



**HAL**  
open science

# Evaluation des impacts environnementaux d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport par analyse de cycle de vie conséquentielle

Guillaume Audard

► **To cite this version:**

Guillaume Audard. Evaluation des impacts environnementaux d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport par analyse de cycle de vie conséquentielle. Génie des procédés. Université Paris sciences et lettres, 2016. Français. NNT : 2016PSLEM101 . tel-04512842

**HAL Id: tel-04512842**

**<https://pastel.hal.science/tel-04512842v1>**

Submitted on 20 Mar 2024

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

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

# THÈSE DE DOCTORAT

de l'Université de recherche Paris Sciences et Lettres  
PSL Research University

Préparée à MINES ParisTech

## Évaluation des impacts environnementaux d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport par analyse de cycle de vie conséquentielle

École doctorale n°432

SCIENCES DES MÉTIERS DE L'INGÉNIEUR

Spécialité ÉNERGÉTIQUE ET PROCÉDÉS

Soutenue par **Guillaume AUDARD**  
le 19 septembre 2016

Dirigée par **Bruno PEUPORTIER**  
Co-encadrée par **Patrick SCHALBART**

### COMPOSITION DU JURY :

**M. Frédéric WURTZ**,  
CNRS, HDR, G2ELab, Grenoble-INP,  
Président du jury

**M. Bernard MULTON**,  
SATIE, École Normale Supérieure de Rennes,  
Rapporteur

**M. Guillaume JUNQUA**,  
LGEI, École des Mines d'Alès,  
Rapporteur

**Mme Isabelle BLANC-SOMMEREUX**,  
Centre OIE, MINES ParisTech,  
Membre du jury

**M. Youcef BOUZIDI**,  
CREIDD, Université de technologie de Troyes,  
Membre du jury

**Mme Cécile BULLE**,  
CIRAIG, Université du Québec à Montréal,  
Membre du jury

**M. Bruno PEUPORTIER**,  
Centre CES, MINES ParisTech,  
Membre du jury

**M. Patrick SCHALBART**,  
Centre CES, MINES ParisTech,  
Membre du jury



Cette page a été laissée intentionnellement vide.

*« La connaissance progresse en intégrant en elle l'incertitude,  
non en l'exorcisant. »*

Edgar Morin

## TABLE DES MATIÈRES

Cette page a été laissée intentionnellement vide.

# Remerciements

Le travail présenté dans ce manuscrit n'aurait pas pu être réalisé sans les nombreuses personnes qui y ont contribué, de près ou de loin. En premier lieu, je voudrais remercier Bruno Peuportier, pour m'avoir fait confiance et pour m'avoir laissé la liberté d'aller dans la direction que je souhaitais. Je remercie aussi Patrick Schalbart pour ses conseils précieux, ses questions pas si naïves, ses outils d'aide à la décision la plus importante de la journée (qu'est ce qu'on mange ?) et ses talents insoupçonnés de chanteur ! Merci à Amélie Lafragette, pour sa disponibilité et sa bienveillance, et pour avoir travaillé dur au sein de RTE pour mobiliser les personnes et les données nécessaires à ces travaux.

Je voudrais ensuite remercier les personnes qui ont bien voulu être les membres de mon jury de thèse. Merci à Bernard Multon et Guillaume Junqua, qui ont eu la lourde tâche de relire ce long manuscrit pendant leurs vacances, et dont les commentaires ont enrichi ce document. Merci également Frédéric Wurtz, Cécile Bulle, Isabelle Blanc-Sommereux et Youcef Bouzidi pour les questions pertinentes qui m'ont été posées pendant la soutenance.

Merci aux personnes travaillant chez RTE qui ont contribué à ces travaux, et en particulier à Jean-Marc Roudergues, Vivien Molinengo, Vincent Sermanson et Jean-Gabriel Valentin. Je souhaiterais également remercier Christopher Mutel, l'auteur du framework Brightway2 qui a servi de base aux développements informatiques que j'ai réalisés dans cette thèse, et qui m'a permis de m'épargner de longs mois de développement.

Cette thèse n'aurait certainement pas été la même si elle avait été réalisée ailleurs qu'au CES. Merci à l'ensemble des personnes qui travaillent au CES, j'ai eu énormément de plaisir à y évoluer pendant ces trois années. Un merci particulier à l'équipe ETB, qui est vraiment une équipe à part. Merci à Charlotte pour nos débats toujours intéressants, sur l'ACV et sur le reste ; merci à Thomas pour ces samedis matin à se motiver mutuellement ; merci à Maxime pour ses conseils de vieux sage malgré son jeune âge ; et merci à tous les autres membres de l'équipe ETB, doctorants, ingénieurs de recherche et stagiaires, pour ces débats et ces moments de détente autour d'un thé ou d'une bière.

Enfin, merci à mes amis qui ont été là pour moi pendant ces trois ans, et à ma famille, qui m'a toujours soutenue dans chacun de mes choix, avec bienveillance.

À mon grand-père...

Cette page a été laissée intentionnellement vide.

# Table des matières

<b>Remerciements</b> .....	<b>5</b>
<b>Table des matières</b> .....	<b>7</b>
<b>Table des figures</b> .....	<b>9</b>
<b>Nomenclature</b> .....	<b>11</b>
<b>Introduction</b> .....	<b>15</b>
<b>Chapitre 1. Modélisation des impacts environnementaux du réseau électrique de transport</b> .....	<b>21</b>
1.1. Généralités sur les réseaux électriques de transport.....	23
1.1.1. <i>Système production-transport-consommation de l'électricité</i> .....	23
1.1.2. <i>Marché de l'électricité</i> .....	25
1.1.3. <i>Rôle du gestionnaire de réseau de transport</i> .....	27
1.1.4. <i>Renforcement du réseau électrique de transport</i> .....	29
1.2. Impacts environnementaux des réseaux électriques de transport.....	34
1.2.1. <i>Évaluation des impacts environnementaux à partir de modélisations des réseaux électriques</i> .....	34
1.2.2. <i>Analyse de cycle de vie</i> .....	38
1.3. Analyse de cycle de vie conséquentielle.....	44
1.3.1. <i>Principe de l'approche conséquentielle</i> .....	44
1.3.2. <i>Modélisation des mécanismes économiques</i> .....	50
1.3.3. <i>Limites de l'approche conséquentielle</i> .....	54
1.4. Modélisation des réseaux électriques.....	55
1.4.1. <i>Modèles monopolistes et modèles à base d'agents</i> .....	56
1.4.2. <i>Dispatching économique dynamique</i> .....	56
1.4.3. <i>Optimal power flow</i> .....	59
1.4.4. <i>Synthèse</i> 61	
1.5. Conclusion .....	62
<b>Chapitre 2. Méthodologie d'évaluation des impacts environnementaux du cycle de vie</b> .....	<b>63</b>
Introduction .....	65
2.1. Définition de l'objectif .....	65
2.1.1. <i>Finalités de l'étude</i> .....	65
2.1.2. <i>Approche de modélisation</i> .....	66
2.1.3. <i>Limites conceptuelles</i> .....	67
2.2. Champ de l'étude .....	68

## TABLE DES MATIÈRES

2.2.1. Fonctions, unité fonctionnelle et flux de référence .....	68
2.2.2. Identification des activités affectées par un projet de renforcement .....	71
2.3. Inventaire de cycle de vie .....	82
2.3.1. Premier plan .....	83
2.3.2. Arrière-plan : système électrique .....	87
2.3.3. Arrière-plan : hors système électrique .....	92
2.3.4. Calcul de l'inventaire de cycle de vie .....	98
2.4. Analyse d'impacts environnementaux.....	100
2.4.1. Cadre méthodologique de l'analyse d'impact du cycle de vie .....	100
2.4.2. Sélection des indicateurs.....	104
2.5. Conclusion .....	114
<b>Chapitre 3. Mise en œuvre sur un cas d'étude .....</b>	<b>117</b>
<b>Chapitre 4. Robustesse des résultats obtenus .....</b>	<b>119</b>
<b>Conclusion générale.....</b>	<b>121</b>
<b>Bibliographie .....</b>	<b>127</b>
<b>Annexe A. Méthodes de caractérisation des impacts recommandées par le manuel ILCD .....</b>	<b>135</b>
<b>Annexe B. ....</b>	<b>143</b>
<b>Annexe C. ....</b>	<b>145</b>

# Table des figures

Figure 0-0-1. Prévisions de réduction des émissions de gaz à effet de serre dans l'Union Européenne par rapport à 1990, par secteur (IEA, 2015).....	16
Figure 0-0-2. Variations des capacités de production électriques dans l'Union Européenne et part de l'éolien et du solaire dans le mix électrique, par période de 5 ans (IAE, 2015) .....	17
Figure 0-0-3. Principaux goulets d'étranglement prévus à l'horizon 2030 dans le périmètre d'ENTSO-E (2014a) .....	18
Figure 1-1. Structure d'un système électrique (Machowski et al., 2008) .....	23
Figure 1-2 Marchés de l'électricité et réseaux électriques, adapté de Kirschen et Strbac (2004).....	26
Figure 1-3. Limites thermiques, de tension et de stabilité de synchronisme des lignes de transport en fonction de leur niveau de tension et de leur longueur (Manzo, 2004).....	30
Figure 1-4. étapes de la réalisation d'un projet de ligne aérienne à très haute tension (THT) 33	
Figure 1-5. Principaux critères d'évaluation de la méthodologie CBA utilisée par ENTSO-E (2014b) .....	35
Figure 1-6. Réseau modélisé pour l'évaluation des mesures de développements de réseau dans IRENE-40 @IFHT (Gaxiola et al., 2012).....	36
Figure 1-7. Diminution des émissions de CO <sub>2</sub> dans le système électrique européen suite à un projet de renforcement du réseau de transport entre l'Espagne et la France (en millions de tonnes de CO <sub>2</sub> par an), pour les années 2020, 2030, 2040 et 2050, et selon les cinq scénarios considérés. Projets Diele-Niederrhein (à gauche) et Espagne-France (à droite). Extrait de (Gaxiola et al., 2012).....	37
Figure 1-8. Cadre méthodologique de l'analyse de cycle de vie (EC-JRC, 2010) .....	39
Figure 1-9. Différence conceptuelle entre l'ACV attributionnelle et l'ACV conséquentielle (Weidema, 2003) .....	40
Figure 1-10. Contribution des pertes à l'impact total attribuable au transport de l'électricité, dans les différentes catégories d'impact, pour les mix énergétiques norvégiens, nordiques et européens. Graphique réalisé à partir des résultats présents dans (Jorge et Hertwich, 2013) .....	43
Figure 1-11. Illustration de l'évolution hypothétique des émissions de GES de l'ensemble de la technosphère suite à une décision prise à la date $t_0$ . .....	46
Figure 2-1. Illustration des conséquences d'un projet de renforcement.....	82
Figure 2-2-2. Représentation schématique des conséquences d'une augmentation de demande (haut) et d'offre (bas) pour un cas théorique .....	98
Figure 2-3. Mécanisme environnemental pour le changement climatique (EC-JRC, 2010a) .....	102

Figure 2-4. Analyse d'impact du cycle de vie : relation entre catégories d'impact et domaines de protection, réalisée à partir des catégories d'impact recommandées par (EC-JRC, 2010a)..... 105

# Nomenclature

## NOTATIONS LATINES

$A$	Matrice de technosphère	[-]
$a_{ij}$	Coefficient de la matrice de technosphère pour l'activité j et le flux intermédiaire i.	
$a_i, b_i, c, e_i, f_i$	Coefficients utilisés dans les fonctions de coût du générateur i	
$B$	Matrice d'écosphère	[-]
$B_{ik}$	Susceptance de la ligne reliant les bus i et k	S
$b_{kj}$	Coefficient de la matrice d'écosphère pour l'activité j et le flux élémentaire k	
$C$	Matrice de caractérisation	[-]
$c_{lk}$	Facteur de caractérisation de la méthode l pour le flux élémentaire k	
$C_i(P_i^t)$	Coût pour que le générateur i produise la puissance $P_i^t$	€
$Conso_{aiesel}$	Masse de diesel consommée par le groupe électrogène pendant une heure	kg
$D^t$	Somme des puissances demandées à la date t	MW
$d$	Vecteur de demande	[-]
$diag(s)$	Matrice diagonale formée par les coefficients du vecteur s	[-]
$DR_i$	Taux maximal de rampe descendante pour le générateur i	MWh
$DSM_{autoProdRatio}$	Part de l'énergie effacée qui se reporte sur de l'autoproduction, défini sur l'intervalle [0,1]	[-]
$e$	Vecteur d'impact	[-]
$E_A, E_B, \dots$	Impact environnemental causé par la production d'une unité du produit A, B,...	
$E_{Diesel}$	Impact causés par l'effacement de 8760 MWh, pour les clients industriels qui se reportent sur de l'autoproduction	
$E_{Report}$	Impacts causés par l'effacement de 8760 MWh, pour les clients industriels qui se reportent sur le réseau	
$E_{TAC}$	Impacts causés par la production de 8760 MWh par des turbines à combustion	
$EE_i^j(X)$	Effet élémentaire du ième facteur de X pour la j-ème trajectoire (Méthode de Morris)	
$f$	Fonction qui relie les variables d'entrée du modèle aux variables de sortie (Chapitre 4)	[-]
$F_l^t$	Flux de puissance active qui transite par la ligne l à la date t	MW
$F_l^{max}$	Limite de puissance active transmissible sur la ligne l	MW
$Fict_{DSMratio}$	Part des capacités d'effacement dans les capacités fictives de production de pointe, défini sur l'intervalle [0,1]	[-]
$GES^{mod}(t)$	Émissions de gaz à effet de serre à la date t dans le scénario de modifié où la décision a eu lieu	[t CO <sub>2</sub> eq.]
$GES^{ref}(t)$	Émissions de gaz à effet de serre à la date t dans le scénario de référence où la décision n'a pas eu lieu	[t CO <sub>2</sub> eq.]
$\Delta GES$	Variation des émissions de gaz à effet de serre qui résulte de la décision	[t CO <sub>2</sub> eq.]
$\Delta GES_{\Delta t}$	Variation des émissions de gaz à effet de serre pendant la période $\Delta t$ qui résulte de la décision	[t CO <sub>2</sub> eq.]
$G_{Fict}$	Ensemble des groupes de pointe fictifs	[-]
$G_{ik}$	Conductance de la ligne reliant les bus i et k	S
$h$	Vecteur d'inventaire de cycle de vie	[-]
$I$	Matrice d'inventaire caractérisé	[-]
$L$	Nombre de liaisons électriques dans le réseau	[-]
$Loss^t$	Puissance perdue dans l'ensemble du système à la date t	MW
$N$	Nombre d'intervalles	[-]
$n$	Nombre de générateurs dispatchables	[-]
$n_c$	Nombre de variantes dans la classe c	[-]
$nbAnnées$	Nombre d'année Monte-Carlo utilisées pour les simulations ANTARES	[-]
$nbPtH(c)$	Nombre de points horaires ANTARES ayant servi à déterminer les caractéristiques de la classe c	[-]

## NOMENCLATURE

$P_i^t$	Puissance active produite par le générateur $i$ à la date $t$	MW
$P_i$	Puissance active injectée au bus $i$	pu
$P_i^{min}$	Limite minimale de puissance pour le générateur $i$	MW
$P_i^{max}$	Limite maximale de puissance pour le générateur $i$	MW
$P_i^{ARmod}$	Puissance moyenne annuelle produite par le groupe $i$ dans le scénario modifié où le projet est réalisé	MW
$P_i^{ARref}$	Puissance moyenne annuelle produite par le groupe $i$ dans le scénario de référence où le projet est abandonné	MW
$P_i^{HR}$	Puissance moyenne annuelle produite par le groupe $i$ hors réseau	MW
$PCI_{diesel}$	Pouvoir calorifique inférieur du diesel	MJ/kg
$Q_{A1}, Q_{A2}$	Production annuelle totale des produits A1 et A2.	[-]
$Q_i$	Puissance réactive injectée au bus $i$	pu
$s$	Vecteur d'offre	[-]
$S_i^t$	Contribution du groupe $i$ à la réserve tournante à la date $t$	MW
$SR^t$	Réserve tournante requise à la date $t$	MW
$T$	Période d'échantillonnage	[-]
$U$	Ensemble des activités affectées par la décision modélisées	[-]
$u$	Activité affectée par la décision étudiée	[-]
$UR_i$	Taux maximal de rampe ascendante pour le générateur $i$	MWh
$V_i$	Amplitude de tension au bus $i$	pu
$W_{elec}$	Énergie électrique produite par un groupe électrogène au diesel pendant une heure	MJ
$X$	Vecteur des facteurs (variables d'entrée) du modèle	[-]
$X_V$	Valeur de la grandeur d'intérêt $X$ pour la variante $V$	[-]
$\bar{X}_c$	Moyenne de la valeur $X$ pour les variantes de la classe $c$	[-]
$\bar{X}_{annual}$	Moyenne annuelle pour la grandeur d'intérêt $X$	[-]
$Y_{ik}$	Module de l'admittance complexe de la ligne reliant les bus $i$ et $k$	S

## NOTATIONS GRECQUES

$\alpha_c$	Poids associé à la classe $c$ lors de l'annualisation	[-]
$\delta_i$	Phase de tension au bus $i$	rad
$\eta_{groupe}$	rendement du groupe électrogène au diesel	[-]
$\theta_{ik}$	Argument de l'admittance complexe de la ligne reliant les bus $i$ et $k$	rad
$\Delta P_i$	Variation de puissance moyenne annuelle du groupe $i$ due à la réalisation du projet de renforcement	MW
$\mu_i$	Moyenne des effets élémentaires du $i$ -ème facteur de $X$ (Méthode de Morris)	
$\mu_i^*$	Moyenne de la valeur absolue des effets élémentaires du $i$ -ème facteur de $X$ (Méthode de Morris)	
$\sigma_i$	Écart-type des effets élémentaires du $i$ -ème facteur de $X$ (Méthode de Morris)	
$\tau$	Taux de substitution	[-]

## ABRÉVIATIONS

AAAC	All Aluminium Alloy Conductor
AACSR	Aluminium Alloy Conductor Steel Reinforced
ACSR	Aluminium Conductor Steel Reinforced
ACV	Analyse de cycle de vie
AICV	Analyse d'impact du cycle de vie (quatrième étape de l'ACV)
ANTARES	Logiciel de simulation de RTE
ASSESS	Logiciel de simulation de RTE
CIGRE	Conseil International des Grands Réseaux Electriques
DALY	<i>Disability adjusted life years</i>
DC-OPF	<i>Direct-Current Optimal Power Flow</i> , calcul de répartition optimale de charges avec approximation en courant continu
DED	Dispatching économique dynamique
DSM	<i>Demand side management</i>

ENTSO-E	European Network of Transmission System Operators
EPD	Environmental product declaration (déclaration environnementale produit)
GES	Gaz à effet de serre
GRT	Gestionnaire de réseau de transport
HTB	Haute tension B
HTA	Haute tension A
ICV	Inventaire de cycle de vie (troisième étape de l'ACV)
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
OPF	<i>Optimal Power Flow</i> , calcul de répartition optimale de charges
PINT	Put IN one at a Time
RTE	Réseau de Transport d'Électricité
THT	Très Haute Tension
TOOT	Take Out One at a Time
TYNDP	Ten Years Network Development Plan

## TYPES DE GROUPES DE PRODUCTION ÉLECTRIQUE

### ***Classification utilisée par ASSESS***

HYD_FILE	Hydroélectricité, fil de l'eau
HYD_STEP	Station de pompage turbinage
HYD_TURB	Hydroélectricité, barrages éclusés et réservoir
THE_CCG	Cycle combiné gaz
THE_CHRB	Centrale au charbon
THE_EOLI	Éolien
THE_FICT	Groupes de pointe fictifs
THE_HYDR	Énergies marines
THE_NUCL	Centrales nucléaires
THE_SOLA	Solaire photovoltaïque
THE_TAC	Turbines à combustion

### ***Classification utilisée dans le modèle d'inventaire de cycle de vie***

CCG	Cycle combiné gaz
CHRB	Centrale au charbon
DSM	Capacités d'effacement
FICT	Groupes de pointe fictifs
FictTAC	Groupes identifiés comme THE_FICT supposés être des turbines à combustion
FictDSM	Groupes identifiés comme THE_FICT supposés être des capacités d'effacement
HYD_ROR	Centrales au fil de l'eau ou barrage éclusés
HYD_RSV	Centrales réservoir
NUCL	Centrales nucléaires
STEP_p	Stations de pompage turbinage, pompage
STEP_t	Stations de pompage turbinage, turbinage
TAC	Turbines à combustion

Cette page a été laissée intentionnellement vide.

# Introduction

## CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL ET ÉNERGÉTIQUE GLOBAL

Au cours du dernier siècle, l'humanité a connu un développement sans précédent dans son histoire, permettant d'augmenter de manière très significative l'espérance de vie moyenne humaine et faisant passer la population mondiale de moins de deux milliards d'individus au début du XX<sup>ème</sup> siècle à plus de sept milliards en 2016. La part de la population vivant sous le seuil de pauvreté a également fortement diminué sur cette période ; l'accès à la santé et à l'éducation a progressé. Si ces observations à l'échelle macroscopique masquent de fortes disparités et que de nombreux progrès restent à accomplir, en particulier en ce qui concerne les inégalités sociales, on ne peut nier que l'humanité n'a jamais été aussi prospère qu'actuellement.

Ce développement s'est cependant accompagné d'une pression toujours plus importante sur l'écosphère. D'une part, notre économie est très dépendante des ressources naturelles, biotiques et abiotiques. Pour beaucoup de ces ressources, le rythme actuel de prélèvement ne permet pas aux stocks de se reconstituer. D'autre part, ces activités exercent diverses pressions sur les milieux naturels, notamment par la libération dans l'environnement de substances chimiques, qui causent des dommages par l'intermédiaire de plusieurs mécanismes environnementaux. L'influence de l'être humain sur l'écosphère a pris une telle ampleur que certains considèrent même que la révolution industrielle du XIX<sup>ème</sup> siècle marque le début d'une nouvelle époque géologique terrestre, l'*Anthropocène* (Ehlers et al., 2006).

Les travaux du Club de Rome sont parmi les premiers à étudier les interactions entre l'environnement et le système économique d'un point de vue macroscopique (Meadows et al., 1972). Ils montrent ainsi qu'à long terme, l'accroissement de la richesse mondiale se heurte aux limites physiques de l'écosphère : les impacts des activités humaines sur l'environnement nuisent au développement de ces mêmes activités économiques. Ainsi, pour garantir la capacité des générations futures à vivre dans une société prospère, il est essentiel de réduire les impacts sur l'environnement des activités humaines aujourd'hui.

Pour atteindre cet objectif, il faudra revoir en profondeur nos pratiques dans de très nombreux aspects de notre société. Cela nécessitera également un changement de nos modes de prises de décision, en intégrant les enjeux à long terme dans chacune de nos décisions. Ces travaux s'inscrivent dans ce contexte global.

## POLITIQUE ÉNERGÉTIQUE EUROPÉENNE

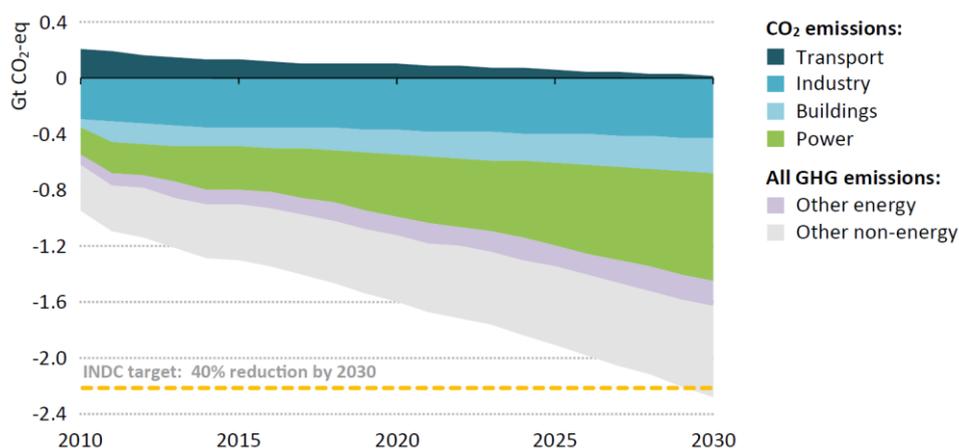
Les activités humaines affectent l'environnement par l'intermédiaire de nombreux mécanismes environnementaux différents. Le changement climatique constitue un des impacts majeurs sur l'environnement. Il présente la spécificité d'être un impact à l'échelle globale, qui demande un engagement de la part de toutes les nations du monde pour

pouvoir espérer le limiter. Il a déjà été possible d'obtenir ce type de consensus mondial sur une autre catégorie d'impact environnemental : la destruction de la couche d'ozone, avec le Protocole de Montréal (1987) qui a montré son efficacité en permettant à la couche d'ozone de se reconstituer. Limiter le changement climatique demande cependant des changements d'une ampleur bien plus importante, tant au niveau technologique que sociétal et comportemental. L'accord de Paris sur le climat, obtenu à la suite des négociations de la 21<sup>ème</sup> conférence des parties à la convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (COP 21) en décembre 2015, constitue un premier pas vers la limitation des effets du changement climatique.

À l'échelle mondiale, le secteur de l'énergie est responsable d'environ deux tiers des émissions de gaz à effet de serre d'origine anthropique (IEA, 2015). Il s'agit donc d'un des secteurs clés dans la résolution des problèmes climatiques. La politique énergétique de l'Union Européenne (UE) a été développée dans le double but de réduire la dépendance aux énergies fossiles et de limiter sa contribution au changement climatique. L'UE s'est ainsi engagée à réduire l'intensité en carbone de son économie et à augmenter son efficacité énergétique. Cet engagement s'est notamment traduit par l'adoption en 2014 du Paquet Énergie-Climat 2030, qui fixe trois objectifs principaux pour l'année 2030 :

- réduire les émissions de gaz à effet de serre dans l'UE de 40 % par rapport aux niveaux de 1990 ;
- accroître l'efficacité énergétique de 27 % par rapport à 1990 ;
- porter la part des énergies renouvelables à 27 % de la consommation énergétique finale.

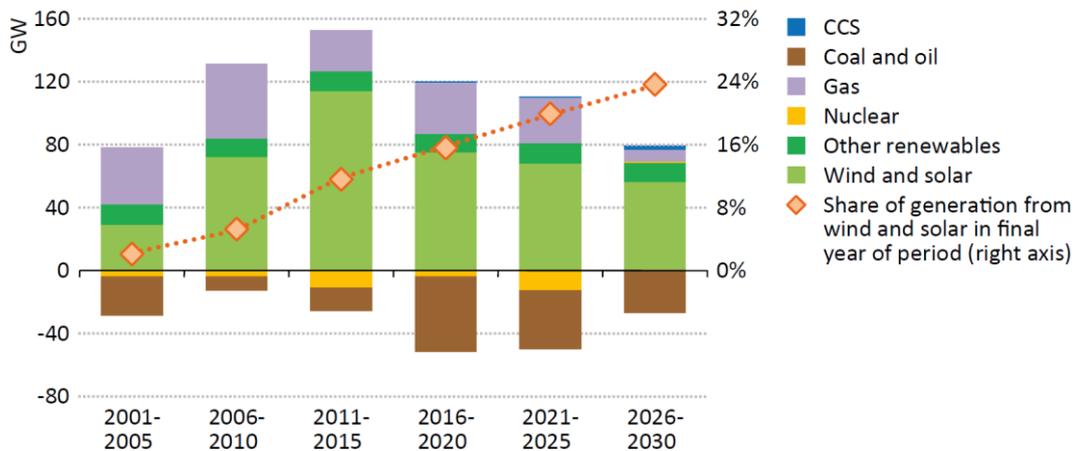
La réalisation de ces objectifs passera par une diminution de la demande énergétique et par une transformation des modes de production. La figure 0-1 présente les prévisions de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) dans l'UE, telles que définies dans sa contribution à la COP 21. Environ un tiers des réductions d'émissions de GES sera supporté par le secteur de la production électrique.



Notes: Emissions from land-use, land-use change and forestry (LULUCF) are excluded. Industry includes industrial CO<sub>2</sub> process emissions. Exceptionally, transport includes emissions from international aviation.

**Figure 0-1. Prévisions de réduction des émissions de gaz à effet de serre dans l'Union Européenne par rapport à 1990, par secteur (IEA, 2015)**

Comme le montre la figure 0-2, la part des énergies renouvelables intermittentes (éolien et solaire) devrait atteindre 24 % en 2030. La plupart des investissements en nouvelles capacités de production sur cette période concernera des énergies renouvelables.



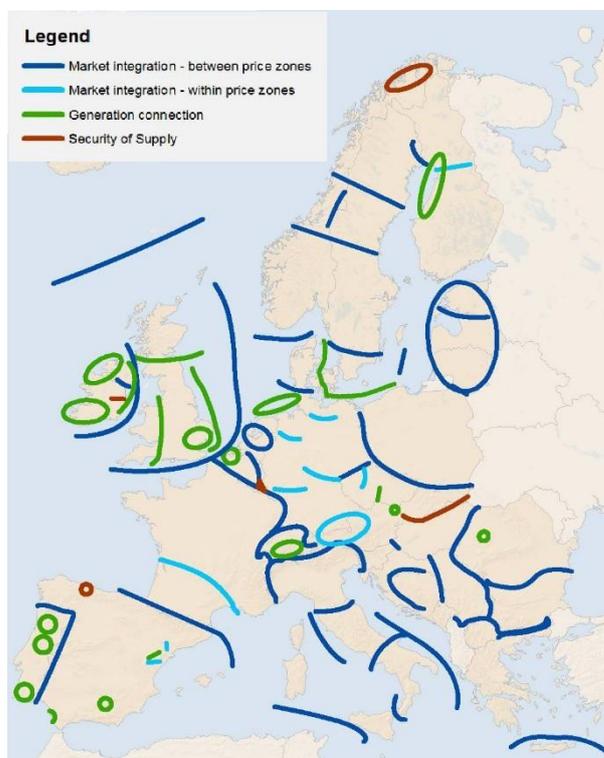
**Figure 0-2. Variations des capacités de production électriques dans l'Union Européenne et part de l'éolien et du solaire dans le mix électrique, par période de 5 ans (IAE, 2015)**

Cette forte augmentation de la part des énergies renouvelables dans le mix électrique européen a deux conséquences majeures. Premièrement, les énergies renouvelables ont une puissance plus faible par unité de production, et les zones favorables à leur implantation ne sont pas nécessairement situées aux mêmes endroits que celles où ont été installées les centrales existantes. L'installation de ces nouvelles unités de production demande donc dans certains cas de renforcer les réseaux électriques de transport, de répartition et de distribution, en créant de nouveaux ouvrages. Deuxièmement, le fonctionnement du réseau électrique implique de réaliser à chaque instant un équilibre entre l'offre et la demande. Les énergies fossiles offrent une grande flexibilité dans la production qui permet d'adapter facilement la production électrique à la demande des consommateurs. Les énergies renouvelables comme l'éolien ou le solaire sont totalement dépendantes des conditions météorologiques et présentent donc un caractère intermittent. Pour pouvoir augmenter leur part dans le mix électrique, plusieurs solutions de flexibilité sont envisagées. On peut notamment citer :

- la mutualisation des moyens de production à l'échelle continentale, par le développement des réseaux de transport d'électricité et d'interconnexion, et par l'optimisation de l'utilisation des infrastructures existantes ;
- l'adaptation de la demande à l'offre, par l'utilisation de l'effacement de consommation ;
- les technologies de stockage de l'électricité.

L'association des gestionnaires de réseau de transport européen, ENTSO-E, prévoit ainsi la construction de plusieurs dizaines de milliers de kilomètres de réseau électrique de transport dans les dix prochaines années (ENTSO-E, 2014a). Environ 80 % des projets d'importance européenne qui sont évalués dans le plan de développement du réseau à dix ans d'ENTSO-E répondent à un enjeu d'intégration des énergies renouvelables. La figure 0-3 présente les principaux goulets d'étranglement prévus dans le réseau électrique européen à l'horizon 2030. Les traits présents sur la carte représentent des frontières entre

zones. Des congestions chroniques sont susceptibles d'apparaître à l'avenir le long de ces frontières si le réseau n'est pas développé. Cette carte permet donc d'identifier les zones où devront être construites de nouvelles lignes à haute tension.



**Figure 0-3. Principaux goulets d'étranglement prévus à l'horizon 2030 dans le périmètre d'ENTSO-E (2014a)**

De plus, le réseau électrique de transport permet de réduire les besoins en capacité de production électrique :

- en reliant les zones où les pointes de consommation ne sont pas synchrones (foisonnement de consommation) ;
- en autorisant le secours d'une zone par des moyens de production installés dans une autre zone face à des indisponibilités fortuites (pannes) des groupes de production (foisonnement des aléas).

Le développement du réseau électrique de transport est donc un enjeu majeur et un levier important pour atteindre les objectifs fixés par la politique énergétique européenne en matière de développement des énergies renouvelables.

## OBJECTIFS SCIENTIFIQUES DE LA THÈSE

L'évaluation des impacts environnementaux d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport par analyse de cycle de vie nécessite d'adopter une approche conséquente. Cette approche, principalement utilisée pour évaluer les impacts de changements à une échelle macroéconomique, n'a cependant jamais été utilisée pour évaluer les impacts d'un projet d'infrastructure.

La thèse vise donc à proposer une méthodologie, basée sur l'analyse de cycle de vie conséquentielle, permettant d'évaluer les impacts environnementaux qui résultent d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport.

Il s'agira ensuite de développer un modèle permettant d'évaluer les impacts environnementaux d'un projet de renforcement, en intégrant à la fois les impacts liés à la construction, à la maintenance et au démantèlement de l'infrastructure de la ligne et des postes électriques, mais également les impacts qui résultent de son influence sur le reste du système électrique.

Enfin, l'incertitude des résultats obtenus devra être évaluée, en considérant notamment différents scénarios d'évolution du parc de production et de la demande électrique.

## **DÉMARCHE PROPOSÉE**

Pour répondre à ces objectifs, nous proposons une démarche en quatre étapes :

Premièrement, au chapitre 1, un état de l'art est réalisé pour déterminer les approches précédemment mises en œuvre pour évaluer les impacts environnementaux du réseau électrique de transport et leurs principales conclusions. L'analyse de cycle de vie conséquentielle et les différentes approches utilisées pour la modélisation des conséquences indirectes d'une décision sont ensuite analysées. Les modèles susceptibles d'être mis en œuvre pour modéliser l'effet indirect d'un projet de renforcement sur la production électrique sont ensuite présentés.

Au chapitre 2, une méthodologie permettant d'évaluer les impacts d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport est proposée, permettant de prendre en compte à la fois les impacts causés par la réalisation de l'infrastructure et ceux qui résultent de l'effet indirect du projet sur la production électrique. Une sélection des indicateurs les plus pertinents à évaluer pour un projet de renforcement est réalisée.

Cette méthodologie est ensuite appliquée à un projet de renforcement du gestionnaire de réseau de transport français RTE dans le chapitre 3. Nous déterminons comment les résultats des simulations réalisées par RTE pour une étude technico-économique peuvent être exploités pour évaluer les impacts environnementaux du projet. Une analyse de contribution est réalisée pour identifier les principales sources d'impact.

Enfin, la robustesse des résultats obtenus est évaluée dans le chapitre 4. Les variables les plus influentes sur les résultats par indicateur sont identifiées par analyse de sensibilité. Une propagation de l'incertitude des variables d'entrée est réalisée pour déterminer si celle-ci est à même de remettre en cause les conclusions obtenues.

Cette page a été laissée intentionnellement vide.

# Chapitre 1. Modélisation des impacts environnementaux du réseau électrique de transport

---

*Pour atteindre les objectifs fixés par la politique énergétique européenne, un développement conséquent du réseau électrique de transport est prévu. Dans une optique de développement durable, l'évaluation des impacts environnementaux liés à la réalisation d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport permettra de compléter les informations à disposition des décideurs et des parties prenantes. Si les impacts à l'échelle locale sont actuellement bien pris en compte dans les méthodologies d'aide à la décision, l'évaluation des impacts environnementaux à une échelle plus large, en particulier les impacts environnementaux du cycle de vie, présente de nombreuses limites.*

*L'application d'une méthodologie d'analyse de cycle de vie conséquentielle permettrait de dépasser certaines de ces limites. Les spécificités de cette variante de l'analyse de cycle de vie sont présentées dans ce chapitre. Nous montrons en particulier que les modèles économiques utilisés pour modéliser les conséquences de la décision étudiée doivent être adaptés à chaque type de changement considéré. Ainsi, l'application de l'analyse de cycle de vie conséquentielle à un projet de renforcement du réseau électrique de transport nécessite la mise en œuvre de modèles permettant de simuler le fonctionnement du système électrique*

---

## SOMMAIRE DU CHAPITRE 1

1.1.	Généralités sur les réseaux électriques de transport.....	23
1.1.1.	<i>Système production-transport-consommation de l'électricité</i> .....	23
1.1.2.	<i>Marché de l'électricité</i> .....	25
1.1.3.	<i>Rôle du gestionnaire de réseau de transport</i> .....	27
1.1.4.	<i>Renforcement du réseau électrique de transport</i> .....	29
1.1.4.1.	Limites de transit dans une ligne de réseau électrique .....	29
1.1.4.2.	Résolution des congestions dans le réseau .....	31
1.1.4.3.	Développement du réseau électrique de transport.....	31
1.2.	Impacts environnementaux des réseaux électriques de transport .....	34
1.2.1.	<i>Évaluation des impacts environnementaux à partir de modélisations des réseaux électriques</i> .....	34
1.2.1.1.	Cost-Benefit Analysis (CBA) de ENTSO-E.....	34
1.2.1.2.	Projet IRENE-40.....	36
1.2.1.3.	Synthèse .....	37
1.2.2.	<i>Analyse de cycle de vie</i> .....	38
1.2.2.1.	Principe .....	38
1.2.2.2.	Application au réseau électrique de transport .....	40
1.2.2.3.	Synthèse .....	43
1.3.	Analyse de cycle de vie conséquentielle .....	44
1.3.1.	<i>Principe de l'approche conséquentielle</i> .....	44
1.3.1.1.	Objectif.....	45
1.3.1.2.	Identification des activités affectées.....	47
1.3.1.3.	Allocation pour les activités multifonctionnelles .....	48
1.3.2.	<i>Modélisation des mécanismes économiques</i> .....	50
1.3.2.1.	Méthodes heuristiques .....	51
1.3.2.2.	Modèles économiques.....	52
1.3.2.3.	Conclusion .....	54
1.3.3.	<i>Limites de l'approche conséquentielle</i> .....	54
1.4.	Modélisation des réseaux électriques .....	55
1.4.1.	<i>Modèles monopolistes et modèles à base d'agents</i> .....	56
1.4.2.	<i>Dispatching économique dynamique</i> .....	56
1.4.3.	<i>Optimal power flow</i> .....	59
1.4.4.	Synthèse .....	61
1.5.	Conclusion .....	62

## 1.1. GÉNÉRALITÉS SUR LES RÉSEAUX ÉLECTRIQUES DE TRANSPORT

Le système électrique se compose d'un ensemble d'infrastructures énergétiques permettant de produire, transporter et distribuer l'électricité aux clients finaux. En Europe, le secteur de la production et de la commercialisation de l'électricité a été ouvert à la concurrence à la fin des années 1990. Afin de modéliser un réseau électrique, il est donc important d'en comprendre à la fois les enjeux techniques et économiques.

### 1.1.1. Système production-transport-consommation de l'électricité

Le système électrique de production, de transport et de distribution de l'électricité est un ensemble de systèmes techniques qui permettent de générer de l'électricité à partir de sources d'énergie primaire puis de la transporter jusqu'aux clients finaux. Le terme de « système électrique » est généralement utilisé pour référer au système formé par la production, le transport et la consommation électrique (Bornard et al., 2005), comme illustré dans la Figure 1-1.

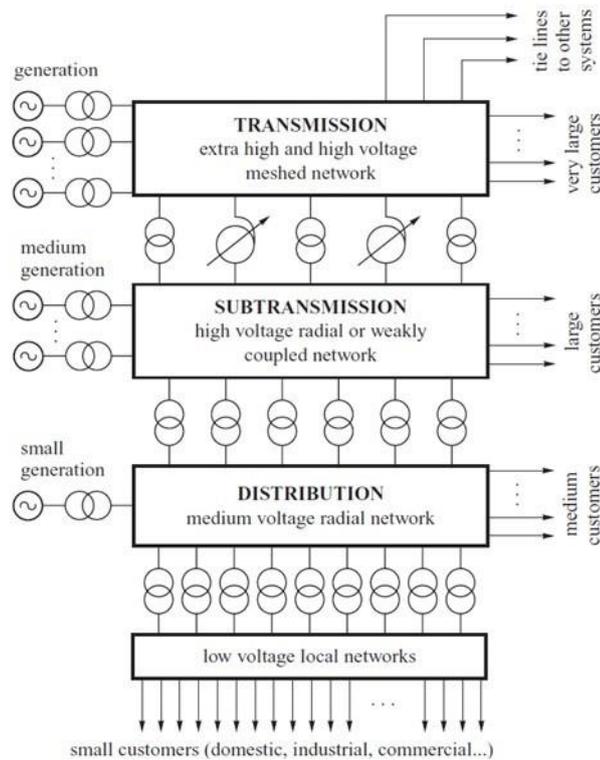


Figure 1-1. Structure d'un système électrique (Machowski et al., 2008)

En France, on distingue trois niveaux de réseaux :

- Le réseau THT de grand transport et d'interconnexion qui achemine, en 400 kV ou 225 kV, de grandes quantités d'énergie sur de longues distances avec un faible niveau de pertes.
- Les réseaux HT régionaux de répartition, qui répartissent l'énergie au niveau des régions et alimentent les réseaux de distribution ainsi que les gros clients industriels en 225 kV, 90 kV et 63 kV.
- Les réseaux de distribution à 20 kV et 400 V, qui desservent les consommateurs finaux en moyenne tension (PME-PMI) ou en basse tension (clientèle domestique, tertiaire, petite industrie).

Les niveaux de tension dans les réseaux électriques sont désignés par des noms définis dans la norme UTE C 18-510 :

- HTB : supérieur à 50 kV ;
- HTA : entre 1 kV et 50 kV ;
- BTB : entre 500 V et 1 kV ;
- BTA : entre 50 V et 500 V ;
- TBT : inférieur à 50 V.

#### **i. Technologies utilisées**

La plupart des réseaux électriques actuels utilisent un courant alternatif triphasé sinusoïdal, pour plusieurs raisons techniques. Les principales raisons sont les suivantes :

- Le transport de l'électricité sur de longues distances implique des pertes électriques, qui peuvent être limitées en augmentant la tension électrique dans les conducteurs. Le passage d'un niveau de tension à un autre peut se faire facilement grâce à un transformateur pour du courant alternatif.
- La plupart des solutions techniques permettant de générer de l'électricité de manière industrielle implique l'entraînement d'un alternateur par une turbine, qui produit un courant alternatif sinusoïdal.
- Un courant triphasé permet de produire et de transporter un courant alternatif de la manière la plus efficace économiquement. En effet, un alternateur triphasé équilibré a une puissance instantanée constante, à la différence d'un alternateur monophasé dont la puissance instantanée fluctue, ce qui provoque de l'usure mécanique. De plus, le transport d'une puissance électrique en triphasé nécessite une section de câbles conducteurs plus faible qu'en monophasé, ce qui permet de faire des économies sur les infrastructures de transport de l'électricité.

Plus récemment, le développement de l'électronique de puissance a permis l'émergence de technologies de transport par courant continu, notamment pour le transport de longue distance par câbles souterrains ou sous-marins. En effet, le caractère capacitif des câbles exige que la tension soit relevée régulièrement et empêche l'utilisation du courant alternatif pour le transport sur de longues distances. En courant continu, ce problème ne se pose pas. De plus, les pertes sont réduites par l'absence d'effet de peau dans le conducteur et par le fait que toute la puissance transportée est de la puissance

active<sup>1</sup>. Les liaisons à courant continu restent cependant cantonnées à une utilisation pour le transport sur de longues distances ou pour de grandes puissances du fait des investissements importants à réaliser.

Le réseau de transport est un système complexe formé par de nombreux composants qui interagissent. Il s'agit d'un réseau maillé, composé de lignes reliant des postes électriques. Des transformateurs sont utilisés dans les postes électriques pour connecter des lignes électriques de niveaux de tension différents. La fonction du réseau de transport est d'assurer le transport de l'électricité entre les producteurs et les consommateurs qui y sont connectés, en préservant ses caractéristiques (tension, fréquence...) proches de valeurs de référence. Cette fonction ne peut être assurée par une ligne indépendamment, mais relève d'une interaction systémique entre chacun des composants du réseau. De plus, le réseau interagit également avec les systèmes qui y sont connectés.

## ii. Stabilité des réseaux électriques

Dans l'ensemble du système électrique, il est nécessaire d'assurer en temps réel un équilibre entre production et consommation d'électricité. La fréquence de l'onde de tension est un indicateur de cet équilibre. Si la consommation est supérieure à la production, la fréquence diminue ; inversement, la fréquence augmente si la production est plus importante que la consommation. La fréquence est identique en tout point du réseau, mais elle fluctue très légèrement au cours du temps en fonction des déséquilibres entre production et consommation sur le réseau. La fréquence doit être maintenue autour d'une valeur stable de référence, fixée à 50 Hz en Europe. En dehors d'une plage de tolérance, fixée à +/- 0,5 Hz en France, des dysfonctionnements graves apparaissent, et si le déséquilibre est trop important, les groupes de production peuvent se désynchroniser du réseau, ce qui peut entraîner une rupture de l'approvisionnement. Un rééquilibrage en temps réel entre la production et la consommation d'électricité sur le réseau doit donc être assuré, étant donné qu'il n'existe actuellement aucune solution qui permette un déploiement à grande échelle de technologies de stockage dans des conditions économiques acceptables.

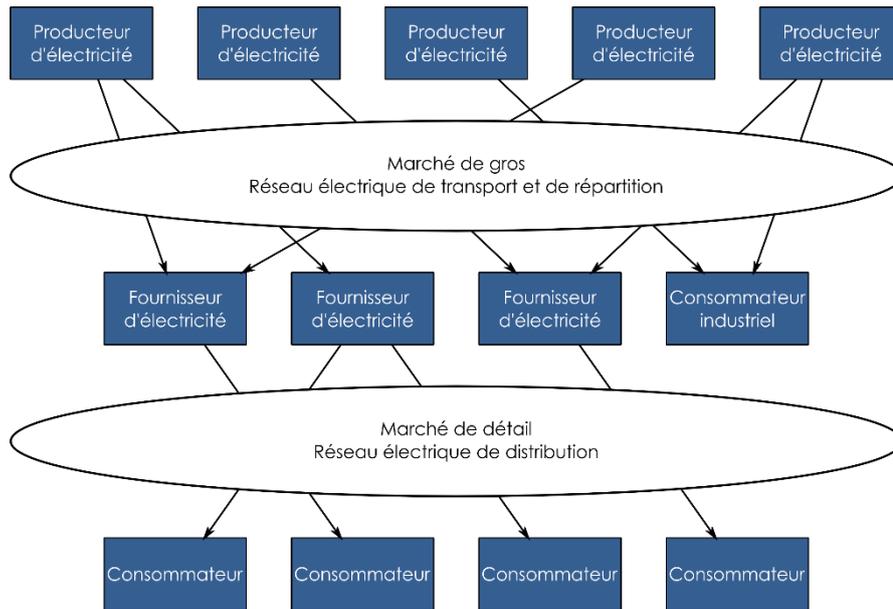
### 1.1.2. Marché de l'électricité

L'ensemble des composants du système électrique forment un unique système technique. Cependant, en Europe, du fait de l'ouverture du marché de l'électricité à la concurrence, les différentes centrales produisant l'électricité appartiennent à différents opérateurs. Les flux énergétiques dans le réseau électrique de transport dépendent du plan de production des centrales, établi suite aux échanges entre les acteurs du marché de l'électricité.

