix très avantageux pour la filière biométhane. D'éventuels gains liés à la production d'azote organique très mobilisable du digestat viendraient encore s'ajouter à ces choix méthodologiques favorables au lisier. Cette situation la plus extrême ne nous semble envisageable qu'au sein d'une réflexion globale sur les filières viandes et la valorisation de leurs déchets, attribuant à ces produits les bénéfices tirés par leurs déchets. Tel n'est pas l'objectif de cette étude, qui cherche seulement à positionner un bilan moyen réaliste de production de biométhane (sans préoccupation de l'amont agricole), et à étudier à partir de là le rôle et l'impact des évolutions liées aux cultures énergétiques.

4.3. LA MODELISATION DES ENGRAIS ET DES EMISSIONS DE N_2O AGRICOLE

4.3.1. Emissions de N_2O

L'estimation des impacts de toute production agricole montre une forte influence des émissions de N_2O sur le bilan total, en particulier pour l'indicateur « Emissions de gaz à effet de serre » du fait du fort pouvoir de réchauffement global du protoxyde d'azote.

Or, le calcul des émissions de N_2O par les sols peut se faire à l'aide de plusieurs modèles, qui présentent tous une certaine incertitude, particulièrement forte pour les émissions indirectes. On peut citer le modèle DNDC, utilisé par le JEC pour les calculs de la directive Energies Renouvelables (2009/28/CE) et le modèle proposé par le GIEC. Ces différents modèles aboutissent à des valeurs relativement différentes pour l'estimation d'une même culture. Le choix du modèle a donc une influence non négligeable sur le résultat final.

Etant donné qu'aucune méthode nouvelle n'a été validée ou reconnue depuis le travail mené en 2008 sur le référentiel biocarburant, il est proposé d'appliquer la même approche que celle retenue dans ce référentiel, à savoir utiliser la méthode du GIEC Tier 1 : « Dans le cadre de cette étude méthodologique, l'approche suivie est de recommander l'utilisation des facteurs d'émissions (…) du GIEC, dans l'attente d'une actualisation des facteurs d'émissions ou du développement d'un modèle actualisé, validé et reconnu au niveau international dans la même mesure que le GIEC. » (Référentiel biocarburant 2008).

L'utilisation d'une même méthodologie de calcul permet une comparaison facilitée entre les résultats des deux études.

---

[14] Voir notamment « fertiliser avec des engrais de ferme », Institut Elevage, ITAVI, ITCF, ITP, 2001 qui donne des coefficients d'équivalence azote pour calculer les effets directs, qui seuls sont pris en compte dans la substitution.

[15] L'agronomie montre que l'azote fourni sous forme de digestat est plus facilement mobilisé par les plantes. L'hypothèse d'un même effet entre l'apport au champ d'un kg d'azote sous forme lisier ou sous forme digestat est donc une simplification. Mais l'argument suivant plaide pour ne pas mélanger dans cette étude les origines des intérêts des bilans. Voir notamment « fertiliser avec des engrais de ferme », Institut Elevage, ITAVI, ITCF, ITP, 2001.

L'ACV découlant du référentiel pour les biocarburants avait apporté quelques précisions par rapport à la mise en œuvre de l'approche GIEC Tier 1. Le fait de tenir compte des résidus de culture était bien rappelé. Mais ces données ont été issues de données disponibles au sein des instituts techniques et de recherche participant à l'étude, les données génériques du GIEC semblant peu adaptées à la situation française. Les quantités de nitrate lessivées par hectare ont elles aussi été adaptées aux données plus locales disponibles. Appliquer la même approche nécessite donc la collecte de données sur les résidus de culture et sur le lessivage moyen par culture. Ces données n'ont pas pu être obtenues pour certaines cultures moins bien connues à l'heure actuelle (triticale, bande enherbée, etc) et ont été modélisées par comparaison avec d'autres cultures estimées proches (sorgho modélisé à l'aide de données maïs, triticale avec des données blé en particulier).

4.3.2. Prise en compte de l'impact des engrais

Conformément au référentiel réalisé en 2008 pour l'élaboration des Analyses de Cycle de Vie des biocarburants, l'estimation des impacts des engrais tient compte de l'azote lié aux résidus de culture. Ainsi, le différentiel d'azote contenu dans les résidus de la culture précédente et dans les résidus de la culture étudiée a été ajouté aux apports d'engrais minéraux azotés. Cela revient à considérer que cet azote se substitue à un apport minéral.

Toutefois, les données relatives aux quantités de résidus, ainsi que l'estimation de leur contenu en azote, sont parfois plus ou moins bien connues et nécessitent de nombreuses hypothèses (en particulier sur le choix des précédents culturaux responsables du crédit d'azote dans le sol). Aussi, pour cette étude, il a été décidé d'estimer le contenu en azote des résidus sur la base des données disponibles, et sans créer de différentiel entre l'azote contenu dans les résidus de la culture précédente et l'azote contenu dans les résidus de la culture étudiée. Seules deux cultures ont bénéficié d'une exception : la betterave à sucre et la betterave fourragère. En effet, pour ces cultures, il est avéré qu'il existe un fort différentiel entre les apports d'azote minéral et les consommations réelles par la culture.

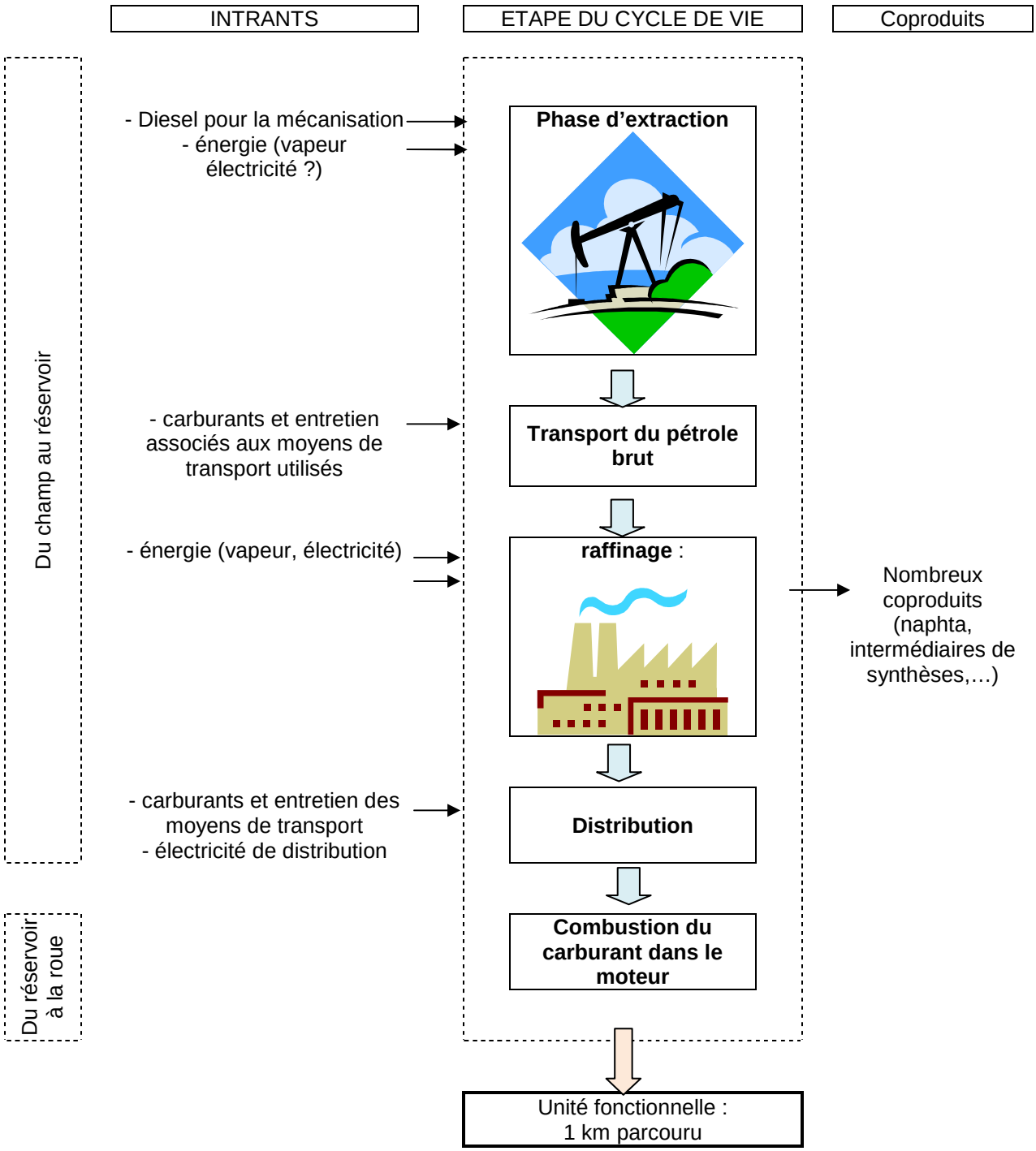
4.4. LA MODELISATION DES FILIERES FOSSILES DE REFERENCE

4.4.1. Les carburants liquides

La modélisation des carburants fossiles reprend les données de l'ACV des biocarburants réalisée en 2009 par Bio Intelligence Service pour l'ADEME, le MEEDDM, le MAAPRAT et FranceAgriMer. Les filières considérées correspondent à la production d'essence et de Diesel à partir d'une raffinerie moyenne européenne. Les sources de données des différentes étapes du cycle de vie des carburants fossiles sont détaillées ci-dessous :

- Le périmètre et les données prises en compte sont présentés dans le schéma ci-dessous.

Figure 4 – Description du cycle de vie des filières essence et Diesel



- La modélisation de l'approvisionnement en brut est effectuée à l'aide de données UFIP pour modéliser l'approvisionnement moyen France, puis d'inventaires Ecoinvent pour chaque grande zone d'extraction, avec des hypothèses supplémentaires pour les provenances manquantes ;

Extrait du rapport d'ACV des biocarburants de première génération, 2009 : "Les inventaires ECOINVENT pour le pétrole brut importé en Europe ont été utilisés. Ils sont disponibles pour une gamme large de zone géographique d'extraction. L'approvisionnement réel France a servi à pondérer les origines géographiques à prendre en compte. Ces données sont issues d'inventaires annuels

réalisés par l'UFIP. Le tableau ci-dessous précise les origines d'approvisionnement retenues, et les inventaires ECOINVENT utilisés."

Tableau 10 : Origines d'approvisionnement retenues, et liste des inventaires ECOINVENT utilisés

origines des bruts	2005	2006	2007	moyenne	part retenue	ICV ECOINVENT
	en kt	en kt	en kt	en kt		
France	1082	1109	1061	1084	0%	ICV_0
Amérique	407	1159	512	693	0%	ICV_0
Proche Orient	22542	22614	20698	21951	27%	ICV_petrole_Moyen Orient
Arabie Saoudite	10619	8572	7064	8752		
Iran	6893	6801	6506	6733		
Afrique	18600	17661	17767	18009	22%	ICV_petrol_afrique
Algérie	5287	3809	1787	3628	4%	ICV_petrol_afrique
Angola	4226	3340	4572	4046	5%	ICV_petrol_afrique
Lybie	4461	4107	4982	4517	6%	ICV_petrol_afrique
Nigéria	2506	4173	2542	3074	4%	ICV_petrole_nigeria
Europe	22862	20591	18154	20536	25%	ICV_petrol_UK
Norvège	16042	13306	12405	13918	17%	ICV_petrol_norvege
CEI	19705	19392	24157	21085	26%	ICV_petrol_russie
Russie	9882	9521	10607	10003		
TOTAL	85198	82526	82349	83357,66667	1	
Total pris en compte				81581		

Source : UFIP et observatoire de l'énergie

- L'étape de raffinage se base sur une modélisation incrémentale, comme proposée dans une étude précédente du JRC-CONCAWE. La difficulté majeure pour cette étape concerne l'estimation des émissions de la raffinerie, réalisée à partir de données du registre des polluants iREP.

Tableau 11 – Valeurs d'émission MJf et GES retenues pour le raffinage

Valeurs raffinage		MJf consommé/ MJ de carburant produit	MJf consommé /t de carburant produit	g. CO_2 eq/MJ de carburant produit	kg CO_2 eq/tonne de carburant produit
JRC-CONCAWE 2008	Diesel	0,100	4310	8,6	370,66
étape raffinerie	Essence	0,080	3448	6,5	280,8

source : JRC-CONCAWE 2008

- Pour le raffinage, il a été considéré que 1 MJ de pétrole brut en entrée produit 1 MJ de carburant. Cela résulte :
  - d'une part, par la proximité des contenus énergétiques (PCI très proches),
  - d'autre part par le fait que les produits consommés sur le site de raffinage à des fins énergétiques se voient eux aussi attribuer un amont d'extraction à hauteur d'un MJ de pétrole brute par MJ brûlé lors du raffinage.

Cette énergie consommée a été supposée provenir pour 50% de résidus du raffinage et pour 50% de gaz naturel importé sur le site. Les charges liées à la mise à disposition de ces combustibles ont été prises en compte sur la base d'un inventaire de pétrole brut entrant pour la première source d'énergie et de l'inventaire classique de gaz naturel pour la seconde. Pour tenir compte des émissions d'autres polluants, les données fournies par le registre national des polluants ont servi à construire un inventaire « émission de la raffinerie ». La somme de l'ensemble des émissions des raffineries françaises a été effectuée. Ces flux ont été alloués au Diesel et à l'essence sur la base de leur allocation retenue en matière de CO_2, comme discuté dans le présent rapport. Ainsi, s'il est alloué à la fabrication d'un MJ de Diesel x % du total des émissions de GES la raffinerie, il lui est aussi alloué ce même x % des émissions des autres polluants. La justification de cette approche repose sur le fait qu'une grande partie des polluants est issue de combustion et donc liée aux émissions de CO_2. Aussi, les émissions de CO_2 illustrent l'énergie dépensée et donc la complexité à obtenir à un produit. Même si cette allocation sur la base du CO_2 émis et donc de l'énergie dépensée ne semble pas directement pertinente pour certains polluants, le fait de garder une règle d'allocation unique a été privilégié par souci de simplicité.

Tableau 12 – inventaire d'émission du raffinage d'un kg de Diesel et d'essence

Emissions raffinerie	Diesel	Essence	Emissions raffinerie	Diesel	Essence
Air	kg/kg Diesel	kg/kg essence		kg/kg Diesel	kg/kg essence
Dioxyde de carbone, fossile	3,71E-01	2,80E-01	Mercure	5,36E-09	4,05E-09
Monoxyde carbone, fossile	6,37E-04	4,81E-04	Arsenic	4,28E-09	3,23E-09
Oxydes d'azote	4,98E-04	3,77E-04	Cadmium	3,96E-09	2,99E-09
COVNM, origine non spécifiée	3,71E-04	2,81E-04	Antimoine	2,58E-09	1,95E-09
Particules, > 2,5 µm, et < 10µm	7,07E-05	5,34E-05	Plomb	5,29E-10	4,00E-10
Méthane, fossile	1,34E-05	1,01E-05	Eau		
Protoxyde d'azote	1,25E-05	9,43E-06	DCO, Demande Chimique en Oxygène	8,62E-05	6,51E-05
Benzène	5,51E-06	4,16E-06	COT, Carbone Organique Total	2,77E-05	2,09E-05
Butadiène	8,97E-07	6,78E-07	Hydrocarbures, non spécifié	2,72E-06	2,06E-06
Nickel	6,52E-07	4,93E-07	Nickel, ion	6,52E-07	4,93E-07
Zinc	6,38E-08	4,83E-08	Phénol	8,05E-08	6,08E-08
HAP, hydrocarbures aromatiques polycycliques	1,56E-08	1,18E-08	Chrome, ion	1,21E-08	9,13E-09
Cobalt	5,66E-09	4,28E-09	Plomb	5,29E-10	4,00E-10

Source : iREP : Registre des Emissions de Polluants

Ces inventaires sont bien entendus perfectibles. La règle d'allocation est un choix réalisé dans ce contexte précis. Il faut noter que le registre des polluants n'est pas homogène quant aux émissions relevées, certaines grandes raffineries n'ayant pas mention d'émissions de monoxyde de carbone par exemple. Les valeurs proposées ici moyennent ces possibles manques et sont donc probablement plus faibles que la réalité. Une analyse de sensibilité sera conduite sur cet inventaire, avec une simulation d'augmentation de 30% des composés suivants (méthane, CO, poussières, Zn pour l'air, Azote total, DBO, DCO, hydrocarbures pour l'eau), pour lesquels les données semblent à améliorer.

4.4.2. La filière gaz naturel

La production de gaz naturel et son utilisation pour la production de chaleur par une chaudière n'étaient pas étudiées dans l'étude « ACV des biocarburants de 1ère génération ». Pour les besoins de la présente étude, la filière gaz naturel a été développée spécifiquement, notamment sur la base de :

- Ecoinvent pour les inventaires de production du gaz naturel. Les inventaires ont été sélectionnés par rapport aux importations françaises de gaz naturel et en fonction des inventaires disponibles dans les bases. Les inventaires suivants ont été retenus, après concertation avec GrDF :

Tableau 13 - Données clés pour la modélisation de la filière gaz naturel

Pays producteur	Proportion de l'apport	Inventaire utilisé
Norvège	23,1%	natural gas, production NO, at long-distance pipeline
Norvège – liquéfié	9,9%	Modifié à partir de l'inventaire « Algérie – liquéfié » : natural gas, liquefied, at liquefaction plant
Pays Bas	18,1%	natural gas, production NL, at long-distance pipeline
Algérie – liquéfié	17,3%	Natural gas, liquefied, at France/DZ
Russie	14,8%	natural gas, production RU, at long-distance pipeline
Nigéria	5,1%	natural gas, production DZ, at long-distance pipeline
Egypte	2,8%	natural gas, production DZ, at long-distance pipeline
Qatar	0,9%	natural gas, production DZ, at long-distance pipeline
Autres	8,0%	natural gas, production DZ, at long-distance pipeline

- Comme on peut le voir dans ce tableau, certains pays producteurs de gaz n'étaient pas disponibles dans la base de données Ecoinvent, l'inventaire de production de gaz naturel (non liquéfié) en Algérie a donc été utilisé comme référence.
- une étude de l'IFP pour la modélisation du transport et de la distribution en France du gaz naturel ;
- les données de GrDF pour l'injection dans le réseau de gaz naturel, la valorisation chaleur et pour certaines données de distribution (voir annexes pour plus de détail).

La modélisation de cette filière gaz naturel a été réalisée en veillant à la cohérence et à l'homogénéité avec la modélisation du biométhane et avec celle des carburants liquides fossiles.

4.5. LE CHANGEMENT D'AFFECTATION DES SOLS

Les travaux existants sur les biocarburants ont fait émerger la problématique de changement d'affectation des sols. Un changement survient quand la culture étudiée vient s'implanter sur une surface ayant auparavant un autre usage, et donc un autre niveau de stockage de carbone. Ce changement, dit direct, entraîne selon les cas un déstockage (passage d'une forêt vers une terre arable par exemple) ou de stockage (passage d'une terre arable à une prairie par exemple). Il existe aussi des changements dits indirects, qui via des effets de marché, des politiques, etc, relient l'implantation de la culture étudiée à des changements d'affectation des sols dans d'autres endroits du monde. Ces changements indirects reposent sur le constat que la surface cultivée est finie et que le marché alimentaire est aujourd'hui mondialisé.

La question s'est posée de devoir prendre en compte ces effets dans le cadre de ce projet. On pourrait argumenter qu'en alimentant un méthaniseur avec du maïs, on détourne ce maïs d'un autre usage et qu'il va devoir être produit autre part. Ce raisonnement nécessite de valider diverses hypothèses, de mettre en place un raisonnement à une échelle macro économique, stratégique, et politique adaptée à la problématique de la méthanisation (comment la demande en maïs est constituée ? qui l'approvisionne ? etc.…).

Ne pouvant prétendre résoudre l'ensemble de ces questions, la présente étude a donc adopté de façon pragmatique la position suivante :

1. **Il n'y a pas de changement d'affectation direct pour les cultures énergétiques**. Ces cultures vont être en grande majorité implantées sur des terres arables ou des prairies temporaires, qui ne peuvent prétendre à stocker du carbone comme ce serait le cas pour une prairie permanente compte tenu du fait que la perte de carbone dans le sol a lieu plus vite que son stockage.

2. **Pour les changements d'affectation indirects :** Le cadre défini dans le référentiel 2008 d'ACV des biocarburants est toujours d'actualité : même si l'Europe travaille à proposer des modèles et des valeurs, les modalités de prise en compte n'ont pas été arrêtées à date. **Il n'est donc pas recommandé d'intégrer des valeurs dans le résultat principal de l'étude**. Les modalités de prise en compte des changements indirects devraient être proposées à la mi 2011. Enfin, notons que les approches retenues pour proposer des valeurs travaillent à un niveau macro et vont s'intéresser à l'ensemble de la demande versus l'ensemble de l'offre. Ce sont donc bien les effets de masses et globaux sur les marchés et signaux économiques qu'il faut rechercher.

3. **Par rapport au besoin d'effectuer une analyse de sensibilité,** trois considérations ont été prises en compte dans notre raisonnement dans le cadre de cette étude sur la méthanisation de cultures énergétiques en France:

    a. Les surfaces en jeu dans le cadre de cette filière, au stade actuel des objectifs publics, sont d'un ordre de grandeur différent[16] de celles visées pour les biocarburants, qui se comptent elles en millions d'hectares pour la France et qui justifie que se pose la question de modification globale de marché. On ne pressent pas que la méthanisation agricole en France puisse venir modifier les équilibres planétaires à moyen terme.

[16] Une estimation sur la base de 1 000 méthaniseurs de 50 Nm3/h fonctionnant à 50% avec du maïs et le reste avec des déchets représenterait environ 60 000 ha de SAU annuelle, soit l'équivalent de la disparition annuelle estimée des terres agricoles en raison de l'urbanisation et des activités économiques diverses.

b. Les cultures énergétiques viendront en complément d'une valorisation de déchets, donc de manière non négligeable des déjections animales, non transportables car très pondéreuses et complexes à manipuler. Les projets de méthanisation vont donc viser des zones plutôt ciblées élevages, qui n'ont pas vocation à alimenter le marché des céréales ou des huiles. L'impact sur l'importation de protéines n'a pu être estimé, mais l'arbitrage entre fabrication de protéines ou celle de cultures énergétiques ne semble pas forcément très direct.

c. On sait que devant la difficulté à modéliser la chaîne de causalité, les valeurs proposées pour un hectare détourné d'une vocation alimentaire peuvent varier très fortement, de plusieurs tonnes de pertes d'équivalent CO_2/ha/an à quelques kilogrammes seulement, voire à des valeurs négatives selon les substitutions entres produits prises en compte (voir l'étude BIO 2009 ACV des biocarburants). Prendre en compte ces valeurs introduit un facteur d'incertitude tel que plus rien ne peut être dit sans devoir lever cette hypothèque. La conclusion est donc connue d'avance. Cette étude ne pouvant lever à elle seule cette hypothèque qui pèse sur tout produit agricole, il a été jugé préférable de la mentionner plus que de prétendre la quantifier.

4. Compte tenu de ces éléments, **il a été fait le choix de ne pas proposer une analyse de sensibilité sur ce paramètre, le lien de cause à effet étant plus tenu que dans le cas des surfaces en biocarburant.** En revanche, ce choix et la possible évolution des résultats si des changements indirects devaient être pris en compte, sont très nettement soulignés et rappelés dans le rapport pour alerter l'attention du lecteur.

5. Pour ce qui est du stockage de carbone dans les sols, il n'a pas été considéré de différence entre la situation antérieure (épandage de lisier) et la situation actuelle (épandage de digestat), le lisier ayant un rôle plus faible que du fumier sur le stockage de carbone dans les sols. Pour plus d'explications, le lecteur peut se reporter au chapitre 6.3.3.

Rappel du cadre méthodologique défini dans le référentiel français des biocarburants, 2008 :

Tableau 14 – Récapitulatif des recommandations pour le CAS direct

Zone géographique	Changement direct d'Affectation des Sols	Prise en compte dans l'ACV ?
Europe	Supposé nul	Pas de changement d'affectation dans le cadre d'une production européenne de biocarburants issus de cultures européennes
Amérique du Nord	Fortes incertitudes	En l'absence d'études permettant de définir un scénario de référence de CAS direct, il est proposé d'approfondir les études pour définir un mode de prise en compte explicite de ces potentiels changements d'usage directs des sols, indispensable pour une évaluation exhaustive des impacts potentiels des biocarburants. Si, grâce à des travaux particuliers, il est possible de définir un scénario de CAS robuste, l'étude doit d'ores et déjà en tenir compte.
Amérique du Sud		
Asie		

Tableau 15 - Récapitulatif des recommandations pour le CAS indirect

Zone géographique	Changement indirect d'Affectation des Sols	Prise en compte dans l'ACV ?
Europe	Fortes incertitudes	En l'absence d'études permettant de définir un scénario de référence de CAS indirect, par défaut, il est proposé d'approfondir les études existantes dans l'objectif d'aboutir à un mode de prise en compte explicite. Si, grâce à des travaux particuliers, il est possible de définir un scénario de CAS robuste, l'étude doit d'ores et déjà en tenir compte.
Amérique du Nord		
Amérique du Sud		
Asie		

Dans le cas Changement indirect d'Affectation des Sols, il était cependant recommandé d'illustrer leurs possibles effets en ajoutant une analyse de sensibilité.

5. SYNTHESE DE L'ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE AU NIVEAU EUROPEEN

Les hypothèses et données collectées pour cette étude se sont basées sur la contribution des membres du comité technique et sur des sources bibliographiques européennes. Cette analyse était demandée par les commanditaires uniquement pour compléter en tant que de besoin les contributions fournies initialement ou en cours d'étude par les membres du comité technique et de pilotage.

Les études citées dans le cahier des charges ont été transmises et utilisées pour cette étude, en particulier l'étude d'Oréade Brèche sur la co-digestion de cultures énergétiques et l'étude de Bio Intelligence Service sur l'ACV des biocarburants de 1ère génération.

Auteur/Institut	Titre	Année
ADEME - Oréade Brèche	Méthanisation agricole et utilisation de cultures énergétiques en codigestion : avantages/inconvénients et optimisation	2009
ADEME - Bio Intelligence Service	Elaboration par la méthode des ACV (approche multicritère) des bilans énergétiques, de gaz à effet de serre, des polluants atmosphériques réglementés locaux et des impacts des biocarburants de 1ère génération consommés en France	2009
ADEME - Bio Intelligence Service	Evaluation de la bibliographie relative aux analyses de cycle de vie (ACV) appliquées aux productions ligno-cellulosiques	2009
ADEME - RDC Environnement	Analyse du cycle de vie des modes de valorisation énergétique du biogaz issu de méthanisation de la Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères collectées sélectivement en France	2007

D'autres études ont été identifiées au cours des recherches, elles ont notamment servi de sources de données primaires pour la modélisation des étapes de méthanisation et d'épuration. Ces sources sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Numéro de la réf.	Auteur/Institut	Traduction	
[1]	KTBL, ATB	Les cultures énergétiques, données pour la planification de la culture des plantes énergétiques	2006
[2]	INRA, ITEB, EDE	Pratique de l'alimentation des bovins, 2ème édition	1981
[3]	Dominique SOLTNER	Les grandes productions végétales, 7ème édition	1976
[4]	Wellinger A., Baserga U., Edelmann W., Egger K. und	Manuel sur les biogaz : Principes - Planification - Entreprise, Installations Agricoles.	1976
[5]	Görisch U., Helm M.	La production de biogaz	1976
[6]	Agroscope, Agridea, Agora	Revue suisse d'agriculture Vol.41, Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages	1976
[7]	vTI, FNR	Biogaz- Programme de mesure II : comparaison de 61 installations de production de biogaz.	1976
[8]	Eder B., Schulz H.	La pratique du biogaz : Principes – Planification- Construction des installations - Exemples – rentabilité.	1976
[9]	Persson M.	Evaluation de méthodes d'amélioration de la production de biogaz.	1976
[10]	Urban W., Girod K., Lohmann H.	Technologies et coûts de conditionnement du biogaz et d'alimentation du réseau : résultats d'enquête de marché 2007-2008.	1976
[11]	EMPA	Ecobilan d'un biométhane - Etude de l'installation de Meilen	1976
[12]	Effenberger M., Kissel R., Lehener A., Gronauer A.	La consommation propre des installations de biogaz agricoles	1976

Lorsque des données de modélisation sont directement issues de ces études, elles sont mentionnées avec leur numéro de source dans la suite de ce rapport (ex : [9] signifie : « source [9] de ce tableau), en particulier pour la description des données de modélisation de la méthanisation. Il est alors fait référence aux études concernées à l'aide leur numéro dans le tableau ci-dessus.

6. DONNEES ET HYPOTHESES DE MODELISATION SPECIFIQUES A CETTE ETUDE

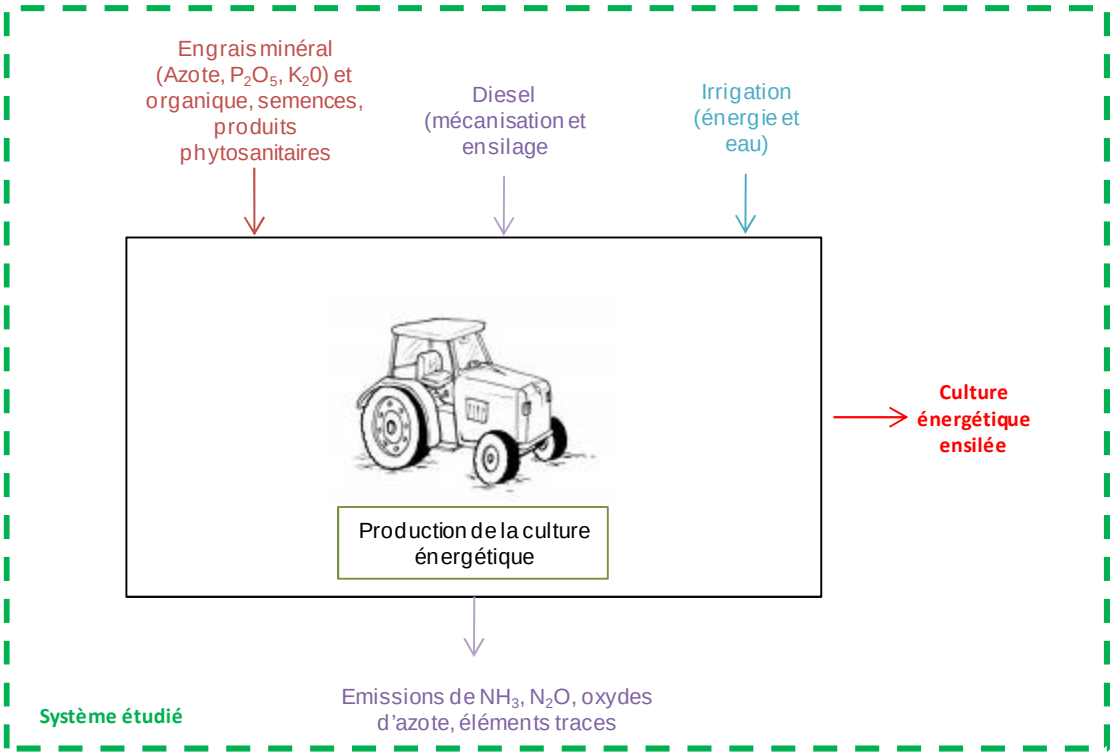
Ce chapitre présente les données (types et sources) et hypothèses nécessaires à l'analyse de cycle de vie.

6.1. PRESENTATION DES DONNEES DE LA PHASE AGRICOLE

6.1.1. Données nécessaires

Le périmètre de l'étape agricole comprend tous les intrants nécessaires à la production de la culture énergétique et toutes les émissions liées à cette étape de culture.

Figure 5 - Périmètre de l'étape agricole



Une présentation exhaustive des données agricoles utilisées est disponible en annexe. Toutefois, quelques données essentielles sont présentées dans le tableau de synthèse ci-dessous.

Tableau 16 - Données clés de l'étape agricole

	Maïs ensilage	Sorgho	Triticale	Prairies	Bandes enherbées	Betterave à sucre	Betterave fourragère
Rendement (tMF/ha)	33	56	35	19	10	86	65
Taux d'humidité à la récolte pour l'ensilage (%)	64	78	65	65	65	77	81
Apport engrais azoté minéral (kg N/ha)	58	60	120	70	0	108	95
Emissions N_2O (kg N_N_2O/ha)	2,95	1,1	1,95	0,9	0	2,9	2,8

Pour cette étape agricole, les émissions identifiées dans la Figure 5 sont calculées à partir de facteurs d'émissions. Le détail des calculs est présenté dans le tableau ci-dessous.

Tableau 17 - Données pour le calcul des émissions agricoles

Emissions de :	Facteurs d'émission	Unités	source
NH_3	5%	Par kg de N minéral apporté (kg N_NH_3 / kg N apporté)	CORPEN
	12%	Par kg de N organique apporté (kg N_NH_3 / N apporté)	CORPEN
N_2O	1,0%	Les émissions directes sont évaluées à 1% du total des apports de N, inclus résidus de culture (kg N_N_2O/kg N).	GIEC pour les émissions de N_2O + adaptations à partir des données des instituts pour les quantités lessivées et volatilisées
	0,8%	% du N lessivé (kg N_N_2O/ kg N_NO_3-)	
	1,0%	% du N volatilisé (kg N_N_2O/ kg N_NH_3 + N_Nox)	
NOx	1%	kg N_NOx/kg N apporté	INRA
Pesticides		L'ensemble de la molécule est considéré intégrer dans le sol, faute de disposer de facteurs de caractérisation pour ces milieux dans ReCiPe[17]. Les émissions	Estimations BIO

[17] Le biais introduit par cette nécessité reste très modéré : en général, moins de 10% des produits épandus peuvent se retrouvent dans l'air, et moins de 1% directement dans les eaux, notamment depuis la mise en place des Zones Non Traitées le long des cours d'eau. Or les écarts d'impacts entre milieux, pour des méthodes qui les proposent (CML, USETOX), donnent des différences d'impacts entre milieux d'émission relativement modérés. Le positionnement global des filières bio-sourcées est donc très modérément affecté par cette limite.

Emissions de :	Facteurs d'émission	Unités	source
		indirectes sont intégrées dans le facteur de caractérisation[18]. L'intégration par les plantes n'est pas prise en compte.	
SOx	0%		CITEPA
Eléments traces		Apports calculés à partir des apports engrais et pesticides.	Bibliographie
COV	0%	Considéré non modélisable en l'état et probablement peu variable sous l'hypothèse de l'absence de changement d'affectation des sols (déboisement surtout).	Synthèse bibliographique BIO, dont N. Jungbluth[19]
CH_4	0%	Les sols sont considérés neutres en termes d'émissions de CH_4.	Bibliographie, dont notamment la publication de l'INRA-ENESAD[20]
	0%	Pas d'émission supplémentaire pour les apports organiques (hypothèse épandage sur sol sec ou à des doses moyennes).	
NH_3 à l'épandage du digestat	20%	de l'azote total apporté (kg N_NH_3/ kg N_apporté.	CORPEN
N_2O à l'épandage du digestat		mêmes calculs que pour l'engrais minéral	GIEC

Ainsi, par exemple, les émissions de NH_3 sont calculées comme présenté ci-dessous.

Emissions de NH_3 = quantité d'engrais N minéral apportée * 5%

+ quantité d'engrais N organique apportée * 12%

Ces niveaux d'émissions ont des ordres de grandeurs dont l'imprécision est relativement grande. Le GIEC fournit notamment des valeurs pour les émissions de N_2O. Une valeur de +/-50% (écart-type) de précision a été retenue pour l'ensemble de ces émissions.

En matière d'émissions d'éléments traces par les fertilisants, les données suivantes ont été utilisées, en cohérence avec l'ACV ADEME-BIO 2009 sur les biocarburants de première génération. Un inventaire moyen avait été élaboré par kg d'élément fertilisant apporté. Le travail publié par SOGREAH[21], qui apporte des données plus à jour et différenciées par types de fertilisant, n'avait pas été identifié. On sait notamment par ces travaux que les engrais azotés de synthèse contiennent moins d'éléments traces que les engrais phosphatés, dérivant eux de matière première naturelle. Second point, il n'a pas été considéré d'export d'éléments traces par les cultures, les données n'étant pas disponibles et variant selon les localisations, etc. Pour ces deux raisons, les données ici utilisées sont donc maximisantes pour les émissions d'éléments traces. Une analyse de sensibilité sur ce poste

[18] Le devenir, les effets toxicologiques sont intégrés dans les facteurs de caractérisation.
[19] Accounting for biogenic NMVOC emissions in LCA, Niels Jungbluth, 2008, 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector Zurich,
[20] "Emissions de méthane (CH4) et d'oxydes d'azote (N2O et NOx) par les sols cultivés - Aspects généraux et effet du non travail du sol",B. Nicolardot et al (2008)
[21] Bilan des flux d'*Eléments Traces* Métalliques (ETM) entrants sur les sols agricoles, SOGREAH, France (année ?)

a été réalisée pour tenir compte de la faible qualité de ces données (voir partie 6.8.12. Analyse de sensibilité sur les éléments traces)

Tableau 18 – Détails des quantités d'éléments trace prises en compte,

Eléments traces	Compartiment	mg / kg d'élément fertilisant
Arsenic	sol agricole	7,17
Cadmium	sol agricole	0,83
Cobalt	sol agricole	83,33
Cuivre	sol agricole	116,67
Fer	sol agricole	2 266,67
Plomb	sol agricole	31,67
Mercure	sol agricole	0,38
Molybdenum	sol agricole	4,17
Nickel	sol agricole	216,67
Selenium	sol agricole	4,17
Zinc	sol agricole	833,33

Source : harmonisation of environnemental Life Cycle Assessment for agriculture, 2003

6.1.2. Source des données

Les données agricoles sont majoritairement issues de la précédente étude menée par l'Oréade Brèche pour le compte de l'ADEME « Méthanisation agricole et utilisation de cultures énergétiques en co-digestion ». Elles ont été complétées, ou mise à jour, par les instituts techniques français lorsque nécessaire : Arvalis Institut du Végétal pour le maïs ensilage, le sorgho biomasse, le triticale, les prairies et les bandes enherbées, l'ITB pour la betterave à sucre et une contribution de l'ADBFM[22] pour la betterave fourragère.

L'itinéraire technique pour le maïs ensilage se base sur des données moyennes pour une production en Basse Normandie, sans irrigation. De même, le sorgho biomasse, non irrigué, est modélisé à partir de données sur la région Normandie. Ce choix a été fait pour chercher au maximum à conserver les données de l'étude Oréade-Brèche.

L'itinéraire technique du triticale s'appuie sur des données représentatives de régions dominantes de culture (Nord de la France), avec une récolte à maturité. Les prairies ont été modélisées en considérant un mélange de Ray Grass Anglais et de trèfle blanc, avec des données d'Arvalis. La bande enherbée est modélisée en reprenant des données de l'étude Oréade-Brèche et avec des données d'Arvalis.

Ces itinéraires ainsi sélectionnés ont été estimés représentatifs d'un itinéraire type français. Il est probable qu'il existe pour chaque culture une variabilité interrégionale de l'ordre d'une dizaine de pourcents sur les résultats d'émissions GES, comme ont pu le montrer des travaux menés par BIO sur les bilans GES de plusieurs régions françaises. Mais c'est sans doute sur l'indicateur consommation d'eau tel qu'il existe aujourd'hui (une empreinte plus raffinée pourrait à terme intégrer l'évapotranspiration dans les consommations d'eau prises en compte) que ce choix peut jouer de la

[22] Association pour le Développement de la Betterave Fourragère Monogerme, http://www.betterave-fourragere.org

manière la plus impactante, les régions retenues ne faisant pas appel à de l'irrigation (sauf pour la betterave à sucre) alors que certaines régions irriguent.

Pour toutes les cultures, une valeur identique a été retenue pour les pertes à l'ensilage : 15%. Cette valeur, fournie par Arvalis, tient compte de plusieurs facteurs : les pertes dues aux parties moisies, les gaz issus de la respiration puis des fermentations anaérobies et les reprises en fermentation après l'ouverture du silo.

L'ensemble des jeux de données utilisés est fourni dans les annexes.

6.2. PRESENTATION DES DONNEES DE LA PHASE TRANSPORT

6.2.1. Les transports amont

Les transports amont (avant l'obtention du biométhane) pris en compte sont les suivants :

- Transport du lisier vers le site de méthanisation
- Transport de la culture énergétique vers le site de méthanisation
- Le transport de chaque intrant vers son lieu d'utilisation est partiellement pris en compte. En effet, de nombreux inventaires de cycle de vie sont exprimés pour le produit mis à disposition, c'est-à-dire que l'inventaire intègre une distance de transport générique. Pour les quelques inventaires qui ne prennent pas en compte ce transport générique, il est possible d'appliquer la règle de coupure et de considérer que le transport d'un intrant, par ailleurs prouvé minoritaire, peut être négligé. Ce point a été testé avec des distances estimatives lors de la mise en place du bilan, effectué de manière itérative comme le demande la norme ACV.

Suite aux premières estimations et remarques des experts de la revue critique, il s'est avéré que les transports représentaient un poste important dans le bilan. Une modélisation affinée a donc été recherchée.

Le tableau suivant présente les distances de transport du lisier et de la biomasse utilisées en fonction des scénarii. Ces distances ont été retenues à partir des informations transmises par l'ADEME et ont été validées par les membres du comité technique.

Tableau 19 - Distances de transport utilisées pour le lisier et la biomasse

	scénario de référence, 1/3 du biométhane produit par les cultures énergétiques		scénario 2/3 du biométhane produit par les cultures énergétiques		scénario 90% du biométhane produit par les cultures énergétiques	
	biomasse	lisier	biomasse	lisier	biomasse	lisier
Méthaniseur 50 m^3/h	15	7	15	0	25	0
Méthaniseur 100 m^3/h	15	15	15	7	25	0
Méthaniseur 300 m^3/h	25	30	25	15	40	7
Méthaniseur 700 m^3/h	25	60	25	30	40	15

Sources : estimations BIO, bâties sur la base de données moyennes observées dans les dossiers de demande de subvention ainsi que d'une estimation de la distance moyenne entres exploitations porcines.

En fonction des scénarii, les quantités de biomasse et de lisier nécessaires varient fortement.

