



HAL
open science

Economie Circulaire et conception d'Outil d'Optimisation de la stratégie de gestion des Déchets de Déconstruction (ECO2D2)

Eva Queheille

► **To cite this version:**

Eva Queheille. Economie Circulaire et conception d'Outil d'Optimisation de la stratégie de gestion des Déchets de Déconstruction (ECO2D2). Mécanique [physics]. Université de Bordeaux, 2019. Français. NNT : 2019BORD0336 . tel-02890433

HAL Id: tel-02890433

<https://theses.hal.science/tel-02890433>

Submitted on 6 Jul 2020

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 PRÉSENTÉE
POUR OBTENIR LE GRADE DE
DOCTEUR DE
L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX

ÉCOLE DOCTORALE DES SCIENCES PHYSIQUES DE L'INGÉNIEUR

SPÉCIALITÉ : MÉCANIQUE

Par Eva QUÉHEILLE

**ÉCONOMIE CIRCULAIRE ET CONCEPTION D'OUTIL
D'OPTIMISATION DE LA STRATÉGIE DE GESTION DES
DÉCHETS DE DÉCONSTRUCTION**

Sous la direction de : Nadia SAIYOURI
(co-directeur : Franck SFILIGOÏ TAILLANDIER)

Soutenue le 12 Décembre 2019

Membres du jury :

M. KHELIDJ Abdelhafid	Professeur, Université de Nantes	Président
Mme FERAILLE Adelaïde	Chargée de recherche HDR, École des Ponts ParisTech	Rapporteuse
M. SAUCE Gérard	Maître de conférences HDR, École Polytech Nice-Sophia	Rapporteur
Mme SAIYOURI Nadia	Professeur, Université de Bordeaux	Directrice de thèse
M. SFILIGOÏ TAILLANDIER Franck	Chargé de recherche HDR, IRSTEA	Co-directeur de thèse
M. GUERLOU Pierre	Directeur général, BDS	Invité
M. CHEVALIER Jacques	Ingénieur, CSTB	Invité

*Quand le dernier arbre aura été abattu
Quand la dernière rivière aura été empoisonnée
Quand le dernier poisson aura été pêché
Alors on saura que l'argent ne se mange pas*

Geronimo

*Je dédie cette thèse à mes parents,
mes frères et ma sœur,
à l'ensemble de ma famille.*

REMERCIEMENTS

Je souhaite donner mes premiers remerciements aux membres du jury. Merci donc à Abdelhafid Khelidj, Président, Adelaïde Feraille et Gérard Sauce, rapporteurs, ainsi qu'à Jacques Chevalier, invité, pour leur présence et surtout pour leurs retours constructifs et objectifs sur mon travail de thèse.

Geronimo, auteur de la citation que j'ai choisie, était un apache ayant vécu au 19^{ème} siècle et qui a protégé ses terres et sa culture durant toute sa vie. Sans doute était-ce pour invoquer son courage que les parachutistes de la Seconde Guerre Mondiale criaient son nom en se lançant dans le vide.

Je crois bien avoir fait pareil en démarrant ma thèse. Geronimo ! Un saut dans le vide, une plongée dans l'inconnu, une déclaration de guerre. Je n'ai pas choisi la citation de Geronimo pour rien. Une part de moi craint que ces mots deviennent réalité. L'autre part se bat pour faire qu'ils ne le deviennent pas. Agir au lieu de se lamenter. Là était mon objectif.

Je souhaite donc remercier toutes les personnes qui m'ont accompagnée tout au long de ces trois années de passionnant labeur. Nadia Saiyouri et Pierre Guerlou, directeurs de thèse côté laboratoire et côté entreprise, d'abord pour m'avoir choisie, mais surtout pour votre écoute, votre soutien et votre confiance sans faille. Franck Sfiligoï Tallandier, merci d'avoir pris le train en marche en entrant dans mon encadrement. Le résultat de ma thèse n'aurait pas été pareil sans nos échanges et sans ta bienveillance. Christophe Fernandez, je t'embêtais si souvent avec mes bugs informatiques que je me demandais comment tu faisais pour ne pas fermer ton bureau à double tour. J'envie ta gaieté en toute circonstance. Anne Ventura, je te suis infiniment reconnaissante de m'avoir accueillie à Nantes et fait découvrir cet incroyable domaine qu'est l'analyse de cycle de vie. Dans la même lignée, je remercie également Nicolas Perry (ta vision positive de mon travail a été très revigorante), Bertrand Laratte et Philippe Loubet, avec qui j'ai eu des échanges très intéressants sur ce sujet.

Comme j'ai réalisé ma thèse sous contrat CIFRE, j'ai passé la moitié de mon temps dans l'entreprise BDS et le groupe Cassous, en compagnie d'équipes très enrichissantes. Merci à Romain Charvet, Ange Locca, Fabrice Rahulin, Arnaud Orzechowski, Frédéric Lanusse, François-Xavier Proffit, Sébastien Reziaux, Thierry Caldo, aux autres membres des bureaux et de l'atelier, au personnel de chantier... La liste serait trop longue pour tous vous citer, mais ma reconnaissance est entière. Vous m'avez toujours accueillie avec le sourire, malgré mes périodes d'absence (et non, je ne partais pas en vacances, je faisais mon travail d'agent secret !), mes questions étranges (combien consomme la machine ?) et le long titre de ma thèse (ECO2D2, c'est plus simple à retenir). La réussite d'ECO2D2 est aussi votre réussite. Merci par ailleurs au soutien financier de BDS et de la Région Nouvelle Aquitaine, sans qui cette thèse n'aurait jamais vu le jour.

Lorsqu'il m'était vital de relâcher la pression, j'ai pu compter sur mes collègues doctorants (courage !) et docteurs (Libérés Délivrés !). Certains sont même devenus des amis proches. Cécile (notre ancien bureau garde encore trace de nos multiples plaisanteries), Ghina (tu amènes toujours tes pâtisseries au meilleur moment), Alice, Benjamin, Nathalie, Waffa, Hammid, Ralph, Yann, Constance. Je pense aussi à mes amies de longue date. Camille, Lucie, quel prochain parc d'attractions visons-nous ?

Arrivent les derniers remerciements, et non les moindres. Merci à mes parents, à mes frères et ma sœur, ainsi qu'au reste de ma famille. Merci à mon chat, oui, car les bienfaits que m'apportent sa présence et son amour sont proportionnels à sa taille (PS : c'est un grand chat). La ronronthérapie n'est pas un mythe.

Plus je vois ces remerciements s'allonger, plus je me rends compte qu'une véritable armée se tenait à mes côtés. Merci. Grâce à vous tous, j'espère avoir concouru à transformer les « Quand » de Geronimo en « Si ». Il faut continuer. Je ne crois pas que l'argent ait bon goût. Alors je le crie de nouveau. Geronimo !

RÉSUMÉ

L'augmentation constante de la population urbaine et la pression foncière conduisent à un renouvellement accéléré des biens immobiliers. Parmi les travaux de génie civil, la déconstruction de bâtiments ne cesse de croître. De telles activités génèrent chaque année environ 39,2 millions de tonnes de déchets en France. Or les chiffres les plus récents attestent que seulement 45 % de ces déchets sont valorisés en matière, loin de l'objectif des 70 % portés par les lois européennes et françaises. Dans l'objectif d'améliorer la gestion des déchets, cette thèse s'est portée sur deux thèmes. Le premier thème porte sur une meilleure évaluation environnementale d'une stratégie de déconstruction. Pour répondre à cet enjeu, une double approche a été proposée, se basant sur le bilan de Gaz à Effet de Serre (GES) et sur l'Analyse de cycle de vie (ACV). Dans ce travail, en raison de leur interdépendance, la gestion des déchets et l'acte en lui-même de la déconstruction sont considérés conjointement, alors que la plupart des outils existants séparent ces deux aspects. Le deuxième thème consiste en l'optimisation des stratégies de déconstruction en tenant compte des objectifs opérationnels (coût et délais) et environnementaux (taux de valorisation matière et impacts via émissions de GES ou ACV). Un modèle d'optimisation multi-objectif a été proposé, permettant une résolution par une métaheuristique adaptée. L'application du modèle sur plusieurs cas d'études a démontré la capacité du modèle à offrir des stratégies qui concilient efficacement les différents objectifs et qui sont applicables directement sur le chantier de déconstruction.

MOTS-CLÉS : Déconstruction, Gestion des déchets, Optimisation multi-objectif, Impact environnemental

ABSTRACT

Constant growth of urban population and property pressure tend to speed up real properties renewal. In building and civil engineering, buildings deconstruction is increasing. It produces 39.2 million tons of waste per year in France. However, only 45 % of waste are recovered. The European and French objective of 70 % recovery rate is not reached. In order to improve deconstruction waste management, this thesis studied two subjects. The first subject was for a better environmental assessment of a deconstruction strategy. To resolve this issue, we propose a double approach, with greenhouse gases (GHG) emission and life cycle analysis (LCA). It is relevant to consider waste management and deconstruction works together, because of their complementarity, whereas other existing tools often study only one of these two sides. The second subject was for deconstruction strategies optimization with operational (cost and delays) and environmental (recovery rate and impacts by GHG emissions or LCA) objectives. A Multi-Objective Optimization model is suggested with a metaheuristic resolution. The model application on study cases showed the model capacity to offer strategies that are well balanced between the objectives and that can be directly applied.