La figure 1-2 représente schématiquement les deux types de marchés de l'électricité : le marché de gros et le marché de détail.

---

<sup>1</sup> En régime alternatif, la puissance s'exprime sous forme complexe :  $S = U.I = P + j.Q$ . La partie réelle  $P$  est appelée « puissance active », exprimée en watt (W). La partie imaginaire  $Q$  est appelée « puissance réactive », exprimée en voltampère réactif (VAr).



**Figure 1-2 Marchés de l'électricité et réseaux électriques, adapté de Kirschen et Strbac (2004)**

Sur le marché de détail, les consommateurs peuvent prendre un abonnement auprès d'un fournisseur d'électricité. Il est possible de choisir son fournisseur d'électricité parmi plusieurs entreprises concurrentes, qui doivent alors s'approvisionner sur le marché de gros pour couvrir la demande de leurs clients. La description de ce marché n'est donc pas importante pour la modélisation des flux énergétiques sur le réseau électrique de transport.

Le marché de gros désigne le marché où l'électricité est négociée (achetée et vendue) avant d'être livrée sur le réseau de distribution à destination des clients finaux (particuliers ou entreprises). Les acteurs qui interviennent sur le marché de gros sont :

- les producteurs d'électricité (qui détiennent les centrales de production) qui négocient et vendent leur production ;
- les fournisseurs d'électricité (qui vendent ensuite l'électricité pour la consommation des clients finaux) qui négocient et s'approvisionnent en électricité ;
- les négociants, qui achètent pour revendre et favorisent ainsi la liquidité du marché.

Les échanges sur le marché de gros peuvent se faire :

- sur des bourses ;
- de gré à gré intermédiaire, c'est-à-dire via un courtier ;
- directement de gré à gré (par la signature d'un contrat directement entre deux acteurs).

Les transactions peuvent être purement financières (si le produit est acheté puis revendu) ou déboucher sur une livraison physique sur le réseau. On distingue deux types de produits :

- les produits spot ou au comptant, qui sont achetés pour la livraison le jour même ou le lendemain ;
- les produits à terme, achetés pour livraison sur une période future donnée.

Chaque produit est caractérisé par une livraison en base (24 h/24 et 7 j/7) ou en pointe (livraison entre 08h00 et 20h00 du lundi au vendredi). Sur le marché spot, les produits négociés sont de plusieurs natures :

- des quantités d'électricité (MWh) journalières (*day-ahead*) ou week-end ;
- des quantités d'électricité (MWh) demi-horaires, horaires, ou par blocs de plusieurs heures.

Sur les marchés à terme, les acteurs du marché de gros signent des contrats de vente/d'achat d'électricité pour fourniture dans les semaines, mois, trimestres ou années à venir, à un prix négocié à la date du contrat.

La libéralisation du marché de l'électricité a notamment entraîné une séparation entre les entités chargées du transport et de la distribution de l'électricité d'une part, et les entités possédant les moyens de production électrique d'autre part. Ainsi, en France, le rôle de gestionnaire du réseau de transport (GRT) est assurée par la société RTE, filiale du groupe EDF juridiquement indépendante, chargée de gérer le réseau électrique de transport français, comprenant l'ensemble des lignes de 63 kV à 400 kV. La gestion des réseaux de distribution HTA et BT est confiée aux gestionnaires de réseaux de distribution : Enedis (ex-ErDF) pour la plus grande partie du territoire français, ou des entreprises locales de distribution. Une autorité administrative indépendante est chargée de veiller au bon fonctionnement des marchés de l'électricité, de contrôler que le GRT remplit bien ses missions. En France, il s'agit de la Commission de Régulation de l'Énergie (CRE). Cette dernière fixe également les niveaux des tarifs d'utilisation des réseaux publics d'électricité (TURPE), qui rémunèrent les gestionnaires de réseaux publics pour compenser les charges qu'ils engagent pour l'exploitation, le développement et l'entretien des réseaux.

### **1.1.3. Rôle du gestionnaire de réseau de transport**

Le gestionnaire de réseau de transport s'occupe de permettre les livraisons physiques correspondant aux échanges commerciaux réalisés sur le marché de gros, tout en s'assurant du respect des contraintes techniques et réglementaires permettant de garantir la qualité de l'électricité.

#### **i. Maintien de la qualité de l'électricité fournie aux consommateurs**

Le concept de qualité de l'électricité recouvre deux aspects complémentaires : la continuité de l'alimentation et la qualité de l'onde de tension (RTE, 2013). La continuité de l'alimentation désigne la capacité du réseau à alimenter en permanence les points de livraisons des clients du GRT. Elle est altérée par des interruptions d'alimentation ou des coupures. Les indicateurs de continuité couramment utilisés sont la fréquence de coupure et le temps de coupure équivalent. La fréquence de coupure représente le nombre moyen de coupures fortuites dans l'année par site ; les sites désignant les points de connexion du réseau de transport aux systèmes de production d'électricité d'une part, et aux réseaux de distribution et aux clients industriels consommateurs d'autre part. Le temps de coupure équivalent est un indice qui caractérise l'ampleur des coupures en considérant le volume d'énergie non distribuée ramené à la puissance moyenne distribuée au cours de l'année. La qualité de l'onde de tension peut être altérée par plusieurs types de perturbations, parmi lesquelles il convient de distinguer :

- des perturbations momentanées, liées à un événement ponctuel, se traduisant par des écarts notables par rapport aux caractéristiques nominales de l'onde de tension (creux de tension, surtensions transitoires ou temporaires) ;
- des phénomènes affectant de façon continue les caractéristiques nominales de tension : variations de fréquence, variations lentes de tension, fluctuation rapides de tension (flicker), déséquilibre, harmoniques.

## ii. Compensation des pertes

Comme pour tout système, le rendement énergétique du réseau électrique de transport n'est pas parfait et des pertes électriques de plusieurs natures ont lieu :

- pertes « en ligne » par effet Joule ;
- pertes par effet couronne ;
- pertes dans les postes électriques, en particulier les pertes fer dans les transformateurs.

Afin de pouvoir livrer aux fournisseurs d'électricité la quantité d'énergie qu'ils ont achetée, le GRT doit compenser ces pertes en achetant un volume équivalent auprès des producteurs sur le marché de gros. Pour cela, il réalise des prévisions d'injections et de soutirages (puissance et localisation), de l'état du réseau (ligne retirées de l'exploitation pour entretien ou avarie).

## iii. Maintien de l'équilibre offre-demande en temps réel

Comme évoqué précédemment, il est nécessaire d'assurer en temps réel l'équilibre entre la production et la consommation électrique sur le réseau afin de maintenir la qualité de l'électricité. Chaque centrale dispose de son plan de production à l'avance, qui résulte d'une série de décisions successives au fur et à mesure que la prévision de la consommation s'affine. Cependant, la consommation fluctue en permanence de manière imprédictible. De plus, des événements imprévus, comme le déclenchement d'un groupe de production ou d'un composant du réseau électrique, peuvent également se produire. Il existe donc plusieurs systèmes dont le rôle est d'adapter la production aux variations de la consommation :

- Réglage Primaire. Le réglage primaire de fréquence est mis en œuvre automatiquement par action sur l'ouverture des organes d'admission turbine des groupes de production fonctionnant avec un turbo-alternateur. Si la production est inférieure (respectivement supérieure) à la consommation, tous les groupes participant à la réserve primaire augmentent (respectivement baissent) leur production entre 15 et 30 secondes après la rupture de l'équilibre.
- Réglage Secondaire. Le réglage primaire ne permet cependant pas de rétablir la fréquence à sa valeur de référence (50 Hz). Pour cela, il existe un deuxième niveau de réglage appelé réglage secondaire. Il consiste en une modification automatique de la consigne de puissance, dans un délai allant de 100 à 200 secondes. L'utilisation du réglage secondaire permet de reconstituer la réserve primaire.
- Réglage Tertiaire. Contrairement aux réglages primaire et secondaire dont l'activation est automatique, le réglage tertiaire se fait manuellement, suite à une décision du GRT. Il est utilisé pour compléter la réserve secondaire si celle-ci est épuisée ou n'est pas suffisante pour faire face à un déséquilibre, mais aussi pour restaurer les réserves primaire et secondaire et pouvoir ainsi faire face à un déséquilibre à venir.

Pour effectuer le réglage tertiaire, le mécanisme d'ajustement a été mis en place. Certains sites d'injections (centrales électriques), de soutirage (consommation) ou points d'échanges (interconnexion avec un marché étranger) peuvent se déclarer comme « entité d'ajustement ». Ces entités peuvent faire des offres sur le mécanisme d'ajustement, pour augmenter ou diminuer leur consommation sur une période donnée. On distingue deux types d'offres :

- offre à la hausse (augmentation de production, diminution de consommation ou importation) ;
- offre à la baisse (diminution de production, augmentation de consommation ou exportation).

Dans tous les cas, une offre d'une entité d'ajustement doit contenir un sens d'ajustement (hausse/baisse), une période de validité, et un prix, éventuellement différent par plages horaires. Le GRT peut alors choisir d'activer une offre pour procéder au réglage tertiaire.

#### **iv. Maintenance et développement du réseau électrique de transport**

En France, et dans la plupart des pays européens, le GRT est responsable de l'entretien et du développement du réseau électrique de transport. La planification optimale de l'expansion du réseau de transport est un enjeu important pour le GRT. Il s'agit d'un problème d'une grande complexité qui fait actuellement l'objet de nombreux travaux de recherche. Latorre et al. (2003) ont réalisé un état de l'art des différents modèles et algorithmes permettant d'identifier pour un réseau donné les renforcements permettant de réduire les congestions et de diminuer les coûts de fonctionnement du système. Ils identifient notamment les nombreuses limites de ces modèles et concluent qu'ils ne permettent pas actuellement de répondre à toutes les exigences pratiques des GRT. Ainsi, le développement du réseau électrique de transport est actuellement le résultat d'un processus de décision complexe et ne peut pas se réduire à une simple optimisation multicritère.

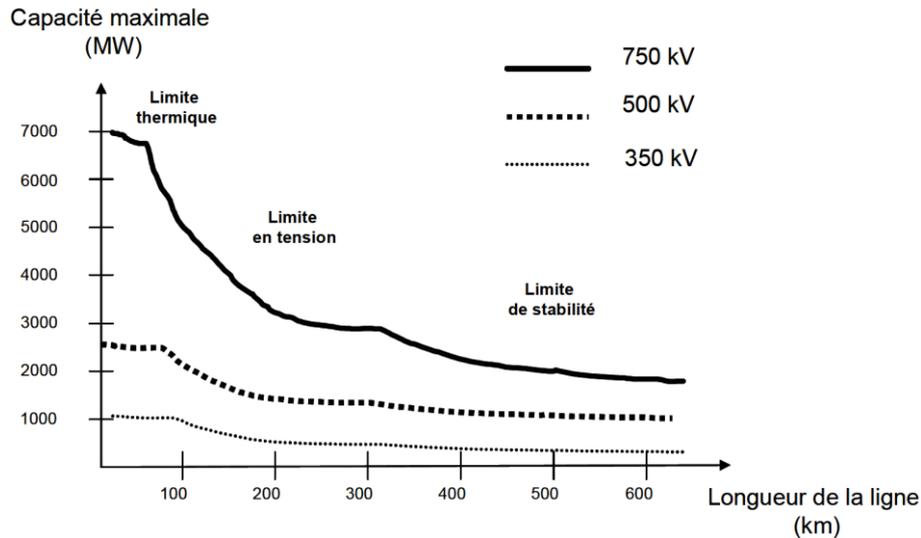
### **1.1.4. Renforcement du réseau électrique de transport**

#### **1.1.4.1. LIMITES DE TRANSIT DANS UNE LIGNE DE RÉSEAU ÉLECTRIQUE**

Plusieurs phénomènes peuvent influencer la puissance maximale transmissible sur une ligne (Manzo, 2004) :

- Dans le cas de lignes dites « courtes », en général inférieures à 80 km, c'est la température maximale admissible dans le conducteur qui conditionne la puissance transmissible sur une ligne.
- Du fait de l'impédance de la ligne, une augmentation de la puissance active transitant dans la ligne provoque une chute de tension en bout de ligne. Ainsi, pour les lignes de longueur « moyenne », de 80 km à 250 km, la limite de tension basse est atteinte en bout de ligne avant que la température maximale du conducteur ne pose problème.
- Pour les lignes d'une longueur supérieure à 250 km, ce sont des contraintes de stabilité de synchronisme qui apparaissent et qui limitent la puissance maximale.

La figure 1-3 présente les limites de transit habituellement imposées aux lignes en fonction de leur niveau de tension et de leur longueur :



**Figure 1-3. Limites thermiques, de tension et de stabilité de synchronisme des lignes de transport en fonction de leur niveau de tension et de leur longueur (Manzo, 2004)**

En considérant une ligne indépendamment du réseau, la puissance qu'il est possible de transmettre dépend de l'intensité maximale admissible dans le conducteur, qui dépend elle-même de la température maximale que peut atteindre ce conducteur. Pour une ligne aérienne, une dilatation trop importante du conducteur pourrait aboutir à un non-respect des distances de sécurité entre le conducteur et la terre. La température maximale admissible dépend ainsi des caractéristiques géométriques de la ligne et du type de conducteur utilisé. Pour un câble souterrain, cette température est définie par la nature de l'isolant entourant l'âme du câble, qui peut être endommagé par une température trop élevée. Pour l'ensemble de ces ouvrages, RTE distingue plusieurs régimes d'exploitation :

- Le régime de service permanent : il caractérise « la pointe de la charge en régime normal d'exploitation » d'un ouvrage. De manière générale et quel que soit le niveau de tension, pour les câbles conducteurs aériens utilisés en France, la température associée à ce régime de fonctionnement est de 40°C. Pour la plupart des lignes, ce régime de fonctionnement n'est pas dépassé plus de 5 % du temps.
- Le régime de secours temporaire : il intervient de l'ordre d'une fois par an et par ouvrage. Pour les ouvrages les plus chargés, on estime la durée annuelle de fonctionnement à ce régime à 4 heures au maximum. La durée de fonctionnement d'un conducteur dans ce régime n'est pas limitée dans le temps, mais les ouvrages fonctionnent en général à une intensité bien plus faible afin de limiter les pertes par effet Joule à un niveau économique acceptable, et pour permettre à tout instant de respecter la règle N-k (continuité d'alimentation même en cas de défaillance de k composants dans le réseau). L'intensité associée à ce régime de secours, appelée intensité de secours temporaire (IST), correspond à la valeur efficace d'un courant alternatif juste suffisant pour atteindre asymptotiquement la température maximale du conducteur, en supposant que les conditions du milieu ambiant restent inchangées (Pays, 1994).
- Les régimes de surcharge transitoire : un ouvrage peut entrer dans ce régime suite à la défaillance fortuite d'un ou plusieurs ouvrages proches (cas du N-1 voire du N-2). Il correspond à une exploitation à durée limitée. Si les dispositions mises en œuvres par le

GRT n'ont pas permis de réduire l'intensité en-dessous de l'IST au bout de cette durée, des disjoncteurs sont déclenchés automatiquement et la ligne est déconnectée par mesure de sécurité. Plus l'intensité du courant de surcharge est importante, plus la température maximale du conducteur sera atteinte rapidement. L'intensité transitoire admissible pendant 20 minutes (IT20), et l'intensité transitoire admissible pendant 10 minutes (IT10) sont couramment évaluées. La fréquence de ces régimes est faible : moins d'une fois tous les 10 ans pour le régime 20 minutes, et environ une fois tous les 100 ans pour le régime 10 minutes (par ouvrage).

- Le régime de court-circuit : il résulte d'une connexion accidentelle au travers d'une impédance relativement faible de deux ou trois phases entre elles, ou d'une ou deux phases à la terre.

La température d'un conducteur dépend de l'intensité du courant qui le traverse, mais également des conditions climatiques qui l'entourent (température ambiante, vent, ensoleillement). Les intensités en régime de secours temporaire (IST) et en régime de surcharge transitoire (IT20, IT10) sont calculées pour les conditions météorologiques défavorables les plus fréquemment rencontrées dans la région concernée. En France, on utilise des températures différentes selon quatre régimes.

#### 1.1.4.2. RÉOLUTION DES CONGESTIONS DANS LE RÉSEAU

Le programme de production des centrales électriques est défini par les échanges qui ont été réalisés sur le marché de gros de l'électricité. Cependant, dans certaines situations, le réseau électrique n'est pas capable d'assurer les livraisons physiques qui correspondent aux échanges réalisés. Le programme de production de l'ensemble des groupes de production connectés au réseau électrique de transport doit être fourni au GRT la veille du jour de livraison. A partir de ce programme, le GRT réalise des simulations qui permettent d'identifier des congestions dans le réseau (les limites de puissance admissibles dans certaines lignes sont dépassées). De plus, le GRT doit également s'assurer que les consommateurs pourront toujours être alimentés y compris dans le cas de la perte de n'importe lequel des composants du réseau électrique de transport. En règle générale, le réseau a été dimensionné de façon à respecter cette contrainte de sécurité, dite contrainte N-1. En cas de maintenance sur un équipement, il peut cependant arriver qu'une modification des programmes de production soit nécessaire.

Le GRT peut utiliser les offres disponibles sur le mécanisme d'ajustement (cf. § 1.1.3.iii) pour régler les congestions dans le réseau. Il procède à un redispatching en sélectionnant parmi toutes les offres susceptibles de résoudre le problème de congestion identifié, celles qui permettent de le résoudre à moindre coût.

#### 1.1.4.3. DÉVELOPPEMENT DU RÉSEAU ÉLECTRIQUE DE TRANSPORT

L'évolution de la demande électrique et du parc de production font que des situations de congestion chronique peuvent apparaître dans le réseau électrique de transport. Ces congestions chroniques peuvent entraîner des surcoûts plus importants que les investissements nécessaires au renforcement du réseau électrique. Dans ce cas, le GRT recherche la meilleure solution technique pour réduire ces congestions chroniques :

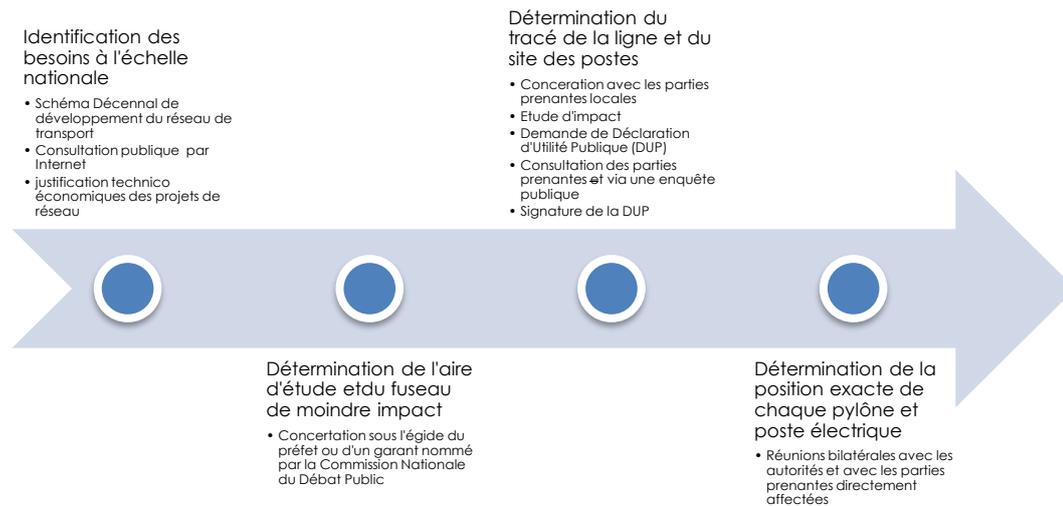
optimiser le réseau existant grâce à une adaptation des ouvrages existants permettant de renforcer leur performance et de prolonger leur durée de vie, créer de nouvelles lignes, aériennes ou souterraines, de nouveaux postes électriques. On parle de projet de renforcement du réseau électrique de transport.

La procédure administrative encadrant un projet de renforcement du réseau électrique de très haute tension (THT) est spécifique à chaque état européen. En ce qui concerne la France, les principales étapes qui précèdent la construction d'un projet de renforcement sont présentées en Figure 1-4 et résumées ci-après :

- Tout d'abord, les besoins de renforcement du réseau sont identifiés à l'échelle nationale dans le cadre de la réalisation du Schéma Décennal de Développement du Réseau de Transport. Cette étude, actualisée chaque année, se base sur plusieurs scénarios modélisant l'évolution à moyen terme (horizon 15 ans) de la consommation et de la production d'électricité ainsi que des échanges au niveau européen.
- Pour chaque projet dont le besoin a été identifié, une justification technico-économique (JTE) est ensuite réalisée. Plusieurs solutions techniques sont proposées et évaluées selon un ensemble de critères techniques et économiques. Ces solutions sont interrogées dans l'ordre de moindre impact environnemental et de l'intervention la plus limitée sur le réseau. Dans la plupart des cas une seule émerge comme l'optimum technico économique. L'option retenue et les raisons de ce choix sont présentées aux autorités compétentes, en application de la réglementation en vigueur.
- Une fois l'opportunité de réaliser le projet justifié, une concertation placée sous l'égide du préfet ou d'un garant nommé par la Commission Nationale du Débat Public (CNDP) peut débuter. Elle associe les services de l'Etat, les élus, les associations représentatives des populations locales concernées (...) afin de déterminer la meilleure localisation possible du projet au regard des enjeux environnementaux. De la détermination de l'aire d'étude jusqu'à la définition du tracé en passant par le fuseau de moindre impact, le projet suit un processus progressif et continu d'intégration des préoccupations environnementales.

Cette phase de planification territoriale permet ainsi de déterminer le tracé définitif de la ligne à l'intérieur du fuseau de moindre impact. Selon les caractéristiques du projet une étude d'impact est réalisée afin de mesurer ses effets potentiels sur l'environnement naturel et humain à l'échelle locale. Cette étape tient compte des possibilités de réductions des incidences par des mesures habituelles (comme par exemple le balisage avifaune). Une Déclaration d'Utilité Publique est ensuite demandée auprès de l'administration publique et une enquête publique est réalisée.

- Une fois le tracé déclaré d'utilité publique, les caractéristiques finales du projet sont définies en accord avec les propriétaires et exploitants des terrains concernés. Dans le cas d'une ligne aérienne, il s'agit par exemple de définir la position exacte de chaque pylône sur le tracé préalablement déterminé.



**Figure 1-4. Étapes de la réalisation d'un projet de ligne aérienne à très haute tension (THT)**

L'acceptabilité sociale des ouvrages de réseau électrique de transport est faible. Ils sont souvent perçus comme une nuisance du fait de leurs impacts locaux, parmi lesquels on peut citer :

- l'impact visuel, en particulier en ce qui concerne les lignes aériennes, dont l'intégration aux paysages est un enjeu majeur ;
- les ondes électromagnétiques à basse fréquence, dont le lien cause à effet potentiel avec certaines maladies est un sujet de recherche en cours ;
- l'impact sur la biodiversité : le réseau peut traverser des zones d'intérêt écologique où il faut protéger la biodiversité ;
- les nuisances sonores aux abords des postes électriques en particulier.

Ces impacts sont évalués dans l'étude d'impact réalisée durant la phase de planification territoriale. Des mesures de prévention ou de limitation de ces impacts sont mises en œuvre par le GRT. RTE ne propose pas de solutions techniques de projets dans des zones sensibles, qui, à l'évidence, présentent des aspects rédhibitoires du point de vue de l'environnement.

Cependant, la décision de réaliser un projet de renforcement a des conséquences sur l'environnement qui ne sont pas limitées à l'échelle locale. La production des matériaux qui composent l'infrastructure est par exemple une source d'impact. De plus, en réduisant la congestion dans le réseau, un renforcement peut affecter la production électrique et permettre un transfert de la production électrique d'une filière vers une autre. Le principal avantage à ce transfert est de réduire le coût de fonctionnement du système électrique, en utilisant les moyens de production dont le coût de production est le plus faible. Un projet de renforcement a donc un effet indirect sur la production électrique, en causant des transferts de production électrique depuis certaines centrales vers d'autres centrales à coût plus faible. Ces transferts de production électrique induisent également des changements dans les émissions de polluants qui en résultent, ce qui affecte indirectement les impacts sur l'environnement.

## 1.2. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES RÉSEAUX ÉLECTRIQUES DE TRANSPORT

Dans une démarche de développement durable, une évaluation des impacts limitée à l'échelle locale n'est pas suffisante. Afin de mieux informer les décideurs et les parties prenantes d'un projet de renforcement, il est donc essentiel de ne pas limiter l'évaluation des impacts environnementaux d'un projet de renforcement à l'échelle locale uniquement.

Dans cette partie, nous présenterons les méthodologies qui ont déjà été mises en œuvre pour évaluer les impacts environnementaux du réseau électrique de transport à une échelle différente de l'échelle locale. Nous évoquerons dans un premier temps les méthodologies qui reposent sur des modélisations des réseaux électriques. Nous aborderons ensuite l'application de l'analyse de cycle de vie (ACV) au réseau électrique de transport. L'ACV est la méthodologie de référence pour l'évaluation des impacts environnementaux dans le cadre d'une démarche de développement durable. Pour chacune de ces approches, nous présenterons leurs forces et leurs limites, ainsi que les principaux enseignements qui peuvent être tirés des travaux existants.

### 1.2.1. *Évaluation des impacts environnementaux à partir de modélisations des réseaux électriques*

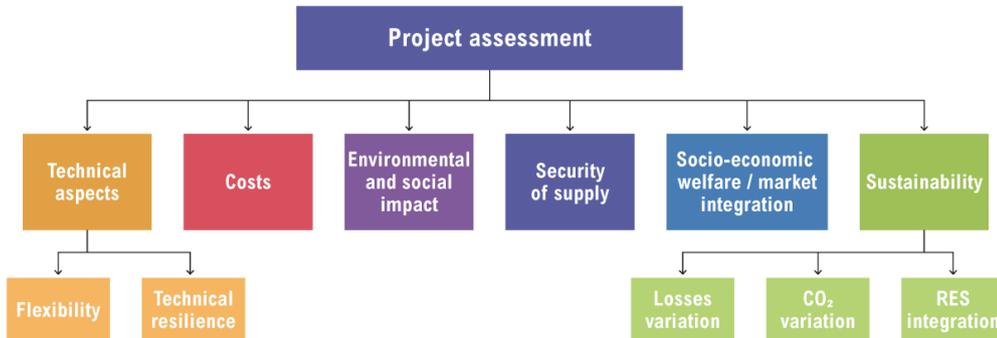
Dans le cadre de la procédure d'autorisation décrite précédemment, chaque projet est évalué selon de nombreux critères, techniques, financiers, socio-économiques et environnementaux. La plupart de ces critères sont évalués à partir de résultats issus de simulations du réseau électrique. Dans le cas des impacts environnementaux, plusieurs méthodologies basées sur des modélisations de réseaux électriques permettent d'évaluer des indicateurs environnementaux. Ces méthodologies font l'objet de cette section.

#### 1.2.1.1. *COST-BENEFIT ANALYSIS (CBA) DE ENTSO-E*

L'association européenne des gestionnaires de réseau de transport, ENTSO-E publie tous les deux ans un plan décennal de développement du réseau de transport, le *Ten-Year Network Development Plan* (TYNDP). Il présente les projets d'investissement dans le réseau de transport qui sont prévus dans les dix années à venir ayant une importance à l'échelle européenne. Chaque projet est évalué dans le cadre de ce plan selon une méthodologie *Cost-Benefit Analysis* (ENTSO-E, 2014b). Les principales catégories de coûts/bénéfices évaluées dans cette méthodologie sont présentées en figure 1-5. Elle permet notamment d'évaluer trois indicateurs relatifs au développement durable, correspondant aux trois objectifs de la politique énergétique européenne :

- *Efficacité énergétique* : variation de pertes joules dans le réseau de transport due à la mise en service de l'infrastructure de transport.
- *Changement climatique* : variation d'émissions de CO<sub>2</sub> dans la production électrique, calculée à partir des résultats de simulation du réseau électrique en utilisant un taux d'émissions de CO<sub>2</sub> par type de centrale.

- *Intégration des énergies renouvelables* : énergie d'origine renouvelable qui peut être injectée dans le réseau du fait de la réalisation du projet.



**Figure 1-5. Principaux critères d'évaluation de la méthodologie CBA utilisée par ENTSO-E (2014b)**

Ces indicateurs sont évalués sur la base d'études prospectives du marché européen de l'électricité et de simulations du réseau électrique. Un ensemble de quatre scénarios est développé de manière à fournir un éventail des évolutions plausibles du système électrique dans le futur. Ces scénarios sont globaux, cohérents et sont construits sur l'interaction de plusieurs paramètres économiques clés (notamment la croissance économique, le prix de l'énergie, le prix du carbone, etc.). Un scénario se compose d'un portefeuille de centrales de production (prévision des capacités de production, type de centrales), d'une prévision de la demande (impact des mesures d'efficacité énergétique, taux de croissance, forme de la courbe de demande, etc.) et d'une projection des échanges avec les systèmes situés en dehors de la zone étudiée. Deux horizons temporels sont considérés : moyen terme (5 à 10 ans) et long terme (15 à 20 ans). Pour le TYNDP 2014 (ENTSO-E, 2014a), les années 2020 et 2030 ont été utilisées pour les dates d'horizons moyen et long terme.

Pour évaluer les coûts et bénéfices de chaque projet de renforcement, on compare les résultats de simulation obtenus avec et sans le projet de renforcement, par rapport à un réseau de référence. Cependant, le TYNDP est un plan de développement complet où un ensemble de projets d'investissement est évalué en même temps. Cette analyse peut donc se faire selon deux approches :

- *Take Out One at the Time (TOOT)* : chaque projet est évalué comme s'il était le dernier à être réalisé. Le réseau de référence est constitué du réseau actuel auquel tous les autres projets d'investissement ont été ajoutés. Cette approche évalue donc les bénéfices apportés par le projet à la fin de la période d'étude si tous les projets ont été réalisés.
- *Put IN one at the Time (PINT)* : chaque projet d'investissement est évalué comme s'il était le seul à être réalisé. Aucun des autres projets d'investissement n'est inclus dans le réseau de référence.

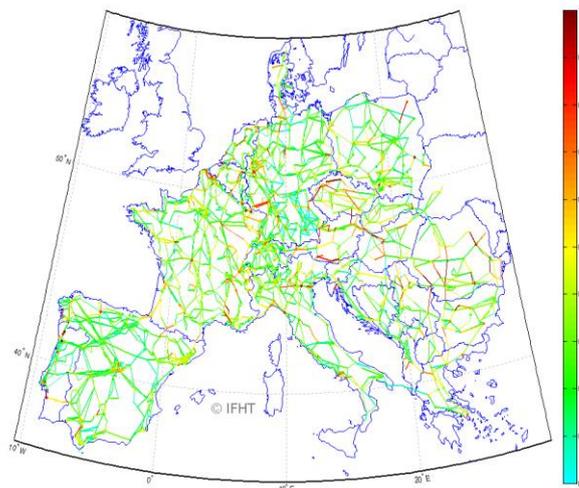
Dans le cadre du TYNDP, la méthode TOOT est préférée à la méthode PINT. Afin d'évaluer sur une même base des projets ayant une date de mise en service différente, les coûts et bénéfices sont agrégés sur plusieurs années de la manière suivante :

- Pour les années entre la date de mise en service et l'horizon moyen terme, les coûts et bénéfiques calculés pour l'horizon moyen terme sont utilisés chaque année.
- Pour les années entre les horizons moyen et long terme, une régression linéaire entre les deux valeurs est réalisée.

Cette approche permet ainsi de ne faire de simulation que pour les deux années choisies comme horizons moyen et long terme.

### 1.2.1.2. PROJET IRENE-40

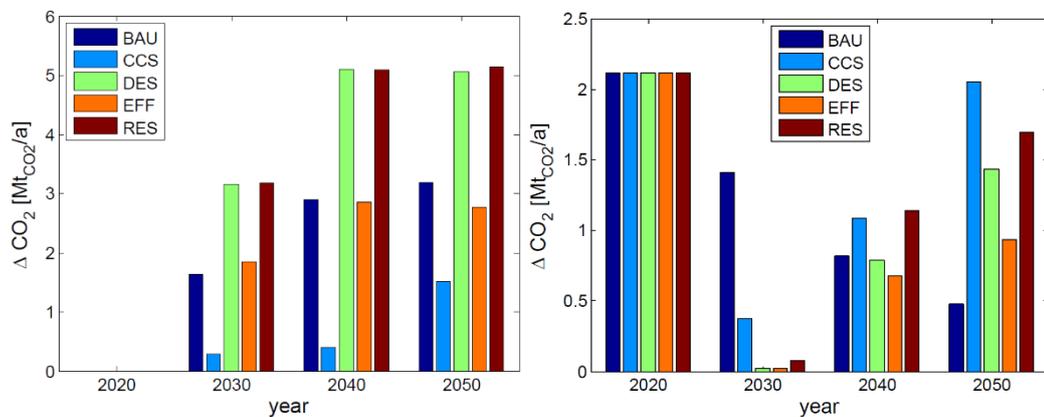
Une approche comparable à celle utilisée par ENTSO-E est utilisée dans le livrable 3.1 du projet de recherche européen IRENE-40 (Gaxiola et al., 2012). La méthodologie utilisée permet d'évaluer les bénéfices d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport en matière d'émissions de CO<sub>2</sub>, se basant sur les travaux de Natemeyer et al. (2011). Cette étude se limite aux émissions de CO<sub>2</sub> qui peuvent être évitées dans le parc de production électrique grâce au renforcement du réseau de transport. Pour cela, l'ensemble du réseau de transport de l'Europe continentale (correspondant à l'ancienne zone UCTE) est modélisé (cf. figure 1-6). De même que pour le TYNDP d'ENTSO-E, plusieurs scénarios modélisant l'évolution future du portefeuille de centrales et de la demande électrique sont considérés. Le modèle utilisé permet de calculer la quantité de CO<sub>2</sub> émise pour produire l'électricité demandée en minimisant le coût global du système. Ce calcul est réalisé sur deux variantes du réseau européen : le réseau actuel auxquels tous les projets actuellement prévus ont été ajoutés, et le même réseau sans le renforcement étudié. L'influence du projet de renforcement est déterminée en faisant la différence entre ces deux résultats.



**Figure 1-6. Réseau modélisé pour l'évaluation des mesures de développements de réseau dans IRENE-40 ©IFHT (Gaxiola et al., 2012)**

La Figure 1-7 présente les résultats de l'évaluation de deux projets de renforcement étudiés dans le livrable 3.1 du projet IRENE-40. On observe dans les deux cas que la construction du projet entraîne une diminution des émissions de CO<sub>2</sub>. Cette solution permet

donc de mettre en évidence une réduction des impacts environnementaux par rapport à un scénario de référence. De plus, les résultats diffèrent fortement d'un projet à l'autre, alors qu'il s'agit dans les deux cas d'une ligne aérienne 400 kV. On peut donc en déduire que la position d'un projet de renforcement dans le réseau est déterminante pour ses impacts environnementaux. Dans le cas de la ligne Diele-Niederrhein, la production éolienne dans le nord de l'Allemagne est amenée à augmenter fortement d'ici à 2050. La construction de la ligne 400 kV permettra d'éviter des cas de congestion du réseau où il est nécessaire d'écrêter la production éolienne et de faire appel à des centrales thermiques à énergie fossile. Si le projet n'est pas réalisé, ces situations de congestion seront d'autant plus fréquentes que la production éolienne à évacuer est importante. Pour la ligne Espagne-France, les bénéfices seront assez importants dans les premières années, la France exportant sa production nucléaire faiblement carbonée vers l'Espagne pour remplacer de la production fossile. Dans les années qui suivent, la production d'électricité de source renouvelable augmentera en Espagne, et la ligne va permettre de pouvoir en exporter une partie vers la France.



**Figure 1-7. Diminution des émissions de CO<sub>2</sub> dans le système électrique européen suite à un projet de renforcement du réseau de transport entre l'Espagne et la France (en millions de tonnes de CO<sub>2</sub> par an), pour les années 2020, 2030, 2040 et 2050, et selon les cinq scénarios considérés. Projets Diele-Niederrhein (à gauche) et Espagne-France (à droite). Extrait de (Gaxiola et al., 2012).**

### 1.2.1.3. SYNTHÈSE

Plusieurs méthodes existantes permettent d'évaluer les variations des émissions de CO<sub>2</sub> à partir de résultats de simulation du système électrique. Les résultats présentés permettent de conclure que, sous certaines conditions, un projet de renforcement peut présenter un bénéfice environnemental en permettant de réduire les émissions de gaz à effet de serre. Néanmoins, l'approche utilisée présente plusieurs limites :

- L'impact sur le changement climatique se limite à un inventaire des émissions directes de CO<sub>2</sub> au niveau des centrales. Cependant, d'autres émissions ont lieu en conséquences d'un projet de renforcement, par exemple, durant la construction de l'infrastructure du projet de renforcement, sa maintenance ou son démantèlement.
- Seuls le changement climatique et la consommation d'énergie primaire sont considérés. Bien qu'il s'agisse de deux enjeux environnementaux majeurs, une

évaluation multicritères couvrant un plus grand éventail de catégories d'impact permettrait de prendre en compte un plus grand nombre de coûts et de bénéfices.

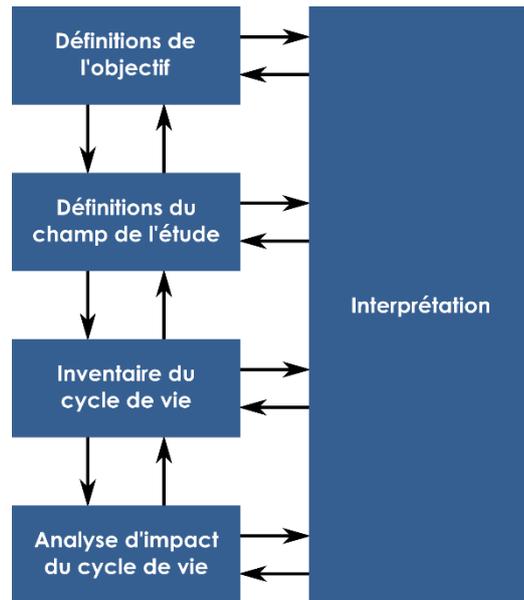
## **1.2.2. Analyse de cycle de vie**

L'analyse de cycle de vie (ACV) est la méthodologie de référence pour l'évaluation des impacts environnementaux globaux d'un système (produit, service, système socio-économique) en prenant en compte l'ensemble de son cycle de vie, de l'extraction des matières premières à la fin de vie du système.

### **1.2.2.1. PRINCIPE**

Le cadre méthodologique de l'ACV, défini par les normes ISO 14040 et ISO 14044, se décompose en cinq étapes successives, comme décrit sur la Figure 1-8 :

- La première étape consiste à définir les objectifs de l'étude. C'est une étape importante puisqu'il est souvent nécessaire de s'y référer pour justifier des choix réalisés dans les étapes suivantes.
- Dans la seconde étape, les frontières du système étudié sont définies, en identifiant les activités qui participent à la réalisation de l'unité fonctionnelle du système.
- La troisième étape, dite « inventaire de cycle de vie » (ICV) consiste en un inventaire des interactions environnementales (consommations de ressources naturelles, émissions de substances chimiques) du système défini précédemment.
- L'inventaire ainsi obtenu est ensuite utilisé pour calculer les impacts potentiels du système sur l'environnement dans la quatrième étape : l'analyse d'impact. Les catégories d'impacts considérées sont liées à trois entités à protéger, appelées « Domaines de Protection » : la santé humaine, les écosystèmes et les ressources naturelles.
- Enfin, une cinquième étape d'interprétation est communément distinguée. Elle permet d'orienter le travail en vue d'améliorer la qualité du modèle d'inventaire de cycle de vie afin de bien répondre aux besoins découlant de la définition des objectifs. Elle permet également de s'assurer de la robustesse des résultats en réalisant par exemple des analyses de sensibilité et d'incertitude.



**Figure 1-8. Cadre méthodologique de l'analyse de cycle de vie (EC-JRC, 2010)**

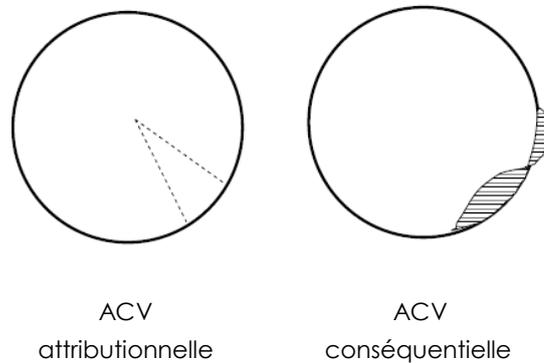
Les premières ACV ont été réalisées au début des années 70 (Darnay, Nuss, 1971). On peut également rapprocher l'ACV de l'analyse énergétique (Weidema et al., 1999), une discipline appartenant aux sciences de l'ingénieur visant à comptabiliser les consommations énergétiques dues à la production d'un produit, répandue suite au premier choc pétrolier de 1973. L'ACV visait donc dans un premier temps à évaluer les impacts environnementaux d'un produit « du berceau à la tombe ». Conceptuellement, il s'agit d'isoler le système étudié du reste de la technosphère (ensemble des activités humaines), et d'attribuer à ce système une part de toutes les interactions avec l'écosphère (consommation de ressources naturelles, émissions de substances chimiques).

Rapidement, il est apparu que la méthodologie d'ACV pouvait être utilisée pour répondre à plusieurs types de questions, et qu'il fallait adapter la méthodologie à l'objectif. Ainsi, plusieurs adaptations auteurs ont proposé des approches spécifiques pour étudier les impacts d'une décision (Frischknecht, 1998 ; Weidema et al., 1999 ; Tillman, 2000). Lors d'un atelier en 2001, un consensus a été trouvé sur la différence conceptuelle entre deux approches d'ACV et sur la terminologie appropriée (Curran et al., 2005). Les définitions suivantes ont été adoptées :

- l'analyse de cycle de vie attributionnelle vise à évaluer les performances environnementales d'un système (produit, service, système socio-économique) ;
- l'analyse de cycle de vie conséquentielle vise à l'évaluation des impacts environnementaux d'une décision, par l'analyse de ses conséquences.

Pour faire une analogie avec le domaine de la microéconomie, l'ACV attributionnelle d'une activité de production correspond à l'évaluation d'un coût moyen de production, alors que l'ACV conséquentielle évalue le coût marginal de production. Les deux variantes d'ACV diffèrent fondamentalement dans leurs buts, comme l'illustre la figure 1-9 (Weidema, 2003). Les cercles représentent les interactions environnementales de l'ensemble des activités humaines. Dans le cercle de gauche, l'ACV attributionnelle cherche à isoler la part des interactions environnementales associée à l'activité humaine étudiée. Dans le cercle

de droite, l'ACV conséquentielle cherche à capturer le changement dans les interactions environnementales (en positif ou en négatif) qui se produit en conséquence d'une modification des activités humaines (Weidema, 2003).



**Figure 1-9. Différence conceptuelle entre l'ACV attributionnelle et l'ACV conséquentielle (Weidema, 2003)**

Cependant, si la méthodologie attributionnelle est clairement définie, l'ACV conséquentielle est encore à ce jour un sujet de recherche en elle-même. Plusieurs publications proposent des méthodologies qui visent à évaluer les impacts d'une décision (Weidema et al., 2009 ; EC-JRC, 2010 ; Frischknecht et Stucki, 2010), mais les recommandations faites divergent sur de nombreux aspects. Il n'existe aucun consensus sur la procédure à suivre pour la mettre en œuvre (Earles et Halog, 2011 ; Zamagni et al., 2012). Nous présentons plus en détail l'approche conséquentielle au paragraphe 1.3.

#### 1.2.2.2. APPLICATION AU RÉSEAU ÉLECTRIQUE DE TRANSPORT

Il est très courant d'utiliser l'analyse de cycle de vie pour évaluer les impacts de la production électrique. Cependant, seul un faible pourcentage des études existantes se concentrent sur les impacts environnementaux du réseau électrique de transport.

L'ensemble des études présentées dans cette section adopte l'approche attributionnelle. Elles cherchent à évaluer les impacts environnementaux moyens relatifs à une unité fonctionnelle. On peut classer ces études en trois catégories en fonction de l'objectif qui est défini :

- évaluation des impacts de la production d'un élément d'infrastructure (études *cradle-to-gate*) ;
- évaluation des impacts du transport d'un kilowattheure d'électricité sur le réseau de transport à une échelle nationale ;
- évaluation des impacts d'un futur investissement dans le réseau de transport.

Nos travaux peuvent se classer dans la troisième catégorie. Cependant, il est possible de tirer un certain nombre d'enseignements des conclusions de l'ensemble de ces études.

##### **i. Évaluation des impacts de la production d'un élément d'infrastructure**

Dans cette catégorie, on retrouve les études dont le but est de produire des données d'inventaire de cycle de vie (ICV) pour l'utilisation dans de futures études.

La base de donnéesecoinvent propose de nombreuses données d'inventaire de cycle de vie, accompagnées d'une documentation détaillée. Elle contient notamment le procédé « *Transmission network, electricity, high voltage, CH* » qui inventorie l'ensemble des interactions avec l'environnement (consommation de ressources naturelles, émissions de polluants...) lié à l'infrastructure du réseau électrique de transport en Suisse (Frischknecht et al., 2007). L'unité fonctionnelle pour ce procédé est « 1 km de réseau électrique de transport en Suisse ». Les données d'inventaire sont donc relatives à l'infrastructure uniquement (production des composants, construction, maintenance et fin de vie). Les pertes électriques qui ont lieu durant sa phase d'utilisation ne sont donc pas incluses. Les estimations sont réalisées par une méthode descendante (top-down) se basant sur des statistiques agrégées à l'échelle de la Suisse disponibles publiquement et sur des hypothèses faites par les auteurs.