- Plus le biométhane est produit à partir de cultures énergétiques, plus la quantité de cultures énergétiques est forte et plus la quantité de lisier nécessaire est faible. Pour le maïs ensilage par exemple, la biomasse représente 4% du poids total dans le scénario de référence, 15% du poids total dans le scénario à 2/3 du biogaz produit par les cultures énergétiques et 44% du poids total dans le dernier scénario.
- Plus le méthaniseur doit produire un débit important de biométhane, plus les quantités de biomasse et de lisier nécessaires sont importantes. Il est donc nécessaire d'aller chercher plus loin les substrats.

Notons que ces distances ne sont pas issues d'un travail statistique, mais d'une approche à dire d'experts. Elles ont donc fait l'objet de tests lors de la phase d'analyse.

L'inventaire utilisé pour la tonne.km transportée est reconstruit pour coller au mieux aux camions utilisés. La formule suivante a été utilisée pour tenir compte des taux de chargements, de la charge utile et des taux de retours à vide.

Figure 6 - Formule de calcul pour l'inventaire de transport paramétré

$$\frac{1}{T_chargement \times charge\ utile} \times [ICV_vide + (ICV_plein - ICV_vide) \times t_chargement + t_vide \times ICV_vide] + ICV_camion$$

T_chargement est le taux de chargement du véhicule. ICV_vide correspond à l'inventaire d'opération du véhicule à vide, ICV_plein pour l'opération à plein. T_vide est le taux de retour à vide du véhicule, c'est-à-dire le pourcentage du trajet pendant lequel le camion est vide. ICV_camion est l'inventaire de fabrication du camion

Les inventaires nécessaires sont issus de la base Ecoinvent. Le tableau suivant récapitule ses données et les impacts selon deux catégories d'impact.

Tableau 20 - Données nécessaires au paramétrage de l'inventaire transport

Modélisation Transport	charge utile	taux de chargement	taux de retour à vide	Inventaire de base	Emission de GES*	Consommation En. non Renouvelable*
	tonne	%	%		kg CO_2 eq /tkm**	MJ primaire/tkm
Transport des cultures	12	80%	70%	Operation, lorry 20-28t, empty, fleet average/CH S***	0,19	3,0
Transport du lisier	12	80%	100%	Operation, lorry 20-28t, empty, fleet average/CH S	0,21	3,3

**par km aller, incluant le retour à vide selon le taux estimé.*

*** kg CO_2 éq /tkm = unité de mesure des kg de CO_2 équivalents émis lors du transport d'une tonne de produit sur 1 km*

**** Operation, lorry 20-28t, empty, fleet average/CH S = Camion moyen de 20 à 28 tonnes, vide*

Sources : hypothèses BIO, données Ecoinvent pour les inventaires.

6.2.2. Les transports aval

Les transports du biométhane vers son lieu d'utilisation sont pris en compte. Ils sont comptabilisés au sein de l'étape de distribution du biométhane. Ils sont décrits dans la partie 6.4. décrivant la modélisation du transport et de la distribution des carburants liquides et gazeux.

6.3. PRESENTATION DES DONNEES DE LA PHASE DE METHANISATION ET D'EPURATION

Cette phase comprend l'étape de méthanisation et d'épuration. Elles ont été modélisées par les experts techniques de l'EREP. Pour chaque scénario, les calculs ont été effectués selon les mêmes hypothèses.

A noter : Le biométhane injecté dans le réseau de gaz naturel n'est pas composé entièrement de méthane (il contient également des traces de CO_2, d'O_2 et de H_2S). Le biométhane étudié ici est composé à 97% de CH_4. Donc, pour un débit d'injection de biométhane de 100Nm^3/h, la production de méthane pur doit être de 97Nm^3/h.

Tableau 21 - Données clés pour la modélisation de la méthanisation[23]

Culture	Précisions sur la culture	MS (%)	MSV (% de MS)	N_{tot} (% de MS)	η biogaz (m^3 biogaz/t MSV)	% de CH_4	η biogaz (m^3 CH_4/t MF)
Maïs	ensilé / stade vitreux-pâteux	36	94.7	1.31	600	52	106
Triticale	plante entière ensilée	35	90.6	1.08	520	53	87
Betterave à sucre	Ensilé	23	96.8	1.34	684*	53	81
Betterave fourragère	Ensilé	19	95.6	1.44	684	51	63
Prairies	Ray-grass d'Italie ensilé au stade début épiaison[24]	35	90.4	1.55	560	54	96
Bandes enherbées	Mélange Ray-grass anglais 60% et Trèfle blanc 40% / ensilé au stade début épiaison (pour RGA)	35	89.1	2.36	560	54	93
Sorgho biomasse	« sorghum bicolor » ensilé	22	91	1.44	538	54	58
Lisier de porc		5	72.0	12	467	60	10

Données issues des ouvrages [1], [2], [7]

** par défaut identique à la betterave fourragère.*

Un exemple de calcul est présenté ci-dessous, pour le scénario de référence (100 m^3/h) et pour la culture de maïs ensilage. Les deux étapes de méthanisation et d'épuration sont détaillées.

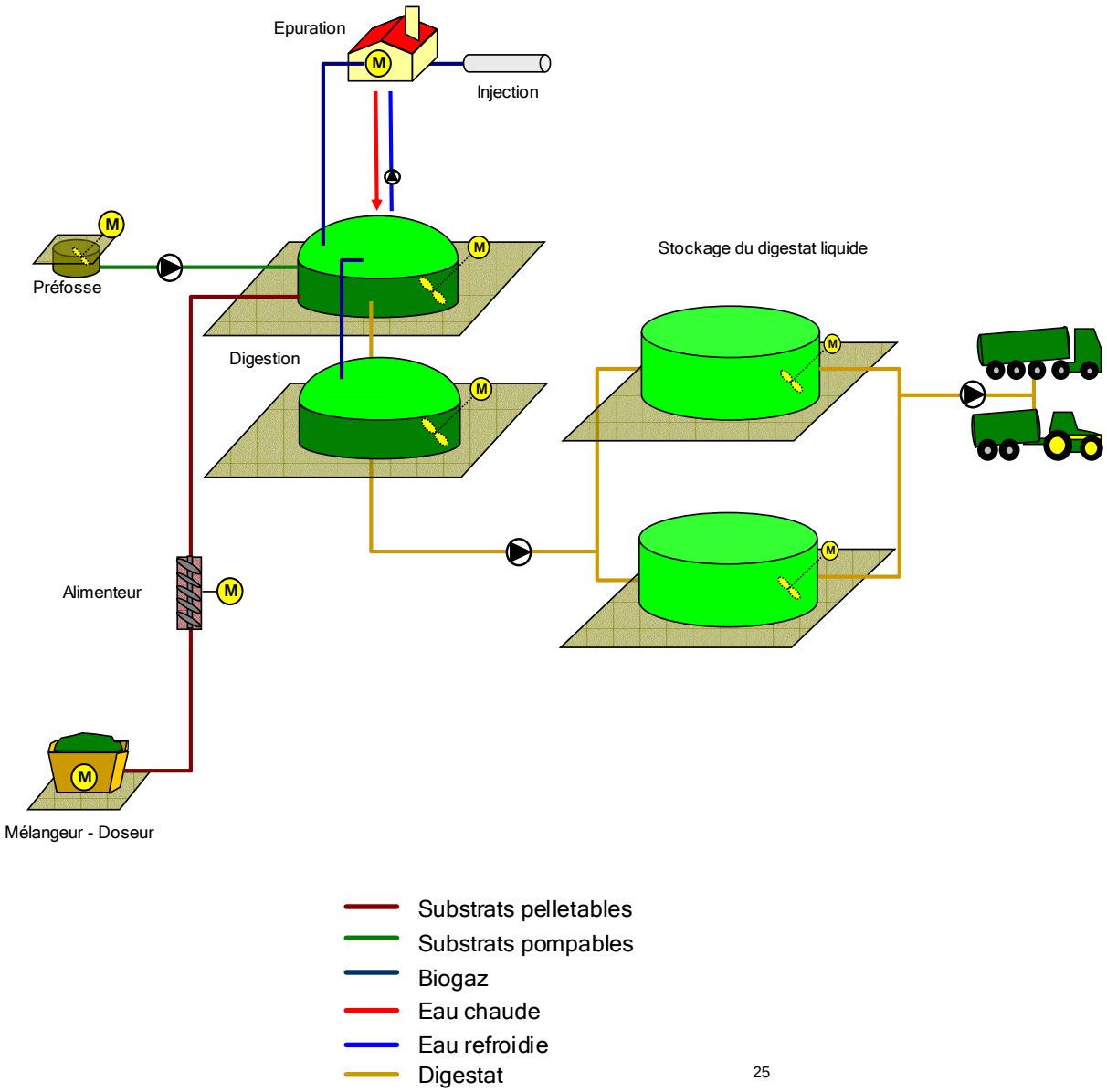
[23] MS : matière sèche ; Ntot : azote total ; MSV : matière sèche volatile = MO : matière organique; MF : matière fraiche.

[24] L'épiaison est un stade phénologique qui correspond à l'apparition de l'épi hors de la gaine de la dernière feuille.

6.3.1. Méthanisation

La figure ci-dessous illustre le fonctionnement d'une installation type de méthanisation :

Figure 7 - Schéma de fonctionnement d'une installation de méthanisation



L'installation modélisée comprend les sites de pré-stockage, le méthaniseur (deux en parallèle dans le schéma ci-dessus, ce qui correspond à une grande taille de méthaniseur), les installations d'épuration dans lesquelles sont traitées le biogaz, et enfin, les installations post-digesteur comprenant les cuves de stockage, couvertes pour éviter les émissions d'ammoniac. Il n'a pas été pris en compte de séparateur de phase car le digestat obtenu est assez liquide.

Sur ce périmètre, les principaux flux pris en compte sont les consommations d'énergie (chauffage et électricité). Etant donné les stockages étanches, il n'est pas considéré d'émissions de polluants vers

[25] Le substrat pelletable correspond au cas des cultures énergétiques, le substrat pompable à celui du lisier.

l'air ou l'eau autres que liées à la combustion nécessaire pour la chaleur et la combustion du gaz pauvre. Une analyse de sensibilité sur le traitement des eaux de lavage a été menée. L'amortissement du matériel n'est pas pris en compte. Cette hypothèse simplificatrice, prise conformément au référentiel des biocarburants, est testée en analyse de sensibilité.

Les principales données utilisées ont été :

- calculées par EREP pour le chauffage des digesteurs. Le modèle interne utilisé pour ces estimations bilan énergétique comprend :
  - la chaleur utilisée pour le chauffage des intrants à 38℃ (pour augmenter leur température de 10, température extérieure moyenne considérée, à 38℃, température de digestion)
  - les pertes par radiation depuis les parois des digesteurs, isolation incluse (coefficient 0.4 $W/m^2.K$.)
  - les pertes par évaporation évacuées dans le biogaz

  Le premier poste est le poste le plus important, qui selon les types de produits, correspond à environ 80% des besoins thermiques totaux, suivi par les pertes des digesteurs (17.5%) et l'évaporation.

- L'utilisation de données électriques réelles, mesurées sur des sites en fonctionnement (étude [12]), qui intègrent l'ensemble des consommations d'un site (pompes d'approvisionnement, brassage, etc).

Pour une installation dont la production de méthane est couverte à 1/3 par la digestion de maïs ensilage, cela implique qu'elle doit être alimentée à **4,25%** en volume par du maïs ensilage. Cette part est faible car le substrat choisi pour être digéré avec le maïs ensilage est du lisier de porc, au pouvoir méthanogène très faible par rapport au maïs ensilage.

Les informations nécessaires au calcul sont compilées dans le tableau suivant pour une des filières. Pour avoir l'ensemble des jeux de données, il est nécessaire de se reporter vers les annexes.

Tableau 22 - Données pour la modélisation de la méthanisation - exemple du maïs

Alimentation du digesteur			
Maïs	0,34	t_{MF}/h	Calculs EREP, sous les contraintes suivantes : obtenir 100 Nm3/h de biométhane, dont 33% à partir de maïs
Lisier	7,64	t_{MF}/h	Calculs EREP, sous les contraintes suivantes : obtenir 100 Nm3/h de biométhane, dont 33% à partir de maïs
Rendements			
Production de biogaz	21,74	m^3_{biogaz}/t_{MF}	Calculs EREP, sur la base des potentiels méthanogènes donnés dans le Tableau 21 - Données clés pour la modélisation de la méthanisation
Teneur en CH_4	57,1	% CH_4	Calculs EREP, sur la base des potentiels méthanogènes donnés dans le Tableau 21 - Données clés pour la modélisation de la méthanisation
Consommation énergétique de l'installation de méthanisation			
Électricité	12,39	$kWh_{él}/t_{MF}$	[12]
Chaleur[26]	34,43	kWh_{th}/t_{MF}	calculs EREP sur la base d'une T° moyenne en entrée pour les substrats de 10℃

6.3.2. Épuration

Deux procédés ont été étudiés : lavage à l'eau et PSA. Le choix de ces deux technologies repose sur leur large représentativité et développement à l'échelle commerciale. Toutefois industriellement, il existe d'autres procédés qui ne nécessitent pas tous les mêmes prétraitements ni les mêmes pressions de service. Le tableau ci-dessous, proposé par la revue critique, synthétise les autres dispositifs existants.

Tableau 23 – Les différents procédés d'épuration existants

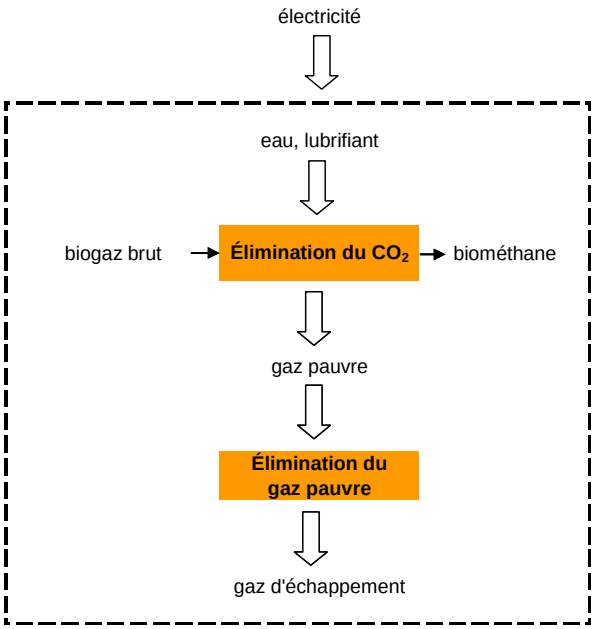
Principe physique	Dénomination de la technologie	Type de régénération	Prétraitements nécessaires	Pression de travail (en bar)	Perte de méthane (%)
Adsorption	Pressure Swing Adsorption – PSA	Vide	H_2O, H_2S	4-7	2
Absorption	Lavage à l'eau	Stripping	rien	7-10	<2
	Polyéthylène glycol	Stripping	H_2O, H_2S	7-10	<2
	MEA (Mono Ethanol Amine)	Chaleur	H_2S	Atmosphérique	<0,1
Purification membranaire	Membranes	-	H_2O, H_2S	8-10	> 10

[26] Les besoins en chaleur sont couverts d'une part par le procédé d'élimination du gaz d'échappement produit par le procédé d'épuration du biogaz et d'autre part par une chaudière alimentée au gaz naturel.

- **Epuration par lavage à l'eau**

Le procédé de lavage à l'eau ne nécessite pas de déshydratation préalable ni de désulfuration dans la mesure où le biogaz subit une désulfuration biologique grossière dans le digesteur.

Figure 8 – Schéma de description de l'épuration par lavage à l'eau



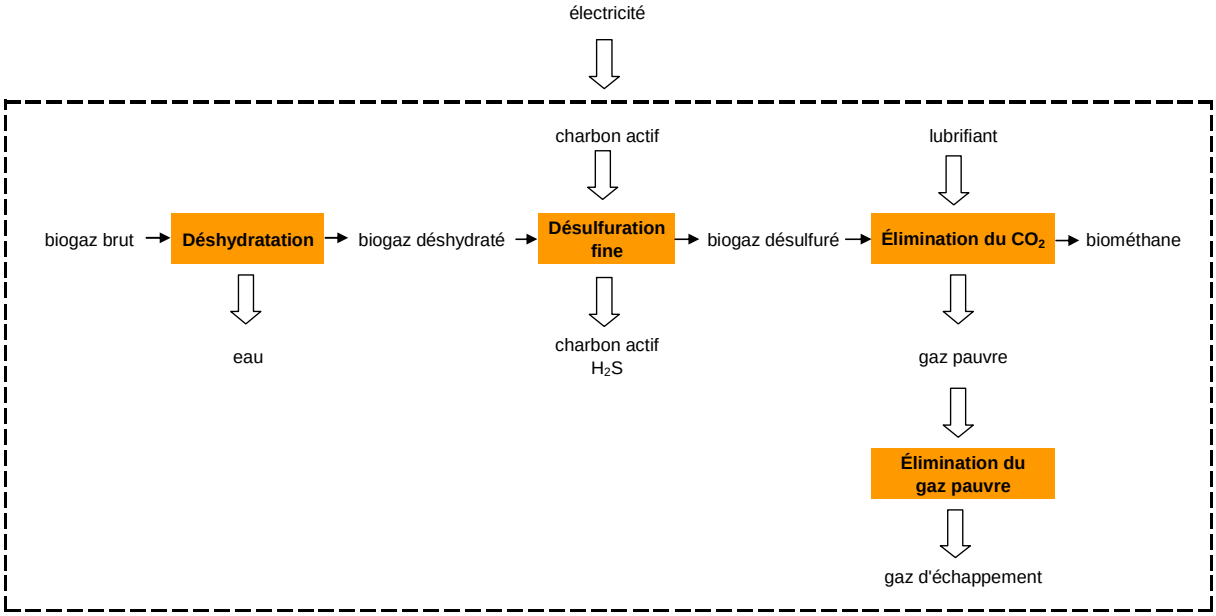
Après épuration, la production de biométhane est estimée à 0,58 $Nm^3/Nm^3_{biogaz\ brut}$. Il est composé à 97% de CH_4 et contient des traces de H_2S, CO_2 et d'air.

Le gaz d'échappement issu de l'épuration du biogaz contient en majorité de CO_2 mais également les pertes en CH_4 qui surviennent lors de l'épuration. Elles sont inférieures à celles du procédé PSA (de l'ordre de 1 à 2%) [10]. Afin d'éviter les émissions de CH_4 dans l'atmosphère, le gaz d'échappement est éliminé dans un procédé adapté à la combustion des gaz à faible pouvoir calorifique. Le taux de CH_4, de l'ordre de 1 à 2%, du gaz pauvre obtenu par le procédé de lavage à l'eau est à la limite des teneurs (de l'ordre de 2,5% de CH_4 dans le gaz) permettant une récupération de chaleur par les chambres à combustion utilisées actuellement. Après consultation avec les experts de la revue critique il a été décidé de considérer que la chaleur produite pouvait être utilisée en autoconsommation. La chaleur produite couvre environ 5,8% des besoins de chaleur totaux du méthaniseur. Le CO_2 émis est d'origine biogénique, sa contribution au réchauffement climatique est considérée comme nulle. Toutefois, les autres molécules émises lors de la combustion de ce gaz pauvre sont prises en compte dans le calcul, en particulier les émissions de H_2S, bien plus fortes que pour la combustion d'un MJ de gaz naturel (6,1E-3 par MJ de gaz pauvre contre 5,5E-7 par MJ de gaz naturel).

- **Epuration PSA**

Le procédé PSA nécessite au préalable une déshydratation par condensation et une désulfuration au travers d'une colonne de charbon actif comme l'illustre la figure suivante :

Figure 9 - Schéma de description de l'épuration PSA



Le gaz d'échappement issu de l'épuration du biogaz contient en majorité du CO_2 mais également les pertes en CH_4 inévitables qui surviennent lors de l'épuration (de l'ordre de 6% à 12%) [10]. Pour éviter les émissions de CH_4 dans l'atmosphère, le gaz d'échappement est également éliminé dans un procédé adapté aux gaz à faible pouvoir calorifique. Le taux de CH_4 dans le gaz étant largement supérieur à la limite de récupération de chaleur de 2,5%, une production de chaleur issue de la combustion du gaz pauvre a été considérée. La chaleur produite lors de cette élimination est utilisée pour le chauffage des digesteurs et couvre 17,1% de ses besoins.

- **Données nécessaires**

Le tableau suivant regroupe les informations pour les calculs :

Tableau 24 - Données nécessaires pour la modélisation de l'épuration - exemple du maïs

Rendements			**Sources**
Lavage à l'eau	0,58	$Nm^3_{biométhane}/Nm^3_{biogaz\ brut}$	Calcul EREP
PSA	0,55	$Nm^3_{biométhane}/Nm^3_{biogaz\ brut}$	Calcul EREP
Production de gaz pauvre			
Lavage à l'eau	1,98	kWh_{th}/t MF	Calcul EREP, la totalité du gaz pauvre obtenu est utilisée pour chauffer le méthaniseur.
PSA	5,94	kWh_{th}/t MF	
Consommation d'électricité			
Lavage à l'eau	0,28	$kWh/Nm^3_{biogaz\ brut}$	[9]
PSA	0,45	$kWh/Nm^3_{biogaz\ brut}$	[9]
Consommables			
Lavage à l'eau			
Eau	0,42	$L/Nm^3_{biogaz\ brut}$	[9], Renouvellement continu d'une part de l'eau de recirculation
Lubrifiant	$4,11.10^{-5}$	$kg/Nm^3_{biogaz\ brut}$	[9], Pour la lubrification des systèmes de compression et autres
PSA			
Lubrifiant	$2,27.10^{-5}$	$kg/Nm^3_{biogaz\ brut}$	Données constructeurs
Charbon actif	$1,89.10^{-4}$	$kg/Nm^3_{biogaz\ brut}$	Données constructeurs

- **Deux hypothèses fortes pour cette étape.**

La première consiste à considérer que les besoins énergétiques pour le chauffage des digesteurs sont couverts par deux sources : le gaz pauvre issu de l'épuration, qui a un faible contenu énergétique, et du gaz naturel pour couvrir plus de 80% des besoins. Cet apport peut être couvert par du biométhane produit par l'installation, ce qui ferait diminuer le bilan en termes d'émissions de gaz à effet de serre et de consommation d'énergie primaire non renouvelable. Toutefois, considérant que le tarif d'achat du biogaz à l'injection est supérieur au coût d'achat du gaz naturel, les opérateurs d'installation de méthanisation peuvent être encouragés à injecter la totalité du biogaz produit dans le réseau et à couvrir leurs besoins énergétiques par du gaz naturel fossile. De plus, ce choix méthodologique permet d'être sûr que les impacts ainsi calculés n'ont pas été sous-estimés.

La seconde a été de ne pas considérer d'étape de purification supplémentaire permettant de réduire encore plus la teneur en dioxygène. En effet, le biométhane produit par ces 2 types d'épuration n'a pas la teneur minimale de 100 ppm pour le dioxygène. Or les prescriptions techniques actuelles de GrDF imposent ce seuil pour être utilisé sur le réseau. Peu de techniques d'épuration permettent aujourd'hui d'atteindre ce niveau. Ces techniques sont encore peu usitées. Ce choix de ne pas en tenir compte réside dans la probable existence d'une dérogation pour le biométhane injecté sur le réseau. Une analyse de sensibilité, non fournie dans ce rapport, a cependant été menée sur la base

de données fournies par la revue critique[27]. Elle a confirmé le caractère largement minoritaire de cette étape (moins de 1% des impacts sur les indicateurs suivis).

6.3.3. Prise en compte du digestat

L'étape de méthanisation – épuration aboutit à la production de digestat. Comme expliqué au chapitre 4.2. sur les méthodes d'allocation, le digestat est traité par substitution à de l'azote minéral, uniquement pour la fraction d'azote qui provient des cultures énergétiques.

La quantité d'azote contenue dans le digestat et issue de la fraction de cultures énergétiques est calculée. Le contenu en azote est assez proche entre les cultures et le lisier (entre 4% et 7% en masse). Etant donné que les formes d'azote apportées sont différentes (le lisier contient de l'azote plus facilement volatilisable ou mobilisable par les bactéries du mélange), il n'est pas évident de savoir de quel substrat vient l'azote disponible dans le digestat. Il a été fait l'hypothèse simplificatrice de considérer que l'azote disponible dans le digestat était proportionnel aux masses initiales de chaque substrat. Une fois obtenue la part de l'azote dans le digestat provenant des cultures énergétiques, la production d'une même quantité d'azote d'un engrais azoté minéral est soustraite du bilan. L'inventaire de production de l'ammonium nitrate (issu d'ECOINVENT, mais modifié pour sa partie GES à partir des données Ges'tim[28] plus récentes) a été choisi pour cela.

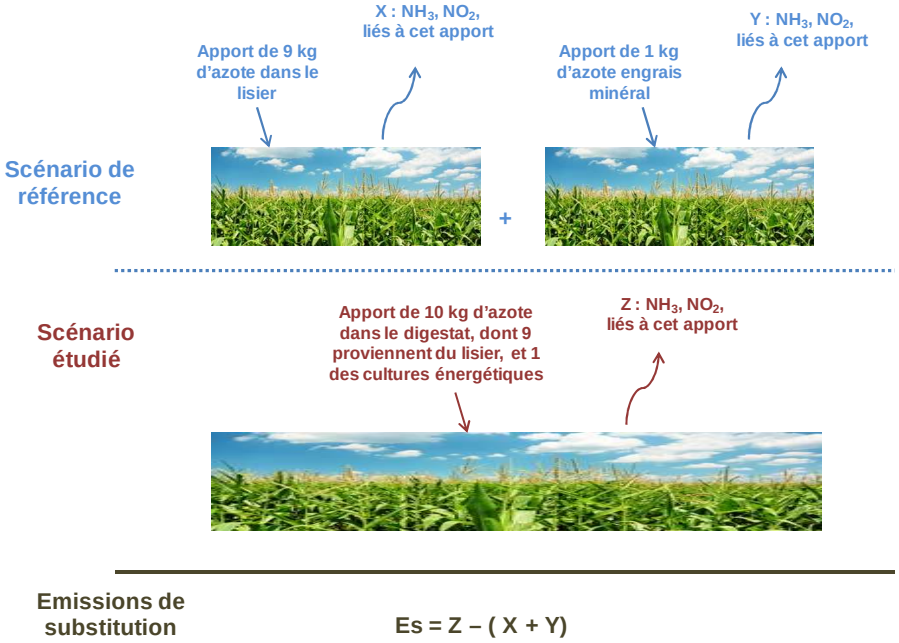
Par ailleurs, d'autres postes doivent être pris en compte du fait de cette substitution d'azote minéral par de l'azote organique du digestat (voir figure ci-dessous). Les calculs tiennent aussi compte du différentiel d'émissions de NH_3 et N_2O lors de l'épandage du digestat. Ces émissions sont calculées à partir de données du CORPEN :

- 16% de l'azote total est émis sous forme de NH_3 pour un digestat en moyenne contre 5% pour une ammo-nitrate (source : CORPEN). Le lisier possède le même niveau d'émission que le digestat.
- Les règles de calcul du GIEC ont ensuite été appliquées pour évaluer le différentiel de N_2O que ces différences pouvaient créer. Ces différences viennent d'émissions de N_2O indirectes différentes, car jugées proportionnelles aux émissions de NH_3 par ce modèle. On obtient ainsi un excédent de +22 g N_N_2O / t matière fraiche épandue de digestat.

[27] Pour réaliser cette analyse, un débit de 100 Nm^3/h de biométhane, il a été considéré une concentration de 0,2% d'O_2 dans le biogaz et une réduction à 100 ppmv d'O_2, la consommation en Hydrogène est de 500L/hr. La consommation électrique horaire pour cette production de H_2 est de 5 KWh. La consommation d'1L d'eau pure par heure pour l'électrolyseur a aussi été prise en compte dans le test.

[28] Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre, juin 2010. Il a été réalisé par les instituts techniques agricoles animaux (Institut de l'élevage, IFIP, ITAVI) et végétaux (ARVALIS Institut du Végétal, CETIOM, ITB).

Figure 10 – Illustration de la substitution sur les engrais : cas des émissions



Seule la part imputable aux cultures énergétiques reste dans la soustraction présentée ci-dessus, étant donné qu'il est considéré en première approximation que l'épandage du lisier sans méthanisation aurait conduit aux mêmes émissions.

L'épandage du digestat consomme du Diesel, dont la différence par rapport à l'épandage d'un engrais est également comptabilisée dans ce bilan (source : GESTIM).

Il est à souligner qu'il n'a pas été pris en compte de déstockage de carbone du sol lié à l'épandage de digestat en lieu du lisier, plus riche en carbone pouvant être stocké dans l'humus du sol. Ce choix s'explique par la faiblesse de l'effet de stockage attribuable au lisier. Ce dernier en effet, contient assez peu de carbone (d'où aussi son faible pouvoir méthanogène) et sa constitution (rapport C/N, etc) fait qu'une part assez faible de ce carbone se retrouve stocké sur du long terme dans le sol. La situation aurait été différente avec un fumier, plus riche en carbone et ayant un rôle avéré dans la constitution d'humus dans le sol. Ce point a d'ailleurs été étudié lors du test mené sur le fumier (voir chapitre 0).

Rappelons aussi sur ce poste la faiblesse des données disponibles, la complexité d'évaluer l'impact de ce changement dans la teneur globale de parcelles subissant des rotations de cultures et donc des effets multiples d'autres itinéraires techniques, et le fait que les pratiques agricoles seraient aussi susceptibles de venir compenser ces pertes si elles étaient jugées trop importantes (en augmentant légèrement la part des résidus de cultures de la rotation, en jouant sur les cultures, etc).

6.4. PRESENTATION DES DONNEES DE LA PHASE DISTRIBUTION

L'étape de distribution est modélisée selon deux axes : les carburants fossiles liquides et les carburants gazeux (fossiles ou renouvelables).

6.4.1. Carburants fossiles liquides

La distribution des carburants fossiles liquides est identique à l'étude ACV des biocarburants de 1ère génération (ADEME – 2009). Elle comprend :

- Une phase de transport : les données sont issues de l'IFP et sont identiques à celles utilisées dans l'étude ACV des biocarburants de première génération. Les inventaires Ecoinvent adéquats ont ensuite été utilisés pour modéliser ces transports.

Tableau 25 – Transport post-raffinage des carburants fossiles liquides

Distribution vers utilisateur final			
Route	109	km	IFP
Transport maritime	0	km	IFP
Transport fluvial	17	km	IFP
Rail	69	km	IFP
Pipeline	113	km	IFP

- Une phase de distribution en station service : lors de cette étude, une consommation de 180 MJ électrique par tonne de carburant avait été retenue. Ce chiffre a depuis été comparé à d'autres sources (notamment IFP) et revu légèrement à la baisse pour les carburants fossiles. La valeur utilisée pour cette étude est de 130 MJ électrique par tonne de carburant. Cette valeur a été appliquée aux carburants fossiles et renouvelables. Les inventaires des carburants liquides, issus de l'étude ACV des biocarburants de 1ère génération, ont donc été modifiés en ce sens.

6.4.2. Carburants gazeux

L'étape de transport et de distribution des carburants gazeux s'appuie sur des données de GrDF et sur des données bibliographiques. Les données nécessaires à cette étape sont synthétisées dans le tableau ci-dessous. Il est important de noter que ces données sont considérées identiques entre le gaz naturel et le biogaz. Une fois arrivé en France (gaz naturel) ou injecté dans le réseau (biogaz), les deux produits ont le même comportement et le même impact moyen.

Les données sur la consommation d'énergie de la compression ont été obtenues auprès de GrDF. Elles sont issues de mesures sur différentes stations de compression, de différentes tailles. La valeur maximale de consommation énergétique a été retenue. Elle correspond à une petite station (traitant moins de 50 Nm^3/h) comprimant un gaz entrant à 2 bars jusqu'à 250 bars. Cette consommation est identique entre les deux types de gaz (gaz naturel et biométhane).

Tableau 26 - Données utilisées pour la modélisation de l'étape de transport et de distribution du gaz et du biogaz

Etapes	Données	Unités	Sources et justifications
Etape de contrôle			
aucun impact estimé			
Odorisation			GrdF
considéré négligeable, identique pour les 2 filières (GN et biogaz)			
Injection (pour le biogaz uniquement)			
taux de fuite	0	%	
Distribution par le réseau			
taux de fuite	0,018	%	taux de fuite moyen de distribution GrDF en 2009
Compression			
Consommation énergétique Gaz Naturel	0		Considérée nulle d'après l'étude de l'IFP, la distribution se faisant par détente entre réseau de transport à haute pression du gaz naturel et réseau de distribution à plus basse pression.
Chaudière			
proportion chaudière condensation 2010	10,00%	%	La proportion est calculée à partir des chiffres transmis par GrDF, la proportion de chaudière à condensation est calculée par rapport au total de chaudières (standard + basse température + condensation), ce qui donne environ 8%, arrondi à 10%.
proportion chaudière condensation 2025	100,00%	%	L'analyse est réalisée à l'horizon 2025, date à la quelle il est considéré que le parc sera 100% en chaudière à condensation.
choix des inventaires d'émissions chaudière			
Chaudière à condensation	Heat, natural gas, at boiler condensing modulating <100kW/RER S		Ecoinvent
Chaudière standard	Heat, natural gas, at boiler modulating <100kW/RER S		Ecoinvent
Distribution véhicule			
électricité distribution =	0,40	kWhe/Nm3 gaz	
compression	0,4	kWhe/Nm3 gaz	GrDF
+ autres	0,03	kWhe/Nm3 gaz	BIO (à partir du rapport JEC-CONCAWE 2007)

6.5. PRESENTATION DES DONNEES DE VALORISATION DU BIOGAZ EPURE

Deux utilisations ont été modélisées pour cette étude : la valorisation chaleur en chaudière et l'utilisation en tant que carburant véhicule.

Un point d'attention particulier pour cette étape doit être souligné : l'étape de distribution peut apparaître faible pour les deux utilisations pour l'indicateur de consommation d'énergie non renouvelable. Ce résultat est lié aux inventaires de cycle de vie utilisés : dans la base de données ECOINVENT, la consommation d'énergie non renouvelable est comptabilisée au moment de l'extraction de cette énergie non renouvelable, et non au moment réel d'utilisation.

Il est de plus important de rappeler que le biométhane, une fois épuré et amené aux spécifications techniques du gaz naturel, est un gaz identique au gaz naturel dans son comportement à l'utilisation. Le taux de pureté obtenu grâce à l'épuration préalable qu'il a subi justifie l'utilisation d'un inventaire identique pour le biométhane et le gaz naturel lors de son utilisation chaudière ou en véhicule.

6.5.1. Les données chaudière

La valorisation du biogaz pour la production de chaleur par une chaudière a été modélisée à l'aide de données ECOINVENT pour deux types de chaudières : chaudière standard et chaudière à condensation. Deux scénarii ont été envisagés, correspondant à deux horizons temporels : 2010 et 2025. Le biogaz épuré et le gaz de ville étant très proches, il est normal d'utiliser les mêmes chaudières quelque soit l'origine du gaz[29].La description des deux scénarii figure dans le tableau ci-dessous.

Tableau 27 - Description des parcs de chaudières

	rendement (%)	Part dans le scénario 2010	Part dans le scénario 2025
chaudière standard	96%	90%	0%
chaudière à condensation	102%	10%	100%

Le calcul du bilan environnemental étant effectué pour tous les indicateurs sans tenir compte des amortissements des infrastructures aval (voir chapitre 4.1.), les inventaires ECOINVENT ont été modifiés pour ne tenir compte que des émissions dues à la combustion du gaz. Un test a été réalisé par la suite pour vérifier l'impact que les amortissements pourraient avoir sur le bilan total. Les ICV ECOINVENT utilisés sont présentés dans le tableau suivant :

[29] Source : Communication personnelle, Naskeo

Tableau 28 : Facteurs d'émissions retenus pour chaque chaudière

Flux élémentaire	Compartiment	Sous-compartiment	Unité	Emissions chaudiere **standard** sans amortissement Biogaz	Emissions chaudiere **condensation** sans amortissement Biogaz
				MJ	MJ
Acetaldehyde	air	unspecified	kg	1,00E-09	1,00E-09
Acetic acid	air	unspecified	kg	1,50E-07	1,50E-07
Benzene	air	unspecified	kg	4,00E-07	4,00E-07
Benzo(a)pyrene	air	unspecified	kg	1,00E-11	1,00E-11
Butane	air	unspecified	kg	7,00E-07	7,00E-07
Carbon dioxide, biogenic	air	unspecified	kg	5,60E-02	5,60E-02
Carbon monoxide, biogenic	air	unspecified	kg	7,80E-06	5,90E-06
Dinitrogen monoxide	air	unspecified	kg	5,00E-07	5,00E-07
Dioxins, measured as 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin	air	unspecified	kg	3,00E-17	3,00E-17
Formaldehyde	air	unspecified	kg	1,00E-07	1,00E-07
Heat, waste	air	unspecified	MJ	1,11E+00	1,11E+00
Mercury	air	unspecified	kg	3,00E-11	3,00E-11
Methane, biogenic	air	unspecified	kg	2,00E-06	2,00E-06
Nitrogen oxides	air	unspecified	kg	1,45E-05	9,90E-06
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	air	unspecified	kg	1,00E-08	1,00E-08
Particulates, < 2.5 um	air	unspecified	kg	1,00E-07	1,00E-07
Pentane	air	unspecified	kg	1,20E-06	1,20E-06
Propane	air	unspecified	kg	2,00E-07	2,00E-07
Propionic acid	air	unspecified	kg	2,00E-08	2,00E-08
Sulfur dioxide	air	unspecified	kg	5,50E-07	5,00E-07
Toluene	air	unspecified	kg	2,00E-07	2,00E-07
Nitrate	water	river	kg	1,30E-07	1,30E-07
Nitrite	water	river	kg	3,00E-09	3,00E-09
Sulfate	water	river	kg	5,00E-08	5,00E-08
Sulfite	water	river	kg	5,00E-08	5,00E-08

6.5.2. Les données véhicules

- **Principes de modélisation**

Les véhicules sont des sources d'émissions de différents polluants. Il existe une grande variabilité de ces émissions : entre véhicules, entre types de post-traitement, entre types de motorisation ou même de réglage moteur, etc. Ainsi, un véhicule voit ses émissions évoluer dans le temps. Deux véhicules identiques peuvent aussi avoir des émissions différentes. Enfin, signalons que la mesure elle-même de ces molécules émises parfois en quantités très réduites peut aussi venir biaiser la donnée utilisée.

Ainsi, travailler de manière brute à partir d'un seul jeu de mesures d'émissions n'est pas possible. La démarche retenue a consisté en:

- Une validation auprès d'experts (ADEME, VEOLIA, GrDF) du comportement identique d'un biogaz par rapport à un gaz naturel. Cette confirmation a été obtenue, le biogaz ayant une composition en tout point identique à celle d'un gaz naturel.

- L'obtention du maximum de jeux de mesures comparatives d'émissions entre véhicules au gaz et véhicules Diesel équivalents, à partir de mesures sur banc d'essai et avec des cycles normalisés[30] (voire essence pour les véhicules légers). Le véhicule Diesel a été privilégié car il est prévu un développement plus marqué dans les flottes captives des véhicules au GNV, comme les bus ou les bennes à ordure, le biogaz venant alors remplacer du Diesel. Le tableau ci-dessous liste les sources principales sur lesquelles se sont appuyés les jeux de données.
- L'élaboration de tendances moyennes d'évolution des émissions entre un véhicule Diesel et un véhicule roulant au gaz naturel, construites à partir de ces jeux de mesures, de synthèses existantes dans la bibliographie, et d'échanges avec les experts.
- Ce sont ces tendances qui ont été modélisées dans la présente ACV. Un jeu de mesures a été sélectionné pour servir de base à la quantification des niveaux d'émissions. Sur ce jeu de mesures, certains niveaux ont été adaptés pour coller au mieux aux tendances moyennes. Il a de plus parfois été nécessaire de compléter ce jeu de mesures avec des données provenant d'autres jeux plus complets pour offrir une image suffisamment précise (notamment sur les molécules les plus polluantes comme le formaldéhyde, les HAP, etc).

Tableau 29 – Détails et sources des données pour les émissions et consommations des véhicules

véhicules étudiés	détails	Sources principales
Bus		
GNV Bus	EURO4, moteur IVECO	OptiBus 2
Diesel Bus	EURO4, Diesel, 50ppm	OptiBus 2
BOM		
GNV 20 t	GNV IVECO 20 tonnes, moteur UNIC 9,5 litres stoechiométrie 191 kW 1000 Nm	Etude ADEME "les Bennes à ordures ménagères écologiques - quelles solutions pour les réseaux"
GNV 26 t	GNV IVECO 26 tonnes, moteur UNIC 9,5 litres stoechiométrie 191 kW 1000 Nm	
Diesel 20 t	Diesel EURO2 Premium 20 tonnes, moteur RVI 9,8 litres 188 kW 1000 Nm	
Diesel 16 t	Diesel EURO2 Premium 16 tonnes, moteur RVI 5,5 litres 110 kW 495 Nm	
Véhicules légers		
VL Diesel et Essence VL GNV et BIOGNV	Véhicules légers, EURO4, gamme des petites berlines (mégane, etc) ou de petits véhicules utilitaires (berlingo, etc), avec leur motorisation d'entrée de gamme (1.4l pour essence, 1,5l dCI pour le Diesel)	ADEME : base de données ARTEMIS / HBEFA Autres bibliographiques : (b) : étude Prieur et Tilogone, IFP, 2007 sur le GN, (c) : Etude "INCORPORATION D'ESTER ETHYLIQUE D'HUILE VEGETALE DANS LES DIESELS", mars 2008, (d) : Etude IFP sur le SP95 versus E10, E85, etc
Camion		
Diesel camion	Mercedes Diesel, cycle 60 NERV	OptiCamion
GNV camion	moteur IVECO EUROTECH 190E26, cycle 60NERV, moyenne neuf et 1 an	OptiCamion

[30] Etudes utilisées : « Optibus 2 » pour les bus, « Les bennes à ordures écologiques, quelles solutions pour les réseaux ? » pour les bennes à ordures et données transmises par l'ADEME pour les véhicules légers.