KEY WORDS : Deconstruction, Waste management, Multi-objective optimization, Environmental impact

INSTITUT DE MÉCANIQUE ET D'INGÉNIERIE – BORDEAUX

I2M, CNRS UMR 5295,

Bâtiment B18, Allées Geoffroy St Hilaire CS 50023, 33615 Pessac CEDEX

TABLE DES MATIÈRES

Résumé	i
Abstract	i
Table des matières	iii
Liste des figures.....	vii
liste des tableaux	ix
Liste des acronymes.....	xiii
Introduction générale.....	1
Chapitre 1. La gestion des déchets dans la déconstruction de bâtiments.....	3
1 Déchets du bâtiment	5
1.1 Typologie des déchets	5
1.1.1 Définitions	5
1.1.2 Déchets inertes	6
1.1.3 Déchets non dangereux	6
1.1.4 Déchets dangereux	7
1.2 Chiffres-clés.....	8
1.3 Diagnostics avant démolition/déconstruction.....	9
2 Déconstruction : une démolition plus durable	10
2.1 Techniques de démolition traditionnelle et leurs impacts	10
2.2 Historique de la déconstruction	11
2.3 Contexte réglementaire.....	12
2.4 Principe de la déconstruction	13
2.5 Évaluation de la déconstruction	16
3 Traitement des déchets de déconstruction	17
3.1 Hiérarchie des traitements	17
3.2 Réemploi et réutilisation	17
3.3 Recyclage.....	19
3.3.1 En boucle fermée.....	20
3.3.2 En boucle ouverte.....	21
3.4 Remblaiement ou réaménagement de site.....	23
3.5 Compostage	23
3.6 Centres de tri	23
3.6.1 Techniques de tri	24
3.6.2 Pratiques courantes	25
3.7 Incinération	26
3.8 Stockage	26
4 Moyens existants pour l'aide à la décision dans la déconstruction et la gestion des déchets	27
4.1 Récapitulatif de l'existant	27
4.2 Revue détaillée des outils	28
4.2.1 Quantitatif des déchets	28
4.2.2 Planification de la déconstruction.....	29
4.2.3 Gestion des déchets.....	30
4.2.4 Évaluation environnementale	32
4.3 Revue détaillée des méthodes	33
4.4 Revue détaillée des annuaires.....	34
5 Synthèse sur l'objectif de la thèse	34

Chapitre 2. Évaluer l'impact environnemental des stratégies de déconstruction	39
1 Taux de valorisation matière	41
1.1 Principe et intérêts.....	41
1.2 Recueil de données.....	41
1.3 Application	46
2 Bilan d'émission de GES	47
2.1 Principe et intérêts.....	47
2.2 Méthode de calcul.....	47
2.3 Application	53
3 Analyse de cycle de vie	55
3.1 Principe et intérêts.....	55
3.2 Modélisation d'une stratégie de déconstruction	57
3.2.1 Cadre général.....	57
3.2.2 Système de déconstruction	59
3.2.3 Système de gestion des déchets	71
3.2.4 Méthode de calcul d'impact.....	79
3.3 Applications.....	80
3.3.1 Analyse complète.....	80
3.3.2 Comparaison entre plusieurs cas d'application	89
4 Conclusion.....	95
Chapitre 3. Optimiser les stratégies de déconstruction.....	97
1 Variables	99
1.1 Variables de connaissance	99
1.2 Variables de contexte	100
1.3 Variables de décision	104
2 Fonctions-objectifs.....	108
2.1 Durée	108
2.2 Coût	112
2.3 Taux de valorisation matière.....	119
2.4 Analyse de cycle de vie.....	119
3 Contraintes	122
4 Distinction entre modèle recherche et modèle opérationnel.....	123
5 Optimisation multi-objectif.....	123
5.1 Méthodes de résolution.....	123
5.2 Principe général des algorithmes génétiques.....	124
5.3 Sélection de l'algorithme génétique.....	126
6 Conclusion et implémentation du modèle de déconstruction	130
Chapitre 4. Applications du modèle de déconstruction	135
1 Méthodologie.....	137
2 Application n°1 : Déconstruction de maisons individuelles.....	138
2.1 Contexte	138
2.2 Modèle orienté opérationnel	142
2.2.1 Résultats.....	142
2.2.2 Discussion	145
2.3 Modèle orienté recherche.....	146
2.3.1 Résultats.....	146
2.3.2 Discussion	148
3 Application n°2 : Déconstruction d'un bâtiment de type hangar.....	149
3.1 Contexte	149
3.2 Modèle orienté opérationnel	152

3.2.1	Résultats.....	152
3.2.2	Discussion	153
3.3	Modèle orienté recherche.....	155
3.3.1	Résultats.....	155
3.3.2	Discussion	158
3.3.3	Exploration du modèle	159
4	Évaluation globale du modèle	163
5	Pistes d'amélioration	164
5.1	Améliorer les calculs du modèle	164
5.2	Réduire le temps de calcul.....	165
6	Conclusion	166
	Conclusion générale	169
	Bibliographie	173
	Annexes.....	191

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Cycle de vie d'un produit. 1.a. Système « Cradle to grave ». 1.b. Système « Cradle to Cradle ». D'après (Southwest Environmental 2016).	12
Figure 1.2 : Hiérarchie des traitements des déchets de déconstruction	17
Figure 1.3 : Distinction entre réemploi et réutilisation (Benoit et BELLASTOCK 2018)	18
Figure 1.4 : Recyclage en boucle fermée (Ligthart et Ansems 2012)	20
Figure 1.5 : Recyclage en boucle ouverte (Ligthart et Ansems 2012)	21
Figure 2.1 : Phases d'une analyse de cycle de vie (AFNOR 2006a)	56
Figure 2.2 : Étapes du cycle de vie des bâtiments (AFNOR 2014b)	58
Figure 2.3 : Schéma conceptuel du système d'une stratégie de déconstruction, avec le système de déconstruction en haut et le système de gestion des déchets en bas	58
Figure 2.4 : Contribution des modules du système ACV sur les impacts environnementaux de la déconstruction d'un hall de parc d'exposition	81
Figure 2.5 : Écart (%) entre la modification proposée et la stratégie réellement effectuée sur les impacts environnementaux de la déconstruction d'un hall de parc d'exposition. Focus sur le module de déconstruction (module C1)	84
Figure 2.6 : Écart (%) entre la modification proposée et la stratégie de référence sur les impacts environnementaux du transport des déchets d'un hall de parc d'exposition. Système global d'une stratégie de déconstruction, du module C1 à D.	85
Figure 2.7 : Écart (%) entre une démolition traditionnelle et la stratégie de référence sur les impacts environnementaux de la fin de vie d'un hall de parc d'exposition. Système global d'une stratégie de déconstruction, du module C1 à D.	88
Figure 2.8 : Contribution des modules du système ACV sur les impacts environnementaux des quatre cas étudiés. (a) déconstruction d'un immeuble résidentiel. (b) déconstruction d'un hôpital. (c) réhabilitation d'un immeuble résidentiel. (d) réhabilitation d'un bâtiment du secteur tertiaire	94
Figure 3.1 : Caractérisation des flux élémentaires au niveau midpoint et endpoint (Hauschild et al. 2013)	120
Figure 3.2 : Mutation d'un individu (Coello Coello et al. 2007)	124
Figure 3.3 : Croisement entre deux individus (Coello Coello et al. 2007)	125
Figure 3.4 : Dominance au sens de Pareto dans l'optimisation multi-objectif (Ndiaye et al. 2009)	126
Figure 3.5 : Ensemble de points de référence sur un hyperplan pour 3 fonctions-objectif (Asafuddoula et al. 2013)	128
Figure 3.6 : Évaluation de deux solutions selon une direction portée par un point de référence (Asafuddoula et al. 2013)	129
Figure 3.7 : Pseudocode de l'algorithme DBEA (Asafuddoula et al. 2013)	129
Figure 3.8 : Influence des variables de décision sur les fonctions-objectifs du modèle de déconstruction	131
Figure 3.9 : Résumé conceptuel du modèle d'optimisation de déconstruction de bâtiments	132
Figure 4.1 : Solutions optimales du modèle orienté opérationnel pour l'application n°1	142
Figure 4.2 : Représentation des solutions optimales du modèle orienté opérationnel pour l'application n°1 sur les paires de fonctions-objectifs (a) Coût et Taux de stockage, (b) Coût et Émission de GES et (c) Émission de GES et Taux de stockage	143
Figure 4.3 : Solutions optimales du modèle orienté opérationnel pour l'application n°2	152

Figure 4.4 : Boîtes à moustaches des deux groupes de solutions du modèle orienté recherche pour l'application n°2 sur les fonctions-objectifs (a) de coût, (b) de délais, (c) d'impact sur la santé humaine, (d) d'impact sur la disponibilité de la ressource et (e) de la qualité de l'écosystème.....	156
Figure 4.5 : Boîtes à moustaches des 4 cas d'exploration de l'application n°2 pour les fonctions-objectifs (a) de coût, (b) de délais et (c) de taux de stockage	160

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Composition moyenne des déchets issus de la démolition/déconstruction des bâtiments en France (SEDDRE et Crowe Sustainable Metrics 2019)	9
Tableau 1.2 : Constituants des granulats recyclés (AFNOR 2009)	22
Tableau 1.3 : Répartition des centres de tri concernés par les différentes techniques de tri (FNADE 2012)	24
Tableau 1.4 : Outils ou méthodes applicables pour un chantier de déconstruction. Plus le nombre de signes + est important, plus l'aide apportée en faveur du thème concerné est conséquente.	28
Tableau 2.1 : Taux massique de valorisation matière des déchets inertes selon le traitement	42
Tableau 2.2 : Taux massique de valorisation matière des déchets non dangereux selon le traitement.....	43
Tableau 2.3 : Pourcentage massique de tri dans un centre de tri de type mécanique avec assistance manuelle	45
Tableau 2.4 : Composition des déchets générés par la déconstruction d'un hall de parc d'exposition et calcul des masses valorisées à partir du plan de gestion effectué	46
Tableau 2.5 : Identification des matières évitées grâce à la valorisation matière des déchets	49
Tableau 2.6 : Pouvoir Calorifique Inférieur de certaines natures de déchets non dangereux (ADEME 2014a; Senga Kiessé 2013)	49
Tableau 2.7 : Rendement énergétique selon le type d'énergie et le type de traitement (Beylot et al. 2017; GREENBIRDIE 2016)	50
Tableau 2.8 : Répartition des UIOM selon le mode de valorisation énergétique en France (ADEME, Desplats, et al. 2017)	50
Tableau 2.9: Répartition des ISDND selon le mode de valorisation du biogaz en France (ADEME, Desplats, et al. 2017)	50
Tableau 2.10 : Bilan d'émission de GES pour la déconstruction d'un hall de parc d'exposition	54
Tableau 2.11 : Inventaire des flux dans le système de déconstruction	60
Tableau 2.12 : Paramètres de contextualisation pour le système de déconstruction dans sa globalité	61
Tableau 2.13 : Paramètres de contextualisation pour le système de déconstruction dans la phase d'installation.....	62
Tableau 2.14 : Paramètres de contextualisation pour le système de déconstruction dans l'étape de curage pour la phase des travaux de déconstruction	64
Tableau 2.15 : Paramètres de contextualisation pour le système de déconstruction dans l'étape de désolidarisation pour la phase des travaux de déconstruction.....	64
Tableau 2.16 : Paramètres de contextualisation pour le système de déconstruction dans l'étape de démolition pour la phase des travaux de déconstruction	65
Tableau 2.17 : Paramètres de contextualisation pour le système de déconstruction dans la phase de sous-traitance	66
Tableau 2.18 : Durée d'utilisation d'une benne selon son volume et l'étape des travaux de déconstruction	67
Tableau 2.19 : Paramètres de contextualisation pour le système de déconstruction pour le stockage temporaire des déchets sur site	68
Tableau 2.20 : Répartition du parc français de véhicules légers selon le type de motorisation et la norme EURO (André et al. 2014)	69