Ecoinvent n'est pas la seule source de données d'inventaire de cycle de vie sur le réseau électrique de transport. Des données sont également disponibles sur les composants des réseaux électriques de transport, en particulier sur les lignes électriques et les câbles souterrains (Jorge et al., 2012a) ainsi que sur les transformateurs et d'autres équipements de postes électriques (Jorge et al., 2012b).

Le Conseil International des Grands Réseaux Electriques (CIGRE), qui regroupe divers acteurs internationaux du domaine de l'énergie électrique, a mené plusieurs travaux afin de produire des recommandations pour l'application de l'analyse de cycle de vie au réseau électrique de transport. Une brochure technique fournissant des recommandations détaillées pour l'application de l'analyse de cycle de vie aux lignes aériennes a notamment été produite (CIGRE WG B2.15, 2004).

Enfin, certains fabricants d'équipements de réseau électrique de transport ont réalisé des analyses de cycle de vie afin d'évaluer les performances environnementales de leurs produits et de pouvoir les communiquer auprès de leurs clients. C'est notamment le cas d'ABB qui publie sur son site internet des fiches de déclarations environnementales de produits pour plusieurs des équipements de son catalogue (ABB, 2011).

Ces études sont de type « cradle-to-gate ». Elles évaluent uniquement les impacts attribuables à la construction d'une infrastructure, mais ne renseignent pas sur les conséquences de la réalisation d'un projet de renforcement.

## ii. **Évaluation des impacts environnementaux du transport de l'électricité**

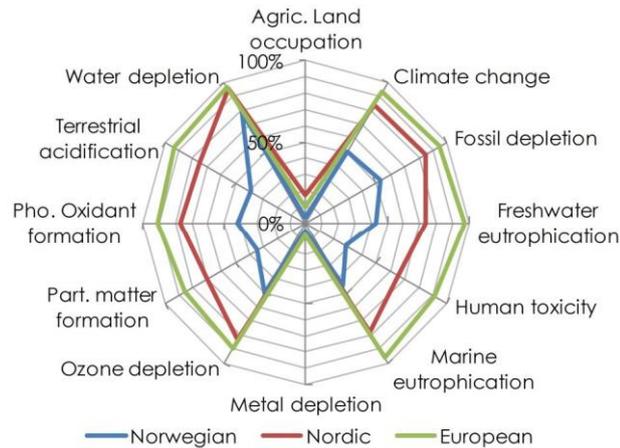
L'ACV peut également être utilisée pour évaluer les impacts environnementaux attribuables au service de transport de l'électricité, permettant ainsi de calculer les impacts par kWh d'électricité transportée.

La base de donnéesecoinvent contient le procédé « *electricity, high voltage, production CH, at grid* », dont le flux de référence est « 1 kWh d'électricité haute-tension fournie par le réseau » (Frischknecht et al., 2007). Les intrants et les sortants de ce procédé sont calculés à partir de statistiques publiées par le gestionnaire du réseau de transport suisse. Les impacts de l'infrastructure sont calculés par kilomètre de ligne, puis alloués à chaque kilowattheure transmis en divisant la longueur totale du réseau de transport suisse par la quantité d'énergie transmise sur sa durée de vie. Les pertes d'énergie sur le réseau par

effet Joule, ainsi que les émissions d'ozone par effet corona pour les lignes aériennes à haute tension, sont également estimées sur la base de statistiques nationales.

Plusieurs autres études utilisent la même approche pour évaluer les impacts environnementaux du réseau électrique de transport dans un pays différent. Ainsi, une analyse de cycle de vie limitée aux émissions de gaz à effet de serre et aux flux d'énergie primaire a été réalisée sur l'ensemble du réseau électrique de transport en Grande-Bretagne (Harrison et al., 2010). L'unité fonctionnelle du système étudié est définie comme la transmission d'un kilowattheure d'électricité par le réseau. Comme pour l'inventaire réalisé dansecoinvent, les estimations sont basées sur des statistiques globales disponibles sur l'ensemble du réseau. Cette étude montre que les émissions de gaz à effet de serre attribuables au réseau électrique de transport britannique sont dues pour 85 % aux pertes électriques et pour 11 % aux rejets de SF<sub>6</sub> dans les postes électriques sous enveloppe métallique (isolation gazeuse). Le mix énergétique utilisé pour les pertes a donc une influence très importante sur ces résultats.

Les impacts environnementaux du réseau électrique de transport ont également été évalués en Norvège (Jorge et Hertwich, 2013). L'unité fonctionnelle est définie comme la livraison d'un kilowattheure d'électricité du réseau de transport norvégien au réseau de distribution. Là encore, des statistiques nationales publiées par le gestionnaire du réseau de transport norvégien ont été utilisées comme base de l'inventaire. Le mix énergétique, le nombre de TWh transmis sur une année et le pourcentage de pertes sur le réseau ont été considérés constants sur toute la durée de vie considérée. La méthode ReCiPe 2008 Midpoint Hierarchist est utilisée pour la caractérisation des impacts environnementaux, permettant une évaluation sur douze critères. Une étude de sensibilité a été réalisée pour évaluer l'influence du mix utilisé pour les pertes sur les résultats, en considérant trois mix énergétiques différents : le mix moyen norvégien, composé d'hydroélectricité pour près de 98 % ; le mix moyen nordique, composé principalement d'hydroélectricité et de nucléaire ; et le mix moyen européen, où les énergies fossiles représentent plus de la moitié de la production. Dans les trois cas, les pertes représentent une part importante voire très importante des impacts dans toutes les catégories à l'exception de l'occupation des sols agricoles et de l'épuisement des ressources de métal. Cependant, en fonction du mix, la part des impacts attribuables aux pertes varie fortement, comme le montre la figure 1-10. Dans le cas d'un mix moyen européen, la part des pertes pour ces catégories d'impact varie entre 86 % et 98 % selon la catégorie. En considérant un mix moyen nordique, elle est comprise entre 66% et 96%. Pour le mix norvégien, les variations sont plus contenues (de 29 % pour la catégorie toxicité humaine jusqu'à 53 % pour l'épuisement des ressources fossiles, l'épuisement des ressources en eau se détachant avec une part de 79 %).



**Figure 1-10. Contribution des pertes à l'impact total attribuable au transport de l'électricité, dans les différentes catégories d'impact, pour les mix énergétiques norvégiens, nordiques et européens. Graphique réalisé à partir des résultats présents dans (Jorge et Hertwich, 2013)**

### iii. Évaluation des impacts environnementaux d'un futur investissement dans le réseau de transport

Les investissements prévus dans le cadre du plan de développement du réseau électrique de transport européen (ENTSO-E, 2012) ont été évalués dans le but d'en estimer les impacts environnementaux (Jorge et Hertwich, 2014). Le système étudié comprend l'ensemble des projets actuellement prévus. L'unité fonctionnelle n'étant pas clairement définie, l'inventaire réalisé se limite à l'infrastructure et ne comprend pas les flux liés au transport de l'électricité (en particulier les pertes), ce qui est identifié comme une des limites de cette étude et comme une opportunité de recherche future. Alors que l'étude vise à évaluer les conséquences d'une décision, c'est une approche attributionnelle qui est utilisée. La réponse apportée n'est donc pas conforme à l'objectif défini.

Enfin, une méthodologie d'éco-conception des réseaux électriques de transport a été développée dans le cadre d'une thèse de doctorat en partenariat avec Alstom Grid, fabricant d'équipements haute-tension (Wang, 2011). Son but était d'analyser les impacts environnementaux, d'identifier les principales sources d'impact et de sélectionner des solutions techniques pour les réduire. Cette méthodologie a été appliquée pour l'évaluation d'un réseau à courant continu à 765 kV au Venezuela. La méthodologie est donc centrée sur l'éco-conception du point de vue du fabricant de l'équipement. L'unité fonctionnelle définie est la transmission d'une puissance de 8000 MW d'hydroélectricité sur 760 km, pendant une durée de fonctionnement de 60 ans. Ainsi, le système étudié est limité à l'infrastructure qui sera construite, et ne tient pas compte du réseau auquel elle s'intègre. Les pertes sont estimées sur la base d'un taux de charge fixe prévu sur la ligne. Là encore, une approche attributionnelle est utilisée pour répondre à une question conséquente.

#### 1.2.2.3. SYNTHÈSE

La méthodologie d'analyse de cycle de vie attributionnelle propose un cadre méthodologique précis qui permet d'évaluer les impacts environnementaux du cycle de vie

d'un projet de renforcement. De ces études, on peut tirer les observations suivantes concernant les impacts environnementaux attribuables au réseau électrique de transport :

- La phase d'usage est la contributrice principale pour la plupart des catégories d'impact, à l'exception des catégories « épuisement des ressources abiotiques » et « occupation des sols ».
- En utilisant un mix énergétique principalement composé d'énergie renouvelables, les autres phases du cycle de vie, et notamment celle de la production des composants, ne sont plus négligeables (Jorge et Hertwich, 2013).
- L'hexafluorure de soufre ( $\text{SF}_6$ ) est un puissant gaz à effet de serre qui est responsable d'une part non négligeable des impacts du réseau électrique de transport (Harrison et al., 2010).

L'utilisation de la méthodologie d'analyse de cycle de vie attributionnelle pour l'évaluation des impacts d'un projet de renforcement du réseau électrique présente cependant des limites :

- Tout d'abord, l'approche consiste à considérer un projet de renforcement comme un système isolé du reste du système électrique. Pour évaluer les impacts environnementaux de la phase d'usage, seules les pertes qui ont lieu au niveau de la ligne étudiée sont prises en compte. Le terme même de « projet de renforcement du réseau électrique de transport » montre qu'une ligne électrique n'est qu'un composant d'un système plus vaste qu'il faut considérer dans son ensemble.
- De plus, les études identifiées considèrent un mix énergétique statique, qui n'évolue pas durant la durée de vie technique du projet de renforcement étudié, ce qui n'est pas réaliste.

Seule l'analyse de cycle de vie attributionnelle a donc été utilisée pour évaluer les impacts attribuables au transport de l'électricité. Cette méthode n'est pas adaptée pour évaluer les impacts d'un projet de renforcement.

## **1.3. ANALYSE DE CYCLE DE VIE CONSÉQUENTIELLE**

L'évaluation des impacts environnementaux d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport est réalisée dans un but d'aide à la décision. On cherche à éclairer un décideur ou des parties prenantes sur les impacts environnementaux qui résulteraient de la décision de réaliser le projet. Il s'agit donc du champ d'application de l'analyse de cycle de vie conséquentielle (cf. paragraphe 1.2.2.1). Dans ce paragraphe 1.3, nous abordons donc les aspects théoriques de la méthodologie d'analyse de cycle de vie conséquentielle, dans le cas général, en dehors de l'application qui en sera faite sur un projet de renforcement du réseau électrique de transport dans les chapitres suivants.

### **1.3.1. Principe de l'approche conséquentielle**

Comme nous l'avons rapidement évoqué au paragraphe 1.2.2.1, il n'existe actuellement aucun consensus sur la mise en œuvre pratique de l'analyse de cycle de vie conséquentielle. Cependant, nous pouvons trouver dans la littérature un ensemble de méthodologies qui partagent certaines caractéristiques communes ainsi que des aspects

plus spécifiques afin de s'adapter aux objectifs définis pour chaque cas d'application. Nous préférons donc parler d'approche conséquentielle plutôt que de méthodologie d'ACV conséquentielle, comme le préconisent Zamagni et al. (2012). Nous présenterons donc dans un premier temps les caractéristiques communes à toutes les méthodologies adoptant une approche conséquentielle.

#### 1.3.1.1. OBJECTIF

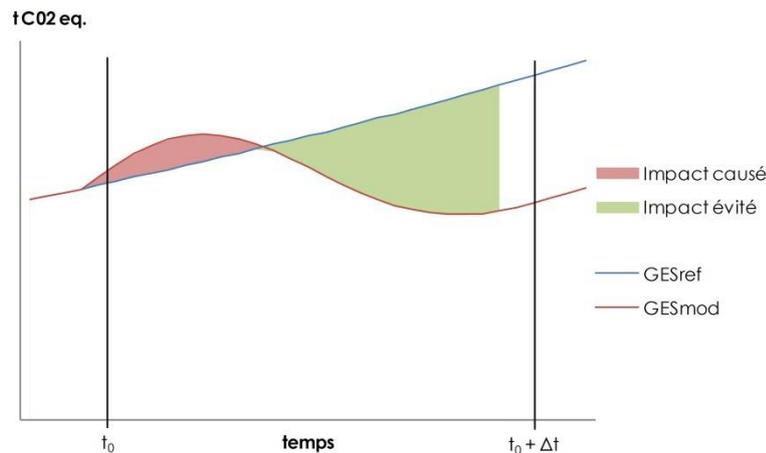
L'analyse de cycle de vie est souvent présentée comme une méthodologie permettant d'évaluer les impacts environnementaux « du berceau à la tombe », depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie. Cependant, cette description n'est pas nécessairement une description appropriée pour l'ACV conséquentielle, qui vise à évaluer les impacts environnementaux d'une décision. Pour éclairer le concept de l'approche conséquentielle, nous commencerons par faire trois observations.

Premièrement, d'après le principe de causalité, un effet ne peut précéder sa cause. Les conséquences d'une décision prises à une date donnée ne peuvent donc avoir lieu qu'après cette date.

Deuxièmement, la décision d'acheter un produit n'implique pas nécessairement une augmentation de l'extraction des ressources naturelles qui composent le produit en question. Lorsqu'un client achète une chaise en bois dans un magasin, l'arbre utilisé pour la produire a déjà été abattu. Rien ne permet de dire qu'une chaise en bois identique sera produite en conséquence de cet achat. En termes plus généraux, les conséquences d'une action ne se propagent pas nécessairement à l'ensemble du cycle de vie, mais la décision étudiée affecte le système économique et technologique par des chaînes de relations de cause à effet systémiques (Ekvall et Weidema, 2004).

Ainsi, l'ACV conséquentielle ne cherche pas à décrire la composition d'un produit et les impacts environnementaux qui en résultent ; elle consiste à décrire les conséquences de la production de ce produit sur le reste de la technosphère.

Enfin, on ne peut quantifier les effets d'une décision que par rapport à une situation de référence. Pour illustrer cette observation, prenons un exemple simple avec une ACV conséquentielle dont le champ d'étude serait limité à l'inventaire des émissions de gaz à effet de serre (GES) qui résulterait d'une décision prise à une date  $t_0$ . On notera  $GES^{ref}(t)$  et  $GES^{mod}(t)$  les fonctions qui donnent les émissions de GES de l'ensemble des activités humaines (la technosphère) à la date  $t$  pour deux alternatives : un scénario de référence et un scénario modifié où la décision a été prise. La figure 1-11 présente une illustration de l'évolution hypothétique des fonctions  $GES^{ref}(t)$  et  $GES^{mod}(t)$ .



**Figure 1-11. Illustration de l'évolution hypothétique des émissions de GES de l'ensemble de la technosphère suite à une décision prise à la date  $t_0$ .**

La variation d'émissions de GES qui résulte de la décision peut se calculer avec la formule suivante :

$$\Delta GES = \int_{t_0}^{\infty} (GES^{mod}(t) - GES^{ref}(t)) dt$$

Dans la pratique, un décideur a en général un intérêt particulier pour un horizon temporel défini. Ainsi, il n'est nécessaire de modéliser les conséquences que sur une période donnée qui dépend de l'objectif fixé par lors de la première étape de la méthodologie d'ACV. L'ACV conséquentielle vise donc à calculer la valeur suivante :

$$\Delta GES_{\Delta t} = \int_{t_0}^{t_0 + \Delta t} (GES^{mod}(t) - GES^{ref}(t)) dt$$

Il n'y a pas de manière objective de définir cette période d'étude<sup>2</sup>. Cependant, il est clair que l'horizon temporel choisi a une influence très importante. Dans l'exemple présenté en figure 1-11, un horizon temporel trop court ne permettrait pas de mettre en évidence les bénéfices environnementaux obtenus sur le long terme. A l'inverse, si la phase transitoire a une durée très faible par rapport à la période d'étude, on peut obtenir une estimation suffisamment fiable sans avoir à la modéliser précisément. La période d'étude pourra donc être adaptée à l'objectif de l'ACV conséquentielle réalisée et au type de décision étudiée.

<sup>2</sup> Cette période d'étude  $\Delta t$  n'est pas à confondre avec la période d'évaluation d'impact. Dans le cas du changement climatique par exemple, un indicateur couramment utilisé est le potentiel de réchauffement global à 100 ans, ou GWP100. Cet indicateur évalue les effets de l'émission d'une substance chimique dans l'atmosphère sur une période de 100 ans. Il n'est pas indispensable que la période d'étude  $\Delta t$  soit cohérente avec la période des méthodes de caractérisations utilisées à l'étape d'analyse d'impact.

### 1.3.1.2. IDENTIFICATION DES ACTIVITÉS AFFECTÉES

Une décision provoque des changements, qui ont des conséquences directes et indirectes sur un certain nombre d'activités humaines. Dans le cadre de l'ACV conséquentielle, le système étudié contient toutes les activités qui sont affectées par la décision (Zamagni et al., 2012). Ces activités sont identifiées en suivant différentes chaînes de relations de cause – effet. Il s'agit là d'une différence majeure avec l'ACV attributionnelle, où c'est en inventoriant les flux physiques de matière et d'énergie qu'on identifie les activités à inclure dans le système.

Parmi les différents effets qui résultent d'une action, Weidema et al. (1999) proposent de distinguer les effets directs et indirects :

- On parle d'effet direct lorsque le niveau de production d'une activité est modifié par une chaîne de relation causales de nature physique (flux physique de matière ou d'énergie) ou faisant partie de la sphère d'influence directe du décideur.
- On parle d'effet indirect lorsque le niveau de production d'une activité est modifié indirectement par des relations causales plus complexes, impliquant par exemple des mécanismes de marché ou d'autres types de relations (réglementaires, comportementales, etc.).

Lors de l'étape de définition du champ de l'étude d'une analyse de cycle de vie conséquentielle, on commencera donc par identifier les activités affectées par la décision étudiée qui font partie de la sphère d'influence du décideur : les activités pour lesquelles le décideur peut prendre des mesures concernant leur sélection ou leur mode d'exploitation. Conformément à ce que préconise Tillman (2000), on appellera « système de premier plan » le système formé par l'ensemble de ces activités. Les changements dans le système de premier plan provoquent eux-mêmes des changements dans le reste du système économique. Cependant, ces changements-là ne dépendent pas directement du décideur, ils sont le résultat de décisions prises par d'autres acteurs économiques. Les activités qui sont affectées indirectement par la décision forment le système d'arrière-plan. Ainsi, en ACV conséquentielle, la définition du système ne se limite donc pas à identifier les activités qui entrent en jeu dans la réalisation d'une unité fonctionnelle, comme c'est le cas pour l'analyse de cycle de vie attributionnelle. Elle implique d'identifier les activités qui sont affectées par la décision étudiée, que ces activités participent ou non à la réalisation de l'unité fonctionnelle du système de premier plan.

La plupart du temps, on peut considérer que les changements dans le système de premier plan résultent en une variation de demande ou d'offre sur un marché. Par exemple, pour fabriquer un produit, il faut en général acheter des matières premières. Ces achats se traduisent par des augmentations de demande sur les marchés concernés. L'activité de fabrication peut également produire des coproduits ou des déchets qui ont une valeur marchande et qui peuvent être vendus, ce qui correspond à des augmentations d'offre. On cherche alors à évaluer comment le système économique dans son ensemble réagit à ces variations de demande et d'offre. Les différentes approches qui peuvent être utilisées pour estimer ces variations sont présentées dans la section 1.3.2.

### 1.3.1.3. ALLOCATION POUR LES ACTIVITÉS MULTIFONCTIONNELLES

En ACV, on qualifie une activité de multifonctionnelle lorsqu'elle génère plusieurs produits. Il en existe de nombreux exemples : électricité/chaleur pour une unité de cogénération, blé/paille, bois/sciure, etc. Un problème classique en ACV est d'allouer une part des impacts d'une activité multifonctionnelle à chacun de ses coproduits. Pour l'ACV attributionnelle, l'allocation des impacts entre les différents coproduits se fait soit selon un critère économique, soit selon un critère massique. Les impacts totaux de l'activité peuvent être répartis entre les coproduits en fonction de leur part dans le chiffre d'affaire de l'activité.

En ACV conséquentielle, il n'est pas nécessaire de faire de l'allocation. Le système est étendu et un phénomène de substitution est modélisé<sup>3</sup> (Ekvall et Weidema, 2004). Pour illustrer la procédure utilisée, prenons l'exemple d'une activité multifonctionnelle théorique  $m$  qui génère un produit  $A$  (utilisé dans le cycle de vie étudié) et un produit  $B$  (qui ne fait pas partie du cycle de vie étudié). Il existe trois cas de figure :

- les produits  $A$  et  $B$  peuvent être produits indépendamment l'un de l'autre ;
- la production du produit  $B$  dépend de la demande pour le produit  $A$ .
- la production du produit  $A$  dépend de la demande pour le produit  $B$  ;

Dans les deux derniers cas, le produit dont la demande affecte le niveau de production de l'activité est appelé "produit de référence". C'est en général celui qui a la valeur marchande la plus élevée. Les approches à utiliser pour les trois cas de figures sont présentées ci-dessous.

#### i. Produits $A$ et $B$ produits indépendamment

Dans cette catégorie d'activités multifonctionnelles, on trouve par exemple les chaînes de productions qui peuvent assembler différents types de produits, ainsi que de nombreux services. Une augmentation de demande pour le produit  $A$  n'aura aucun effet sur la quantité de produit  $B$  produite.

Pour ce cas, il ne s'agit pas vraiment d'une activité multifonctionnelle. Il est recommandé de séparer cette activité en sous-procédés uni-fonctionnels, lorsque c'est possible. Dans le cas contraire, une allocation des intrants, des émissions et des déchets devra être réalisée.

#### ii. Production dépendante de la demande pour le produit $A$

Dans le cas où le produit  $A$  est le produit de référence de l'activité, une augmentation de demande pour le produit  $A$  va affecter l'activité multifonctionnelle. La production du produit  $A$  va augmenter, de même que celle de produit  $B$ . Dans ce cas-là, l'ensemble des

---

<sup>3</sup> Cette approche de substitution est très couramment utilisée en ACV conséquentielle, et elle est souvent présentée comme une manière d'éviter de faire une allocation, dont les critères sont définis arbitrairement. Cependant, Frischknecht et al. (2010) font remarquer qu'elle implique également une allocation implicite, non pas entre plusieurs coproduits, mais entre différents acteurs qui peuvent chacun réclamer une part du bénéfice environnemental : celui qui vend le produit  $B$ , et celui qui achète le produit  $B$  pour l'utiliser à la place du produit  $C$ . Avec cette méthode de substitution, tout le bénéfice environnemental est alloué au producteur du produit  $B$ .

impacts de l'activité multifonctionnelle  $m$  peuvent être alloués au produit  $A$ , ainsi que les impacts qui résultent de l'augmentation de la production du produit  $B$ . Par exemple, dans une scierie, quand la production de planches (produit  $A$ ) augmente, la production de sciure augmente également (produit  $B$ ).

Il faut alors modéliser les conséquences de cette augmentation de l'offre pour le produit  $B$ . Ekvall et Weidema (2004) proposent différentes interprétations suivant la nature de  $B$  :

- Dans le cas où le produit  $B$  est un déchet, les impacts liés à son traitement sont à inclure dans les conséquences de la production du produit  $A$ . Si la sciure est incinérée, les impacts de cette incinération sont à imputés à la production de planches.
- Dans le cas où le produit est un coproduit, il pourra être vendu. S'il existe de la demande pour le produit  $B$ , il pourra remplacer un autre produit substituable (qui remplit la même fonction). Les activités affectées par l'augmentation de l'offre pour le produit  $B$  sont donc à inclure dans le système. En particulier, si le produit  $B$  peut se substituer à un produit  $C$  pour remplir une fonction donnée dans une activité  $x$ , l'augmentation de la production de  $B$  provoque une diminution de la production de  $C$ . Dans le cas où l'utilisation des produits  $B$  et  $C$  dans l'activité  $x$  ont des différences importantes, il peut également être nécessaire de prendre en compte ces différences. Si la sciure est utilisée pour produire des granulés de chauffage, qui sont utilisés en complément d'une chaudière au fioul, la production de planche cause indirectement une moindre utilisation de fioul. Les impacts de la production de planches doivent inclure ceux de la scierie, ceux de la production de granulés et de leur combustion, mais permet d'éviter les impacts du chauffage au fioul.

### iii. Production dépendante de la demande pour le produit B

Dans le cas où le produit  $A$  n'est pas le produit de référence, le niveau de production de l'activité n'est pas affecté. Une augmentation de la demande résulte donc en une baisse de l'offre pour d'autres usages.

Ekvall et Weidema (2004) distinguent trois cas de figure :

- La quantité de produit  $A$  ne pouvant pas augmenter, si un client achète une unité du produit  $A$ , cette unité ne sera plus disponible pour les autres clients. Cela induira donc une augmentation de la production d'un produit substituable  $C$ , qui assure la même fonction que  $A$  dans une activité  $x$ . Dans le cas où cette substitution modifierait les impacts de l'activité  $x$ , notamment pour la fin de vie, il faut inclure ces impacts dans la chaîne de conséquence.
- Si le produit  $A$  peut remplir plusieurs fonctions, alors l'augmentation de la demande pour  $A$  va réduire sa disponibilité pour d'autres fonctions, ce qui va également provoquer une augmentation de la production d'un produit substituable  $D$ . Il s'agit d'un cas très similaire au précédent. Ekvall et Weidema (2004) prennent l'exemple d'une scierie dont l'activité principale est de produire des planches, mais qui vend également de la sciure, soit pour la production de planches de bois aggloméré, soit pour du chauffage. Une augmentation de la demande en bois aggloméré ne va pas faire augmenter la production de la scierie, mais va réduire la quantité de sciure disponible

pour la fonction de chauffage. Un autre combustible devra alors être utilisé, avec des impacts différents lors de sa production et de son utilisation pour le chauffage.

- Si le produit  $A$  est un déchet, une augmentation de demande pour ce produit, par exemple par une activité de recyclage, va permettre d'éviter les impacts liés à son traitement (incinération ou enfouissement).

Dans tous les cas, les impacts de l'activité  $m$  ne sont pas à allouer à l'augmentation de demande pour le produit  $A$ , puisque son niveau de production n'est pas affecté.

### 1.3.2. **Modélisation des mécanismes économiques**

Dans le système économique global, la plupart des activités sont interdépendantes. Un changement dans une activité peut donc avoir des effets indirects à travers l'ensemble du système économique. Mais le système économique global est bien trop complexe pour être analysé avec le niveau de détail classiquement utilisé dans la méthodologie ACV. Il est donc nécessaire de faire des simplifications dans la modélisation du système économique (Ekvall, 2000). La difficulté consiste à simplifier en perdant le moins d'information possible. Dans ce paragraphe, nous présentons les différentes approches qui peuvent être utilisées en analyse de cycle de vie conséquentielle pour modéliser les conséquences d'une variation de demande sur un marché dans le cas général. Nous discuterons par la suite de comment un projet de renforcement affecte le marché de l'électricité.

Dans le domaine des sciences économiques, on distingue classiquement deux horizons temporels :

- À court terme, une variation de demande affecte uniquement l'utilisation des capacités de production existantes.
- À long terme, une variation de demande affecte les capacités de production : installation de nouveaux moyens de production ou abandon progressif de moyens de production devenus obsolètes.

En réalité, tout changement peut avoir une combinaison d'effets à court et long terme. De plus, ces effets peuvent être très complexes dans des systèmes dynamiques (Ekvall et Weidema, 2004). La plupart des modèles économiques représentent la réalité de manière simplifiée et considèrent uniquement l'un ou l'autre de ces deux horizons temporels. Dans le cadre de l'analyse de cycle de vie conséquentielle, Ekvall et Weidema (2004) estiment que les effets à long terme sont les plus pertinents à évaluer dans le cadre d'une étude environnementale, puisque ces études s'intéressent en général aux conséquences environnementales à long terme.

Cette dénomination court terme – long terme peut cependant porter à confusion. Elle a été définie pour distinguer les effets d'une variation de demande ponctuelle dans le temps. Cependant, certains systèmes ont une durée de vie très longues, et peuvent avoir des effets « à court terme » y compris plusieurs années à l'avenir. Par exemple, la décision de construire un bâtiment va provoquer une augmentation de la demande en électricité tout au long de sa phase d'usage. Ainsi, cette décision aura des « effets à court terme » (selon la définition ci-dessus) sur le fonctionnement des centrales électriques y compris plusieurs décennies dans le futur, ce qu'on qualifie couramment de long terme. Ainsi, si cette dénomination est parlante dans le domaine de la microéconomie, dans le cadre de ces

travaux, nous préférons parler d'effets d'utilisation (pour les effets à court terme) et d'effets d'investissement (pour les effets à long terme).

### 1.3.2.1. MÉTHODES HEURISTIQUES

Une première approche consiste à utiliser une méthode heuristique, c'est-à-dire un raisonnement basé sur une succession d'hypothèses, afin de déterminer quelles sont les activités qui sont affectées par le changement étudié. On trouve principalement trois approches possibles.

#### i. Producteurs moyens

La manière la plus simple de modéliser un marché est de considérer que l'achat d'une unité d'un produit provoque la production d'une unité supplémentaire de ce même produit. Dans le cas d'un marché alimenté par plusieurs produits dits substituables (c'est-à-dire qu'ils répondent à la même demande), on pourra considérer que tous les producteurs sont affectés et que cette augmentation de demande se répartit sur chaque producteur au prorata de leurs volumes de production.

De manière analogue, on considère que la production d'une unité d'un produit n'affecte pas la demande et que cette unité se substitue à une unité de ce même produit fabriqué par un autre producteur.

Il s'agit également du modèle préconisé dans le manuel ILCD pour les études qui entrent dans le cadre de la Situation A (EC-JRC, 2010) : évaluation des impacts d'une décision dont les conséquences sont de faible ampleur. Il correspond à un modèle attributionnel où la substitution est utilisée pour traiter les cas de multifonctionnalité. L'utilisation de ce type de modèle pour une étude adoptant une approche conséquentielle a cependant été critiquée comme n'étant pas cohérente avec un objectif d'analyse de cycle de vie conséquentielle (Ekvall et al., 2016).

#### ii. Producteurs marginaux

Une autre approche consiste à considérer que certains producteurs sont soumis à des contraintes et que leur production n'est pas affectée par une variation marginale de la demande. Un producteur est marginal si sa production varie lorsque la demande sur le marché varie d'une unité.

Une procédure permettant d'identifier les producteurs marginaux a été développée spécialement pour être appliquée dans le cadre d'une ACV conséquentielle (Ekvall et Weidema, 2004) à partir de travaux précédents (Weidema et al., 1999 ; Weidema, 2003). Depuis sa version 3.0, la base de données ecoinvent propose un modèle « substitution, *consequential, long term* » qui utilise une approche similaire pour modéliser les marchés (Weidema et al., 2013). Cette approche consiste à considérer que tous les producteurs ne voient pas leur production augmenter lorsque la demande augmente. Certains producteurs sont contraints, et une augmentation de demande n'induit pas une augmentation de production de leur part, mais une baisse de leur offre disponible pour d'autres usages. Ainsi, même lorsqu'il est possible d'identifier le fournisseur d'un produit, il ne s'agit pas forcément du producteur marginal. Ekvall et Weidema (2004) prennent l'exemple d'une usine de

production d'aluminium située en Norvège qui aurait passé un contrat pour s'approvisionner uniquement en électricité d'origine hydroélectrique. On peut considérer que la production hydroélectrique en Norvège est contrainte. A court terme, les stocks hydrauliques dans les barrages sont dépendants des précipitations, et tous les apports sont utilisés puisque le coût marginal de production d'une centrale hydroélectrique est très faible en comparaison de celui d'autres types de centrales, notamment thermiques. A long terme, on peut considérer que la puissance hydroélectrique installée en Norvège dépend de la politique énergétique fixée par le gouvernement, et qu'elle ne sera pas affectée par une variation marginale de la demande. Une augmentation de la production d'aluminium par cette usine ne va donc pas entraîner une augmentation de la production d'hydroélectricité, mais une baisse de la quantité d'hydroélectricité disponible pour des usages différents. En considérant la demande des autres consommateurs constante, c'est bien la production du producteur marginal qui augmente.

### iii. Fournisseurs réels

Les deux approches présentées ci-dessus reposent sur une hypothèse forte : les produits qui sont proposés sur un même marché sont entièrement substituables. Le choix de l'acheteur pour un produit plutôt qu'un autre sur un même marché a exactement la même influence sur l'offre. En prenant l'exemple du marché de l'aluminium, on peut considérer qu'il est alimenté par plusieurs filières : les filières d'aluminium primaire et celles d'aluminium recyclé. Que l'aluminium acheté soit issu d'une filière de recyclage ou non, on modélisera dans les deux cas une augmentation de demande sur le marché de l'aluminium, et les impacts environnementaux associés seront identiques. Cela revient donc à considérer que le choix du consommateur entre différents produits substituables n'a aucune influence sur les impacts environnementaux qui sont causés par cette décision d'achat.

Ainsi, Frischknecht et al. (2010) proposent une troisième approche heuristique, dans le cadre d'une approche globale appelée ACV décisionnelle, pour modéliser des changements de faible ampleur. Elle consiste à inventorier les relations contractuelles et financières réelles qu'il existe entre les acteurs économiques. Les éventuelles contraintes sur la production des fournisseurs réels identifiés ne sont pas prises en compte. Ainsi, si une usine a un contrat d'approvisionnement en énergie renouvelable, le mix électrique qui sera utilisé pour calculer les impacts environnementaux de sa consommation d'électricité sera uniquement renouvelable avec l'approche décisionnelle, alors que ce contrat n'aurait eu aucune influence avec une approche conséquentielle "marginale". De même, si on choisit d'utiliser de l'aluminium issu d'une filière de recyclage, ce sont les impacts de cette filière qui seront utilisés, y compris s'il se trouve que cette filière est contrainte.

Weidema (1999) a cependant montré que les contraintes de production avaient une influence très importante sur les activités affectées par un changement. Le choix de négliger ces contraintes dans l'approche décisionnelle n'est pas justifié par Frischknecht et al. (2010).

#### 1.3.2.2. MODÈLES ÉCONOMIQUES

Les méthodes heuristiques présentées ci-dessus reposent sur des hypothèses simplificatrices très fortes, qui ne sont pas valables dans le cas général, mais uniquement pour des variations de demande « de faible ampleur ». Pour un changement de plus forte

ampleur, pour lequel on ne peut pas considérer que seuls les producteurs marginaux sont affectés, il faut utiliser des modèles économiques plus complexes permettant de modéliser de manière plus fidèle les phénomènes en action. Toute la difficulté réside, pour un praticien de l'ACV, dans l'évaluation a priori de l'ampleur d'une variation de demande pour sélectionner le modèle le plus adapté.

Certains auteurs affirment que l'utilisation de modèles économiques plus complexes dans les méthodologies d'analyse de cycle de vie conséquentielle permettraient d'améliorer la qualité des résultats obtenus (Ekvall, 2002 ; Earles et Halog, 2011 ; Zamagni et al., 2012). Nous évoquerons brièvement les différents modèles économiques qui ont pu être mis en œuvre dans le cadre d'une analyse de cycle de vie conséquentielle. Le lecteur pourra se référer à un manuel de microéconomie – par exemple (Guerrien et Parel, 1998) – pour une description détaillée de chaque type de modèle.

### **i. Modèles d'équilibre partiel**

Un modèle d'équilibre partiel permet d'étudier un marché pris isolément, en négligeant les effets induits sur les autres activités du système économique (hypothèse *ceteris paribus*).

Ekvall (2000) est le premier à proposer d'utiliser un modèle d'équilibre partiel pour étudier le recyclage en boucle ouverte. Le recyclage en boucle ouverte couvre deux aspects :

- L'utilisation d'un matériau issu d'un procédé de recyclage en tant qu'intrant. Cette augmentation de demande pour un matériau recyclé peut avoir deux types d'effet :
  - une baisse de la disponibilité du matériau recyclé pour d'autres usages ;
  - une hausse de la collecte de matériaux à recycler.
- Le recyclage d'un déchet en un matériau qui pourra être utilisé dans un autre cycle de vie. Cette augmentation d'offre de matériau à recycler peut se traduire par :
  - une augmentation de la production de matériau recyclé, qui est susceptible de faire baisser son coût de vente et donc de stimuler son utilisation dans d'autres systèmes ;
  - une baisse de la collecte de matériau à recycler issu d'autres cycles de vie.

Le modèle d'équilibre partiel proposé par Ekvall permet de décrire les relations entre les différentes variations d'offre et de demande et de déterminer comment un choc externe (une augmentation de demande pour un matériau recyclé ou une augmentation d'offre pour un matériau à recycler) modifiera les équilibres. Zink et al. (2015) proposent également une méthode basée sur les équilibres partiels pour quantifier le déplacement de production de matériau vierge permis par le recyclage. Si les auteurs présentent cette méthode comme applicable pour une analyse de cycle de vie attributionnelle, elle suit en réalité plutôt une approche conséquentielle.

### **ii. Modèles d'équilibre général calculable**

Les modèles d'équilibre général calculable sont une classe de modèles qui utilisent des données statistiques réelles pour estimer comment une économie réagirait à un changement politique, technologique ou autre changement externe. Ils prennent en compte toutes les composantes d'une économie. Plusieurs auteurs utilisent un modèle d'équilibre général calculable pour évaluer les impacts économiques à l'échelle mondiale de décisions politiques, en modélisant tous les secteurs de l'économie. Ce type de modèle

a été utilisé en particulier dans le domaine des politiques énergétiques (Dandres et al., 2011) et de l'agriculture (Kløverpris et al., 2008).

### 1.3.2.3. CONCLUSION

L'approche conséquentielle nécessite de modéliser les mécanismes économiques qui entrent en jeu lors de la variation de la demande sur un marché. Le choix du modèle à utiliser dépend des caractéristiques du changement étudié, et notamment de son ampleur. Il est nécessaire de connaître les limites de chaque modèle pour pouvoir décider lequel est le plus pertinent pour un cas donné.

Dans le cas d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport, sa mise en service affecte le fonctionnement du système électrique. Le système électrique et le marché de l'électricité sont soumis à un certain nombre de contraintes, techniques et réglementaires, qui nécessitent l'utilisation de modèles spécifiques pour représenter les mécanismes qui entrent en jeu dans le marché de l'électricité. Les principaux modèles permettant de simuler le fonctionnement du système électrique sont présentés au paragraphe 1.4.

### 1.3.3. *Limites de l'approche conséquentielle*

L'approche conséquentielle présente plusieurs limites intrinsèques, communes à toutes les études qui l'adoptent. Ekvall et al. (2005) évoquent notamment les limites suivantes :

- Par nature, il est impossible de prévoir l'avenir, et donc de connaître par avance toutes les conséquences d'une décision. Cependant, cette limite est applicable à n'importe quelle méthodologie d'aide à la décision avec un horizon temporel d'étude éloigné. Il est donc nécessaire de fournir la meilleure information possible à partir des prévisions actuelles.
- Les conséquences d'une action peuvent dépendre de relations de cause à effet très complexes et difficiles à prendre en compte dans des modèles. Par exemple, le comportement d'achat d'un unique consommateur n'aura que peu d'influence sur un marché. Mais ce consommateur peut également influencer d'autres consommateurs de façon à ce qu'ils adoptent le même comportement, ce qui peut avoir une influence plus importante. Il n'existe actuellement aucune méthode permettant de modéliser ce type de conséquences.
- Il est impossible de connaître l'importance des conséquences qui ne sont pas modélisées. L'exactitude des résultats d'une ACV conséquentielle est donc inconnue. De plus, l'estimation des effets indirects d'un changement, même marginal, est très incertaine. L'ACV conséquentielle a donc une faible précision<sup>4</sup>. On pourrait donc en conclure que l'ACV conséquentielle n'a pas d'intérêt comparé à l'ACV attributionnelle, qui est moins incertaine. Cependant, lorsque l'ACV attributionnelle est appliquée dans un but d'aide à la décision, le résultat obtenu n'est pas représentatif de ce que l'on cherche à évaluer. Son exactitude dans ce contexte est donc encore plus faible.

---

<sup>4</sup> On distingue couramment la précision et l'exactitude. Un modèle précis produit un résultat dont l'incertitude est faible. Un modèle exact produit un résultat proche de la valeur réelle. Voir par exemple (Brandão et al., 2014).

## 1.4. MODÉLISATION DES RÉSEAUX ÉLECTRIQUES

Comme nous l'avons vu dans la partie précédente, l'approche conséquentielle permet de modéliser les impacts environnementaux qui résultent d'une décision, comme celle de réaliser un projet de renforcement du réseau électrique de transport. Cette décision affecte le système économique, et en particulier les activités de production électrique. Il est donc nécessaire de modéliser l'influence d'un projet de renforcement sur le système électrique. Cependant, l'exploitation du système électrique répond à des contraintes techniques et économiques spécifiques, notamment parce qu'il est nécessaire d'assurer un équilibre entre la production et la consommation électrique en temps réel. Le marché de l'électricité, avec l'avènement des technologies de l'information, a permis aux acteurs du système de mieux communiquer pour une optimisation globale plus poussée. Pour pouvoir représenter fidèlement l'influence d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport sur la production électrique, il faut donc mettre en œuvre des modèles numériques permettant de simuler le fonctionnement du système électrique.

Nous présenterons donc dans cette section les différents modèles permettant de simuler le système électrique. Nous présentons uniquement les modèles utilisés pour simuler les « effets à court terme » sur la production des centrales existantes, mais pas les « effets à long terme » sur les investissements en nouvelles centrales électriques. Voir la section 1.3.1.2 pour la définition des effets à court et long terme.

L'évaluation des impacts environnementaux d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport nécessite de déterminer comment la réalisation du projet affecte la production des centrales électriques. Cet objectif nécessite deux prérequis contradictoires :

- D'une part, la logique de l'analyse de cycle de vie demanderait de modéliser l'influence du projet sur l'ensemble de sa durée de vie, soit plusieurs décennies. Cela nécessiterait de réaliser une modélisation prospective qui utilise généralement une échelle macroscopique.
- D'autre part, un projet de renforcement du réseau électrique a une influence marginale. La réalisation d'une ligne ne va pas modifier de manière significative le mix électrique d'un pays par exemple. Son influence se limite à une diminution de la congestion et à une variation des pertes. La quantité totale de pertes sur le réseau électrique de transport est de l'ordre de 2,5 % de la production nationale annuelle<sup>5</sup>. Cette quantité totale étant déjà faible, l'influence d'un projet sur les pertes le sera également. En ce qui concerne les situations de congestion, en France, elles ont lieu sur un nombre limité d'heures, et les quantités d'énergie concernée par le redispatching pour les résoudre sont également très faibles au regard de la production totale. Étudier cette influence marginale nécessite un modèle avec une résolution adaptée.

Le but de cette section n'est donc pas de passer en revue l'ensemble des formulations possibles, mais de présenter les modèles qui peuvent être mis en œuvre pour évaluer l'influence d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport sur la production des centrales du système électrique dans le cadre d'une analyse de cycle de vie conséquentielle. A noter qu'il s'agit d'une problématique différente de celle de la

---

<sup>5</sup> Portail clients RTE : [http://clients.rte-france.com/lang/fr/visiteurs/vie/vie\\_perte\\_RPT.jsp](http://clients.rte-france.com/lang/fr/visiteurs/vie/vie_perte_RPT.jsp)

planification de l'expansion des réseaux électriques, ou « *transmission expansion planning* » (Latorre et al., 2003), qui vise à déterminer à partir d'un réseau existant les investissements à réaliser pour assurer son fonctionnement optimal. On se place ici dans le cas où les principales caractéristiques d'un projet, telles que les postes électriques qui sont reliés et sa capacité de transfert de puissance, ont déjà été définies par une étude technico-économique préalable.

#### **1.4.1. Modèles monopolistes et modèles à base d'agents**

Historiquement, la plupart des systèmes de production et de transport d'électricité étaient centralisés. Une unique entité gérait à la fois la production et le transport de l'électricité. Très tôt dans l'histoire des systèmes électriques s'est posée la question de la répartition optimale de charges entre les générateurs connectés au réseau, également appelée « *dispatching économique* ». Il s'agit de déterminer la production de chaque générateur de manière à répondre totalement à la demande des consommateurs tout en minimisant le coût de fonctionnement du système et en respectant les contraintes techniques et réglementaires applicables. De très nombreuses formulations différentes du problème de *dispatching économique* existent, et plusieurs auteurs ont réalisé des analyses bibliographiques présentant les principales formulations (Happ, 1977 ; Chowdhury et Rahman, 1990 ; Xia et Elaiw, 2010 ; Frank et al., 2012).

Actuellement, le marché européen de l'électricité n'est plus un monopole. Le secteur de la production électrique est ouvert à la concurrence et le transport est assuré par une entité indépendante. Pour représenter les phénomènes propres à un marché de l'électricité libéralisé auquel participent plusieurs acteurs, il existe notamment des modèles à base d'agents (Weidlich et Veit, 2008). Cependant, les théories économiques postulent que dans un marché parfaitement compétitif, les décisions prises par les acteurs indépendants aboutissent à une minimisation du coût du système (Kirschen et Strbac, 2004). Ainsi, les outils développés pour l'optimisation du réseau par une entité centralisée restent encore aujourd'hui largement utilisés y compris pour simuler le fonctionnement de systèmes décentralisés. De manière générale, la complexité du problème de répartition optimale de charges augmente avec la taille du réseau et sa complexité. Malgré les moyens de calcul actuels, la modélisation d'un réseau électrique de transport nécessite de faire un nombre important de simplifications. Nous présenterons ci-dessous deux catégories de modèles de type monopolistes qui permettent chacun de modéliser différents aspects du système électrique.

#### **1.4.2. Dispatching économique dynamique**

Le *dispatching économique* consiste à répartir la demande des consommateurs en puissance active entre les différents générateurs connecté au réseau de transport, en respectant un certain nombre de contraintes. Le système électrique est soumis à de fortes variations de demande et de production électrique fatale au cours du temps. Le système électrique est également soumis à des contraintes temporelles (contraintes de rampe de production, gestions des stocks, etc.). Ainsi, afin de pouvoir représenter de manière plus

fidèle la dynamique d'un système électrique, il est nécessaire de mettre en œuvre un modèle de dispatching économique dynamique (DED).

Cette méthode permet non seulement de déterminer la production de chaque centrale, mais également de lui affecter une contribution à la réserve tournante. En effet, la défaillance de n'importe laquelle des unités de production du système électrique ne doit pas entraîner de coupure pour les consommateurs. Il est donc nécessaire que les centrales possèdent une réserve qui puisse être mobilisée quasi-instantanément dans le cas d'une telle défaillance.

Le problème de dispatching économique dynamique se formule comme la minimisation du coût total sur une période de temps en respectant certaines contraintes. Pour le résoudre, la période de temps considérée est discrétisée en un certain nombre d'intervalles, durant lesquels le système est considéré comme étant en état statique (demande et production constante). L'optimisation concerne la production « dispatchable », c'est-à-dire celle des centrales qui peuvent être mises en marche ou arrêtées, et dont la puissance peut être ajustée (par opposition à la production fatale, notamment celle des énergies renouvelables intermittentes).