- **Les tendances moyennes**

Les jeux de mesures collectés, les échanges avec les experts et le travail bibliographique conduit (cf quelques unes des sources[31]) mettent en avant :

- Pour des véhicules de taille et de performances identiques, les véhicules essence présentent la consommation la plus élevée en termes de MJ/km. Les véhicules GNV ont des niveaux de consommation proches mais légèrement inférieurs à ceux des véhicules essence. Les véhicules Diesel sont bien en dessous.
- Les propulsions au GNV émettent moins de polluants réglementés (CO, HC, NOx et particules) qu'un véhicule équivalent roulant au Diesel.
- Les émissions de polluants toxiques comme le benzène, le 1,3-butadiène, le formaldéhyde et l'acétaldéhyde sont très fortement réduites pour une motorisation GNV par rapport à un Diesel.
- Pour le véhicule GNV les hydrocarbures imbrûlés sont constitués très majoritairement de méthane, alors que pour le véhicule Diesel, les familles les plus représentées sont les composés oxygénés (aldéhydes et cétones) et les composés mono et cyclo-oléfines. Quatre polluants reconnus pour leur toxicité (le benzène, le 1,3- butadiène, le formaldéhyde et l'acétaldéhyde) sont fortement réduits lors du passage d'une motorisation Diesel à une motorisation GNV.

- **Quelques données clés d'émissions des véhicules**

Sont présentées ci-dessous quelques données clés utilisées. L'ensemble des données d'émissions pour chaque type de véhicules figure dans un tableau en annexe.

Les émissions de GES sont directement proportionnelles aux consommations. Le tableau suivant récapitule les niveaux d'émission par MJ utilisé. Ces données sont issues d'une synthèse bibliographique sur le sujet et des travaux menés pour l'étude des biocarburants de première génération.

Tableau 30 - Description des données de consommation et d'émissions CO_2 des véhicules

	Bus		Benne		Véhicules légers		
	Diesel	GNV	Diesel	GNV	Essence	Diesel	GNV
- Consommation retenue (MJ/km)	21,16	27,75	26,80	31,87	2,58	2,04	2,58
- Emissions (g CO_2 / MJ)	73,5	56	73,5	56	73,5	73,5	56
- Emissions de CO2 retenues - (g CO_2 / km)	1 559	1 513	1 970	1 785	190	150	140

Source : voir Tableau 29 – Détails et sources des données pour les émissions et consommations des véhicules

Les résultats principaux, ou lorsqu'aucune mention n'est faite, sont donnés pour les bus, véhicules les plus présents dans les flottes GNV et pour lesquels le plus de données étaient disponibles. La figure

[31] Les essais à l'UTAC; Citroën Jumper GNV, Bilan livraison de marchandises en ville, ADEME, 2007; Le document du Comité interministériel pour les véhicules propres, "Véhicules propres fonctionnant au GPL, GNV et à l'électricité - Etat des filières et propositions de politiques publiques d'accompagnement", avril 2000. Voir http://www.senat.fr/rap/r01-113/r01-11313.html ; étude de l'IFP : "Le GNV : quel potentiel ?", Anne Prieur et Richard Tilgone, 2006; etc.

ci-dessous présente l'ensemble des molécules d'émissions prises en compte pour ces véhicules, avec la mention de la source de l'étude, des sources complémentaires, ou alors du fait que cette donnée a été adaptée pour satisfaire aux tendances (cf. paragraphe ci-dessus « les tendances moyennes »).

Tableau 31 - Données d'émissions complètes pour les bus

Bus	Diesel Euro4, Diesel 50ppm	GNV Euro 4, Iveco	Sources
Polluants réglementés (g/km)			
CO_2	1559	1513	Calculé
Particules	0,08	0,022	(1)
NOx	15,8	4,5	(1)
CO	0,24	13,5	(1)
HC	0,34	1	(1)
dont HCM	0,2	1	(1)
HCNM	0,14	0	(1)
Polluants non réglementés (mg/km)			
Formaldéhyde	15	3,0	Diesel : (1) Bus GNV : adaptée car la donnée de ce jeu de mesure ne correspondait pas à la tendance moyenne
HAP	18,2	0,61	Estimées par BIO à partir d'autres jeux de données qui avaient fait cette mesure
1,3 butadiène	0,5	0	(1)
Benzène	5	1,0	(1)
Acétaldéhyde	5	1	(1)
Toluène	1	8	(1)
Xylènes	2	0	(1)
Consommation			
en litre/km	0,59	-	Calculé
en Nm^3/km	-	0,73	Calculé
en MJ/km	21,2	27,0	(1)

Sources (1) : étude « Optibus2 » menée par l'ADEME en 2007.

Pour plus de détail sur les données prises en compte, le lecteur peut utilement se reporter vers les annexes de ce rapport.

6.6. ESTIMATION DE LA PRECISION DU RESULTAT :

6.6.1. Présentation générale de l'approche retenue

Par nature, l'imprécision ne se laisse pas facilement quantifier. Elle a pour origine des causes multiples qui ne peuvent être toutes traitées au même niveau. Une estimation a été menée dans ce projet afin de pouvoir vérifier si les écarts entre filières fossiles et BioGNV étaient robustes. Elle s'est appuyée sur les principes suivants :

- Quantification uniquement des sources d'imprécisions provenant d'incertitudes sur les données utilisées. La variabilité de ces données (entre région, terroirs, climats, etc) n'est pas prise en compte dans cette imprécision. Les données utilisées ont cherché à être les plus représentatives possibles d'un itinéraire et d'une transformation pouvant exister en France. De même, l'impact des choix méthodologiques sur les résultats n'est pas considéré comme une source d'imprécision. Ces points sont abordés via les analyses de sensibilité des résultats à ces choix.
- Quantification d'un niveau d'imprécision de chaque donnée ou à défaut, de chaque grand type de données (ou sous-types si les niveaux d'imprécision sont estimés différents). Cette quantification a ciblé l'indicateur GES, un des indicateurs phares de cette analyse et représentatif d'un indicateur robuste. Il est en effet peu utile de chercher à quantifier de cette manière là un indicateur comme le potentiel de toxicité, en raison de la complexité du phénomène. L'utilisation de règles plus simples comme "avoir au minimum un facteur 10 d'écart entre résultats pour commencer à parler d'écart possible" est pour cet indicateur la règle de prudence à utiliser ;
- Utilisation de formules statistiques simples pour propager ces niveaux initiaux d'imprécision jusqu'à l'imprécision finale du résultat.

La variable utilisée pour décrire cette dispersion est l'écart type. Il est fait l'hypothèse que chaque donnée est indépendante des autres données, ce qui s'avère être une des limites à cette estimation dans la mesure où certaines données sont liées (ou à minima, partiellement liées) comme les apports azotés et le rendement, ou les inventaires entre eux par le biais des inventaires transversaux que sont l'énergie ou les transports.

6.6.2. Sources utilisées pour définir la précision de chaque donnée

Selon le type de données, diverses sources d'estimation des niveaux d'incertitude sur les données ont été mobilisées.

- Pour les données primaires, cette information a été demandée en complément de la donnée recherchée auprès de l'expert du secteur. Ainsi, les centres techniques agricoles, l'EREP, ou GrDF, se sont prononcés sur la précision estimée de la majorité des données fournies. BIO a eu un regard critique sur ces valeurs, essayant d'avoir une approche harmonisée et de comprendre les sources d'imprécision lorsque jugées importantes. BIO a aussi complété les niveaux de précision manquant à partir de ceux disponibles et en appliquant des niveaux prudents (ie élevés) d'imprécision.
- Pour les données secondaires, BIO a estimé la précision des inventaires disponibles en fonction de son expérience sur les ACV. Le niveau moyen pour l'indicateur GES et les indicateurs assis sur les données les plus fiables est estimé à +/-15% de précision. Pour des

indicateurs construits sur des données plus complexes à obtenir (les indicateurs de potentiel de toxicité ou d'écotoxicité notamment), ces niveaux ont été estimés de l'ordre de +/-50%.

La précision liée au modèle de caractérisation (ici le forçage radiatif[32] des gaz) utilisé a été prise en compte. Les données utilisées sont elles aussi des données estimées par BIO à dire d'expert.

6.6.3. Détails de certaines données d'imprécision :

Tableau 32 - synthèse des données utilisées pour estimer l'imprécision des résultats

Données	Niveau estimé de précision	Détail sur cette estimation
N_2O, NH_3, NOx	+/-50%	la précision des calculs d'émissions de N_2O a été estimée à dire d'expert par BIO à partir de 3 sources d'information : - Les valeurs minimales et maximales proposées par le GIEC - Les valeurs obtenues à l'aide d'autres modèles, comme celui de Bouwman ou modèle DNDC - Des simulations faites sur la variabilité possible des apports, des facteurs d'émission, etc. - Les autres émissions sont estimées de manière prudente aussi imprécise que celles de N_2O.
Rendements de transformation (de la matière fraîche en biogaz):	+/-10%	Le rendement global de transformation depuis la matière fraîche entrant dans le méthaniseur jusqu'à l'obtention de biométhane est estimé avec environ 10% d'imprécision (estimation BIO). Ces 10% ont été répartis arbitrairement en 5% pour l'étape d'obtention du biogaz, et 5% pour le passage du biogaz au biométhane.
Emission des véhicules	variable	Les données d'émission et de consommation des véhicules sont imprécises, mais aussi hautement variables d'un véhicule à l'autre, d'un moteur à l'autre. La donnée de consommation, et avec elle, les données d'émission de GES, sont estimées précises à +/-10%. Les données d'émissions des polluants non réglementés sont en revanche plus imprécises, avec des niveaux à +/-100% de précision.

[32] Le forçage radiatif d'un gaz correspond à la puissance radiative que le gaz à effet de serre renvoie vers le sol, Si l'on cumule ce forçage radiatif sur 100 ans, on obtient le pouvoir de réchauffement global du gaz sur 100 ans.

6.7. SYNTHESE DE LA QUALITE DES DONNEES

Le tableau de synthèse ci-dessous reprend les informations principales quant à la qualité des données de modélisation utilisées, comme le préconise la norme ACV. Les données sont évaluées en fonction des paramètres suivants :

- Facteur géographique
- Technologie
- Précision

Tableau 33 - Synthèse sur la qualité des principales données primaires

Procédé	Données clés	Facteur géographique	Technologie	Précision
Culture	Rendement	Régions françaises représentatives	Itinéraires techniques moyens, prenant en compte un éventuel labour, et considéré sans irrigation (sauf pour la betterave à sucre)	5%
	Apport d'engrais			10% pour les engrais minéraux, 20% pour l'azote organique
	Emissions N_2O			50%, cette donnée est très variable selon les sols et le climat.
	Consommations de Pesticides	Régions choisies	Itinéraire conventionnel, molécules les plus fréquemment utilisées (pas d'exhaustivité)	50%, cette donnée est très variable selon les agriculteurs et la pression des ravageurs (selon les régions, les années, etc)
	Eléments traces	Valeurs moyennes issues de l'étude sur la base de l'étude « Harmonisation of environnemental Life Cycle Assessment for agriculture. European Commission 2003 »	Données représentatives des engrais produits pour l'Europe, données ayant 10 ans d'âge.	50%, cette donnée est ancienne et variable selon la qualité des gisements de phosphate naturel.
Transport	Distance de transport	France/Suisse	Transport modélisé par des camions de 12 T de charge utile, avec un taux de chargement de 80%	20%, il s'agit d'une estimation à partir des volumes nécessaires et des productions moyennes en France
Méthanisation	Rendements	Suisse/Allemagne	Digesteur à flux continuellement mélangé, température mésophile	5%
	Consommations énergétiques			10%
Epuration	Rendement	Suisse/Allemagne	Epuration par lavage à l'eau	5%
	Consommations énergétiques			10%

Procédé	Données clés	Facteur géographique	Technologie	Précision
Transport et Distribution	Consommation	France	Réseau sous pression GrDF, système de compression classique	30%, il s'agit de données moyennes, Celle de distribution en station service est issue de l'étude JRC-CONCAWE mise à jour en 2009..
Combustion chaudière	Rendement	France	Mix entre chaudières standard et à condensation	5%
	Emissions	Suisse, extrapolé à l'Europe (compatible avec les données disponibles auprès de GrDF)	Données pour chaudières standard et à condensation, sans prise en compte des amortissements	10%
Utilisation véhicule	Consommation	France	Données ADEME	10%
	Emissions	France	Données ADEME issues de campagnes de mesures sur banc d'essais	100%, les émissions sont très variables selon les véhicules, leur motorisation, leur équipement et le nombre de kilomètres déjà parcourus par le véhicule au moment des mesures.

La précision a été estimée en considérant la marge d'incertitude sur chaque donnée, et non en voulant chiffrer la variabilité régionale ou technologique qui pourrait exister. Pour plus d'information sur l'estimation de la précision, se référer au paragraphe 6.6. .

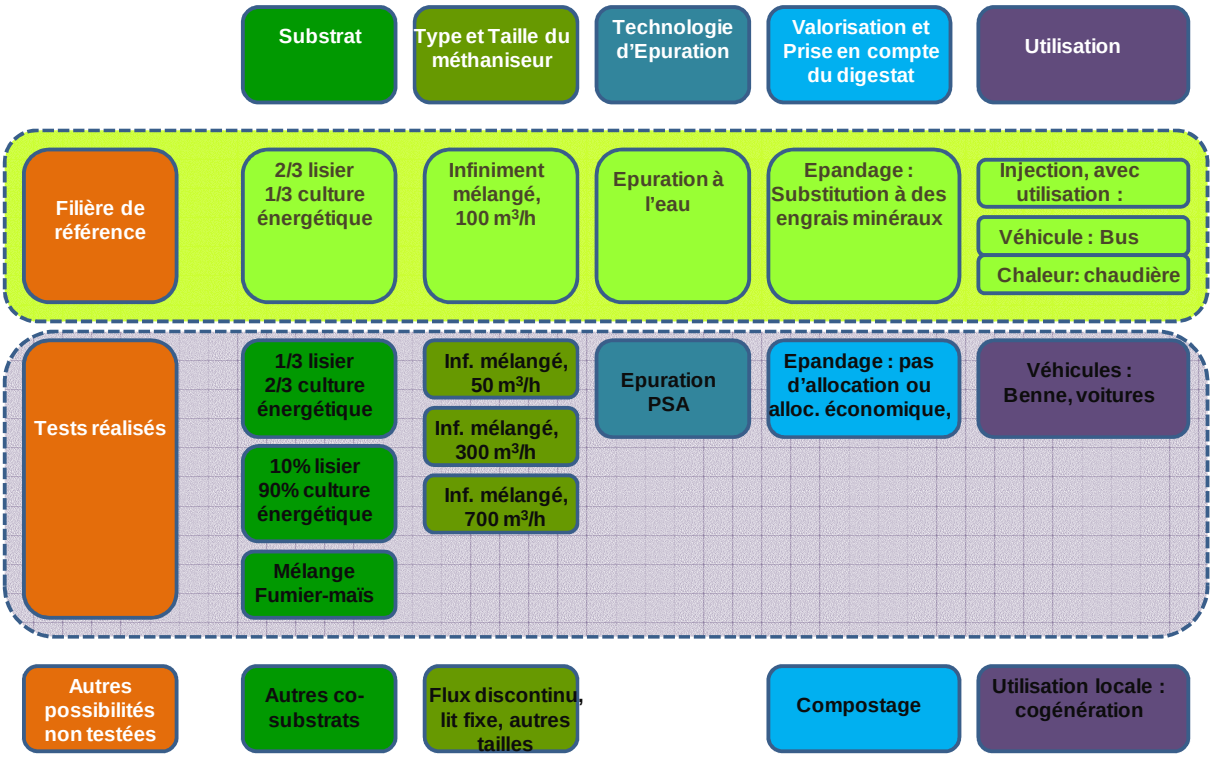
Ce tableau fait état d'une représentativité satisfaisante des données, aussi bien au niveau temporel que géographique. En revanche, certaines données sont entachées d'une incertitude non négligeable (N_2O, émissions des véhicules) qu'il faut avoir à l'esprit lors de l'analyse des résultats.

6.8. RAPPEL SUR LA FILIERE PRINCIPALE ET LES TESTS REALISES

La présente partie a vocation à détailler les situations analysées. On utilisera le terme de test pour parler d'une analyse de l'évolution d'un paramètre, d'une grandeur intéressante du système, par rapport à une situation de référence. Le terme « analyse de sensibilité » a été conservé pour les calculs effectués afin de s'assurer de la fiabilité des hypothèses ou des données retenues.

Le schéma suivant synthétise l'ensemble des configurations analysées. Les différents tests réalisés en faisant varier ces paramètres sont aussi rappelés, ainsi que les situations non couvertes dans ce projet.

Figure 11 - Filière principale et tests réalisés



Note : les ratios et pourcentages présentés (1/3, 2/3 et 90%) font référence à la part de biogaz produite à partir des cultures énergétiques

De manière plus précise, le détail des tests et analyses menés figure dans les parties suivantes.

6.8.1. Test sur le taux d'incorporation

Ce test est clé pour répondre à l'objectif premier de cette étude, à savoir étudier comment se comportent les résultats avec l'introduction d'une part de plus en plus importante de cultures énergétiques. L'augmentation de la part de cultures dédiées se fait en réduisant d'autant celle du lisier incorporé. Les volumes de cultures et de lisier nécessaires sont calculés par rapport à la production de biométhane désirée. Les scénarii testés sont les suivants :

Tableau 34 - Taux d'incorporation en masse de co-substrat (arrondis) pour les différents scénarii testés

	Maïs ensilage	Sorgho	Triticale	Prairies	Bandes enherbées	Betterave à sucre	Betterave fourragère

	Maïs ensilage	Sorgho	Triticale	Prairies	Bandes enherbées	Betterave à sucre	Betterave fourragère
1/3 du biométhane produit par les cultures énergétiques	4%	7%	5%	4%	4%	5%	6%
2/3 du biométhane produit par les cultures énergétiques	15%	23%	17%	15%	15%	18%	21%
90% du biométhane produit par les cultures énergétiques	44%	57%	47%	45%	45%	49%	55%

6.8.2. Test sur la prise en compte des amortissements

Ce test cherche à estimer l'impact des amortissements des infrastructures non prises en compte dans le scénario de référence. Il s'agit des machines agricoles utilisées pour les cultures énergétiques, des infrastructures nécessaires à la méthanisation et l'épuration, des conduites pour la distribution du biogaz et du gaz et de la chaudière pour l'étape d'utilisation. Ce test est uniquement réalisé pour l'utilisation chaleur. La même évaluation n'a pu être menée en parallèle pour le gaz naturel, faute de pouvoir prétendre à une modélisation homogène permettant une comparaison entre les deux filières.

Les impacts liés à la fabrication d'une unité d'infrastructure ont été évalués à l'aide de données d'inventaires de cycle de vie de la base de données Ecoinvent. Les quantités consommées d'infrastructures par MJ de chaleur retenues sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 35 - Données utilisées pour le test des amortissements

Infrastructure	Valeur utilisée	Unité	Sources et explications	Inventaire de production de l'infrastructure utilisée
Matériel agricole : tracteur	4,01	kg/hectare de maïs	Détermination du nombre de kg de tracteur permettant d'atteindre, avec l'ICV « tractor production » d'Ecoinvent, les mêmes émissions GES que celles estimées par ARVALIS sur la base de la méthode GESTIM (23 kg CO_2 eq/ha d'amortissement du matériel)	Inventaire Ecoinvent "Tractor, production/CH/I S"
Méthanisation	2,03E-09	pièce[33]/MJ de biométhane	Hypothèse d'un méthaniseur produisant 150 Nm^3/h, sur 330 jours par an, pendant 20 ans	Inventaire Ecoinvent "Anaerobic digestion plant covered, agriculture/CH/I U"
Canalisation de distribution	2,1E-06	mètre/MJ de biométhane	Utilisation de la donnée Ecoinvent, correspondant à un réseau de moyenne (>0,1 bar) et haute pression (>1 bar) pour un transport annuel de 30TJ/km/an pendant 40 ans	Inventaire Ecoinvent "Pipeline, natural gas, high pressure distribution network/RER/I U"
Chaudière	6,6E-07	pièce/MJ de	Utilisation de la donnée Ecoinvent,	Inventaire Ecoinvent

[33] Pour la méthanisation, le terme « pièce » fait référence à un méthaniseur, pour l'étape chaudière, il fait référence à une chaudière.

Infrastructure	Valeur utilisée	Unité	Sources et explications	Inventaire de production de l'infrastructure utilisée
		chaleur	correspondant à une chaudière au gaz de 10kW considérée comme identique à une chaudière à pétrole de 10kW	"Gas boiler/RER/I U »

6.8.3. Test sur les allocations :

Le scénario de référence utilise la substitution pour prendre en compte la production de digestat issu des cultures énergétiques. La fraction d'azote du digestat qui provient des cultures énergétiques est considérée remplacer la production équivalente d'engrais azoté minéral. En plus de ce crédit alloué au digestat, des impacts supplémentaires sont comptabilisés. Il s'agit du différentiel de consommation de Diesel pour épandre le digestat par rapport à l'épandage d'un engrais minéral et du différentiel d'émissions de NH_3 et N_2O lors de l'épandage du digestat par comparaison à de l'épandage d'azote minéral.

S'agissant d'un choix méthodologique important pour les résultats de certains indicateurs (en particulier l'acidification terrestre ou la toxicité humaine), d'autres méthodes de prise en compte de ce digestat ont été testées :

- Sans allocation
- Avec allocation économique. Pour cette méthode, les impacts sont répartis entre le biogaz et le digestat en fonction de la valeur économique de chacun. Deux jeux de valeurs théoriques ont été utilisés : le premier jeu revient à affecter 5% de l'impact total au digestat, le second jeu 20%. Il n'a pas été possible de faire ce calcul pour des données économiques réelles, le digestat ayant rarement une valeur marchande. Ce sont donc des situations hypothétiques futures si le développement de ces filières venait à généraliser une valeur marchande au digestat.

6.8.4. Test sur la taille du méthaniseur

Quatre tailles de méthaniseur ont été considérées, elles sont définies par rapport au débit de production de biométhane : 50 m^3/heure, 100 m^3/heure, 300 m^3/heure et 700 m^3/heure. Ces tailles sont en accord avec le type de méthanisation retenu (à flux continuellement mélangé) et peuvent être envisagées en France.

Un second test était prévu au cas où les amortissements du méthaniseur se seraient avérés importants. Il aurait été alors pris en compte les immobilisations pour chaque taille de méthaniseur simulé. Du fait d'un poids des amortissements du méthaniseur en général très modéré dans les impacts suivis (exception de l'épuisement des ressources), ce second test n'a pas été ajouté car n'apportant pas d'information significativement différentes.

6.8.5. Test sur le type de véhicule

Trois catégories de véhicules ont été testées : un bus, une benne à ordures ménagères et un véhicule léger propulsé par trois types de carburants (Diesel, essence, et GNV ou bioGNV). Les données sur les émissions de ces trois véhicules sont précisées en annexe.

6.8.6. Test sur le mix électrique

L'étape de méthanisation consomme des quantités importantes d'électricité (au minimum 1,1 MJ d'électricité par m^3 de biogaz brut produit pour la méthanisation). Aussi, un test a été effectué pour estimer l'écart possible dans les résultats avec un mix électrique français et un mix électrique

européen. Ce choix de mix s'avère intéressant du fait des fortes différences d'émissions de CO_2 par kWh d'électricité entre la valeur moyenne française et son équivalent européen.

Tableau 36 - Données d'impact pour les deux inventaires de cycle de vie des mix énergétiques France et Europe

Mix électrique	Emissions de gaz à effet de serre (kg CO_2 eq/kWh)	Consommation d'énergie non renouvelable (MJ/kWh)	Toxicité humaine (kg 1,4-DB/kWh)	Eutrophisation marine (kg N éq/kWh)	Oxydation photochimique (kg COVNM éq/kWh)
Moyen France	9,46E-02	1,20E+01	6,60E-03	4,13E-05	2,97E-04
Moyen Europe	4,89E-01	1,09E+01	2,36E-02	1,15E-04	1,02E-03

Sources : Ecoinvent

6.8.7. Test sur le parc de chaudières

Deux horizons temporels ont été considérés : 2010 et 2025, avec deux parcs de chaudières différents. En 2010, 10% des chaudières sont à condensation, 90% des chaudières sont standard[34]. L'horizon 2025 permet de calculer le bilan environnemental pour un parc composé à 100% de chaudières à condensation. Les deux types de chaudière n'ont pas le même rendement, ce qui génère des émissions plus fortes pour la chaudière standard. Les précisions sur le rendement des chaudières sont mentionnées précédemment (§ 6.5.1.).

6.8.8. Test sur la méthode de caractérisation pour la toxicité humaine

Les impacts environnementaux sont évalués à l'aide de la méthode ReCiPe pour la plupart des indicateurs (sauf Consommation d'énergie primaire non renouvelable). Tous ces indicateurs ne sont pas évalués avec le même degré de certitude. La toxicité humaine fait partie de ceux pour lesquels les choix méthodologiques et les sources de données, en résumé la méthode de caractérisation, peuvent avoir un très fort impact sur le résultat.

Comme pour tout indicateur de toxicité, l'estimation de la toxicité humaine nécessite de réaliser des hypothèses à plusieurs étapes du calcul : devenir de la molécule une fois qu'elle a été émise dans un compartiment, degré d'exposition de la population humaine à cette molécule, impact de cette quantité de molécule sur la santé humaine, équivalences entre molécules, etc.

Aussi, pour éclairer les résultats de ReCiPe sur l'indicateur de toxicité humaine, le modèle Usetox a été utilisé. Les molécules de plus fort impact pour l'indicateur de toxicité humaine sont présentées dans le tableau ci-dessous, pour les deux méthodes.

Un test sur la méthode d'épuration (PSA au lieu de lavage à l'eau) a également été considéré, mais le changement de technique d'épuration n'impliquait qu'une modification extrêmement faible sur le bilan.

[34] Les chaudières dites standard correspondent au modèle classique de chaudière, par opposition aux versions plus récentes telles que les chaudières à condensation, les chaudières basse température ou les chaudières à ventouse.

Tableau 37 – Comparaison des molécules de plus fort impact pour l'indicateur toxicité humaine, pour les méthodes ReCiPe et Usetox

	Toxicité humaine	
Méthodes	ReCiPe[35]	Usetox
Molécules	Métaux lourds : Antimoine Argent Arsenic Cadmium Chrome VI Mercure Plomb Sélénium Thallium Autres : Acroléine Béryllium Dioxines Phosphore Tétra-chloro-méthane	Métaux lourds : Argent Arsenic Cadmium Chrome VI Mercure Molybdène Plomb Thallium Zinc Autres : Acroléine Béryllium Dioxines

Les molécules communes aux deux méthodes parmi ce classement des molécules de plus fort impact figurent en vert dans le tableau.

6.8.9. Test sur le substrat principal : passage du lisier au fumier

Un test important a été mené afin de simuler l'évolution des résultats et de l'analyse si le substrat avait été un fumier. Ce test, demandant de mener en double toute les modélisations faites sur le lisier et sur les différences d'impacts entre digestat et lisier, est resté cantonné à une analyse sur les émissions de GES pour le seul maïs.

La simulation effectuée a consisté à remplacer le lisier par du fumier en modifiant l'ensemble des postes impactés par ce changement :

- La simulation a porté sur un mélange composé de fumier et de maïs ensilage uniquement. Le taux de matière sèche dans le méthaniseur est élevé, puisqu'il dépasse les 30% pour le cas à forte teneur en fumier. Le méthaniseur ne peut fonctionner qu'avec un apport d'eau.
- Impacts amont du fumier : comme pour le lisier, le fumier est considéré comme un déchet. Ainsi les impacts liés à l'obtention du fumier et ses émissions de stockage en ferme, avant prise en charge et envoi vers le digesteur, ont été considérés de la responsabilité de la production de viande. Aucune émission n'a donc été prise en compte pour la production et le stockage en ferme du fumier.

[35] A titre de comparaison, les molécules citées dans le tableau ont des valeurs allant de 10^{E}+4 à 10^{E}+5 alors que les HAP ont une valeur de 10^{E}+1 seulement.

- Potentiel méthanogène du fumier : il est issu du logiciel « Gaz de Ferme », version 2007.01, développé par Solagro pour le compte de l'ADEME. Ce même logiciel a été utilisé pour estimer les parts respectives entre fumier et maïs pour obtenir les taux de 33%, 66% et 90% pour le biométhane issu du maïs. Pour ce faire les données caractéristiques du maïs ensilage utilisées dans l'outil Solagro ont été remplacées pour correspondre à celle utilisées dans ce rapport (Tableau 21). Les données caractéristiques de la méthanisation d'un fumier bovin sont issues du logiciel Solagro :

Tableau 38 : Caractéristiques du fumier bovin

Culture	MS(%)	MSV (% de MS)	m^3 CH_4/ t MV	m^3 CH_4/m^3 effluent entré
Bovins, Fumiers	0,23	81,7	270	50,74
Source : Logiciel Solagro				

- Les consommations de chaleur ont été considérées identiques. La consommation électrique a été augmentée, le mélange étant plus sec. Pour rester dans une logique de prudence, ce paramètre a été doublé pour l'étape de méthanisation.
- La quantité de digestat obtenue a été modifiée. Son contenu azoté est considéré identique, hypothèse prudente liée à la proximité de contenu azoté entre fumier et lisier un peu concentré[36].
- Les distances de transport ont été conservées.
- Enfin, les impacts liés à l'épandage du digestat ont été modifiés pour tenir compte d'un effet fertilisant du fumier très différent de celui du digestat, mais aussi de l'effet de déstockage de carbone lié à l'épandage d'un digestat à la place de l'épandage d'un fumier. Ces deux points sont détaillés ci-dessus. Comme pour la situation avec lisier, le différentiel d'émission entre l'épandage des engrais minéraux remplacés par l'épandage du digestat à la aussi été pris en compte (principalement lié aux émissions d'ammoniac supérieures pour le digestat par rapport à un engrais minéral moyen),
- L'azote disponible dans le digestat est beaucoup plus mobilisable que celui disponible dans le fumier. Le tableau ci-dessous retraçant les coefficients d'équivalent azote des trois engrais de ferme étudiés dans ce projet montre la plus grande efficacité fertilisante de l'azote du digestat. La différence entre la quantité d'azote mobilisable par les plantes (quantités d'azote de l'engrais de ferme x le coefficient d'équivalent azote) pour les deux engrais de ferme est considérée comme une économie d'engrais minéraux, qui vient se soustraire au bilan du MJ de biométhane produit, comme cela a été effectué pour le lisier. Ainsi, pour un mélange à 33% de biométhane produit à partir de maïs, on obtient un différentiel de l'ordre de 3 kg N par tonne de matière fraîche dans le cas fumier – maïs, contre 0,25 dans le cas du mélange lisier – maïs.

Coefficients d'équivalents azote des engrais de ferme (Source: brochure "Fertiliser avec les engrais de ferme", IE – ITAVI – ITP, 2001, moyenne des lisiers")	
Fumier bovin (printemps en surface)	0,1
Lisier porcin (printemps déposé)	0,7
Digestat (= lisier selon hyp)	0,7

[36] Le fumier a un contenu d'azote par tonne de matière fraiche identique à celui d'un lisier concentré, et ou plus élevé qu'un lisier dilué (source : « fertiliser avec des engrais de ferme », Institut Elevage, ITAVI, ITCF, ITP, 2001 »),

- Cependant, le fumier contenait un taux de carbone supérieur à celui du digestat qui va être épandu. Il y a donc un moindre stockage de carbone dans les sols liés au fait d'avoir introduit un digestat plutôt qu'un fumier. Ne disposant pas de données mesurant en situation réelle cet effet, une estimation théorique a été faite, sur la base du coefficient isohumique[37] et du taux de matière organique (voir tableau ci-dessous). Ce différentiel de stockage de carbone a été traduit en émissions de CO_2 liées au passage d'un épandage du fumier à un épandage de digestat.

Engrais de ferme (= MF dans ce tableau)	coefficient isohumique (kg d'humus/kg MO)	taux MO (kg MO/kg MF)	stock de carbone dans l'humus (≈ litière) (kg C/kg d'humus)	Quantité de carbone stockée dans l'humus (kg CO2/t d'engrais de ferme)	Quantité de carbone stockée dans l'humus (kg CO2/t MF maïs)
	A	B	C	A x B x C	
fumier bovin sur litière accumulée moyennement pailleux	30%	22%	40%	**95**	76
digestat (≈compost de fumier bovin)	50%	8%		**61**	49
Source	(1)	(1)	(2)		
1) Brochure "Fertiliser avec les engrais de ferme", IE – ITAVI – ITP, 2001, moyenne des lisiers")					
2) Communication de la commission européenne :"Guidelines for the calculation of land carbon stocks for the purpose of Annexe V of Directive 2009/28/EC					

Ci-dessous est présenté le tableau synthétisant les paramètres ayant changé lors de l'utilisation du fumier comme co-substrat.

Tableau 39 : Tableau synthétisant les paramètres modifiés pour le calcul de la méthanisation du fumier

		1/3 du gaz produit par les cultures		2/3 du gaz produit par les cultures		90% du gaz produit par les cultures		Source
		lisier	fumier	lisier	fumier	lisier	fumier	
part des cultures dans le mélange (massique)		4,25%	19,33%	15,09%	48,83%	44,44%	81,25%	logiciel Solagro
rendement	m3/t MF	21,74	107,49	40,44	143,56	91,08	182,45	logiciel Solagro
électricité brassage	kWh/t MF	12,39	25,00	12,39	28,00	12,39	30,00	hyp bio
digestat	t/t MF	0,97	0,92	0,95	0,94	0,88	0,88	logiciel Solagro
taux Ms digestat	%	3,46%	24,00%	3,86%	29,00%	5,06%	5,06%	logiciel Solagro

Toutes les données non présentes dans ce tableau ont été supposées identiques au cas de référence avec un lisier porcin en co-substrat.

Cette modélisation succincte conduite pour ce test n'est qu'une estimation du résultat pour cette situation et doit être lue comme telle. Elle est cependant suffisamment précise pour les émissions GES pour offrir un autre regard sur les effets du taux d'incorporation des cultures énergétiques.

6.8.10. Analyse de sensibilité sur le rendement

Une analyse de sensibilité a été conduite en faisant varier la quantité de matière fraîche obtenue par hectare. Les autres données d'itinéraires n'ont pas été modifiées, notamment les engrais. On se place donc dans une situation purement théorique, dont l'objectif est d'analyser la sensibilité du résultat à ce paramètre.

[37] Le coefficient isohumique traduit la quantité d'humus retrouvé dans le sol après apport d'une quantité donnée de matière organique d'un produit donné.

C'est pour cela qu'il s'agit ici plutôt d'une analyse de sensibilité du résultat que d'un test réel, qui aurait dû être conduit là sur un itinéraire technique d'une autre région. Une telle analyse, bien que théorique, permet cependant d'encadrer les variations possibles de la réalité. En effet, l'obtention de meilleurs rendements nécessite en général des apports d'engrais supplémentaires, venant compenser une partie ou la totalité du gain obtenu par l'amélioration du rendement. Et réciproquement à la baisse.

Seul l'ensilage de maïs est testé ici, dans ses différents niveaux d'incorporation. Les niveaux de 20 T de matière fraîche par hectare et de 50 T ont été choisis par BIO pour encadrer le rendement de 33 T utilisé. Ces écarts ont été choisis en tant qu'écarts extrêmes imaginables. Ils ne représentent pas l'imprécision de la donnée utilisée, les données de rendement moyen lissé sur plusieurs années étant connues avec une bonne précision (estimée à +/- 5%).

6.8.11. Analyse de sensibilité sur les eaux de lavage

Une ultime analyse de sensibilité a été réalisée afin de vérifier une hypothèse de modélisation. En effet, le traitement de l'eau de lavage n'a pas été intégré dans l'inventaire, considérant ce flux comme marginal.

Une simulation est faite en utilisant la donnée suivante issue de la société Flotech[38], donnant le volume d'eau de lavage à traiter par m^3 de biogaz produit. L'analyse a été faite là aussi pour l'ensilage de maïs.

Tableau 40 – Donnée utilisée pour le traitement de l'eau de lavage

	Donnée	Unité	Source de donnée	Précision
Quantité d'eau usée rejetée	20	L/100m3 biogaz traité	société Flotech	50%

La charge de cette eau de lavage n'a pas été trouvée. L'analyse est donc menée en prenant 2 inventaires de traitement de l'eau pour encadrer le résultat :

- Treatment, sewage, to wastewater treatment, class 3/CH S, (Inventaire de traitement d'une eau moyennement chargée en matières polluantes dans un centre de traitement moyen)
- Treatment, sewage, unpolluted, to wastewater treatment, class 3/CH S, (Inventaire de traitement d'une eau non chargée en matières polluantes dans un centre de traitement moyen)

6.8.12. Analyse de sensibilité sur les éléments traces

Une analyse de sensibilité a été réalisée pour évaluer le poids des éléments traces dans le résultat, les données de quantification de ces derniers ayant été jugées peu fiables (voir partie 6.1.1.).

L'analyse réalisée a consisté à neutraliser les apports d'élèments traces par les fertilisants (mise à 0 de l'inventaire de flux). Cette situation pourrait correspondre à un contexte où ce problème ne sera pas existant vu le type de sol et la présence naturelle en grande quantité d'éléments traces. On simule

[38] Flotech : société spécialisée dans le traitement et la purification des gaz (www.flotech.com)

aussi avec ce test la situation où les engrais azotés de synthèse ne contiennent pas d'éléments traces et que la plante ré-exporte la majorité des apports par les engrais phosphatés.

Son résultat est présenté dans l'analyse de l'indicateur de potentiel de toxicité humaine.

7. PRESENTATION DES RESULTATS

A partir des choix méthodologiques et des données collectées, le calcul des bilans environnementaux a été effectué à l'aide d'un outil Excel développé par Bio Intelligence Service pour ce projet.

Les résultats de l'Analyse de Cycle de Vie sont présentés indicateur par indicateur. Les résultats des deux utilisations (chaleur et carburant véhicule) sont analysés, en km parcouru pour l'utilisation véhicule et par MJ de chaleur pour l'utilisation en chaudière. Ils sont mis en relation avec les résultats des filières fossiles correspondantes : gaz naturel et Diesel pour l'utilisation véhicule (camion), gaz naturel uniquement pour l'utilisation chaleur.

Quelques principes pour la bonne compréhension de la présentation des résultats

- Lorsqu'il est fait mention, sans autre précision, de résultats donnés pour "l'utilisation véhicule", il s'agit de la filière de référence choisie, à savoir le bus. Les résultats sont alors présentés **par km parcouru par un bus**.
- De même, lorsque les résultats sont donnés pour l' « utilisation chaleur », il s'agit de la **filière de référence 2010**, avec 10% du parc de chaudières à condensation et 90% de chaudières standard. Les résultats sont alors présentés pour 1 MJ de chaleur produit.
- **Le taux d'incorporation de culture énergétique est donné par rapport au biométhane** produit en MJ. Il est mentionné par les termes suivants : "1/3 incorporation" (lire : mélange lisier de porc – culture énergétique pour lequel 33% du biométhane est produit à partir de la culture énergétique), "lisier – culture 67%-33%" (même signification).
- Dans les graphiques par étape, l'étape « crédit digestat » regroupe l'ensemble des impacts liés à la substitution d'engrais minéraux par de l'azote du digestat (émissions vers l'air différentes, production d'engrais minéral moindre, etc). les transports comprennent le transport des cultures énergétiques et du lisier vers le méthaniseur.
- Dans les graphiques par étape, le résultat total peut parfois être difficile à lire lorsqu'il y a une étape négative (le crédit digestat notamment). Il convient le cas échéant d'enlever la contribution négative à la valeur positive totale pour retrouver le résultat total pour cette filière. On retombe alors sur le résultat illustré dans les graphiques des résultats principaux

.

7.1. SYNTHESE DES RESULTATS

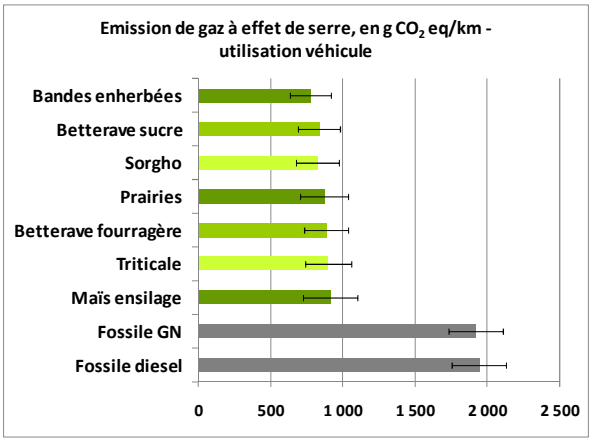
Quelques grandes équivalences sont rappelées dans le tableau ci-dessous.

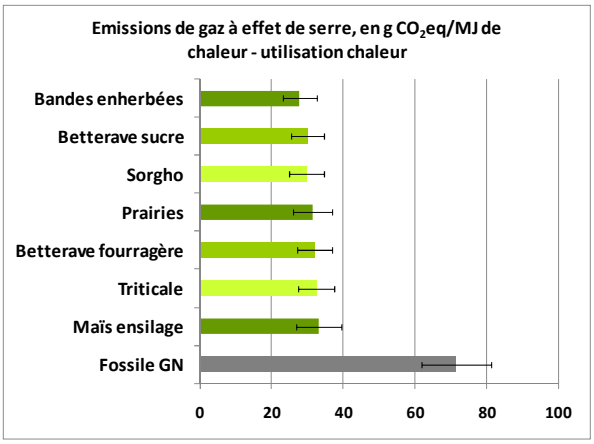
Tableau 41 - Synthèse des équivalences entre biogaz, valorisation et production

UF	Filières	Procédé de valorisation	Production
		Quantité de biométhane valorisée	Biomasse ou surface nécessaire (pour 1 Nm^3)
Valorisation d'1 Nm^3 de biométhane	Filière chaleur de référence (biométhane versus gaz naturel)	La combustion d'1 Nm^3 de biométhane ou de gaz naturel (soit 37,17 MJ) produit 36,04 MJ de chaleur.	Maïs : 59,9 kg de MF, soit 1,78E-03 hectare. Sorgho : 81 kg de MF, soit 1,45E-03 hectare. Triticale : 79,3 kg de MF, soit 2,25E-03 hectare. Prairies : 79,1 kg de MF, soit 4,07E-03 hectare. Bandes enherbées : 79 kg de MF, soit 8,14E-03 hectare. Betterave à sucre : 79,6 kg de MF, soit 9,21E-04 hectare. Betterave fourragère : 80,8 kg de MF, soit 1,25E-03 hectare
	Filière véhicule de référence, bioGNV (ie bus fonctionnant au bioGNV)	L'utilisation d'1 Nm^3 de biométhane ou de gaz naturel permet de parcourir 1,38 km par un bus.	
	Filière véhicule de référence, Diesel (ie bus fonctionnant au Diesel)	Pour parcourir la même distance, 0,81 litre de Diesel sont nécessaires.	