Tableau 2.21 : Répartition du parc français de véhicules utilitaires légers selon le type de motorisation et la norme EURO (André et al. 2014)	69
Tableau 2.22 : Répartition du parc français poids lourd selon la norme EURO (Comité National Routier 2018)	71
Tableau 2.23 : Inventaire des flux dans le système de gestion des déchets	72
Tableau 2.24 : Paramètres de contextualisation pour le transport des déchets dans le système de gestion des déchets.....	73
Tableau 2.25 : Paramètres de contextualisation pour le traitement des déchets en vue d'une valorisation dans le système de gestion des déchets	76
Tableau 2.26 : Paramètres de contextualisation pour l'élimination des déchets dans le système de gestion des déchets.....	77
Tableau 2.27 : Impacts environnementaux de la déconstruction d'un hall de parc d'exposition	80
Tableau 2.28 : Détails de la contribution des modules du système ACV sur le changement climatique pour la déconstruction d'un hall de parc d'exposition	82
Tableau 2.29 : Description des paramètres influencés par les quatre variantes déconstruction d'un hall de parc d'exposition	83
Tableau 2.30 : Écart (%) entre une démolition traditionnelle et la stratégie de référence sur les impacts environnementaux de la gestion des déchets d'un hall de parc d'exposition. Focus sur chaque module cité.....	87
Tableau 2.31 : Caractéristiques des 4 cas de chantier de déconstruction.....	90
Tableau 3.1 : Résumé des variables de connaissance pour le modèle de déconstruction ...	100
Tableau 3.2 : Résumé des variables contextuelles pour le modèle de déconstruction	103
Tableau 3.3 : Traitements considérés dans le problème de déconstruction pour les déchets inertes	105
Tableau 3.4 : Traitements considérés dans le problème de déconstruction pour les déchets non dangereux	106
Tableau 3.5 : Traitements considérés dans le problème de déconstruction pour les déchets dangereux	107
Tableau 3.6 : Résumé des variables de décision pour le modèle de déconstruction	108
Tableau 3.7 : Étapes de la phase de démolition d'un chantier de déconstruction et relation avec le calcul de la durée du chantier.....	110
Tableau 3.8 : Comparaison de la performance des algorithmes de recherche pour un cas de déconstruction (Quéheille et al. 2019)	127
Tableau 4.1 : Valeurs des rendements de travail pour l'application n°1	139
Tableau 4.2 : Variables contextuelles pour l'application n°1	140
Tableau 4.3 : Caractéristiques de l'étude réalisée par le chargé d'études pour l'application n°1	141
Tableau 4.4 : Nombre de centres de traitement considérés pour les variables de décision correspondantes sur l'application n°1	142
Tableau 4.5 : Résultats des deux groupes de solutions optimales apportées par le modèle orienté opérationnel pour l'application n°1	144
Tableau 4.6 : Résultats des variables majeures de décision pour les deux groupes de solutions, selon le modèle orienté opérationnel pour l'application n°1	145
Tableau 4.7 : Résultats des solutions optimales apportées par le modèle orienté recherche pour l'application n°1	147
Tableau 4.8 : Résultats des variables majeures de décision des solutions optimales apportées par le modèle orienté recherche pour l'application n°1	147
Tableau 4.9 : Valeurs des rendements de travail pour l'application n°2.....	149
Tableau 4.10 : Variables contextuelles pour l'application n°2.....	150

Tableau 4.11 : Caractéristiques de l'étude réalisée par le chargé d'études pour l'application n°2	151
Tableau 4.12 : Nombre de centres de traitement considérés pour les variables de décision correspondantes sur l'application n°2	151
Tableau 4.13 : Quantitatif estimé des déchets pour l'application n°2 si démolition traditionnelle	153
Tableau 4.14 : Résultats des variables majeures de décision pour les deux groupes de solutions, selon le modèle orienté recherche pour l'application n°2	157
Tableau 4.15 : Variables de décision des solutions optimales sur le traitement des déchets pour les 4 cas d'exploration du modèle de déconstruction dans le contexte de l'application n°2	161

LISTE DES ACRONYMES

ACP : Analyse en Composantes Principales
ACV : Analyse de Cycle de Vie
ADEME : Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
API : Application Programming Interface
BIM : Building Information Model, Building Information Modeling ou Building Information Management
BNTEC : Bureau de Normalisation des Techniques et Équipements de la Construction du Bâtiment
CFC : Chlorofluorocarbure
CH : Suisse
CH₄ : Méthane
CO₂ : Dioxyde de carbone
CSTB : Centre Scientifique et Technique du Bâtiment
DALY : Disability-Adjusted Loss of life Years
DBEA : Decomposition-Based Evolutionary Algorithm
DD : Déchet Dangereux
DEA : Déchet d'Équipement d'Ameublement
DEEE : Déchet d'Équipement Électrique et Électronique
DI : Déchet Inerte
DIB : Déchet Industriel Banal
DND : Déchet Non Dangereux
FFB : Fédération Française du Bâtiment
FR : France
GES : Gaz à Effet de Serre
GLO : Monde entier
GNR : Gazole Non Routier
HAP : Hydrocarbure Aromatique Polycyclique
HCFC : Hydrochlorofluorocarbure
HFC : Hydrofluorocarbure
ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
ISD : Installation de Stockage de Déchets
ISDD : Installation de Stockage de Déchets Dangereux
ISDI : Installation de Stockage de Déchets Inertes
ISDND : Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux
N₂O : Protoxyde d'azote
PCB : Polychlorobiphényle
PCI : Pouvoir Calorifique Inférieur
PCT : Polychloroterphényle
PRG : Pouvoir de Réchauffement Global
RCPSP : Resource-Constrained Project Planning Problem
REP : Responsabilité Élargie du Producteur
RER : Europe
SOGED : Schéma d'Organisation et de Gestion des Déchets de chantier
TGAP : Taxe Générale sur les Activités Polluantes
UIOM : Unité d'Incinération des Ordures Ménagères
USD : United States Dollar

VHU : Véhicule Hors d'Usage

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Ces 5 dernières années ont été marquées en France métropolitaine par une augmentation de la déconstruction des bâtiments. Les causes peuvent être diverses : changement foncier, croissance urbaine, réaffectation par des travaux de réhabilitation avec conservation de la structure, ou obsolescence. Les bâtiments vieillissants représentent une part importante de l'immobilier et sont les plus sujets à la déconstruction. Cela est d'autant plus notable que beaucoup ont été construits à une époque où aucune réglementation thermique n'existait, ce qui les rend particulièrement énergivores. En Europe, les bâtiments représentent 40 % de la consommation d'énergie, soit 36 % des émissions de dioxyde de carbone (CO₂) dans l'atmosphère.

La déconstruction des bâtiments est aussi source d'impacts environnementaux. Durant l'année 2014, le secteur français du bâtiment a produit 42,2 Mt de déchets, dont 39,2 Mt sont associés aux travaux de déconstruction-réhabilitation. Ce gisement est même supérieur à celui des ménages, qui ont produit 28,4 Mt de déchets la même année. Pourtant, la gestion des déchets issu des ménages dispose d'une expérience plus solide et de nombreuses actions y ont été consacrées : cadre réglementaire, efforts de sensibilisation, de recherche, expertises d'entreprises...

Pour rattraper ce retard, la directive européenne 2008/98/CE, traduite dans le cadre réglementaire français par la loi de Transition Énergétique pour la Croissance Verte, a ciblé un objectif ambitieux : atteindre 70 % de valorisation matière pour les déchets du Bâtiment et des Travaux Publics (BTP), hors terres et déchets dangereux. Cependant, malgré cet objectif, les résultats n'ont pas permis de répondre aux attentes : le taux de valorisation matière de la France pour les déchets du BTP est plutôt compris entre 40 et 50 %. La gestion des déchets du BTP doit progresser. Bien que les travaux publics génèrent 81 % des déchets du BTP, les actions ne doivent pas se concentrer uniquement sur ce domaine. En effet, 74 % de ces déchets correspondent à de la terre, non pris en compte dans le calcul du taux de valorisation matière. La participation du domaine du bâtiment dans cet effort, et plus particulièrement les activités de déconstruction-réhabilitation, est primordiale. En parallèle, ces mêmes activités subissent de fortes contraintes financières : les chantiers doivent être réalisés rapidement et au moindre coût.