Il existe plusieurs formulations possibles du problème de dispatching économique dynamique. Une formulation très simple, proposée par Xia et Elaiw (2010), est présentée ci-dessous. Celle-ci considère un système électrique où tous les générateurs sont considérés dispatchables.

La mise en œuvre d'un modèle de dispatching économique dynamique suppose d'avoir une prévision de la demande sur une période  $[0, NT]$ , une valeur de demande étant fixée pour chaque intervalle  $[(t-1)T, tT]$ ,  $t = 1, \dots, N$ , où  $T$  est la période d'échantillonnage (en heures), et  $N$  est le nombre d'intervalles. On suppose que  $n$  est le nombre de générateurs dispatchables dans le système considéré ;  $L$  le nombre de liaisons électriques dans le réseau ;  $P_i^t$  la puissance produite (en MW) par le générateur  $i$  à la date  $t$ , soit pendant le  $t$ -ième intervalle de temps  $[(t-1)T, tT]$  ;  $C_i(P_i^t)$  est le coût pour que le générateur  $i$  produise la puissance  $P_i^t$  ;  $D^t$  est la puissance demandée (en MW) par l'ensemble de charges à la date  $t$  ;  $UR_i$  et  $DR_i$  sont les taux maximaux de rampe ascendante et descendante (en MW/h) pour le générateur  $i$  ;  $P_i^{min}$  et  $P_i^{max}$  sont les limites de puissance minimales et maximales (en MW) du générateur  $i$  ;  $S_i^t$  est la contribution (puissance en MW) du générateur  $i$  à la réserve tournante à la date  $t$  ;  $SR^t$  est la réserve tournante requise (en MW) à la date  $t$  pour l'ensemble du système ;  $F_l^t$  est le flux de puissance active qui transite par la ligne  $l$  durant l'intervalle  $[(t-1)T, tT]$  ;  $F_l^{max}$  est la limite de puissance active transmissible dans la ligne  $l$  ;  $Loss^t$  est la puissance perdue dans l'ensemble du système à la date  $t$ .

La fonction objectif de l'optimisation réalisée pour un problème de dispatching économique dynamique est la suivante :

$$\min \left( \sum_{t=1}^N \sum_{i=1}^n C_i(P_i^t) \right) \quad (1-1)$$

L'optimisation est réalisée sous les contraintes suivantes :

- Équilibre offre-demande :

$$\sum_{i=1}^n P_i^t = D^t + Loss^t, \quad t = 1, 2, \dots, N \quad (1-2)$$

- Limites de taux de rampe :

$$-DR_i \cdot T \leq P_i^{t+1} - P_i^t \leq UR_i \cdot T, \quad t = 1, 2, \dots, N-1, \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (1-3)$$

- Puissances maximales :

$$P_i^t + S_i^t \leq P_i^{max}, \quad t = 1, 2, \dots, N, \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (1-4)$$

- Puissances minimales :

$$P_i^{min} \leq P_i^t, \quad t = 1, 2, \dots, N, \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (1-5)$$

- Limites de rampe pour la réserve tournante :

$$0 \leq S_i^t \leq UR_i \cdot T, \quad t = 1, 2, \dots, N, \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (1-6)$$

- Contrainte de réserve tournante totale :

$$\sum_{i=1}^n S_i^t \geq SR^t, \quad t = 1, 2, \dots, N \quad (1-7)$$

- Capacités des lignes :

$$-F_l^{max} \leq F_l^t \leq F_l^{max}, \quad l = 1, 2, \dots, L, \quad t = 1, 2, \dots, N \quad (1-8)$$

Il existe également des contraintes d'égalités reliant :

- les puissances  $P_i^t$  produites par les générateurs aux puissances  $F_l^t$  transmises dans les lignes ;
- la quantité de pertes  $Loss^t$  et les puissances  $F_l^t$  transmises dans les lignes.

Ces dernières contraintes d'égalité ainsi que les fonctions de coût  $C_i(P_i^t)$  peuvent prendre des formes différentes suivant les formulations. Selon Xia et Elaiw (2010), la fonction de coût est souvent un polynôme du second degré

$$C_i(P_i^t) = a_i + b_i P_i^t + c_i (P_i^t)^2 \quad (1-9)$$

ou une fonction de coûts non-lisse comme par exemple

$$C_i(P_i^t) = a_i + b_i P_i^t + c_i (P_i^t)^2 + \left| e_i \sin \left( f_i (P_i^{min} - P_i^t) \right) \right| \quad (1-10)$$

où  $a_i$ ,  $b_i$  et  $c_i$  sont des constantes positives et  $e_i$  et  $f_i$  sont les coefficients du générateur  $i$  reflétant les effets de vannes ("valve-point effects"). En effet, les turbines à vapeur de forte puissance ont plusieurs vannes d'admission de vapeur, qui sont ouvertes successivement. La fonction de coût n'est donc pas lisse mais peut avoir une dérivée discontinue du fait de l'ouverture de ces vannes. Négliger ces effets sur la fonction de coût peut résulter en un plan de production non optimal.

De nombreux algorithmes d'optimisation différents ont été appliqués à la résolution de ce problème. Certains de ces algorithmes exigent par exemple de linéariser ces relations. Dans le cas de systèmes plus complexes que l'exemple présenté, d'autres contraintes peuvent également être intégrées à ce type de modèle. Par exemple, si le système inclut des centrales hydroélectriques, les contraintes relatives au stock hydraulique dans les barrages peuvent être intégrées. Il est également possible de modéliser des systèmes de stockage dont le rendement n'est pas parfait ou d'inclure des contraintes de périodes de maintenance pour les centrales.

### 1.4.3. Optimal power flow

Le terme « optimal power flow », ou calcul de répartition optimale de charges, désigne une famille de méthodes permettant d'optimiser le fonctionnement d'un système électrique. Un calcul de répartition de charge permet de déterminer l'état électrique complet d'un réseau électrique en état stationnaire et de symétrie triphasée.

Le réseau est représenté par un schéma unifilaire composé de  $n$  bus, où chaque bus  $i$  est caractérisé par quatre paramètres : la puissance active injectée  $P_i$ , la puissance réactive injectée  $Q_i$ , l'amplitude de tension  $V_i$  et la phase de tension  $\delta_i$ . Les grandeurs  $P_i$ ,  $Q_i$  et  $V_i$  sont exprimées en unité réduite (système « per unit »). On pourra par exemple se reporter à l'annexe 1 du manuel de Machowski et al. (2008) pour une explication du principe des unités réduites. De plus, on remarquera que dans cette formulation, contrairement à celle du dispatching économique dynamique présentée ci-dessus,  $P_i$  peut être positif ou négatif selon qu'il s'agit d'une puissance produite par un générateur ou consommée par une charge. Les bus  $i$  et  $k$  sont reliés par une ligne décrite par leur admittance complexe, qui peut s'écrire sous forme polaire ou rectangulaire :

$$Y_{ik} \cdot e^{j\theta_{ik}} = G_{ik} + j \cdot B_{ik}$$

où  $Y_{ik}$  est le module de l'admittance complexe de la ligne reliant les bus  $i$  et  $k$ ,  $\theta_{ik}$  est l'argument de l'admittance,  $G_{ik}$  est la conductance (partie réelle de l'admittance) et  $B_{ik}$  la susceptance (partie imaginaire de l'admittance).

Pour chaque bus  $i$ , les puissances active  $P_i$  et réactive  $Q_i$  s'expriment de la manière suivante :

$$P_i = \sum_{k=1}^n |V_i| |V_k| |Y_{ik}| \cos(\delta_i - \delta_k - \theta_{ik}) \quad (1-11)$$

$$Q_i = \sum_{k=1}^n |V_i| |V_k| |Y_{ik}| \sin(\delta_i - \delta_k - \theta_{ik}) \quad (1-12)$$

Dans la pratique, on observe que la puissance active  $P$  est fortement dépendante des angles de phase  $\delta$  et que la puissance réactive  $Q$  est très liée aux amplitudes de tension  $|V|$  (Frank et al., 2012). Ainsi, pour réduire la complexité du problème à résoudre, il est courant de décomposer ce problème en deux sous-problèmes indépendants en faisant les approximations suivantes :

- Les éléments de la matrice d'admittance sont purement imaginaires :

$$Y_{ik} = j B_{ik} ; \theta_{ik} = \frac{B_{ik}}{|B_{ik}|} \cdot \frac{\pi}{2} \quad (1-13)$$

- La différence d'angle de phase entre deux bus proches est faible :

$$\sin(\delta_i - \delta_k) \approx \delta_i - \delta_k ; \cos(\delta_i - \delta_k) \approx 1 \quad (1-14)$$

Les équations (1-11) et (1-12) peuvent donc se simplifier de la manière suivante :

$$P_i = \sum_{k=1}^n |V_i| |V_k| B_{ik} (\delta_i - \delta_k) \quad (1-15)$$

$$Q_i = \sum_{k=1}^n |V_i| |V_k| (-B_{ik}) \quad (1-16)$$

La plupart du temps, seuls les flux de puissance active sont étudiés et toutes les amplitudes de tension sont supposées égales. De plus, toutes les grandeurs sont exprimées en unité réduites, les tensions sont donc supposées égales à 1. La formulation d'une équation de répartition de charge devient donc linéaire :

$$P_i = \sum_{k=1}^n B_{ik} (\delta_i - \delta_k) \quad (1-17)$$

Dans ce cas, on parle d'approximation « courant continu », bien qu'il s'agisse toujours d'une modélisation utilisant le courant alternatif. Les équations reliant la puissance active  $P$  à l'angle de phase  $\delta$  d'une part et la puissance réactive  $Q$  et l'amplitude de tension  $|V|$  d'autre part sont donc indépendantes les unes des autres. L'utilisation de cette approximation est intéressante parce qu'elle permet d'avoir un ensemble d'équations

linéaires. Cependant, ces hypothèses simplificatrices négligent les pertes de transmission et ne permettent pas de calculer les coûts liés à la production de puissance réactive.

Un calcul de répartition optimale de charge, ou *optimal power flow* (OPF) consiste à associer à la puissance  $P_i$  un coût  $C_i(P_i)$  et à réaliser une minimisation du coût total de production :

$$\min \left( \sum_{i=1}^n C_i(P_i) \right) \quad (1-18)$$

Cette optimisation est réalisée en respectant un certain nombre de contraintes d'égalité et d'inégalité. Les contraintes d'inégalité concernent des limites supérieures et inférieures pour différentes variables, telles que les puissances injectées, les tensions, les courants dans les lignes, etc. La liste exacte de ces contraintes d'inégalité dépend de la formulation choisie.

De même, la méthode utilisée pour résoudre ce problème d'optimisation dépend de la formulation choisie. Ainsi, la plupart des méthodes d'optimisation courantes ont été appliquées au problème d'OPF (Frank et al., 2012).

#### 1.4.4. Synthèse

Aucun des deux types de modèles identifiés ne répondent à l'ensemble des exigences pour l'évaluation des conséquences de la réalisation d'un projet de renforcement. Chacun présente ses propres forces et faiblesses.

Le dispatching économique dynamique est principalement utilisé pour réaliser des études d'équilibre offre-demande dans un système électrique. Seuls les transferts de puissance active sont modélisés. Ce type de modèle permet de prendre en compte la dynamique d'un système électrique sur des durées caractéristiques de l'ordre de l'heure. De plus, il peut être utilisé pour modéliser un système électrique à différentes échelles géographiques. En effet, un nœud peut tout aussi bien représenter un poste électrique qu'une zone géographique (une région, un pays, un groupe de pays). En réalisant une modélisation prospective de l'évolution de la demande et des capacités de production, il peut notamment être utilisé pour des études prospectives sur de longues périodes, comme le Bilan Prévisionnel de l'Équilibre Offre-Demande de RTE (2014a). Cependant, les contraintes liées au réseau de transport sont fortement simplifiées. Ce type de modèle n'est donc pas adapté pour déterminer l'influence de la réalisation d'un projet de renforcement sur les pertes. Il serait par contre possible de modéliser la réalisation d'un nouveau projet de renforcement en augmentant la valeur de la limite de transfert de puissance  $F_l^t$  correspondant au projet étudié.

A l'inverse, un modèle de type OPF permet de représenter le système électrique à la maille de la ligne à haute tension. Il est donc à même de représenter de manière détaillée l'influence d'une ligne sur le fonctionnement du système électrique dans une situation donnée supposée statique. En revanche, la complexité de résolution du problème d'optimisation augmente significativement avec la précision de représentation du système dans le modèle. Les temps de calculs peuvent être très longs sur des systèmes de taille

importante. Ainsi, ces modèles sont plus appropriés à l'étude de la stabilité du réseau dans une situation particulière, sans intégrer la dimension temporelle.

Nous présenterons dans les chapitres suivants comment ces deux types de modèles peuvent être utilisés en combinaison afin de modéliser l'effet indirect d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport sur la production électrique.

## 1.5. CONCLUSION

L'évaluation des impacts environnementaux du cycle de vie dans les méthodologies d'aide à la décision s'inscrit dans une logique de développement durable. Dans le cas des projets de renforcement du réseau électrique de transport, l'intégration d'indicateurs évaluant ces impacts permettrait de mieux éclairer les décideurs et les parties prenantes des projets sur leurs impacts, et ainsi d'améliorer le processus de décision. Cette problématique présente d'autant plus d'intérêt que de nombreux projets de renforcement du réseau sont à réaliser à l'avenir pour atteindre les objectifs fixés par la politique énergétique européenne.

Si les méthodologies d'analyse coûts-bénéfices actuelles évaluent certains impacts environnementaux globaux, cette évaluation présente plusieurs limites. Seule la variation d'émissions de CO<sub>2</sub> dans les centrales électriques est ainsi évaluée, négligeant les émissions qui sont dues à l'infrastructure. A l'inverse, les auteurs ayant appliqué l'analyse de cycle de vie au réseau électrique de transport utilisent une approche attributionnelle qui ne permet pas de modéliser l'influence de la ligne sur la production des centrales électriques.

L'analyse de cycle de vie conséquentielle permettrait de surmonter certaines des limites identifiées. Cette méthodologie a été développée spécifiquement pour évaluer les impacts environnementaux qui résultent d'une décision, et peut donc s'appliquer à la décision de réaliser un projet de renforcement. Cependant, l'approche conséquentielle n'est pas encore mature et il n'existe actuellement aucun consensus sur sa mise en œuvre pratique. L'étude bibliographique qui a été réalisée dans ce premier chapitre montre que différents modèles économiques peuvent être utilisés en fonction de la nature du changement étudié. Ainsi, afin de modéliser l'influence d'un projet de renforcement sur le fonctionnement du système électrique, des modèles de réseau électrique devront être mis en œuvre. Les modèles de type *dispatching* économique dynamique et *optimal power flow* sont classiquement utilisés pour simuler le fonctionnement des réseaux électriques.

Dans le chapitre 2, nous analyserons les conséquences de la décision de réaliser un projet de renforcement du réseau électrique de transport. Parmi les modèles présentés ici, nous sélectionnerons ceux qui sont les plus appropriés à la modélisation des effets indirects identifiés.

## Chapitre 2.

# Méthodologie d'évaluation des impacts environnementaux du cycle de vie

---

*Dans ce chapitre, nous présentons la méthodologie proposée pour l'évaluation des impacts environnementaux d'un projet de renforcement du réseau électrique très haute tension (THT) de transport. Celle-ci repose sur l'analyse de cycle de vie, et adopte une approche conséquentielle, en étudiant la variation d'impacts environnementaux qui résulte de la décision de réaliser le projet. Elle vise à être applicable à des projets de renforcement consistant à réaliser une ligne aérienne à très haute tension transportant un courant alternatif triphasé à 225 kV ou 400 kV, avec modification ou création de postes électriques. Nous commençons par définir l'objectif de l'étude. Nous définissons ensuite le système à modéliser, en identifiant les activités affectées par la réalisation d'un projet. Nous donnons ensuite des recommandations générales sur la réalisation de l'inventaire de cycle de vie. Le modèle d'inventaire de cycle de vie sera expliqué plus en détail lors de l'application de la méthodologie à un cas d'étude dans le chapitre 3. Enfin, nous sélectionnons des indicateurs et des méthodes de caractérisation à utiliser pour réaliser l'analyse d'impacts du cycle de vie en adéquation avec les objectifs de l'étude.*

---

## SOMMAIRE DU CHAPITRE 2

Introduction .....	65
2.1. Définition de l'objectif .....	65
2.1.1. Finalités de l'étude .....	65
2.1.2. Approche de modélisation .....	66
2.1.3. Limites conceptuelles .....	67
2.2. Champ de l'étude .....	68
2.2.1. Fonctions, unité fonctionnelle et flux de référence .....	68
2.2.1.1. Fonctions d'un projet de renforcement .....	68
2.2.1.2. Unité fonctionnelle .....	70
2.2.1.3. Flux de référence .....	70
2.2.2. Identification des activités affectées par un projet de renforcement .....	71
2.2.2.1. Systèmes de premier plan .....	71
2.2.2.2. Système d'arrière-plan .....	73
2.2.2.3. Synthèse .....	81
2.3. Inventaire de cycle de vie .....	82
2.3.1. Premier plan .....	83
2.3.1.1. Phase de construction .....	83
2.3.1.2. Phase d'usage .....	84
2.3.1.3. Maintenance .....	86
2.3.1.4. Phase de démantèlement .....	86
2.3.2. Arrière-plan : système électrique .....	87
2.3.2.1. Influence du projet de renforcement sur la production des centrales électriques .....	87
2.3.2.2. Données d'inventaire de cycle de vie .....	89
2.3.3. Arrière-plan : hors système électrique .....	92
2.3.3.1. Impacts liés aux achats de composants et de matière première .....	92
2.3.3.2. Impacts liés au traitement des déchets .....	94
2.3.3.3. Synthèse .....	95
2.3.4. Calcul de l'inventaire de cycle de vie .....	98
2.4. Analyse d'impacts environnementaux .....	100
2.4.1. Cadre méthodologique de l'analyse d'impact du cycle de vie .....	100
2.4.1.1. Méthodes de caractérisation .....	100
2.4.1.2. Normalisation et pondération .....	103
2.4.1.3. Calculs des indicateurs .....	103
2.4.2. Sélection des indicateurs .....	104
2.4.2.1. Catégories d'impact .....	104
2.4.2.2. Méthodes de caractérisation .....	106
2.4.2.3. Facteurs de normalisation .....	110
2.5. Conclusion .....	114

## INTRODUCTION

L'évaluation des impacts environnementaux du cycle de vie, en complément des indicateurs techniques, économiques et environnementaux déjà évalués, permettraient de mieux éclairer les décideurs et les parties prenantes sur les coûts et bénéfices d'un projet. Nous avons identifié l'analyse de cycle de vie conséquentielle comme une méthodologie pertinente pour l'évaluation de ces impacts. Nous détaillerons dans ce chapitre la méthodologie développée pour l'évaluation des impacts environnementaux d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport très haute tension (THT). Pour rappel, ce terme désigne une modification apportée au réseau, comme la création de nouveaux postes électriques, la création de nouvelles lignes ou la mise à niveau d'une ligne existante vers un niveau de tension plus élevé. L'organisation de ce chapitre suit les étapes classiques de l'analyse de cycle de vie : définition de l'objectif, définition du champ de l'étude, inventaire de cycle de vie et analyse d'impact du cycle de vie.

Cette méthodologie a été mise en œuvre sur un unique cas d'étude, qui sera présenté dans le chapitre 3. Les recommandations se veulent le plus transférable possible, mais un travail d'adaptation conséquent serait nécessaire pour l'appliquer à un projet de renforcement avec des spécifications techniques très différentes.

### 2.1. DÉFINITION DE L'OBJECTIF

Pour commencer, il est nécessaire de définir l'objectif de l'étude, afin d'explicitier l'application envisagée pour la méthodologie, les raisons qui ont poussées à développer cette méthodologie et le type de public auquel il est envisagé de communiquer les résultats. Nous présenterons également l'approche méthodologique générale et les limites qui découlent de cette approche.

#### 2.1.1. Finalités de l'étude

L'application de l'analyse de cycle de vie à un projet de renforcement du réseau électrique de transport vise à l'aide à la décision. Elle doit mettre en évidence des coûts et des bénéfices concernant les impacts environnementaux du cycle de vie d'un projet, afin de fournir aux décideurs et aux parties prenantes des informations supplémentaires sur le projet étudié.

La méthodologie développée doit pouvoir être applicable durant la phase de définition du besoin, pour éventuellement être réalisée en parallèle de la justification technico-économique (cf. § 1.1.3). En effet, la recherche bibliographique a permis de mettre en évidence l'influence d'un projet de renforcement sur la production électrique et l'importance des impacts environnementaux qui en découlent. Après l'achèvement de la phase de définition du besoin, les postes électriques reliés et la capacité de transfert de la nouvelle ligne sont fixés, et les choix effectués lors de l'identification du tracé dans le fuseau de moindre impact n'ont qu'une influence mineure sur le système électrique.

La méthodologie développée se veut générique et applicable à des projets de renforcement avec les caractéristiques suivantes :

- courant alternatif très haute-tension (de 225 kV à 400 kV) ;
- ligne aérienne ou câble souterrain ;
- nouvelle ligne ou mise à niveau d'une ligne existante ;
- avec ou sans modification des équipements dans les postes électriques connectés.

Dans la suite de ce mémoire, le terme « projet de renforcement » désigne uniquement les projets satisfaisant ces critères.

L'application de cette méthodologie sur un projet de renforcement de RTE, est présentée au chapitre 3. Ce projet a servi d'unique cas d'étude à cette méthodologie, pour lequel des données spécifiques ont été collectées. La méthodologie a été développée pour être transférable à un projet utilisant une solution technique différente, comme un câble souterrain. Cependant, cela nécessiterait une collecte de données supplémentaire pour décrire les activités relatives à l'infrastructure du projet et son influence sur le système électrique.

### **2.1.2. Approche de modélisation**

L'objectif étant l'aide à la décision, il s'agit d'évaluer les impacts environnementaux qui résultent de la décision de réaliser un projet de renforcement du réseau électrique de transport très haute tension. Comme nous l'avons montré dans le premier chapitre, il s'agit du champ d'application de l'analyse de cycle de vie conséquentielle.

Cependant, l'analyse de cycle de vie conséquentielle doit plutôt se voir comme une approche qui peut se traduire différemment suivant l'objectif défini plutôt que comme un ensemble de directives précises qui peut s'appliquer à n'importe quel cas. Bien que s'inspirant des travaux identifiés lors de l'étude bibliographique, aucune publication ne sera choisie comme référence unique sur la méthodologie d'analyse de cycle de vie conséquentielle. Les impacts environnementaux d'un projet de renforcement seront évalués en comparant ceux qui auraient lieu si le projet était réalisé, par rapport à ceux qui auraient lieu pour une situation de référence où le projet n'existerait pas. L'analyse sera faite *ceteris paribus* : mis à part la décision étudiée et les conséquences modélisées, toute autre variable sera considérée inchangée. En particulier, la demande en électricité sera considérée indépendante de la réalisation ou non du projet de renforcement du réseau, à l'exception des clients industriels proposant des offres d'effacement au gestionnaire de réseau, dont l'activation pourra dépendre de la réalisation du projet. Le niveau d'exigence en matière de qualité de l'électricité sera également considéré comme indépendant de la décision étudiée.

De plus, une infrastructure de ligne à haute tension a une durée de vie de plusieurs décennies. D'après l'expérience de RTE, la durée de vie technique d'une ligne aérienne est de l'ordre de 80 ans. Étant donné que le réseau électrique est un système complexe, chaque infrastructure du réseau interagit avec les autres composants. Tant que la ligne sera en service, sa présence affectera le fonctionnement du réseau électrique. Cependant, le système électrique est en constante évolution, tant du côté de la production électrique que de la consommation. Les réseaux de transport et de distribution évolueront également

durant cette période. Analyser l'influence du projet de renforcement sur une période donnée nécessite de modéliser l'ensemble des composants du système électrique sur l'ensemble de cette période. Pour une ligne électrique mise en service en 2020, modéliser ses impacts environnementaux pendant sa durée de vie technique demanderait un travail de modélisation prospective conséquent afin de modéliser le système électrique jusqu'en 2100. Rares sont les scénarios disponibles jusqu'à une date si éloignée, et ces scénarios se limitent généralement au mix énergétique à une échelle nationale. Une telle résolution géographique n'est pas suffisante pour analyser l'influence d'un projet de renforcement. Suivant l'objectif de chaque étude, un intervalle temporel d'étude devra donc être défini. Les analyses technico-économiques réalisées lors de la phase de définition du besoin d'un projet de renforcement considèrent en général uniquement aux dix premières années de service de la ligne. Pour les projets de renforcement qui font partie d'un plan de développement du réseau tel que le *Ten Years Network Development Plan* de ENTSO-E (2012), l'intervalle temporel d'étude doit être cohérent avec celui de la méthodologie générale utilisée pour l'évaluation des projets. Selon les capacités de modélisation prospective à disposition, cette période d'étude pourra être étendue.

### **2.1.3. Limites conceptuelles**

Les objectifs de la méthodologie étant définis, nous pouvons dès à présent énoncer un certain nombre de limites conceptuelles, découlant directement de l'objectif :

- Bien que le modèle développé soit général, les résultats obtenus ne sont pas transférables d'un projet à l'autre, même pour deux projets ayant des caractéristiques très proches. En effet, le système étudié fournit un service localisé dans l'espace et dans le temps (les postes électriques connectés, la capacité de transfert de la ligne, sa date de mise en service et sa durée de vie économique sont spécifiques à chaque projet).
- Les résultats ne sont valides que dans un contexte défini, or, celui-ci évolue avec le temps : niveau et forme de la courbe de demande, parc de production, conditions climatiques, etc.
- Le champ de cette étude n'inclut pas la comparaison d'un projet de renforcement avec une autre solution technique qui permettrait de répondre à une demande comparable (e.g. réseau intelligent ou stockage d'électricité).
- Les résultats obtenus ne tiennent compte que des conséquences d'un projet qui ont pu être modélisées, qui ne représentent qu'une partie de l'ensemble des conséquences réelles d'un projet de renforcement.
- Les résultats des études suivant cette méthodologie ne sont pas additifs. Les impacts environnementaux d'un projet sont évalués par rapport à une situation de référence où le projet n'a pas été réalisé. Par conséquent, si deux projets sont évalués par rapport à une situation de référence identique, il serait incorrect d'ajouter les différentiels d'impact car la probable interaction entre les deux projets ne serait prise en compte dans aucune des deux études.

## 2.2. CHAMP DE L'ÉTUDE

Le champ de l'étude découle directement des objectifs décrits au paragraphe précédent. Il s'agit d'identifier les activités qui entrent dans les frontières du système à étudier. Pour cela, nous décrivons les fonctions d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport très haute tension, pour en définir une unité fonctionnelle. L'analyse de cycle de vie constitue une évaluation des impacts liés à la réalisation de cette unité fonctionnelle. Les frontières du système analysé sont ensuite définies en identifiant les activités qui sont affectées par la décision de réaliser un projet.

### 2.2.1. Fonctions, unité fonctionnelle et flux de référence

La définition d'une unité fonctionnelle est une étape essentielle d'une analyse de cycle de vie. L'unité fonctionnelle décrit de manière qualitative et quantitative le service rendu par le système étudié. Elle sert de référence par rapport à laquelle toutes les autres données de l'étude sont évaluées, et également de base de comparaison pour deux alternatives ayant des caractéristiques différentes.

#### 2.2.1.1. FONCTIONS D'UN PROJET DE RENFORCEMENT

Un projet de renforcement du réseau électrique de transport consiste à adapter ou à construire un ensemble d'infrastructures afin d'améliorer la capacité du réseau à assurer l'équilibre offre-demande en électricité dans le système électrique tout en maintenant la qualité de l'électricité.

Actuellement, le besoin pour un projet de renforcement du réseau électrique de transport peut être de plusieurs natures (ENTSO-E, 2012) :

- Augmentation de la demande électrique : bien que l'équilibre offre-demande à l'échelle du réseau entier soit respecté, l'augmentation de la demande dans certaines grandes villes ou régions peut compromettre la sécurité d'approvisionnement lorsque les capacités de transfert de puissance dans le réseau ne sont pas suffisantes pour alimenter ces grands centres de consommations en période de pointe.
- Évacuation de puissance produite par de nouvelles sources : selon leur localisation, l'installation de nouvelles capacités de production, renouvelables ou non, peut nécessiter le renforcement du réseau pour pouvoir correctement évacuer la puissance produite.
- Évacuation de puissance produite par des sources existantes : la modification des flux dans le réseau au cours des années peut se traduire par une impossibilité d'évacuer la puissance produite dans certaines centrales existantes, ce qui nécessite un renforcement du réseau.
- Démantèlement d'une capacité de production : la mise à l'arrêt d'une centrale de production peut modifier les flux dans le réseau, et notamment causer des problèmes de maintien de la tension.
- Capacité d'échange transfrontalière insuffisante : lorsque des congestions structurelles ont lieu entre deux zones de prix (cf. § 1.4.1.2), la création d'une nouvelle ligne d'interconnexion permet de les résoudre.

- Vieillesse / obsolescence d'un équipement existant.

Deux catégories principales d'infrastructures peuvent être réalisées dans le cadre d'un projet de renforcement du réseau électrique du réseau de transport : les lignes électriques et les postes électriques. Les lignes électriques à très haute tension sont des systèmes assurant la continuité électrique entre deux nœuds d'un réseau électrique de transport. En fonction des caractéristiques de la liaison à réaliser, en particulier de la distance séparant les postes électriques, de la nature de la zone à traverser et des conditions d'exploitation, plusieurs solutions techniques peuvent être retenues :

- les liaisons par lignes aériennes, où les conducteurs sont suspendus à des supports, et qui sont utilisés en priorité en raison de leur coût relatif faible ;
- les liaisons par câbles souterrains, qui sont principalement employés dans les zones fortement urbanisées, où le passage d'une ligne aérienne pose des difficultés.

Les postes électriques ont un rôle triple (Devatine, 2009) :

- l'aiguillage des lignes de même tension entre elles ;
- l'évacuation de l'énergie des sources de production vers le réseau ;
- la liaison entre les réseaux de tensions différentes.

D'un point de vue physique, l'ensemble des systèmes interconnectés, assurant la production, le transport, la distribution et la consommation de l'énergie électrique forme un unique système complexe, intégrant une multitude de composants interagissant, parfois désigné par l'expression « système électrique ». Ainsi, un changement en un point du système électrique peut potentiellement affecter l'ensemble des systèmes interconnectés. La dénomination « projet de renforcement du réseau électrique de transport » montre d'ailleurs qu'il ne s'agit pas de réaliser un système indépendant mais bien un composant du réseau électrique de transport (lui-même étant un composant du système électrique). Ainsi, la puissance active qu'il est possible de transmettre dans une ligne donnée ne dépend pas uniquement de ses caractéristiques propres, mais des caractéristiques du système auquel il s'intègre. Le GRT est en effet tenu de maintenir la tension dans des valeurs acceptables aux points de livraison au client final, ce qui se traduit par des plages admissibles sur le réseau de transport. Ainsi, sur le réseau 400 kV, la tension en tout point doit être comprise entre 390 kV et 420 kV (Pays, 1994b). La puissance qu'il est possible de transmettre sur une ligne peut donc être limitée par les contraintes relatives à la conduite du réseau par le GRT. Cependant, c'est principalement l'échauffement des conducteurs qui limite la capacité des lignes en intensité. En France, les dispositions réglementaires applicables à la conduite du réseau électrique de transport sont définies par le décret n°2007-1826 du 24 décembre 2007 relatif aux niveaux de qualité et aux prescriptions techniques en matière de qualité des réseaux publics de distribution et de transport d'électricité, ainsi qu'à ses arrêtés d'application. Le service rendu par la ligne est donc déterminé par les caractéristiques du réseau dans lequel elle s'insère.

Enfin, on peut noter que l'infrastructure réalisée dans le cadre d'un projet de renforcement est le support de multiples services. En effet, si la fonction principale de cette infrastructure est de permettre le transport d'électricité entre deux postes électriques, elle permet des services supplémentaires, notamment en ce qui concerne le marché des télécommunications. En effet, le GRT dispose d'un réseau en fibre optique pour assurer la conduite des dispositifs de puissances. Cependant, la bande passante des câbles en fibre optique est bien supérieure à ses besoins et il peut être amené à la louer à des entreprises

de télécommunication. Les pylônes des lignes aériennes peuvent également servir de point haut où installer des antennes pour les réseaux mobiles. Le gestionnaire de réseau français RTE dispose d'une filiale, Arteria, qui est chargée de commercialiser ces deux types de services auprès de clients, principalement des entreprises de télécommunication. Il s'agit cependant de fonctions secondaires. Arteria n'est pas impliqué dans le développement des projets de renforcement au sein de RTE. Les opportunités d'offres de services pour les entreprises des télécommunications ne sont donc pas encore étudiées à ce stade. Nous ferons donc le choix de ne pas prendre en considération les fonctions autres que celles relatives au transport de l'énergie électrique dans la définition de l'unité fonctionnelle.

### 2.2.1.2. UNITÉ FONCTIONNELLE

Nous choisirons de limiter l'unité fonctionnelle à la fonction principale d'un projet de renforcement : permettre un transfert de puissance entre deux nœuds du réseau électrique de transport. Comme nous l'avons évoqué au paragraphe 2.1.2, la décision de réaliser un projet de renforcement peut avoir des conséquences y compris de nombreuses années après la date à laquelle elle a été prise. L'unité fonctionnelle doit donc faire référence à l'intervalle temporel qui a été défini lors de la première étape de définition de l'objectif. L'unité fonctionnelle est ainsi spécifique à chaque projet et ne permet donc de comparaison qu'entre différentes solutions techniques permettant de :

*"Fournir une capacité de transfert de puissance P, à une tension T et en respectant la réglementation applicable, entre les postes électriques A et B du réseau de transport, pour l'intervalle temporel d'étude I".*

Les attributs  $P$ ,  $T$ ,  $A$ ,  $B$  et  $I$  doivent être spécifiés lorsque la méthodologie est appliquée à un cas d'étude.  $P$  représente la puissance nominale du projet de renforcement étudié, exprimée en MVA. Elle est calculée à partir de l'Intensité de Secours Temporaire, définie en fonction des conditions météorologiques de la zone dans laquelle la ligne est construite.  $T$  est la tension exprimée en kV (225 ou 400 KV). La réglementation applicable dépend du pays dans lequel le projet de renforcement est réalisé, chaque pays européen ayant une législation différente en la matière. Pour la France, on fera référence au décret n°2007-1826 du 24 décembre 2007 ainsi qu'à ses arrêtés d'application.  $A$  et  $B$  sont les noms des postes électriques reliés par le projet. L'intervalle temporel d'étude  $I$  est défini en fonction de l'objectif de chaque étude.

### 2.2.1.3. FLUX DE RÉFÉRENCE

Le flux de référence est une traduction de l'unité fonctionnelle en un ensemble de produits, qui constituent le point de départ à l'identification des activités à inclure dans le système étudié. Il décrit les caractéristiques techniques de la solution retenue permettant de remplir l'unité fonctionnelle définie. Dans le cas d'un projet de renforcement, le flux de référence est constitué de l'ensemble des infrastructures qui sont réalisées dans le cadre du projet. Il est donc spécifique à chaque projet évalué.

## **2.2.2. Identification des activités affectées par un projet de renforcement**

L'identification des activités affectées, qui doivent être incluses dans le système étudié, est réalisée en suivant les chaînes de conséquences qui résultent de la décision considérée. En suivant l'approche proposée par Weidema et al. (1999), on distingue deux types d'activités :

- Les activités de premier plan, qui sont directement affectées par la décision. Pour ces activités, une collecte de données spécifique doit être réalisée pour chaque projet.
- Les activités d'arrière-plan, qui sont affectées indirectement, par diverses relations causales, notamment des mécanismes économiques, réglementaires, comportementaux, etc.

### **2.2.2.1. SYSTÈMES DE PREMIER PLAN**

La décision de réaliser un projet de renforcement du réseau électrique de transport entraîne des travaux d'adaptation du réseau existant ou la construction d'une infrastructure composée d'une ligne électrique et de postes électriques. D'autre part, le champ d'étude des projets de renforcement est celui de la THT (225-400 KV).

. Cette phase de construction est précédée d'une phase de conception technique durant laquelle diverses études technico-économiques sont réalisées. Les impacts environnementaux liés à cette phase d'étude seront considérés comme négligeables devant ceux des phases suivantes, ils ne seront donc pas inventoriés.

#### **i. Activités de construction**

L'activité de construction consiste à réaliser l'infrastructure permettant de transporter la puissance électrique entre les deux postes électriques. Un projet de renforcement entraîne donc la réalisation de travaux sur le tracé de la ligne et dans les postes électriques. Lors de la phase de définition du besoin d'un projet de renforcement, seul un fuseau de moindre impact est identifié, mais les spécifications techniques finales du projet ne sont pas encore connues. Il est donc nécessaire de faire des hypothèses sur la nature et l'ampleur des travaux à réaliser dans les différents chantiers.

Ces travaux occasionnent des impacts directs sur l'environnement, par exemple la transformation d'un terrain agricole en un terrain industriel ou le rejet des gaz d'échappement des engins de travaux utilisés. Les impacts environnements locaux, liés à la détérioration de l'environnement local lors de la phase de construction, ne seront pas intégrés à l'analyse. Ce type d'impact fait l'objet d'une étude d'impact spécifique, réalisée lorsque le projet est à un état plus avancé dans le cadre de la détermination du tracé de la ligne (cf. paragraphe 1.1.3).

Au-delà de ces impacts directs, les achats de matériels et de matière première réalisés pour la construction entraînent des impacts environnementaux indirects. De même, des déchets sont produits durant cette activité de construction. Pour certains projets de renforcement, les travaux de construction peuvent impliquer la réutilisation de composants existants, en particulier dans les postes électriques. Cela peut être le cas également pour les

lignes aériennes, où il est possible de mettre à niveau une ligne vers une tension plus élevée ou d'augmenter le nombre de conducteurs en réutilisant des pylônes existants. Les impacts liés à la production de cette infrastructure existante ne sont pas à inclure dans les frontières du système étudié. En effet, ces impacts ont déjà eu lieu avant que la décision soit prise. On adoptera une approche similaire pour les déchets qui sont produits lors de la construction du projet : si ces déchets sont issus d'une infrastructure existante, leur traitement ne sera pas pris en compte. En effet, cette infrastructure aurait dû être démantelée que le projet soit réalisé ou non.

## ii. Exploitation

Durant la phase d'exploitation, lorsque l'infrastructure assure son service, plusieurs aspects sont sources d'impacts environnementaux.

Premièrement, plusieurs émissions directes de polluants ont lieu lorsque l'infrastructure est en fonctionnement. On peut notamment citer :

- les émissions d'hexafluorure de soufre ( $\text{SF}_6$ ) utilisé comme isolant gazeux dans les postes électriques sous enveloppe métallique ;
- la formation de molécules d'ozone ( $\text{O}_3$ ) et de protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ) par ionisation de l'air dû à l'effet couronne ;
- les émissions d'ions métalliques dues à l'exposition des métaux aux conditions atmosphériques extérieures.

Les impacts liés à la conduite du réseau (consommation énergétique du système d'information par exemple) seront négligés. L'exploitation de la ligne a également des effets indirects, en particulier sur la production électrique qui provoquent une variation potentiellement importante des impacts environnementaux. Ces effets sont discutés au paragraphe 2.2.2.2.

## iii. Maintenance

La phase de maintenance englobe les activités qui sont réalisés périodiquement pour assurer le bon fonctionnement des équipements. En ce qui concerne les lignes aériennes, De Forges de Parny et Lévêque (1993b) évoquent les activités suivantes :

- Visites : des inspections sont réalisées pour évaluer les travaux à réaliser. L'hélicoptère est un moyen privilégié pour réaliser ces visites, en particulier dans des zones isolées ou difficiles d'accès. Ces visites sont effectuées plusieurs fois par an le long de chaque ligne.
- Élagage : les arbres présents dans le couloir des lignes doivent être élagués pour éviter les risques d'amorçage.
- Peinture : les ouvrages en acier noir doivent être peints pour les protéger de la corrosion. La fréquence de peinture dépend du niveau de corrosivité de l'atmosphère, mais il est courant que les pylônes soient repeints tous les 10 ans. Les ouvrages en acier galvanisé ne nécessitent pas de peinture pour être protégés, mais peuvent être peints dans les zones agressives (zones polluées ou zones marines).
- Entretien des lignes : les travaux d'entretien les plus courants consistent à remplacer des composants mineurs, tels que les isolateurs, les manchons, ou les entretoises.

- Lavage des éléments isolants : la pollution qui se dépose sur les isolateurs leur fait perdre leurs propriétés isolantes. Les isolateurs peuvent donc être nettoyés en utilisant de l'eau déminéralisée sous pression, depuis un engin de levage ou par hélicoptère.

#### iv. Démantèlement

Nous supposons que les infrastructures sont démantelées à l'issue de leurs durées de vie technique. Pour les lignes aériennes, si un entretien régulier des supports est réalisé et que les composants endommagés sont remplacés au fur et à mesure, leur durée de vie technique est virtuellement infinie. Cependant, on peut considérer qu'un changement des conducteurs est une intervention suffisamment lourde pour considérer qu'il s'agit d'une nouvelle ligne. La durée de vie des conducteurs est de l'ordre de 80 ans. En ce qui concerne les postes électriques, la durée de vie des différents équipements est comprise entre 20 ans pour les sectionneurs et 40 ans pour les transformateurs et les disjoncteurs (ABB, 2011).

Comme le chantier de démantèlement aura lieu dans plusieurs décennies, décrire les méthodes et les technologies qui seront employées relève de la prospective. Les informations sur les pratiques actuelles de démantèlement des infrastructures de réseau électrique de transport sont peu nombreuses. Pour les lignes aériennes, le CIGRE (Conseil International des grands réseaux électriques), un organisme rassemblant des experts internationaux du transport de l'électricité, a publié un rapport sur l'analyse de cycle de vie des lignes aériennes (CIGRE WG B2.15, 2004) qui décrit le démantèlement des pylônes et des fondations. Les différentes étapes du démantèlement sont décrites par De Forges de Parny et Lévêque (1993a) :

- Les conducteurs sont déposés et enroulés sur un touret à l'aide d'un treuil.
- Les pylônes sont sectionnés à leur base, et évacués, soit par hélicoptère, soit par la route.
- Les fondations peuvent être détruites pour restaurer le sol dans son état initial, mais il est également possible qu'elles soient laissées dans le sol. C'est également le cas pour les mises à la terre.

On peut considérer que ces étapes donnent lieu à des impacts directs de même nature que ceux qui ont lieu durant la construction : transformation des sols et émissions de polluants par les engins de chantier.

Enfin, la plupart des déchets produits dans le cadre d'un chantier de démantèlement sont des déchets métalliques, potentiellement à haute valeur marchande. Ils peuvent être revendus, pour être retraités ou recyclés. Les impacts indirects qui résultent du traitement de ces déchets sont discutés au paragraphe suivant.

#### 2.2.2.2. SYSTÈME D'ARRIÈRE-PLAN

Le principe de l'analyse de cycle de vie conséquentielle est d'évaluer la variation d'impacts environnementaux qui résulte d'une décision. Les changements qui se produisent dans les activités de premier plan se répercutent sur le reste du système économique par l'intermédiaire de divers mécanismes, notamment économiques. Les activités affectées par ces changements mais qui ne sont pas directement sous le contrôle opérationnel du décideur, en ce qui concerne leur sélection ou leur mode d'exploitation, constituent le système d'arrière-plan.

À la différence de l'ACV attributionnelle, le système d'arrière-plan en ACV conséquentielle n'inclut pas l'ensemble des activités qui sont impliquées dans la réalisation de l'unité fonctionnelle (cf. § 1.3.1). L'achat d'un produit ne provoque les impacts qui résultent de sa production que si le produit est fabriqué sur commande ou si l'achat provoque la fabrication d'un autre produit identique. En règle générale, l'achat d'un produit peut se modéliser par une augmentation de demande sur un marché, qui peut avoir plusieurs types de conséquences selon la nature de ce marché. De plus, suivant l'horizon temporel considéré, une même variation de demande peut avoir des effets différents : à court terme, les capacités de production sont fixes, et seule l'utilisation de ces capacités existantes peut varier (effets d'utilisation) ; à long terme, les capacités de production peuvent s'adapter à la demande (effets d'investissement).

### **i. Conséquences sur le système électrique**

La conséquence principale de la réalisation d'un projet de renforcement du réseau électrique est le fait qu'elle affecte le fonctionnement du système électrique. Comme pour les autres types de conséquences du projet, nous distinguons les effets d'utilisation, où les capacités de production sont supposées être fixes, et les effets d'investissement, où les capacités de production peuvent varier en conséquence du changement étudié.

#### ❖ Effets d'utilisation, à moyens de production fixe

##### ➤ EFFETS SUR LA CONGESTION ET LES PERTES DANS LE RÉSEAU ÉLECTRIQUE

La réalisation d'un projet de renforcement affecte la production des centrales électriques connectées au réseau électrique de transport, par le biais de plusieurs chaînes de cause à effet.

Premièrement, le renforcement du réseau va permettre de réduire le nombre de situations de congestion rencontrées sur le réseau de transport très haute tension (THT). Une situation de congestion désigne une situation dans laquelle le réseau est incapable de réaliser la livraison physique des quantités d'énergie échangées sur le marché de gros de l'électricité car les limites de transits dans le réseau sont atteintes. À l'issue des transactions entre acteurs du marché de gros de l'électricité, chaque opérateur de centrale communique au gestionnaire du réseau de transport (GRT) son programme de production pour la journée suivante (voir § 1.4.1.4). Le GRT réalise des simulations pour vérifier que toutes les contraintes relatives à la conduite du réseau sont satisfaites. Lorsque ce n'est pas le cas, le GRT dispose d'un mécanisme de résolution des congestions, appelé en France « mécanisme d'ajustement ». Ce mécanisme permet au GRT d'activer des offres à la hausse ou à la baisse de la part des centrales électriques participantes. Des offres d'effacement peuvent également être mobilisées dans le cadre de ce mécanisme. Dans les cas les plus extrêmes, par exemple lorsque la production éolienne est très élevée, le GRT peut décider de déconnecter des unités de production électrique afin de garantir la stabilité du réseau, ce qui entraîne du « déversement ». La résolution de situations de congestion chroniques, actuelles ou futures, est aujourd'hui une des principales raisons du développement du réseau électrique de transport en Europe. En augmentant la capacité de transit du réseau par la réalisation d'un projet de renforcement, la congestion dans le réseau diminue. Ainsi, le GRT doit faire appel au mécanisme de résolution des congestions moins souvent. Ce changement entraînera donc une modification de la production de certaines centrales électriques participant à ce mécanisme, et de la demande des clients participants offrant

des capacités d'effacement. Le renforcement du réseau permet donc de rapprocher le programme de production effectif des centrales électriques de celui obtenu à l'issue des transactions sur le marché de gros de l'électricité, supposé représenter un optimum économique.