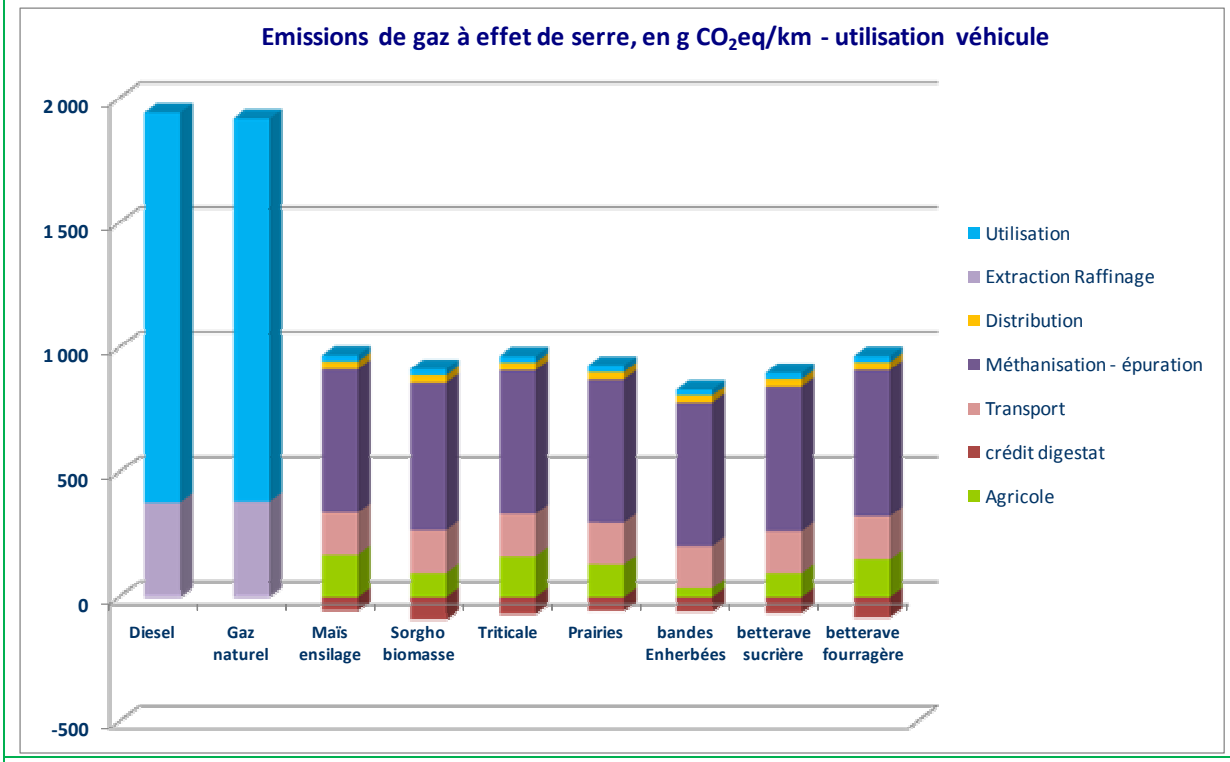
7.2. EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE

Résultats principaux :





Résultats par étape :



Analyses comparatives et postes contributeurs :

- Une proximité des résultats entre les deux types de valorisation : Pour cet indicateur, le positionnement des bilans et leur analyse sont globalement très proches pour les valorisations chaleur et véhicule. Cela est lié au fait que les causes d'écarts ou de proximité entre filières fossiles et bio-sourcées sont identiques quelle que soit la valorisation (émissions de CO_2 d'origine biogénique, proximité des émissions lors de l'utilisation entre GN et BioGNV, etc).
- **Des gains en gaz à effet de serre intéressants :** Même en tenant compte de l'imprécision des résultats (cf. chapitre 6.6.), les filières biogaz ici modélisées aboutissent à une réduction des émissions de gaz à effet de serre nettement en leur faveur puisqu'elles atteignent environ 60% par rapport aux équivalents fossiles considérés. Il convient cependant de garder à l'esprit que cette réduction peut évoluer de manière notable selon certains paramètres clés (voir partie d'analyse suivante).

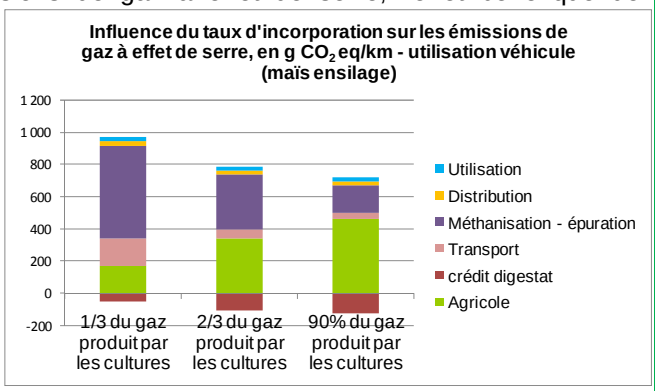
7.2. EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE

- **Quatre étapes majeures :** pour toutes les filières BioGNV, la phase de méthanisation est la plus contributrice en émissions de gaz à effet de serre. L'étape agricole est aussi un contributeur notable, pouvant devenir majeur lors de taux d'incorporation élevés. On peut cependant remarquer que cette étape agricole est notablement plus faible pour les bandes enherbées. L'étape de transport de la biomasse contribue ici notablement. Ceci est lié aux 15 km de transport du lisier définis dans le scénario de référence. Cette étape est étudiée plus finement par la suite. En revanche, les étapes de distribution et d'utilisation pèsent peu. Pour les carburants fossiles, l'étape majeure est constituée par la phase d'utilisation.
- Postes contributeurs :
  - Les impacts de l'étape de méthanisation et d'épuration sont dus à la consommation d'électricité et de gaz naturel. Il est important de rappeler qu'il a été considéré une utilisation d'électricité française utilisant les niveaux d'émission du mix électrique moyen français. Pour le chauffage, il a été pris en considération la consommation de gaz pauvre et l'achat de gaz naturel en complément, situation de producteurs qui n'utiliseraient pas localement le biogaz produit car ce serait plus intéressant pour eux de le vendre.
  - A l'étape agricole, les émissions de N_2O sont la cause principale d'émission de GES, suivies de la production des engrais et du Diesel pour la mécanisation. Pour la bande enherbée (pas d'engrais ni de pesticide), les postes principaux sont le Diesel pour mécanisation et ensilage et les semences.
  - La très forte différence entre filières fossiles et filières biométhane pour la phase d'utilisation s'explique par le fait que la combustion génère du CO_2 biogénique pour les filières biométhane, CO_2 qui n'est donc pas comptabilisé dans le bilan, à l'inverse des émissions de CO_2 fossile pour le Diesel.

Analyse des paramètres clés et mise en perspective des résultats :

Les résultats décrits précédemment dépendent de plusieurs paramètres clés : le taux d'incorporation des cultures énergétiques dans le mélange, la taille du méthaniseur et les distances de transport associées, la prise en compte des amortissements.

- **Dans le contexte étudié, l'augmentation du taux d'incorporation de cultures énergétiques fait baisser le bilan total**, en faisant augmenter la part de l'étape agricole, mais en réduisant l'étape de méthanisation et des transports (cf. figure ci-dessous).
- En effet, les cultures utilisées ont des potentiels méthanogènes supérieurs à celui du lisier. Les consommations d'énergie de l'étape méthanisation évoluent peu avec l'augmentation du taux d'incorporation de cultures énergétiques. Mais comme elles permettent la production d'une plus grande quantité de biogaz, leur impact sur cet indicateur apparaît réduit.
- Pour toutes les filières étudiées, l'augmentation du taux d'incorporation de cultures énergétiques aboutit à une légère réduction des émissions de gaz à effet de serre, l'effet bénéfique de l'augmentation du potentiel méthanogène compensant l'effet négatif des émissions supplémentaires des cultures énergétiques.



- On peut imaginer cependant des situations pour lesquelles ce phénomène pourrait s'inverser, comme par exemple avec des substrats plus méthanogènes que le lisier, ou le cas assez fréquent d'une utilisation de la chaleur produite par cogénération du biogaz, qui viendrait réduire les émissions de l'étape de méthanisation et donc ne plus permettre de contrebalancer la culture produite.
- **La variabilité entre filières dépend du taux d'incorporation** : si les différences de résultat sont relativement faibles entre cultures énergétiques pour des taux d'incorporation faibles de cultures énergétiques, les écarts se creusent avec l'augmentation de ce taux (voir résultats en annexe).

7.2. EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE

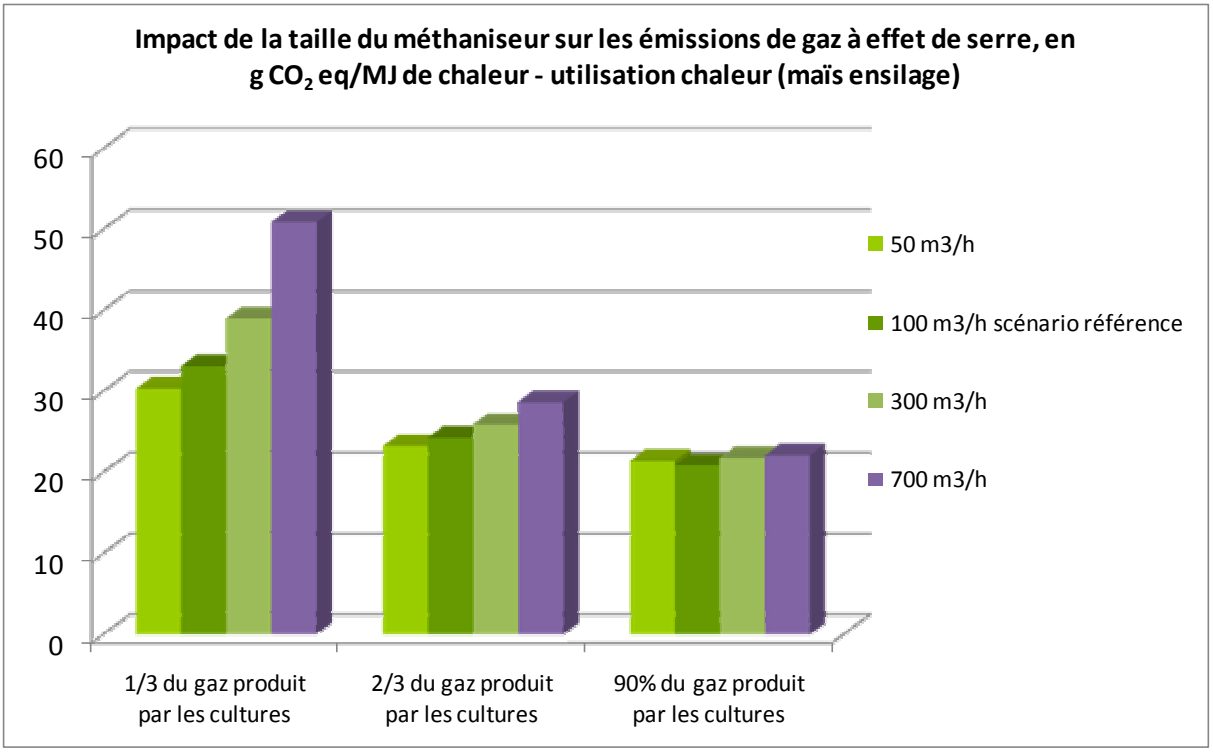
- **Le transport joue un rôle important dans les résultats GES** : la distance de transport de la biomasse vers le méthaniseur est un paramètre clé du bilan. Il s'agit là d'une différence forte par rapport à des filières comme les biocarburants. Cet effet est confirmé par le test suivant sur la taille du méthaniseur. Ce phénomène s'explique par des rendements de biogaz produit par tonne de matière fraiche transportée plus faibles que pour des biocarburants (2700 MJ d'éthanol produit par tonne de betterave transportée contre 460 MJ de biogaz par tonne de lisier et maïs transportée, avec un taux d'incorporation du maïs de 33%). Le transport de lisier implique en effet de transporter beaucoup d'eau pour peu de MJ obtenus. La réduction de cette étape de transport a toutefois un impact moins important que l'augmentation de l'étape agricole.
- Le choix des distances de transport s'avère important pour la détermination du bilan GES total.

Tableau 42 - Bilan GES du maïs ensilage pour différentes distances de transport de la matière première pour le scénario de référence, en kg CO_2 eq/km – utilisation véhicule (bus)

	Distance récolte biomasse (maïs ensilage)				
Distance Lisier	0 km	5 km	10 km	15 km	20 km
0 km	746	749	752	754	757
7 km	821	824	827	829	832
15 km	907	910	912	915	918
20 km	961	963	966	969	971
30 km	1068	1070	1073	1076	1078
60 km	1389	1392	1394	1397	1400

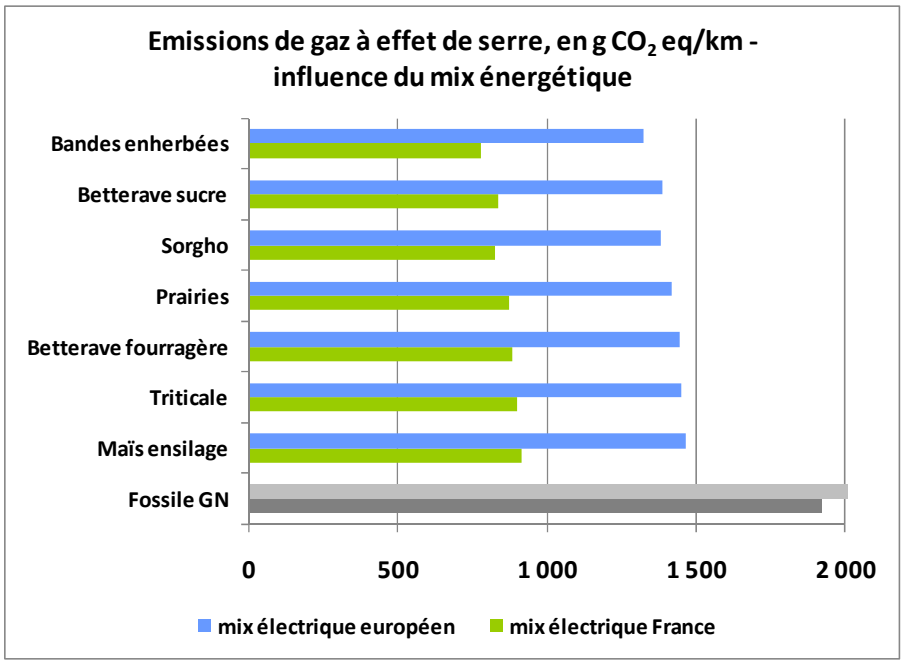
- Le scénario de référence montre que les étapes de transport pèsent pour 18% parcouru en bus avec du biométhane. Cette valeur peut s'annuler avec un transport nul pour les cultures énergétiques. La variable qui influe réellement sur le bilan est la distance de transport pour le lisier. En effet, celui-ci ayant un faible potentiel méthanogène, il faut transporter d'importantes quantités de lisier pour atteindre les rendements considérés dans le scénario de référence. Cette différence s'estompe à plus forts taux d'incorporation de cultures énergétiques.
- **La taille du méthaniseur n'influence le résultat que par l'augmentation présumée des distances de transport :** les résultats du test effectué montrent que seule la distance de transport a une influence significative lorsque la taille du méthaniseur varie. Plus la taille du méthaniseur augmente, plus les quantités de lisier et de cultures énergétiques à mettre en œuvre sont importantes, ce qui augmente le rayon d'approvisionnement de ces matières. Le changement de taille aurait pu jouer sur 3 autres paramètres : des modifications des quantités de biogaz produit, des consommations énergétiques différentes, ou des écarts liés aux quantités d'immobilisations nécessaires pour chaque taille de production. Le premier poste s'avère peu confirmé par des études, et a donc été considéré comme identique entre méthaniseurs. Les différences de consommations énergétiques prises en compte entre tailles ne sont pas suffisantes pour créer des écarts notables. Enfin, le test réalisé sur l'amortissement du matériel montre une contribution très faible de ce poste dans le résultat global émission de GES. La variation de ce poste en fonction de la taille du méthaniseur ne peut donc impacter le résultat d'une manière forte.

7.2. EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE

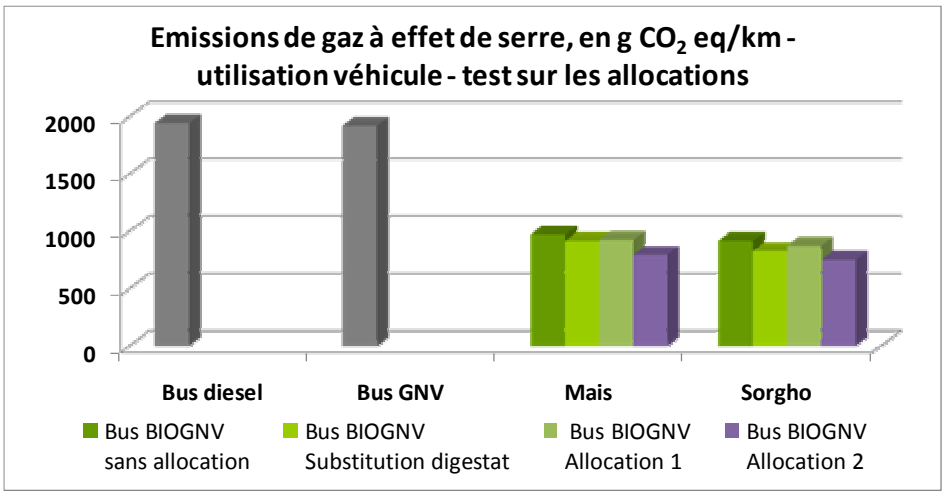


- **Les amortissements du matériel agricole, du méthaniseur, et des réseaux de distribution, sont très minoritaires** en contribution par rapport à l'indicateur global émission GES. Un test a été mené pour voir l'impact de ce choix sur le résultat en matière d'émissions de GES. Ce test montre que les amortissements du matériel agricole, des infrastructures de méthanisation, des conduites de distribution du gaz et de la chaudière pour l'étape de combustion augmenteraient les bilans ici présentés d'environ 3% du total (cas 1/3 d'incorporation) à 6% (cas 90% d'incorporation). Cela reste réduit par rapport aux incertitudes sur les émissions de N_2O. La simplification de modélisation faite n'est donc pas pénalisante pour cet indicateur au vu de l'objectif premier de l'étude (la comparaison du biométhane au bioGNV et au Diesel).
- **Les résultats montrent une dépendance forte vis-à-vis du mix électrique :** si le mix énergétique utilisé pour la production d'électricité devait varier, les résultats pourraient être très différents. La production de biogaz à partir des mêmes cultures énergétiques et pour les mêmes modalités de valorisation obtiendrait une réduction des émissions de gaz à effet de serre largement inférieure avec un mix énergétique plus élevé du mix moyen français (pauvre en émissions de GES à cause de la fraction importante d'énergie nucléaire et hydraulique), comme le montre le test ci-dessous à partir du mix électrique européen moyen. Inversement, l'utilisation d'énergie entièrement renouvelable peut permettre de réduire encore un peu plus le bilan du biométhane.

7.2. EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE

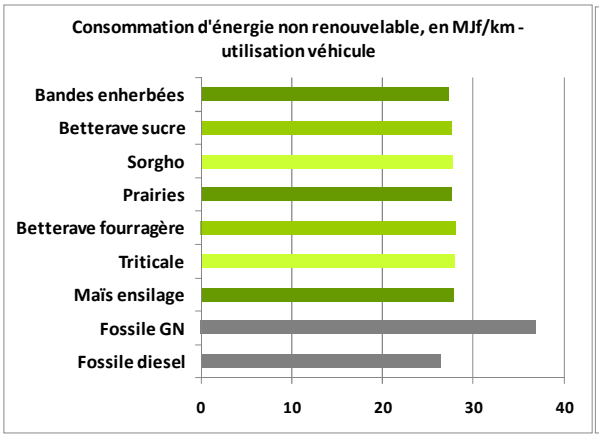


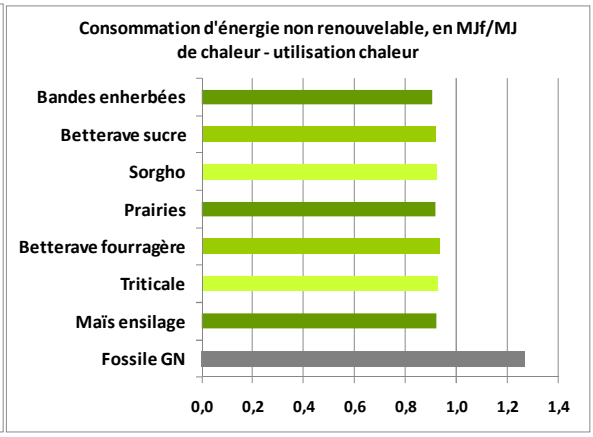
- Le test sur le taux d'incorporation des cultures énergétiques couplé au test sur le mix énergétique moyen montre les mêmes tendances que le test d'incorporation, mais avec des valeurs absolues plus élevées. Ces résultats sont toutefois à bien appréhender en fonction du cadre de modélisation défini dans cette étude. Les résultats sont ici présentés avec l'option la plus défavorable d'un achat de gaz naturel et d'électricité extérieurs. Une structure couplant méthanisation et cogénération dans un pays où l'électricité est très carbonée afficherait des gains bien meilleurs que ceux présentés ici.
- **Un test mené sur la prise en compte des impacts des coproduits** (ici, le digestat seulement) montre que ce choix méthodologique joue peu dans le résultat final, renforçant ainsi la robustesse des gains calculés.
- En testant une autre méthode d'allocation (économique, avec deux niveaux fictifs de prix), on voit en effet que les résultats diffèrent peu pour les filières biogaz et que la réduction des émissions de GES n'est pas dépendante du choix de la méthode d'allocation.



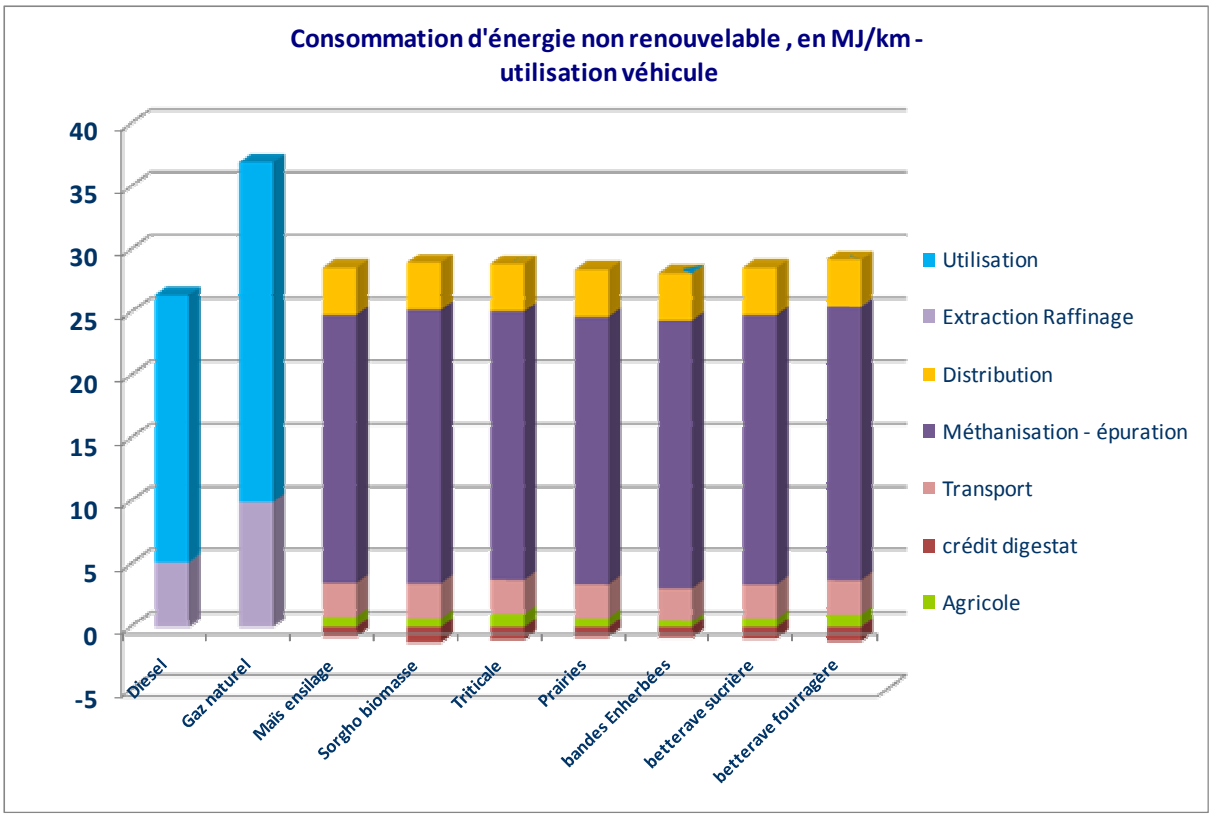
7.3. CONSOMMATION D'ENERGIE PRIMAIRE NON RENOUVELABLE

Résultats principaux :





Résultats par étape :



Nota bene : pour cet indicateur, la consommation d'énergie est comptabilisée lors de l'étape pendant laquelle l'énergie est effectivement utilisée. Ainsi, l'étape véhicule en est le principal contributeur pour les ressources fossiles, avec la consommation effective lors de cette étape du carburant fossile.

Analyses comparatives et postes contributeurs :

- **Les résultats et éléments d'analyse sont quasi similaires pour les deux valorisations :** les mêmes conclusions peuvent être globalement formulées pour les deux types de valorisation. On peut cependant souligner l'étape de distribution qui apparaît plus marginale dans le cas de l'utilisation chaleur, et qui explique un meilleur gain des filières biométhane par rapport à la filière

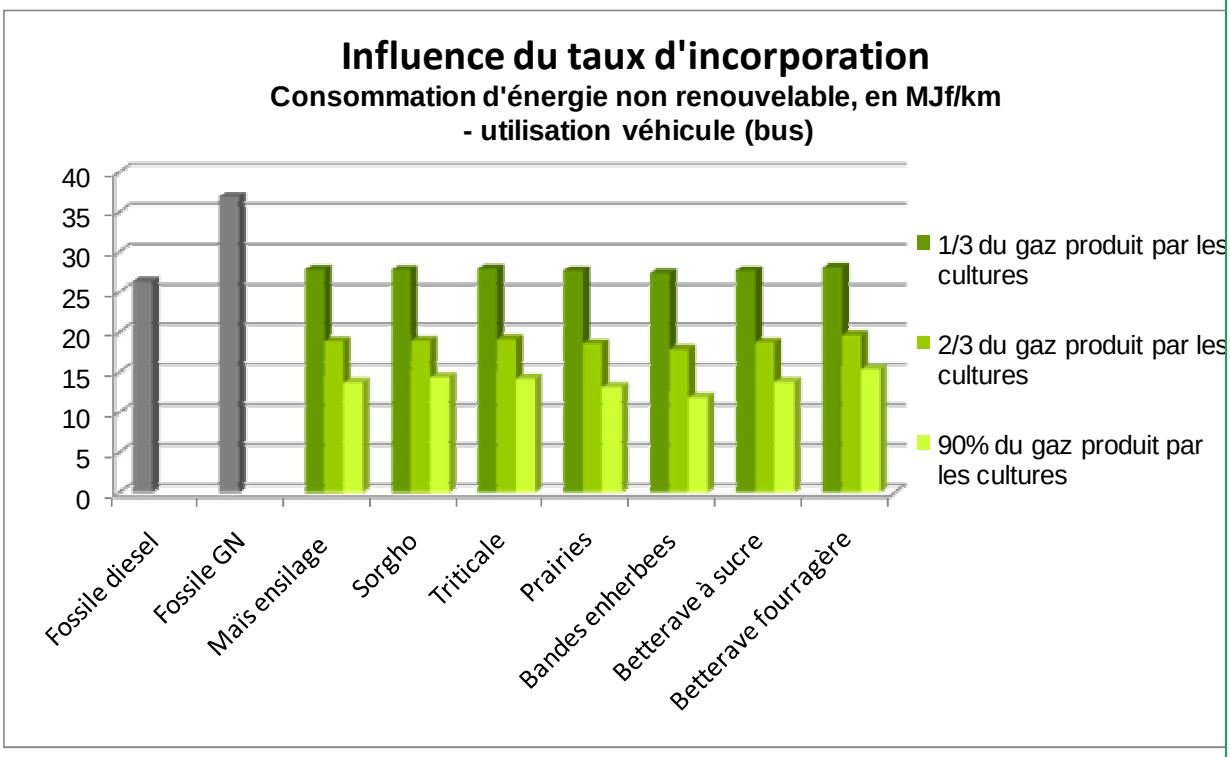
GN pour la valorisation chaleur par rapport aux mêmes filières en valorisation véhicule.

- **Une légère surconsommation d'énergie par rapport au Diesel pour le scénario à forte composition en lisier** : ce résultat diffère de celui sur les GES en raison de la consommation d'électricité (peu carbonée en France mais consommant beaucoup d'énergie primaire non renouvelable pour produire un kWhe). La surconsommation énergétique du GNV par rapport au Diesel joue aussi en défaveur des filières biométhane. Il reste que le biométhane reste mieux positionné que le gaz naturel, même dans cette situation très défavorable.
- Car en effet, ces résultats sont obtenus pour un faible taux d'incorporation des cultures énergétiques et pour l'utilisation de lisier porcin faiblement méthanogène comme substrat principal, transporté sur une distance moyenne de transport des lisiers de 15km. Aussi, la consommation énergétique non renouvelable est fortement renforcée par l'hypothèse d'une situation sans autoconsommation. Il ne s'agit pas ici du bilan de référence de la filière biogaz agricole, mais bien d'un scénario défavorable utilisé ici pour connaître l'impact de l'incorporation des cultures énergétiques dans un mélange principalement composé de lisier.
- **La méthanisation est largement l'étape la plus contributrice** : les autres étapes ne contribuent que de façon marginale à l'indicateur ; il en va de même pour l'utilisation chaleur.
- Postes contributeurs :
  - La consommation d'énergie primaire non renouvelable de l'étape de méthanisation et d'épuration est très majoritairement due à la consommation d'électricité pour le brassage du mélange dans le digesteur et pour l'épuration du biogaz.
  - Pour l'étape de distribution, c'est encore l'électricité consommée pour la compression du gaz et pour le fonctionnement des stations services qui est en cause. Il faut souligner que c'est l'électricité qui est responsable à la fois de l'impact majoritaire pour la consommation d'énergie non renouvelable et pour les gains intéressants d'émissions de gaz à effet de serre (en France à minima).
  - Pour les filières fossiles : la consommation du carburant lors de son utilisation en véhicule. L'extraction et la distribution du carburant représentent environ 10% de la consommation globale.

Analyse et paramètres clés :

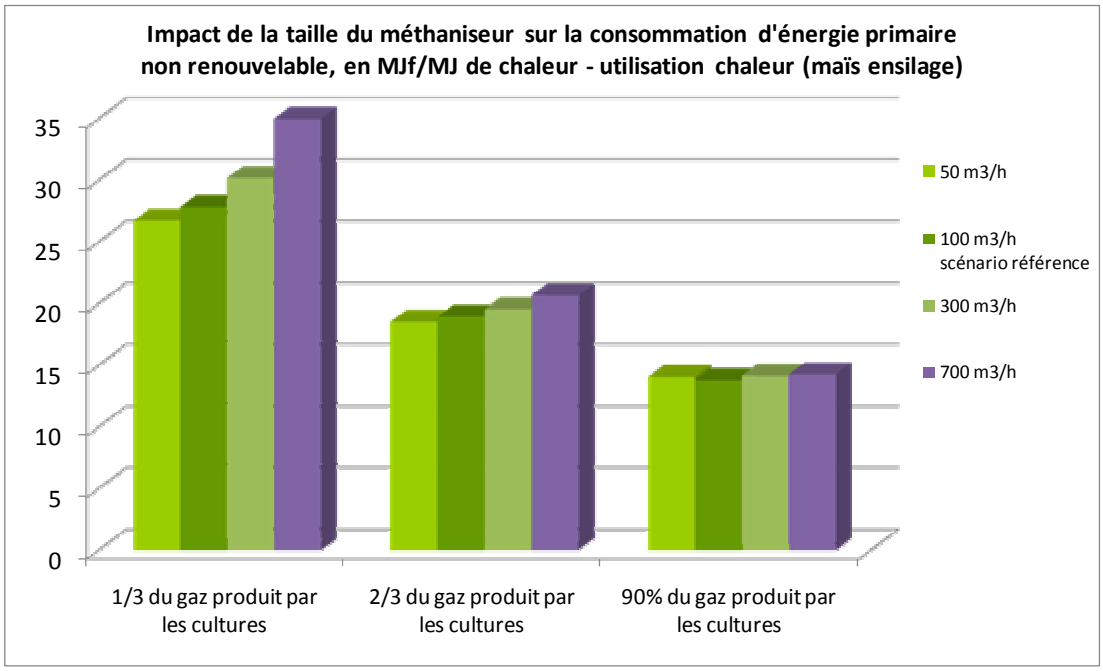
- Le test sur le taux d'incorporation des cultures énergétiques montre que les résultats sur la consommation d'énergie non renouvelable peuvent varier fortement selon la quantité de cultures énergétiques qui est mise en œuvre. Cette variation est d'une amplitude plus forte que pour l'indicateur de gaz à effet de serre, à cause de l'importance de l'électricité dans le bilan total. Lorsque l'électricité est utilisée pour un mélange à plus fort potentiel méthanogène (incorporation plus forte de cultures énergétiques), le gain de rendement fait baisser fortement la consommation d'énergie non renouvelable et dans une moindre mesure l'émission de gaz à effet de serre (l'électricité en France étant peu émettrice de gaz à effet de serre).

7.3. CONSOMMATION D'ENERGIE PRIMAIRE NON RENOUVELABLE



La conclusion est similaire pour l'utilisation chaleur.

- L'effet de la taille du méthaniseur est quant à lui défavorable sur le bilan consommation d'énergie non renouvelable des filières biométhane. Cela vient du fait que cette augmentation fait principalement varier la distance de transport des matières premières. Les différences de résultats entre tailles d'installation sont lissées lorsque le taux d'incorporation augmente. En effet, à fort taux d'incorporation, l'étape agricole prime dans le bilan. Elle est donc identique entre taille de méthaniseur (pour un MJ produit) et lisse les différences comme les distances de transport.

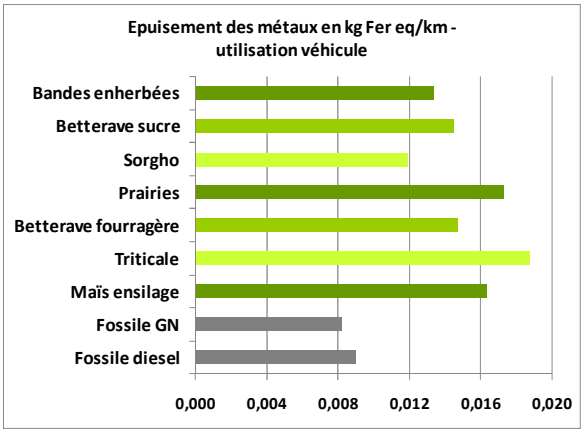


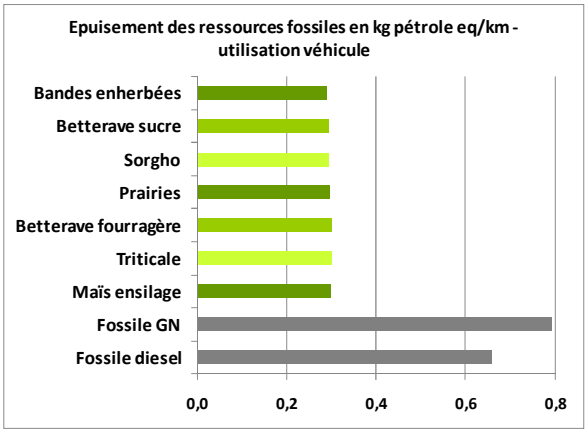
- Enfin, les résultats du test sur les amortissements montrent une contribution faible des infrastructures au bilan total. Cette contribution serait inférieure à 2% du résultat global (cas 1/3 d'incorporation) ou 6% (cas 90% d'incorporation).

7.4. EPUISEMENT DES RESSOURCES NATURELLES

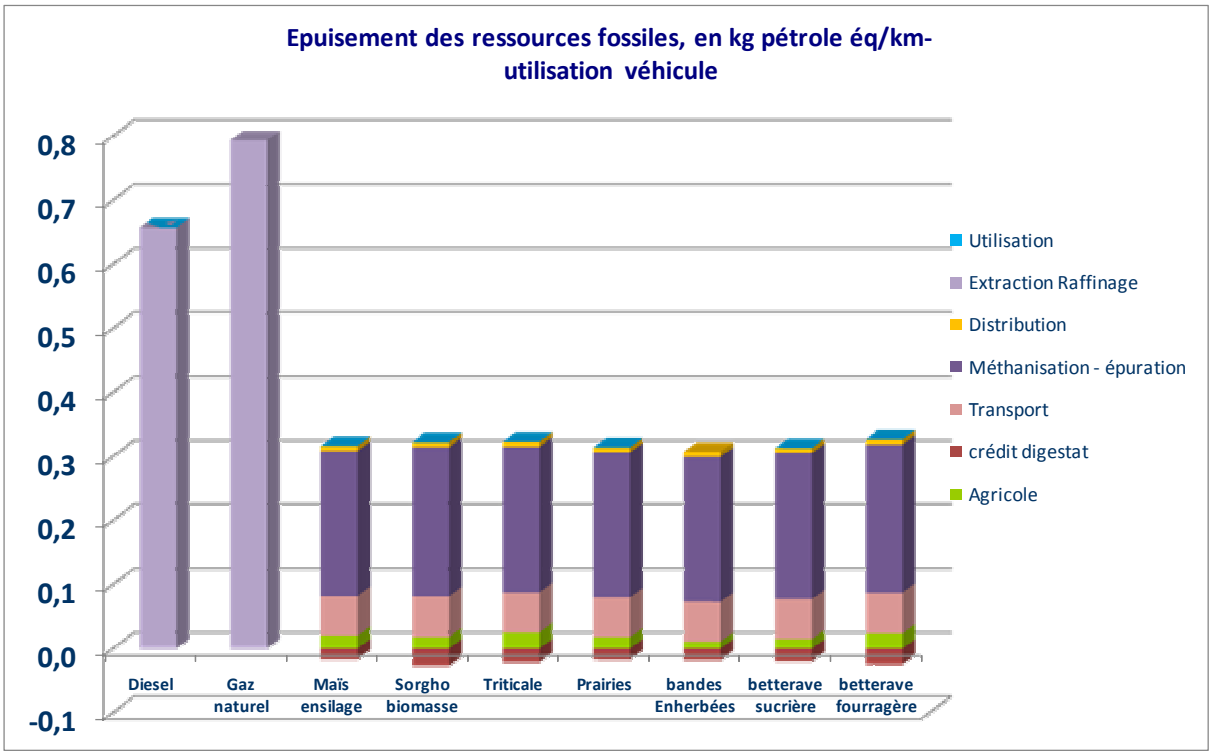
Ce thème est couvert par deux indicateurs : épuisement des métaux et épuisement des ressources fossiles.

Résultats principaux : ***Attention les résultats sur l'épuisement des métaux sont partiels en raison de l'absence de prise en compte de la majorité des amortissements.***





Résultats par étape :



Nota bene : pour cet indicateur, à la différence de celui de consommation d'énergie non renouvelable, la ressource est considérée consommée dès son extraction.

Analyses comparatives et postes contributeurs de l'indicateur "épuisement des ressources fossiles" :

- **Des réductions nettes pour les filières biométhane** : avec des résultats 2 à 3 fois plus faibles, les filières biométhanes présentent des bilans bien inférieurs aux combustibles fossiles étudiés.
- **Une différence avec l'indicateur "consommation des ressources non renouvelables"** : la différence entre les deux provient du fait que l'uranium n'est pas pris en compte dans l'indicateur des ressources fossiles. C'est pourquoi on observe un écart notable entre les deux.
- **Etapes majeures** : les étapes les plus contributrices sont la méthanisation, à travers sa

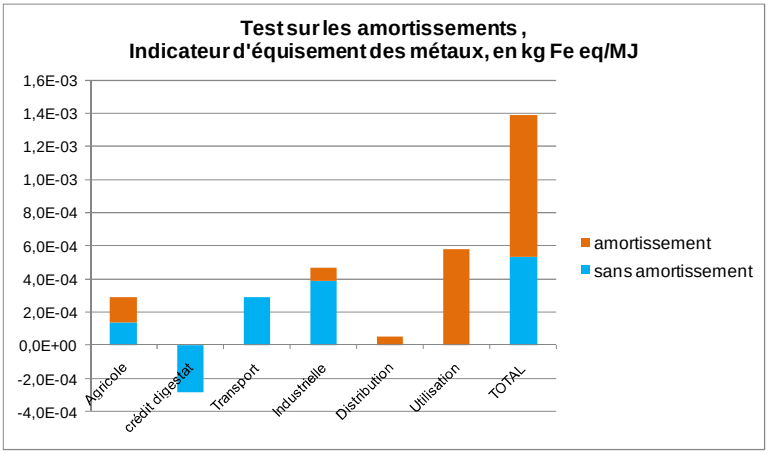
consommation de gaz naturel, les transports à cause de la faible productivité en biogaz du lisier et à taux d'incorporation plus élevé, l'étape agricole avec la consommation d'engrais. L'étape de méthanisation domine moins que pour l'indicateur de consommation des ressources renouvelables, l'électricité n'étant pas prise en compte.

- **Variabilité entre cultures** : les résultats sont très proches entre cultures. Cela provient du fait que les étapes contributrices sont proches pour chaque filière. Les écarts augmentent légèrement à taux d'incorporation plus élevés, mais restent peu marqués.