Une meilleure gestion des déchets dans la déconstruction ne peut se concevoir qu'en équilibrant les facteurs économiques et environnementaux. La présente thèse entend répondre à cet objectif en proposant un modèle d'aide à la décision, à destination des entreprises de déconstruction. L'État produit des obligations et des recommandations législatives, mais agit dans un cadre trop général, ne permettant pas d'améliorer les pratiques sur chantier. Chaque chantier de déconstruction présente ses propres particularités ; chacun est particulier. La maîtrise d'ouvrage et la maîtrise d'œuvre, par leurs directives et leurs choix, peuvent influencer le déroulement d'une déconstruction, mais ne sont pas les initiateurs des méthodes de travaux et de gestion. L'entreprise de déconstruction est l'expert opérationnel du métier : elle crée la stratégie de déconstruction et de gestion des déchets, puis l'applique. Une aide à la décision doit opérer à ce niveau d'un projet de déconstruction afin d'avoir un impact concret. Or, jusqu'à présent, les outils conçus pour cet objectif manquent d'exhaustivité en matière de décision, de critères et de capacité à gérer les spécificités de chaque chantier.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Afin de réaliser l'objectif fixé, la thèse entreprend de répondre à deux problématiques :

- Comment évaluer l'impact environnemental d'une stratégie de déconstruction (gestion des déchets comprise) ?
- Comment optimiser les stratégies de déconstruction afin de les rendre plus performantes d'un point de vue environnemental tout en minimisant leur durée et leur coût ?

Les travaux de cette thèse sont structurés en quatre chapitres. Le premier chapitre propose un état de l'art sur la gestion des déchets du bâtiment et la réalisation de travaux de déconstruction. Les outils et méthodes existants dans ce domaine sont évalués, ce qui permet d'encadrer les besoins et les limites du secteur.

Le deuxième chapitre répond à la première problématique de la thèse. Trois méthodes d'évaluation environnementale sont étudiées. Le taux de valorisation matière est un outil simple et utilisé dans la réglementation. Le bilan d'émission de Gaz à Effet de Serre (GES) transcrit les impacts de l'activité sur le changement climatique, un enjeu devenu majeur. Enfin, l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) porte sur une vision plus globale des impacts environnementaux.

Dans le troisième chapitre, la deuxième problématique est étudiée. Un modèle d'aide à la décision pour une stratégie de déconstruction (comprenant la gestion des déchets) est conçu. Ce modèle se base sur le principe de l'optimisation multi-objectif, résolu par un algorithme métaheuristique de type génétique. L'optimisation s'effectue selon les objectifs de coût, de délais, de taux de stockage matière et d'impacts environnementaux. Le modèle est décliné en deux versions. La première version répond aux attentes opérationnelles d'une entreprise de déconstruction, avec un temps de résolution très réduit. La deuxième propose une plus grande exhaustivité des impacts environnementaux.

Le quatrième chapitre est consacré à l'application du modèle précédemment exposé sur deux cas réels de chantier de déconstruction. Ce chapitre permet de discuter de la qualité des approches proposées en confrontant les résultats obtenus avec l'avis d'experts et de praticiens.

Une dernière partie vient conclure cette thèse. Elle dresse la synthèse du travail proposé, revient sur les apports scientifiques de cette thèse, et, enfin, elle expose des perspectives à ce travail de recherche.

CHAPITRE 1. LA GESTION DES DÉCHETS DANS LA DÉCONSTRUCTION DE BÂTIMENTS

Sommaire

1	Déchets du bâtiment	5
1.1	Typologie des déchets	5
1.1.1	Définitions	5
1.1.2	Déchets inertes	6
1.1.3	Déchets non dangereux	6
1.1.4	Déchets dangereux	7
1.2	Chiffres-clés	8
1.3	Diagnostics avant démolition/déconstruction	9
2	Déconstruction : une démolition plus durable	10
2.1	Techniques de démolition traditionnelle et leurs impacts	10
2.2	Historique de la déconstruction	11
2.3	Contexte réglementaire	12
2.4	Principe de la déconstruction	13
2.5	Évaluation de la déconstruction	16
3	Traitement des déchets de déconstruction	17
3.1	Hiérarchie des traitements	17
3.2	Réemploi et réutilisation	17
3.3	Recyclage	19
3.3.1	En boucle fermée	20
3.3.2	En boucle ouverte	21
3.4	Remblaiement ou réaménagement de site	23
3.5	Compostage	23
3.6	Centres de tri	23
3.6.1	Techniques de tri	24
3.6.2	Pratiques courantes	25
3.7	Incinération	26
3.8	Stockage	26
4	Moyens existants pour l'aide à la décision dans la déconstruction et la gestion des déchets	27
4.1	Récapitulatif de l'existant	27
4.2	Revue détaillée des outils	28
4.2.1	Quantitatif des déchets	28
4.2.2	Planification de la déconstruction	29
4.2.3	Gestion des déchets	30
4.2.4	Évaluation environnementale	32
4.3	Revue détaillée des méthodes	33
4.4	Revue détaillée des annuaires	34
5	Synthèse sur l'objectif de la thèse	34

Ce chapitre est consacré à la présentation de l'état de l'art en matière de la gestion des déchets lors de travaux de déconstruction. Il est organisé en cinq sections, la première étant la connaissance de la typologie des déchets du bâtiment (section 1). Ces déchets sont produits par l'activité de déconstruction, une activité issue de l'évolution de la démolition (section 2), puis doivent être traités conformément à leur type et aux technologies actuelles (section 3). Plusieurs outils et méthodes existent afin d'aider à mieux gérer la déconstruction et les déchets. Nous analyserons ces outils et mettrons en exergue leurs limites (section 4). À partir de ces constats, les objectifs de la thèse seront ciblés (section 5).

1 Déchets du bâtiment

1.1 Typologie des déchets

1.1.1 Définitions

Dans la réglementation, un déchet est défini comme « toute substance ou tout objet, ou plus généralement tout bien, meuble, dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire » (MEDDTL 2010).

La typologie des déchets est basée sur leurs caractéristiques physico-chimiques et les risques qu'ils peuvent provoquer sur l'environnement ou l'homme. La réglementation française a adapté la loi européenne en définissant trois types de déchets (Code de l'environnement 2016; Parlement Européen et Conseil 2008) :

- Déchet inerte (DI) : « tout déchet qui ne subit aucune modification physique, chimique ou biologique importante, qui ne se décompose pas, ne brûle pas, ne produit aucune réaction physique ou chimique, n'est pas biodégradable et ne détériore pas les matières avec lesquelles il entre en contact d'une manière susceptible d'entraîner des atteintes à l'environnement ou à la santé humaine. »
- Déchet non dangereux (DND) : « tout déchet qui ne présente aucune des propriétés qui rendent un déchet dangereux ». Les DND ne sont pas considérés comme inertes ou dangereux, car ils possèdent des propriétés non conformes à cette catégorie de déchet. Par exemple, un déchet issu de la transformation du bois est un déchet non dangereux. Sa biodégradation dans le temps ne lui offre pas le titre d'inerte, mais le bois ne présente aucun risque qui le classerait en déchet dangereux. D'une manière stricte, cette catégorie de déchets peut être nommée « déchet non dangereux et non inerte ». Anciennement, ces déchets étaient appelés Déchets Industriels Banaux (DIB). Cet acronyme est encore présent dans le langage des entreprises dans le secteur du bâtiment et du déchet.
- Déchet dangereux (DD) : « tout déchet qui présente une ou plusieurs des propriétés de dangers » tels qu'explosif, inflammable, nocif, toxique, cancérigène, mutagène, écotoxique...

Dans la réglementation européenne, la catégorie « Déchet non dangereux » regroupe les catégories « Déchet inerte » et « Déchet non dangereux » françaises. Pour cette thèse, nous gardons cependant les définitions françaises séparant les DND et les DI.

La réglementation attribue une classification à 6 chiffres (3 séries de 2 chiffres) pour chaque déchet (Commission Européenne 2014). Les 2 premières séries de chiffres classent les déchets selon la catégorie de provenance (e.g. catégorie 17 de construction et démolition), conduisant aux sous-catégories plus précises (e.g. pour la catégorie de construction et démolition, les sous-catégories comme 17 04 pour les métaux, la famille 17 01 de béton, briques, tuiles et céramique, la famille 17 02 de bois, verre et matières plastiques...). La dernière série de chiffres permet d'identifier le déchet dans la catégorie et sous-catégorie correspondantes (e.g. 17 01 01 pour le béton, 17 04 02 pour l'aluminium, 17 02 01 pour le bois). Les déchets dangereux sont repérés par un astérisque à la fin de leur code.

1.1.2 Déchets inertes

Le béton représente la part majoritaire des déchets inertes d'un bâtiment. Son utilisation est multiple : il est coulé seul, coulé à l'intérieur d'une armature métallique ou préfabriqué en panneaux, en blocs de parpaing ou encore en blocs cellulaires, faits à partir d'un béton plus léger. Dans les DI, sont également compris les briques en terre cuite, la pierre, le verre, la terre et les enrobés (ne contenant pas de goudron), ces derniers étant utilisés pour aménager l'accès au bâtiment ou construire l'étanchéité des toitures terrasses.

1.1.3 Déchets non dangereux

La classe des DND regroupe une grande diversité de matériaux : bois, métaux, plâtre, déchets verts, plastiques (dont le PVC), moquette...

Bois. Le bois est séparé en trois classes. La classe A regroupe les bois non traités (e.g. palettes de stockage), tandis que la classe B comprend les bois traités avec des adjuvants peu nocifs (e.g. portes, fenêtres, mobilier...). Les bois de classe A et B appartiennent aux DND, contrairement aux bois de classe C. Ces derniers ont subi des traitements plus forts pour résister aux agressions météorologiques et biologiques : à la créosote (e.g. traverses de chemin de fer, poteaux téléphoniques), autoclave aux sels métalliques et autres produits biocides (e.g. bardage extérieur). Les bois de classe C sont alors considérés comme des déchets dangereux (Pennequin *et al.* 2016).

Métaux. Plusieurs éléments métalliques sont identifiables dans un bâtiment. Les métaux ferreux sont rassemblés derrière un unique code déchet (17 04 05). Afin d'affiner la typologie définie par la réglementation et de faciliter les échanges avec les recycleurs, les professionnels de déconstruction utilisent les sous-catégories suivantes :

- Platin ou fer à broyer : il s'agit d'une ferraille fine, qui doit être broyée avant d'être valorisée. Dans un bâtiment, le platin peut être exploité en tant que bardage ou en toiture.
- Fer à cisailer : il s'agit d'une ferraille plus dense que le platin, utilisable dans une charpente par exemple.
- Acier inoxydable ou inox. Il est majoritairement retrouvé dans la confection de mobilier (e.g. évier).