La seconde chaîne de relations causales concerne les pertes électriques ayant lieu dans le réseau. Le renforcement du réseau va entraîner une modification des flux de puissance dans le réseau, ce qui aura un effet sur les pertes. À production électrique identique dans les centrales, la création d'une nouvelle ligne aurait pour effet de réduire l'intensité du courant transmis et donc de faire baisser les pertes. Cependant, comme expliqué plus haut, un renforcement du réseau peut affecter le programme de production des centrales en réduisant le nombre de situations de congestion. Il est donc possible qu'un renforcement résulte en une augmentation locale des pertes dans le réseau. C'est régulièrement le cas des projets d'interconnexions entre les systèmes électriques de pays différents : l'électricité importée est transportée sur de plus longues distances et une plus grande partie est perdue. Le GRT achète aux producteurs l'énergie correspondant aux pertes ayant lieu dans le réseau de transport. La demande en électricité de la part du GRT va donc changer suite à la mise en service du projet de renforcement, ce qui mènera à une modification de l'offre par les producteurs d'électricité (aussi bien en matière de quantité totale d'énergie produite que de répartition entre producteurs). Contrairement au mécanisme de résolution des congestions, les centrales affectées ne sont pas uniquement celles qui participent au mécanisme. De plus, les consommateurs proposant des offres d'effacement ne sont pas affectés.

Dans les deux cas, seule la production des centrales est affectée. Les impacts qui sont liés à leur construction ne sont pas à inclure dans les conséquences à modéliser. En effet, la construction de ces centrales a eu lieu à une date antérieure à celle de la décision de réaliser le projet de renforcement. Les impacts associés ne sont donc pas à en prendre en compte. De même, le fait que la production d'une centrale varie n'affectera en rien les activités lors de son démantèlement, en fin de vie.

Cette variation de production pourrait cependant avoir une influence sur sa durée de vie. La décision de démanteler une centrale dépend de nombreux facteurs. On peut citer, entre autres, sa rentabilité, fortement dépendante du coût de son carburant dans le cas d'une centrale thermique, son coût d'entretien, sa conformité avec la réglementation, etc. Le nombre d'heures de fonctionnement à pleine charge n'est donc qu'un critère parmi beaucoup d'autres. Dans le cas d'un changement de production de grande ampleur, l'hypothèse que ce changement n'affecte pas la durée de vie d'une centrale ne semble pas valide. Cependant, dans le cas d'un projet de renforcement, la variation de production ne représente que quelques pourcents de la production totale d'une centrale. Nous prendrons donc l'hypothèse qu'un projet de renforcement n'affecte pas la durée de vie d'une centrale. Seuls les impacts qui sont proportionnels à la production électrique (émissions directes de polluants, achats de combustibles et de consommables, maintenance) seront pris en compte.

#### ➤ EFFETS SUR LE DÉLESTAGE

Le GRT peut décider de procéder à du délestage, c'est à couper volontairement l'alimentation de certains clients, pour maintenir la stabilité du réseau. Cette situation est

cependant très rare. Le renforcement du réseau électrique de transport permet d'améliorer la fiabilité du système électrique. En réalisant un renforcement, la capacité du système à assurer ses fonctions de maintien de la qualité de l'électricité est accrue. Ainsi, pour le réseau modifié, le nombre de situations pour lesquelles le réseau n'est pas capable de répondre à la demande électrique diminue : à demande constante par les clients, les livraisons d'énergie augmentent du fait d'une moindre défaillance du système et donc d'un moindre délestage. En considérant uniquement l'aspect des impacts sur l'environnement (sans considération sur les effets économiques du délestage), une réduction du délestage provoque une augmentation des impacts environnementaux : une part plus importante de l'énergie demandée est produite et livrée si le projet est réalisé, ce qui cause logiquement davantage d'impacts sur l'environnement.

Cette augmentation de la production électrique due à une baisse du délestage doit-elle être prise en compte ? Le système électrique avec ou sans renforcement ne remplit pas exactement la même fonction, puisque sans renforcement, il sera défaillant dans certaines situations où il pourrait continuer à assurer sa fonction si le renforcement avait été réalisé. Peut-on donc rigoureusement comparer des systèmes dont la fonction n'est pas tout à fait équivalente ? La réponse à cette question dépend du but de l'étude défini.

Si l'objectif de l'étude était l'étude des impacts attribuables à l'activité de production et de transport de l'électricité par le réseau électrique de transport français (analyse de cycle de vie attributionnelle), alors la comparaison ne serait pas valable puisque les deux systèmes ne remplissent pas exactement la même fonction. Pour que la comparaison soit valide, il faudrait adapter l'unité fonctionnelle pour qu'elle inclue un critère de fiabilité que les deux « alternatives de réseau de transport » (réseau avec et sans renforcement) satisfasse. La comparaison s'effectuerait alors uniquement sur le nombre d'heures durant lesquelles le système doit fonctionner sans défaillance. Les heures pour lesquelles la défaillance est admissible ne feraient pas partie de la comparaison.

Cependant, dans le cadre de cette thèse, nous cherchons à évaluer les conséquences de la décision de réaliser un projet de renforcement du réseau électrique de transport (objectif d'analyse de cycle de vie conséquentielle). Ainsi, nous cherchons à modéliser l'ensemble des conséquences de cette décision qui résultent en une variation des interactions environnementales des activités humaines. Pour cela, nous réalisons deux scénarios alternatifs, et nous comparons les impacts environnementaux qui auraient lieu dans ces deux scénarios. Si la quantité d'énergie non distribuée (délestage) est plus faible dans le scénario où le projet de renforcement a été réalisé, il s'agit bien d'une conséquence de la décision étudiée. Les variations d'interactions environnementales qui en résultent devraient donc théoriquement être inventoriées. Cependant, le délestage a des conséquences en dehors du système électrique, sur d'autres activités économiques. Attribuer une valeur économique à l'énergie non distribuée est déjà une tâche complexe. Modéliser les conséquences environnementales d'un moindre recours au délestage semble extrêmement complexe.

La faible fréquence de ces situations de délestage, leur diversité, la méconnaissance de leurs conséquences environnementales font que dans le cadre de ces travaux, nous négligerons cette chaîne de cause à effet.

❖ Effets d'investissement

➤ EFFETS D'INVESTISSEMENT SUR LA PRODUCTION ÉLECTRIQUE

Les investissements dans le réseau électrique et dans les centrales de production sont étroitement liés. Par exemple, le développement des interconnexions entre différents systèmes électriques permet de mettre en commun les capacités de production électrique et ainsi de réduire le recours aux centrales de pointe en important de l'électricité à un prix moins élevé depuis l'étranger. Cet effet peut donc réduire la rentabilité des centrales de pointe, et donc avoir une influence sur les investissements futurs dans cette catégorie de centrales. De plus, lors du développement d'un projet de nouvelle centrale, le coût de connexion au réseau de transport est un des critères pris en compte. Un coût trop élevé de connexion au réseau peut remettre en cause la viabilité d'un projet.

Cependant, de nombreux autres critères entrent en jeu dans les décisions d'investissement dans la production électrique. En premier lieu, on peut citer la politique énergétique européenne, et notamment la Directive 2009/28/CE relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables. Suite à l'adoption de la Directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles (prévention et réduction intégrées de la pollution), de nombreuses centrales thermiques ne respectant pas les nouveaux seuils d'émissions de polluants ont dû être mises à l'arrêt. Enfin, en France, le mécanisme de capacité oblige les fournisseurs à détenir des garanties de capacité qui permettent de couvrir la consommation électrique dont ils sont responsables, avec une contrepartie financière. Ce mécanisme permet à des centrales dont la production annuelle est faible de rester rentables.

D'après ENTSO-E (2012), le principal moteur du développement du réseau électrique de transport est le changement dans l'implantation géographique des moyens de production, dû au développement des énergies renouvelables. À titre d'exemple, la ligne haute tension reliant la France à l'Espagne mise en service en 2015 par RTE et REE est présentée comme permettant la création de nouvelles capacités de production éolienne en Espagne. Mais doit-on pour autant considérer que le développement de ces capacités de production en Espagne est une conséquence de la réalisation du projet de renforcement ? Cette question mérite d'être analysée. L'Espagne s'est fixé un objectif de 20,8 % d'énergies renouvelables, en accord avec les objectifs européens. Si ce projet de renforcement n'est pas réalisé, il est possible que l'Espagne ait plus de difficultés à atteindre cet objectif. Cependant, le développement prévu de l'éolien en Espagne offre de nouvelles opportunités de mutualisation des capacités de production entre la France et l'Espagne, ce qui rend envisageable la réalisation d'un nouveau projet de renforcement entre les deux pays.

S'il y a donc une influence mutuelle entre le développement du réseau électrique de transport et celui de la production électrique, nous supposons que le développement des capacités de production électrique est la cause et non une conséquence du développement du réseau de transport. Un renforcement du réseau électrique peut permettre d'augmenter la capacité d'accueil de la production à un endroit donné (effet local), mais nous supposons que l'effet global sur les capacités de production à l'échelle nationale est faible. Nous considérons donc que la réalisation d'un projet de renforcement n'a pas de conséquences sur les capacités de production électrique installées.

➤ EFFETS D'INVESTISSEMENTS SUR LE RÉSEAU ÉLECTRIQUE DE TRANSPORT

En général, les projets de renforcement du réseau électrique de transport ne sont pas développés indépendamment les uns des autres mais font partie d'un plan de développement cohérent. La réalisation d'un projet peut être un prérequis à la réalisation d'un autre projet. A contrario, deux projets peuvent être en compétition pour répondre à un même besoin, et la réalisation de l'un entraîne l'abandon de l'autre. Les projets de renforcement sont principalement développés pour résoudre des problèmes de congestion chroniques, présents ou futurs, dus à une augmentation de la demande électrique de pointe ou à des changements dans la production électrique (en particulier le développement des énergies renouvelables). Ainsi, renforcer le réseau à un endroit donné peut résoudre localement une congestion mais en révéler une nouvelle ailleurs.

Afin de prendre en compte l'influence du projet de renforcement étudié sur le développement futur du réseau électrique de transport, il faudrait développer deux scénarios de développement différents selon que le projet est réalisé ou non. En pratique cependant, il serait irréaliste de vouloir réaliser un travail prospectif spécifique à chaque alternative, le travail demandé serait trop important. Ce type de conséquence ne sera donc pas modélisé dans cette thèse, mais constitue une perspective de travail.

**ii. Conséquences sur les services de télécommunication**

Comme évoqué au paragraphe 2.2.1.1, la réalisation d'un projet de renforcement peut permettre d'offrir des services relatifs aux marchés de télécommunications, soit en louant la bande passante des fibres optiques utilisées dans le système d'information du GRT, soit en utilisant les pylônes des lignes aériennes comme supports pour des antennes de réseaux mobiles.

Dans le cas où une demande spécifique serait identifiée dès la phase de définition du besoin, il faudrait traiter ce service comme un coproduit. La réalisation du projet permet d'éviter la construction d'une infrastructure dédiée à la télécommunication offrant la même fonctionnalité. Il serait donc nécessaire de définir un scénario dans lequel une infrastructure dédiée à la télécommunication est réalisée. Cependant, d'après une communication directe de RTE, Arteria, sa filiale proposant des services aux entreprises de télécommunication, n'est pas impliquée dans les activités de développement du réseau de transport, et se contente de proposer des services à partir du réseau existant.

Nous considérerons que ces conséquences ne sont pas à prendre en compte dans la définition des frontières du système. De plus, il est probable que les impacts liés à ces conséquences soient négligeables. En effet, le chiffre d'affaire d'Arteria représente moins de 0,2 % de celui du groupe pour l'année 2013 (RTE, 2013). Même si le chiffre d'affaire généré par une activité n'est pas directement lié à l'ampleur des impacts environnementaux qui en résultent, cette différence d'échelle permet de donner une idée de leur importance relative.

**iii. Conséquences liées aux achats de matériels et de matières premières**

Les activités de premier plan (construction, maintenance, démantèlement) nécessitent d'une part l'achat de matières premières et de produits. En dehors des impacts liés au transport de ces produits depuis leur lieu d'achat vers leur lieu d'utilisation, ces actes d'achat

n'ont que peu d'impacts environnementaux directs. Cependant, ils induisent indirectement des changements dans le système économique, qui résultent en une variation des impacts environnementaux.

Les achats réalisés représentent des variations de demande de très faible ampleur au regard de la demande totale : par exemple, la quantité d'acier galvanisé utilisé pour une ligne aérienne est très faible devant la quantité produite annuellement à l'échelle mondiale. On considérera alors que seul le producteur marginal est affecté. Nous choisirons donc d'utiliser des données issues de la base ecoinvent, dont les versions 3.0 et supérieures proposent un modèle « *substitution, consequential, long-term* ». Pour les différents composants achetés dans le cadre d'un projet de renforcement, nous supposons que l'achat d'un composant est équivalent à une augmentation de demande des matériaux qui le composent.

Les composants à acheter diffèrent selon le type d'infrastructure à réaliser. Les principaux éléments composant les lignes aériennes, les liaisons par câble et les postes électriques sont présentés ci-dessous.

#### ❖ Lignes aériennes

Parmi les principaux éléments constituant une ligne aérienne à très haute tension, on peut citer les suivants (Porcheron & De Forges De Parny, 2000) :

- Les câbles conducteurs, qui assurent la continuité électrique du réseau de transport. Ils sont généralement réalisés en aluminium ou alliage d'aluminium. Il est possible d'assembler plusieurs conducteurs en faisceaux, ce qui permet d'augmenter la puissance transmissible sur la ligne. Il existe plusieurs familles de câbles (Chanal & Lévêque, 2003) :
  - Câbles aluminium-acier (ACSR) : une âme centrale en acier galvanisé haute résistance mécanique est utilisée pour assurer la tenue mécanique du conducteur, et un ensemble de fils d'aluminium de grande pureté sont disposés en plusieurs couches autour de cette âme afin de conduire le courant.
  - Conducteurs homogènes en almélec (AAAC) : ces conducteurs sont réalisés dans un alliage d'aluminium contenant de faibles additions de magnésium et de silicium.
  - Câbles almélec-acier (AACSR) : certaines conditions particulières, comme les lignes de montagnes, exigent des câbles très résistants mécaniquement. Il est alors possible de réaliser des câbles sur le même principe que les câbles ACSR en utilisant de l'almélec à la place de l'aluminium.
- Les isolateurs permettent de transmettre les efforts de conducteurs aux supports tout en assurant l'isolement électrique. Il s'agit le plus souvent de chaînes d'isolateurs réalisées en verre trempé.
- Les supports peuvent prendre des formes et des dimensions très variées en fonction des caractéristiques de la ligne. Pour les tensions supérieures à 225 kV, les supports les plus courants sont des pylônes en treillis d'acier, mais il existe également des pylônes dit architecturés, en béton. L'ancrage de ces supports au sol nécessite de réaliser des fondations, en béton armé.
- Les câbles de garde, qui permettent de capter les coups de foudre direct afin qu'ils n'atteignent les câbles conducteurs que de manière limitée. Ils permettent également d'améliorer la circulation des courants de défaut à la terre et de diminuer les effets

d'induction sur les installations voisines. Il est très courant que le câble de garde contienne également une fibre optique qui sert de support au système d'information du GRT.

Il existe également de nombreux autres équipements de plus petite taille, tels que les pinces de suspension (qui permettent de relier les isolateurs aux conducteurs), les manchons de jonction (pour raccorder deux longueurs de conducteur), les entretoises (pour maintenir écartés deux conducteurs en faisceau), ou les amortisseurs (pour absorber les vibrations du conducteur et ne pas les transmettre au support).

#### ❖ Câbles isolés

Les liaisons par câble isolés regroupent un ensemble de solutions techniques qui impliquent l'utilisation de câbles isolés. Pour la très haute tension, il s'agit principalement de câbles coaxiaux unipolaires. Ces câbles sont constitués des éléments suivants (Pays, 1994b) :

- Le conducteur central, appelé âme, est réalisé en cuivre ou en aluminium. Sa structure interne peut varier. Pour les sections inférieures ou égales à 1200 mm<sup>2</sup>, il peut s'agir d'un unique câble, généralement en aluminium. Il est aussi possible que l'âme soit un assemblage de plusieurs fils individuels. Pour les très fortes sections et pour le transport d'énergie sous tension alternative, l'âme conductrice est le plus souvent constituée de plusieurs segments câblés individuellement et isolés les uns des autres (ce qui permet de réduire les pertes par effet de peau).
- Une enveloppe isolante vient ensuite entourer l'âme. Plusieurs matériaux sont utilisables en tant qu'isolant dans les câbles HTB. En France, le cahier des charges général relatif aux lignes souterraines HTB (RTE, 2012b) indique que les matériaux utilisés en France sont le polyéthylène basse densité (PEBD), le polyéthylène haute densité (PEHD), le polyéthylène réticulé (PR) et le caoutchouc d'éthylène propylène (EPR).
- Vient ensuite un écran métallique qui joue le rôle d'électrode de référence, mais également de conducteur d'évacuation du courant de court-circuit, de barrière d'étanchéité ou encore de protection mécanique.
- Enfin, cet écran est recouvert d'une gaine externe, généralement en matériau synthétique.

Les câbles isolés utilisés dans le réseau électrique de transport sont généralement installés dans des tranchées souterraines. Pour les câbles 400 kV, ils sont protégés par des fourreaux en PVC enrobés de bétons (Pays, 1994a).

#### ❖ Postes électriques

Un poste électrique contient de nombreux éléments permettant d'assurer ses fonctions, parmi lesquels les plus courants sont les suivants :

- Les jeux de barres permettent de relier entre eux les départs de même tension.
- Les disjoncteurs (CEI, 2000a) sont des appareils mécaniques de connexion capables d'établir, de supporter et d'interrompre des courants dans les conditions normales du circuit, ainsi que d'établir, de supporter pendant une durée spécifiée et d'interrompre des courants dans des conditions anormales spécifiées du circuit telles que celles du court-circuit. Ces appareils peuvent notamment contenir de l'hexafluorure de soufre (SF<sub>6</sub>), un puissant gaz à effet de serre utilisé pour ses propriétés diélectriques.
- Les sectionneurs (CEI, 2000b) sont des appareils mécaniques de connexion qui assurent, en position d'ouverture, une distance de sectionnement satisfaisant à des

conditions spécifiées. Ils sont utilisés pour isoler une portion de circuit sur laquelle on veut effectuer des travaux ou que l'on souhaite mettre hors tension.

- Les transformateurs de mesure (CEI, 1986) sont des transformateurs destinés à transmettre un signal d'information à des appareils de mesure, à des compteurs, à des dispositifs de protection ou de commande.
- Les transformateurs de puissance permettent de faire la liaison entre deux réseaux de tensions différentes.

#### **iv. Conséquences liées à la génération de déchets**

Durant les différentes phases du cycle de vie d'un projet de renforcement, divers types de déchets sont générés, dont il faut assurer le traitement. Les activités de traitement des déchets doivent donc être incluses dans les frontières du système étudié. Les déchets produits par le démantèlement d'une ligne aérienne à haute tension sont principalement des déchets de métaux, qui ont potentiellement une forte valeur marchande. Actuellement, les déchets métalliques issus des chantiers de RTE sont généralement revendus à un collecteur qui en assure le recyclage. Le démantèlement des infrastructures aura lieu dans un avenir lointain, mais nous prendrons l'hypothèse que l'intégralité des déchets métalliques est recyclée. Dans le cas du recyclage, le traitement des déchets résulte dans la production d'un nouveau produit, qui est ensuite disponible à la vente. Cette augmentation d'offre pour un produit a alors des effets indirects sur le système économique, qui induisent une variation des impacts environnementaux.

#### **2.2.2.3. SYNTHÈSE**

La figure 2-1 schématise les principales conséquences de la réalisation d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport. Les activités directement affectées par la décision, qui forment le système de premier plan, sont les activités de construction, d'exploitation, de maintenance et de démantèlement du projet. Les changements dans ces activités de premier plan ont des conséquences sur le reste du système économique et affectent indirectement d'autres activités. Le premier rang des activités affectées de manière indirecte est également représenté sur la figure.

Les principales conséquences indirectes concernent l'interaction du projet avec le reste du système électrique. En effet, la réalisation du projet permet de réduire la congestion dans le réseau électrique, ce qui induit un recours moins régulier au re-dispatching de la part du gestionnaire du réseau de transport. De même, la mise en service d'une ligne a une influence sur les pertes électriques dans le réseau. Ces deux types de conséquences entraînent une modification de la production des centrales électriques. Nous faisons cependant l'hypothèse qu'un projet de renforcement n'influence pas le développement des capacités de production électrique.

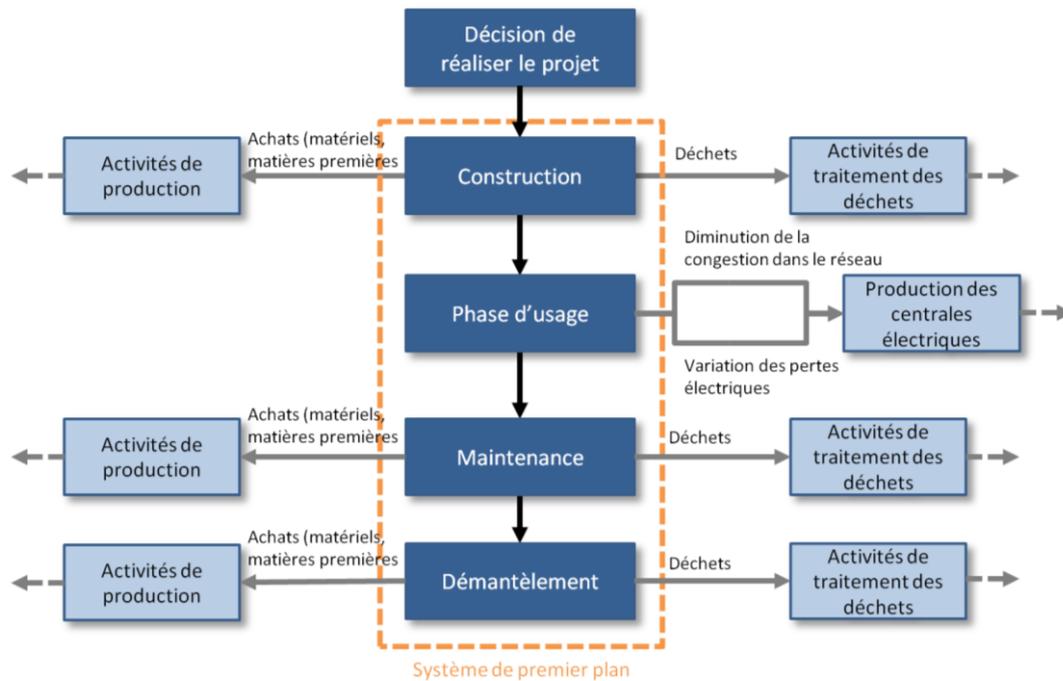


Figure 2-1. Illustration des conséquences d'un projet de renforcement

Les achats réalisés lors des différentes phases du cycle de vie du projet provoquent également des changements dans le système économique. Ces changements sont modélisés en suivant l'approche conséquentielle développée par Ekvall et Weidema (2004). Une approche similaire est utilisée pour les déchets, dont le traitement doit également être modélisé.

### 2.3. INVENTAIRE DE CYCLE DE VIE

L'étape d'inventaire de cycle de vie consiste à comptabiliser l'ensemble des flux entre l'écosphère et le système dont les frontières ont été définies à l'étape précédente. Pour calculer cet inventaire, toutes les activités qui ont été identifiées à l'étape précédente comme étant affectées par la réalisation d'un projet de renforcement doivent être modélisées. Pour chaque activité, les intrants et les sortants sont inventoriés en distinguant les échanges avec la technosphère (flux intermédiaires) d'une part (achat de produits ou génération de déchets / coproduits) et les échanges avec l'écosphère (flux élémentaires) d'autre part (émissions de substances chimiques ou extractions de ressources naturelles). Nous avons choisi d'utiliser un modèle de cycle de vie statique et non régionalisé. Ainsi, les flux élémentaires ne sont pas différenciés en fonction de leur zone géographique ou de la date à laquelle ils ont lieu.

Cette partie consiste donc à décrire les modèles à utiliser pour les différentes activités affectées par la réalisation d'un projet de renforcement, en traitant de manière séparée les activités du système de premier plan, les activités de production électrique affectées par le renforcement du réseau et les activités d'arrière-plan liées au cycle de vie de l'infrastructure.

Nous nous limitons ici à des recommandations générales à ce stade, qui devront être déclinées lors de l'application à un cas d'étude concret.

L'analyse étant réalisée lors de la phase de définition du besoin du projet, les spécifications techniques finales du projet ne sont pas encore déterminées. La modélisation des étapes du cycle de vie du projet de renforcement est donc réalisée de manière simplifiée, en faisant appel à de nombreuses estimations et approximations. Des méthodes d'analyse de sensibilité et d'analyse d'incertitude seront donc mises en œuvre pour vérifier la validité des hypothèses prises et pour identifier les activités pour lesquelles un modèle plus précis devra être utilisé.

### **2.3.1. Premier plan**

Pour chacune des activités incluses dans le système de premier plan, il est nécessaire de faire l'inventaire de l'ensemble des intrants et des sortants. Les activités à inventorier pour chacune des phases du cycle de vie du projet étudié dépendent de la solution technique retenue. Les recommandations suivantes concernent uniquement les lignes aériennes et les postes électriques intégrant des composants listés au paragraphe 2.2.2.2. Elles nécessiteraient d'être adaptées pour être applicables à une autre solution technique.

Le système de premier plan est constitué des activités de construction, d'exploitation, de maintenance et de démantèlement, pour chacune des infrastructures construites dans le cadre du projet de renforcement. Nous supposerons que la durée de vie technique d'une ligne aérienne est de l'ordre de 80 ans, celle d'un poste électrique de 40 ans. Lors de la définition de l'unité fonctionnelle (cf. § 2.2.1), une période d'étude a été définie. Les impacts dus à l'infrastructure sont calculés pour toute leur durée de vie technique, puis rapportés à la période d'étude. Ainsi, si la période définie dans l'unité fonctionnelle dure 2 ans, seuls 1/40 des impacts de l'infrastructure de ligne aérienne et 1/20 des impacts de l'infrastructure des postes seront attribués à l'unité fonctionnelle.

#### **2.3.1.1. PHASE DE CONSTRUCTION**

Durant la phase de construction, des travaux sont réalisés sur plusieurs chantiers pour réaliser les infrastructures du projet. Cette activité consiste donc en des travaux de terrassement et de réalisation de fondation, puis en l'assemblage de différents composants, qui dépendent du type d'infrastructure à réaliser.

La modélisation de cette activité est spécifique à chaque projet de renforcement, puisque les infrastructures à construire dépendent de la solution technique retenue pour la ligne. L'activité de construction a donc été modélisée de manière simplifiée.

##### **i. Flux élémentaires (émissions et extractions directes)**

Les impacts directs liés aux chantiers peuvent principalement se classer en deux catégories.

❖ Transformation des sols

L'emprise au sol doit être estimée pour chaque type d'infrastructure, afin de calculer la surface transformée et occupée pendant la période d'étude. Pour les lignes aériennes, nous avons considéré que la zone située sous les câbles est totalement disponible pour d'autres usages, et donc que la ligne aérienne n'occupe que la surface située sous les pylônes. Dans le cas où une ligne aérienne traverse une zone de forêt où un élagage préalable au chantier est nécessaire, nous avons considéré qu'il s'agit d'une transformation de sol sur toute la surface du couloir. Des largeurs moyennes de couloir de 57 m et de 37 m seront utilisées pour les lignes aériennes 400 kV et de 225 kV respectivement (RTE, 2002). La longueur doit être estimée en fonction des informations disponibles sur le tracé au moment de la réalisation de l'étude.

❖ Émissions de polluants des engins de construction

Les émissions dues aux engins de construction sont calculées à partir des données issues de la base de données ecoinvent, en utilisant l'activité « *market for machine operation, diesel, < 18.64 kW, low load factor [GLO]* ». Le nombre d'heures de fonctionnement des machines pourra être estimé en fonction du nombre de jours-hommes alloués au chantier, en supposant une machine pour 10 hommes et 7 heures de fonctionnement par jour.

**ii. Flux intermédiaires (achats et déchets)**

Une estimation des achats à réaliser pour l'activité de construction doit être réalisée, à partir des spécifications techniques connues sur le projet de renforcement à la date de réalisation de l'étude. La nature et la quantité de chaque élément acheté doivent être inventoriés. Il s'agit ensuite de modéliser quelles sont les activités affectées par ces achats, et les impacts environnementaux qui en résultent (cf. § 2.3.3.1).

De même, les déchets générés lors de la construction sont à inventorier. On pourra notamment citer les chutes des conducteurs et des câbles de garde. La modélisation du traitement des déchets est évoquée dans la partie 2.3.3.2.

2.3.1.2. PHASE D'USAGE

Durant sa phase d'usage, l'utilisation de la ligne entraîne des émissions directes, qui diffèrent selon l'infrastructure considérée.

**i. Lignes aériennes**

❖ Émissions liées à l'effet couronne

L'effet couronne se produit au niveau des conducteurs des lignes aériennes à haute tension. Ce phénomène est responsable de la formation de molécules d'ozone ( $O_3$ ) et de protoxyde d'azote ( $N_2O$ ). Il apparaît lorsque le potentiel électrique dépasse une valeur critique, mais dans des conditions ne permettant pas la formation d'un arc électrique. Il est également à l'origine du grésillement caractéristique qu'on peut entendre à l'abord des lignes aériennes à haute tension, particulièrement par temps de pluie. En première approximation, nous avons considéré que ces émissions sont proportionnelles à la longueur de conducteur des lignes aériennes. Dans la base de données ecoinvent 3.2 (Frischknecht et al., 2007), l'estimation de ces émissions par kilomètre de réseau de transport est basée sur

l'inventaire des émissions annuelles de O<sub>3</sub> et de N<sub>2</sub>O sur l'ensemble du réseau de transport suisse. Sur les 40 000 km de lignes aériennes en Suisse, 250 tonnes d'ozone et 280 tonnes de protoxyde d'azote sont émises, soit respectivement 6,25 kg/km et 7,00 kg/km. Ces valeurs représentent des moyennes tous niveaux de tension confondus. En réalité, la quantité de ces substances produites par effet couronne augmente avec la tension de la ligne. Ces valeurs ont donc été choisies comme valeurs par défaut, en l'absence d'une estimation précise des émissions du projet de renforcement étudié.

❖ Émissions d'ions métalliques

Les infrastructures de réseau électrique de transport utilisent de nombreux composants métalliques. L'acier galvanisé est un matériau très utilisé pour les pylônes de lignes aériennes et pour différents composants des postes électriques. Une couche de zinc est déposée sur l'acier afin de le protéger contre la corrosion atmosphérique. En effet, du fait de son potentiel d'oxydoréduction négatif, le zinc est un métal très actif qui se corrode facilement en présence d'oxygène et d'humidité. La corrosion atmosphérique du zinc entraîne la formation d'une couche d'oxyde de zinc, qui se comporte comme une barrière de protection physique entre l'acier et l'environnement. Cependant, contrairement à d'autres métaux comme l'aluminium, l'oxyde de zinc est poreux et la corrosion n'est pas stoppée une fois la couche d'oxyde formée. De plus, la couche d'oxyde de zinc peut être attaquée, soit par une action mécanique (vent ou sable), soit par dissolution des produits de corrosion à cause de la pluie ou de la condensation (Veleva et al., 2010). Plusieurs études ont été réalisées pour estimer la quantité de zinc libérée dans l'environnement du fait de l'exposition de l'acier galvanisé aux conditions atmosphériques (He, 2002 ; Lindström & Odnevall Wallinder, 2011). Une partie de cette couche de zinc est émise dans l'environnement et n'est donc plus disponible au recyclage. Le taux d'émission de zinc est élevé la première année d'exposition puis diminue avec le temps. Bertling et al. (2006) ont observé un taux d'émission moyen de zinc à long terme compris entre 0,07 et 2,5 g.m<sup>-2</sup>.a<sup>-1</sup>. Cette variation est principalement due à la quantité de précipitations à laquelle le métal a été exposé. Bertling et al. ont également réalisé des tests d'écotoxicité sur une variété d'algue verte, permettant de montrer que la concentration en zinc de ces eaux de ruissellement est suffisante pour inhiber leur vitesse de croissance. Cependant, ils font remarquer que cette eau sera tout d'abord filtrée par le sol directement au pied du lieu d'exposition de l'acier galvanisé. Une partie du zinc est donc retenue dans le sol et n'atteindra donc pas les lacs ou les rivières. Les auteurs concluent que tant que la capacité d'absorption du sol n'est pas atteinte, aucune toxicité n'est observée pour l'eau de ruissellement. Nous choisirons tout de même de modéliser une émission de zinc dans le sol, de 2,5 g.a<sup>-1</sup>, par m<sup>2</sup> d'acier galvanisé exposé aux conditions atmosphériques.

ii. **Postes électriques**

❖ Émissions d'hexafluorure de soufre

Dans les postes électriques, en particulier les postes sous enveloppe métallique (mis en œuvre pour rendre compactes les installations électriques en espace réduit) l'hexafluorure de soufre (SF<sub>6</sub>) est utilisé et de faibles émissions de ce gaz peuvent avoir lieu. En effet, ce gaz est utilisé dans plusieurs types d'équipement en tant qu'isolant gazeux, du fait de sa rigidité diélectrique importante. Cependant, il s'agit également d'un puissant gaz à effet de serre, avec un potentiel de réchauffement global à 100 ans (GWP100) 22 800 fois supérieur

à celui du CO<sub>2</sub>. Des microfuites peuvent avoir lieu dans ces équipements, libérant alors dans l'atmosphère de faibles quantités de ce gaz. Plusieurs normes imposent des taux de pertes maximaux pour les disjoncteurs au SF<sub>6</sub> (Jabiri & Sharafi, 2010). La norme CEI 6227-1-1-2004 impose un taux de pertes inférieur à 0,5 % par an. La norme américaine NEMA impose des pertes inférieures à 0,1 % par an. Dans la fiche de déclaration environnementale produit d'un disjoncteur 145 kV, le fabricant Siemens évalue le taux de pertes à 0,2 % (Siemens, 2010). Le fabricant ABB évalue les pertes à 0,2 kg à l'issue de 40 ans de durée de vie, pour un stock initial de 4,17 kg de SF<sub>6</sub>, soit un taux de pertes d'environ 0,12 % par an (ABB, 2011). En l'absence de données spécifiques aux équipements qui seront utilisés pour un projet de renforcement, nous avons choisi d'utiliser un taux de perte de 0,2 %.

❖ Émissions d'ions métalliques

L'acier galvanisé est également utilisé dans les postes électriques. Des émissions identiques à celles qui ont lieu pour les pylônes des lignes aériennes ont donc également lieu pour les postes électriques. De la même façon, les impacts liés à ces émissions ont été négligés.

### 2.3.1.3. MAINTENANCE

Pour assurer la maintenance des lignes à haute tension, il est nécessaire de réaliser des visites régulières afin d'évaluer le besoin d'intervenir. Ces visites sont principalement réalisées par hélicoptère. Lorsque plusieurs lignes suivent le même tracé, les activités de maintenance sont mutualisées entre les différentes lignes lorsque cela permet de réduire les coûts. Les interventions les plus courantes comprennent l'élagage des arbres aux abords de la ligne, ainsi que la peinture des supports afin de les protéger de la corrosion. Durant l'entretien des supports, il est également courant de remplacer certains composants dont la résistance mécanique est compromise à cause de la corrosion.

Les équipements des postes électriques ont des durées de vie inférieures à celle des conducteurs. Il sera donc nécessaire de les remplacer plusieurs fois durant la durée de vie technique de la ligne. Les hypothèses relatives à la durée de vie de ces équipements ont été reprises des fiches de déclaration environnementales produits du fabricant ABB (2011).

### 2.3.1.4. PHASE DE DÉMANTÈLEMENT

De la même manière que pour la phase de construction, les flux élémentaires et intermédiaires qui ont lieu durant la phase de démantèlement dépendent de la solution technique retenue.

#### i. Flux élémentaires (émissions et extractions directes)

Nous avons considéré que les travaux réalisés lors de la phase de démantèlement donnent lieu aux mêmes types d'impacts environnementaux directs que pour la phase de construction.

❖ Transformation des sols

D'après (CIGRE WG B2.15, 2004, p. 157), seuls les premiers 50 à 100 cm des fondations des lignes aériennes sont retirés lors du démantèlement, le reste étant laissé dans le sol. Du

point de vue de l'usage des sols, nous avons donc considéré que le sol est restauré dans son état original lors du démantèlement. Une hypothèse similaire a été utilisée pour les postes électriques.

❖ Émissions de polluants des engins de construction

De manière similaire à la phase de construction, les émissions des engins de construction ont été estimées à partir du nombre de jours-hommes attribués au chantier (cf. 2.3.1.1)

**ii. Flux intermédiaires (achats et déchets)**

Les déchets produits lors de la phase de démantèlement ont été estimés à partir des achats réalisés lors de la phase de construction. Pour chaque composant acheté, un composant usagé est à retraiter à l'issue du démantèlement. Actuellement, les déchets métalliques produits lors des chantiers de démantèlement ont une valeur marchande suffisante pour rendre leur recyclage économiquement viable. Nous ferons donc l'hypothèse qu'il en sera toujours de même lors du démantèlement de l'infrastructure réalisée dans le cadre du projet. Nous supposons que tous les déchets métalliques produits sont expédiés vers des centres de tri en vue de leur recyclage. La modélisation des activités de recyclage est présentée au paragraphe 2.3.3.2. Pour l'acier galvanisé, nous avons considéré qu'une partie du zinc qui forme la couche de protection anti-corrosion n'est plus présente en fin de vie, et ne peut donc pas être recyclée. Conformément aux résultats obtenus par Bertling et al. (2006), le taux de perte de zinc a été fixé à  $2,5 \pm 0,4 \text{ g Zn m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ . En supposant qu'un pylône en acier galvanisé est peint au bout de 15 ans, cela suppose une perte de  $37,5 \pm 6,0 \text{ g Zn m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , ce qui représente entre 5 et 7 % de la masse de zinc totale utilisée pour un acier galvanisé dont la couche de zinc a une épaisseur de 90  $\mu\text{m}$ . Idéalement, la valeur retenue pour ce taux pourrait être différenciée suivant le volume de précipitation annuel dans la zone géographique dans laquelle le projet de renforcement est réalisé.

Ces émissions dues à la corrosion n'ont pas lieu dans des proportions significatives pour l'aluminium (Faller & Reiss, 2005). Nous avons donc supposé que l'intégralité de l'aluminium utilisé pour les conducteurs est contenue dans les déchets produits lors du démantèlement.

## **2.3.2. Arrière-plan : système électrique**

### **2.3.2.1. INFLUENCE DU PROJET DE RENFORCEMENT SUR LA PRODUCTION DES CENTRALES ÉLECTRIQUES**

La modélisation des conséquences liées à l'augmentation de capacité de transfert doit être réalisée grâce à un modèle permettant de simuler le fonctionnement du réseau électrique et donc de calculer la production de chaque centrale connectée au réseau électrique de transport sur la période de temps considérée. Ce modèle doit être suffisamment détaillé pour permettre d'analyser l'influence de la construction de la ligne sur la production des centrales, en comparant les résultats obtenus pour deux alternatives de réseau :

$$\Delta P_i = P_i^{ARmod} - P_i^{ARref} \quad (2-1)$$

où  $\Delta P_i$  est la variation de production de la centrale  $i$  suite à la réalisation du projet de renforcement,  $P_i^{ARmod}$  est la production totale de la centrale sur la période de temps considérée dans le cas où le projet de renforcement a été réalisé (avec réseau modifié), et  $P_i^{ARref}$  est la production totale de la centrale sur la période de temps considérée dans l'alternative de référence (avec réseau de référence), correspondant à l'option « *statu quo* » où le projet de renforcement n'a pas été réalisé.

Un projet de renforcement peut potentiellement affecter la production d'une centrale très éloignée géographiquement. Les limites géographiques du système électrique étudié doivent donc être définies de manière à ce que les imports et exports depuis et vers ce système isolé puissent être considérés comme inchangés par le projet de renforcement. Par exemple, pour un projet de renforcement ayant une influence principalement à un niveau régional, la modélisation du système électrique à une échelle nationale est suffisante. Pour un projet d'interconnexion entre deux systèmes électriques nationaux contribuant à une intégration des marchés de l'énergie à l'échelle européenne, une modélisation de l'ensemble du système électrique européen semble nécessaire. La définition des frontières exactes du système étudié et du modèle adapté dépend donc de la nature du projet de renforcement étudié, et aucune recommandation générale ne peut être formulée à ce stade.

Un projet de renforcement affecte le fonctionnement du système électrique tout au long de la durée de vie de l'infrastructure qui est réalisée dans le cadre du projet. Suivant l'évolution du système électrique, et en particulier celle des moyens de production électrique qui sont utilisés durant la période de temps définie comme intervalle d'étude, la réalisation du projet pourra avoir des conséquences différentes. Il est donc nécessaire d'utiliser plusieurs scénarios cohérents modélisant l'évolution de la demande électrique, des capacités de production électrique et du réseau électrique lui-même. Ce type de scénario est couramment développé dans le cadre d'études prospectives comme le Bilan prévisionnel de l'équilibre offre-demande d'électricité en France (RTE, 2012a). Des scénarios à l'échelle européenne ont également été développés dans le cadre du plan décennal de développement du réseau électrique européen (ENTSO-E, 2012). Cependant, pour pouvoir être utilisable dans les simulations, l'étude prospective doit avoir la même résolution spatiale et temporelle que le modèle utilisé. La plupart des études prospectives se contentent de fournir une information sur l'état du système électrique à un horizon temporel donné. Cependant, calculer l'influence d'une ligne sur une période donnée demande des hypothèses non seulement sur le mix énergétique obtenu en fin de période mais aussi sur son évolution au cours de la période considérée. Les scénarios existants ne sont donc pas directement exploitables et doivent être adaptés. Une approche similaire à celle choisie pour la méthodologie CBA de ENTSO-E (2013) pourra être choisie. Elle consiste à réaliser une simulation à moyen terme (5 à 10 ans) et à long terme (15 à 20 ans), puis à utiliser les hypothèses suivantes :

- Pour les années entre la mise en service de la ligne et l'horizon moyen terme, les coûts et bénéfices de la ligne sont supposés égaux à ceux de la simulation à moyen terme.

- Pour les années entre les horizons moyen et long terme, les coûts et bénéfices sont interpolés linéairement entre les deux résultats.
- Pour les années ultérieures à l'horizon long-terme, les coûts et bénéfices sont maintenus constants par rapport aux résultats obtenus à l'horizon long terme.

Enfin, afin de pouvoir quantifier l'influence d'un projet de renforcement sur le rendement du réseau électrique de transport et donc sur la quantité de pertes électriques, le modèle de système électrique utilisé doit avoir un niveau de détail élevé. En effet, il est facile d'avoir une estimation des pertes qui ont lieu dans la ligne en elle-même, mais la présence de cette ligne affecte les flux dans les autres lignes du réseau. Une analyse de l'influence de la ligne sur les pertes du système ne peut donc être réalisée qu'en modélisant l'ensemble du système. Les modèles couramment utilisés dans les justifications technico-économiques dans la phase de définition du besoin d'un projet de renforcement ne permettent pas de modéliser cette influence. Dans le plan décennal de développement du réseau électrique de transport européen (ENTSO-E, 2012), l'influence du projet sur les pertes électrique n'est évaluée que sur un nombre limité de situation, mais elle n'est pas quantifiée en terme de variation de quantité d'électricité perdue annuellement. La variation de production des centrales due à l'influence du projet de renforcement sur les pertes électriques dans le réseau devrait théoriquement être prise en compte dans le calcul des impacts environnementaux résultant du projet. Cependant, dans les cas où la modélisation des pertes impliquerait des temps de calculs trop élevés, cette chaîne de cause à effet devra être négligée pour des raisons pratiques. Là encore, établir des recommandations générales applicables pour n'importe quel projet de renforcements est impossible.

### 2.3.2.2. DONNÉES D'INVENTAIRE DE CYCLE DE VIE

Les simulations réalisées à partir du modèle de système électrique permettent de déterminer la variation de production de chacune des centrales du système modélisé, en utilisant l'équation (2-1). Pour modéliser les impacts environnementaux qui résultent de ces variations de production, il est nécessaire d'utiliser des données d'inventaire de cycle de vie.

#### i. Sélection de données d'inventaire issues d'ecoinvent

La base de données ecoinvent contient des données pour de nombreuses activités de production électrique, qui peuvent servir de base. Dans la version conséquentielle d'ecoinvent, elles représentent les conséquences à long-terme d'une augmentation de demande électrique d'un kilowattheure. Le tableau 2-1 ci-dessous présente les activités de production électriques pour lesquelles des données sont disponibles dans la base de données ecoinvent 3.2 pour le modèle d'inventaire « *substitution, consequential, long term* ». Ces données ont ensuite été modifiées pour garder uniquement les échanges qui varient en fonction de la production électrique, afin de modéliser les conséquences à court terme. Les modifications apportées à ces données sont présentées au paragraphe ii.

**Tableau 2-1. Type de centrale électrique et nom de l'activité correspondante dans la base de données ecoinvent 3.2 « *substitution, consequential, long term* »**

Type de centrale	Nom de l'activité ecoinvent correspondante
Centrale géothermique	<i>electricity production, deep geothermal</i>

Type de centrale	Nom de l'activité ecoinvent correspondante
Centrale thermique au charbon	<i>electricity production, hard coal</i>
Station de pompage-turbinage	<i>electricity production, hydro, pumped storage</i>
Barrage hydroélectrique, fil de l'eau et chute	<i>electricity production, hydro, run-of-river</i>
Barrage hydroélectrique, réservoir, région alpine	<i>electricity production, hydro, reservoir, alpine region</i>
Barrage hydroélectrique, réservoir, région non-alpine	<i>electricity production, hydro, reservoir, non-alpine region</i>
Centrale thermique à lignite	<i>electricity production, lignite</i>
Centrale à cycle combiné gaz	<i>electricity production, natural gas, combined-cycle power plant</i>
Turbine à combustion gaz	<i>electricity production, natural gas, conventional power plant</i>
Centrale nucléaire, réacteur à eau bouillante	<i>electricity production, nuclear, boiling water reactor</i>
Centrale nucléaire, réacteur à eau pressurisée	<i>electricity production, nuclear, pressure water reactor</i>
Centrale thermique au fioul	<i>electricity production, oil</i>
Centrale thermique à tourbe	<i>electricity production, peat</i>
Centrale photovoltaïque	<i>electricity production, photovoltaic, 570 kWp open ground installation, multi-Si</i>
Panneaux photovoltaïques	<i>electricity production, photovoltaic, 3 kWp [...]</i>
Éolien terrestre	<i>electricity production, wind, [...], onshore</i>
Éolien en mer	<i>electricity production, wind, 1-3 MW turbine, offshore</i>

Pour la production électrique depuis des panneaux photovoltaïques, il existe de nombreuses données différentes en fonction de la technologie utilisée (monocristallins, polycristallins, silicium amorphe, installation sur toiture, en façade, centrale photovoltaïque au sol). Il est également à noter que la version conséquente d'ecoinvent ne contient pas de données d'inventaire pour les activités dont la production d'électricité est un coproduit. C'est notamment le cas pour deux types d'activité :

- la cogénération, où la production de chaleur est considérée comme le produit de référence ;
- la production électrique à partir d'un déchet (incinération de déchets ménagers, production électrique à partir de gaz de hauts fourneaux), où le traitement du déchet est le produit de référence.