Analyses comparatives et postes contributeurs de l'indicateur "épuisement des métaux" :

- **Des résultats non représentatifs compte tenu de la non prise en compte des amortissements** : la consommation des métaux se fait via le matériel mis en œuvre. Or la présente modélisation, qui s'est appuyée sur les recommandations du référentiel de l'ACV biocarburant de première génération, n'a pas pris en compte la majorité de ces éléments. Obtenir une modélisation fine et consensuelle sur ces indicateurs est en effet un travail complexe et encore limité (comment prendre en compte certains métaux rares comme l'Osmium des pots catalytiques ? Quel effet a l'utilisation d'un gaz naturel sur l'utilisation de pots catalytiques ? Quelle durée de vie, fin de vie pour ses produits ? etc)? Cette hypothèse simplificatrice est permise car ne limitant qu'à la marge les autres indicateurs. Mais elle rend impossible l'utilisation comparative entre filières.
- **Le test sur les amortissements confirme cela** : en effet, l'ajout d'un premier niveau de prise en compte des amortissements agricoles, du digesteur, du transport du biogaz et des chaudières, montrent que ces amortissements non pris en compte par défaut contribuent pour plus de 60% de l'impact total sur cet indicateur (voir le détail du test en partie 6.8.2. et le détail des résultats de ce test en partie 7.10.).

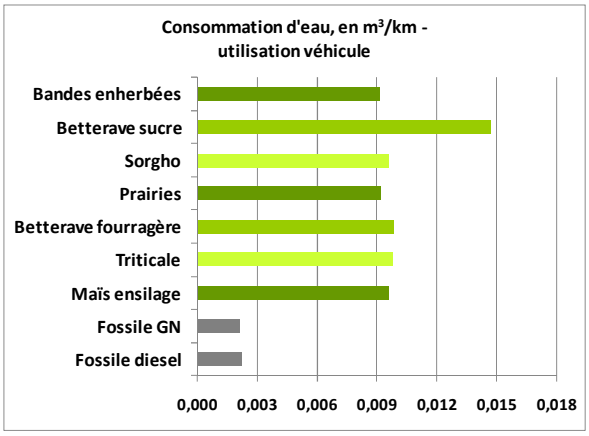
Figure 12 – Illustration du test sur les amortissements, mené pour un lisier – mais 66%-33%, utilisation chaleur

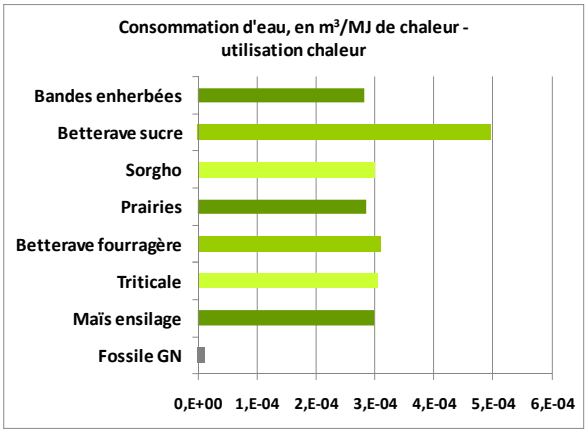


- **Etapes majeures** : les étapes les plus contributrices, en tenant compte des amortissements, seraient celles d'utilisation (chaudières) et de méthanisation (matériaux du méthaniseur). A des taux d'incorporation plus élevés, l'étape agricole devient le premier poste. Il est cependant important de souligner que ce test est un premier niveau de quantification. La vérification de la cohérence de la modélisation, avec notamment la précision de modélisation de certains produits complexes (pompes, matériel électrique, modélisation d'un tracteur, qui est un assemblage complexe de métaux, etc) serait nécessaire pour fiabiliser ce résultat.
- **Variabilité entre cultures** : c'est un point qui n'a pas été directement testé. Mais si les étapes précédentes se confirment, il est probable que chaque filière présente des résultats très proches. En effet, les deux étapes majeures sont des étapes identiques (ou quasi pour le méthaniseur) entre filières.

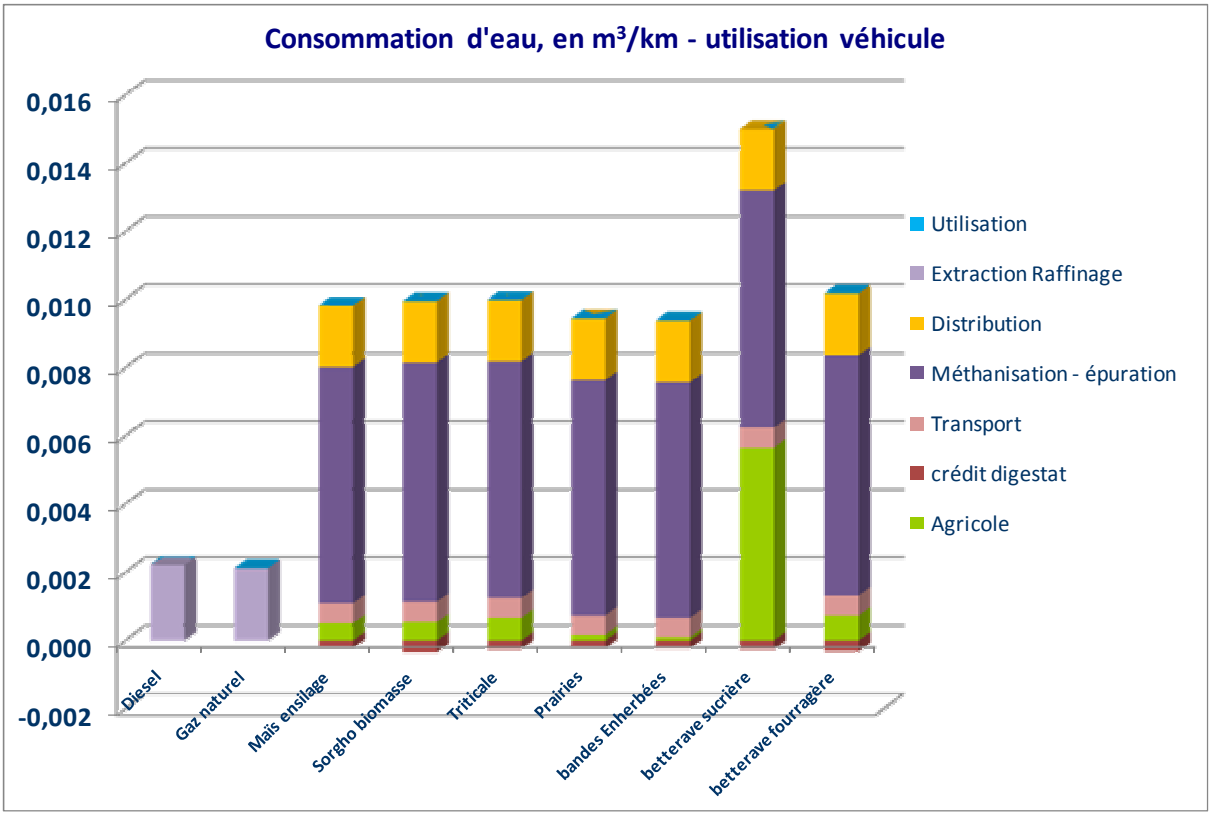
7.5. CONSOMMATION D'EAU

Résultats principaux :





Résultats par étape :



Analyses comparatives et postes contributeurs :

- **Une proximité des résultats entre les deux types d'utilisation** : Pour l'indicateur de consommation d'eau, le positionnement des bilans et leur analyse sont proches quelle que soit l'utilisation considérée.
- **Des consommations d'eau plus importantes pour le biométhane** : les filières biogaz nécessitent la consommation de quantités d'eau plus importantes que les filières fossiles. Il est à noter que les inventaires des filières fossiles n'avaient pas été calculés pour cet indicateur dans l'étude « ACV des biocarburants », ce qui peut augmenter l'imprécision du résultat pour les filières fossiles. La betterave à sucre présente un bilan d'eau supérieur car 12% des surfaces sont irriguées.

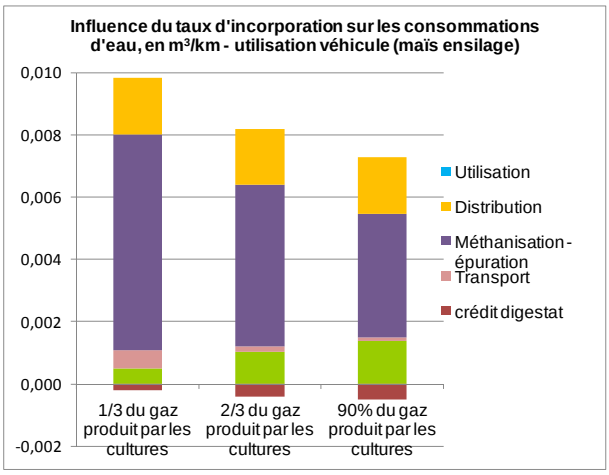
7.5. CONSOMMATION D'EAU

- **Deux étapes majeures** : l'étape de méthanisation apparaît comme la plus consommatrice en eau pour bon nombre de filières, la majorité des cultures énergétiques ayant été considérées sur des itinéraires sans irrigation. Seule la betterave à sucre possède une part de cultures irriguées pour les itinéraires représentatifs retenus. Dans ce cas là, la consommation d'eau des cultures devient rapidement un poste prédominant (voir partie suivante d'analyse). L'étape de distribution (pour l'utilisation véhicule uniquement) vient en troisième poste.
- Postes contributeurs :
  - Les impacts de l'étape de méthanisation et d'épuration sont dus à la consommation d'électricité (pour brassage et épuration) et d'eau (épuration par lavage à l'eau). Comme pour la consommation d'énergie, cette répartition se fait entre environ 60-70% pour la méthanisation, et 30-40% pour l'épuration. Cette eau correspond principalement aux prélèvements nécessaires pour produire l'électricité française, notamment nucléaire.
  - La distribution est consommatrice d'eau à cause de la consommation d'électricité par les stations services.
  - A l'étape agricole, les consommations d'eau sont dues à la production des engrais (azote et P_2O_5), les cultures n'étant pas irriguées (sauf pour la betterave à sucre).
  - Poste secondaire, l'étape transport apparaît ici en raison de la grande quantité de lisier à transporter pour le scénario de référence.
  - Dans le cas de l'utilisation chaleur, les mêmes conclusions peuvent être formulées, à l'exception de l'étape de distribution qui ne consomme pas d'eau.

Analyse des paramètres clés et mise en perspective des résultats :

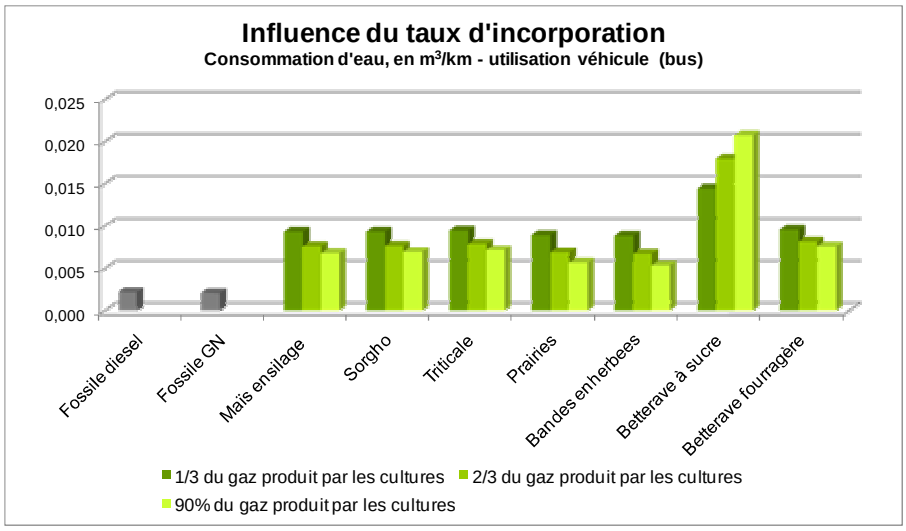
Les résultats décrits précédemment dépendent de plusieurs paramètres clés qui vont être analysés ci-dessous.

- **La présence d'irrigation peut modifier grandement ces résultats** : si des cultures sont amenées à être irriguées, ce poste deviendrait le premier poste dès lors que quelques pourcents des surfaces seulement seraient irrigués. Le nombre de litres d'eau consommés par MJ produit passerait de 0,27 à 0,72 litres pour du biométhane de maïs et lisier (scénario 1/3) avec 10% des surfaces irriguées (1630m^3/ha).
- De même que pour l'indicateur de gaz à effet de serre, le taux d'incorporation de cultures énergétiques fait baisser le bilan total, en faisant augmenter la part de l'étape agricole mais en réduisant l'étape de méthanisation. Cet effet ne serait plus vrai dès lors qu'il y aura irrigation d'une partie de la culture énergétique.

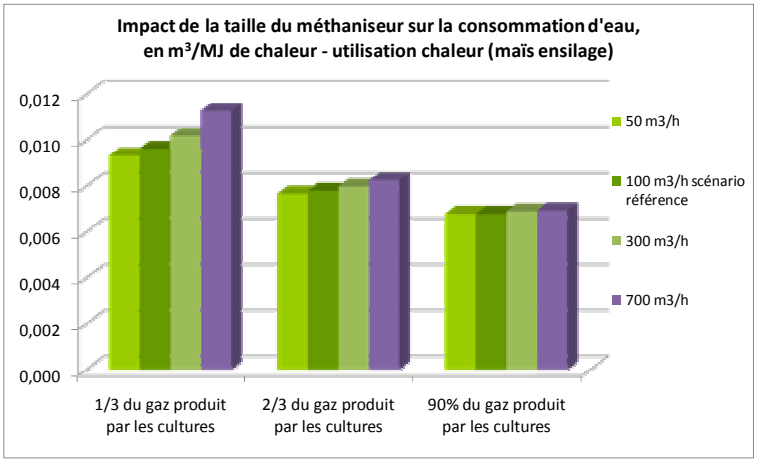


- **La variabilité entre filières dépend du taux d'incorporation** : si les différences de résultat sont relativement faibles entre cultures énergétiques pour des taux d'incorporation faibles de cultures énergétiques, les écarts se creusent un peu plus avec l'augmentation du taux d'incorporation. Les différences de potentiel méthanogène qui s'expriment alors plus fortement expliquent ces évolutions.

7.5. CONSOMMATION D'EAU



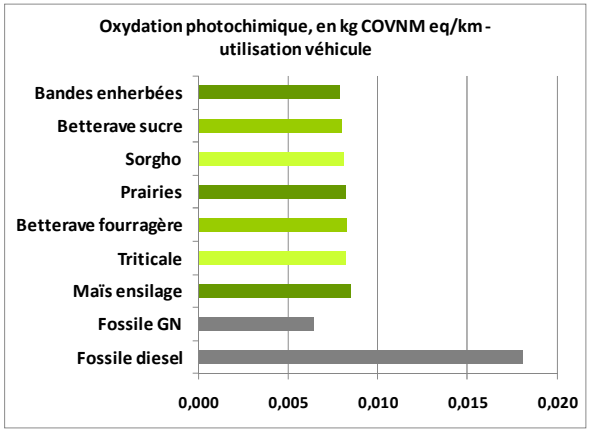
- **La taille du méthaniseur** : les résultats du test effectué montrent que la taille du méthaniseur influe très peu sur la consommation en eau.

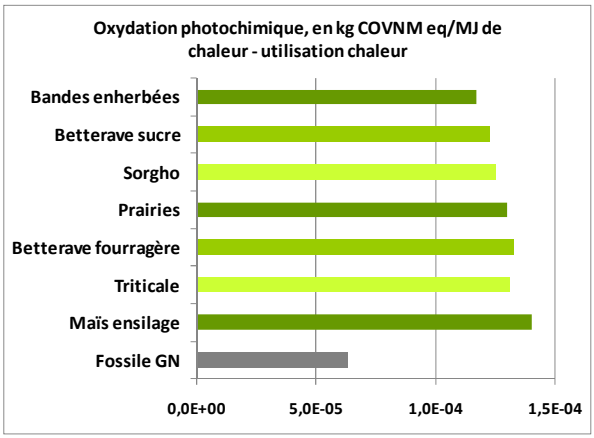


- **Enfin, le test sur les** amortissements montre une contribution minoritaire des infrastructures à la consommation d'eau : inférieure à 3%. Cette contribution se répartit de façon homogène entre chacune des étapes.

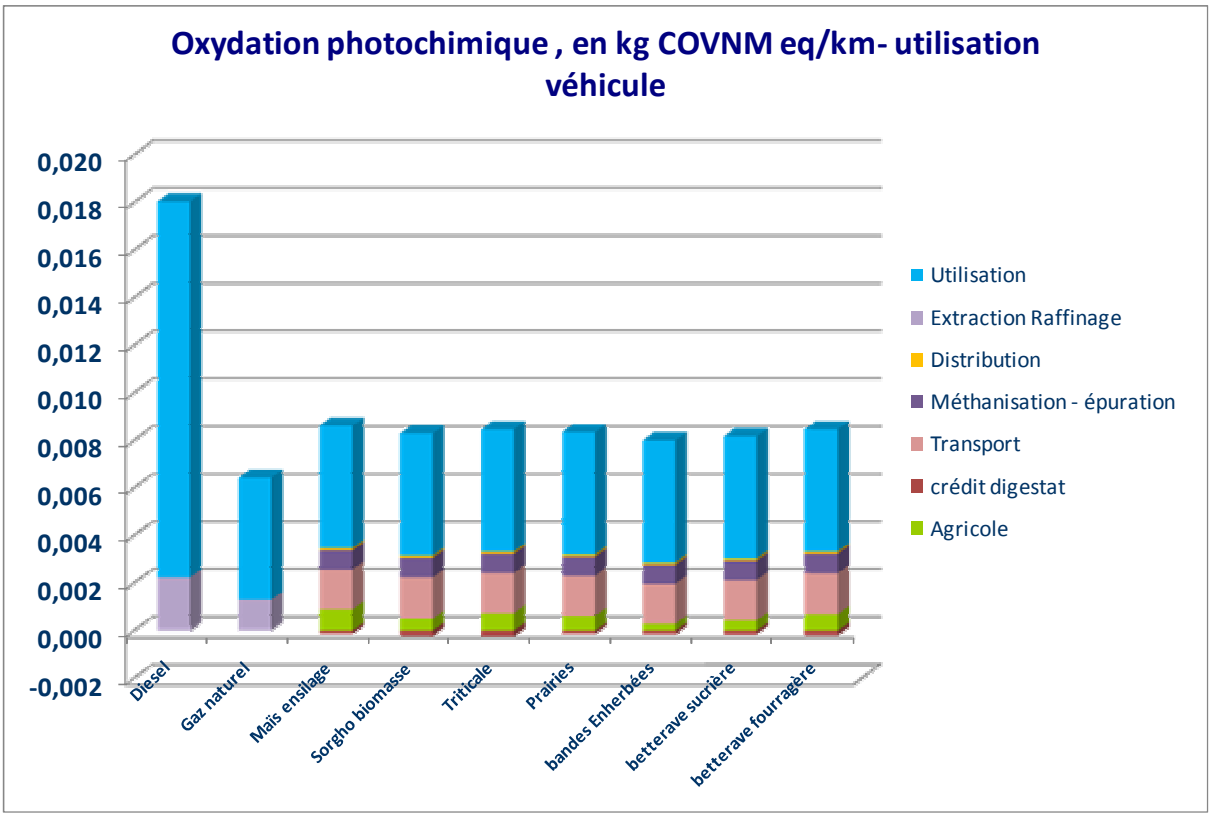
7.6. OXYDATION PHOTOCHIMIQUE

Résultats principaux :

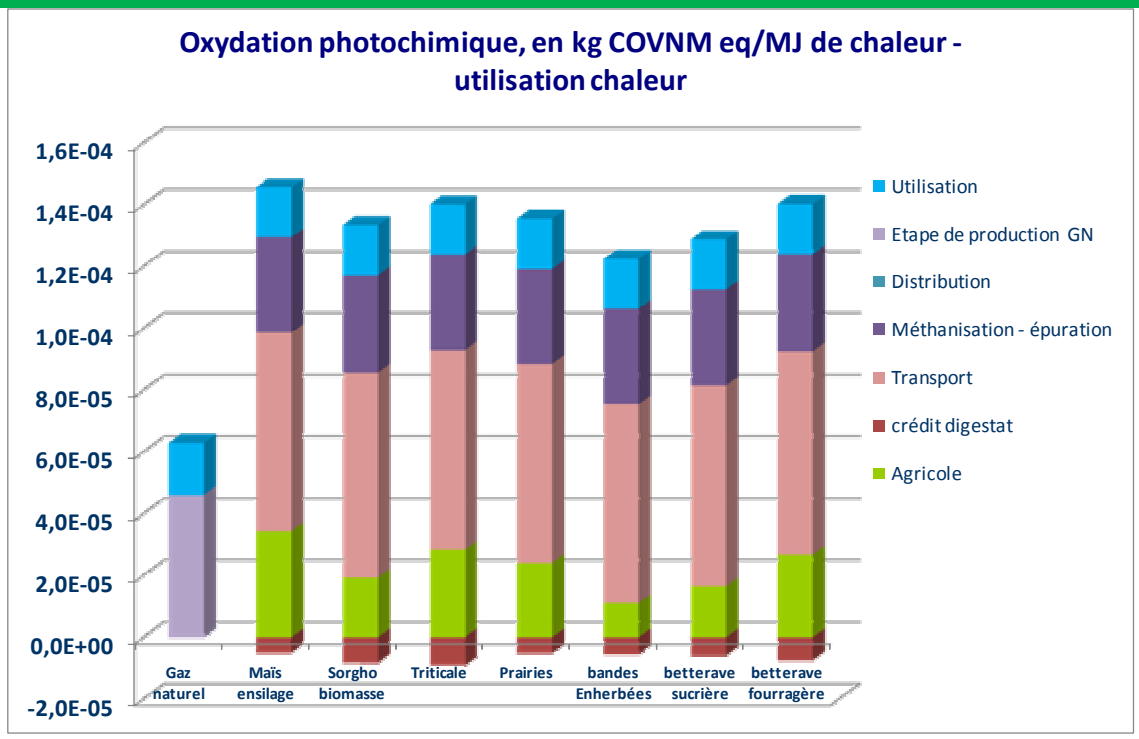




Résultats par étape :



7.6. OXYDATION PHOTOCHIMIQUE



Analyses comparatives et postes contributeurs :

- **Notons que les émissions de molécules photo-oxydantes des cultures ne sont pas prises en compte** : la végétation émet aussi des molécules aux propriétés photo-oxydantes (terpènes, xylènes, etc). La forêt en est la principale source, la mise en culture de forêts pouvant alors être perçue comme réduisant ces émissions. Mais les cultures, notamment lors de la fauche, sont aussi contributrices. Faute de données fiables pouvant permettre de différencier une culture d'une prairie ou d'une terre à l'abandon, et ne pouvant différencier dans ReCiPe des effets d'émissions en zone rurale (émissions aux champs) versus des émissions en zones souvent plus peuplées (émissions véhicules), il a été fait le choix de ne pas tenir compte de ces émissions, rendant plus délicate la lecture abrupte de cet indicateur.
- **Des réductions nettes par rapport aux véhicules Diesel :** la réduction des émissions d'oxydants au niveau des échappements est un point bénéfique des GNV par rapport au Diesel. Le biométhane présente donc aussi cet avantage. Le Diesel, malgré des normes de plus en plus strictes sur ces polluants causant des pics d'ozone et des problèmes sanitaires avérés, reste plus polluant que les carburants gazeux. Le fait de ne pas avoir pris en compte les émissions des cultures (qui peuvent être positives ou négatives pour le bilan suivant les hypothèses de modélisation) ne devrait pas modifier cette tendance. En effet, la réduction des quantités émises a lieu dans les zones où l'impact est le plus fort (les véhicules étant bien souvent utilisés à proximité des personnes).
- **Un bilan moins bon que le gaz naturel, visible surtout en utilisation chaleur :** pour les deux valorisations, les filières biogaz présentent des niveaux d'indicateurs supérieurs ou égaux à ceux du gaz naturel. Les étapes de production du biométhane sont plus émettrices que celles d'extraction et de transport du gaz naturel. Une prise en compte des émissions des cultures pourrait potentiellement venir s'ajouter à ce différentiel. L'analyse selon le taux d'incorporation ne change pas ce positionnement.
- **L'utilisation est l'étape la plus contributrice pour l'utilisation véhicule** : la combustion du Diesel, du GNV et du biométhane carburant est clairement responsable de l'essentiel de l'impact total. La phase de combustion est identique pour GNV et biogaz, alors que la combustion du Diesel a un impact beaucoup plus fort. Ce sont donc les émissions liées à la phase de transport du lisier qui sont responsables de l'essentiel des différences observées entre le GNV et le biogaz.
- Pour l'utilisation chaleur, du fait de moindres émissions de COVNM et d'oxydes d'azote lors de

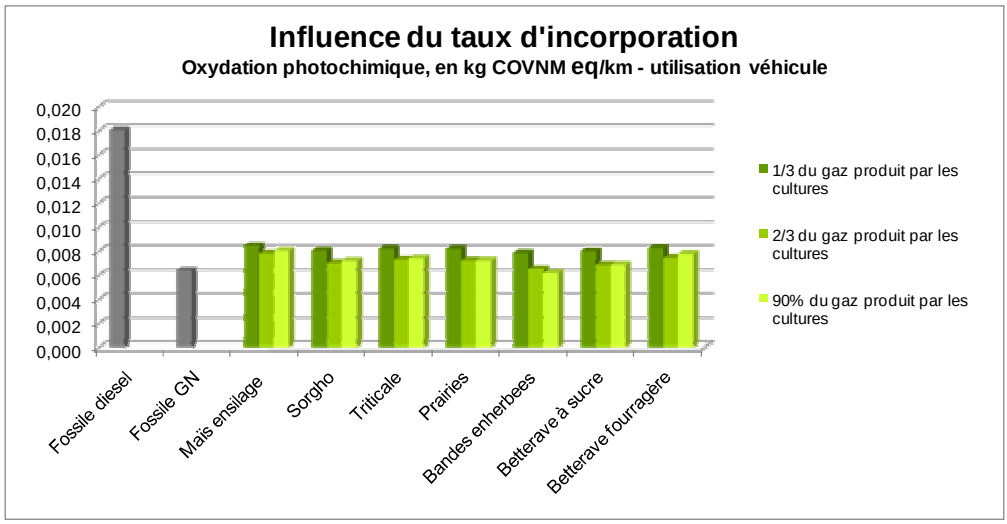
l'étape d'utilisation, **les postes plus secondaires de l'usage véhicule deviennent ici prépondérants**. Toutes les étapes sont contributrices, mais on voit qu'à faible taux d'incorporation de cultures énergétiques, le transport du lisier alourdit considérablement le bilan du biogaz. Cela vient se surimposer à une valeur notable pour l'amont agricole et pour la méthanisation.

- Postes contributeurs :
  - Les impacts de l'étape d'utilisation du véhicule sont dus aux émissions d'oxydes d'azote, de benzène, d'acétaldéhyde et des autres composés chimiques émis par les véhicules. Ces émissions sont moindres pour les chaudières, plus optimisées dans leur combustion car de fonctionnement plus régulier.
  - Pour l'utilisation chaleur, les émissions de COVNM et d'oxydes d'azote du transport du lisier jouent un rôle prépondérant à faible taux d'incorporation. Puis viennent ces mêmes émissions liées à la consommation de gaz naturel pour la méthanisation. Pour l'étape agricole, il s'agit principalement de la consommation de Diesel par les machines agricoles ainsi que des émissions de NOx lors de la fertilisation qui contribuent le plus à cette problématique.

Analyse des paramètres clés et mise en perspective des résultats :

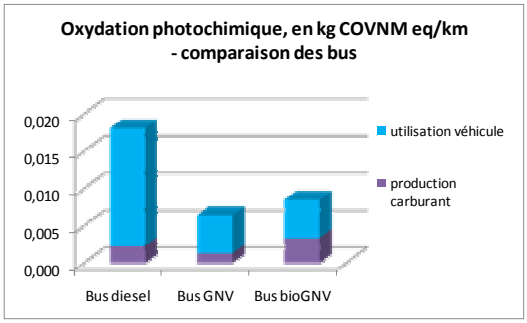
Les résultats décrits précédemment dépendent de plusieurs paramètres clés qui vont être analysés ci-dessous.

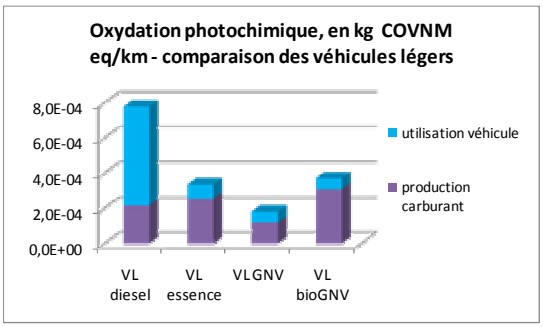
- **Le taux d'incorporation a une influence faible sur le bilan total** : ceci provient du fait que l'étape d'utilisation est prépondérante, et identique quel que soit le taux d'incorporation. Des taux d'incorporation plus élevés entraînent l'augmentation des émissions de NOx de l'étape agricole, qui dépasse pour cet indicateur la réduction des impacts de l'étape de méthanisation-épuration liée à cette même évolution du taux d'incorporation. Malgré cela, l'étape agricole ne vient influencer qu'à la marge le résultat final.



- **Le type de véhicule n'est pas un paramètre clé dans l'établissement du bilan d'oxydation photochimique** : quel que soit le véhicule (bus, benne à ordure, véhicule léger), le Diesel présente les bilans les plus élevés. L'essence est elle aussi moins bien positionnée même si l'écart est moins marqué et porte plutôt sur des émissions lors de la production, donc moins fiables dans leur modélisation.

7.6. OXYDATION PHOTOCHIMIQUE

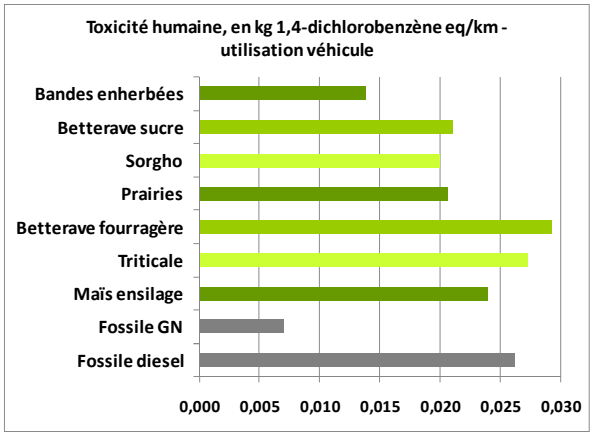


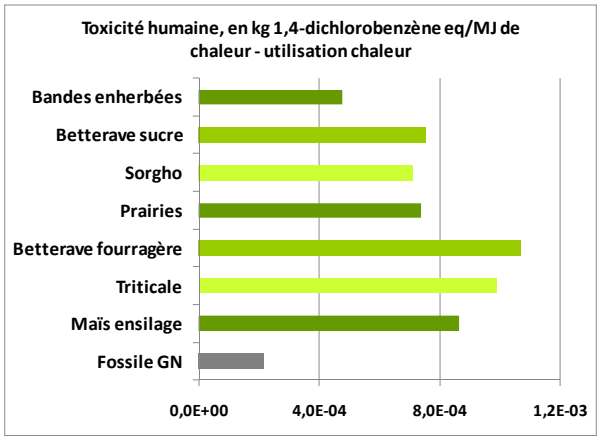


- Le test sur la prise en compte des amortissements montre une faible influence de ce poste sur le résultat global (5% du total et ce, quelque soit le taux d'incorporation).

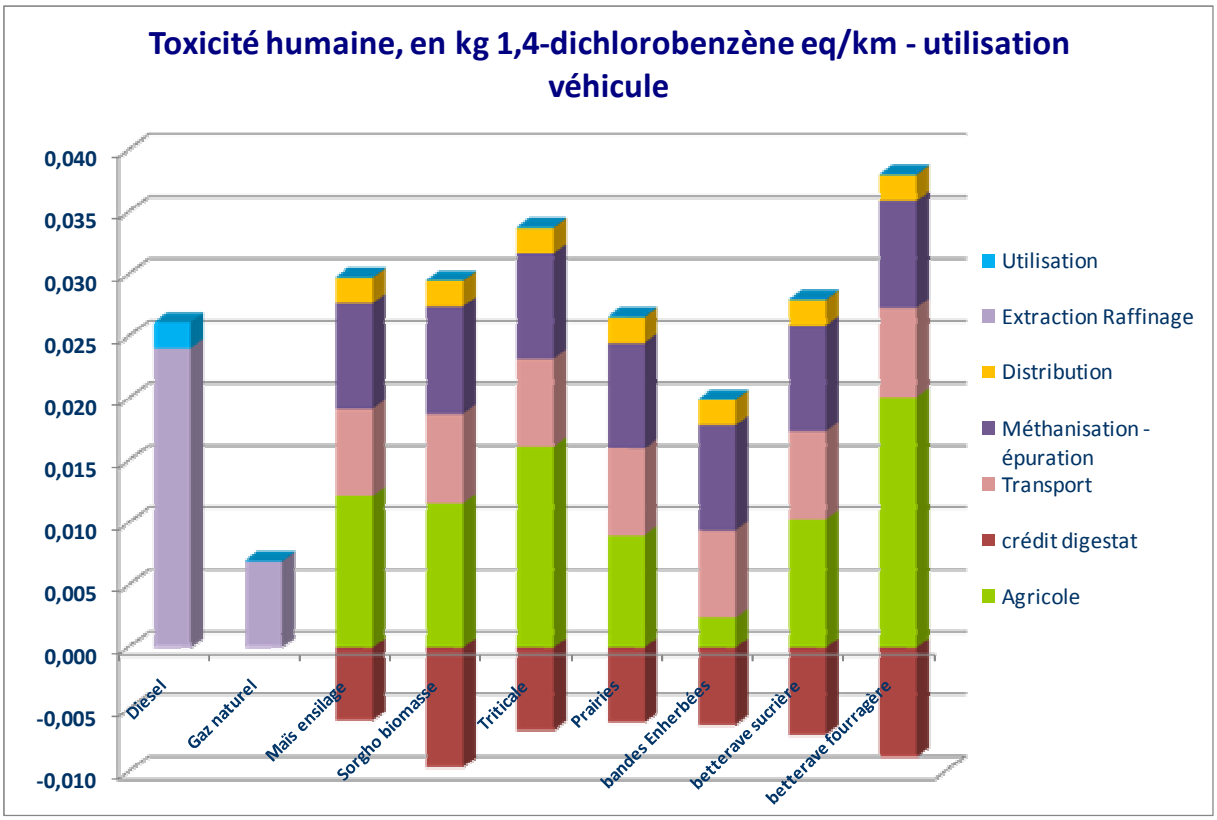
7.7. POTENTIEL DE TOXICITE HUMAINE

Résultats principaux :





Résultats par étape :



nb : le résultat total est difficile à lire sur ce graphique : il convient d'enlever le crédit digestat négatif à la valeur positive totale pour retrouver le résultat pour cette filière illustré dans les graphiques des résultats principaux.

Analyses comparatives et postes contributeurs :

- **Un positionnement qui est moins bon pour le biométhane par rapport au gaz naturel** : en effet, les filières biogaz dans le cas de référence étudié dans cette étude obtiennent des résultats moins performants que le gaz naturel (pour les deux utilisations) mais globalement inférieurs au résultat du Diesel (utilisation véhicule) sauf pour le triticale et la betterave fourragère. L'étape agricole, le transport et la méthanisation dépassent les émissions liées à l'extraction du gaz naturel. Cet écart n'est pas compensé lors de l'utilisation identique entre les deux sources

d'énergie. Cet écart, d'un facteur 5, reste cependant relativement faible par rapport à l'imprécision de cet indicateur. On cherche souvent a minima un facteur 10 d'écart pour commencer à parler d'effet probable, voire un facteur 100. Il est donc plus important de bien décrire les différences d'impacts entre filières que de chercher à trancher en faveur d'une filière.

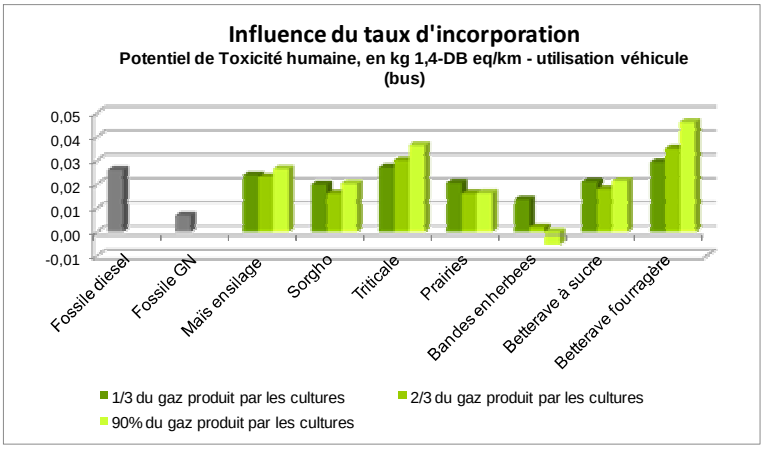
- **Des résultats trop proches pour trancher par rapport au Diesel** : Si, grâce au crédit du digestat, les résultats des filières biométhane semblent globalement légèrement inférieurs au résultat du Diesel pour ce taux d'incorporation, et moins bon à d'autres taux, les écarts ainsi créés ne sont pas suffisants pour conclure fermement dans un sens ou un autre. Ce constat est renforcé par les évolutions observées lorsque le taux d'incorporation augmente.
- **Une modélisation qui ne permet pas de comparaison entre les filières** : betterave fourragère, maïs et triticale obtiennent les résultats les plus forts, la bande enherbée les résultats les plus faibles (70% de réduction par rapport à la betterave fourragère). Cela reste cohérent dans les grandes lignes avec le nombre de traitement. Mais attention, comme ReCiPe ne dispose que de peu de produits actifs, beaucoup ont été modélisés par une matière active moyenne. Quand on sait qu'entre matières actives il peut exister des écarts très forts (de plusieurs ordres de grandeur), on en conclut que seule une modélisation très fine des matières actives utilisées (et de leur devenir) autoriserait une comparaison fondée entre filières. En revanche, le fait de travailler en valeur moyenne permet de positionner les filières utilisant de la biomasse par rapport à des filières fossiles, objectif premier de cette étude.
- **Les conclusions sont similaires pour l'utilisation chaleur et l'utilisation véhicule** en termes d'étapes contributrices. La seule légère différence provient d'une contribution plus forte de l'étape d'utilisation pour la valorisation chaleur (due à des émissions de formaldéhyde qui semblent plus fortes lors de la combustion en chaudière).
- **Les étapes les plus contributrices pour le biométhane sont l'amont agricole, la méthanisation et le transport du lisier.** Ce sont donc ces deux premières étapes qui différencient les cultures entre elles. Le crédit du digestat fait baisser sensiblement le bilan grâce à la production évitée d'engrais minéral prise en compte lors de la substitution. Pour les filières fossiles, c'est l'étape d'extraction et de raffinage qui contribue le plus à l'impact.
- **Postes contributeurs** :
  - L'amont agricole présente un impact sur la toxicité humaine à travers les émissions d'éléments traces dans les sols via les engrais et, dans une moindre mesure, la consommation d'engrais minéral. Or, ces émissions d'éléments traces ont été calculées à partir des quantités totales d'engrais apportées (azote minéral et organique, P_2O_5, K_2O)[39], ce qui ne traduit pas bien les différences entre itinéraires. La modélisation des émissions d'éléments traces étant entachée d'une certaine imprécision, il serait délicat de conclure à de réelles différences entre cultures, hormis celles ne faisant que très peu appels aux engrais phosphatés, ce qui est le cas des prairies et des bandes enherbées. Ces éléments traces dominent le bilan, devant les produits phytosanitaires modélisés par l'impact moyen des matières actives disponibles dans ReCiPe.
  - La prise en compte du digestat conduit à une contribution négative de ce poste (donc vient réduire) sur l'indicateur de toxicité humaine du fait de la production évitée d'engrais synthétique.
  - Pour l'étape de méthanisation, ce sont les consommations d'électricité et de gaz naturel qui sont responsables de l'impact, à travers les flux de métaux lourds présents dans leur inventaire de production (mercure, manganèse, plomb, etc.).
  - L'étape d'utilisation (véhicule et chaleur) ne contribue que très peu à l'indicateur, par rapport aux autres étapes.

[39] Les facteurs d'émissions utilisés proviennent de l'étude de Buwal « *Harmonization of environmental life cycle assessment for agriculture* » – European Commission DG VI Agriculture, 2003.

7.7. POTENTIEL DE TOXICITE HUMAINE

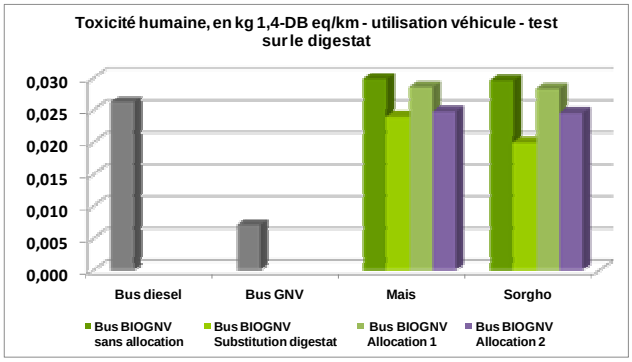
Analyse des paramètres clés et mise en perspective des résultats :

- **Le taux d'incorporation a une nette influence sur le bilan**, ce qui s'explique par la forte contribution de l'étape agricole et de l'étape de méthanisation/épuration.



- Les résultats changent fortement pour la bande enherbée. Le crédit du digestat augmente fortement, de façon plus importante que l'impact de l'amont agricole, et l'étape de méthanisation baisse rapidement. Pour un taux d'incorporation de 90%, le total est négatif.

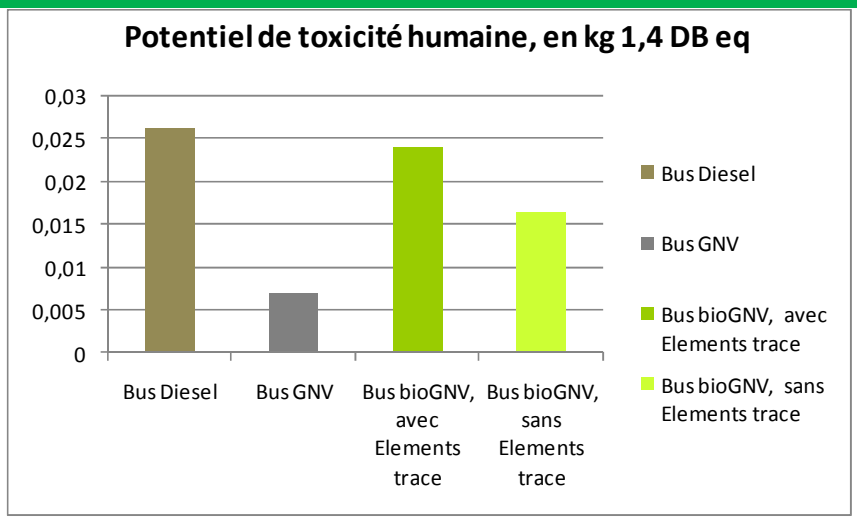
- La méthode de prise en compte du digestat a un impact visible sur le bilan de cet indicateur. La méthode de substitution retenue par cette étude, vient enlever le crédit lié à la production évitée d'engrais minéral. Cette production a un impact non négligeagle en terme de toxicité humaine, ce qui explique les faibles émissions pour cet indicateur liées au choix de cette méthode.