Parmi les métaux non ferreux, l'aluminium et le cuivre sont majoritaires dans une construction. L'aluminium est employé dans les cadres de fenêtres tandis que le cuivre est l'élément principal des réseaux électriques.

Plâtre. Le plâtre a longtemps été considéré comme un déchet inerte, de par sa composition basée sur le gypse, une ressource minérale naturelle. Cependant, le gypse présente plusieurs risques sur l'environnement lorsqu'il est enterré en décharge. Par lixiviation, il relâche du calcium, et surtout du sulfate, qui participe à l'acidification des eaux (Djelal et Nouvel 2008). Lorsque le gypse est en contact avec de la matière organique, du sulfure d'hydrogène est émis. Il s'agit d'un gaz pouvant s'avérer nocif pour les êtres vivants à proximité (Xu *et al.* 2010). Après l'identification de ces risques, le plâtre a été reclassé comme un déchet non dangereux et non plus un déchet inerte. Cette décision s'est déclinée sur tous les dérivés du plâtre : un doublage avec une plaque de plâtre sur une plaque d'isolation (en polystyrène, en laine de verre ou en carton alvéolaire), avec ou sans armature (Marlet *et al.* 2015a), la brique plâtrière (brique avec couche de plâtre sur un ou deux côtés), un lattis en bois avec un enduit de plâtre (trouvé fréquemment sur le plafond de maisons anciennes). Le plâtre et ses dérivés n'ont pas été classés comme dangereux car leur structure-même n'enduit pas de risques tels que définis par la loi (explosif, inflammable, cancérigène...).

Matériaux combinés. Les associations de matériaux produisent des éléments de plus en plus complexes. Les panneaux sandwich sont composés de couches successives de métaux, de plastique et de mousse polyuréthane (SNED *et al.* 2018). Le plastique remplace progressivement le bois et la moquette pour les revêtements de sol, sous forme de PVC souple. Le PVC rigide s'impose au niveau des fenêtres. Les laines minérales (de verre ou de roche) sont les matériaux les plus courants pour l'isolation. Bien qu'issues de matières minérales, les laines ne sont pas considérées comme des déchets inertes. Elles se font progressivement remplacer dans les nouvelles constructions par des laines aux sources plus écologiques, telles que le coton ou la laine de mouton.

DEEE. Les Déchets d'Équipements Électriques et Électroniques (DEEE) représentent une autre source complexe de déchets. Cette catégorie comprend une grande diversité d'éléments : électroménager (lave-linge, radiateur, climatiseur, frigidaire, four...), équipements informatiques (écrans, ordinateurs, imprimantes...), éclairages (lampes, ampoules, tubes fluorescents...), équipements médicaux, équipements de surveillance, panneaux photovoltaïques... Même si les métaux correspondent aux constituants majeurs, les DEEE ne peuvent pas être considérés comme tels. Ils disposent d'une rubrique bien spécifique dans la classification des déchets. Certains DEEE contiennent des substances dangereuses pour l'environnement (e.g. hydrofluorocarbure), ce qui place ces déchets dans la rubrique des déchets dangereux.

1.1.4 Déchets dangereux

Amiante. Dans un bâtiment, le matériau dangereux le plus connu, et en quantité la plus importante, reste encore aujourd'hui l'amiante. Il a été très utilisé jusqu'à son interdiction en 1997, lorsque son implication dans le développement de cancers pulmonaires a été démontré. L'amiante est un produit à base de fibres très fines et fragiles. Lorsque de l'amiante est manipulé, des fibres se détachent et se propagent dans l'air. Si ces filaments sont inhalés, ils se déposent dans les poumons de manière durable : leur élimination est très compliquée pour l'organisme. Une inhalation répétée de fibres d'amiante expose à de graves maladies respiratoires (MEEDDM 2010).

L'amiante a été produit sous deux formes (FFB 2012a; FFB 2012b; MEEDDM 2010) :

- L'amiante lié : l'amiante est associé à un matériau inerte (amiante-ciment) ou non dangereux (vinyle-amiante) pour créer un produit (plaque utilisée en toiture ou bardage, canalisations, revêtements de sol). On parle d'amiante lié car les

fibres qui confèrent à l'amiante toute sa dangerosité sont fixées au deuxième matériau et se détachent moins aisément qu'avec de l'amiante libre.

- L'amiante libre : contrairement à l'amiante lié, l'amiante libre conserve sa structure fibreuse. Il a été utilisé dans les bâtiments pour isoler les canalisations par calorifugeage (enveloppement des canalisations) ou les conduits et les parois par flocage (projection sur l'élément à protéger).

Plomb. Le plomb a été employé sous forme de céruse (hydrocarbonate de plomb) dans la fabrication de peintures et enduits. Or, l'absorption de plomb peut entraîner de graves maladies, dont le saturnisme (SNED 2012a). L'application de ces peintures dans des travaux de bâtiments a alors été interdite dès 1948 (Journal Officiel de La République Française 1948). Cependant, leur interdiction de commercialisation n'est devenue effective qu'en 1993 (Ministre de la santé et de l'action humanitaire 1993). Ainsi, une construction postérieure à 1948 n'exempte pas de risque de contamination au plomb.

Autres DD. Les autres éléments dangereux dans un bâtiment, notamment les DEEE, sont classés en fonction des substances toxiques utilisées dans leur production ou fonctionnement (INRS 2013; INRS 2014; MEEM 2014; SNED *et al.* 2018) :

- PCB (polychlorobiphényle) et PCT (polychloroterphényle) utilisés dans des radiateurs et certaines peintures, mais interdits depuis 1987 (Journal Officiel 1987)
- CFC (chlorofluorocarbure) et HCFC (hydrochlorofluorocarbure) utilisés pour la mousse polyuréthane des panneaux sandwich, même si le panneau sandwich en lui-même est considéré comme un déchet non dangereux
- HFC (hydrofluorocarbure) utilisés dans des systèmes de réfrigération et de climatisation
- Source radioactive dans des détecteurs de fumée, désormais interdite (Journal Officiel de la République Française 2011a)
- Mercure dans des lampes et tubes fluorescents
- HAP (hydrocarbure aromatique polycyclique) dans certains enrobés et certaines membranes d'étanchéité bitumineuse.

Parmi les déchets dangereux sont également compris le bois traité à la créosote ou à d'autres produits nocifs, les piles et batteries et tout matériau initialement inerte ou non dangereux susceptible d'avoir été pollué par une substance dangereuse.

VHU. Les VHU (Véhicule Hors d'Usage) sont marginaux sur un chantier de démolition, mais peuvent parfois être à traiter.

1.2 Chiffres-clés

Les derniers chiffres de production des déchets par le secteur français du bâtiment datent de l'année 2014. 42,2 Mt de déchets ont été produits, dont 39,2 Mt sont associés aux travaux de déconstruction-réhabilitation (CGDD 2017a; Koesten 2015). En comparaison, pendant la même année, les ménages sont responsables de 28,4 Mt de déchets et les travaux publics ont produit 185,3 Mt de déchets, dont 74 % correspondent à de la terre (CGDD 2011; CGDD 2017a; CGDD 2017b).

Sans différencier les activités de construction, démolition et réhabilitation, les déchets du bâtiment se répartissent en (Bordebeure 2017) :

CHAPITRE 1. LA GESTION DES DÉCHETS DANS LA DÉCONSTRUCTION DE BÂTIMENTS

- 75 % de déchets inertes
- 23 % de déchets non dangereux
- 2 % de déchets dangereux.

Le Tableau 1.1 se concentre sur les déchets produits par la démolition/déconstruction de bâtiments.

Tableau 1.1 : Composition moyenne des déchets issus de la démolition/déconstruction des bâtiments en France (SEDDRE et Crowe Sustainable Metrics 2019)

Nature de déchet	Production de déchets (% massique)
Béton	70 %
Déchets inertes en mélange	10 %
Déchets non dangereux en mélange	9 %
Métaux	3 %
Bois de classe B	4 %
Plâtre	1 %
Autres déchets	3 %

La majorité des déchets sont des déchets inertes, ces derniers étant conséquents dans le gros œuvre du bâtiment (structure élémentaire du bâtiment, correspondant à l'infrastructure et à la superstructure). Les déchets non dangereux et dangereux sont retrouvés le plus fréquemment dans le second-œuvre (éléments à l'intérieur du bâtiment, nécessaires à son utilisation).

En cas de réhabilitation de bâtiment, le gros œuvre du bâtiment est généralement conservé, ce qui réduit la part de déchets inertes à gérer.

1.3 Diagnostique avant démolition/déconstruction

En raison de la diversité de matériaux potentiellement présents dans un bâtiment, il est primordial de les identifier, de les localiser (surtout les déchets dangereux) et d'estimer convenablement leur quantité en amont de la démolition/déconstruction. Plusieurs diagnostics sont réalisables pour atteindre cet objectif.

Le diagnostic pour l'amiante est obligatoire pour les bâtiments dont le permis de construire a été délivré avant le 1^{er} juillet 1997 (SNED 2013a). Le diagnostic du plomb, de HAP ou toute autre substance dangereuse est également nécessaire en cas de suspicion sur le chantier (SNED 2012a; SNED 2013b).

Pour les déchets inertes et non dangereux, le diagnostic des déchets est obligatoire pour les bâtiments « d'une surface hors œuvre brute supérieure à 1000 m² » et/ou « ceux ayant accueilli une activité agricole, industrielle ou commerciale et ayant été le siège d'une utilisation, d'un stockage, d'une fabrication ou d'une distribution d'une ou plusieurs substances dangereuses » (Journal Officiel de la République Française 2011b). Ce diagnostic fait actuellement l'objet d'une révision profonde (MTES et MEF 2018). La fréquence et le contenu du diagnostic seraient augmentés, afin d'encourager le réemploi des matériaux et la valorisation des déchets. Le diagnostic déchets pencherait alors vers une forme de « Diagnostic Économie Circulaire » ou « Diagnostic Ressources » (Orée 2018).