Dans le premier cas, la production électrique est considérée comme fatale et ne pourra pas être modulée. Dans le second cas, même si la production d'électricité est modulable à un instant donnée, elle sera reportée à une date ultérieure de manière à ce que tous les déchets produits soient traités. Nous ferons donc l'hypothèse que la production de ces types de centrale ne peut pas être affectée par la réalisation d'un projet de renforcement du réseau électrique.

## ii. Adaptation des données d'inventaire

Comme discuté au paragraphe 2.2.2.2, nous avons fait l'hypothèse que la réalisation d'un projet de renforcement affecte uniquement la production des centrales. Or, les données issues d'ecoinvent représentent les conséquences à long terme d'une augmentation de demande électrique d'un kilowattheure, produit dans une centrale du type concerné. Pour modéliser les impacts à court terme, seuls les flux qui varient en fonction du niveau de production de la centrale doivent être conservés.

### ❖ Cas général

Nous avons choisi de ne pas prendre en compte les flux suivants :

- Les flux identifiés comme des processus d'infrastructure : les impacts liés à la construction d'une centrale ne sont pas modifiés par la réalisation d'un projet de renforcement du réseau, dans la mesure où la décision de réaliser le projet a lieu à une date ultérieure à la date de construction de la centrale.
- Les flux liés à la transformation et à l'occupation des sols : la production hydroélectrique demande d'inonder une vallée et nécessite donc de transformer et d'occuper des sols. Cependant, cette occupation ne varie pas en fonction de sa production, elle est fixe, même si la centrale ne produit pas.
- Les émissions qui sont identifiées comme étant indépendantes du niveau de production de l'activité : chaque flux d'une activité ecoinvent dispose d'un champ commentaire qui donne des informations sur la manière dont il a été calculé. Ces informations permettent de juger si le flux varie en fonction de la production ou pas. Par exemple, les retenues d'eau des barrages hydroélectriques émettent du méthane. D'après ecoinvent, ces émissions dépendent de la surface submergée, de la profondeur du réservoir, de la biomasse immergée et des conditions climatiques. Ce flux peut donc être considéré indépendant du niveau de production électrique de la centrale.

### ❖ Cas des stations de pompage-turbinage

Les stations de pompage-turbinage consomment de l'énergie en heures creuses pour pomper de l'eau dans un réservoir, qui est ensuite utilisée dans des turbines pour générer de l'électricité quand la demande est plus élevée. Dans ecoinvent, la production d'un kilowattheure depuis une station de pompage-turbinage (déstockage) implique une consommation d'électricité (lors du stockage). Or, pour simuler le fonctionnement du système électrique, le fonctionnement des STEP est modélisé. Pour qu'une STEP puisse turbiner, il faut qu'elle ait préalablement suffisamment stocké d'énergie. La production électrique calculée permet de couvrir à la fois la demande électrique, les besoins de pompage et les éventuels exports. La consommation d'électricité lors du pompage est donc un flux interne au système modélisé, le prendre en compte dans les données d'inventaire de cycle de vie entraînerait du double comptage. Ce flux a donc été supprimé.

## iii. Représentativité des données

Évaluer la représentativité des données permet d'avoir une évaluation qualitative de l'incertitude introduite dans le modèle du fait de leur utilisation. Cette évaluation doit être spécifique à chaque cas d'étude, mais plusieurs observations générales peuvent être formulées.

❖ Représentativité du modèle utilisé

Les données ecoinvent correspondant à la production électrique dans les centrales thermiques sont calculées à partir d'inventaires annuels des intrants et des sortants sur plusieurs centrales du même type, rapportés à la quantité d'électricité produite annuellement. Il s'agit donc d'une moyenne annuelle. Cependant, le rendement d'une centrale dépend de son taux de charge. De même, une variation de 5 % de la production électrique n'impliquera pas la même variation de consommation de combustible suivant le taux de charge initial avant variation. En utilisant des données moyennes, une simplification importante est réalisée. Lors de l'application à un cas d'étude, une analyse de sensibilité doit être réalisée pour vérifier que cette hypothèse simplificatrice est valide.

❖ Représentativité temporelle

Les données de la base ecoinvent 3.2 sont représentatives des technologies utilisées dans la production électrique en 2012. Lors de l'application de la méthodologie à un cas d'étude, la définition de l'objectif passe par la définition d'une période de temps comme intervalle temporel d'étude (cf. § 2.1.2). Il est peu probable que les technologies de production électrique évoluent de manière significative dans les prochaines décennies. Nous prendrons donc l'hypothèse que les données pour la production électrique en 2012 sont également valables pour la production électrique tout au long de l'intervalle temporel d'étude.

### **2.3.3. Arrière-plan : hors système électrique**

La modélisation du système d'arrière-plan en ce qui concerne l'infrastructure dépend des éléments inventoriés lors de la collecte de données concernant les activités du système de premier plan. Le système d'arrière-plan diffère donc en fonction du cas d'application. Dans ce paragraphe, nous ne donnerons donc que des recommandations générales sur la modélisation du système d'arrière-plan.

#### **2.3.3.1. IMPACTS LIÉS AUX ACHATS DE COMPOSANTS ET DE MATIÈRE PREMIÈRE**

Les différents types de composants qui sont couramment utilisés dans les projets de renforcement du réseau électrique de transport ont été présentés au paragraphe 2.3.1.1. Il est nécessaire de modéliser les impacts indirects qui résultent de ces achats.

##### **i. Cas général : identification des producteurs marginaux**

A la différence de l'analyse de cycle de vie attributionnelle, les impacts qui résultent de l'achat d'un produit ne sont pas nécessairement ceux qui sont attribuables à sa production (voir §1.3.1 dans le Chapitre 1). Pour chaque achat réalisé, il est nécessaire d'identifier le producteur marginal affecté.

En ce qui concerne les achats réalisés dans le système de premier plan, nous avons pris l'hypothèse qu'ils entraînent la production d'un composant identique. En effet, si le composant est produit sur commande, alors sa fabrication est une conséquence directe de l'achat. Autrement, nous avons considéré que la production du fabricant n'est pas contrainte et qu'il peut l'adapter à la demande. L'achat d'un composant entraîne un

prélèvement sur un stock, qui est réapprovisionné par la production d'un composant identique.

Les données d'inventaire décrivant ces composants ont été collectées à partir de différentes sources, en particulier des déclarations environnementales de produits (EPD), des documentations techniques publiées par les fabricants, etc. En dernier recours, un jugement d'expert a été utilisé pour réaliser un bilan massique des différents matériaux dont le composant est constitué.

Les impacts liés au transport de produits achetés vers leur lieu d'utilisation (chantier de la ligne haute tension ou des postes électriques) devraient théoriquement être pris en compte mais ont été négligés. La comparaison entre la production d'une tonne de métal par exemple et son transport sur 100 km en camion montre que les impacts du transport sont faibles par rapport à la fabrication des matériaux.

Des données issues de la base de données ecoinvent dans sa version « substitution, long term, consequential » ont ensuite été utilisées pour modéliser le reste du système d'arrière-plan.

## **ii. Achats de produits issus du recyclage**

Les hypothèses utilisées pour modéliser les conséquences d'un achat d'un produit issu du recyclage méritent d'être explicitées plus précisément.

Premièrement, nous avons considéré qu'un produit recyclé et un produit issu d'une filière primaire sont intégralement substituables. Ils présentent des caractéristiques similaires, sont vendus au même prix sur le même marché et un client achète indifféremment l'un ou l'autre suivant leurs prix respectifs. Cette première hypothèse n'est pas nécessairement valide pour tous les types de produits. Dans le cas où l'utilisation de produits recyclés peut être valorisé dans un but de communication, un produit recyclé et son équivalent non recyclé ne partagent pas les mêmes caractéristiques et un prix plus élevé pour le produit recyclé peut être justifié. Dans le cas des produits qui entrent en jeu dans le cycle de vie d'un projet de renforcement, nous avons considéré que cette hypothèse de substituabilité totale entre un produit issu ou non du recyclage était valide.

L'achat d'un produit A issu du recyclage peut donc se modéliser comme une augmentation de demande sur le marché du produit A ; ce marché étant alimenté par plusieurs filières de productions, primaires et secondaires. Les producteurs marginaux, dont la production est affectée par cette augmentation de demande, peuvent être identifiés à l'aide de la méthode proposée par Ekvall et Weidema (2004).

Tout comme une activité de production classique, une activité de recyclage peut être contrainte, et donc sa production peut ne pas être affectée par une augmentation de demande. Dans ecoinvent, toutes les activités de recyclage des métaux (aluminium, acier) sont considérées comme contraintes par la disponibilité du matériau à recycler, et ne sont donc jamais marginales.

Le cas de l'aluminium demande une attention particulière puisque la production primaire d'aluminium est très consommatrice d'énergie, alors que son recyclage est moins énergivore. Suivant si l'une ou l'autre des filières est affectée lors de l'achat d'aluminium aura donc une importance sur les résultats. Selon ecoinvent, l'achat d'une tonne

d'aluminium issue du recyclage provoque donc toujours indirectement la production d'une tonne d'aluminium issue d'une filière primaire. Frees (2008) recommande en effet de considérer que la consommation d'aluminium résulte dans une production primaire, quelle que soit la filière de production dont provient réellement le lot acheté.

Les activités de recyclage ne peuvent cependant pas toujours être considérées comme contraintes. En effet, lorsque le gisement de déchet n'est pas entièrement recyclé, et qu'une partie doit être éliminée, il est possible qu'une augmentation de demande pour un produit recyclé provoque une augmentation du recyclage et une diminution du traitement des déchets. A noter que les impacts liés à la production du déchet ne sont pas à prendre en compte, puisque celle-ci n'est pas affectée par le changement considéré : la production de déchet à recycler est indépendante de la demande pour un produit issu du recyclage de ce déchet.

### 2.3.3.2. IMPACTS LIÉS AU TRAITEMENT DES DÉCHETS

De la même manière qu'il peut exister plusieurs filières d'approvisionnement pour un produit, pour de nombreux types de déchets, il existe plusieurs filières de retraitement. Comme pour l'achat d'un produit, l'envoi d'un déchet dans une filière donnée ne provoque pas nécessairement les impacts qui sont attribuables à son traitement. Si la capacité de traitement de cette filière est contrainte, il est possible que cela revienne indirectement à causer l'envoi d'un autre déchet dans une autre filière.

Prenons l'exemple du béton, qui peut être recyclé en granulats pour réaliser des sous-couches routières, ou être enfoui dans un centre de stockage des déchets inertes. La demande en granulats par les chantiers de voiries est indépendante de la quantité de béton à recycler. On peut donc supposer qu'une augmentation du recyclage du béton permettrait d'éviter de produire des granulats naturels.

Supposons que dans un avenir plus ou moins proche, l'ensemble du besoin en granulats pour réaliser des routes soit couvert par le recyclage, de telle sorte que cette filière est saturée. La production de déchets de béton à recycler, même si ils sont envoyés dans cette filière de recyclage, ne ferait que se substituer à un autre granulats issu de la même filière. Ainsi, cela provoquerait indirectement un enfouissement d'une quantité équivalente dans un centre de stockage des déchets inertes. Là encore, il est donc nécessaire d'identifier la filière marginale de traitement du déchet, indépendamment de celle qui est réellement choisie pour traiter le déchet.

Dans le cas de l'aluminium usagé, Frees (2008) montre que leur recyclage d'une tonne permet bien de se substituer à la production d'aluminium issu d'une filière primaire. Il recommande donc de créditer le recyclage de l'aluminium en fin de vie. Cependant, Zink et al. (2015) montrent que l'hypothèse du remplacement total d'un matériau vierge par un matériau recyclé n'est valable que dans certains cas très spécifiques. Dans le cas de l'aluminium, il est difficile de produire un alliage d'aluminium corroyé de la même qualité que l'aluminium produit depuis une filière primaire, du fait de la présence d'autres métaux dans les ferrailles d'aluminium. L'alliage recyclé est donc réduit à des applications plus limitées que l'alliage primaire. D'après le modèle économique du marché de l'aluminium réalisé par Zink et al., l'augmentation de la production d'aluminium recyclé résulterait en une baisse du prix de l'aluminium primaire, et donc en une augmentation de la production totale

d'aluminium (certaines industries utilisant un autre métal préféreraient l'aluminium du fait de cette baisse de prix). L'hypothèse de remplacement un pour un n'est donc pas valable. Les auteurs de l'étude recommandent d'utiliser un taux de remplacement  $d$ , inférieur à 1, qui peut être évalué en fonction de plusieurs paramètres représentant les élasticité de la demande et de l'offre des produits primaire et secondaire en fonction de leur propre prix et de l'élasticité croisée entre les deux produits. Ces paramètres ne sont cependant pas disponibles pour tous les marchés de produits recyclés, l'utilisation de cette formule n'est donc pas directement possible. La valeur du paramètre  $d$  sera donc fixée arbitrairement et fera l'objet d'une analyse de sensibilité.

### 2.3.3.3. SYNTHÈSE

La figure 2-2-2 présente deux exemples pour résumer l'approche utilisée pour modéliser les conséquences d'une augmentation de demande sur un marché (achat d'un produit) ou d'une augmentation d'offre sur un marché (production d'un déchet).

#### i. Achat d'un produit

Le premier schéma présente les conséquences de l'achat d'un produit A, qui peut se modéliser par une augmentation de demande sur le marché de ce produit. Sur ce marché, deux producteurs sont marginaux, c'est-à-dire que leur production est susceptible d'être affectée par une variation de la demande. Il s'agit de l'activité A1, qui est une filière de production primaire, et de l'activité A2, qui produit A à partir d'un matériau à traiter B. Il peut exister d'autres producteurs qui offrent le produit A, mais nous supposons que leur production n'est pas affectée ; ils n'ont donc pas été représentés.

Pour modéliser les marchés, nous avons considéré que l'offre et la demande sont totalement élastiques, à la hausse comme à la baisse, et que les deux élasticité sont égales : une variation de la demande d'une unité provoque une variation de l'offre d'une unité. Lorsqu'il y a plusieurs producteurs marginaux, nous avons supposé que l'élasticité de l'offre des deux producteurs est égale, c'est-à-dire que leur volume de production augmente dans les mêmes proportions, de manière à ce que la répartition de la production entre les deux filières reste inchangée. Dans le cas où ces hypothèses auraient une influence significative sur les résultats, une analyse de sensibilité pourra être réalisée.

L'augmentation de la production de l'activité de recyclage A2 entraîne une augmentation de sa consommation de matériau à recycler B. Le matériau B étant un déchet, la quantité qui en est produite est supposée indépendante. Ainsi, étant donné que le gisement de matériau B reste inchangé, la quantité de matériau B à traiter par l'activité B-1 diminue.

Pour cet exemple, les impacts environnementaux résultant d'une augmentation de la demande d'une unité sur le marché du produit A, noté  $E_A$ , peuvent donc se calculer à l'aide de la formule suivante :

$$E_A = \frac{Q_{A-1}}{Q_{A1} + Q_{A2}} \times E_{A1} + \frac{Q_{A2}}{Q_{A1} + Q_{A2}} \times (E_{A2recB} - a_{A2B} \times E_{B1}) \quad (2-2)$$

où  $E_{A1}$  est l'impact environnemental causé par la production d'une unité du produit A par l'activité A1 ;  $E_{A2recB}$  est l'impact environnemental causé par la production d'une unité du produit A par l'activité A2, et  $E_{A1}$  est l'impact environnemental causé par le traitement d'une unité du produit B par l'activité B1.  $a_{A2B}$  représente la quantité de produit B qu'il faut à l'activité A2 pour produire une unité du produit A. Enfin,  $Q_{A1}$  et  $Q_{A2}$  représentent les productions totales annuelles des activités A1 et A2 respectivement. Dans le cas où l'intégralité du gisement du produit à traiter B serait recyclé par l'activité A2, cette activité serait contrainte par sa matière première et ne serait donc pas affectée par une augmentation de la demande sur le marché du produit A.

Un raisonnement similaire peut être utilisé pour modéliser une diminution de demande, en inversant le signe. A noter que les impacts environnementaux de l'achat d'un produit A doivent également inclure les impacts liés au transport du produit A depuis son lieu d'achat vers son lieu d'utilisation.

## ii. Production d'un déchet

Le second schéma de la Figure 2-2-2 présente les conséquences de la production d'un déchet C, qui peut se modéliser comme un apport supplémentaire au gisement de matériau à traiter C.

Nous supposons qu'il existe deux filières de retraitement pour le matériau C. La première filière, C1, permet l'élimination finale du matériau C (ex : enfouissement, incinération sans valorisation énergétique). La seconde filière consiste à recycler le matériau C en un produit D, grâce à l'activité D1 (ex : recyclage en un produit différent, valorisation énergétique). Le matériau C permet à l'activité D1 de produire de la valeur, l'activité D1 est donc prête à rémunérer l'achat du matériau C. A l'inverse, l'activité C1 fournit un service d'élimination du déchet C, qui doit être rémunéré par le producteur du déchet. Dans ce cas là, il est plus probable que l'augmentation d'offre du matériau C se traduise par une augmentation de l'activité D1. La quantité de déchet retraitée par C1 n'est pas affectée.

Une augmentation du recyclage du matériau C par l'activité D1 permettra de produire davantage de produit D, ce qui se traduira par une augmentation d'offre sur le marché du produit D. Nous supposerons que la demande sur le marché du produit D n'est pas affectée par cette variation d'offre, et donc qu'il se produit une baisse de la production de l'activité D2. Zink et al. (2015) ont montré que l'hypothèse d'une substitution totale (une unité produite depuis le recyclage permet d'éviter de produire une unité depuis une filière vierge) n'est pas valide dans tous les cas. Il faut donc considérer un taux de substitution  $d$ . Ainsi, s'il existe une activité D2 dont la production peut diminuer, les impacts environnementaux qui résultent d'une augmentation d'offre de matériau à traiter C, notés  $E_C$ , peuvent se calculer à l'aide de la formule suivante :

$$E_C = \frac{E_{D1recC} - \tau \times E_{D2}}{a_{D1C}} \quad (2-3)$$

où  $E_{D1recC}$  est l'impact environnemental causé par la production d'une unité du produit D par l'activité D1, et  $E_{D2}$  est l'impact environnemental causé par la production d'une unité de produit D par l'activité D2.  $a_{D1C}$  représente la quantité de matériau à traiter C qu'il faut

à l'activité D1 pour produire une unité du produit D. Enfin,  $\tau$  représente le taux de substitution du produit D, compris entre 0 et 1.

Dans le cas où le marché pour le produit D est entièrement alimenté par l'activité D1, la demande n'augmentant pas, la production d'une unité supplémentaire de matériau C résultera indirectement par l'élimination d'une unité supplémentaire de matériau C. L'activité de recyclage D1 n'est donc pas marginale. Les impacts environnementaux qui résultent d'une augmentation d'offre de matériau à traiter C sont alors les suivants:

$$E_C = E_{C1} \quad (2-4)$$

où  $E_{C1}$  est l'impact environnemental causé par le traitement d'une unité du déchet C par l'activité C1.

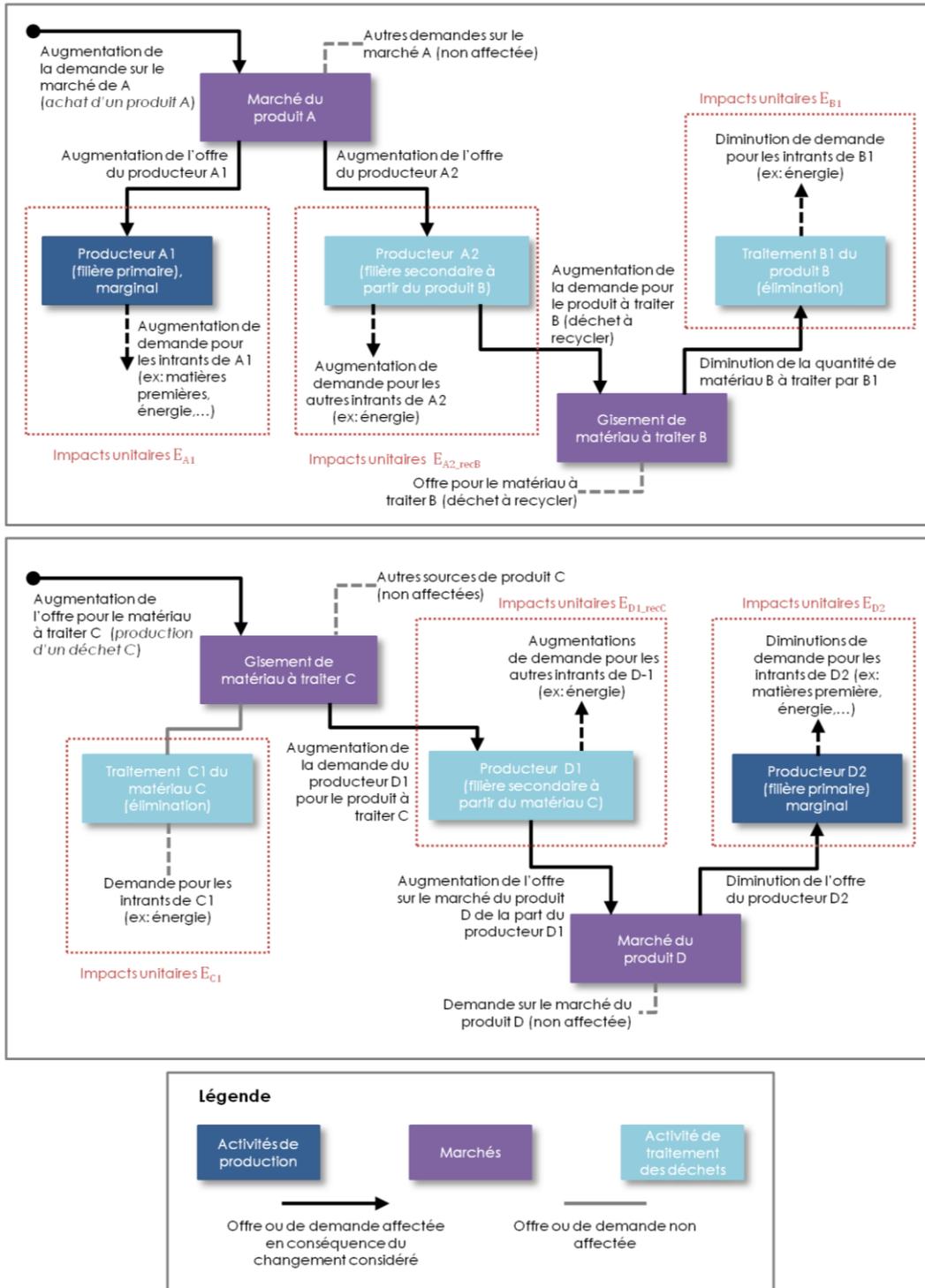


Figure 2-2-2. Représentation schématique des conséquences d'une augmentation de demande (haut) et d'offre (bas) pour un cas théorique

### 2.3.4. Calcul de l'inventaire de cycle de vie

Le calcul de l'inventaire de cycle de vie consiste à déterminer comment les flux élémentaires entre la technosphère et l'écosphère (consommation de ressources naturelles,

émissions de polluants) varient suite à la décision étudiée. Nous avons décidé d'utiliser une représentation matricielle de l'inventaire de cycle de vie, telle que proposée par Heijungs (1994). Pour chaque activité affectée par le changement étudié, un inventaire des intrants et des sortants est réalisé. Deux types d'échanges sont distingués :

- les échanges avec la technosphère : utilisation d'un produit issu d'une autre activité humaine ou production d'un produit ou déchet ;
- les échanges avec l'écosphère, ou flux élémentaires : consommation d'une ressource naturelle, émission d'un polluant.

Considérons que le système est constitué de  $m$  activités produisant chacune un produit de référence. On peut alors construire la matrice de technosphère  $A$ , qui représente les flux à l'intérieur de la technosphère :

$$A = \begin{bmatrix} a_{11} & \cdots & a_{1m} \\ \vdots & a_{ij} & \vdots \\ a_{m1} & \cdots & a_{mm} \end{bmatrix} \quad (2-5)$$

où  $a_{ij}$  représente le flux intermédiaire provenant de l'activité  $i$  nécessaire à l'activité  $j$ . L'activité  $j$  produit donc une quantité  $a_{jj}$  de son produit de référence. Nous choisirons d'utiliser les conventions de la base de données ecoinvent :

- Si l'activité  $j$  est une activité de traitement de déchets, alors  $a_{jj} = -1$ .
- Dans les autres cas,  $a_{jj} = 1$ .
- Si l'activité  $j$  consomme  $\alpha$  unités du produit issu de l'activité  $i$  par unité de produit de référence, alors  $a_{ij} = -\alpha$ .
- Si l'activité  $j$  génère  $\beta$  unités de déchets par unité de produit de référence, qui doivent être traités par l'activité  $i$ , alors  $a_{ij} = \beta$ .
- Si l'activité  $j$  génère  $\gamma$  unités de coproduit par unité de produit de référence, qui se substituent au produit généré par l'activité  $i$ , alors  $a_{ij} = \gamma$ .

Comme toutes les activités ont un unique produit de référence, la matrice  $A$  est une matrice carrée de taille  $m$ , dont les colonnes représentent des activités et les lignes représentent des produits. Dans le cas d'une activité multifonctionnelle (à produits multiples), un produit de référence doit être choisi. Il s'agit du produit dont une variation de demande influencera la production de l'activité, ce qui correspond généralement au produit qui représente la plus grosse part du chiffre d'affaire de l'activité.

On définit également une matrice d'écosphère  $B$  de la manière suivante :

$$B = \begin{bmatrix} b_{11} & \cdots & b_{1m} \\ \vdots & b_{kj} & \vdots \\ b_{n1} & \cdots & b_{nm} \end{bmatrix} \quad (2-6)$$

où  $b_{kj}$  représente le flux élémentaire de la substance  $k$  lors de la production d'une unité de produit de référence de l'activité  $j$  (émission directe de polluant ou consommation directe de ressource).

Le vecteur de demande  $d$  est un vecteur de taille  $m$  contenant la quantité de produits demandés pour réaliser l'unité fonctionnelle, c'est-à-dire à extraire du système économique. Pour déterminer dans quelle quantité chaque activité doit produire son produit de référence pour pouvoir extraire la demande  $d$ , il faut résoudre le système linéaire suivant :

$$A \cdot s = d \quad (2-7)$$

où  $s$  est le vecteur d'offre, un vecteur de taille  $m$  qui contient la quantité de produits à produire pour réaliser l'unité fonctionnelle.

Enfin, l'inventaire de cycle de vie, un vecteur de taille  $n$  s'obtient en multipliant la matrice d'écosphère  $B$  par le vecteur d'offre :

$$h = B \cdot s = B A^{-1} \cdot d \quad (2-8)$$

Le vecteur  $h$  ainsi obtenu contient la variation des flux élémentaires qui résulte de la décision étudiée.

## 2.4. ANALYSE D'IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

L'inventaire de cycle de vie calculé à l'étape précédente sert de base pour l'évaluation des impacts environnementaux. Cette étape de la méthodologie d'analyse de cycle de vie est identique pour les deux approches attributionnelle et conséquentielle. On peut cependant remarquer qu'elle suit une logique conséquentielle, qui vise à calculer l'impact marginal résultant d'une faible variation d'un flux élémentaire. De nombreux modèles de caractérisation des impacts existent, couvrant un large spectre d'impacts environnementaux. Nous présentons tout d'abord le cadre méthodologique de l'analyse d'impact du cycle de vie, puis nous sélectionnons les indicateurs à utiliser pour analyser les impacts environnementaux d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport.

### 2.4.1. Cadre méthodologique de l'analyse d'impact du cycle de vie

#### 2.4.1.1. MÉTHODES DE CARACTÉRISATION

Actuellement, la recherche dans le domaine des modèles de caractérisation des impacts environnementaux est très active. De nouveaux modèles sont régulièrement développés, améliorant la pertinence environnementale et la robustesse des résultats obtenus. On peut notamment citer les projets IMPACT World+ et LC-IMPACT, qui visent à développer des méthodes de caractérisation proposant notamment des facteurs de caractérisation différenciés selon la zone géographique dans laquelle l'émission ou la consommation de ressource a lieu. Dans cette partie, nous présentons l'approche générale permettant de modéliser les impacts liés à un flux élémentaire.

Dans le domaine de l'analyse de cycle de vie, trois entités à protéger, appelées domaines de protection, sont couramment considérées : la Santé humaine, l'Environnement biotique (ou écosystèmes), et l'Environnement abiotique (ou ressources). Le tableau 2-2 présente les types de dommages qui peuvent être causés à ces aires de protection.

**Tableau 2-2. Domaines de protection et dommages associés (Margni et al., 2008)**

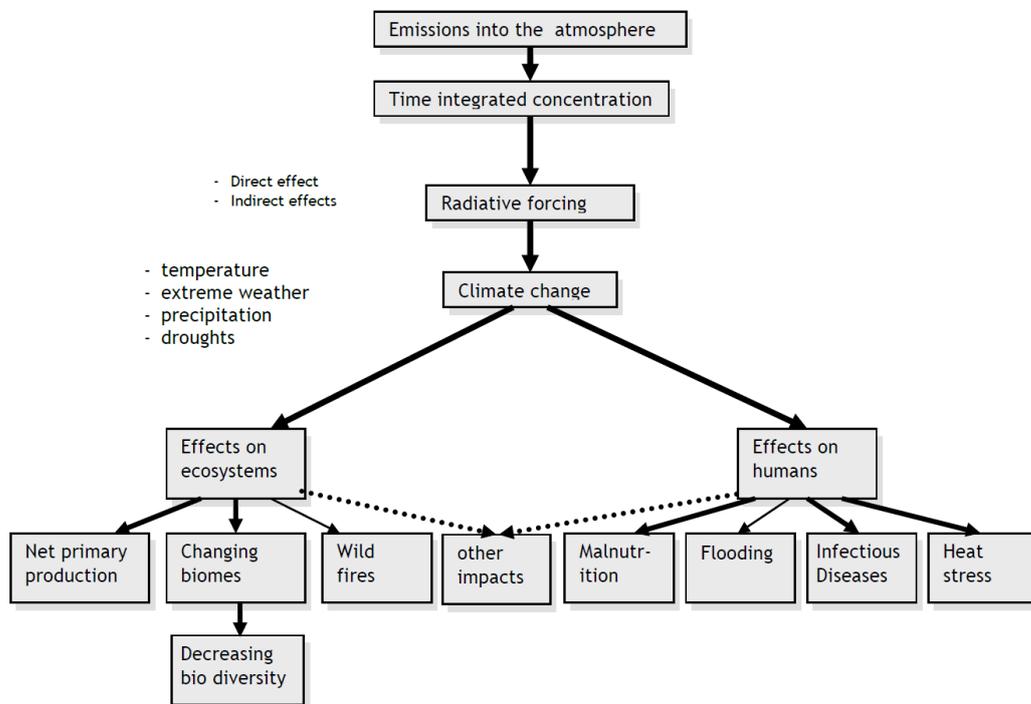
Domaine de protection	Dommages liés à leur valeur intrinsèque	Dommages liés à leur valeur fonctionnelle	Dommages mesurables
Santé humaine	Santé humaine (intrinsèque)		Mortalité et morbidité dans l'espace et le temps
		Santé humaine (travail et productivité)	Perte de productivité
Environnement biotique	Environnement biotique naturel et stabilité des écosystèmes (biodiversité)		Perte ou disparition d'espèces dans l'espace et le temps
		Productivité biotique: ressources naturelles biotiques (p.ex. thon) et environnement biotique anthropique	Perte de productivité biotique
Environnement abiotique		Ressources naturelles abiotiques (p.ex. eau, minéraux)	Dommage intermédiaire affectant à la fois la biodiversité et le bien-être humain
	Environnement abiotique anthropique, valeur culturelle	Environnement abiotique anthropique (p. ex. bâtiments)	Destruction physique ou détérioration

Pour déterminer si un flux élémentaire peut être la source d'un dommage à un domaine de protection, une chaîne de cause à effet, appelée mécanisme environnemental, doit être mise en évidence. Ce principe suit donc une logique conséquentielle : une chaîne de relations cause-effet est identifiée, partant d'un flux élémentaire et résultant en un dommage. La figure 2-3 présente un exemple de mécanisme environnemental pour la catégorie d'impact « Changement climatique », qui affecte les domaines de protection « Santé Humaine » et « Environnement biotique ».

L'identification d'un mécanisme environnemental et la classification des flux élémentaires comme contribuant à une catégorie d'impact constituent uniquement une évaluation qualitative de l'impact environnemental. Pour obtenir une évaluation quantitative de l'impact lié à un flux élémentaire, un facteur de caractérisation doit être calculé. Ce facteur représente l'impact causé par une unité de flux élémentaire. Il existe alors deux approches complémentaires : l'utilisation d'un indicateur *midpoint* (orienté-problème) ou d'un indicateur *endpoint* (orienté-dommage).

Un indicateur *midpoint* permet d'évaluer un impact à une étape intermédiaire le long de la voie d'impact. Il s'agit en général de l'étape à partir de laquelle le mécanisme environnemental est identique pour toutes les substances qui contribuent à la catégorie d'impact. Dans le cas du changement climatique, l'indicateur *midpoint* mesure la variation de forçage radiatif sur une période de temps suivant l'émission d'une substance, généralement fixée à 100 ans (potentiel de réchauffement global à 100 ans). En effet, le

mécanisme reliant l'émission d'une substance chimique dans l'atmosphère à la variation de forçage radiatif peut différer d'une substance à l'autre, mais les effets sur la santé humaine et sur les écosystèmes sont les mêmes quelle que soit la nature du gaz qui a causé cette variation. Une fois la position de l'indicateur définie, un modèle est développé pour permettre de mesurer la variation de la grandeur choisie pour chacun des flux élémentaires qui contribuent à la catégorie d'impact considérée. De plus, un indicateur *midpoint* utilise souvent un flux élémentaire de référence, dont le facteur de référence est défini comme unitaire. Ainsi, pour chacune des substances qui sont identifiées comme contribuant au changement climatique, l'augmentation du forçage radiatif résultant de l'émission d'un kilogramme de substance est mesurée. Le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) est choisi comme substance de référence pour le changement climatique. Les facteurs de caractérisation sont donc exprimés en kilogramme CO<sub>2</sub> équivalents, plutôt qu'en une unité homogène à un forçage radiatif.



**Figure 2-3. Mécanisme environnemental pour le changement climatique (EC-JRC, 2010a)**

Un indicateur *endpoint* permet d'évaluer le dommage causé au domaine de protection. La grandeur utilisée comme indicateur permet de mesurer ce dommage. Lorsqu'une même catégorie d'impact affecte plusieurs domaines de protection, comme c'est le cas avec le changement climatique, deux indicateurs *endpoint* sont nécessaires. Pour calculer un facteur de caractérisation au niveau *endpoint*, il est donc nécessaire de modéliser l'ensemble de la voie d'impact, depuis le flux élémentaire jusqu'au dommage. Modéliser jusqu'au niveau *endpoint* implique nécessairement plus d'incertitudes dans les facteurs de caractérisation obtenus. Cependant, l'utilisation d'indicateurs *endpoint* permet de pouvoir comparer les dommages causés par différentes catégories d'impacts associées au même domaine de protection. En effet, au niveau *midpoint*, chaque indicateur mesure un impact de nature différente, dans sa propre unité, et il est donc impossible de les comparer directement. Au niveau *endpoint*, tous les indicateurs associés au même

Domaine de protection mesurent un impact de même nature. Il est donc possible de les comparer entre eux et de les agréger en une valeur unique lorsqu'ils sont exprimés dans la même unité.

#### 2.4.1.2. NORMALISATION ET PONDÉRATION

La normalisation des résultats permet de les comparer à une référence afin de pouvoir évaluer l'ampleur d'un impact. En général, la valeur de référence correspond à l'impact moyen par habitant sur une zone géographique donnée pour une période donnée. Ainsi, pour chaque catégorie d'impact, un inventaire des émissions contributrices qui ont lieu dans une zone géographique (par exemple la France, l'Union Européenne, le monde) pendant une année est réalisé. L'impact total est calculé à l'aide de la méthode de caractérisation, puis divisé par le nombre d'habitants dans cette zone. Normaliser un impact permet donc d'évaluer la contribution du système étudié à l'impact potentiel global.

Une fois normalisés, il est possible de comparer les impacts calculés pour différentes catégories d'impact en réalisant une pondération. Un poids est attribué à chaque catégorie d'impact, puis une somme pondérée est réalisée pour obtenir un unique score, facilitant la comparaison de plusieurs alternatives. Cependant, fixer des poids relève d'un choix de valeur, et pas d'un choix scientifique. En particulier, dans le contexte d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport, il est probable que différents groupes de parties prenantes accordent plus ou moins d'importance à chaque catégorie d'impact / domaine de protection.

Les deux étapes de normalisation et de pondération sont optionnelles, mais peuvent se révéler utile dans un contexte d'aide à la décision.

#### 2.4.1.3. CALCULS DES INDICATEURS

Après avoir choisi les méthodes de caractérisation pour chacun des  $p$  indicateurs sélectionnés, une matrice de caractérisation  $C$  de taille  $p \times n$  est construite :

$$C = \begin{bmatrix} c_{11} & \cdots & c_{1n} \\ \vdots & c_{lk} & \vdots \\ c_{p1} & \cdots & c_{pn} \end{bmatrix} \quad (2-9)$$

où  $c_{lk}$  représente le facteur de caractérisation de la  $l$ -ième méthode correspondant au  $k$ -ième flux élémentaire. Ces facteurs sont calculés à partir de modèles qui ont été développés pour modéliser les impacts liés à l'émission de polluants ou la consommation de ressources naturelles.

La caractérisation des impacts est obtenue à l'aide de la formule suivante :

$$e = C \cdot h \quad (2-10)$$

où  $h$  est le vecteur des flux élémentaires correspondant à la réalisation de l'unité fonctionnelle, calculé avec l'équation (2-8), et  $e$  est un vecteur de taille  $p$  contenant la valeur de chaque indicateur.

Les impacts normalisés peuvent s'obtenir en divisant chaque composante du vecteur  $e$  par le facteur de normalisation de la méthode à laquelle elle correspond.

## 2.4.2. Sélection des indicateurs

Dans ce paragraphe, nous sélectionnons les indicateurs à utiliser pour réaliser l'analyse des impacts environnementaux. La sélection des indicateurs doit répondre à plusieurs objectifs qui peuvent se montrer contradictoires. D'une part, afin de capturer un large spectre des impacts environnementaux d'un projet de renforcement, il est important de prendre en compte le plus de catégories d'impact possibles. D'autre part, le but est de communiquer une information qui soit utile dans le contexte de la prise de décision. Surcharger un décideur ou une partie prenante avec des informations trop nombreuses qu'ils ne seraient pas capable d'interpréter peut ainsi s'avérer contreproductif. Le but de ce paragraphe est de déterminer les méthodes de caractérisation à utiliser pour réaliser l'analyse des impacts environnementaux d'un projet de renforcement.

### 2.4.2.1. CATÉGORIES D'IMPACT

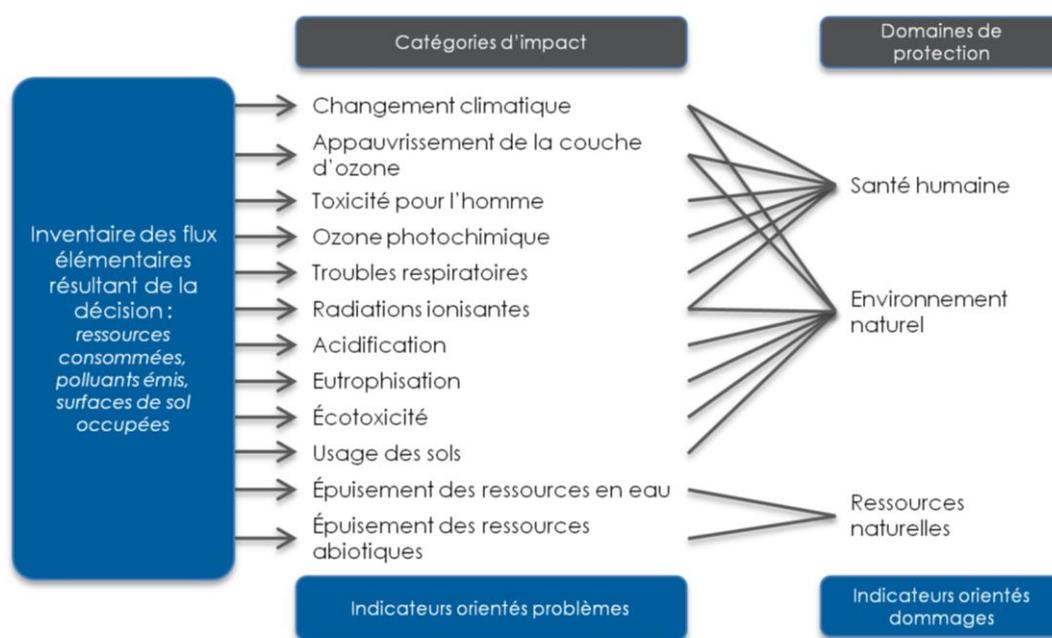
#### i. Catégories d'impact recommandées

L'analyse de cycle de vie permet une analyse multicritère des impacts environnementaux d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport. Il est important de pouvoir évaluer les impacts dans différentes catégories, afin de pouvoir mettre en évidence des transferts d'impact d'une catégorie vers une autre. Le manuel ILCD (EC-JRC, 2010b) recommande la sélection d'un modèle de caractérisation pour chacune des catégories d'impact suivantes :

- Changement climatique : les émissions anthropiques de gaz à effet de serre augmentent le forçage radiatif de l'atmosphère, causant un changement du climat à moyen terme, ce qui affectera à la fois la santé humaine et les écosystèmes.
- Destruction de la couche d'ozone stratosphérique : la couche d'ozone stratosphérique bloque une grande partie des rayons UVB. Certaines substances ont le potentiel de détruire l'ozone stratosphérique, augmentant la quantité d'UVB qui atteint la surface terrestre, causant principalement des dommages à la santé humaine.
- Toxicité humaine : l'émission de certaines substances peut résulter en une augmentation des risques toxicologiques après ingestion, et ainsi causer des dommages à la santé humaine.
- Troubles respiratoires : les particules fines d'un diamètre de moins de  $10 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) causent des maladies respiratoires. Ces particules peuvent se former dans l'air à la suite d'émissions de dioxyde de soufre ( $\text{SO}_2$ ), ammoniac ( $\text{NH}_3$ ), et oxydes d'azotes ( $\text{NO}_x$ ) entre autres.
- Radiations ionisantes : cette catégorie couvre les impacts liés à l'émission de substances radioactives et à l'exposition directe aux radiations ionisantes.

- Formation d'ozone photochimique : la pollution photochimique est un ensemble de phénomènes complexes conduisant à la formation d'ozone (O<sub>3</sub>) et d'autres composés oxydants à partir de polluants primaires et d'énergie apportée par le rayonnement UV solaire. L'ozone troposphérique a un impact sur la santé humaine et perturbe la photosynthèse des plantes.
- Acidification : les dépôts de substances inorganiques provoquent un changement d'acidité des sols, qui peut être nuisible à certaines espèces végétales.
- Eutrophisation : un excès de nutriment dans les eaux peut provoquer une forte croissance des plantes et des algues, consommant l'oxygène contenu dans les eaux lorsqu'elles meurent.
- Écotoxicité : cette catégorie d'impact couvre les effets des substances toxiques sur les milieux aquatiques et terrestres.
- Usage des sols : l'usage des sols a une grande variété de conséquences environnementales, de la concurrence entre différents usages à la perte de biodiversité ou de fonctions biologiques.
- Épuisement des ressources en eau : l'accès à l'eau potable est un enjeu environnemental majeur. L'irrigation est essentielle à l'agriculture. Une diminution de la disponibilité en eau peut avoir divers impacts sur la santé humaine et les écosystèmes.
- Épuisement des ressources abiotiques : les ressources abiotiques sont des ressources naturelles, telles que les minerais de fer ou le pétrole brut, qui ne sont pas extraites de l'écosphère. La consommation de ces ressources implique une moindre disponibilité pour les générations futures.

La figure 2-4 illustre les liens entre catégorie d'impact et domaines de protection.



**Figure 2-4. Analyse d'impact du cycle de vie : relation entre catégories d'impact et domaines de protection, réalisée à partir des catégories d'impact recommandées par (EC-JRC, 2010a)**

## ii. Sélection des catégories d'impact à considérer

Le manuel ILCD recommande d'inclure par défaut toutes les catégories d'impact pour lesquelles des modèles fiables existent, et d'exclure seulement celles qui sont identifiées comme n'étant pas pertinentes pour le système étudié (EC-JRC, 2010b, p. 6.7.2). Plusieurs contraintes spécifiques à l'évaluation des impacts d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport nous ont cependant incités à considérer des catégories d'impact différentes de celles recommandées par le manuel ILCD.

### ❖ Distinction entre ressources énergétiques et minérales

Le développement du réseau de transport est étroitement lié aux objectifs européens en matière de politique énergétique, en particulier en ce qui concerne les enjeux de changement climatique et d'efficacité énergétique. L'utilisation d'un indicateur spécifique pour chacun de ces deux problèmes est donc préférable.

Or, aucun modèle parmi ceux qui sont recommandés par le manuel ILCD ne concerne la problématique d'efficacité énergétique. Les ressources énergétiques sont regroupées avec les ressources minérales au sein de la catégorie d'impact « Épuisement des ressources minérales et fossiles » (cf. Annexe A). L'utilisation d'un indicateur spécifique pour chacune de ces catégories d'impact permet d'apporter une information supplémentaire sur les impacts d'un projet de renforcement. Nous avons donc préféré distinguer deux catégories d'impact différentes :

- la consommation de ressources énergétiques ;
- l'épuisement des ressources minérales.

### ❖ Impacts environnementaux des déchets radioactifs

Les problèmes environnementaux liés aux substances radioactives ne sont couverts que partiellement par les modèles de la catégorie d'impact « Radiations ionisantes ». En effet, si les radiations émises par ces substances ont bien des effets sur la santé humaine et les écosystèmes, les déchets radioactifs doivent également être stockés sur de très longues durées, ce qui constitue un type d'impact en lui-même. Une catégorie d'impact supplémentaire, relative aux déchets radioactifs, a donc été ajoutée.