- **La prise en compte des infrastructures peut avoir un poids important pour cet indicateur**. En effet, le test effectué pour l'utilisation chaleur et pour la filière maïs montre une contribution supérieure à 30% du bilan total. Ce résultat doit toutefois être mis en relation avec le niveau d'imprécision relativement élevé associé au calcul de cet indicateur. Il est surtout lié au fait que la méthode ReCiPe valorise fortement l'impact des éléments traces, ce qui est un élément fort de la production ou de la fin de vie des matériaux métalliques entrant dans la construction (voir partie 7.10.).

- **Une analyse de sensibilité a été réalisée pour évaluer le poids des éléments traces dans le résultat, les données de quantification de ces derniers ayant été jugées peu fiables**. La figure ci-dessous donne le résultat de potentiel de toxicité humaine sans prise en compte des éléments traces. On voit que le résultat baisse de manière non négligeable (-30%) pour se positionner encore plus entre le carburant Diesel et le GNV. Il reste que les résultats sont trop proches pour assoir une conclusion ferme sur ce point, contenu des imprécisions de modélisation.

7.7. POTENTIEL DE TOXICITE HUMAINE



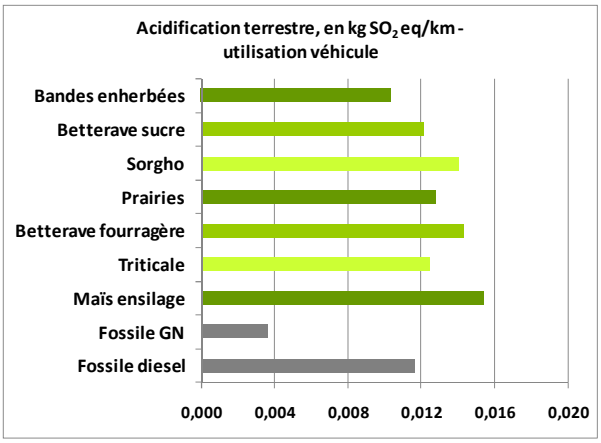
- Enfin, **les résultats pour cet indicateur sont dépendants du choix de la méthode de caractérisation utilisée**. Aussi, une seconde méthode a été utilisée pour apporter un éclairage supplémentaire sur ces résultats : la méthode Usetox (voir explications au paragraphe 084).
- La comparaison des deux méthodes permet de souligner deux points importants :
  - s'il n'est pas possible de comparer les résultats des deux méthodes directement (différences d'unité), on peut conclure quant à la prise en compte de façon similaire de nombreux intrants ou émissions. Usetox offre cependant plus de possibilités de modélisation de pesticides, avec des écarts entre eux dépassant les 10^{10}.
  - une seconde différence provient d'un impact différent attribué aux émissions d'éléments traces. Cela est particulièrement visible lors de l'étape agricole. En effet, le modèle ReCiPe affecte une valeur très forte à ces émissions, supérieure par exemple à l'utilisation d'engrais, alors que le modèle Usetox ne fait pas état d'une telle dangerosité, et met plus l'accent sur certains produits phytosanitaires.

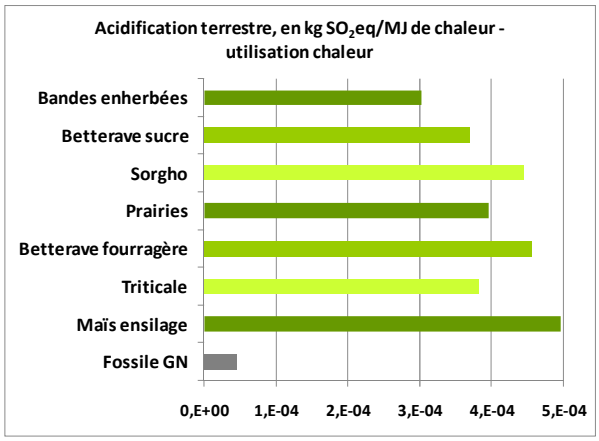
Tableau 43 - Comparaison des méthodes ReCiPe et Usetox pour les éléments traces métalliques

	unité	Emission d'éléments traces au champ (par kg N)	Poids dans l'étape agricole (%)	Poids dans le total avant utilisation (%)
ReCiPe	kg 1,4-DB eq	5,2E-01	62%	50%
Usetox	cases	2,3E-07	49%	35%

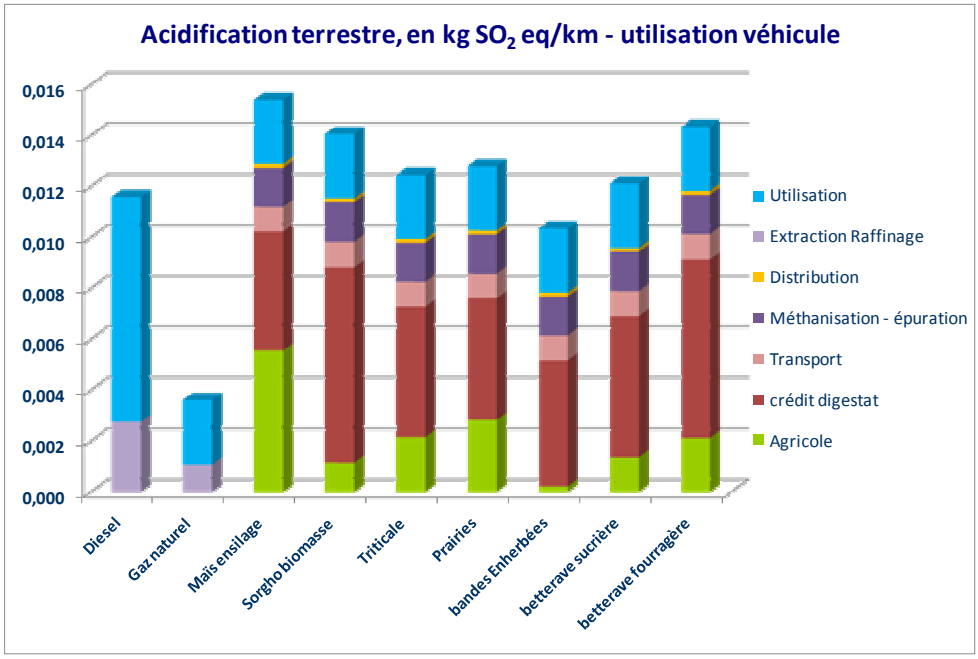
7.8. ACIDIFICATION TERRESTRE

Résultats principaux :





Résultats par étape :



Analyses comparatives et postes contributeurs :

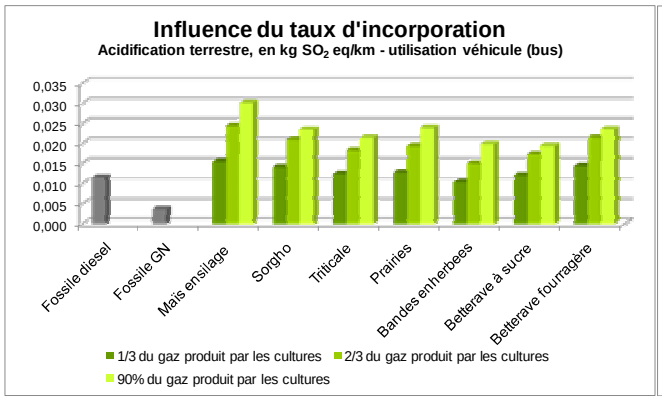
- **Des niveaux d'indicateurs plus élevés que ceux des filières fossiles** : le positionnement par rapport aux filières fossiles montre des impacts sur l'acidification de l'air plus importants pour les filières biogaz, pour les deux utilisations.
- **Les conclusions sont similaires pour l'utilisation chaleur et l'utilisation véhicule** en termes d'étapes contributrices. La seule légère différence provient d'une contribution plus faible de l'étape d'utilisation pour la valorisation chaleur.
- **L'étape la plus contributrice est clairement la prise en compte du digestat,** les autres étapes contribuent peu à l'impact : amont agricole, méthanisation/épuration et utilisation. Le choix de modéliser le digestat par substitution à un engrais explique le rôle prépondérant de cette étape.
- **Des filières biogaz avec des résultats variés** : des différences de plus ou moins 20% existent entre les filières biogaz. Le rapport entre engrais apporté et rendement, mais avant tout les quantités d'engrais organique, expliquent cette variabilité.

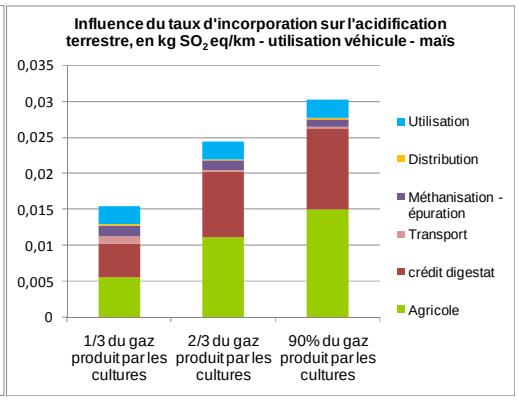
7.8. ACIDIFICATION TERRESTRE

- Postes contributeurs :
  - Le très fort impact du digestat provient des émissions de NH_3 lors de l'épandage du digestat (avec l'hypothèse que 20% de l'azote total est émis sous forme de NH_3). Il est à souligner que ce résultat est obtenu est tenant uniquement compte de l'azote du digestat apporté par la fraction de cultures énergétiques.
  - Pour l'étape agricole, les émissions de NH_3 par les sols suite à l'utilisation d'engrais contribuent le plus largement à l'indicateur. L'importance de cette étape pour les cultures énergétiques dépend du ratio entre apports d'engrais et rendement à l'hectare. Les émissions sont quasi nulles pour la bande enherbée, qui ne reçoit pas d'engrais minéraux, pour laquelle l'impact est majoritairement dû aux consommations de Diesel.
  - L'étape d'utilisation contribue pour la valorisation véhicule à travers les émissions d'oxydes d'azote (NOx). Le véhicule Diesel présente un indicateur plus fort pour cette étape en raison d'émissions de NOx plus importantes au kilomètre.

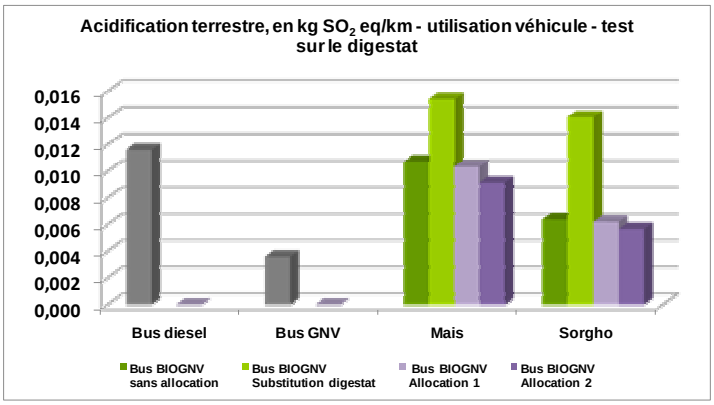
Analyse des paramètres clés et mise en perspective des résultats :

- **Le taux d'incorporation a une nette influence sur le bilan**.





- L'impact augmente en fonction du taux d'incorporation car une plus grande proportion du digestat provient des cultures énergétiques, et donc les émissions de NH_3 dues à son épandage sont supérieures. La méthanisation, qui représentait une étape faiblement contributrice, est encore plus réduite.
- **La prise en compte du digestat joue un rôle prépondérant sur le bilan total pour l'indicateur d'acidification terrestre** : si le digestat n'est pas pris en compte, ou si les impacts sont répartis sur la base de la valeur économique du digestat, l'impact sur l'acidification terrestre est réduit de moitié.



- A l'inverse, comme vu précédemment, la méthode par substitution entraîne une baisse de l'indicateur de toxicité par rapport aux autres méthodes possibles. Le choix de la méthodologie a peu d'impact sur les autres indicateurs.
- Les niveaux d'émissions sont liés à trois paramètres agronomiques : la forme de l'engrais utilisé, les techniques et les conditions d'épandage. En effet, il a été utilisé un taux moyen par grand type d'engrais apporté. Or trois paramètres sont déterminants dans la valeur du facteur d'émission utilisé. Un engrais organique ou de l'urée auront des taux de volatilisation de l'ammoniac plus forts qu'un ammonitrate ou d'autres solutions azotées. Cette distinction n'a pas été réalisée dans cette étude. De même, la pratique d'épandage joue un rôle important dans ce niveau d'émission.

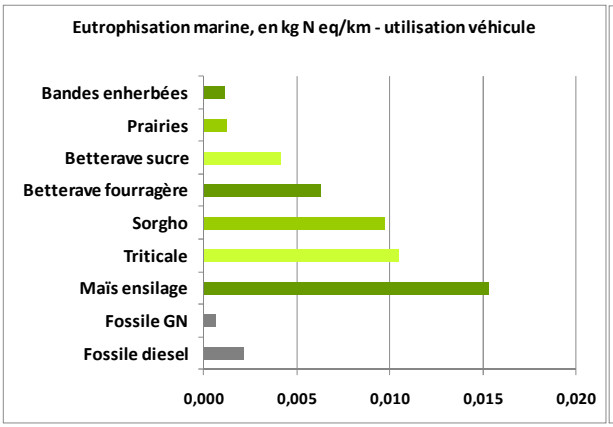
7.8. ACIDIFICATION TERRESTRE

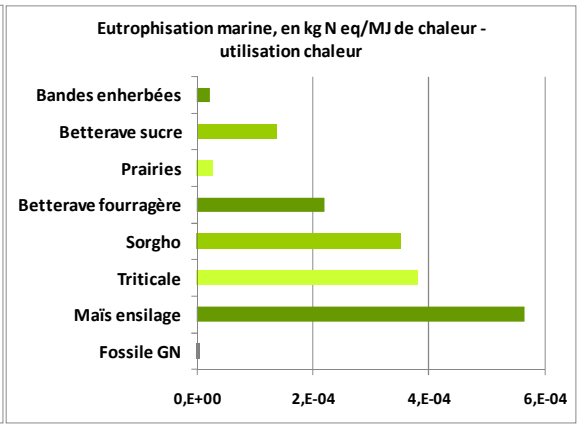
L'utilisation de matériels inadaptés peut conduire à des taux supérieurs d'émissions par rapport à ces taux moyens utilisés. Inversement, lorsque le produit s'y prête, les épandages par injection peuvent limiter grandement le niveau des émissions d'ammoniac. Enfin, il est important de noter que les conditions locales de l'épandage vont influencer ce taux.

7.9. POTENTIEL D'EUTROPHISATION AQUATIQUE

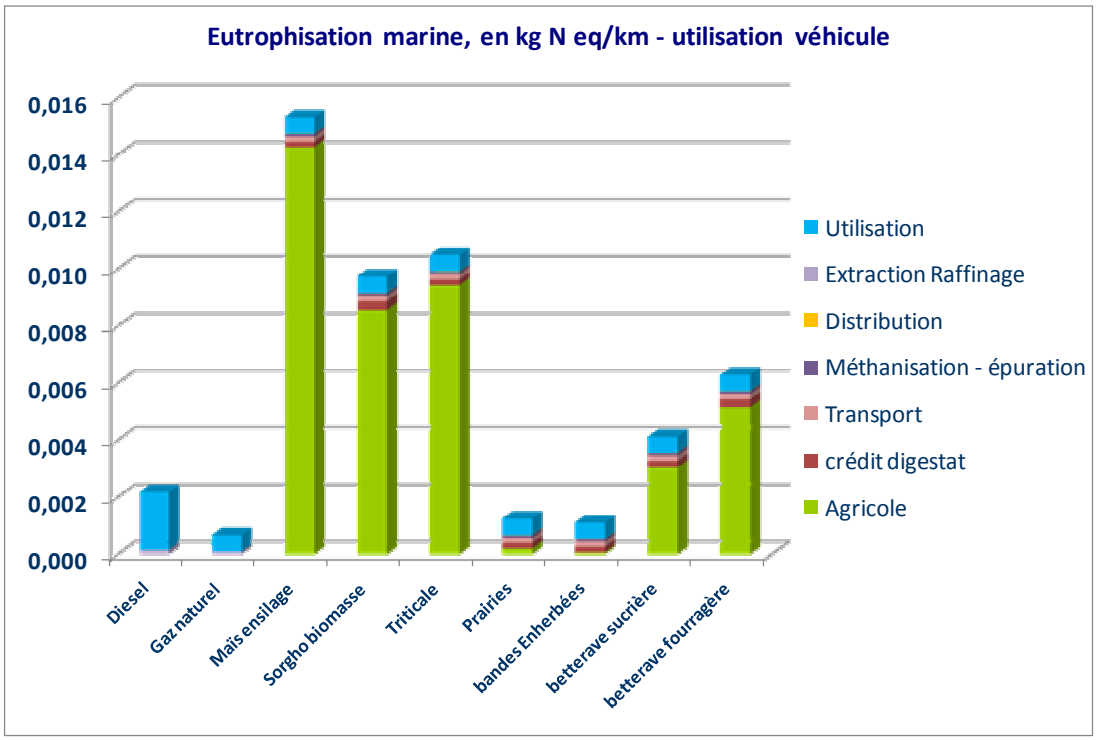
Deux indicateurs sont définis dans ReCiPe pour évaluer les impacts sur l'eutrophisation des milieux aquatiques : pour les eaux douces et les eaux marines. Les graphiques ci-dessous présentent les résultats pour le potentiel d'eutrophisation marine, L'ensemble des résultats numériques, y compris pour l'eutrophisation des eaux douces, est disponible en annexe.

Résultats principaux :





Résultats par étape :



Analyses comparatives et postes contributeurs :

- **Les filières fossiles obtiennent les résultats les plus faibles, ainsi que les bandes enherbées suivies par les prairies :** ces deux indicateurs sont indéniablement en défaveur des filières biométhane, à l'exception des prairies et bandes enherbées pour lesquelles des valeurs de lessivage nulles ont été prises en compte. L'hypothèse peut être discutée pour les prairies, mais là encore l'objectif premier n'est pas de positionner avec précision chaque culture par rapport à une autre. Cela signifie qu'en l'absence de lessivage de nitrates ou de phosphates (lessivage lié à l'activité de mise en culture s'entend, des nitrates lessivant naturellement à partir de la matière organiques de tous les sols), les véhicules bioGNV pourraient présenter des bilans légèrement

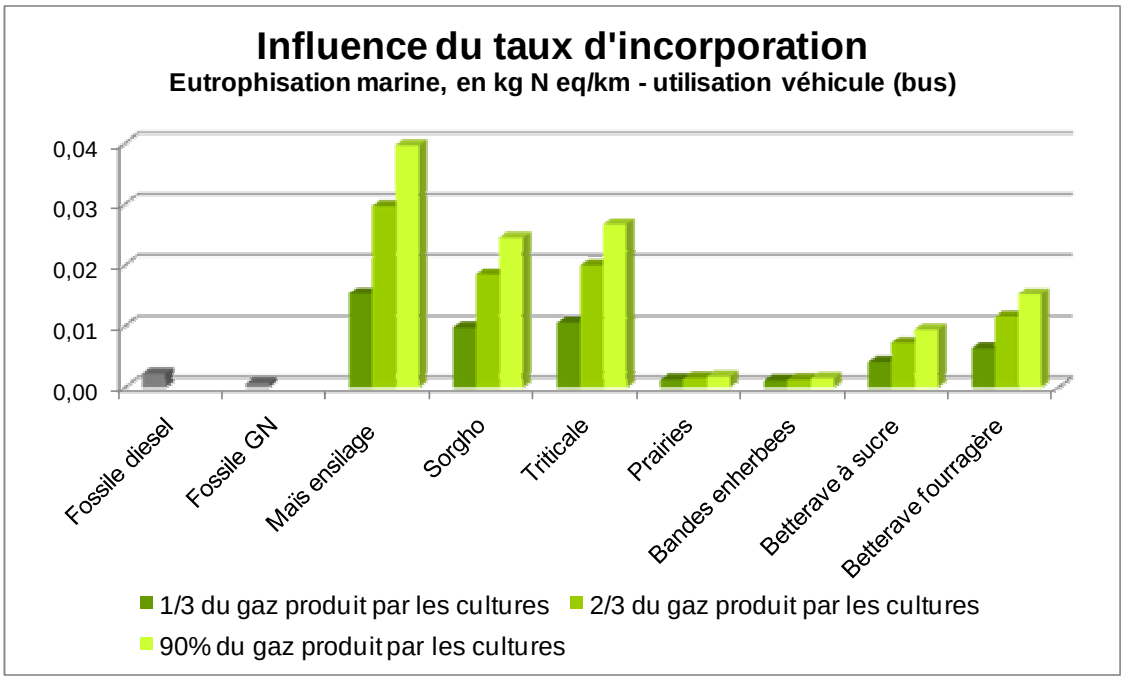
plus favorables que les véhicules Diesel. Ce contrôle total étant probablement impossible, il est fort probable que cet indicateur reste défavorable aux filières issues de biomasse.

- Des différences existent entre carburant Diesel et carburant gazeux. Les résultats et le positionnement des filières les unes par rapport aux autres sont similaires pour les deux valorisations, et pour les deux indicateurs d'eutrophisation. Seuls les impacts plus défavorables du Diesel utilisé en véhicule différencient les filières Diesel et GNV.
- **L'étape agricole est de loin la plus contributrice au bilan total.** Pour les filières fossiles, la phase d'utilisation contribue à l'eutrophisation marine par les émissions d'oxydes d'azote.
- Postes contributeurs :
    - L'amont agricole a un impact eutrophisant à cause des émissions de nitrates et de phosphates dues au lessivage des sols et par la consommation d'engrais azoté et phosphaté.
    - Il faut rappeler que les émissions de nitrates et phosphates au champ sont évaluées sur la base des rares données disponibles et représentatives d'une situation moyenne. En effet, le lessivage varie fortement en fonction des conditions météorologiques, des types de sols et d'autres facteurs locaux. Pour les besoins de cette étude, des valeurs « moyennes » ont été choisies, mais il ne serait pas pertinent de vouloir comparer les filières entre elles sur la base de cet indicateur. Par exemple, il est estimé à 40 unités d'azote le lessivage par hectare pour le maïs et le sorgho. Le triticale est quant à lui à 25 unités. Or, des écarts de 15 ou même 30 unités d'azote sont tout à fait possibles entre deux régions de culture. Il en est de même pour l'estimation du lessivage des phosphates.
    - Pour les prairies et bandes enherbées, des émissions de nitrates et phosphates nulles ont été considérées, ce qui occasionne des résultats quasiment nuls pour les indicateurs d'eutrophisation. Il s'agit là d'un choix méthodologique fort, basé sur, d'une part, le manque de mesures sur les prairies et bandes enherbées et d'autre part, sur le fait que ces cultures reçoivent peu ou pas d'apports en engrais. qu'elles sont généralement en place pour plusieurs années. De ce fait, le reliquat d'azote et de phosphore présent dans les sols au moment de la mise en place de la prairie est lessivé au début, puis le sol ne contient que très peu de ces éléments et leur couvert végétal limite le ruissellement. Pour toutes ces raisons, des émissions nulles de nitrates et de phosphates ont été considérées.

7.9. POTENTIEL D'EUTROPHISATION AQUATIQUE

Analyse des paramètres clés et mise en perspective des résultats :

- **Le taux d'incorporation a une nette influence sur le bilan**, ce qui s'explique par la forte contribution de l'étape agricole. Pour les cultures ayant les émissions de nitrates et phosphates les plus fortes (maïs, sorgho et triticale), le bilan croît fortement pour de forts taux d'incorporation.



7.10. TESTS AVEC D'AUTRES JEUX D'HYPOTHESES DE MODELISATION

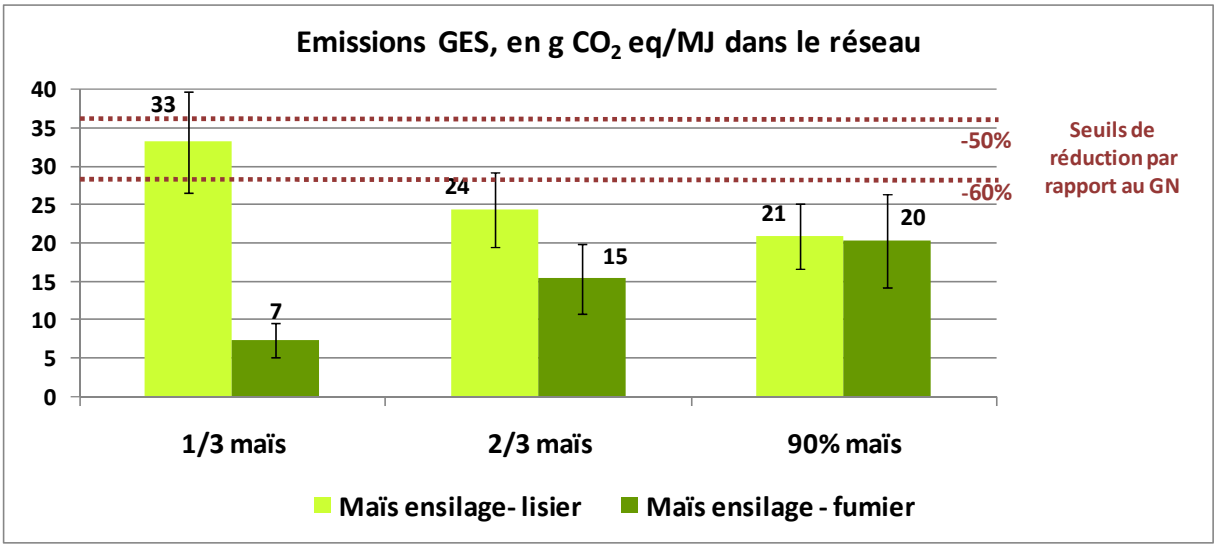
La partie ci-dessous regroupe et détaille certains des tests réalisés.

Les tests mentionnés en partie 6.8. qui ne figureraient pas ici ont leurs résultats détaillés dans l'analyse indicateur par indicateur. Ils figurent pour les indicateurs les plus pertinents.

Si l'on prend en compte un fumier au lieu d'un lisier ainsi que le possible déstockage de carbone du sol :

Ce test a été mené en remplaçant le lisier par du fumier, en mélange avec de l'ensilage de maïs. Pour plus de détails, il est nécessaire de se reporter au chapitre 6.8.9. Ce test n'a porté que sur les émissions de GES. Des chiffres existent pour d'autres indicateurs mais ils n'ont pas été consolidés n'ayant que peu d'intérêts. Seul l'indicateur d'émissions de GES est donc analysable pour ce test.

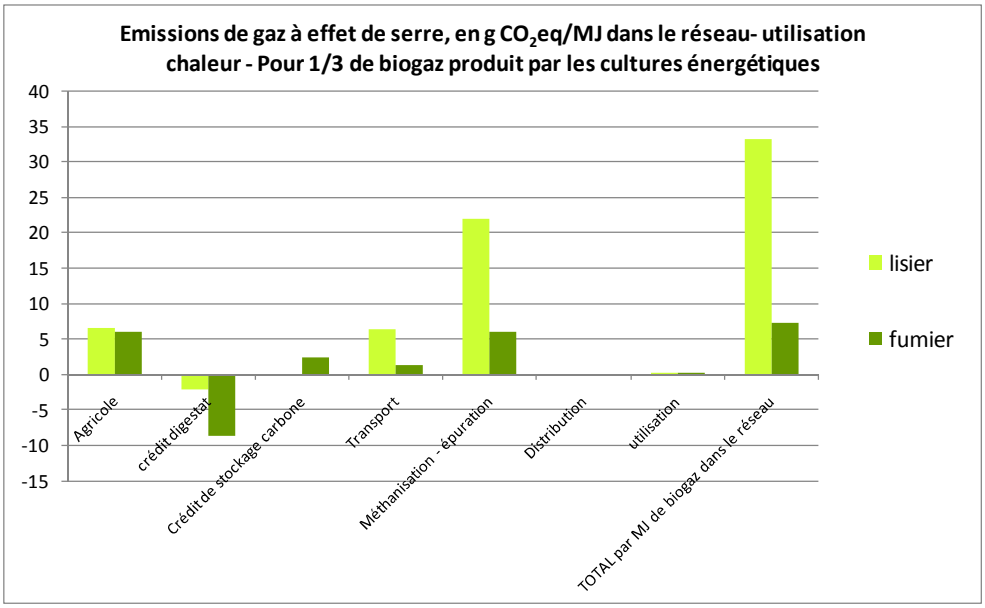
- Evolutions du résultat principal avec le taux d'incorporation :



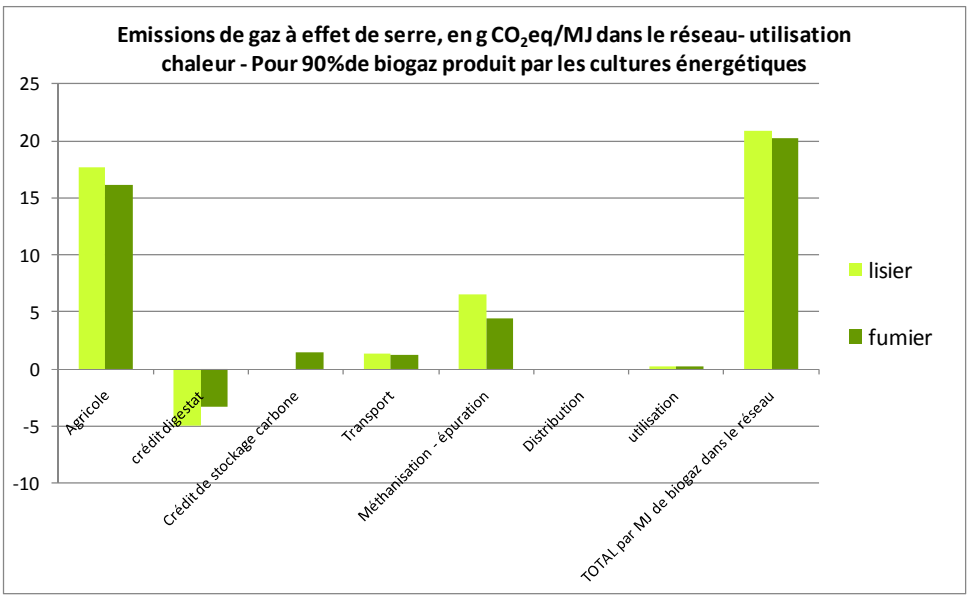
  - Le bilan GES du MJ de chaleur produit à partir de biométhane issu d'un mélange fumier 66% – maïs 33% est bien plus faible que celui du même MJ pour un mélange lisier – fumier : il passe d'environ 33 g CO_2 eq/MJ pour le lisier-maïs à environ 7 g CO_2 eq/MJ pour le mélange fumier-maïs.
  - **On note une inversion de tendance avec l'évolution du taux d'incorporation de cultures énergétiques** pour le mélange fumier-maïs par rapport au mélange lisier-maïs. le niveau d'émission de GES augmente quand la quantité de maïs dans le mélange augmente. L'effet de compensation existant pour le mélange lisier-maïs ne permet plus de contrebalancer l'augmentation des émissions liées à l'incorporation d'une culture.
  - Mais comme l'illustre l'estimation de la précision du résultat, malgré **cette augmentation, le niveau d'émissions de GES reste sous la barre des 50% de réduction** par rapport à la référence gaz naturel de cette utilisation chaleur, même à des taux d'incorporation élevés. Pour cette situation (90% du biométhane produit), les résultats sont quasi identiques entre fumier et lisier : ceci s'explique par le fait que l'impact principal dans ce bilan provient de la culture de maïs, identique dans les deux cas (voir les graphiques de la partie suivante).
  - Seul le mélange lisier-maïs contenant une très grande quantité de lisier se situe en-deçà des 50% de réduction des émissions de GES. Ce résultat est cependant très dépendant du transport ou non du lisier, l'absence de transport du lisier (qui ne semble pas être une hypothèse réaliste au vu des quantités de lisier considérées) suffirait à faire passer le bilan au-dessus de ce niveau de réduction.

- Explications sur les causes de différences :

7.10. TESTS AVEC D'AUTRES JEUX D'HYPOTHESES DE MODELISATION



- La figure ci-dessus illustre les sources principales de différences dans les étapes du cycle de vie entre les deux types de substrat à faible taux d'incorporation de cultures énergétiques. Avec un potentiel méthanogène plus élevé, le fumier permet des gains importants lors de l'étape de méthanisation, et ce malgré une consommation électrique estimée plus importante (car plus compact donc le procédé de mélange est supposé plus énergivore). Il s'agit de l'écart principal. Le crédit lié à un remplacement d'apports d'engrais minéraux plus important pour le fumier que pour le lisier est la seconde source d'écart. Ce gain est en partie contrebalancé par le déstockage estimé de carbone dans le sol, en soulignant à nouveau l'imprécision de cette donnée (cf paragraphe 6.8.9.). Enfin, on peut remarquer que pour une même distance parcourue, le fumier « économise » à nouveau quelques grammes de GES émis en raison de son potentiel méthanogène plus intéressant.



- La même analyse menée à un taux d'incorporation plus élevé (90% de biométhane à partir du maïs) montre que ces écarts se lissent. Chaque poste tend vers la même valeur dictée par la proximité grandissante des deux types de mélanges. L'étape agricole devient alors aussi importante que l'étape de méthanisation. Le meilleur potentiel méthanogène du fumier par rapport au lisier est en partie compensé par le déstockage de

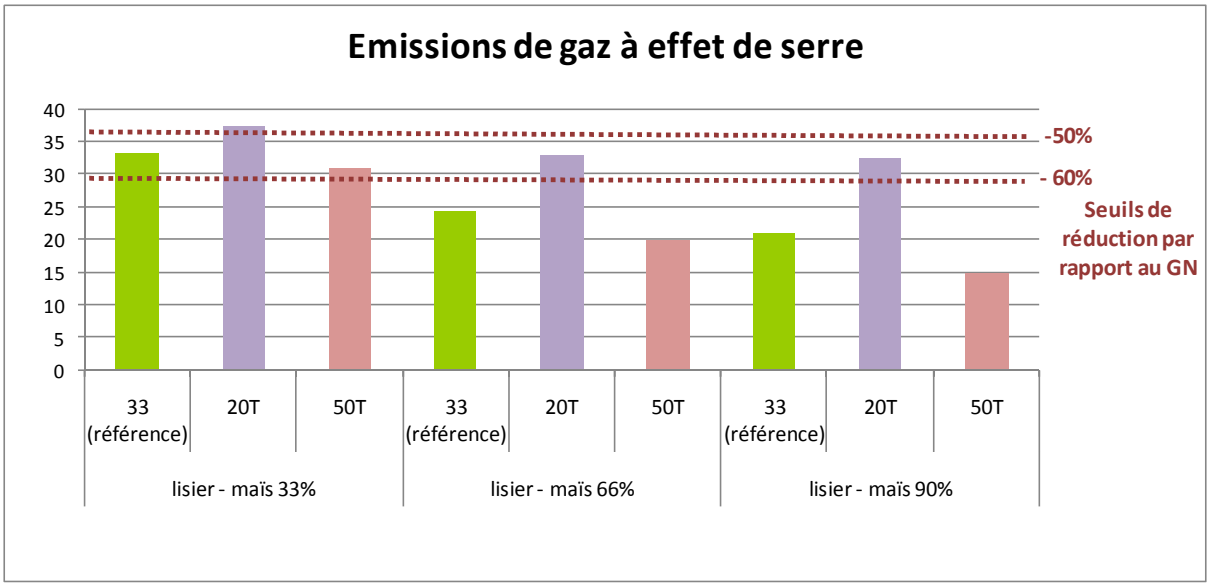
carbone du sol.

7.10. TESTS AVEC D'AUTRES JEUX D'HYPOTHESES DE MODELISATION

Analyse de sensibilité sur la donnée de rendement agricole (test sur le maïs) :

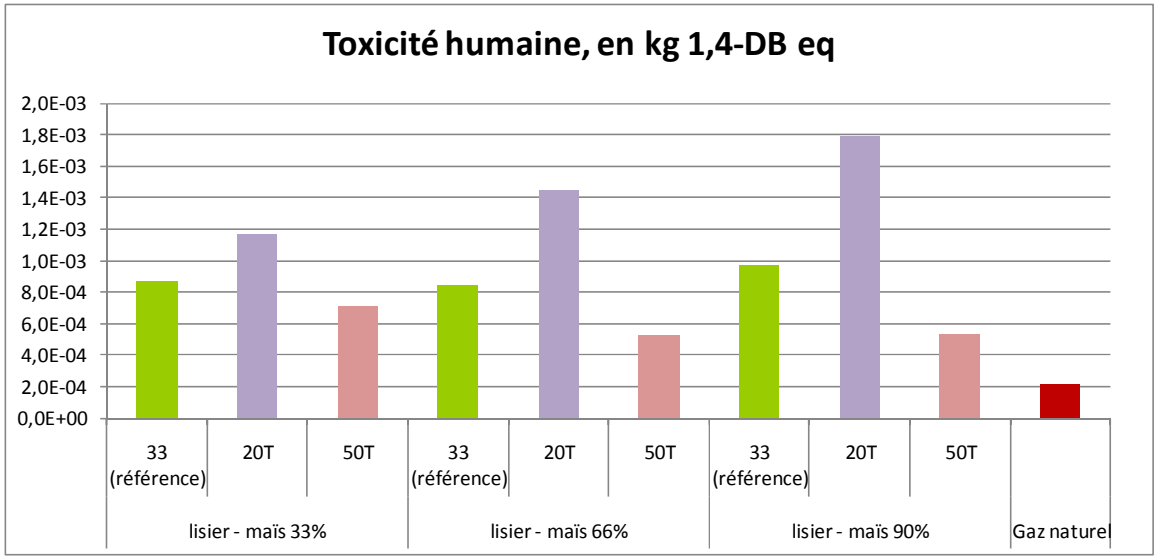
Une analyse de sensibilité a été conduite en faisant varier la quantité de matière fraiche obtenue par hectare. Les autres données d'itinéraires n'ont pas été modifiées, notamment les engrais. On se place donc dans un test purement théorique pour analyser la sensibilité du résultat à ce paramètre. La valeur utilisée de 33 tonnes de matière fraiche par hectare (T MS/ha) est encadrée par deux valeurs extrêmes de 20 tonnes MF/ha et de 50 T MF/ha. Se reporter au paragraphe 6.8.10. pour plus d'informations.

- Evolutions du résultat principal :



- Les écarts les plus forts sont bien entendu pour le taux d'incorporation le plus élevé.
- On observe que même avec un rendement très bas de 20 T MF/ha (et des intrants au même niveau que pour produire 33 T MF/ha), les résultats restent globalement en deçà du seuil de réduction de -50% par rapport à la référence fossile (ici le gaz naturel).
- Inversement, des rendements plus élevés peuvent permettre de présenter des bilans encore plus favorables, pouvant atteindre 80% de réduction à fort taux d'incorporation.
- Ces résultats peuvent être généralisés aux autres cultures, le maïs étant une des cultures les plus émettrices de GES par MJ.
- Cette analyse montre que les résultats et leurs enseignements sont valables pour une très large gamme de situations de rendements. **Ils semblent donc largement pertinents pour l'ensemble du territoire français,** sous réserve qu'il n'y ait pas de changement d'affectation directe des sols dans la zone étudiée et que l'on ne découvre pas ultérieurement des écarts trop élevés au niveau des émissions de N_2O entre régions qui viendraient s'ajouter aux écarts d'itinéraires techniques.

7.10. TESTS AVEC D'AUTRES JEUX D'HYPOTHESES DE MODELISATION



- Les autres indicateurs ont aussi été étudiés. L'exemple du potentiel de toxicité humaine est proposé ci-dessus. Les autres indicateurs se comportent globalement comme les émissions de GES, avec des écarts qui se font plus ou moins marqués selon le poids de l'étape agricole dans le résultat final.
- Les indicateurs de potentiel de toxicité et d'écotoxicité sont parmi les plus sensibles à l'augmentation de rendement (ou à la baisse), du fait d'une contribution importante de l'étape agricole. Le passage à 50 T MF/ha réduit d'un facteur 2 l'impact à fort taux d'incorporation, plaçant le résultat d'impact potentiel à moins d'un facteur 3 du résultat pour le gaz naturel à fort taux d'incorporation de maïs (facteur 5 pour l'itinéraire réel à 33 T MF/ha).