La réalisation de ces diagnostics est de la responsabilité de la maîtrise d'ouvrage ou du propriétaire du bâtiment. Les documents doivent ensuite être transmis à l'entreprise de déconstruction.

2 Déconstruction : une démolition plus durable

2.1 Techniques de démolition traditionnelle et leurs impacts

La vision la plus commune de la démolition, partagée par le grand public, reste la boule de démolition. Une boule d'acier se balance au bout d'un câble accroché à une grue ou une pelle hydraulique. La boule percute le bâtiment de manière répétée, détruisant progressivement avec chaque nouveau choc. Bien qu'efficace, la boule de démolition présente de nombreux défauts. Elle est difficilement maniable et la chute des morceaux de bâtiment n'est pas contrôlable, ce qui impose des risques en matière de sécurité. Son utilisation provoque d'importantes nuisances sonores et d'émissions de poussière. Enfin, cette technique complique grandement la séparation des matériaux : les matériaux sont cassés et mélangés au sol (Kamrath 2013).

Depuis, la démolition de bâtiments a évolué, mais se traduit toujours par des procédés qui minimisent le travail manuel. Les pratiques courantes se distinguent en plusieurs catégories (Kamrath 2013; Mongeard et Veschambre 2014; Philip *et al.* 2006; SNED 2015) :

- La démolition mécanique
- La démolition par découpage (thermique ou mécanique)
- La démolition par explosif.

Démolition mécanique. La démolition mécanique est la pratique la plus utilisée. Le bâtiment est démoli par traction ou par poussée avec l'aide d'une pelle hydraulique. La pelle agrippe un mur du bâtiment, puis exerce une poussée ou une traction pour qu'il s'effondre. La démolition par traction peut aussi s'effectuer à l'aide d'un câble. Le câble est accroché au sommet du bâtiment tandis qu'une saignée ou une ouverture est réalisée sur la base, l'objectif étant d'affaiblir la structure. L'autre bout du câble est accroché à un engin de type pelle hydraulique ou bulldozer. Le bâtiment s'effondre dans la direction où se produit la traction. Cette technique est plus adaptée pour des petites hauteurs de bâtiment.

Équipée d'un brise-roche hydraulique, la pelle peut aussi démolir par chocs. Cette technique est adaptée pour les bâtiments en maçonnerie et béton. La démolition à la pince, toujours avec une pelle hydraulique, est répandue pour les bâtiments à structure métallique (e.g. hangar, industrie). Ces équipements permettent une démolition précise et contrôlée. L'utilisation de la pince introduit une première séparation des matériaux pendant la démolition (e.g. séparation des métaux). Contrairement au brise-roche qui génère des vibrations, la pince évite de trop fortes nuisances.

L'application de la démolition par chocs dépend de la hauteur que peut atteindre la pelle. Si la hauteur maximale est atteinte, une autre technique doit alors être utilisée.

Démolition par découpage. Pour les structures métalliques, un autre mode de démolition est réalisable par découpage au chalumeau oxycoupeur. Avec l'utilisation de ce matériel, les opérateurs réalisent une démolition maîtrisée et limitent les nuisances. Pour les structures en béton, un découpage peut aussi s'effectuer par câbles ou scies diamant. Une telle démolition offre une grande précision, malgré des nuisances sonores élevées. L'acquisition du matériel représente un coût élevé et une formation préalable des opérateurs. Le découpage avec matériel et opérateurs dure aussi plus longtemps qu'avec une pelle hydraulique.

Démolition par explosif. La démolition par explosifs se réalise sous deux méthodes :

- L'abattage, lorsque des charges localisées font basculer le bâtiment
- Le foudroyage, lorsque le bâtiment s'effondre sur lui-même.

Dans les deux cas, il s'agit d'un procédé requérant une forte maîtrise des risques (les poussières, les vibrations, les projections de matériaux...). L'idéal est de disposer d'un périmètre libre autour du bâtiment, pour assurer la sécurité de l'opération. De ce fait, la démolition par explosifs est exploitée sur peu de chantiers. Son principal intérêt réside dans son faible coût d'opération, sa rapidité et son efficacité destructrice : le bâtiment s'effondre en quelques instants et les matériaux sont tous évacués. Séparer les matériaux d'un tel mélange représenterait une opération trop coûteuse.

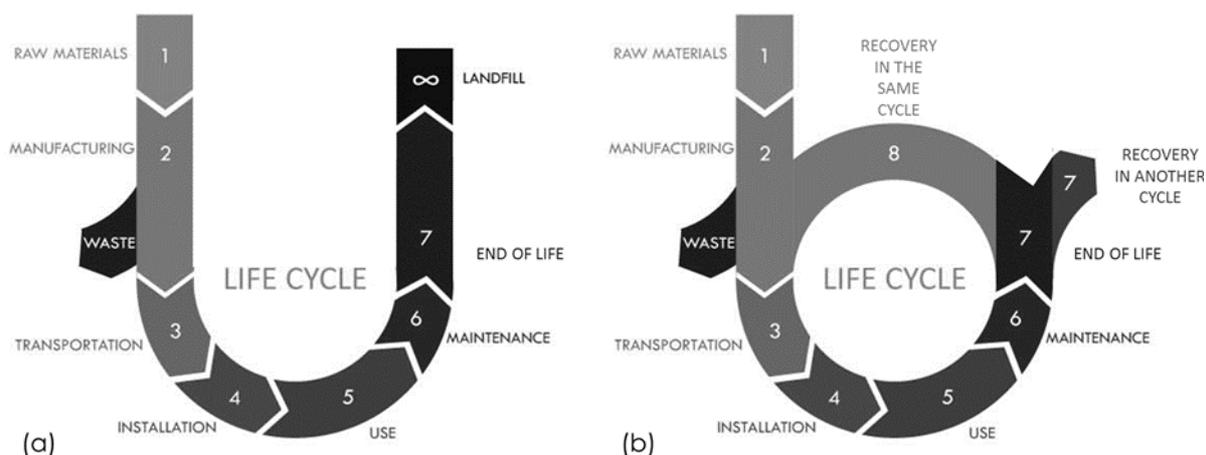
Les pratiques courantes de démolition sont régies par la recherche constante d'économie, d'efficacité et de rapidité dans l'acte de démolir. Ces objectifs s'atteignent au détriment de l'environnement voisin (augmentation des nuisances) et de la valorisation des matériaux qui composaient le bâtiment. Ces derniers, à l'issue de la démolition, sont brisés, mélangés et de ce fait, irrécupérables et non valorisables. Les techniques de démolition ne sont pas adaptées à une bonne gestion des matériaux.

Pourtant, avec l'avènement des lois environnementales (Journal Officiel de La République Française 2015; Parlement Européen et Conseil 2008), une meilleure gestion des matériaux, en vue de les valoriser, est devenue un enjeu majeur. La démolition devient une démolition sélective : la déconstruction.

2.2 Historique de la déconstruction

La déconstruction et le recyclage des matériaux sont des activités anciennes. Dans l'Antiquité, aussi bien en Grèce, en Italie, en Égypte qu'en Chine, les hommes savaient déjà recycler le métal, le verre et le papier. La rareté des matériaux était le facteur prépondérant, surtout pour le métal dont les utilisations étaient déjà multiples : armes, infrastructure d'irrigation, ustensiles quotidiens, statues, bijoux, pièces... La déconstruction de bâtiments se concentrait sur des structures particulières, principalement religieuses. La pratique pouvait relever de l'esthétique (Brenk 1987), mais elle était surtout d'ordre économique. Les temples des cités vaincues étaient démantelés pour construire par exemple des murs de fortifications ou de nouveaux bâtiments (Bureau of International Recycling 2019). Les techniques de déconstruction se sont développées au fil des siècles, même au Moyen-Âge.

Cependant, de nos jours, les machines à moteur ont facilité l'accès aux matériaux et réduit l'impact des grandes distances. La déconstruction de bâtiments a été abandonnée au profit de la démolition, qui suit un processus linéaire et simple : Cradle to grave. Dans la Figure 1.1.a, le processus « *Cradle to grave* » va de l'étape 1 (Raw materials) à la dernière (landfill). Un bâtiment est construit à partir de matériaux primaires, produits avec de la matière première extraite, non issu d'un processus de recyclage. Son exploitation dure idéalement plusieurs décennies. Puis le bâtiment est démolé et les déchets sont enfouis. Un nouveau bâtiment est construit à partir de nouveaux matériaux primaires.



Le terme de **déconstruction** apparaît dans la profession dans les années 90, poussé par l'évolution de la réglementation. En effet, la communauté prend conscience de l'urgence climatique et de l'importance de limiter le recours aux matières premières primaires. Le processus « Cradle to grave » n'est pas viable et évolue vers une nouvelle vision : le « Cradle to cradle ». Dans la Figure 1.1.b, ce processus apparaît comme un cycle, une boucle vertueuse où les déchets redeviennent des matériaux. Les déchets sont détournés le plus possible de l'enfouissement et sont utilisés pour fabriquer le même produit (étape 8) ou sont transférés pour devenir les matériaux d'un autre produit (part sortante de l'étape 7). L'objectif est ciblé et la réglementation agit déjà pour l'atteindre.

2.3 Contexte réglementaire

En 1975, le principe de « Pollueur-payeur » est promulgué dans le droit européen (Conseil des communautés européennes 1975). Le détenteur ou producteur d'un déchet a désormais la responsabilité de le traiter. Dans le cadre d'un chantier de démolition, la maîtrise d'ouvrage est propriétaire des déchets issus du bâtiment et paye une entreprise (spécialisée dans la démolition et/ou la gestion des déchets) pour gérer les déchets à sa place. Le principe de « Pollueur-payeur » n'apparaît qu'en 1995 dans le droit français (Journal Officiel de la République Française 1995).