## 2.4.2.2. MÉTHODES DE CARACTÉRISATION

Dans le cadre du manuel ILCD, les principales méthodes de caractérisation existantes aux niveaux *midpoint* et *endpoint* pour chacune de ces catégories d'impacts ont été évaluées (EC-JRC, 2011). Les principales recommandations du manuel ILCD concernant les méthodes de caractérisation sont présentées en Annexe A. Les résultats d'analyse de cycle de vie d'un projet de renforcement ont vocation à s'intégrer dans des procédures réglementaires. Nous avons donc choisi de nous appuyer sur les recommandations du manuel ILCD, celui-ci ayant été développé par le *Joint Research Centre* de la Commission Européenne, en coopération avec la Direction Générale de l'Environnement de la Commission Européenne.

L'utilisation de modèles *midpoint* est à privilégier, car ils sont jugés plus fiables et moins incertains. L'utilisation de modèles *endpoint*, lorsqu'ils existent, permet alors de comparer

l'importance relative de plusieurs catégories d'impact en quantifiant les dommages causés aux domaines de protection.

### **i. Sélection des méthodes de caractérisation *midpoint***

Au niveau *midpoint*, les méthodes de caractérisation recommandées par le manuel ILCD pour les catégories d'impacts considérées ont été sélectionnées, à l'exception des méthodes pour les catégories d'impact « Épuisement des ressources abiotiques » et « Épuisement des ressources en eau ». Les méthodes choisies qui diffèrent des recommandations du manuel ILCD sont présentées ci-dessous.

#### ❖ Consommation de ressources énergétiques

Pour cette catégorie, la méthode « Demande énergétique cumulée » (Jungbluth & Frischknecht, 2010), qui mesure la consommation d'énergie primaire, exprimée en MJ, a été sélectionnée. Cet indicateur permet donc de mesurer comment varie la demande en énergie primaire suite à la décision de réaliser le projet de renforcement, en cumulant les demandes pour des énergies fossiles, renouvelables ou nucléaires, après conversion en énergie primaire.

#### ❖ Épuisement des ressources minérales

La méthode « *Abiotic resource depletion, reserve base* » (van Oers et al., 2002), issue de la méthodologie CML 2002, a été utilisée car elle sert de base à la méthode recommandée par le manuel ILCD qui y a apporté deux modifications :

- Des facteurs de caractérisation ont été ajoutés pour les ressources énergétiques fossiles (charbon, pétrole, gaz naturel).
- L'uranium est considéré comme une ressource énergétique, et non comme une ressource minérale.

Comme expliqué au paragraphe 2.4.2.1, nous avons considéré que l'épuisement des ressources minérales et l'épuisement des ressources énergétiques sont deux catégories à part entière. La première modification apportée par l'ILCD n'a donc pas été conservée. En ce qui concerne la seconde modification, l'uranium est principalement exploité pour la production de combustible nucléaire. Considérer le minerai d'uranium comme une ressource énergétique apparaît donc plus cohérent. De plus, la méthode « Demande énergétique cumulée » inclut un facteur de caractérisation pour la consommation de minerai d'uranium. Afin d'éviter un double comptage, l'uranium n'a donc pas été considéré comme une ressource minérale et le facteur de caractérisation correspondant a donc été supprimé de la méthode « *Abiotic resource depletion* ».

#### ❖ Épuisement des ressources en eau

Le modèle recommandé par le manuel ILCD pour la catégorie d'impact « Épuisement des ressources » en eau requiert un inventaire des consommations et des émissions d'eau différencié par zone géographique, afin différencier les impacts selon la rareté de l'eau dans la zone. Cependant, les données d'inventaire de cycle de vie issues de la base de données ecoinvent ne contiennent pas d'information sur la localisation des prélèvements et des émissions d'eau. A priori, la réalisation d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport ne fait pas partie des activités qui sont le plus susceptibles de contribuer à cette

catégorie d'impact. Nous avons donc choisi d'utiliser un modèle beaucoup plus simpliste, en inventoriant simplement les prélèvements en eau, sans intégrer la notion de rareté.

❖ Impacts environnementaux des déchets radioactifs

Nous avons donc choisi d'ajouter à la sélection la méthode de caractérisation issue de la méthodologie EDIP 2003, telle qu'implémenté dans ecoinvent (Hischier et al., 2010). Cette méthode consiste en un inventaire de la masse de déchets radioactifs produits. Ce choix est cohérent avec l'indicateur utilisé dans la norme EN 15978 relative à la performance environnementale des bâtiments.

**ii. Sélection des méthodes de caractérisation endpoint**

Le niveau de recommandation des méthodes *endpoint* est globalement faible, en particulier pour le domaine de protection « Écosystèmes ». Cependant, ils présentent l'intérêt de permettre de comparer les résultats obtenus dans différentes catégories d'impact liées au même domaine de protection. Ainsi, si un projet de renforcement du réseau permet d'éviter des impacts dans une première catégorie et en cause dans une seconde catégorie, il est possible d'avoir une évaluation de l'importance relative de ces coûts et de ces bénéfices, afin de faire émerger une tendance générale sur les dommages aux domaines de protection. Certaines adaptations ont été réalisées par rapport aux recommandations du manuel ILCD concernant les méthodes de caractérisation endpoint.

❖ Choix de l'unité pour les indicateurs endpoint de dommage aux écosystèmes

Les méthodes de caractérisation *endpoint* pour le domaine de protection « Ecosystèmes » produisent toutes des résultats dans des unités différentes (PDF.m<sup>2</sup>.yr pour le changement climatique et l'usage des sols, PNOF.m<sup>2</sup>.yr pour l'acidification terrestre, PDF.m<sup>3</sup>.yr pour l'eutrophisation des sols). Cependant, ils proviennent tous de la méthodologie ReCiPe (Goedkoop et al., 2009). Pour pouvoir comparer les résultats relatifs dans chaque catégorie d'impact, il faut cependant que les impacts soient exprimés dans une unité commune. Pour cela, les résultats des méthodes ReCiPe sont exprimés en species.yr, représentant un nombre d'espèces disparues pendant une année. La conversion est expliquée à l'Annexe A.

❖ Ajout d'une méthode de caractérisation endpoint pour l'écotoxicité

Le manuel ILCD juge qu'aucune méthode *endpoint* pour cette catégorie d'impact n'est suffisamment mature. Cependant, la méthode de USEtox sélectionnée au niveau midpoint évalue déjà une fraction d'espèce affectée par mètre cube – jour (CTUe = PAF.m<sup>3</sup>.day), ce qui est quasiment une évaluation de dommage aux écosystèmes. Une méthode de caractérisation *endpoint* supplémentaire a été ajoutée pour l'écotoxicité aquatique (eau douce). Pour permettre une comparaison avec les autres méthodes de caractérisation, elle doit aussi être exprimée en species.yr, en utilisant les facteurs de conversion suivants :

- facteur de conversion de PAF vers PDF : 0,5 PDF/PAF (Jolliet et al., 2003) ;
- densité des espèces dans les milieux d'eau douce :  $7,89 \times 10^{-10}$  species/m<sup>3</sup> (Goedkoop et al., 2009) ;
- nombre de jours par année : 365,25 days/yr.

Il en résulte alors un facteur de conversion de  $1,08 \times 10^{-12}$  species.yr/CTUe.

### iii. Synthèse des méthodes de caractérisation sélectionnées

Pour analyser les impacts environnementaux qui résultent d'un projet de renforcement, il est nécessaire de couvrir le plus de catégories d'impact possibles. Conformément aux recommandations du manuel ILCD, nous avons privilégié l'évaluation des méthodes *midpoint*, qui sont identifiées comme plus robustes et moins incertaines. Cependant, pour les catégories d'impacts pour lesquelles des méthodes *endpoint* existent, les dommages aux domaines de protection « Santé humaine » et « Écosystèmes » sont également pertinents à évaluer. En revanche, nous avons décidé de nous limiter aux méthodes *midpoint* pour les catégories d'impact liées au domaine de protection « Ressources naturelles ». L'interprétation des résultats obtenus pourra ainsi se faire en prenant en compte les résultats obtenus à la fois au niveau *midpoint* et au niveau *endpoint*. Le Tableau 2-3 présente les méthodes de caractérisation qui ont été retenues aux niveaux *midpoint* et *endpoint* pour chacune des catégories d'impact considérées. La plupart de ces méthodes sont celles qui sont recommandées par le manuel ILCD, pour lesquelles le niveau de recommandation est précisé entre parenthèses<sup>6</sup>.

**Tableau 2-3. Ensemble des méthodes de caractérisation sélectionnées pour l'analyse des impacts d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport**

Catégorie d'impact	Abr.	Indicateurs <i>midpoint</i>	Indicateurs <i>endpoint</i> santé humaine	Indicateurs <i>endpoint</i> écosystèmes
Changement climatique	CC	ILCD <i>midpoint</i> ( I )	ILCD <i>endpoint</i> (prov.)	ILCD <i>endpoint</i> (prov.)
Consommation d'énergie primaire	CED	<i>Cumulative energy demand</i> ( - )	Pas de lien	Pas de lien
Épuisement des ressources minérales	MDP	CML 2002 ( II )		
Consommation d'eau	WC	Inventaire ( - )	Aucun modèle sélectionné	Aucun modèle sélectionné
Déplétion de l'ozone	ODP	ILCD <i>midpoint</i> ( I )	ILCD <i>endpoint</i> (prov.)	Aucun modèle sélectionné
Déchets radioactifs	RWG	EDIP 2003 ( - )	ILCD <i>endpoint</i> - <i>Ionising radiation</i> (prov.)	Aucun modèle sélectionné
Formation d'ozone photochimique	POFP	ILCD <i>midpoint</i> ( II )	ILCD <i>endpoint</i> ( II )	Aucun modèle sélectionné

<sup>6</sup> Se référer à l'Annexe A pour la description de chaque niveau de recommandation.

Catégorie d'impact	Abr.	Indicateurs <i>midpoint</i>	Indicateurs <i>endpoint</i> santé humaine	Indicateurs <i>endpoint</i> écosystèmes
Toxicité humaine, effets cancérigènes	HT-CE	ILCD <i>midpoint</i> ( II / III )	ILCD <i>endpoint</i> ( II / prov.)	Pas de lien
Toxicité humaine, effets non-cancérigènes	HT-NCE	ILCD <i>midpoint</i> ( II / III )	ILCD <i>endpoint</i> ( II / prov.)	
Particules fines	PMFP	ILCD <i>midpoint</i> ( II / III )	ILCD <i>endpoint</i> ( II / prov.)	
Écotoxicité, eau douce	FET	ILCD <i>midpoint</i> ( II / III )	Pas de lien	USEtox (-)
Acidification	AP	ILCD <i>midpoint</i> ( II )		ILCD <i>endpoint</i> (prov.)
Eutrophisation, eau douce	FEP	ILCD <i>midpoint</i> ( II )		ILCD <i>endpoint</i> (prov.)
Eutrophisation terrestre	TEP	ILCD <i>midpoint</i> ( II )		Aucun modèle sélectionné
Eutrophisation, marine	MEP	ILCD <i>midpoint</i> ( II )		Aucun modèle sélectionné
Usage des sols	LUP	ILCD <i>midpoint</i> ( III )		ILCD <i>endpoint</i> (prov.)

L'analyse des résultats repose donc sur un ensemble de 28 indicateurs afin de pouvoir couvrir un éventail de catégories d'impact le plus large possible. Cependant, il apparaît irréaliste de communiquer autant de résultats aux décideurs et aux parties prenantes. Même en limitant l'utilisation des indicateurs *endpoint* à l'analyse effectuée durant le développement du modèle d'inventaire de cycle de vie et en ne communiquant que les résultats *midpoint*, il resterait 16 indicateurs à communiquer. Il sera donc nécessaire de choisir les indicateurs qui sont les plus pertinents à communiquer aux décideurs et aux parties prenantes.

#### 2.4.2.3. FACTEURS DE NORMALISATION

Un facteur de normalisation est associé à une méthode de caractérisation. Les facteurs de normalisation pour les méthodes *midpoint* recommandées par le manuel ILCD ont été calculés par Sala et al. (2015) à partir des émissions et des consommations de ressources qui ont lieu dans la zone EU-27 pour l'année 2010. Les impacts sont ramenés à un équivalent par personne en divisant par la population vivant dans cette zone durant l'année 2010, soit 499 millions d'individus (Benini et al., 2014). Ces facteurs de normalisation ont été repris sans modification tels quels pour les méthodes directement issues des recommandations du manuel ILCD. Pour les quatre autres méthodes, il est nécessaire de trouver d'autres sources qui sont décrites dans les paragraphes suivants.

### **i. Calcul des facteurs de normalisation manquants pour les méthodes *midpoint***

#### **❖ Épuisement des ressources minérales**

La méthode de caractérisation qui a été choisie pour l'épuisement des ressources minérales est similaire à celle recommandée par le manuel ILCD, à l'exception de la suppression des facteurs de caractérisation relatifs aux ressources énergétiques. Pour calculer le facteur de caractérisation correspondant à la méthode ILCD, Benini et al. ont cependant procédé à un inventaire séparé des ressources minérales et des ressources énergétiques. La consommation domestique de ressources minérales à l'échelle de la zone EU-27 en 2010 correspond à  $4,71 \times 10^7$  kg Sb eq. (Benini et al., 2014, p. 75), ce qui donne un facteur de normalisation de  $9,44 \times 10^{-2}$  kg Sb eq.pers.<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>

#### **❖ Consommation d'énergie primaire**

En ce qui concerne l'indicateur de consommation de ressources énergétiques, celui-ci mesure une consommation, sans intégrer de notions d'épuisement de la ressource. Le facteur de caractérisation calculé par Benini et al. ne peut donc pas être réutilisé. La méthodologie ReCiPe 2008 (Goedkoop et al., 2009) utilise un indicateur similaire et propose une valeur de normalisation pour l'Europe (2000). Cette valeur de  $6,86 \times 10^4$  MJ.pers.<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup> a donc été utilisée.

#### **❖ Production de déchets nucléaires**

Le modèle utilisé pour mesure la production de déchets nucléaire provient de la méthodologie EDIP 2003 qui ne propose pas de facteurs de normalisation. En France, du fait de la part importante de la filière nucléaire dans la production électrique, la valeur moyenne de déchets produits par habitant et par an est bien plus élevée que la valeur moyenne européenne. L'ANDRA (2012) évalue la production de déchets radioactifs pour l'année 2010 à 2 kg par an et par habitant. Pour l'étude d'un projet de renforcement situé en France, l'utilisation de cette valeur de normalisation est préférable.

#### **❖ Consommation d'eau**

Benini et al. (2014) proposent un facteur de normalisation pour la méthode recommandée par le manuel ILCD pour la catégorie « *Resource depletion, water* », qui intègre une notion de rareté. Il est précisé dans le rapport qu'un unique facteur de caractérisation, correspondant au flux élémentaire « *freshwater, OECD average scarcity* » a été utilisé. Il est donc possible de calculer la consommation moyenne d'eau moyenne par habitant en divisant le facteur de normalisation de 81,4 m<sup>3</sup>eq./pers./a par le facteur de caractérisation de 0,162 m<sup>3</sup>eq/m<sup>3</sup> pour obtenir une consommation moyenne annuelle pour un habitant de la zone EU-27 pour l'année 2010 de 502 m<sup>3</sup>/pers./a.

### **ii. Facteurs de normalisation pour les indicateurs *endpoint***

Au niveau *endpoint*, il est plus courant de normaliser le dommage total au domaine de protection, en cumulant les impacts dans chaque catégorie d'impact. Aucun facteur de normalisation n'est disponible pour les méthodes de caractérisation *endpoint* recommandées par le manuel ILCD. Cependant, la plupart de ces méthodes sont issues de la méthodologie ReCiPe 2008 (Goedkoop et al., 2009), à l'exception de celles utilisées pour les catégories de toxicité humaine et l'écotoxicité. Les facteurs de caractérisation de la méthodologie ReCiPe sont disponibles dans un tableur accessible en téléchargement sur le

site Internet du projet (Goedkoop et al., 2009). Pour les modèles *endpoint*, ReCiPe ne fournit des facteurs de normalisation que par domaine de protection (santé humaine, écosystèmes, ressources), mais pas pour chaque catégorie d'impact. Cependant, il est possible de calculer pour chaque catégorie d'impact le facteur de normalisation *endpoint* à partir du facteur de normalisation *midpoint*, en utilisant les facteurs de conversion *midpoint* vers *endpoint* également disponibles dans le fichier. Ainsi, il est possible de calculer les facteurs de normalisation présentés dans le tableau 2-5. Pour les catégories d'impact concernant la toxicité humaine, le manuel ILCD recommande l'utilisation des méthodes USEtox, et non la méthode de caractérisation de ReCiPe. Les facteurs de normalisation *endpoint* pour ces deux méthodes de caractérisation sont calculés à partir des facteurs de normalisation *midpoint* présentés dans le tableau 2-4, en considérant 11,5 DALY/CTUh pour les cas de cancers et 2,7 DALY/CTUh pour les autres maladies (EC-JRC, 2011). Pour l'écotoxicité aquatique, le même facteur de normalisation que pour le niveau *midpoint* est utilisé, en le convertissant en *species.yr* avec le facteur de conversion  $1,08 \times 10^{-12}$  *species.yr/CTUe* calculé au paragraphe 2.4.2.2.

### iii. Synthèse des facteurs de normalisation sélectionnés

Les tableaux 2-4 et 2-5 présentent les facteurs de normalisation utilisés pour l'ensemble des indicateurs *midpoint* et *endpoint* sélectionnés. Le niveau de robustesse, tel que reporté par Sala et al. est également présenté à titre indicatif pour les méthodes de caractérisation qui sont issues des recommandations ILCD.

Il est cependant à noter que ces facteurs de normalisation ne sont pas tous relatifs à la même zone et à la même année de référence, ce qui limite leur utilisation pour comparer des résultats normalisés obtenus dans des catégories d'impact différentes. En effet, la référence doit être identique pour pouvoir réaliser cette comparaison en toute rigueur.

**Tableau 2-4. Facteurs de normalisation pour les indicateurs midpoint, adapté de Sala et al. (2015)**

Catégorie d'impacts	Unité	Facteur de normalisation	Zone	Robustesse
Changement climatique	kg CO <sub>2</sub> eq./pers./a	9,22E+03	EU-27 (2010)	Élevée
Consommation de ressources énergétiques	MJ/pers./a	6,86E+04	Europe (2000)	-
Épuisement des ressources minérales	kg Sb eq./pers./a	9,44E-02	EU-27 (2010)	Moyenne
Épuisement des ressources en eau	m <sup>3</sup> /pers./a	5,02E+02	EU-27 (2010)	Faible
Destruction de la couche d'ozone	kg CFC-11 eq./pers./a	2,16E-02	EU-27 (2010)	Moyenne
Déchets radioactifs	kg/pers./a	2,00E+00	FR (2010)	-
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq./pers./a	3,17E+01	EU-27 (2010)	Moyenne
Toxicité humaine, effets carcinogènes	CTUh/pers./a	3,77E-05	EU-27 (2010)	Faible
Toxicité humaine, effets non-carcinogènes	CTUh/pers./a	5,39E-04	EU-27 (2010)	Faible
Troubles respiratoires	kg PM <sub>2,5</sub> eq./pers./a	3,80E+00	EU-27 (2010)	Élevée
Écotoxicité aquatique	CTUe/pers./a	8,94E+03	EU-27 (2010)	Faible
Acidification	mol H <sup>+</sup> eq./pers./a	4,3E+01	EU-27 (2010)	Moyenne
Eutrophisation, eau douce	kg P eq./pers./a	1,48E+00	EU-27 (2010)	Moyenne à faible
Eutrophisation terrestre	mol N eq./pers./a	1,76E+02	EU-27 (2010)	Moyenne
Eutrophication marine	kg N eq./pers./a	1,69E+01	EU-27 (2010)	Moyenne à faible
Usage des sols	kg C deficit/pers./a	7,58E+04	EU-27 (2010)	Faible

**Tableau 2-5. Facteurs de normalisation pour les indicateurs endpoint**

Catégorie d'impacts	Unité	Facteur de normalisation	Zone
Changement climatique, endpoint Santé humaine	DALY/pers./a	1,57E-02	Europe (2000)
Déplétion de l'ozone, endpoint Santé humaine	DALY/pers./a	6,72E-05	Europe (2000)
Formation d'ozone photochimique, endpoint Santé humaine	DALY/pers./a	2,22E-06	Europe (2000)
Radiations ionisantes, endpoint Santé humaine	DALY/pers./a	1,03E-04	Europe (2000)
Troubles respiratoires, endpoint Santé humaine	DALY/pers./a	3,87E-03	Europe (2000)
Toxicité humaine, effets cancérogènes, endpoint Santé humaine	DALY/pers./a	4,24E-04	EU-27 (2010)
Toxicité humaine, effets non-cancérogènes, endpoint Santé humaine	DALY/pers./a	1,44E-03	EU-27 (2010)
Changement climatique, endpoint Écosystèmes	species.yr/pers./a	8,89E-05	Europe (2000)
Écotoxicité aquatique, eau douce endpoint Écosystèmes	species.yr/pers./a	9,69E-09	EU-27 (2010)
Acidification, endpoint Écosystèmes	species.yr/pers./a	1,99E-07	Europe (2000)
Eutrophisation, eau douce, endpoint Écosystèmes	species.yr/pers./a	1,84E-08	Europe (2000)
Usage des sols, endpoint Écosystèmes	species.yr/pers./a	9,04E-05	Europe (2000)

## 2.5. CONCLUSION

Dans ce chapitre, la méthodologie proposée pour l'évaluation des impacts environnementaux d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport a été présentée. Celle-ci repose sur l'analyse de cycle de vie, et adopte une approche conséquentielle, en étudiant la variation d'impacts environnementaux qui résulte de la décision de réaliser le projet. Elle vise à être applicable à n'importe quel projet de renforcement consistant à réaliser une ligne à très haute tension transportant un courant alternatif triphasé à 225 kV ou 400 kV, avec modification ou création de postes électriques.

Une unité fonctionnelle faisant référence à la capacité de transit de puissance offerte par le projet a été définie. Une modélisation de l'ensemble des conséquences de la décision étudiée sur toute la durée de vie technique de l'infrastructure est impossible. Il est donc nécessaire de définir une période d'étude durant laquelle les impacts sont évalués, et qui doit être précisée dans l'unité fonctionnelle.

Les activités affectées par la décision de réaliser un projet ont été identifiées, en faisant la distinction entre les activités de premier plan, qui sont directement affectées par la décision, et les activités d'arrière-plan, indirectement affectées. Le système de premier plan est constitué des activités de construction, d'exploitation, de maintenance et de démantèlement des infrastructures réalisées dans le cadre du projet. Les changements dans

ces activités de premier plan ont également des conséquences indirectes sur le reste du système économique. En premier lieu, la réalisation d'un projet de renforcement affecte le fonctionnement des centrales électriques via diverses relations de cause à effet. Nous avons cependant fait l'hypothèse qu'elle affecte uniquement le fonctionnement des centrales mais qu'elle n'a aucune incidence sur la capacité de production installée. D'autre part, les achats et les déchets générés affectent également de manière indirecte d'autres activités du système économique. Nous préconisons d'identifier l'activité affectée marginalement à long terme par le changement en utilisant l'approche proposée par Ekvall et Weidema (2004).

Le modèle d'inventaire de cycle de vie sera décrit en détail lors de la mise en œuvre de la méthodologie sur un cas d'étude, dans le chapitre 3. Des recommandations générales ont cependant été formulées, notamment sur les simulations à réaliser pour déterminer la variation de production des centrales électriques résultant de la mise en service du projet. Les données d'inventaire de cycle de vie issues de la base ecoinvent 3.2, avec le modèle « *substitution, consequential, long term* », sont utilisées comme base pour modéliser le système d'arrière-plan.

Enfin, les modèles de caractérisation à utiliser pour les indicateurs ont été sélectionnés en se basant sur les recommandations du manuel ILCD. Plusieurs modifications ont cependant été effectuées pour tenir compte des spécificités liées au domaine de l'énergie.

CHAPITRE 3  
MISE EN ŒUVRE SUR UN CAS D'ÉTUDE

Cette page a été laissée intentionnellement vide.

## Chapitre 3.

# Mise en œuvre sur un cas d'étude

---

*Dans ce chapitre, nous appliquons la méthodologie présentée au chapitre précédent à un projet de renforcement de RTE. Ce projet réutilise une partie d'une infrastructure existante, ce qui a nécessité d'apporter des précisions concernant l'identification des activités affectées. Le modèle d'inventaire de cycle de vie réalisé est présenté, notamment en ce qui concerne la modélisation des effets indirects du projet sur la production électrique, se basant sur les résultats des simulations effectuées par RTE. Le projet étudié affecte en particulier des groupes utilisés en pointe, dont RTE ne précise pas le type. Nous avons supposé qu'il pouvait s'agir de turbines à combustion ou de capacités d'effacement chez des clients industriels. Un modèle simplifié est proposé pour calculer les impacts indirects qui résultent de l'activation d'une offre d'effacement. Enfin, les résultats obtenus sont analysés : l'infrastructure contribue principalement à l'épuisement des ressources abiotiques, à la toxicité humaine et à l'écotoxicité. Cependant, dans la plupart des catégories d'impact, l'effet indirect du projet sur la production électrique cause des variations d'impacts de bien plus grande ampleur. Pour les hypothèses retenues dans ce chapitre, le projet de renforcement étudié cause des impacts dans sept catégories d'impact et en évite dans dix. Il évite des dommages à la santé mais en cause sur les écosystèmes. Nous analyserons dans le chapitre suivant si ces conclusions restent valides pour des hypothèses différentes.*

---

CHAPITRE 3  
MISE EN ŒUVRE SUR UN CAS D'ÉTUDE

Ce chapitre est confidentiel.

# Chapitre 4.

## Robustesse des résultats obtenus

---

*Dans ce chapitre, nous présentons les travaux réalisés pour évaluer la robustesse des résultats obtenus au chapitre précédent. Parmi les nombreuses variables du modèle, un nombre réduit de paramètres d'entrée a été défini à partir des résultats d'analyse de contribution.*

*Une analyse de sensibilité a ensuite été réalisée, tout d'abord en utilisant des résultats de simulation du système électrique obtenus pour un scénario prospectif différent, puis en faisant varier les paramètres affectant les capacités de production utilisées en pointe (turbines à combustion et effacement). Une méthode de criblage a ensuite été utilisée afin d'identifier les paramètres les plus influents du modèle, pour chaque indicateur.*

*Enfin, une analyse probabiliste des incertitudes est réalisée par la méthode de Monte-Carlo. Nous montrons ainsi que les résultats dépendent principalement des hypothèses de scénario, et que les choix de conception de l'infrastructure ont très peu d'influence sur les résultats. De plus, pour sept des 17 catégories d'impact, il est impossible de conclure quant au fait que le projet de renforcement étudié cause ou évite des impacts, la tendance pouvant s'inverser suivant le scénario considéré.*

---

ROBUSTESSE DES RÉSULTATS OBTENUS

Ce chapitre est confidentiel.

# Conclusion générale

## BILAN DES TRAVAUX EFFECTUÉS

La politique énergétique européenne a pour objectif de réduire les émissions de gaz à effet de serre et d'augmenter la part des énergies renouvelables dans le mix énergétique. Pour atteindre ces objectifs, les réseaux électriques de transport devront être renforcés. Dans le cadre de ces travaux de thèse, nous nous sommes intéressés aux impacts environnementaux qui résultent d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport.

Dans un premier temps, un état de l'art a été réalisé pour synthétiser les principales approches existantes pour évaluer les impacts environnementaux du réseau électrique de transport. L'analyse de cycle de vie conséquentielle a été identifiée comme la meilleure approche à mettre en œuvre pour évaluer les impacts résultant d'un projet de renforcement, en permettant d'évaluer conjointement les impacts de l'infrastructure et ceux causés par l'effet indirect sur la production électrique. Cependant, l'analyse de cycle de vie conséquentielle n'est pas encore une méthodologie mature et sa mise en œuvre peut différer d'une étude à l'autre.

Nous avons donc proposé une méthodologie d'analyse de cycle de vie, adoptant une approche conséquentielle et permettant d'évaluer les impacts environnementaux du cycle de vie d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport. Les conséquences du projet sont identifiées en comparant deux scénarios : celui où le projet est réalisé, et celui où il est abandonné. L'effet indirect du projet sur la production électrique est simulé à l'aide d'un modèle de système électrique. Nous proposons également d'utiliser dix-sept indicateurs, en considérant l'épuisement des ressources abiotiques et celui des ressources fossiles comme deux catégories d'impact distinctes.

Le Projet Test dont le gestionnaire de réseau de transport français RTE est le maître d'ouvrage, a été utilisé comme unique cas d'application de la méthodologie. En collaboration avec RTE, des données ont été collectées pour permettre l'évaluation des conséquences environnementales du Projet Test. Un modèle d'inventaire de cycle de vie a été développé et implémenté au sein d'un outil informatique. Cet outil permet d'évaluer les impacts d'un projet de ligne aérienne en renseignant différentes caractéristiques techniques du projet, et en utilisant les résultats obtenus grâce aux logiciels de simulation de RTE. Ces simulations ont été réalisées pour une unique année, à l'horizon 2030. Elles montrent que les groupes dont le coût de production est le plus élevé, qui sont appelés en dernier dans l'ordre de préséance, sont ceux dont la production est la plus affectée par le Projet Test. Toutefois, il existe une incertitude sur les groupes qui seront utilisés en pointe à l'horizon 2030. Nous avons supposé qu'il pouvait s'agir soit de turbines à combustion, soit de capacités d'effacement chez des clients industriels. Un modèle simplifié permettant d'évaluer les conséquences indirectes qui résultent de l'activation d'une offre d'effacement a donc été proposé, en exploitant notamment les résultats de simulation fournis par RTE.

Enfin, nous avons appliqué plusieurs méthodes afin d'analyser les impacts environnementaux calculés avec le modèle pour le Projet Test. Une analyse de contribution a été réalisée par analyse structurelle en pistes causales. Les principales variables influentes ont été identifiées par analyse de sensibilité grâce à la méthode de criblage de Morris. La méthode de Monte-Carlo a enfin été utilisée pour évaluer l'incertitude des résultats due aux incertitudes des variables d'entrée.

## IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DU PROJET TEST

Les impacts causés par la réalisation des infrastructures (ligne aérienne, extensions de postes électriques) sont principalement dus à l'utilisation de métaux, dont la production contribue à l'épuisement des ressources abiotiques, et cause des émissions de substances toxiques pour les hommes et les écosystèmes aquatiques. Le recyclage des déchets métalliques en fin de vie est donc essentiel pour réduire les impacts de l'infrastructure. L'utilisation d'acier galvanisé est la principale source d'impact dans la catégorie d'épuisement des ressources abiotiques. En restant exposé aux conditions atmosphériques pendant de nombreuses années, une partie du zinc est lessivée par la pluie et le vent et ne peut pas être recyclée en fin de vie. L'utilisation d'un revêtement supplémentaire pour limiter ces émissions de zinc dans le sol est à étudier de manière plus approfondie. Il est également important de s'assurer que les ferrailles d'acier galvanisé sont bien envoyées dans des filières de traitement où le zinc présent dans les poussières d'aciérie est valorisé. Enfin, les émissions directes au niveau des infrastructures du réseau électrique doivent être limitées. L'effet couronne provoque des émissions de protoxyde d'azote ( $N_2O$ ) qui contribuent au changement climatique. Ces émissions peuvent être limitées en nettoyant régulièrement les conducteurs. Les émissions d'hexafluorure de soufre ( $SF_6$ ), gaz utilisé comme isolant électrique, sont également à limiter au maximum. Des actions sont déjà entreprises au sein de RTE à cet effet.

Les impacts du Projet Test sont cependant largement imputables à l'effet indirect de ce projet sur la production électrique. Pour toutes les catégories d'impact à l'exception de l'épuisement des ressources abiotiques, les impacts dus à l'infrastructure sont comparativement très faibles. L'influence du projet sur la production électrique est déterminée dès la phase de définition du besoin, lorsque les deux postes électriques à relier sont choisis. Les impacts du projet dépendent très peu des autres choix effectués par le GRT : en effet, les résultats d'analyse de sensibilité permettent de montrer que les variables du système de premier plan, sur lesquelles le décideur a une influence directe, ne sont parmi les variables les plus influentes que pour l'indicateur d'épuisement des ressources abiotiques. Pour tous les autres indicateurs, les impacts dus à l'effet indirect sur la production électrique sont d'une ampleur bien plus grande. Selon les hypothèses retenues pour simuler cet effet indirect, les impacts calculés peuvent être modifiés de manière très significative. Dans sept des dix-sept catégories d'impact, nous ne sommes pas en mesure de déterminer si le projet permet d'éviter des impacts ou en cause. En revanche, pour les dix autres catégories, le Projet Test permet de réduire les impacts causés par la production électrique. Dans tous les cas, les résultats sont très dépendants des hypothèses retenues, en particulier celles qui concernent le parc de production électrique, et les capacités de production utilisées en pointe.

## PERSPECTIVES

Plusieurs perspectives à ces travaux sont envisageables. La plupart des impacts d'un projet de renforcement sont dus à son effet indirect sur la production électrique. De nombreuses hypothèses simplificatrices ont été effectuées pour modéliser ces conséquences. Des travaux futurs devraient donc s'attacher à vérifier que l'influence des biais potentiels du modèle.

En premier lieu, nous avons identifié qu'un projet de renforcement avait une influence sur les pertes dans le réseau électrique. Cependant, le modèle utilisé par RTE pour simuler l'influence du projet de renforcement sur la production électrique néglige l'effet du projet sur ces pertes. Il serait intéressant de quantifier l'erreur dans les impacts qui est due à cette simplification.

Deuxièmement, les impacts des centrales électriques ont été considérés proportionnels à leur production électrique, ce qui revient à considérer le rendement d'une centrale indépendant de son taux de charge. Or, les émissions directes d'une centrale sont plutôt dépendantes de la consommation de combustible. Là encore, l'influence de cette hypothèse sur les résultats obtenus devrait être vérifiée.

Dans le cas où l'effacement de consommation par des clients industriels prendrait une part importante à la résolution des congestions, il apparaît important d'améliorer la modélisation des effets indirects de l'activation d'une offre d'effacement. L'approche utilisée dans le cadre de cette thèse, qui consiste à considérer que le report sur le réseau se produit pendant une période de creux, et qu'il affecte le mix marginal, ne représente pas suffisamment bien la réalité.

Enfin, la méthodologie développée n'a été appliquée qu'à un unique cas d'étude. Des données d'inventaire n'ont été collectées que pour une ligne aérienne utilisant des pylônes treillis en acier galvanisé. Nous avons montré que la contribution de l'infrastructure aux impacts totaux du projet est relativement faible. Cependant, dans le cas où l'ACV serait utilisée pour comparer plusieurs options de tracé (qui ont donc le même effet indirect sur la production électrique), les impacts de l'infrastructure deviendraient discriminants. Pour pouvoir être applicables à une plus grande diversité de projets de renforcement, une collecte de données sur les autres types d'infrastructures devrait donc être réalisée.

## UTILISATION DES RÉSULTATS POUR L'AIDE À LA DÉCISION

L'intérêt premier de l'analyse de cycle de vie est de permettre de comparer différentes options afin de sélectionner celle qui présente le moins d'impacts sur l'environnement. Dans ces travaux de thèse, la méthodologie proposée a été appliquée sur un unique cas d'étude : le Projet Test. Dans le cadre de la justification technico-économique de ce projet, plusieurs alternatives ont été comparées. Nous n'avons cependant pas eu accès aux informations nécessaires pour évaluer les impacts environnementaux de ces autres alternatives. De plus, le projet réutilisant les pylônes d'une ligne existante, son tracé est déjà déterminé à l'avance. La comparaison de différentes options de tracé n'a pas non plus été possible. Dans ce contexte, l'analyse de cycle de vie a simplement permis de déterminer a

posteriori si le projet cause ou évite des impacts. L'intérêt dans le processus décisionnel est donc plus limité que lorsqu'il s'agit d'éclairer le choix entre plusieurs options. D'après les résultats obtenus sur le Projet Test, l'utilisation de l'analyse de cycle de vie conséquente semble la plus pertinente pour aider à la sélection de la meilleure option lors de la phase de définition du besoin.

La méthodologie proposée permet d'évaluer les impacts du projet dans 17 catégories d'impact différentes. Elle permet également d'évaluer les dommages causés à la santé humaine et aux écosystèmes, en utilisant des méthodes de caractérisation endpoint, jugées plus incertaines. Traiter un aussi grand nombre de résultats (auxquels s'ajoutent également d'autres indicateurs technico-économiques) est difficile pour un décideur. L'utilisation d'une méthode d'analyse multicritère est donc recommandée, afin par exemple d'agrèger les résultats obtenus dans les différentes catégories d'impact en un score unique. Même si une telle méthode n'est pas explicitement employée pour prendre une décision, un décideur associera implicitement plus ou moins d'importance à certaines catégories d'impacts (probablement celles avec lesquelles il est le plus familier). Il est donc préférable d'avoir un cadre explicite et d'être transparent sur les poids associés aux différents indicateurs.

Quelle valeur attribuer à ces poids ? Quelle valeur relative attribuer à un impact de 1 kg NMVOC eq. dans la catégorie Formation d'ozone photochimique par rapport à un impact de 1 kg N eq. dans la catégorie Eutrophisation des sols ? Cette question est complexe. Pour l'utilisation dans une méthode d'analyse multicritère à destination des décideurs, nous proposons de plutôt utiliser les résultats obtenus avec les modèles *endpoint* pour les catégories d'impact pour lesquelles il en existe. Ainsi, le nombre d'indicateurs peut être réduit, en regroupant les résultats de plusieurs catégories d'impact en deux catégories de dommage. On pourrait objecter que ces modèles ne représentent pas suffisamment bien les mécanismes environnementaux et que leurs facteurs de caractérisation sont très incertains (très peu de ces modèles sont en effet recommandés par le manuel ILCD). Ce constat est indiscutable. Cependant, ils permettent d'évaluer un dommage à un domaine de protection sur la base des meilleures connaissances scientifiques actuelles.

Pour plusieurs catégories d'impact cependant, les modèles *endpoint* ne sont pas satisfaisant. De plus, le changement climatique a une importance particulière dans le contexte de la politique énergétique, et ses conséquences vont bien au-delà des dommages à la santé et aux écosystèmes. Il est donc préférable de conserver un indicateur spécifique pour cette catégorie d'impact. Le nombre d'indicateurs à considérer peut alors être réduit à sept : changement climatique ; dommages à la santé humaine ; dommages aux écosystèmes ; demande cumulée en énergie ; épuisement des ressources abiotiques ; déchets radioactifs ; consommation d'eau. L'utilisation du jeu de 17 indicateurs est plutôt à réserver aux études approfondies.

La réduction du nombre d'indicateurs ne résout cependant pas le problème de la définition des poids pour une analyse multicritère. Certaines approches consistent à monétiser les impacts environnementaux pour pouvoir les agréger. L'évaluation des effets économiques des dommages à la santé humaine est incertaine, en plus de poser des problèmes d'ordre éthique. Quant à la monétisation des impacts sur les écosystèmes (eux-mêmes très incertains), affirmer pouvoir anticiper les effets économiques de ces dégradations semble très optimiste. Nous suggérons plutôt de considérer que l'importance relative à attribuer aux sept indicateurs est une question de valeur. Il n'existe aucun moyen

objectif d'attribuer un poids à ces indicateurs. Si les modèles scientifiques permettent d'éclairer sur les impacts potentiels d'une décision, il ne faut pas perdre de vue que ces modèles ont leurs limites. Ainsi, il est impossible d'évacuer toute subjectivité dans la prise de décision, en particulier quand celle-ci concerne un système complexe comme le réseau électrique dans un contexte d'incertitude.

## BIBLIOGRAPHIE

Cette page a été laissée intentionnellement vide.

# Bibliographie

ABB, 2011. Environmental product declarations. In : [en ligne]. 2011. [Consulté le 12 décembre 2013]. Disponible à l'adresse : <http://www.abb.co.uk/cawp/abbzh258/3d76091aeb235c70c12569ee002b47f4.aspx>.

ABB ZWAR S.A., 2001. *Environmental product declaration - Pantograph disconnecter type TFB range 123-550 kV* [en ligne]. S.I. Disponible à l'adresse : [https://library.e.abb.com/public/b4dba0888e87660cc1256d63004263ea/EPD\\_TFB\\_2001\\_eng.pdf](https://library.e.abb.com/public/b4dba0888e87660cc1256d63004263ea/EPD_TFB_2001_eng.pdf).

ALSTOM GRID, 2011. *OCTF capacitor voltage transformers 72,5 to 765 kV* [en ligne]. S.I. Disponible à l'adresse : <https://www.gegridsolutions.com/alstomenergy/grid/Global/Grid/Resources/Documents/Products/High%20voltage%20products/OTCF%20Capacitor%20Voltage%20transformers%2072,5%20to%20765%20kV%20-%20Brochure%20ENG-epslanguage=en-.pdf>.

ANDRA, 2012. *Inventaire national des matières et déchets radioactifs* [en ligne]. S.I. [Consulté le 5 mars 2015]. Disponible à l'adresse : <http://www.andra.fr/download/site-principal/document/editions/466.pdf>.

BENINI, L., MANCINI, L., SALA, S., MANFREDI, S., SCHAU, E.M. et PANT, R., 2014. *Normalisation method and data for Environmental Footprints*. Publications of Office of the European Union. Luxembourg : European Commission, Joint Research Center, Institute for Environment and Sustainability. ISBN 978-92-79-40847-2.

BERTLING, S., WALLINDER, I.O., LEYGRAF, C. et KLEJA, D.B., 2006. Occurrence and fate of corrosion-induced zinc in runoff water from external structures. In : *Science of The Total Environment*. 2006. Vol. 367, n° 2-3, p. 908-923. DOI <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.008>.

BORNARD, P., PAVARD, M. et TESTUD, G., 2005. Réseaux d'interconnexion et de transport : fonctionnement. In : *Techniques de l'ingénieur Réseaux électriques de transport et de répartition* [en ligne]. 2005. Vol. base documentaire : TIB263DUO., n° ref. article : d4091. Disponible à l'adresse : <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/energies-th4/reseaux-electriques-de-transport-et-de-repartition-42263210/reseaux-d-interconnexion-et-de-transport-fonctionnement-d4091/>.

BRANDÃO, M., CLIFT, R., COWIE, A. et GREENHALGH, S., 2014. The Use of Life Cycle Assessment in the Support of Robust (Climate) Policy Making: Comment on « Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation ... ». In : *Journal of Industrial Ecology*. 2014. Vol. 18, n° 3, p. 461-463. DOI [10.1111/jiec.12152](https://doi.org/10.1111/jiec.12152).

BUIS, S., 2014. Analyse de sensibilité des modèles de simulation. In : *Formation Modélisation ECCOREV* [en ligne]. S.I. 26 octobre 2014. Disponible à l'adresse : [https://www.eccorev.fr/IMG/pdf/Sensibilite\\_SBuis.pdf](https://www.eccorev.fr/IMG/pdf/Sensibilite_SBuis.pdf).

CAMPOLONGO, F., CARIBONI, J. et SALTELLI, A., 2007. An effective screening design for sensitivity analysis of large models. In : *Environmental Modelling & Software*. 2007. Vol. 22, n° 10, p. 1509-1518. DOI <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.10.004>.

CEI, 1986. *Transformateur de mesure, définition* [en ligne]. S.I. : s.n. Disponible à l'adresse : <http://www.electropedia.org/iev/iev.nsf/display?openform&ievref=321-01-01>.

CEI, 2000a. *Disjoncteur, définition* [en ligne]. S.I. : s.n. Disponible à l'adresse : <http://www.electropedia.org/iev/iev.nsf/display?openform&ievref=441-14-20>.

CEI, 2000b. *Sectionneur, définition* [en ligne]. S.I. : s.n. Disponible à l'adresse : <http://www.electropedia.org/iev/iev.nsf/display?openform&ievref=441-14-05>.

## BIBLIOGRAPHIE

- CHANAL, A. et LÉVÊQUE, J.-P., 2003. Lignes aériennes : matériels. Conducteurs et câbles de garde. In : *Techniques de l'ingénieur Problématiques communes des réseaux électriques : ingénierie* [en ligne]. 2003. Vol. base documentaire : TIB267DUO., n° ref. article : d4422. Disponible à l'adresse : <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/energies-th4/problematiques-communes-des-reseaux-electriques-ingenierie-42267210/lignes-aeriennes-materiels-d4422/>.
- CHARPENTIER, P.-E., RIZET, L. et TROUILLET, C., 2008. Traitement d'extraction des métaux lourds. In : *Techniques de l'ingénieur Innovations en matériaux avancés* [en ligne]. 2008. Vol. base documentaire : TIB186DUO., n° ref. article : in70. Disponible à l'adresse : <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/materiaux-th11/metallurgie-extractive-et-recyclage-des-metaux-de-transition-42369210/traitement-d-extraction-des-metaux-lourds-in70/>.
- CHOWDHURY, B. et RAHMAN, S., 1990. A review of recent advances in economic dispatch. In : *IEEE Transactions on Power Systems (Institute of Electrical and Electronics Engineers);(USA)*. 1990. Vol. 5, n° 4.
- CIGRE WG B2.15, 2004. *Life Cycle Assessment (LCA) for Overhead Lines*. S.I. CIGRE.
- CIROTH, A., MULLER, S., WEIDEMA, B. et LESAGE, P., 2013. Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2013. p. 1-11. DOI 10.1007/s11367-013-0670-5.
- CRE, 2013. *Éléments de méthodologie pour la valorisation des effacements de consommation d'électricité sur les marchés de l'énergie et sur le mécanisme d'ajustement*. S.I.
- CURRAN, M.A., MANN, M. et NORRIS, G., 2005. The international workshop on electricity data for life cycle inventories. In : *Journal of Cleaner Production*. 2005. Vol. 13, n° 8, p. 853-862. DOI 10.1016/j.jclepro.2002.03.001.
- DANDRES, T., GAUDREAU, C., TIRADO-SECO, P. et SAMSON, R., 2011. Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector. In : *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. août 2011. Vol. 15, n° 6, p. 3121-3132. DOI 10.1016/j.rser.2011.04.004.
- DARNAY, A. et NUSS, G., 1971. *Environmental impacts of Coca Cola beverage containers, Midwest Research Institute report*. S.I.
- DE FORGES DE PARNY, R. et LÉVÊQUE, J.-P., 1993a. Lignes aériennes Construction. In : *Techniques de l'ingénieur Problématiques communes des réseaux électriques : ingénierie* [en ligne]. 1993. Vol. base documentaire : TIB267DUO., n° ref. article : d4429. Disponible à l'adresse : <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/energies-th4/problematiques-communes-des-reseaux-electriques-ingenierie-42267210/lignes-aeriennes-d4429/>.
- DE FORGES DE PARNY, R. et LÉVÊQUE, J.-P., 1993b. Lignes aériennes Entretien. In : *Techniques de l'ingénieur Problématiques communes des réseaux électriques : ingénierie* [en ligne]. 1993. Vol. base documentaire : TIB267DUO., n° ref. article : d4430. Disponible à l'adresse : <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/energies-th4/problematiques-communes-des-reseaux-electriques-ingenierie-42267210/lignes-aeriennes-d4430/>.
- DE SAXCÉ, M., RABENASOLO, B., PERWUELZ, A. et QUESNE, A., 2012. Comparisons of data documentation formats and classification systems in LCA databases-focus on product supply chain modelling. In : [en ligne]. 2012. Disponible à l'adresse : [http://www.codde.fr/medias/gsg\\_2012\\_article\\_comparisons-of-data-documentation-formats-and-classification-systems-in-lca-databases-%E2%80%93-focus-on-product-supply-chain-modelling.pdf](http://www.codde.fr/medias/gsg_2012_article_comparisons-of-data-documentation-formats-and-classification-systems-in-lca-databases-%E2%80%93-focus-on-product-supply-chain-modelling.pdf).
- DEFOURNY, J. et THORBECKE, E., 1984. Structural Path Analysis and Multiplier Decomposition within a Social Accounting Matrix Framework. In : *The Economic Journal*. 1984. Vol. 94, n° 373, p. 111-136. DOI 10.2307/2232220.
- DEROCHE, L. et DEVAUX, S., 2010. *Le recyclage des métaux lourds : le cas du zinc* [en ligne]. S.I. Ecole des Mines de Douai. Disponible à l'adresse : <http://cdoc.mines-douai.fr/emdc/DetailDoc.aspx?DocID=123284>.
- DEVATINE, L., 2009. Postes à haute et très haute tension Rôle et structure. In : *Techniques de l'ingénieur Réseaux électriques de transport et de répartition* [en ligne]. 2009. Vol. base documentaire : TIB263DUO., n° ref. article : d4570. Disponible à l'adresse : <http://www.techniques-ingenieur.fr/base->

documentaire/energies-th4/reseaux-electriques-de-transport-et-de-repartition-42263210/postes-a-haute-et-tres-haute-tension-d4570/.