Analyse de sensibilité sur les amortissements du matériel (ensilage de maïs) :

Le tableau ci-dessous présente les résultats du test sur les amortissements pour l'ensemble des indicateurs. Le contenu de ce test est décrit en partie 6.8.2.

		test pour un mélange "lisier 66% - maïs 33%"			90% maïs
		Résultat sans amortissement ,	résultat avec amortissement	Ecart	Ecart
Indicateur	unité	chaleur, par MJ	chaleur, par MJ	% de différence par rapport au résulta sans amortissement	% de différence par rapport au résulta sans amortissement
Emissions de gaz à effet de serre	g CO2 éq	33,2	34,1	3%	6%
Energie primaire non-renouvelable	MJ	0,92	0,94	2%	7%
Toxicité humaine	kg 1,4-DB eq	8,6E-04	1,1E-03	25%	29%
Oxydation photochimique	kg COVNM	1,41E-04	1,45E-04	3%	5%
Epuisement des métaux	kg Fe eq	5,3E-04	1,4E-03	62%	106%
Epuisement des ressources fossiles	kg pétrole eq	1,12E-02	1,15E-02	3%	13%
Consommation d'eau	m3	2,99E-04	3,09E-04	3%	7%
Eutrophisation eaux douces	kg P eq	1,64E-05	1,65E-05	1%	1%
Eutrophisation marine	kg N eq	5,66E-04	5,66E-04	0%	0%
Acidification terrestre	kg SO2 eq	4,97E-04	5,00E-04	1%	1%

7.10. TESTS AVEC D'AUTRES JEUX D'HYPOTHESES DE MODELISATION

Ce test permet d'apporter les éléments suivants :

- **La majorité des indicateurs est peu impactée par la non prise en compte des amortissements du matériel sur certaines étapes** (pour rappel : matériels agricoles, méthanisation, distribution du biométhane, et utilisation). Les écarts créés par l'ajout d'estimations de leurs impacts entraîne une hausse de moins de 3% du résultat final, soit bien en deçà de l'imprécision global du résultat. Ainsi, cette hypothèse de modélisation n'est pas de nature à influencer les positionnements globaux entre biométhane et biocarburants. Les enseignements tirés de ces quantifications sont donc valables malgré cette simplification.
- **Deux indicateurs sont en revanche très modifiés par l'intégration de ces postes dans le périmètre**. Il s'agit de l'épuisement des métaux en premier lieu, avec entre 60% et 102 % (selon le taux d'incorporation de cultures énergétiques) d'augmentation de l'indicateur lorsqu'on intègre ce paramètre. En second lieu, le potentiel de toxicité humaine est lui aussi affecté, son résultat total évoluant à la hausse de 25% et 29%.
- Ces deux éléments sont intégrés dans l'analyse détaillée menée indicateur par indicateur. Ils s'expliquent par le poids des infrastructures métalliques dans la construction, contribuant de fait à ces deux indicateurs (directement pour l'épuisement des métaux, indirectement via les éléments traces finissant dans l'environnement pour le potentiel de toxicité)
- On peut souligner, de manière plus secondaire, que les indicateurs en lien avec la consommation d'énergie (consommation d'énergie non renouvelable et épuisement des ressources fossiles) sont aussi affectés de plus de 3% lorsque le taux d'incorporation de maïs dans le mélange dépasse les 33%. Pour cet indicateur et à fort taux d'incorporation, le matériel agricole contribue le plus.
- **Rappelons enfin qu'il convient d'être prudent avec ces données d'impacts des équipements** : la modélisation de ces derniers est relativement grossière, les durées d'amortissement débattues, et la connaissance de l'ensemble des composants entrant dans les périmètres de chaque filière non homogène. Les données ici présentées sont donc des ordres de grandeur. C'est bien pour ces raisons que ces flux ont été traités à part dans le cadre du référentiel sur les biocarburants de première génération sur lequel s'appuie cette étude. Enfin, il est nécessaire de souligner que ce test a été mené à partir de l'inventaire disponible dans Ecoinvent pour la fabrication d'un méthaniseur. Il intègre un stockage moyen du digestat et des intrants. Ce stockage peut poser problème dans sa construction pour les grandes tailles de méthaniseurs du fait du nombre de cuve nécessaire (voir partie 2.5.).

Analyse de sensibilité sur le traitement de l'eau de lavage (ensilage de maïs) :

L'analyse de sensibilité réalisée sur le traitement de l'eau de lavage a été réalisée conformément à ce qui est décrit en partie 6.8.11. Ses résultats sont présentés ci-dessous.

		Valeurs absolues	variation relative	
		sans traitement de l'eau	eaux propres	eaux sales
Emissions de gaz à effet de serre	g CO2 éq	3,3E+01	0,0%	0,0%
Energie primaire non-renouvelable	MJ	9,2E-01	0,0%	0,0%
Toxicité humaine	kg 1,4-DB eq	8,7E-04	0,1%	0,2%
Oxydation photochimique	kg COVNM	1,4E-04	0,0%	0,0%
Consommation d'eau	m3	3,0E-04	0,0%	0,0%
Eutrophisation eaux douces	kg P eq	1,6E-05	0,0%	0,1%
Eutrophisation marine	kg N eq	5,7E-04	0,0%	0,1%
Acidification terrestre	kg SO2 eq	5,0E-04	0,0%	0,0%

- Cette analyse confirme le poids relatif négligeable de ce processus. Il confirme le choix réalisé

d'appliquer ici la règle de coupure.

- Deux types d'indicateurs sont impactés pour quelques dixièmes de pourcents avec l'inventaire « eau polluée » d'Ecoinvent (Treatment, sewage, to wastewater treatment, class 3/CH S[40]) sont le potentiel de toxicité humaine et les deux potentiels d'eutrophisations.

[40] Traduction : Inventaire de traitement d'une eau moyennement chargée en matières polluantes dans un centre de traitement moyen

7.11. COMPARAISON AVEC D'AUTRES ETUDES

Une comparaison des résultats avec une étude récente sur les biocarburants a été conduite. L'étude retenue a été celle menée par BIO IS pour le compte de l'ADEME, du MAAPRAT, du MEEDDM et de FranceAgriMer, sur les filières des biocarburants de première génération. Ce choix a été fait pour permettre une réelle comparaison, la méthode et les données secondaires mises en œuvre étant identiques, ce qui n'aurait pas été le cas à partir d'études autres.

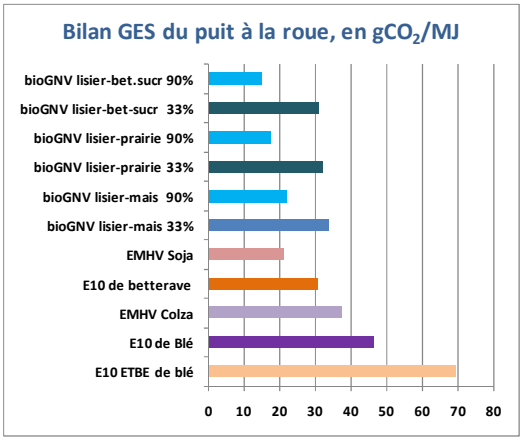
Cette partie présente une comparaison des résultats aux valeurs agrégées retenues dans la Directive Energie Renouvelable (2009/28/CE), avec une analyse des différences constatées et des recommandations sur les valeurs à retenir et les moyens de les actualiser.

Analyse comparative avec l'étude biocarburant :

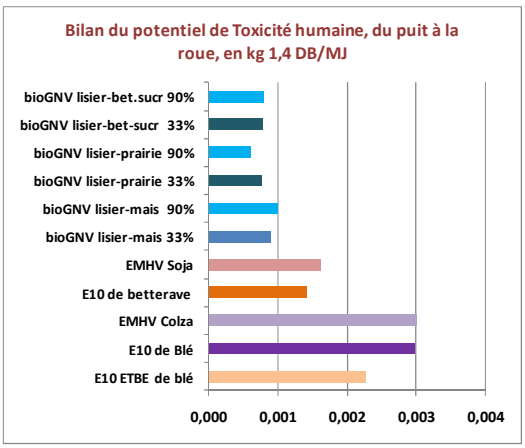
- Indicateurs étudiés et précautions à prendre :
  - Une différence forte existe entre les deux études. les méthodes de caractérisation utilisées ont évolué (passage de CML à ReCiPE), entrainant des différences dans les indicateurs en matière d'unité, de flux pris en compte, et des poids relatifs entre polluants. Par ailleurs, seuls 5 indicateurs étaient suivis dans l'étude ACV des biocarburants de première génération (GES, consommation d'énergie non renouvelable, potentiel d'eutrophisation, de photo-oxydation, et de toxicité humaine). Les inventaires de flux des biocarburants ont ainsi été recalculés pour être adaptés à ReCiPe. Des différences peuvent donc survenir dans les valeurs numériques, même si l'unité de l'indicateur est restée la même.
  - Cette comparaison porte sur les 5 indicateurs, dont seul le volet « eutrophisation marine » est étudié, les valeurs étant plus robustes pour le lessivage de l'azote que pour le phosphate. Le potentiel de toxicité humaine est à manier avec précaution. Même si les choix méthodologiques sont identiques (utilisation d'un impact moyen pour la majorité des produits phytosanitaires, utilisation des mêmes inventaires pour les éléments traces), de légères différences de données et du modèle ReCiPe par rapport à CML (pas de facteurs de caractérisation des pesticides vers les eaux pour ReCiPe par exemple) ainsi que des différences sur les données véhicule (consommation par km notamment, le véhicule de l'étude biocarburant étant un peu plus léger que celui de la présente étude) créent des différences non négligeables. De même, la représentativité et la qualité des données agricoles ne sont pas forcément les mêmes (certains itinéraires pour la présente étude n'étant pas encore bien dotés en données à grande échelle).
  - Une vigilance forte est demandée dans la lecture de cette comparaison. Mêmes si les cadres méthodologiques sont proches, tout n'est pas identique comme l'explique le paragraphe précédent. De plus, il n'y a pas d'exhaustivité des situations analysées. La présente étude se place dans un contexte particulier d'un mélange lisier-culture énergétique, et avec une approche prudente dans la modélisation de la production de biométhane, l'objectif étant d'étudier le rôle des cultures énergétiques dans les résultats et non de poser le bilan du biométhane français. Cette différence de contexte, d'objectifs entre études, justifie que cette comparaison ne peut être utilisée pour tirer des conclusions plus larges que la mise en perspective ici réalisée. Un travail spécifique dépassant le cadre de cette étude serait nécessaire pour analyser plus en détail et fiabiliser les possibles sources d'écarts qui se dessinent.
  - Lorsque l'on veut examiner en détail les sources d'écarts, la comparaison la plus pertinente est celle entre les biocarburants et le mélange lisier et culture énergétique produisant 90% du biométhane. C'est dans cette situation à forte incorporation de culture énergétique que les impacts liés au lisier sont les moins marqués et qu'on se rapproche le plus de l'effet propre des cultures énergétiques.
  - Enfin, dernière limite à cette comparaison, et pour des raisons purement pratiques, les résultats bioGNV utilisés l'ont été pour une utilisation en bus. Une utilisation en véhicule léger n'a été calculée que pour la filière maïs dans cette étude afin de limiter le nombre de simulations. Ces résultats ne sont pas disponibles pour les autres filières. Cela peut créer des

différences secondaires sur les niveaux d'émission par MJ de carburant. Cela est rappelé pour les indicateurs pour lesquels l'étape d'utilisation du carburant est marquante.

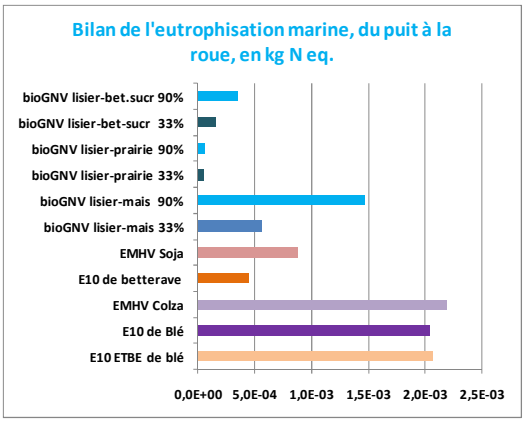
- Résultats du puits à la roue pour une sélection de filières :
  - Pour les émissions GES, et comme l'illustre la figure ci-contre, et sans tenir compte d'effets de changement d'affectation des sols, les résultats obtenus positionnent les bioGNV étudiés dans cette étude (mélange lisier-cultures énergétiques, biométhane totalement exporté) à des niveaux identiques aux meilleurs biocarburants végétaux que sont l'ester de soja ou l'éthanol de betterave, voir en dessous (prairie, ou cas du fumier-maïs à 33%).



  - Le présent rapport a montré que ces résultats du bioGNV sont très dépendants du type de substrat et des possibles effets de substitution d'azote minéral, ainsi que des distances de transport lorsque beaucoup de lisier est incorporé. Il serait donc nécessaire de conduire un travail fin d'analyse de la représentativité moyenne de ce que sont/seront les filières bioGNV en France pour généraliser au biométhane moyen ces résultats.
  - Au niveau du potentiel de toxicité, la figure ci-contre montre des résultats proches entre les bioGNV étudiés et les biocarburants de première génération.



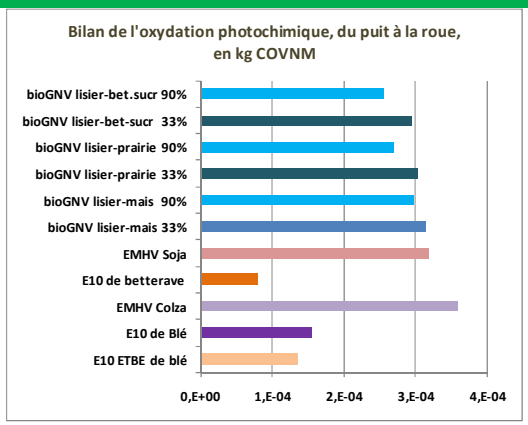
  - Comme l'illustrent les figures par étape de la partie suivante, l'étape agricole est la principale contributrice pour les deux types de carburant. Les deux seules différences nettes proviennent de l'effet de substitution du digestat et d'un impact lors de la méthanisation qui semble moindre que lors des étapes industrielles de production des esters ou éthanols. **C'est la seule conclusion qui puisse être tirée de ce niveau d'analyse** : il faudrait affiner au niveau des facteurs de caractérisation des produits phytosanitaires réellement utilisés pour être plus conclusif sur le positionnement des biométhanes par rapport aux biocarburants de première génération.
  - **Pour l'indicateur d'eutrophisation marine** (lessivage d'azote, voir figure ci-contre), les résultats sont plutôt en faveur des bioGNV. Cela est particulièrement marqué pour les filières à bas intrants (prairies) ou haut rendement méthanogène à l'hectare (betterave).

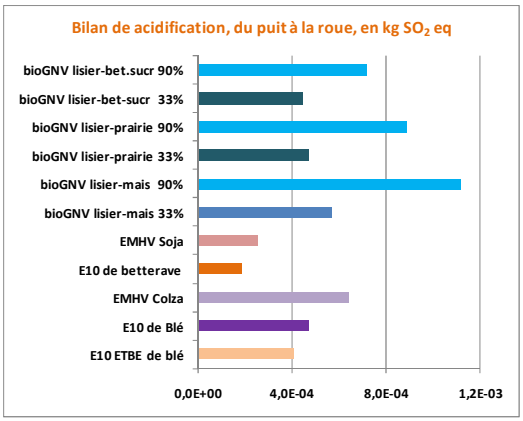


  - Les émissions largement majoritaires de l'étape agricole dans les impacts sont dictées par les deux paramètres clés que sont le lessivage d'azote par hectare et le rendement de production de MJ par hectare. Les valeurs de lessivage par hectare pour une culture sont identiques entre les deux études, et donc pleinement comparables. Le léger gain entre le bioGNV de betterave par rapport à l'éthanol de betterave s'explique par un rendement énergétique à l'hectare meilleur dans le premier cas.
  - **Sur l'indicateur d'oxydation photochimique** (voir figure ci-contre), les niveaux d'émission des bioGNV sont comparables à ceux des filières d'esters

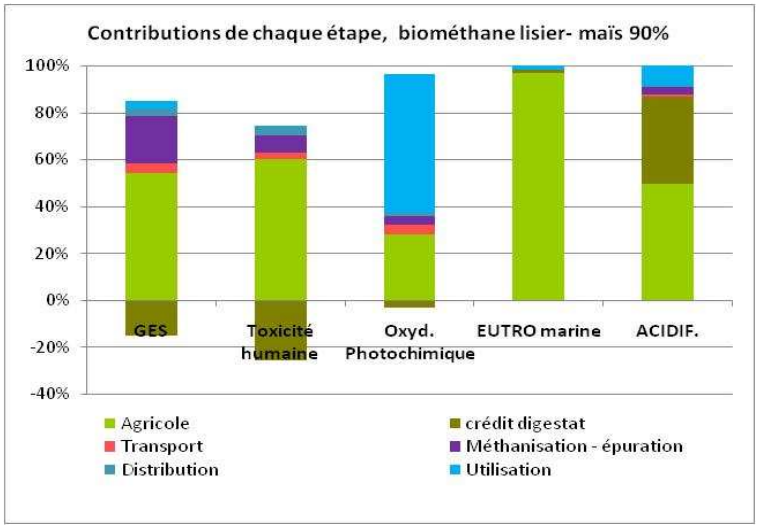
méthyliques.

- Cette proximité est biaisée par le fait de comparer le jeux de données en utilisation bus pour le bioGNV à des véhicules légers (VL) pour les biocarburants. Les données d'émissions de NOx par MJ consommé sont plus fortes pour le bus que pour un VL, ce qui placerait les bioGNV dans une situation moins impactante que les biodiesels. En revanche, sur le second grand poste (les émissions de l'étape agricole), il y a proximité entre bioGNV et biocarburants de première génération.
- **Sur l'indicateur d'acidification** (voir figure ci-contre), les résultats dans le contexte de cette étude sont globalement plutôt en défaveur du bioGNV étudié lorsque le taux d'incorporation de cultures énergétiques est faible. Cela est lié à l'effet de substitution de l'engrais minéral par un engrais organique, le digestat, plus émetteur d'ammoniac par kg N apporté (voir les figures ci-dessous),. Cet effet n'existe pas pour les biocarburants de première génération.
- L'augmentation du taux d'incorporation réduit le niveau des émissions pour le positionner au niveau de celui d'un ester de colza ou d'un E10 d'éthanol de blé.

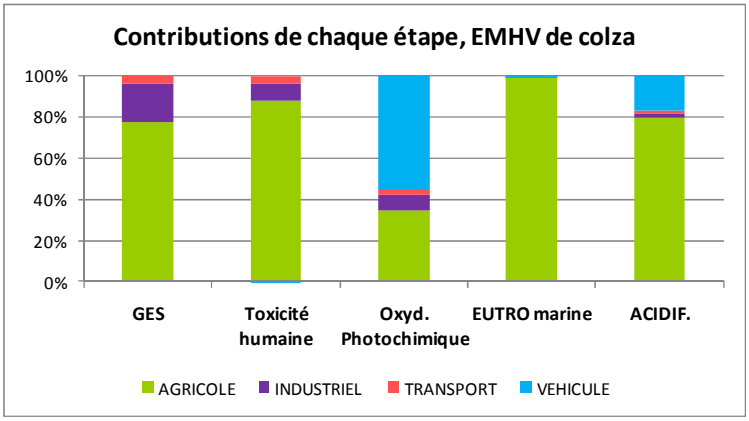


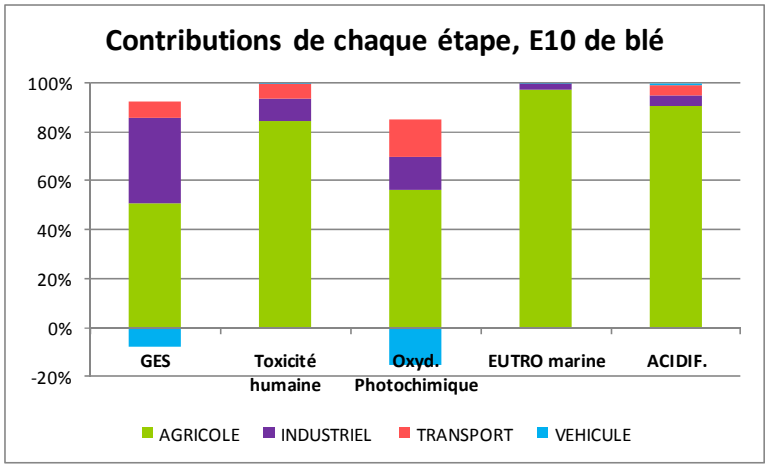


- **Postes contributeurs :**
  - Les trois figures présentées ci-dessous détaillent les postes contributeurs. Elles servent de support aux éléments apportés dans la partie précédente.
  - L'existence d'un crédit lié à l'épandage du digestat est une des sources principales d'écart par rapport aux esters méthyliques. Les éthanols présentent des valeurs négatives sur l'étape véhicule en raison de leurs effets bénéfiques en mélange avec l'essence sur l'ensemble du carburant.



7.11. COMPARAISON AVEC D'AUTRES ETUDES





Analyse comparative avec la directive sur les Energies Renouvelables 2009/28/CE (appelée directive ENR) :

- Travail réalisé :
  - Un travail de comparaison a été mené par rapport aux calculs ayant servi à définir les valeurs par défaut de la directive Energie renouvelable (abrégée en dENR dans le tableau ci-dessous). Rappelons que la Directive n'a mené des calculs que pour les émissions de GES.
  - Le tableau suivant offre une synthèse de cette comparaison, en détaillant par grand poste les valeurs calculées. Les calculs détaillés de la directive ont été obtenus grâce au projet BIOGRACE[41].

Tableau 44 : Synthèse de la comparaison Directive ENR et la présente étude

[41] BIOGRACE : projet européen financée par le programme Energie Intelligente pour l'Europe cherchant à rendre transparent les calculs menés dans le cadre de la directive et à harmoniser les calculs d'émissions de GES sur les filières biocarburant (http://www.biograce.net)

7.11. COMPARAISON AVEC D'AUTRES ETUDES

Comparaison de résultats	Directive ENR	Etude BIO 2011	Commentaires
en g eqCO2/MJ de carburant	"CNG from biogas from wet manure"	33% du méthane obtenu à partir de maïs	La directive (dENR) ne prend pas en compte de culture énergétique
Total BIO GNV à partir de lisier (sans utilisation)	**15,8**	**33,9**	**Ecart principalement lié à la culture énergétique et à l'étape de méthanisation**
Culture (ec)	0,0	6,3	
Impact production culture énergétique	*0,0*	*6,3*	Différence forte : prise en compte de la production d'une culture énergétique
Impact production lisier	*0,0*	*0,0*	Hypothèse identique : le lisier est un déchet, il ne porte pas de charge amont pour sa production
Processing (ep)	10,7	19,3	
Méthanisation	*-1,8*	*19,3*	La dENR n'a pas d'intrant pour cette étape : elle considère que toute l'énergie consommée vient du biogaz, et qu'une partie de l'électricité est exportée. La consommation énergétique (environ 20% du biogaz produit) est très proche dans les deux études. La dENR réalise une substitution sur le digestat pour 3 g eCO_2/MJ, trés proche des 2 g eCO_2/MJ de l'étude BIO.
Epuration	*12,5*		la dENR prend en compte un taux de fuite de 1% du biométhane, perdu vers l'atmosphère (environ 7g des 12,5 g $eCO_{2/MJ}$ de cette étape). La consommation d'électricité est ici issue du réseau électrique, avec un mix électrique moyen européen (5 g eCO2/MJ).
Transport (etd)	5,1	7,3	
Transport du lisier	*2,2*	*6,2*	Distance de 10 km pour le lisier pour dENR, contre 15 pour le lisier dans BIO 2011 et 15 pour les cultures énergétiques (pour le 100 m3/h)
Distribution	*2,9*	*1,1*	Utilisation du mix électrique européen pour dENR contre le mix français pour BIO 2011
utilisation	0,0	0,9	La dENR, de manière général, ne tient pas compte d'émissions de GES lors de l'étape d'utilisation pour les biocarburants. La présente étude considère que ce choix n'est pas valable pour les biométhanes, car ils sont plus émetteurs de méthane que les autres biocarburants lors de cette étape.

Source : pour les calculs de la Directive : tableur de calcul BIOGRACE, version 4. *Pour cette étude :*

[42] kg CO_2 éq /tkm = unité de mesure des kg de CO_2 équivalents émis lors du transport d'une tonne de produit sur 1 km

7.11. COMPARAISON AVEC D'AUTRES ETUDES

les résultats pour cette étude sont issus d'un mélange lisier 66%- maïs 33%, en utilisation véhicule.

- Synthèse de cette analyse :
  - Une modélisation relativement proche entre les deux études : on peut citer parmi les points importants : même prise en compte du digestat par substitution à de l'engrais (même s'il s'agit là d'une entorse à la méthodologie imposée par cette même directive) ; proximité des périmètres et postes pris en compte (les amortissements sont par exemple exclus des étapes de transformations) ; prise en compte du lisier comme un déchet.
  - Les points notables de différences (en dehors du fait que l'étude BIO 2011 prend en compte une petite part de cultures énergétiques pour sa situation de référence, alors que la Directive étudie un biométhane produit fictivement à base de lisier seulement) consistent en :
    - La source d'énergie consommée lors de la méthanisation, source interne (le biogaz) pour la Directive et source externe (les réseaux électriques et gaz naturel) pour ce projet.
    - La prise en compte d'un taux de fuite vers l'atmosphère de 1% du biogaz produit au niveau de l'épuration pour la directive ENR. L'étude BIO 2011 a bien considéré des pertes au niveau de l'épuration, mais la réalité de terrain montre que le gaz pauvre obtenu est brûlé pour ne pas émettre du méthane, puissant gaz à effet de serre.
    - Les inventaires (données secondaires) utilisés, notamment au niveau des impacts de la production d'un kWh électrique : le mix moyen européen est utilisé par la Directive, le mix moyen français par l'étude BIO 2011, qui ne porte que sur des sites devant s'établir en France. Signalons aussi des différences sur les inventaires de transports (82 g CO_2 eq/tkm[42] pour la Directive, qui ne prend pas en compte le transport à vide, contre 191 g CO_2 eq/tkm (aller-retour inclus)), mais qui pèsent peu dans le résultat.
- En résumé, on peut retenir que la méthodologie mise en œuvre pour cette étude et celle de la Directive sont proches. Elles couvrent cependant deux situations différentes (autoconsommation des énergies de chauffage-brassage et production moyenne européenne dans le cadre de la Directive, versus apports extérieurs d'énergie et situation française) qui font que l'usage de l'une ou de l'autre devra être privilégié, voire adapté, selon le contexte d'utilisation.

8. SYNTHESE DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE

Sur la base des hypothèses faites et de l'analyse des résultats présentés précédemment, la présente partie propose une synthèse des réponses apportées par cette étude aux objectifs initiaux. Pour rappel, il s'agissait de répondre aux questions suivantes :

- Quel est le positionnement environnemental du biométhane produit en partie ou en totalité par des cultures énergétiques, par rapport au gaz naturel dans le cadre d'une utilisation chaleur après injection et par rapport aux carburants fossiles dans le cadre d'un usage véhicule ?
- Y a-t-il des cultures énergétiques à promouvoir ou à éviter ?

Cette étude a en effet permis de définir les évolutions que pouvaient engendrer sur les bilans les cultures énergétiques, de comprendre leurs déterminants majeurs et de poser les conditions de validité ou besoin de recherches supplémentaires pour leur bonne appréhension.

Il est introduit dans la partie suivante le terme de "capacité méthanogène" pour parler de la quantité de méthane pouvant être produite par tonne de matière fraîche (le "potentiel méthanogène " est réservé à la quantité de méthane obtenue à partir d'une tonne de matière organique). La différence entre les deux notions réside donc dans les taux d'humidité et de matières minérales contenues dans le co-substrat étudié.

8.1. QUEL EST L'IMPACT DE L'INTRODUCTION DE CULTURES ENERGETIQUES DANS LE BILAN ENVIRONNEMENTAL D'UNE UNITE DE METHANISATION ?

➢ **Enseignement n°1 : les résultats sont en ligne avec les précédentes études comparatives entre produits bio-sourcés et produits équivalents issus des filières fossiles, mais montrent des transferts de pollution peut-être moins marqués.**

Comme c'est le cas dans les comparaisons de produits bio-sourcés par rapport à leur équivalent fossile, on observe des bilans différenciés selon les catégories d'impact. Les filières bio-sourcées présentent en général des réductions en termes d'émission de GES, ou de consommation d'énergie non renouvelable. En revanche, ces réductions entraînent des transferts de pollution avec des impacts plus pénalisants pour des catégories comme le potentiel d'eutrophisation, l'acidification terrestre, la consommation d'eau ou le potentiel de toxicité.

La présente étude confirme cette tendance, avec un positionnement général des filières de méthanisation étudiées en ligne avec ce constat général.

- Si aucun effet lié à des changements directs ou indirects des sols n'est pris en compte, les réductions d'émissions de GES s'affirment intéressantes et bien au-delà de la plage liée aux incertitudes et imprécisions des données. Elles s'échelonnent entre 50% et 70% selon les cultures. Cela est d'autant plus vrai que le système étudié, une méthanisation de lisier avec consommation d'électricité et de gaz provenant du réseau, n'est pas le système le plus efficace en matière de bilan. La faible capacité méthanogène du lisier et le fait que l'azote qu'il contient gagne moins que d'autres matières à être épandu sous forme de digestat pèsent dans le bilan émission de GES de ce type de projet. Ce sont pourtant des projets fréquents car indispensables. Le lisier est un des effluents d'élevage largement disponibles et pour lequel il est important de chercher à optimiser son devenir. Même dans ces conditions peu favorables, les bilans d'émissions de GES apparaissent très en faveur du biométhane. Ceci est en soi un enseignement central pour l'intérêt des filières biométhane sur cette catégorie d'impact.

- Le test consistant à remplaçer le lisier par du fumier permet de confirmer que le biométhane produit à partir d'un substrat plus méthanogène que le lisier présente des réductions GES encore plus intéressantes que celles présentées dans cette étude. La réduction obtenue pour du biométhane issu d'un mélange fumier-maïs à 33% en volume est de l'ordre de 80% par rapport aux références fossiles dans le test réalisé, malgré l'effet de déstockage du carbone du sol pris en compte pour cette simulation.

- Les réductions sur la consommation d'énergie non renouvelable sont moins marquées, voire faibles, en raison d'une consommation d'électricité notable lors de la méthanisation. Là aussi, le fait d'avoir du lisier comme substrat principal et de considérer des consommations d'électricité et de gaz naturel depuis le réseau (au lieu d'utiliser une partie du biogaz produit pour chauffer les digesteurs) jouent en défaveur de cet indicateur.

- Les réductions d'émissions de GES sont contrebalancées par des désavantages concernant d'autres catégories d'impact. La consommation d'eau, l'acidification, et l'eutrophisation, sont en défaveur des filières de méthanisation.

Cependant, ce second volet doit être ici partiellement nuancé : certaines catégories d'impacts en général nettement défavorables aux filières bio-sourcées présentent ici des bilans très proches de la filière Diesel (usage véhicule donc). C'est notamment le cas pour les catégories d'impacts comme l'oxydation photochimique ou l'acidification de l'air. A taux modéré d'incorporation des cultures énergétiques (33% du biométhane produit), le biométhane ici modélisé ne présente de transfert de pollution que pour l'eutrophisation. Les indicateurs sont a minima identiques (dans la limite de la précision des indicateurs) ou meilleurs sur l'ensemble des autres critères étudiés.

Le tableau suivant récapitule le positionnement des filières biométhane par rapport aux filières fossiles.

Tableau 45 - Synthèse des résultats de cette étude

Synthèse des résultats	Positionnement des filières biométhane de référence (dans le cadre de cette étude)	Impact du taux d'incorporation	Paramètres déterminant ces effets
Emissions GES	+++	+ - (possibles dans d'autres situations)	- transport - mix électrique - co-substrat
Consommation d'Energie non Renouvelable	+ (par rapport au GN) = (par rapport au Diesel)	+ +	- électricité et gaz naturel consommée lors de la méthanisation - mix électrique
Epuisement des ressources naturelles	+ + (sur le Epuis. Energies Fossiles) (Non déterminé sur Epuis. Métaux)	Non déterminé	Epuis. Energie Fossiles : - énergie consommée lors de la méthanisation; - puis Diesel et intrants des cultures
Consommation d'eau	- (non irrigué) - - - (irrigué)	+ (non irrigué) - - (irrigué)	- irrigation - consommation d'électricité
Oxydation photochimique	++ (Diesel) - (GNV : utilisation véhicule) - - (GN : utilisation chaleur)	= (véhicule) + (chaleur)	- réduction des émissions de NOx lors de l'utilisation de carburants gazeux - effet des cult. énerg. : effet balancé entre les émissions de NOx au champs et le moindre impact des transport du lisier - la modélisation des émissions de l'épandage des digestats serait à améliorer
Potentiel de toxicité humaine	=	+ (bandes enherbées) - - (majorité des cultures)	- matières actives utilisées - crédit lié à la substitution d'engrais minéraux
Acidification de l'air	= (par rapport au Diesel) - - - (par rapport au GN)	- -	- forme de l'engrais utilisé - gestion des épandages, - notamment ceux du digestat
Potentiel d'Eutrophisation aquatique	- (bd. enherbé, prairies) - - - (autres cultures)	= (bd. enherbées) - - - (autres cultures)	- quantité d'azote apporté, - forme de ces apports, climat, sols (valeurs poyennes pour cette étude) - risques érosifs de la culture et de la zone géographique pour le Phosphate
Explications	"+" = le biométhane est moins impactant que les filières fossiles testées	"+" = l'augmentation de l'incorporation de cultures dédiées réduit les impacts du MJ produit	

Note : les effets d'éventuels de CAS indirects ne sont pas pris en compte dans ce tableau.

- **Enseignement n°2 : dans les conditions testées, l'incorporation de cultures énergétiques renforce les écarts globaux entre biométhane et ressources fossiles. Notamment, l'augmentation du taux d'incorporation des cultures énergétiques réduit les émissions GES du biométhane obtenu à partir d'un mélange lisier + cultures énergétiques.**

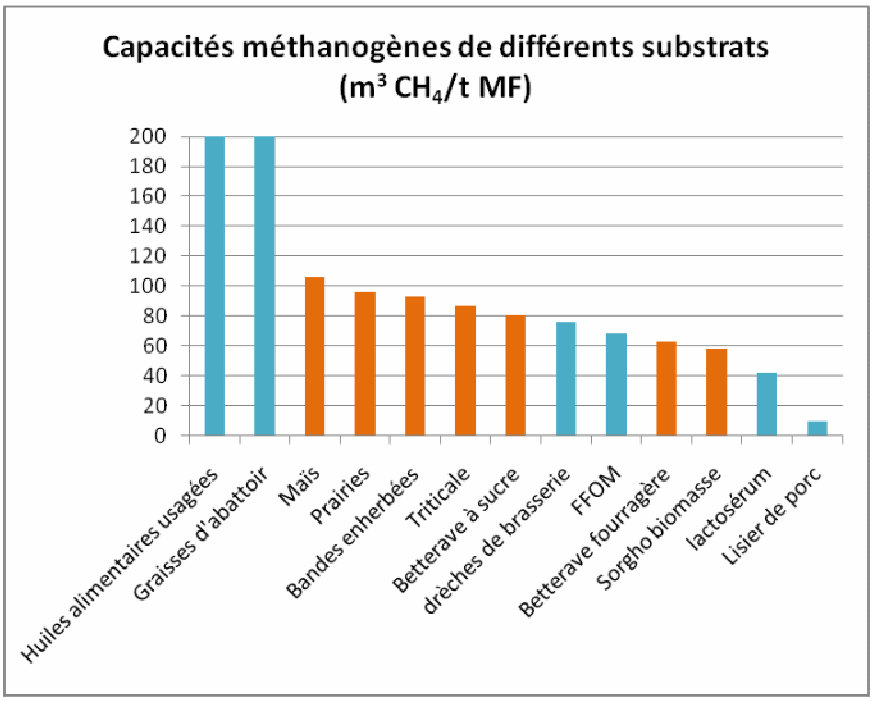
Contrairement à l'idée préconçue que la méthanisation des cultures énergétiques devait présenter des bilans GES plus défavorable que celle des déchets, ce travail permet de dresser un bilan différent pour la situation étudiée. On voit en effet que les cultures énergétiques peuvent contribuer, **dans le contexte de cette modélisation** (co-substrat peu méthanogène), à réduire le niveau des émissions de GES du MJ moyen de biométhane produit.

Cet effet résulte d'une compétition entre deux effets antagonistes. D'une part, la production des cultures énergétiques entraîne des émissions de GES qui viennent augmenter le bilan moyen dans le cas où elles sont supérieures à celles du substrat qu'elles remplacent. D'autre part, la forte capacité méthanogène de ces cultures permet de réduire les consommations énergétiques de l'étape de méthanisation, les consommations énergétiques de cette étape étant relativement stables et assez

peu liées au type de matières méthanisées. De même, le transport d'un substrat principal peu méthanogène gagne à être remplacé par celui d'un co-substrat plus efficace en termes de production de méthane par tonne de matière fraiche transportée. Cette étude montre qu'il existe des cas non marginaux (des cultures énergétiques qui remplacent un lisier) où ce second effet positif dépasse le premier (poids de l'étape agricole), les cultures énergétiques venant alors réduire les émissions de GES par MJ produit.

Ce résultat est d'autant plus vrai que le substrat remplacé est peu méthanogène et serait transporté sur des distances importantes. De même, tout ce qui conduirait à augmenter l'importance de l'étape de méthanisation – épuration renforcerait cet effet. Ainsi, pour les pays ayant des mix électriques plus carbonés, l'incorporation de cultures très méthanogènes permet de réduire fortement les dépenses en brassage et en épuration, ce qui renforce le caractère bénéfique des cultures énergétiques.

Figure 13 - Capacités méthanogènes pour différents substrats



Source : Données Oréade-Brèche pour le potentiel méthanogène, données issues de cette étude ou de la littérature pour les taux d'humidité; en orange figurent les cultures énergétiques étudiées dans cette étude

Mais le phénomène inverse est aussi vrai : l'utilisation d'un substrat ayant un potentiel méthanogène proche de celui des cultures énergétiques peut entraîner l'inversion de cet effet, la compétition entre gains et pertes devenant défavorables aux cultures énergétiques. Ainsi, le remplacement d'herbe par un maïs n'est probablement pas positif en matière d'émission de GES par MJ moyen produit. Aussi, et comme l'illustre le test réalisé sur du fumier, l'effet du digestat dans la substitution d'engrais va aussi jouer un rôle dans ces évolutions. Un substrat qui permet de produire un engrais organique efficace qui va venir se substituer à des engrais minéraux va permettre des réductions appréciables d'émission de GES. Remplacer ce type de substrat par une culture énergétique conduira à augmenter les niveaux d'émissions de GES (cas du mélange fumier-culture énergétique).

De même, tout ce qui pourra réduire les émissions de l'étape de méthanisation ira dans le sens inverse et réduira ou inversera ce phénomène. Ainsi, le fait d'avoir étudié l'injection dans le réseau comme grand type d'utilisation, a conduit à considérer que la chaleur nécessaire au chauffage et l'électricité de brassage et d'épuration provenaient de ressources non renouvelables prélevées sur le réseau. Or, dans le cas de cogénération sur place notamment, la chaleur provient de la valorisation du gaz brûlé, l'épuration n'est plus nécessaire, réduisant encore plus les impacts de cette étape, et l'électricité pouvant même provenir de la cogénération elle-même. Dans ce cas là, l'étape de méthanisation-épuration possède des émissions très faibles, voire nulles. Seule la compétition entre impacts de la production de la culture énergétique versus ceux du substrat remplacé imposera le sens de l'effet d'une augmentation du taux d'incorporation de cultures énergétiques.

Plus globalement, l'incorporation de cultures énergétiques fait ressortir de manière plus marquée les avantages et inconvénients des produits bio-sourcés. Cela résulte principalement des écarts d'impact entre la culture énergétique étudiée et le co-substrat auquel elle se substitue. Ce substrat est ici un lisier, qui est un produit à la capacité méthanogène faible et qui a été modélisé en tant que déchet de la filière d'élevage, donc sans impact pour sa production.

- **Enseignement n°3 : On peut déduire de ce travail, et du test réalisé avec du fumier, que l'introduction de cultures énergétiques n'est pas de nature à annuler les gains GES d'une filière de méthanisation par rapport à des équivalents fossiles.**

L'enseignement précédent montre qu'en France, l'incorporation de cultures énergétiques présente un avantage en matière d'émissions de GES lorsqu'elle est préférée à celle de l'incorporation de substrats moins méthanogènes et/ou devant voyager sur de longues distances.

Pour les faibles taux d'incorporation, le test réalisé sur le fumier montre que l'effet des cultures énergétiques sur les émissions GES reste secondaire devant celui du choix et de l'utilisation du co-substrat principal plus ou moins méthanogène. En effet, le bilan GES du mélange fumier – culture énergétique à faible taux d'incorporation (moins de 66% de biométhane issu de culture énergétique) présente un niveau d'émission de GES très bas, bien plus bas que son équivalent à base de lisier. L'incorporation de cultures énergétiques en quantité plus importante augmente ces émissions, mais sans toutefois passer en dessous du seuil minimal de réduction de 60% par rapport aux filières fossiles équivalentes mentionné dans la Directive Energie Renouvelable pour les usines entrant en service à partir de 2018. Ce seuil minimal est ramené à 50% pour les usines entrées en service avant 2018. Le niveau d'émissions de GES atteint à forte incorporation d'une culture énergétique tend vers une valeur unique déterminée par les émissions liées à la production agricole et les émissions minimales de l'étape de méthanisation. Cette valeur se situe entre 4 et 21 g eq CO_2/MJ dans cette étude pour toutes les cultures étudiées, soit a minima 70% plus faible que celle des émissions des combustibles fossiles équivalents.

Forte de ces deux éléments, **la présente étude montre que la présence de cultures énergétiques n'est pas en mesure d'entraîner à elle seule une augmentation des émissions de GES de nature à faire perdre au biométhane son caractère renouvelable (au sens de la Directive EnR) sur le critère des émissions GES, au sens de la Directive ENR**[1]. Il s'agit là de l'enseignement central par rapport aux objectifs de cette étude.

- **Enseignement n°4 : les nombreux tests réalisés confirment que ce constat est robuste, sauf à imaginer des enjeux du type changements d'affectation des sols indirects.**

La présente étude, même si elle s'est placée dans une situation particulière et plutôt défavorable pour le bilan du biométhane produit, a fait l'objet de nombreux tests ou analyse de sensibilité. Ces derniers visaient à s'assurer que des paramètres techniques importants ou des choix de modélisation ne venaient pas réduire ou inverser les constats.

On observe ainsi un rôle secondaire du type de valorisation du biométhane en lui-même, de la méthode d'allocation, du procédé d'épuration du gaz (lavage à l'eau ou PSA), de l'amortissement du matériel pour la plupart des indicateurs). Dans cette modélisation, la taille du méthaniseur, bien qu'ayant également un rôle secondaire, intervient principalement sur les distances de transport du lisier nécessaires à approvisionner les différentes tailles de méthaniseur. Les distances choisies pour les grandes tailles deviennent vraiment pénalisantes sur les résultats, notamment GES, du biométhane produit. Son rôle est plus secondaire à fort taux d'incorporation de cultures plus fortement méthanogènes. Le faible poids des amortissements du matériel pour la plupart des indicateurs fait que même en intégrant ces flux, les écarts resteraient peu marqués selon les tailles. L'effet taille posera plus probablement des questions d'ordre technique de stockage et de gestion du digestat. Cette importance secondaire de ces paramètres est rappelée plus en détail dans la partie 8.2.2. de cette synthèse de l'ACV.