Dès 1985, une attention particulière est portée aux déchets risquant de générer des nuisances : leur gestion, de leur provenance jusqu'à l'élimination, est transcrite dans un bordereau de suivi, encore sous format papier aujourd'hui (Ministre de l'environnement 1985). Ces déchets porteurs de nuisances obtiennent en 1991 une première définition sous le nom de « Déchet dangereux », qui interdit le mélange avec tout autre déchet (Conseil des communautés européennes 1991). Le tri devient obligatoire sur un chantier de démolition, afin de limiter le stockage aux « déchets ultimes ». Un déchet ultime est défini comme « un déchet, résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux » (Assemblée nationale et Sénat 1992). De nouvelles définitions voient le jour (déchet inerte, déchet non dangereux, déchet industriel spécial) et une classification des déchets est créée sous la base d'une série de six chiffres, suivie d'un astérisque si le déchet est dangereux (Conseil de l'Union Européenne 1999; Journal Officiel de La République Française 2002). Les départements sont mobilisés pour organiser la gestion des déchets du BTP sur leur territoire en les prenant en compte dans les

plans départementaux de gestion des déchets (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement 2000). Les entreprises répondant à l'appel d'offre d'un chantier peuvent être amenées à décrire leurs actions pour la prévention et la gestion des déchets en remplissant un Schéma d'Organisation et de Gestion des Déchets de chantier, soit SOGED (Château 2013). Pour promouvoir le recyclage, les coûts d'élimination des déchets sont augmentés par l'instauration de la Taxe Générale sur les Activités Polluantes (TGAP), taxe votée en 1999 (Journal Officiel de la République Française 1999).

Indéniablement, la gestion des déchets devient le point central d'un chantier de démolition, en remettant en avant la déconstruction. La pratique n'obtient cependant une première définition dans le Larousse qu'en 2004 : il s'agit du « *Démontage sélectif d'installations techniques ou de certains éléments d'une construction, afin de valoriser les déchets et de réduire les mises à la décharge* » (Mongear et Veschambre 2014). Le terme ne dispose pas de définition dans la réglementation française, bien que le terme soit exploité dans les textes récents de loi (Journal Officiel de la République Française 2014; Journal Officiel de la République Française 2016a).

Mais la réglementation sur les déchets du BTP continue son évolution. Les conditions d'admissibilité dans les centres de stockage des déchets inertes (Ministre de l'écologie et du développement durable 2006) et la classification des déchets (Journal Officiel de la République Française 2007) sont redéfinies. Au niveau européen, les États membres sont tenus d'établir des plans de gestion des déchets sur leur territoire (Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne 2006). La directive-cadre 2008/98/CE hiérarchise les traitements des déchets selon leur vertu environnementale et fixe l'objectif de 70 % de valorisation matière des déchets non dangereux (dans leur définition européenne, qui correspond aux catégories DI et DND au niveau français) d'ici 2020 (Parlement Européen et Conseil 2008).

La France continue son engagement avec la loi Grenelle I, que la loi Grenelle II approfondit en concrétisant les plans locaux de gestion et le diagnostic déchets avant démolition (Assemblée nationale et Sénat 2009; Assemblée nationale et Sénat 2010). La sortie de statut du déchet est enfin encadrée : un déchet, une fois recyclé, peut sortir de ce statut juridique et être considéré comme un nouveau produit, ce qui facilite son entrée sur le marché (Journal Officiel de la République Française 2012). La directive-cadre 2008/98/CE est retranscrite en France sous la forme de la loi TEPCV (Transition Énergétique Pour la Croissance Verte) (Journal Officiel de La République Française 2015; Journal Officiel de la République Française 2015), modifiant par la suite le Code de l'environnement (Code de l'Environnement 2015a; Code de l'environnement 2016).

Forte de cette réglementation environnementale de plus en plus ambitieuse, la démolition devient la « Déconstruction sélective », car la déconstruction peut cibler les matériaux qui se récupèrent et se valorisent le mieux dans le contexte économique du marché. La pratique ne se limite plus aux structures religieuses (Brenk 1987), ni à « certains éléments de construction » (Mongear et Veschambre 2014). La déconstruction concerne désormais n'importe quel bâtiment, que sa fin de vie soit totale (déconstruction complète) ou partielle (travaux de rénovation ou de réhabilitation, lorsque la structure est conservée et l'intérieur rénové). Pour ce faire, la déconstruction se détache de la démolition et revient aux origines de la pratique accordant la primauté au travail manuel.

2.4 Principe de la déconstruction

Le principe de la déconstruction se conçoit comme la vision inversée de la construction : les derniers éléments installés sont les premiers retirés (Lund et Yost 1997). Dans cette logique, la première étape, appelée curage, se concentre sur la dépose des matériaux

du second-œuvre : les encombrants en premier lieu, puis les équipements divers, ensuite les portes/fenêtres, les revêtements... La procédure générale correspond à la lecture inversée du tableau de l'Annexe 2, décrivant l'installation des éléments de construction du second-œuvre. Dans un bâtiment, les mêmes éléments de construction sont généralement produits à l'identique ; e.g. dans un bâtiment, toutes les cloisons sont faites en plâtre. Leur dépose génère alors les mêmes natures de déchets. Effectuer une dépose progressive selon les éléments de construction permet de réaliser un premier tri à la source, qui n'implique pas de travail supplémentaire de la part des ouvriers. Si les éléments comprennent des matériaux amiantés ou recouverts de peinture au plomb, le curage se découpe pour correspondre au schéma suivant :

- Pré-curage, durant lequel sont retirés tous les éléments bloquant l'accès aux éléments amiantés (e.g. mobilier)
- Désamiantage et déplombage, activités correspondant au retrait de matériaux amiantés ou recouverts de peinture au plomb
- Curage, durant lequel les matériaux restants du second-œuvre sont retirés.

Depuis que la dangerosité de l'amiante et de la peinture au plomb a été avérée, le retrait de tels éléments s'effectue sous des règles de sécurité très strictes. Lorsque les éléments dangereux se situent à l'intérieur du bâtiment, réaliser un pré-curage permet de libérer l'espace et d'obtenir un accès plus aisé aux éléments à retirer. Afin d'éviter la propagation de l'amiante et du plomb dans l'air, la zone de travail est confinée : chaque paroi est recouverte de film en polyéthylène et la pièce est contenue en dépression par un extracteur d'air. Pour entrer dans la zone, un opérateur doit s'équiper d'une combinaison et de sous-vêtements jetables, de bottes, de gants étanches et d'un masque filtrant. Il doit passer par un tunnel de décontamination qui, dans le sens de sortie, impose une douche et l'abandon des vêtements jetables. Les déchets (aussi bien les matériaux retirés que les équipements personnels d'un opérateur) sont évacués dans des sacs étanches scellés. Le curage reprend seulement lorsque les mesures d'empoussièrement auront confirmé l'absence d'amiante dans l'air (BDS 2014).

Pendant le curage, plusieurs techniques de dépose d'éléments sont envisageables :

- La dépose manuelle : utilisation unique des forces physiques de l'opérateur ; e.g. l'opérateur soulève le mobilier.
- La dépose manuelle assistée : utilisation des forces physiques de l'opérateur combinées à un outil (pied de biche, spatule, masse, pelle, marteau-piqueur, ponceuse, disqueuse, décolleuse, scie-sabre...) ; e.g. l'opérateur retire les clous d'un parquet, l'opérateur frappe une cloison à la masse.
- La dépose mécanique : conduite d'un mini-engin (comme une mini-pelle ou une chargeuse compacte de type bobcat) par l'opérateur ; e.g. utilisation d'une mini-pelle pour déposer une cloison.

Le choix de la technique de dépose dépend de plusieurs facteurs :

- Le type d'élément à déposer (complexité) qui influence le temps de dépose ; e.g. faux plafond en plaques de plâtre fixées à une ossature métallique, avec une couche de laine minérale.
- La qualité du matériau, jouant sur la difficulté de la dépose ; e.g. moquette de sol qui se retire à la main si peu collée ou avec une décolleuse le cas échéant. De manière générale, plus la force physique de l'opérateur est sollicitée, plus la dépose est lente et plus la pénibilité est forte.
- Le traitement en aval ; e.g. l'ossature métallique d'un panneau en cloison qui, si destinée à une valorisation, nécessite d'être séparée du reste à l'aide d'outils,

tandis que dans le cas contraire, une dépose manuelle ou par mini-engin aurait suffi.

- Les caractéristiques du bâtiment, jouant sur la possibilité d'utilisation de mini-engins. L'utilisation est conditionnée par l'espace de manœuvre (le mini-engin peut-il circuler ?) et, au niveau d'un étage, par la résistance du plancher (peut-il supporter le poids du mini-engin ?)
- Le degré de finition imposé sur le chantier. Une réhabilitation demandera plus de finesse qu'une déconstruction totale ; e.g. aucun morceau résiduel d'une cloison sur le sol, aucune tige métallique sortant du mur.

Les techniques de dépose se confrontent ainsi à des enjeux de rapidité, d'efficacité et de précision. La dépose manuelle assistée est la méthode la plus plébiscitée dans la gestion du second-œuvre (GTM Bâtiment 2014; Marlet *et al.* 2015b; Récylum *et al.* 2016).

Après la dépose, les matériaux sont rassemblés dans des bennes pour évacuation. Dans le cas de basses structures, les opérateurs remplissent le chargeur qui déverse ensuite son contenu dans la benne. Lorsque le bâtiment dispose de plusieurs étages, l'évacuation des matériaux peut s'effectuer de manière verticale (Milleron 2009) :

- Chute des matériaux par les gaines vides d'ascenseur, des trémies naturelles ou créées, ou un lift (conduit préalablement installé)
- Utilisation des ascenseurs ou des monte-charges
- Surélévation de la benne par une grue ou utilisation du godet d'un engin télescopique.

À la suite de la phase de curage peuvent se rajouter des travaux de désolidarisation. Le principal objectif de ces travaux est de séparer le bâtiment à déconstruire d'un mur mitoyen appartenant à une autre structure à conserver. Ces travaux, minutieux, sont généralement réalisés par des ouvriers avec une assistance mécanique (e.g. nacelle). Ils sont nécessaires pour préparer la suite des travaux, à savoir la déconstruction du gros œuvre.