DOQUET, M.,FOURMENT, C. et ROUDERGUES, J.M., 2011. Generation & transmission adequacy of large interconnected power systems: A contribution to the renewal of Monte-Carlo approaches. In : *PowerTech, 2011 IEEE Trondheim*. S.l. : s.n. juin 2011. p. 1-6.

EARLES, J.M. et HALOG, A., 2011. Consequential life cycle assessment: a review. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2011. Vol. 16, n° 5, p. 445-453. DOI 10.1007/s11367-011-0275-9.

EC-JRC, 2010a. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators* [en ligne]. EUR 24586 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union. Disponible à l'adresse : <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-LCIA-Framework-Requirements-ONLINE-March-2010-ISBN-fin-v1.0-EN.pdf>.

EC-JRC, 2010b. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for life cycle assessment - Detailed guidance. First edition March 2010* [en ligne]. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union. Disponible à l'adresse : [http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC48157/ilcd\\_handbook-general\\_guide\\_for\\_lca-detailed\\_guidance\\_12march2010\\_isbn\\_fin.pdf](http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC48157/ilcd_handbook-general_guide_for_lca-detailed_guidance_12march2010_isbn_fin.pdf).

EC-JRC, 2011. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November 2011*. EUR 24571 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union.

EDF, 2014. *La centrale d'exploitation des turbines à combustion (CETAC)* [en ligne]. Dossier de presse. S.l. Disponible à l'adresse : <https://www.edf.fr/sites/default/files/contrib/groupe-edf/producteur-industriel/carte-des-implantations/centrale-arrighi/presentation/DP%20CETAC%202014.pdf>.

EHLERS, E.,KRAFFT, T. et MOSS, C., 2006. *Earth system science in the anthropocene*. S.l. : Springer. ISBN 978-3-540-26588-7.

EKVALL, T., 2000. A market-based approach to allocation at open-loop recycling. In : *Resources, Conservation and Recycling*. mai 2000. Vol. 29, n° 1-2, p. 91-109. DOI 10.1016/S0921-3449(99)00057-9.

EKVALL, T., 2002. Cleaner production tools: LCA and beyond. In : *Journal of Cleaner Production*. octobre 2002. Vol. 10, n° 5, p. 403-406. DOI 10.1016/S0959-6526(02)00026-4.

EKVALL, T.,AZAPAGIC, A.,FINNVEDEN, G.,RYDBERG, T.,WEIDEMA, B.P. et ZAMAGNI, A., 2016. Attributional and consequential LCA in the ILCD handbook. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2016. Vol. 21, n° 3, p. 293-296. DOI 10.1007/s11367-015-1026-0.

EKVALL, T.,TILLMAN, A.-M. et MOLANDER, S., 2005. Normative ethics and methodology for life cycle assessment. In : *Journal of Cleaner Production*. novembre 2005. Vol. 13, n° 13-14, p. 1225-1234. DOI 10.1016/j.jclepro.2005.05.010.

EKVALL, T. et WEIDEMA, B., 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2004. Vol. 9, n° 3, p. 161-171. DOI 10.1007/BF02994190.

ENTSO-E, 2012. *10-Year Network Development Plan 2012* [en ligne]. S.l. [Consulté le 8 octobre 2013]. Disponible à l'adresse : [https://www.entsoe.eu/fileadmin/user\\_upload/\\_library/SDC/TYNDP/2012/TYNDP\\_2012\\_report.pdf](https://www.entsoe.eu/fileadmin/user_upload/_library/SDC/TYNDP/2012/TYNDP_2012_report.pdf).

ENTSO-E, 2013. *ENTSO-E Guideline for Cost Benefit Analysis of Grid Development Projects* [en ligne]. S.l. [Consulté le 10 janvier 2014]. Disponible à l'adresse : [https://www.entsoe.eu/fileadmin/user\\_upload/\\_library/events/Workshops/CBA/131114\\_ENTSO-E\\_CBA\\_Methodology.pdf](https://www.entsoe.eu/fileadmin/user_upload/_library/events/Workshops/CBA/131114_ENTSO-E_CBA_Methodology.pdf).

ENTSO-E, 2014a. *10-Year Network Development Plan 2014* [en ligne]. S.l. [Consulté le 9 novembre 2015]. Disponible à l'adresse : [https://www.entsoe.eu/Documents/TYNDP%20documents/TYNDP%202014/141031%20TYNDP%202014%20Report\\_.pdf](https://www.entsoe.eu/Documents/TYNDP%20documents/TYNDP%202014/141031%20TYNDP%202014%20Report_.pdf).

## BIBLIOGRAPHIE

ENTSO-E, 2014b. *Cost Benefit Analysis Methodology for Projects of European Significance* [en ligne]. S.I. [Consulté le 20 juin 2014]. Disponible à l'adresse : <https://www.entsoe.eu/major-projects/ten-year-network-development-plan/CBA-Methodology/Pages/default.aspx>.

ENTSO-E, 2015. *TYNDP 2016 Scenario Development Report* [en ligne]. S.I. [Consulté le 4 mai 2016]. Disponible à l'adresse : [http://www.entsoe.eu/Documents/TYNDP%20documents/TYNDP%202016/150521\\_TYNDP2016\\_Scenario\\_Development\\_Report\\_for\\_consultationv2.pdf](http://www.entsoe.eu/Documents/TYNDP%20documents/TYNDP%202016/150521_TYNDP2016_Scenario_Development_Report_for_consultationv2.pdf).

FAIVRE, R., IOOSS, B., MAHÉVAS, S., MAKOWSKI, D. et MONOD, H., 2013. *Analyse de sensibilité et exploration de modèles: application aux sciences de la nature et de l'environnement* [en ligne]. S.I. : Éd. Quae. Collection Savoir-faire. ISBN 978-2-7592-1906-3. Disponible à l'adresse : <https://books.google.fr/books?id=6JZP7Uy4fD4C>.

FALLER, M. et REISS, D., 2005. Runoff behaviour of metallic materials used for roofs and facades—a 5-year field exposure study in Switzerland. In : *Materials and Corrosion*. 2005. Vol. 56, n° 4, p. 244–249.

FRANK, S., STEPONAVICE, I. et REBENNACK, S., 2012. Optimal power flow: a bibliographic survey I. In : *Energy Systems*. 2012. Vol. 3, n° 3, p. 221–258.

FREES, N., 2008. Crediting aluminium recycling in LCA by demand or by disposal. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2008. Vol. 13, n° 3, p. 212–218.

FRISCHKNECHT, R., 1998. Life cycle inventory analysis for decision-making. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1998. Vol. 3, n° 2, p. 67–67. DOI 10.1007/BF02978487.

FRISCHKNECHT, R. et STUCKI, M., 2010. Scope-dependent modelling of electricity supply in life cycle assessments. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2010. Vol. 15, n° 8, p. 806–816. DOI 10.1007/s11367-010-0200-7.

FRISCHKNECHT, R., TUCHSCHMID, M., FAIST EMMENEGGER, M., BAUER, C. et DONES, R., 2007. Strommix und Stromnetz. In : DONES, R. (éd.), *Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. ecoinvent report No. 6, v2.0*. Duebendorf, CH : Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

GAXIOLA, E., MÜLLER, H., TAO, L., NATEMEYER, H., ROEHDER, A., WINTER, S., ORFANOS, G., SKOTEINOS, I., ÖZDEMİR, Ö., HOUT, M. van, DOORMAN, G., SIJM, J., NIEUWENHOUT, F., CHATZIVASILEIADIS, S., KRAUSE, T., PEREIRA, G., CASTRO, M., PUDJANTO, D., AUNEDI, M., STRBAC, G., KONSTANTINIDIS, C., WANG, R., LIU, Z. et PAPAETHYMIU, G., 2012. *IRENE-40 Deliverable 3.1 - Application guide for the improvement of ecological sustainability, security and competitiveness by infrastructural changes* [en ligne]. W3SI\_DV\_8008. S.I. European Commission DG-TREN. Disponible à l'adresse : <http://www.irene-40.eu>.

GOEDKOOP, M.J., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., DE SCHRYVER, A., STRUIJS, J. et VAN ZELM, R., 2009. *ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level - First edition (version 1.08) - Report I: Characterisation* [en ligne]. Den Haag, Netherlands. Ministerie van VROM. Disponible à l'adresse : <http://www.lcia-recipe.net>.

GÖRANSSON, L., GOOP, J., UNGER, T., ODENBERGER, M. et JOHNSON, F., 2014. Linkages between demand-side management and congestion in the European electricity transmission system. In : *Energy*. 2014. Vol. 69, p. 860–872. DOI <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2014.03.083>.

GUERRIEN, B. et PAREL, V., 1998. *Microéconomie*. Paris : Dunod. ISBN 2-10-003756-0.

GUIBET, J.C., 1997. *Carburants et moteurs. Tome 1* : [en ligne]. S.I. : Editions Technip. Carburants et moteurs. ISBN 978-2-7108-1091-9. Disponible à l'adresse : <https://books.google.fr/books?id=lpUnMfB27i4C>.

HAPP, H.H., 1977. Optimal power dispatch ; A comprehensive survey. In : *Power Apparatus and Systems, IEEE Transactions on*. mai 1977. Vol. 96, n° 3, p. 841–854. DOI 10.1109/T-PAS.1977.32397.

## BIBLIOGRAPHIE

- HARRISON, G.P., MACLEAN, E. (Ned). J., KARAMANLIS, S. et OCHOA, L.F., 2010. Life cycle assessment of the transmission network in Great Britain. In : *Energy Policy*. juillet 2010. Vol. 38, n° 7, p. 3622-3631. DOI 10.1016/j.enpol.2010.02.039.
- HE, W., 2002. *Atmospheric Corrosion and Runoff Processes on Copper and Zinc as Roofing Materials* [en ligne]. PhD Thesis. Stockholm, Sweden : Royal Institute of Technology. Disponible à l'adresse : Atmospheric Corrosion and Runoff Processes on Copper and Zinc as Roofing Materials.
- HEIJUNGS, R., 1994. A generic method for the identification of options for cleaner products. In : *Ecological Economics*. mai 1994. Vol. 10, n° 1, p. 69-81. DOI 10.1016/0921-8009(94)90038-8.
- HISCHIER, R., WEIDEMA, B., ALTHAUS, H.-J., BAUER, C., DOKA, G., DONES, R., FRISCHKNECHT, R., HELLWEG, S., HUMBERT, S., JUNGBLUTH, N., KÖLLNER, T., LOERINCIK, Y., MARGNI, M. et NEMECEK, T., 2010. *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. *ecoinvent report No. 3*, v2.2. Dübendorf. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- IEA, 2015. *World Energy Outlook Special Report - Energy and Climate Change* [en ligne]. Paris. OECD/IEA. [Consulté le 24 août 2015]. Disponible à l'adresse : <https://www.iea.org/publications/freepublications/publication/weo-2015-special-report-energy-climate-change.html>.
- JABIRI, Z.N. et SHARAFI, D., 2010. Reducing SF6 Emission from HV Circuit Breakers - A Life Cycle Approach. In : *Power and Energy Engineering Conference (APPEEC), 2010 Asia-Pacific*. S.l. : s.n. mars 2010. p. 1-5.
- JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G. et ROSENBAUM, R., 2003. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2003. Vol. 8, n° 6, p. 324-330. DOI 10.1007/BF02978505.
- JORGE, R.S., HAWKINS, T.R. et HERTWICH, E.G., 2012a. Life cycle assessment of electricity transmission and distribution—part 1: power lines and cables. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 janvier 2012. Vol. 17, n° 1, p. 9-15. DOI 10.1007/s11367-011-0335-1.
- JORGE, R.S., HAWKINS, T.R. et HERTWICH, E.G., 2012b. Life cycle assessment of electricity transmission and distribution—part 2: transformers and substation equipment. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 février 2012. Vol. 17, n° 2, p. 184-191. DOI 10.1007/s11367-011-0336-0.
- JORGE, R.S. et HERTWICH, E.G., 2013. Environmental evaluation of power transmission in Norway. In : *Applied Energy*. janvier 2013. Vol. 101, p. 513-520. DOI 10.1016/j.apenergy.2012.06.004.
- JORGE, R.S. et HERTWICH, E.G., 2014. Grid infrastructure for renewable power in Europe: The environmental cost. In : *Energy*. 2014. Vol. 69, p. 760-768.
- JUNGBLUTH, N. et FRISCHKNECHT, R., 2010. Cumulative energy demand. In : ALTHAUS, H.-J., BAUER, C., DOKA, G., DONES, R., FRISCHKNECHT, R., HELLWEG, S., HUMBERT, S., JUNGBLUTH, N., KÖLLNER, T., LOERINCIK, Y., MARGNI, M. et NEMECEK, T., *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. *ecoinvent report No. 3*, v2.2. Dübendorf : Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- KIRSCHEN, D.S. et STRBAC, G., 2004. *Fundamentals of Power System Economics*. S.l. : Wiley. ISBN 0-470-84572-4.
- KLØVERPRIS, J., WENZEL, H. et NIELSEN, P., 2008. Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2008. Vol. 13, n° 1, p. 13-21. DOI 10.1065/lca2007.10.364.
- LATORRE, G., CRUZ, R.D., AREIZA, J.M. et VILLEGAS, A., 2003. Classification of publications and models on transmission expansion planning. In : *IEEE Transactions on Power Systems*. 2003. Vol. 18, n° 2, p. 938-946. DOI 10.1109/TPWRS.2003.811168.
- LENZEN, M., 2007. Structural path analysis of ecosystem networks. In : *Ecological Modelling*. 24 janvier 2007. Vol. 200, n° 3-4, p. 334-342. DOI 10.1016/j.ecolmodel.2006.07.041.
- LIMPERT, E., STAHEL, W.A. et ABBT, M., 2001. Log-normal distributions across the sciences: Keys and clues. In : *BIOSCIENCE*. 2001. n° 51(5), p. 341-352.

## BIBLIOGRAPHIE

LINDSTRÖM, D. et ODNEVALL WALLINDER, I., 2011. Long-term use of galvanized steel in external applications. Aspects of patina formation, zinc runoff, barrier properties of surface treatments, and coatings and environmental fate. In : *Environmental Monitoring and Assessment*. 2011. Vol. 173, n° 1-4, p. 139-153. DOI 10.1007/s10661-010-1377-8.

MACHOWSKI, J., BIALEK, J.W. et BUMBY, J.R., 2008. *Power Systems Dynamics: Stability and Control*. 2nd Edition. S.I. : Wiley. ISBN 978-0-470-72558-0.

MANZO, V., 2004. *Traitement des congestions dans les réseaux de transport et dans un environnement dérégulé*. [en ligne]. Sciences de l'ingénieur [physics]. S.I. : Institut National Polytechnique de Grenoble - INPG. Disponible à l'adresse : <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00408307/document>. tel-00408307

MARGNI, M., GLORIA, T., BARE, J., SEPPÄLÄ, J., STEEN, B., STRUIJS, J., TOFFOLETTO, L. et JOLLIET, O., 2008. *Guidance on how to move from current practice to recommended practice in Life Cycle Impact Assessment* [en ligne]. Paris. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. [Consulté le 11 février 2016]. Disponible à l'adresse : [http://www.spcclearinghouse.org/upload/publication\\_and\\_tool/file/250.pdf](http://www.spcclearinghouse.org/upload/publication_and_tool/file/250.pdf).

MEADOWS, D.H., MEADOWS, D.L., RANDERS, J. et BEHRENS, W.W., 1972. The limits to growth. In : *New York*. 1972. Vol. 102.

MEINSHAUSEN, I., MÜLLER-BEILSCHMIDT, P. et VIERE, T., 2014. The EcoSpold 2 format—why a new format? In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2014. p. 1-5. DOI 10.1007/s11367-014-0789-z.

MORRIS, M.D., 1991. Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. In : *Technometrics*. avril 1991. Vol. 33, p. 161-174. DOI 10.2307/1269043.

MULLER, S., LESAGE, P., CIROTH, A., MUTEL, C., WEIDEMA, B.P. et SAMSON, R., 2014. The application of the pedigree approach to the distributions foreseen in ecoinvent v3. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2014. p. 1-11. DOI 10.1007/s11367-014-0759-5.

MUTEL, C., 2012. Brightway2. In : [en ligne]. 2012. Disponible à l'adresse : <http://brightwaylca.org>.

NATEMEYER, H., SCHEUFEN, M., WINTER, S., DEDERICHS, T. et SCHNETTLER, A., 2011. Identification of environmentally relevant network hotspots. In : *PowerTech, 2011 IEEE Trondheim*. S.I. : s.n. 2011. p. 1-6.

PAYS, M., 1994a. Câbles de transport d'énergie Applications. In : *Techniques de l'ingénieur Problématiques communes des réseaux électriques : ingénierie* [en ligne]. 1994. Vol. base documentaire : TIB267DUO., n° ref. article : d4521. Disponible à l'adresse : <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/energies-th4/problematiques-communes-des-reseaux-electriques-ingenierie-42267210/cables-de-transport-d-energie-d4521/>.

PAYS, M., 1994b. Câbles de transport d'énergie Technologies. Caractéristiques. In : *Techniques de l'ingénieur Problématiques communes des réseaux électriques : ingénierie* [en ligne]. 1994. Vol. base documentaire : TIB267DUO., n° ref. article : d4520. Disponible à l'adresse : <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/energies-th4/problematiques-communes-des-reseaux-electriques-ingenierie-42267210/cables-de-transport-d-energie-d4520/>.

PAYS, M., 1994c. Câbles de transport d'énergie Technologies. Caractéristiques. In : *Techniques de l'ingénieur Problématiques communes des réseaux électriques : ingénierie* [en ligne]. 1994. Vol. base documentaire : TIB267DUO., n° ref. article : d4520. Disponible à l'adresse : <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/energies-th4/problematiques-communes-des-reseaux-electriques-ingenierie-42267210/cables-de-transport-d-energie-d4520/>.

PORCHERON, Y. et DE FORGES DE PARNY, R., 2000. Lignes aériennes Présentation et calcul des lignes. In : *Techniques de l'ingénieur Problématiques communes des réseaux électriques : ingénierie* [en ligne]. 2000. Vol. base documentaire : TIB267DUO., n° ref. article : d4420. Disponible à l'adresse : <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/energies-th4/problematiques-communes-des-reseaux-electriques-ingenierie-42267210/lignes-aeriennes-d4420/>.

REUTER, M.A., HUDSON, C., VAN SCHAIK, A., HEISKANEN, K., MESKERS, C. et HAGELÜKEN, C., 2013. *Metal Recycling: Opportunities, Limits, Infrastructure, A Report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel*. S.I. UNEP.

## BIBLIOGRAPHIE

- RTE, 2002. *Guide : Modalités de gestion de la végétation sous et aux abords des lignes électriques* [en ligne]. S.I. Disponible à l'adresse : [https://eco2mix.rte-france.com/uploads/media/pdf\\_zip/Modalites\\_gestion\\_vegetation.pdf](https://eco2mix.rte-france.com/uploads/media/pdf_zip/Modalites_gestion_vegetation.pdf).
- RTE, 2008. *Cahier des charges général - Postes HTB (Structures et matériels HTB)* [en ligne]. S.I. Disponible à l'adresse : <https://clients.rte-france.com/htm/fr/mediatheque/telecharge/reftech/CCG-P.pdf>.
- RTE, 2012a. *Bilan prévisionnel de l'équilibre offre-demande d'électricité en France - Edition 2012*. S.I.
- RTE, 2012b. *Cahier des charges général - Lignes aérienne HTB*. S.I.
- RTE, 2012c. *Cahier des charges général - Lignes souterraines HTB* [en ligne]. S.I. [Consulté le 20 août 2014]. Disponible à l'adresse : <http://clients.rte-france.com/htm/fr/mediatheque/telecharge/reftech/CCG-LS.pdf>.
- RTE, 2013a. *Rapport annuel sur la qualité de l'électricité - Résultats 2013* [en ligne]. S.I. [Consulté le 14 août 2014]. Disponible à l'adresse : [http://www.rte-france.com/uploads/Mediatheque\\_docs/vie\\_systeme/annuelles/Qualite\\_electricite/Rapport\\_Annuel\\_QdE\\_2013.pdf](http://www.rte-france.com/uploads/Mediatheque_docs/vie_systeme/annuelles/Qualite_electricite/Rapport_Annuel_QdE_2013.pdf).
- RTE, 2013b. *Rapport d'activité 2013* [en ligne]. S.I. [Consulté le 9 décembre 2014]. Disponible à l'adresse : <http://www.rte-france.com/sites/default/files/rte-rapp-activite-2013.pdf>.
- RTE, 2014. *Bilan prévisionnel de l'équilibre offre-demande d'électricité en France - Edition 2014*. S.I.
- RTE, 2015. *Valorisation socio-économique des réseaux électriques intelligents. Méthodologie et premiers résultats*. S.I.
- RTE, 2016a. *Evaluation des économies d'énergie et des effets de bord associés aux effacements de consommation* [en ligne]. S.I. [Consulté le 2 mai 2016]. Disponible à l'adresse : [https://clients.rte-france.com/htm/fr/mediatheque/telecharge/20160401\\_Rapport\\_report\\_complet.pdf](https://clients.rte-france.com/htm/fr/mediatheque/telecharge/20160401_Rapport_report_complet.pdf).
- RTE, 2016b. *Schéma décennal de développement du réseau - Edition 2015* [en ligne]. S.I. [Consulté le 3 mai 2016]. Disponible à l'adresse : [http://www.rte-france.com/sites/default/files/schema\\_decennal\\_de\\_developpement\\_du\\_reseau\\_edition\\_2015\\_syntese.pdf](http://www.rte-france.com/sites/default/files/schema_decennal_de_developpement_du_reseau_edition_2015_syntese.pdf).
- SALA, S., BENINI, L., MANCINI, L. et PANT, R., 2015. Integrated assessment of environmental impact of Europe in 2010: data sources and extrapolation strategies for calculating normalisation factors. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2015. Vol. 20, n° 11, p. 1568-1585. DOI 10.1007/s11367-015-0958-8.
- SALTELLI, A., RATTO, M., ANDRES, T., CAMPOLONGO, F., CARIBONI, J., GATELLI, D., SAISANA, M. et TARANTOLA, S., 2008. *Global sensitivity analysis: the primer*. S.I. : Wiley. com. ISBN 0-470-72517-6.
- SIEMENS, 2010. *3AP1 FG 145 kV - Environmental product declaration* [en ligne]. 2010. S.I. : s.n. [Consulté le 11 août 2015]. Disponible à l'adresse : [http://www.energy.siemens.com/hq/pool/hq/power-transmission/high-voltage-products/circuit-breaker/umwelt\\_en.pdf](http://www.energy.siemens.com/hq/pool/hq/power-transmission/high-voltage-products/circuit-breaker/umwelt_en.pdf).
- SIEMENS AG, 2007. *High-Voltage Circuit-Breakers 3AP1/2 72.5 kV up to 550 kV*. S.I.
- SIEMENS AG, 2010. *Environmental product declaration 3AP1 FG 145 kV* [en ligne]. S.I. Disponible à l'adresse : [http://www.energy.siemens.com/hq/pool/hq/power-transmission/high-voltage-products/circuit-breaker/umwelt\\_en.pdf](http://www.energy.siemens.com/hq/pool/hq/power-transmission/high-voltage-products/circuit-breaker/umwelt_en.pdf).
- TILLMAN, A.-M., 2000. Significance of decision-making for LCA methodology. In : *Environmental Impact Assessment Review*. février 2000. Vol. 20, n° 1, p. 113-123. DOI 10.1016/S0195-9255(99)00035-9.
- VAN OERS, L., DE KONING, A., GUINÉE, J.B. et HUPPES, G., 2002. *Abiotic resource depletion in LCA: improving characterisation factors for abiotic depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook*. S.I. Ministry of Transport, Public Works and Water Management.

## BIBLIOGRAPHIE

- VELEVA, L., MERAZ, E. et ACOSTA, M., 2010. Zinc precipitation runoff from galvanised steel in humid tropical climate. In : *Corrosion Engineering, Science and Technology*. 2010. Vol. 45, n° 1, p. 76-83. DOI 10.1179/174327809X457030.
- WANG, W., 2011. *Eco-conception des systèmes de transmission de l'énergie électrique* [en ligne]. Thèse de doctorat. S.I. : Ecole Centrale de Lyon. [Consulté le 4 octobre 2013]. Disponible à l'adresse : <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00627890>.
- WEIDEMA, B., FREES, N. et NIELSEN, A.-M., 1999. Marginal production technologies for life cycle inventories. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1999. Vol. 4, n° 1, p. 48-56. DOI 10.1007/BF02979395.
- WEIDEMA, B.P., 2003. Market information in life cycle assessment. In : *Environmental project* [en ligne]. 2003. Vol. 863. [Consulté le 28 juin 2012]. Disponible à l'adresse : <http://www.norlca.org/resources/780.pdf>.
- WEIDEMA, B.P., BAUER, C., HISCHIER, R., MUTEL, C., NEMECEK, T., REINHARD, J., VADENBO, C.O. et WERNET, G., 2013. *Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1 (v3)*. St. Gallen. The ecoinvent Centre.
- WEIDEMA, B.P., EKVAL, T. et HEIJUNGS, R., 2009. Guidelines for application of deepened and broadened LCA. In : *Deliverable D18 of work package* [en ligne]. 2009. Vol. 5. [Consulté le 23 octobre 2013]. Disponible à l'adresse : [http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/calcas\\_report\\_d18.pdf](http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/calcas_report_d18.pdf).
- WEIDEMA, B.P. et WESNÆS, M.S., 1996. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. In : *Journal of Cleaner Production*. 1996. Vol. 4, n° 3-4, p. 167-174. DOI 10.1016/S0959-6526(96)00043-1.
- WEIDLICH, A. et VEIT, D., 2008. A critical survey of agent-based wholesale electricity market models. In : *Energy Economics*. juillet 2008. Vol. 30, n° 4, p. 1728-1759. DOI 10.1016/j.eneco.2008.01.003.
- WOLF, M.-A., DÜPMEIER, C. et KUSCHE, O., 2011. The international reference life cycle data system (ILCD) format—basic concepts and implementation of life cycle impact assessment (LCIA) method data sets. In : *Proc. 25th EnviroInfo Conference*. Schaker-Verlag [en ligne]. S.l. : s.n. 2011. Disponible à l'adresse : <http://enviroinfo.eu/sites/default/files/pdfs/vol7233/0809.pdf>.
- XIA, X. et ELAIW, A.M., 2010. Optimal dynamic economic dispatch of generation: A review. In : *Electric Power Systems Research*. août 2010. Vol. 80, n° 8, p. 975-986. DOI 10.1016/j.epr.2009.12.012.
- ZAMAGNI, A., GUINÉE, J., HEIJUNGS, R., MASONI, P. et RAGGI, A., 2012. Lights and shadows in consequential LCA. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2012. p. 1-15. DOI 10.1007/s11367-012-0423-x.
- ZINK, T., GEYER, R. et STARTZ, R., 2015. A Market-Based Framework for Quantifying Displaced Production from Recycling or Reuse. In : *Journal of Industrial Ecology*. 2015. p. n/a-n/a. DOI 10.1111/jiec.12317.

# Annexe A.

## Méthodes de caractérisation des impacts recommandées par le manuel ILCD

La présente annexe synthétise les principales recommandations du manuel ILCD en ce qui concerne les méthodes de caractérisation. Son contenu est directement extrait et traduit du document original. Les méthodes sont classées en fonction de leur qualité en quatre niveaux de recommandation (EC-JRC, 2011, §2.2) :

- **Niveau I : méthode recommandée et satisfaisante.** Ces modèles et facteurs de caractérisation sont recommandés pour tous les types d'aide à la décision. Bien que des recherches supplémentaires puissent être nécessaires, cela n'empêche pas ces modèles d'être considérés satisfaisant compte tenu de l'état de l'art actuel.
- **Niveau II : méthode recommandée, mais nécessite des améliorations.** Ces modèles et facteurs de caractérisation sont recommandés pour tous les types d'aide à la décision. L'incertitude des modèles et des facteurs de caractérisation résultants doit davantage être mise en exergue. L'influence de ces facteurs sur les résultats obtenus et sur l'interprétation de ces résultats doit être évaluée avec soin, en particulier pour les comparaisons qui sont publiées. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour améliorer ces méthodes, en matière de précision, de différenciation, de nombre de flux élémentaires couverts, etc.
- **Niveau III : méthode recommandée, mais à utiliser avec prudence.** L'utilisation de ces modèles et facteurs de caractérisation est recommandée, mais uniquement avec précaution compte tenu de leur incertitude considérable, de leur caractère incomplet et/ou d'autres lacunes de ces modèles et facteurs. Des travaux de recherche sont nécessaires avant que ces modèles puissent être utilisés pour l'aide à la décision, en particulier dans un but de comparaison. Il est recommandé de calculer et de présenter les résultats de l'analyse d'impact avec et sans les méthodes qui sont classées niveau III, et de discuter l'interprétation des résultats. Il est également recommandé de procéder à une analyse de sensibilité en appliquant d'autres méthodes que la méthode recommandée (si disponible), et de discuter l'influence sur les conclusions. Cependant, une méthode classée niveau III reste la référence dans sa catégorie d'impact.
- **Provisoire : méthode immature pour la recommandation mais identifiée comme la plus prometteuse parmi les méthodes existantes.** Les méthodes et facteurs de caractérisation classées comme provisoires doivent être utilisés avec grande prudence, et limités à des applications internes, étant donné leur incertitude considérable, leur caractère incomplet et/ou leurs autres lacunes.

Pour certaines méthodes, un niveau de recommandation mixte est attribué. Pour une méthode avec un niveau II / III, la méthode générale est considérée comme de niveau II, mais certains facteurs de caractérisation, identifiés comme tels dans les fichiers publiés dans l'ILCD, sont classés niveau III. Ainsi, si un facteur de caractérisation classé niveau III apparaît comme très influent sur les résultats obtenus, l'interprétation devra en tenir compte.

Le fait qu'aucune méthode ne soit recommandée pour une catégorie d'impact ne signifie pas qu'il n'est pas pertinent de l'inclure dans une étude, mais simplement qu'étant donné l'état de l'art actuel, aucune méthode n'a été identifiée comme suffisamment mature pour être recommandée. Cette absence ne doit donc pas être comprise comme une recommandation d'exclure une catégorie d'impact donnée. Le praticien devra choisir la méthode qu'il aura identifiée comme la plus appropriée pour une application spécifique. Cependant, les incertitudes et les limites des conclusions devront être clairement énoncées dans l'interprétation des résultats.

Les tableaux Tableau A-1 à Tableau A-4 présentent les méthodes de caractérisations *midpoint* et *endpoint* recommandées par le manuel ILCD pour les différentes catégories d'impact (EC-JRC, 2012).

**Tableau A-1. Méthodes de caractérisation recommandées par le manuel ILCD au niveau midpoint**

Catégorie d'impact	Modèle	Indicateur	Niveau de rec.
Changement climatique, <i>midpoint</i>	IPCC 2007	GWP100	I
Destruction de la couche d'ozone, <i>midpoint</i>	WMO, 1999	ODP	I
Toxicité humaine, effets cancérigènes, <i>midpoint</i>	USEtox (Rosenbaum et al., 2008)	CTUh	II / III
Toxicité humaine, effets non-cancérigènes, <i>midpoint</i>	USEtox (Rosenbaum et al., 2008)	CTUh	II / III
Écotoxicité, eau douce, <i>midpoint</i>	USEtox (Rosenbaum et al., 2008)	CTUe (PAF.m <sup>3</sup> .day)	II / III
Écotoxicité, marine et terrestre, <i>midpoint</i>	Pas de recommandation		
Particules fines, <i>midpoint</i>	RiskPoll (Rabl et Spadaro, 2004) et (Greco et al., 2007)	PM2.5eq.	I
Radiations ionisantes, santé humaine, <i>midpoint</i>	(Frischknecht et al., 2000)	IRP	II
Radiation ionisantes, écosystèmes, <i>midpoint</i>	(Garnier-Laplace et al., 2009)	CTUe	provisoire
Formation d'ozone photochimique, <i>midpoint</i>	(van Zelm et al., 2008) tel qu'appliqué dans ReCiPe2008	POCP	II
Acidification, <i>midpoint</i>	(Seppälä et al., 2006; Posch et al., 2008)	Accumulated Exceedance (AE)	II
Eutrophisation terrestre, <i>midpoint</i>	(Seppälä et al., 2006; Posch et al., 2008)	Accumulated Exceedance (AE)	II
Eutrophisation aquatique, eau douce, eau de mer, <i>midpoint</i>	ReCiPe2008, modèle EUTREND (Struijs et al., 2009a)	P équivalents and N équivalents	II
Usage des sols, <i>midpoint</i>	(Milà i Canals et al., 2007)	SOM	III
Épuisement des ressources en eau, <i>midpoint</i>	Ecoscarcity (Frischknecht et al., 2008)	Scarcity-adjusted water use	III
Épuisement des ressources minérales et fossiles, <i>midpoint</i>	CML 2002 (Guinée et al., 2002)	Scarcity	II
Épuisement des ressources renouvelables, <i>midpoint</i>	Pas de recommandation		

**Tableau A-2. Méthodes de caractérisation recommandées par le manuel ILCD au niveau endpoint pour le domaine de protection « santé humaine »**

Catégorie d'impact	Modèle	Indicateur	Niveau de rec.
Changement climatique, endpoint santé humaine	ReCiPe2008 (De Schryver et al., 2009)	DALY (Disability Adjusted Life Years)	provisoire
Destruction de la couche d'ozone, endpoint santé humaine	ReCiPe2008 (Struijs et al., 2009b)	DALY	provisoire
Toxicité humaine, effets cancérrogènes, endpoint santé humaine	Calcul de DALY appliqué aux CTUh de USEtox (Huijbregts et al., 2005)	DALY	II / provisoire
Toxicité humaine, effets non-cancérrogènes, endpoint santé humaine	Calcul de DALY appliqué aux CTUh de USEtox (Huijbregts et al., 2005)	DALY	provisoire
Particules fines, endpoint santé humaine	Calcul de DALY appliqué au résultat midpoint (van Zelm et al., 2008; Pope et al., 2002)	DALY	II
Radiations ionisantes, endpoint santé humaine	(Frischknecht et al., 2000)	DALY	provisoire
Formation d'ozone photochimique, endpoint santé humaine	(van Zelm et al., 2008) tel qu'appliqué dans ReCiPe2008	DALY	II

**Tableau A-3. Méthodes de caractérisation recommandées par le manuel ILCD au niveau endpoint pour le domaine de protection « ressources naturelles »**

Catégorie d'impact	Modèle	Indicateur	Niveau de rec.
Épuisement des ressources en eau, endpoint ressources	Pas de recommandation		
Épuisement des ressources minérales et fossiles, endpoint ressources	ReCiPe2008 (Goedkoop, De Schryver, 2009)	<i>Surplus cost</i>	provisoire
Épuisement des ressources renouvelables, endpoint ressources	Pas de recommandation		

**Tableau A-4. Méthodes de caractérisation recommandées par le manuel ILCD au niveau endpoint pour le domaine de protection « écosystèmes »**

Catégorie d'impact	Modèle	Indicateur	Niveau de rec.
Changement climatique, <i>endpoint</i> écosystèmes	ReCiPe2008 (De Schryver et al., 2009)	<i>Potentially Disappeared number of species*time</i> (PDF.m <sup>2</sup> .yr)	provisoire
Destruction de la couche d'ozone, <i>endpoint</i> écosystèmes	Pas de recommandation		
Ecotoxicité, <i>endpoint</i> écosystèmes	Pas de recommandation		
Radiations ionisantes, <i>endpoint</i> écosystèmes	Pas de recommandation		
Formation d'ozone photochimique, <i>endpoint</i> écosystèmes	Pas de recommandation		
Acidification terrestre, <i>endpoint</i> écosystèmes	(Van Zelm et al., 2007) tel qu'appliqué dans ReCiPe2008	Potentially not occurring number of plant species in terrestrial ecosystems * time (PNOF.m <sup>2</sup> .yr)	provisoire
Eutrophisation terrestre, <i>endpoint</i> écosystèmes	Pas de recommandation		
Eutrophisation, eau douce, <i>endpoint</i> écosystèmes	ReCiPe2008, modèle EUTREND (Struijs et al., 2009a)	PDF.m <sup>3</sup> .yr	provisoire
Usage des sols, <i>endpoint</i> écosystèmes	ReCiPe2008	PDF.m <sup>2</sup> .yr	provisoire

Les facteurs de caractérisation des méthodes *endpoint* de ReCiPe 2008 pour le domaine de protection écosystèmes (cf. Tableau A-4) sont exprimées en *species.yr* et sont calculées en multipliant le résultat en fraction d'espèces affectées dans le milieu par la densité du milieu considéré. Les densités utilisées dans la méthode ReCiPe sont les suivantes :

- densité d'espèces en milieu terrestre :  $1,38 \times 10^{-8} \text{ m}^{-2}$  ;
- densité d'espèces en milieu aquatique d'eau douce :  $7,89 \times 10^{-10} \text{ m}^{-3}$  ;
- densité d'espèces en milieu aquatique marin :  $1,82 \times 10^{-13} \text{ m}^{-3}$ .

## B.1. RÉFÉRENCES DE L'ANNEXE A

- De Schryver, A.M., Brakkee, K.W., Goedkoop, M.J., et Huijbregts, M.A., 2009. Characterization factors for global warming in life cycle assessment based on damages to humans and ecosystems. In : *Environmental science & technology*. 2009. Vol. 43, n° 6, p. 1689–1695.
- EC-JRC, 2011. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November 2011*. EUR 24571 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union.
- EC-JRC, 2012. *Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information. First edition*. EUR 25167. Luxembourg. Publications Office of the European Union.
- Frischknecht, R., Braunschweig, A., Hofstetter, P., et Suter, P., 2000. Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment. In : *Environmental Impact Assessment Review*. avril 2000. Vol. 20, n° 2, p. 159-189. DOI 10.1016/S0195-9255(99)00042-6.
- Frischknecht, R., Steiner, R., et Jungbluth, N., 2008. *Methode der ökologischen Knappheit—Ökofaktoren 2006*, ö. bu und Bundesamt für Umwelt. S.l. : Bern.
- Garnier-Laplace, J., Beaugelin-Seiller, K., Gilbin, R., Della-Vedova, C., Jolliet, O., et Payet, J., 2009. A Screening Level Ecological Risk Assessment and ranking method for liquid radioactive and chemical mixtures released by nuclear facilities under normal operating conditions. In : *Radioprotection*. 2009. Vol. 44, n° 05, p. 903–908.
- Goedkoop, M., et De Schryver, H., 2009. Fossil Resource. Chapter 13. In : Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., De Schryver, A., Struijs, J., et Van Zelm, R. (éd.), *ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors, first edition*. S.l. : s.n.
- Greco, S.L., Wilson, A.M., Spengler, J.D., et Levy, J.I., 2007. Spatial patterns of mobile source particulate matter emissions-to-exposure relationships across the United States. In : *Atmospheric Environment*. février 2007. Vol. 41, n° 5, p. 1011-1025. DOI 10.1016/j.atmosenv.2006.09.025.
- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., et De Koning, A., 2002. Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. In : *Operational guide to the ISO standards*. 2002. p. 1–708.
- Huijbregts, M.A., Rombouts, L.J., Ragas, A.M., et van de Meent, D., 2005. Human-toxicological effect and damage factors of carcinogenic and noncarcinogenic chemicals for life cycle impact assessment. In : *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2005. Vol. 1, n° 3, p. 181–244.
- Milà i Canals, L., Romanyà, J., et Cowell, S.J., 2007. Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA). In : *Journal of Cleaner Production*. octobre 2007. Vol. 15, n° 15, p. 1426-1440. DOI 10.1016/j.jclepro.2006.05.005.
- Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., et Thurston, G.D., 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. In : *JAMA: the journal of the American Medical Association*. 2002. Vol. 287, n° 9, p. 1132–1141.
- Posch, M., Seppälä, J., Hettelingh, J.-P., Johansson, M., Margni, M., et Jolliet, O., 2008. The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 septembre 2008. Vol. 13, n° 6, p. 477-486. DOI 10.1007/s11367-008-0025-9.
- Rabl, A., et Spadaro, J.V., 2004. *The RiskPoll software, version is 1.051 (dated August 2004)* [en ligne]. 2004. S.l. : s.n. Disponible à l'adresse : <http://www.arirabl.org>.
- Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S., Huijbregts, M.A.J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H.F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., Meent, D. van de, et Hauschild, M.Z., 2008. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors

for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 novembre 2008. Vol. 13, n° 7, p. 532-546. DOI 10.1007/s11367-008-0038-4.

Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M., et Hettelingh, J.-P., 2006. Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator (14 pp). In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 novembre 2006. Vol. 11, n° 6, p. 403-416. DOI 10.1065/lca2005.06.215.

Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H., et Huijbregts, M.A.J., 2009a. Aquatic Eutrophication. Chapter 6. In : Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., De Schryver, A., Struijs, J., et Van Zelm, R. (éd.), *ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors, first edition*. S.l. : s.n.

Struijs, J., van Jaarsveld, H., van Dijk, A., et Huijbregts, M.A.J., 2009b. Ozone layer depletion. Chapter 4. In : Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., De Schryver, A., Struijs, J., et Van Zelm, R. (éd.), *ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors, first edition*. S.l. : s.n.

van Zelm, R., Huijbregts, M.A.J., den Hollander, H.A., van Jaarsveld, H.A., Sauter, F.J., Struijs, J., van Wijnen, H.J., et van de Meent, D., 2008. European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. In : *Atmospheric Environment*. janvier 2008. Vol. 42, n° 3, p. 441-453. DOI 10.1016/j.atmosenv.2007.09.072.

Van Zelm, R., Huijbregts, M.A., Van Jaarsveld, H.A., Reinds, G.J., De Zwart, D., Struijs, J., et Van de Meent, D., 2007. Time horizon dependent characterization factors for acidification in life-cycle assessment based on forest plant species occurrence in Europe. In : *Environmental science & technology*. 2007. Vol. 41, n° 3, p. 922-927.

ANNEXE B  
MODÈLE D'INVENTAIRE DE CYCLE DE VIE

Cette page a été laissée intentionnellement vide.

# **Annexe B.**

# **Modèle d'inventaire de cycle de vie**

Cette annexe est confidentielle

ANNEXE C  
ANALYSE DE CONTRIBUTION DES RÉSULTATS OBTENUS AU CHAPITRE 3

Cette page a été laissée intentionnellement vide.

# **Annexe C.**

## **Analyse de contribution des résultats obtenus au chapitre 3**

Cette annexe est confidentielle

## Résumé

Atteindre les objectifs de la politique énergétique européenne nécessitera le renforcement des réseaux électriques de transport. Dans cette thèse, une méthodologie, basée sur l'analyse de cycle de vie conséquentielle, est proposée pour évaluer les impacts environnementaux d'un projet de renforcement du réseau électrique de transport, en modélisant les effets directs et indirects de la décision de réaliser le projet. Un modèle de système électrique est utilisé pour simuler l'influence du projet sur la production électrique pendant la phase d'usage de l'infrastructure.

La méthodologie est ensuite appliquée à un projet de ligne aérienne haute tension en France. Une analyse de contribution (analyse structurelle en pistes causales), une analyse de sensibilité (méthode de criblage de Morris) et une analyse d'incertitude (Monte Carlo) sont utilisées pour identifier les variables les plus influentes et évaluer la robustesse des résultats.

Les impacts d'un projet de renforcement sont un bilan net d'impacts causés et évités. Les résultats montrent que les impacts causés par la construction des infrastructures sont faibles comparés à ceux qui résultent de l'effet indirect du projet sur la production électrique. Pour la plupart des catégories d'impact, le projet permet d'éviter plus d'impacts qu'il n'en cause, grâce à son influence sur la production électrique. Cependant, les impacts totaux du projet peuvent varier significativement selon les hypothèses retenues en ce qui concerne le parc de production électrique. En particulier, les capacités de production utilisées en pointe (supposé être soit des turbines à combustion, soit des capacités d'effacement de consommation) ont une influence significative sur les résultats.

## Mots Clés

Analyse de cycle de vie conséquentielle, réseau électrique de transport, modélisation des systèmes électriques

## Abstract

Reaching the objectives of the European energy policy will require the reinforcement of power transmission systems. In this thesis, a methodology, based on consequential life cycle assessment, is proposed to assess the environmental impacts of a transmission grid reinforcement project by modelling direct and indirect effects of the decision to carry out the project. Power system modelling is used to simulate how the grid project affects electricity production during the use phase of the infrastructure.

The methodology is then applied to a project of building a high voltage overhead line in France. Contribution assessment (structural path analysis), sensitivity analysis (Morris screening method) and uncertainty assessment (Monte Carlo) are used to identify most influential variables and assess the robustness of results.

The overall impacts of a grid project are a net balance of impacts caused and avoided. Results show that impacts caused by infrastructure building are low compared to impacts due to the indirect effect of the project on electricity production. For most impact categories, the project avoids more impacts than it causes, thanks to its influence on electricity production. However, the overall impacts of a project can vary significantly according to the assumptions used for power generation. In particular, assumptions regarding peak power capacity (assumed to be either combustion turbines or demand side management) have a significant influence on results.

## Keywords

Consequential life cycle assessment, power transmission systems, power systems modelling