Le test remplaçant le lisier par du fumier présenté au paragraphe 6.8.9. confirme que le bilan du biométhane produit dépend fortement du substrat principal utilisé. A fort niveau d'incorporation, les résultats convergent vers les mêmes valeurs d'impacts qui sont celles de la culture énergétique étudiée. Le type de véhicules, la taille du méthaniseur, ou la règle d'allocation des impacts du digestat, ont des impacts plutôt secondaires sur le bilan d'émission GES et sur la majorité des autres indicateurs.

Les simulations conduites pour le biométhane issu d'un mélange lisier-maïs en faisant varier arbitrairement le rendement agricole du maïs montrent qu'il faut des baisses de rendements très importantes pour que les gains du biométhane par rapport à la filière fossile de référence tombent en dessous de 50%. Le rôle secondaire des cultures énergétiques dans le bilan GES du biométhane semble donc valable dans une gamme élargie de situations pédoclimatiques.

Seule la prise en compte d'une situation particulièrement défavorable (très grande quantités de lisier à méthaniser, sans autoconsommation de l'énergie), à la limite du réalisme technique et économique, ou des questions de changements d'affectation des sols (dans les changements directs ou s'il est montré une implication notable de la méthanisation dans les changements indirects) est de nature à limiter ce résultat.

- **Enseignement n°5 : Cependant, avec le taux d'incorporation des cultures dédiées, les autres indicateurs évoluent globalement de manière défavorable aux cultures énergétiques, avec des exceptions ou limites.**

Dans la situation testée, l'introduction de cultures énergétiques vient détériorer le bilan du MJ de biométhane sur quatre catégories d'impact principalement : eutrophisation, acidification, potentiel de toxicité humaine, consommation d'eau (notamment pour les cultures irriguées). Les écarts sur l'oxydation photochimique sont trop peu marqués pour être considérés comme vraiment pénalisants.

Soulignons quelques limites à ce constat : tout d'abord, ces transferts restent peu marqués à des taux d'incorporation de 33% (du biométhane produit) des cultures énergétiques. Le biométhane, ici modélisé et dans son utilisation véhicule, est à minima identique ou meilleur sur l'ensemble des critères étudiés, à l'exception de l'eutrophisation, que le carburant Diesel. Il est aussi important de souligner que la présence d'un autre substrat principal en mélange avec ces cultures (fumier à la place de lisier notamment) aurait conduit à considérer que plus d'azote du digestat venait se substituer à des engrais minéraux (voir la partie modélisation pour plus d'explications). Le bilan global du biométhane serait alors encore meilleur pour l'ensemble des indicateurs (sauf peut-être pour l'acidification si le digestat n'est pas épandu avec précaution). Pour des taux d'incorporation modérés[43], les avantages du biométhane par rapport au Diesel seraient alors d'autant plus renforcés.

A des taux plus forts d'incorporation et comme rappelé dans l'enseignement 1, les désavantages environnementaux qui apparaissent de manière plus marquée sont le lot commun des produits bio-sourcés par rapport aux produits fossiles. L'enjeu majeur devient alors de pouvoir estimer l'importance de ces transferts de pollution vis-à-vis des réductions d'émissions de GES intéressantes. C'est un exercice délicat qui relève d'une gestion globale des priorités environnementales, avec un volet politique indéniable. Cette étude peut cependant apporter les éléments factuels suivants pour poser la réflexion.

On peut tout d'abord souligner que ce transfert n'est pas valable pour l'ensemble des cultures énergétiques, ou a minima moindre pour certaines. Ainsi, le problème de consommation d'eau apparaît dès lors que la culture est irriguée. Dans le cas contraire, l'introduction de cultures aux capacités méthanogènes importantes est plutôt bénéfique à la consommation d'eau globale du cycle

[43] Pour des taux d'incorporation plus élevés, il faudrait réaliser les estimations pour voir les effets de manière quantifiée. Notamment il faudrait étudier quelle quantité de fumier peut-être intégrée de manière réaliste dans le méthaniseur tout en maintenant un taux d'humidité suffisante.

de vie[44]. Les bandes enherbées, même si leur utilisation reste limitée en quantité, ne présentent pas de bilans aggravants sur l'eutrophisation ou le potentiel de toxicité humaine, mais sont plutôt bénéfiques si l'on considère qu'il n'y a pas de lessivage ni d'apports impactant la santé humaine. Les écarts sur l'acidification restent limités (entre biométhane et Diesel) à des taux d'incorporation modérés, et pourraient être réduits plus encore par l'usage de pratiques favorables à cet effet (ne pas utiliser de l'urée, enfouir au maximum les engrais apportés notamment organiques, etc).

Cela illustre le fait que ces bilans sont susceptibles de progrès dans une mesure non négligeable. Des cultures gérées plus durablement pourraient arriver à limiter grandement ces transferts. Cela est aussi vrai des bilans des filières fossiles. Mais pour ces filières, on peut penser que les gains à venir seront moindres, leur niveau d'impact actuel étant moindre déjà aujourd'hui et donc plus difficile à réduire, voire iront vers une augmentation avec la mobilisation de ressources plus compliquées à extraire et polluantes (schistes bitumineux notamment). Ils viendront plus probablement d'efforts poursuivis sur les traitements des gaz d'échappement, ce qui ne va pas sans poser certaines questions au niveau de la création de nouveaux impacts environnementaux[45] non pris en considération ici.

Aussi, il est nécessaire de rappeler que sur certains indicateurs, même s'il y a augmentation des impacts par l'introduction plus importante de cultures énergétiques, le niveau total ne reste pas si éloigné des carburants fossiles. C'est notamment le cas sur le potentiel de toxicité humaine. Les niveaux entre filières de biométhane et fossiles sont proches pour l'ensemble des taux d'incorporation, trop proches pour réellement prétendre trancher en faveur d'un type de filière compte-tenu des imprécisions des méthodes utilisées derrière cet indicateur. Comme sur l'étude ACV des biocarburants de première génération, les carburants bio-sourcés se trouvent dans le dilemme entre des impacts moins bons sur l'étape de production de carburant (produits phytosanitaires, apports d'éléments traces via les engrais, semences, etc) versus des gains lors de l'utilisation véhicule (moindre émissions de HAP, de NOx, d'aldéhydes, de benzène, etc). Lorsque tous ces effets sont additionnés, les impacts totaux de chaque filière se retrouvent trop proches pour être véritablement séparés entre des plus favorables et des moins favorables. L'ACV permet de mettre le doigt sur ces deux effets contradictoires, mais ne permet pas de trancher à ce stade des connaissances sur cet enjeu particulier.

Il reste cependant des catégories d'impacts pour lesquelles les effets sont nettement en défaveur de la majorité des cultures énergétiques, quels que soient les niveaux de précision de ce travail et les efforts que pourront faire les agriculteurs. On parle ici notamment de potentiel d'eutrophisation, ou de la consommation d'eau dès lors qu'il y a besoin d'irrigation. Pour ces situations où il y a un transfert de pollution marqué, **l'enjeu majeur devient alors de pouvoir mettre en balance ces transferts de pollution vis-à-vis des réductions d'émissions de GES et de consommation d'énergies non renouvelables**. C'est un exercice délicat qui relève d'une gestion globale des priorités environnementales

Il existe différentes manières d'aborder ce problème à ce stade, qui n'ont pu être traitées en détail par cette étude. Elles passent en général par la recherche d'une unité de comparaison entre des catégories d'impacts différentes. Il peut s'agir de la normalisation des résultats, largement pratiquée pour les résultats d'ACV, ou de l'utilisation d'indicateur endpoint comme le permet ReCiPe (traduction de chaque indicateur en dommage sur l'homme ou sur les écosystèmes, et donc dans une même unité autorisant leur sommation ou comparaison relative).

Des premiers éléments de réponse peuvent être apportés en analysant les résultats Endpoint obtenus par les filières biométhane et fossiles.

---

[44] Voir aussi la partie sur les paramètres clés pour un rappel des limites de l'indicateur ici utilisé.

[45] On peut citer les éléments catalytiques présents dans les pots catalytiques des voitures permettant de limiter la production d'hydrocarbures imbrûlés. Ces éléments, tels que le platine, l'osmium, se retrouvent de plus en plus dans l'environnement, avec des connaissances aujourd'hui limitées sur leurs impacts environnementaux.

Tableau 46- Données Endpoint de l'indicateur « Toxicité humaine » pour quelques filières, en DALY[46]/km (bus) – taux d'incorporation 2/3

Toxicité humaine – Endpoint (en DALY)	Diesel	Gaz naturel	Maïs ensilage
Gaz à effet de serre	2,7E-06	2,68E-06	8,44E-07
Oxydation photochimique	7,0E-10	2,50E-10	2,91E-10
Toxicité humaine	1,8E-08	3,70E-09	1,52E-08
Total Toxicité humaine	2,7E-06	2,6E-06	8,60E-07

Tableau 47 - Données Endpoint pour l'indicateur « Diversité des écosystèmes » pour quelques filières, en espèces disparues.an47/km (bus) – taux d'incorporation 2/3

Diversité des écosystèmes - Endpoint	Diesel	Gaz naturel	Maïs ensilage
Gaz à effet de serre	1,54E-08	1,50E-08	4,78E-09
Acidification terrestre	6,7E-11	2,0E-11	1,40E-10
Eutrophisation des eaux douces	2,6E-13	1,7E-13	3,76E-11
Total Diversité des écosystèmes	1,55E-08	1,50E-08	4,96E-09

Ces premiers résultats sembleraient indiquer que les effets défavorables du biométhane sur certains indicateurs (eutrophisation dans ce cas précis) sont contrebalancés par les avantages avérés en terme d'émissions de gaz à effet de serre.

On peut aussi proposer des approches plus économiques (combien rapporte l'abattement moyen de GES par km parcouru ou MJ produit, versus le coût de réduire les émissions supplémentaires de nitrate pour ce même km ou MJ ?). On pourrait aussi avoir une approche qui cherche à rapporter ces transferts de pollution aux impacts plus globaux du secteur agricole, pour voir s'il s'agit d'un effet à la marge et qui pourra s'intégrer dans une politique plus globale de réduction.

- **Enseignement n°6 : Des critères de sélection des cultures énergétiques durables[1] à baser sur les indicateurs les plus pénalisés par le transfert de pollution, et non sur les émissions de GES.**

Le second grand objectif de cette étude était de réfléchir sur de possibles cultures à recommander ou à éviter en tant que cultures énergétiques. Une culture serait à éviter si ses effets étaient trop pénalisants sur le bilan du biométhane produit.

---

[46] DALY : *Disability-adjusted life year*, il s'agit d'une unité s'exprimant en année équivalente de vie perdue par cas de maladie.

[47] Cet indicateur s'exprime en espèces disparues.an, il tient donc compte de la dangerosité pour les espèces et du temps de persistance des molécules.

Par rapport à cette question, les éléments suivants peuvent être retenus de l'étude réalisée :

- **Parmi les cultures étudiées, il n'y a pas de culture pénalisée par ses résultats d'émission de GES ou de consommation d'énergie non renouvelable.** En effet, comme cela est décrit dans les enseignements 3 et 4, chaque culture énergétique permet des réductions d'émissions GES par rapport à l'usage de lisier et probablement plus largement. Elles ne sont pas de nature à remettre en cause l'intérêt du biométhane sur cet indicateur. Toutes ne sont pas égales en matière de réductions d'émission GES. Ainsi, les cultures ayant le meilleur ratio azote apporté / rendement conduisent aux réductions les plus intéressantes (prairies, bandes enherbées, sorgho, betterave à sucre). Ces écarts entre cultures apparaissent pour des taux d'incorporation supérieurs à 66%. Les autres cultures ont des impacts légèrement moins bons, tous assez proches. Les écarts sont encore moins marqués en matière de consommation d'énergie non renouvelable.

- **Sur les catégories d'impact permettant une comparaison entre cultures énergétiques (photo-oxydation, acidification, consommation d'eau), seule la consommation d'eau présente des écarts significatifs entre cultures lorsqu'il y a irrigation ou non**. Les résultats sur l'acidification sont relativement proches entre cultures à taux d'incorporation identique. Ils évoluent dans le même sens avec le taux d'incorporation. De même pour la photo-oxydation, on observe une très grande proximité des résultats pour l'usage véhicule, en raison du rôle majeur de cette étape dans le résultat. Les écarts sont plus marqués lorsque comparés à la filière gaz naturel. Mais le plus élevé, le biométhane à partir de maïs, même à un taux d'incorporation de 90%, présente un impact par MJ deux fois plus faible que celui d'un MJ de Diesel brûlé dans un véhicule. Seule la catégorie "consommation d'eau" semble présenter des écarts pouvant poser question. Le fait d'irriguer ou non une surface fait bondir cet indicateur très rapidement. Il est donc fondé sur cet indicateur de se poser la question sur les cultures à préférer ou à éviter.

- **Enfin, sur les indicateurs pour lesquels une comparaison directe entre cultures énergétiques n'est pas suffisamment fiable (potentiel de toxicité humaine, eutrophisation), des écarts importants existent très probablement et pourraient justifier des réflexions**. Les résultats obtenus sur l'eutrophisation montrent que des écarts vont exister entre les cultures. Les plus fertilisées, les plus sensibles au lessivage compte-tenu de leur cycle de végétation, mais aussi le type de sol ou la région, la présence de CIPAN, sont autant de paramètres qui peuvent entrer en ligne de compte. Le rendement obtenu par unité d'azote lessivée va aussi entrer en ligne de compte. S'il est donc clair que les cultures à couvert permanent et/ou ayant très peu d'apports azotés sont à privilégier, la définition de limites et de règles pour les autres cultures peut sembler justifiée et devra s'attacher à délimiter les cas extrêmes et/ou les facteurs de risques premiers. Sur le potentiel de toxicité humaine, la nature des matières actives utilisées sera clé pour positionner les cultures les unes par rapport aux autres. Là aussi, celles n'utilisant aucun produit sont d'office les mieux placées pour ne pas engendrer de transfert de pollution sur cet enjeu. Pour les autres, seule l'étude détaillée des produits utilisés (ou utilisables) permettrait de savoir si des cultures sont à éviter ou à privilégier. La prise en compte des éléments traces doit aussi être intégrée dans une logique de risque par rapport aux types de sols et aux quantités apportées de phosphate par MJ obtenu.

Ces travaux permettent d'apporter ces éléments de réponses intéressants. Cependant, une réponse ferme ne peut être proposée ici pour deux raisons. Tout d'abord, le niveau de modélisation ne permet pas la comparaison entre cultures sur l'ensemble des indicateurs étudiés (en raison de difficultés d'accès aux données primaires et des limites de la méthode de caractérisation retenue). Ensuite, et comme cela est rappelé au niveau de l'enseignement 5, il s'agit d'une question que la seule ACV ne peut trancher ; Considérer qu'une culture est à éviter demande de positionner des curseurs de gains ou de transferts de pollutions acceptables, ce qui nécessite un travail d'un ordre différent de ce que peut propose une ACV.

➢ Enseignement n°7 : Des pratiques agricoles qui peuvent améliorer ces résultats et notamment limiter les effets négatifs

Comme évoqué dans des enseignements précédents, il est nécessaire de voir ces bilans comme évolutifs. Les bilans présentés sont des images à date des consommations et émissions moyennes. Or, comme le montre les données Planète[48] ou toute autre étude au niveau des exploitations agricoles, la variabilité inter-exploitations des pratiques, des conditions, et par là, des résultats d'émissions de GES ou de consommation d'énergie, est très grande. Des marges de progrès existent pour porter cette moyenne vers les pratiques les plus durables.

Parmi ces pratiques, celle concernant la gestion de l'azote sera essentielle. Elle est le maillon central des émissions de GES, de l'eutrophisation, et de l'acidification. Elle joue un rôle non négligeable dans les impacts de potentiel de toxicité humaine et de consommation d'énergie non renouvelable. Des pratiques agricoles qui réduisent ces émissions existent, mais il est important de maintenir un effort important de recherche et de transfert vers les agriculteurs.

Un autre point est en lien avec cette idée d'évolution des résultats : les bilans d'émission de GES et consommation d'énergie non renouvelable sont de nature fondamentalement différente de ceux des filières fossiles. L'utilisation d'un carburant fossile impose d'avoir des émissions de CO_2 fossile, qui ne peuvent être empêchées sauf à imaginer des systèmes qui n'existent pas aujourd'hui. Les filières bio-sourcées présentent l'avantage de pouvoir réduire leurs émissions GES à quasiment zéro dès lors que toutes les sources d'énergie utilisées pour leur production (production des engrais, de l'électricité, biocarburant pour le tracteur, etc.) seront-elles aussi neutres en carbone, ce qui est techniquement envisageable dès aujourd'hui.

➢ Enseignement n°8 : une comparaison intéressante par rapport à d'autres études, mais qui ne peut conclure au positionnement global du bioGNV par rapport aux biocarburants de première génération.

Une comparaison des résultats avec une étude récente sur les biocarburants a été conduite. L'étude retenue a été celle menée par BIO IS pour le compte de l'ADEME, du MAAPRAT, et du MEEDDM, sur les filières des biocarburants de première génération. Aussi, une comparaison des résultats aux valeurs agrégées retenues dans la Directive Energie Renouvelable (2009/28/CE) a été menée.

Du premier travail, on peut retenir une grande proximité des niveaux d'impacts **pour le biométhane étudié dans cette étude** par rapport aux biocarburants de première génération. Les émissions GES positionnent le bioGNV obtenu au niveau des meilleurs biocarburants végétaux de première génération[49]. Même le bilan avec une forte quantité de lisier reste bien positionné sur cette problématique. Sur les autres indicateurs, on observe de petites sources d'écarts possibles positionnant parfois légèrement plus favorablement, parfois légèrement moins, le bioGNV modélisé dans cette étude. Cependant, la différence de contexte et d'objectifs entre ces deux études, impliquant des différences dans les données utilisées, font que cette comparaison ne peut être utilisée pour tirer des conclusions plus larges que la simple mise en perspective ici réalisée. De plus, les résultats du bioGNV varient selon le substrat principal pris en compte, les distances de transport, etc, empêchant toute généralisation non approfondie. Un travail spécifique dépassant le cadre de cette étude serait nécessaire pour analyser plus en détail et fiabiliser les possibles sources d'écarts qui se dessinent.

Concernant la comparaison avec les valeurs d'émission de GES par défaut de la Directive Energie renouvelable, on peut retenir que la méthodologie mise en œuvre pour cette étude et celle de la Directive sont proches. Elles couvrent cependant deux situations différentes (autoconsommation des

[48] Outil de quantification des consommations énergétiques et émissions de GES au niveau d'une exploitation, développé par SOLAGRO.
[49] Tout cela sans considérer des changements d'affectation des sols directs ou indirects.

énergies de chauffage-brassage et production moyenne européenne dans le cadre de la Directive, versus apports extérieurs d'énergie et situation française) qui font que l'usage de l'une ou de l'autre devra être privilégié, voire adapté, selon le contexte d'utilisation.

➢ Enseignement n°9 : Les limites à ces résultats

Ces résultats sont obtenus dans un cadre spécifique qui a été plusieurs fois rappelé au cours de ces analyses. Rappelons en les idées fortes.

- **La modélisation effectuée, même si elle couvre une large gamme de cultures et de tests, se place dans une situation particulière.** C'est notamment le cas avec un substrat principal unique, le lisier, aux propriétés particulières (notamment faible pouvoir méthanogène). De même, la valorisation du biométhane par injection dans le réseau donne un bilan par MJ produit différent d'une valorisation locale par cogénération, pour laquelle la chaleur peut être valorisée sur place ainsi que l'électricité.

- **Le niveau de modélisation ne permet pas une comparaison entre cultures énergétiques**, en dehors des indicateurs GES et Consommation d'énergie non renouvelable. La comparaison entre cultures pour le potentiel de toxicité nécessiterait la prise en compte exacte et précise des matières actives utilisées pour chaque itinéraire technique moyen. De même pour l'eutrophisation ou l'épuisement des métaux, les données limitées pour certaines cultures (sorgho, prairies, betterave fourragères par exemple) rendent l'utilisation des résultats par filière limitée. Ce travail a seulement permis de positionner les biométhanes issus d'une part de cultures dédiées par rapport aux carburants fossiles équivalents. Enfin, les conséquences en termes d'appauvrissement potentiel des sols en matière organique suite à l'épandage d'un digestat en lieu et place d'un lisier porcin, plus riche en carbone, n'ont pas été prises en compte dans cette étude. Selon les régions, cette question peut être inutile, en particulier pour les régions en excédent structurel.

- **Aucun effet de changements d'affectation des sols n'a pas été pris en compte,** qu'ils soient directs ou indirects. Si les changements directs sont très peu probables, les changements indirects nécessitent d'attendre les travaux de la Commission Européenne dans le cadre de la Directive Energie Renouvelable 2009/28/CE. Pour être exhaustif, notons aussi qu'il n'a pas été considéré de possibles pertes de carbone séquestré dans le sol liées au passage d'un épandage de lisier, ayant une teneur en carbone non nulle, versus les apports en digestat qui eux ont des contenus en carbone plus faibles.

8.2. SYNTHESE DES PARAMETRES CLES

8.2.1. Paramètres majeurs influençant les bilans

8.2.1.1 Génériques

Paramètre	Facteurs influençant ce paramètre	Commentaires
Impacts à la tonne de matière fraîche	Type de culture, pratique agricole, zone géographique	Même si l'impact est fortement variable selon les agriculteurs, les années, l'utilisation d'une valeur moyenne à un échelon régional ou national permet de proposer une image pertinente.
Apports d'azote, forme de l'azote apporté	réalisation de bilans azotés, Connaissances de l'agriculteur, types de sols, localisation, etc.	Les pratiques sont liées à des paramètres complexes et nombreux qu'il n'est pas possible de tous citer ici. Notons cependant que des aspects techniques, économiques et sociaux (main d'œuvre disponible, formation, etc.) jouent.
Capacités méthanogènes des substrats	Type de culture, variété, maturité de la culture	L'étude OREADE-BRECHE illustre la variabilité qui peut exister pour une même culture (en moyenne, +/-10%), probablement liée à la variété et à la maturité.
Mix électrique	Pays (éventuellement région), profil du besoin électrique (+ Modélisation)	Un besoin électrique ayant plutôt lieu en hiver pourrait justifier l'utilisation d'un mix électrique hivernal. Le choix de modélisation d'une consommation électrique supplémentaire peut varier (mix moyen ou marginal?).
Transport des substrats, surtout lorsque peu méthanogènes, et modélisation de leurs émissions	Physique (+ Modélisation)	Un transport moyen de lisier de 40 km conduit au sein de cette modélisation prudente, à positionner le gain d'émissions de GES de la filière (par rapport au Diesel) à la limite des 35% fixés par la Directive ENR (dans le cas du lisier 66% – cultures 33%)
Modélisation des sources d'énergie pour la méthanisation	Modélisation	Le fait de considérer l'électricité ou la chaleur comme importées ou fournies par le système (cas de la cogénération) peut modifier les bilans.
Modélisation du digestat	Connaissances scientifiques + Modélisation	Le digestat joue un rôle clé dans les bilans. L'estimation du remplacement d'engrais minéral qu'il permet peut influencer grandement le bilan. De même, un bilan avec digestat composté serait différent.

8.2.1.2 Spécifique à un indicateur

Tous les paramètres influençant les bilans ne sont pas repris ici. Les fiches détaillant l'analyse par catégorie d'impact sont plus exhaustives en la matière. Le tableau précédent reprend les principaux d'entre eux. Seuls figurent ci-dessous ceux jugés nécessitant quelques explications supplémentaires. C'est pourquoi tous les indicateurs ne figurent pas. Certains, très transverses, ne figurent d'ailleurs pas dans les fiches d'analyse directe des postes contributeurs.

Emissions de GES

Conduite du méthaniseur et éventuelles fuites de méthane :

La conduite opérationnelle du méthaniseur peut jouer un rôle dans ses bilans, en venant modifier les rendements obtenus, les consommations énergétiques, voire les fuites accidentelles de méthane. Même si les premiers éléments cités ne devraient modifier qu'à la marge les bilans décrits par la présente étude, le test réalisé sur les fuites de méthane montre que 1% de perte de méthane ajoute environ 7 g CO_2 eq/MJ au bilan, soit plus 25% au bilan de la filière de référence. Sans inverser le bilan, ce paramètre nécessite cependant une vigilance particulière dans le suivi du fonctionnement du méthaniseur et dans l'entretien de ce dernier.

Consommation d'eau

L'irrigation d'une culture

Avec un indicateur quantifiant les prélèvements depuis les cours d'eau ou les nappes, l'irrigation des cultures énergétiques apparaît comme le paramètre déterminant de l'impact de consommation d'eau de la production d'un MJ de biométhane intégrant partiellement des cultures énergétiques. Même si la présente étude s'est placée dans un cadre de non irrigation pour la majorité des cultures en raison des zones géographiques dont été issues les données (étude OREADE – BRECHE notamment), elle a permis de montrer l'importance qu'acquiert l'irrigation pour cet indicateur dès lors qu'elle est nécessaire. La zone de production jouera alors un rôle déterminant dans les besoins en eau de la plante. Notons aussi que les évolutions climatiques pourraient accentuer le besoin d'irrigation pour certaines cultures dans certaines régions. Si l'eau devient pour ces régions un problème prioritaire, l'utilisation généralisée de ces cultures en tant que cultures énergétiques pourrait s'avérer problématique.

L'indicateur de consommation d'eau utilisé

L'indicateur de consommation tel qu'utilisé dans cette ACV comptabilise l'ensemble des prélèvements dans le milieu. Tous les prélèvements de refroidissement des centrales électriques sont ainsi pris en compte, même si une partie de l'eau retourne dans le même milieu avec quelques degrés supplémentaires. Or plusieurs voix se font entendre pour demander un raffinement plus poussé de cet indicateur, afin de le rapprocher des réelles problématiques de stress hydrique. Cela pourrait passer par une non comptabilisation des prélèvements dès lors que cet eau est remise dans le même milieu, une non comptabilisation des prélèvements d'eau de mer, voire la prise en compte des difficultés locales concernant l'eau, prélever de l'eau dans un milieu qui en manque étant plus problématique que dans une zone bien dotée. De même, la captation de l'eau de pluie et de l'eau du sol par les plantes pourrait être prise en compte, cette eau n'arrivant pas dans le milieu naturel (rivières, nappes phréatiques). Dans un tel cas, le fait d'irriguer ou non serait neutre (ou quasi neutre) sur le bilan. L'ensemble de ces réflexions sont en cours au sein du groupe de travail ISO dédié à ces questions. Les évolutions dans la comptabilisation des problèmes quantitatifs de disponibilité des ressources en eau pourraient venir modifier l'image donnée dans cette ACV.

Potentiel de toxicité humaine

Le modèle de caractérisation, notamment la modélisation des impacts des éléments traces

Qu'ils aient lieu lors de l'utilisation d'engrais ou d'électricité, les métaux lourds sortent comme le premier polluant potentiel sur cette catégorie d'impact. Cela est lié au poids fort que leur confère la méthode reCiPe (comme CML dont elle dérive). Le test réalisé avec une autre méthode de caractérisation (Usetox) permet de relativiser ce rôle de ces éléments. Toutefois, ces éléments

conservent une part notable dans les impacts, qui n'est pas directement contrôlée par l'agriculteur (en dehors des apports cuivrés ou de la baisse des intrants apportés). A ce titre ils doivent être suivis et encadrés.

Les matières actives utilisées

ReCiPe propose peu de matières actives dans ses facteurs de caractérisation. Il a donc été fait le choix d'attribuer un impact moyen à toute matière active pour laquelle ReCiPe ne proposait pas de valeur. Ce choix lisse donc les résultats entres cultures. S'il ne remet pas en cause une comparaison dans les grandes masses avec les filières fossiles, il reste une limite à l'analyse plus fine de cet indicateur entre cultures, d'autant plus qu'on sait que les écarts entre matières actives peuvent être très importants.

Le sol et les conditions d'applications

La dangerosité d'un traitement phytosanitaire dépend aussi des conditions d'application et du sol. L'application à une date donnée, dans des conditions de cultures données, ou avant une pluie ou des jours de chaleur, sont autant de paramètres déterminant le devenir immédiat des molécules. Les données sont peu nombreuses pour déterminer ce devenir lors des premiers jours. De même, le modèle de caractérisation sur lequel reposent les indicateurs de potentiel de toxicité de ReCiPe propose des valeurs moyennes pour les sols, la température ou le lessivage. Les résultats sont donc ici des ordres de grandeurs, susceptibles de varier entre parcelles, rotations, zones géographiques, etc.

8.2.2. Paramètres peu influents

Sans en faire une liste exhaustive, signalons ici des paramètres qu'on aurait pu croire importants et qui apparaissent à travers cette étude comme secondaires :

- **Un rôle secondaire du type d'utilisation en lui-même**. En effet, qu'on l'utilise dans des filières véhicules ou chaleur, le biométhane épuré a un comportement identique à celui du gaz naturel au niveau de l'utilisation. Les différences proviennent des phases de production et de la nature biogénique du CO_2 émis. Le changement de type d'utilisation permet plutôt de changer la référence de comparaison, le passage à une utilisation véhicule permettant de se comparer avec des carburants liquides aux comportements différents. Le type de véhicule qui utilise le biométhane (bus, benne ou véhicule léger) est lui aussi globalement peu influant. Les tendances sont globalement les mêmes. En revanche, chaque véhicule possède un profil d'émission relativement différent qui dépend de ses réglages, de son âge, de sa technologie, etc ;

- **Le choix entre une allocation économique ou une substitution lorsque le substrat principal est un lisier** : ce paramètre joue un rôle bien entendu dans le résultat, mais moins marqué que dans le cas de certaines filières de biocarburant par exemple. Les simulations faites (pas de prise en compte d'une substitution d'engrais pour le digestat ou différents niveaux d'allocations économiques entre biogaz et digestat) montrent que les résultats restent assez proches.

- **Le type d'épuration du gaz (lavage à l'eau ou PSA)** : l'écart créé résulte d'un écart de rendement entre les deux méthodes de quelques pourcents. Il reste cependant relativement faible par rapport à d'autres paramètres.

- **L'amortissement du méthaniseur et du matériel agricole pour la plupart des indicateurs** : le test réalisé confirme que ces impacts supplémentaires sont relativement modérés pour la majorité des indicateurs. En revanche, ces consommations sont non négligeables pour l'indicateur d'épuisement des métaux et de potentiel de toxicité humaine.

- **La taille du méthaniseur intervient peu directement** : dans cette modélisation, la taille du méthaniseur intervient principalement sur les distances de transport du lisier nécessaires à approvisionner les différentes tailles de méthaniseur. Son rôle est plus secondaire à fort taux d'incorporation de cultures plus fortement méthanogènes, du fait de faible variation dans la consommation d'énergie à technologie constante. Le faible poids des amortissements du matériel pour la plupart des indicateurs fait que même en intégrant ces flux, les écarts

resteraient peu marqués selon les tailles. L'effet taille posera plus probablement des questions d'ordre technique de stockage et de gestion du digestat. Au-delà d'une certaine taille cela pourrait également entrainer un changement de technologie qui n'a pas été considéré ici.

8.3. AUTRES ELEMENTS A PRENDRE EN COMPTE

Ce travail s'est penché sur le bilan environnemental des filières de production de biométhane qui incluraient différents niveaux de cultures énergétiques. Si le fait de vérifier les impacts de ces filières est fondamental, il est nécessaire de rappeler que le développement de ces filières a lieu dans un contexte de gestion de déchets et devant intégrant à la fois des éléments techniques et économiques.

Ainsi, d'un point de vue technique et économique, il existe souvent un réel besoin de cultures énergétiques dans les mélanges pour compléter les substrats disponibles. Cela permet notamment d'augmenter en général la production d'énergie et d'atteindre des seuils de rentabilité nécessaires au projet. Ces cultures fournissent un appoint souvent indispensable pour rendre économiquement viable la valorisation des effluents d'élevage ou d'autres déchets verts divers pouvant exister.

Ainsi, il convient de rappeler que les filières de biométhane permettent notamment de faciliter la valorisation optimisée de déchets de l'agriculture, de l'industrie ou des particuliers. Ces déchets ont plusieurs composantes, parmi lesquelles leur contenu carboné et azoté. La méthanisation permet de récupérer une partie du carbone sous forme de méthane, mais, et cela est au moins aussi important, de transformer l'azote de ces déchets en azote plus facilement utilisable en tant qu'engrais se substituant à un engrais minéral. Dans les zones d'excédents structurels en azote, il est cependant nécessaire de réduire la charge azotée épandue. On voit apparaître des projets permettant de combiner le traitement obligatoire de l'azote tout en valorisant le potentiel énergétique des effluents d'élevage, comme le projet Digestero (2006-2009) mené par le Cemagref de Rennes en collaboration avec l'Inra de Narbonne et l'Université Bretagne Sud.

Sans détailler plus en avant tous ces enjeux, cette partie vise à rappeler qu'il convient d'insérer ces résultats dans une réflexion plus globale intégrant à la fois les besoins techniques et économiques des filières, ainsi que les besoins de traitement des déchets végétaux et animaux.

8.4. POINTS A APPROFONDIR

Plusieurs sujets pourraient être approfondis pour gagner en fiabilité ou en finesse dans l'analyse :

- **A court terme :**

- **Prendre en compte de manière spécifique les matières actives employées pour chaque culture** : On sait qu'il peut exister des écarts très importants sur le potentiel de toxicité ou d'écotoxicité des produits phytosanitaires employés. Ajouter cette connaissance permettrait notamment de réaliser des comparaisons entre filières de biométhane, ce qui n'a pas été possible dans le cas de cette étude. Un tel travail consisterait à collecter précisément les matières actives employées (même en petite quantité ou par une faible part d'agriculteur) par type de culture et par grands types d'itinéraires, et ce sur une période de quelques années afin de lisser les effets annuels. A partir de ces informations, l'utilisation du modèle de caractérisation le plus reconnu USETOX, qui nécessite aujourd'hui encore le calcul de facteurs de caractérisation pour chaque matière active utilisée, permettrait de donner un positionnement plus fiabilisé entre types de cultures et par types de pratiques. De même, ce travail serait utilement complété par une confirmation des taux de présence des éléments races dans les engrais notamment phosphatés. L'image, même si elle restait en impacts potentiels, serait ainsi plus fidèle à la réalité de chaque culture.

- **Améliorer la prise en compte du changement d'affectation sols** : les travaux commandités par la Commission Européenne sur ce sujet permettront d'y voir plus clair sur les liens de

causalité entre cultures à des fins énergétiques, cultures alimentaires, demande alimentaire mondiale, besoins forestiers et usages des sols.

- **Approfondir la quantification des pertes de méthane lors de l'épuration** : l'existence de pertes à cette étape peut pénaliser le bilan GES global du biométhane, comme cela a été illustré. Des pertes de 2% dégradent les bilans, sans pour autant faire perdre aux filières de biométhane étudiées leur caractère durable (le gain GES reste supérieur à 50%). Toutes les sources ne sont pas homogènes sur ce point, c'est pourquoi il est nécessaire de lever cette imprécision sur le résultat. Un tel travail doit être mené en mettant en regard la précision des données équivalentes pour les filières gaz naturel, afin de ne pas créer de biais.

- **Améliorer les connaissances sur les transports** : ce poste peut ne pas être négligeable dans les résultats. S'assurer de leur modélisation la plus exacte pourra réduire l'imprécision des résultats.

- **Conduire une analyse sur les transferts de pollution :** comme souligné précédemment, vouloir analyser si les gains environnementaux des cultures énergétiques compensent ou non les pollutions créées nécessiterait une étude plus approfondie. Elle pourrait notamment prendre en compte des approches de coût d'abattement, ou analyser la priorisation des actions à mener.

- **A moyen terme :**

- **Améliorer les données sur les cultures pour aller vers des données statistiquement représentatives:** il s'agit encore pour certaines d'entres elles (sorgho biomasse, betterave fourragère) de cultures peu répandues et/ou peu suivies, pour lesquelles on ne dispose pas de suivi aussi précis que pour des cultures comme le maïs grains ou le blé. Notamment, les données de lessivage, d'émissions au champ, de consommation de carburant, d'ensilage, etc, restent à améliorer dans leur ensemble.

- **Améliorer les connaissances sur le digestat et ainsi, sa modélisation :** mieux comprendre le rôle du digestat à l'épandage sur la croissance des plantes et affiner ses émissions spécifiques, notamment en comparaison à d'autres produits actuellement épandus (fumiers, lisiers) fiabiliserait la quantification des impacts de cette filière.

- **Améliorer la robustesse de l'indicateur de potentiel de toxicité humaine** : la fiabilisation des impacts relatifs entre des polluants aussi différents que les NOx ou les produits phytosanitaires viendrait affiner les potentiels de dommage respectifs des deux types de filières (bio-sourcées et fossiles). Aussi, un travail spécifique sur **les dommages des éléments traces serait bien utile pour venir enrichir l**es facteurs de caractérisation proposés par les méthodes ACV.

- **Trancher sur la modélisation des impacts amont des effluents d'élevage et autres déchets servant de substrat principal à la méthanisation** : beaucoup de produits entrant dans la composition du mélange à méthaniser sont aujourd'hui considérés comme des déchets des filières agricoles, industrielles, ou des collectivités. En tant que déchets, il est légitime de considérer qu'ils n'ont pas entrainé d'émissions devant leur être attribuées lors de leur production. Cependant, cette situation pourrait évoluer pour différentes raisons. L'existence de filières leur redonnant une valeur peut justifier qu'ils ne soient plus regardés comme de simples déchets mais plutôt comme des sous-produits à valoriser au mieux. Certains d'entre eux sont d'ailleurs dès à présent considérés dans d'autres contextes comme des produits à part entière (exemple : pulpes de betterave, drèches de brasserie, qui peuvent entrer dans des projets de méthanisation). Les travaux en cours sur l'affichage environnemental sont en train de poser un cadre méthodologique de réalisation d'ACV à des fins d'information du consommateur et des industriels sur les impacts des produits. Ces travaux vont aborder la question des répartitions des impacts entre l'élevage et les cultures. Ils donneront ainsi une réponse à cette problématique d'ici un an, réponse qui pourra par la suite évoluer avec les mises à jour de ces règles méthodologiques.

- **Affiner la prise en compte de l'indicateur d'épuisement des métaux :** un tel travail demande un exercice très poussé de collecte d'informations sur les immobilisations et les outils mis en œuvre. Les quantités mises en œuvre, leur taux de remplacement et d'entretien,

sont autant de paramètres à prendre en compte dans l'élaboration d'une information fiable sur cet enjeu. Des choix de modélisation restent à faire pour savoir comment prendre en compte certains éléments, comme par exemple la présence et l'usure d'un pot catalytique sur les véhicules.

8.5. SYNTHESE

La présente étude a permis de dresser un premier diagnostic sur le rôle des cultures énergétiques dans les bilans environnementaux d'une filière de méthanisation. Un seul substrat principal a été étudié (le lisier) pour une utilisation après injection dans le réseau. Si cette situation ne couvre pas toute la réalité des filières, elle a le mérite d'être un point de référence prudent car n'étant pas la plus favorable aux bilans de ces filières.

Ces travaux confirment **les réductions d'émissions de GES intéressantes de la filière de méthanisation, comprises entre 60% et 70% selon les cultures et le taux d'incorporation de cultures énergétiques**. Ces gains sont estimés sans prise en compte de changement d'affectation des sols, qu'ils soient directs ou indirects. De tels changements, s'ils devaient exister, pourraient être de nature à réduire, voire annuler, ces gains. Les changements directs restent cependant peu probables et bien encadrés. Les liens de causalité entre l'utilisation de la culture énergétique et des changements indirects d'affectation des sols semblent quant à eux plus ténus que dans le cas des biocarburants du fait des quantités en jeu, des zones concernées, et de la diversité des matières pouvant entrer dans la composition d'un méthaniseur.

Ils montrent surtout que l'introduction de cultures énergétiques n'est pas de nature à annuler les réductions intéressantes d'émissions de GES d'une filière de méthanisation par rapport à des équivalents fossiles, sauf à imaginer des enjeux conséquentiels tels que les changements d'affectation des sols indirects. Avec un substrat à base de lisier, l'augmentation du taux d'incorporation des cultures énergétiques va même jusqu'à réduire les émissions de GES par MJ de biométhane obtenu. Le test réalisé pour un mélange fumier-culture énergétique illustre une autre situation, pour laquelle les émissions de GES par MJ de biométhane sont très réduites à faible taux d'incorporation, et augmentent avec le taux de cultures énergétiques. Le niveau atteint à fort taux d'incorporation pour ce type de mélange est équivalent au niveau d'émission le plus bas obtenu pour le mélange lisier-culture énergétique, montrant que même dans cette situation, le bilan GES reste assez peu dégradé après l'augmentation de l'incorporation de cultures énergétiques.

Les gains par rapport aux filières fossiles sur la consommation d'énergie non renouvelable apparaissent moins marqués à forte concentration en lisier en raison d'une consommation d'électricité notable lors de la méthanisation. L'apport de cultures énergétiques, très méthanogènes, permet de réduire la consommation d'énergie non renouvelable par MJ produit.

Ces gains se font au détriment d'autres problématiques environnementales. On parle alors de transferts de pollution. L'incorporation de cultures énergétiques entraine des évolutions globalement défavorables sur les autres catégories d'impacts comme l'acidification, le potentiel d'eutrophisation, ou la consommation d'eau. Toutefois ces transferts n'existent pas (bandes enherbées) ou restent modérés pour les cultures les plus extensives ou offrant de très bons rendements de matière fraiche à l'hectare (prairies, betteraves à sucre). Par rapport aux impacts du Diesel, ces transferts n'apparaissent réellement problématiques que pour l'eutrophisation (quel que soit le taux d'incorporation) et l'acidification (à taux d'incorporation de cultures élevé).

Une analyse plus large devrait être menée afin d'estimer si les gains environnementaux (et technico-économiques) dépassent les transferts de pollution soulignés par cette étude. De même, une quantification des réductions possibles des pollutions par des pratiques agricoles améliorées pourrait mettre en perspective ce résultat en fournissant les niveaux d'impacts théoriques atteignables techniquement à moyen terme.

Aussi, ces résultats restent en partie dépendants des limites de modélisation inhérentes aux connaissances et outils actuels. L'amélioration de méthodes de caractérisation sur des indicateurs comme le potentiel de toxicité, la définition de méthodologies consensuelles, et l'acquisition de données plus fines sur les pratiques agricoles et sur les émissions permettront d'affiner l'image ici présentée.