La déconstruction du gros œuvre ne dispose pas d'autant d'alternatives. Le travail est massivement réalisé à la pelle hydraulique, l'engin offrant une puissance et une portée essentielles pour ce type de travaux. Une déconstruction manuelle, avec des outils adaptés ou des mini-engins de type brokk, qui permettent un écrêtage, est cependant toujours réalisable, au détriment de la durée de l'opération. Comme pour le second-œuvre, le principe de construction inversée s'applique aussi à la structure. La pratique générale se rapproche de l'inverse du tableau de l'Annexe 1 qui décrit les phases typiques de construction. Munie d'une pince, la pelle hydraulique disloque la toiture et la charpente, puis s'attaque aux murs, poursuit avec les planchers et finit par le dallage et les fondations. Un brise-roche hydraulique peut s'avérer nécessaire pour les éléments structurels minéraux de type béton. La dépose de l'escalier dépend de son emplacement : s'il est à l'extérieur du bâtiment, il sera démolé en premier. Les ouvrages divers et extérieurs, bien que construits en derniers, sont également démolis en derniers. Les matériaux sont chargés directement par la pelle dans des camions avant d'être évacués.

Diverses activités subsidiaires peuvent faciliter la déconstruction (e.g. sciage), la sécuriser (e.g. confortements, lests) ou encore permettre de finaliser les travaux (reprise d'étanchéité, remblaiement, nivellement). La plupart de ces activités, réalisables à plusieurs étapes des travaux, sont généralement attribuées à des sous-traitants. Seuls les travaux de remblaiement (e.g. vide sanitaire) et de nivellement, réalisables avec une pelle hydraulique, sont effectués par l'entreprise de démolition.

Le chantier s'achève une fois tous les déchets évacués et le site propre.

2.5 Évaluation de la déconstruction

Plusieurs études ont cherché à évaluer l'impact de la déconstruction par rapport à la démolition traditionnelle (Brière 2016; Coelho et De Brito 2013; Dantata *et al.* 2005; Forsythe 2011; Guy et Mclendon 2003; Jacoby 2001; Lund et Yost 1997; Manuel 2003; Orée 2018; Poon *et al.* 2001; Saez *et al.* 2013; Smith *et al.* 2007; SNED 2017).

La déconstruction présente en premier lieu des avantages significatifs pour l'environnement. La prédominance de travaux manuels évite l'utilisation de machines ; en découle une réduction de la consommation d'énergie, d'émissions polluantes et de nuisances. Le tri sur site y est plus facilement installé, ce qui permet de séparer et de valoriser plus de déchets.

En valorisant plus de déchets, l'entreprise de déconstruction effectue des économies sur le traitement des déchets, surtout lorsque les prix pour l'enfouissement sont élevés. Les risques sont réduits et mieux maîtrisés que lors d'une démolition traditionnelle, notamment celles réalisées à la boule de démolition ou à l'explosif.

Le fait de déconstruire et de trier les déchets encourage à travailler avec des installations de traitement plus nombreuses et proches du chantier. Cela présente un fort impact bénéfique sur l'économie locale, mais également sur l'emploi. En effet, les installations de recyclage sont privilégiées alors que ces dernières engagent plus de personnel que les installations de stockage. La déconstruction concourt ainsi à la création et à la stabilisation d'emplois.

Les bénéfices de la déconstruction portent tout autant sur les dimensions économique, environnementale et sociale. Ces trois dimensions sont les piliers du développement durable, qui promeut « *un mode de développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre les capacités des générations futures à répondre aux leurs* » (Brundtland 1987). Le développement durable se traduit notamment par l'écologie industrielle. Le concept d'écologie industrielle est une fusion de l'économie et de l'environnement. Pour préserver ce dernier tout en assurant la pérennité des entreprises, un écosystème cyclique doit être atteint. Les déchets d'une entreprise deviennent les matières premières d'une autre, réduisant la perte de ressources et promouvant le processus « *Cradle to cradle* ». Les échanges s'effectuent au niveau local, limitant les impacts (Diemer et Labrune 2007). En favorisant la valorisation et les entreprises locales, la déconstruction représente un pas important vers l'écologie industrielle.

La déconstruction présente cependant quelques défauts, limitant son recours. Privilégier des travaux manuels lors du curage implique de la main-d'œuvre, rendant le chantier plus cher et moins rapide que si les travaux étaient réalisés mécaniquement. L'impact est direct sur la durée du chantier, qui est prolongée. Cela peut être atténué en effectuant une conjonction efficace entre les différentes techniques de dépose. Un chantier de déconstruction présente un surplus économique, qui peut aussi être compensé par l'économie que rapportent les déchets correctement valorisés.

Trier plus de déchets nécessite plus de place sur un chantier afin d'installer plusieurs bennes en même temps ou d'imposer une logistique supplémentaire en créant des zones de stockage temporaire sur le site. Sur certains chantiers, le manque d'espace (e.g. dans une zone urbaine dense) freine ce genre d'initiative.

Un chantier de déconstruction permet de réduire les nuisances, mais n'en est pas exempt pour autant (MECSL 2006; SNED 2012b; SNED 2012c; SNED 2012d; SNED 2012e). Les

travaux génèrent toujours du bruit (e.g. marteau-piqueur, mini-engin, camion), des vibrations, des poussières (e.g. ponçage, dépose d'une cloison de plâtre, circulation d'un camion) et des substances dangereuses dans l'air (e.g. gaz d'échappement du fonctionnement d'un moteur thermique, fibres d'amiante). Les ouvriers, qui travaillent au cœur du bâtiment, sont plus particulièrement exposés à ces risques, et ce plus que lors d'une démolition traditionnelle (e.g. le pelleur est protégé à l'intérieur de la pelle hydraulique).

3 Traitement des déchets de déconstruction

3.1 Hiérarchie des traitements

Les stratégies de réduction et de traitement des déchets se rangent communément selon la classification suivante, la première catégorie étant à privilégier (Code de l'Environnement 2015a; Parlement Européen et Conseil 2008) :

- La prévention
- La préparation en vue de réemploi-réutilisation
- Le recyclage
- Toute autre valorisation, dont la valorisation énergétique
- L'élimination.

La Figure 1.2 présente cette hiérarchie précisée et adaptée pour le domaine de la déconstruction. Les traitements amenant à une valorisation matière telle que définie par la réglementation sont encadrés. Le centre de tri est encadré en tirets car ce dernier peut conduire ou non à une valorisation matière, selon le devenir des déchets après tri.

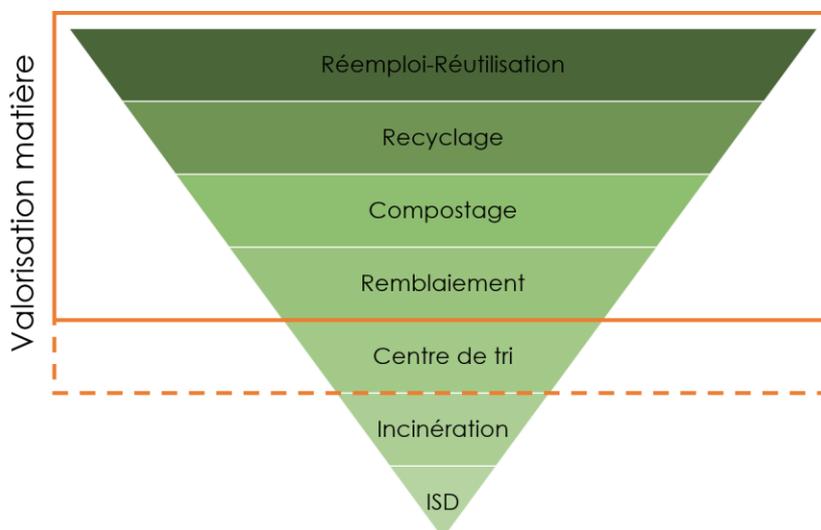


Figure 1.2 : Hiérarchie des traitements des déchets de déconstruction

Nous nous intéressons désormais aux caractéristiques de chaque traitement, et aux déchets pouvant en bénéficier.

3.2 Réemploi et réutilisation

La distinction entre réemploi et réutilisation n'est pas triviale. Le réemploi est défini juridiquement comme « Toute opération par laquelle des substances, matières ou produits qui ne sont pas des déchets sont utilisés de nouveau pour un usage identique à celui pour lequel ils avaient été conçus » (Code de l'Environnement 2015a) tandis que la réutilisation correspond

à « toute opération par laquelle des substances, matières ou produits qui sont devenus des déchets sont utilisés de nouveau » (Code de l'Environnement 2015a).

Pour mieux comprendre, il faut revenir sur le statut juridique du déchet. Il s'agit de « toute substance ou tout objet, ou plus généralement tout bien meuble, dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire » (MEDDTL 2010). Pour se défaire du déchet, son détenteur doit transférer le déchet vers une entreprise qui saura le gérer et le traiter. Obligatoirement, cette entreprise de traitement se situe hors du chantier de déconstruction. Ainsi, le réemploi s'applique tant que le détenteur veut exploiter le produit sur site.

La différence entre réemploi et réutilisation se résumerait alors de la manière suivante (Figure 1.3).

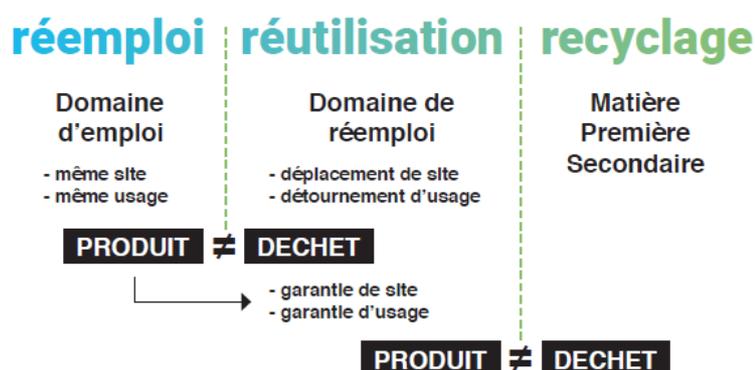


Figure 1.3 : Distinction entre réemploi et réutilisation (Benoit et BELLASTOCK 2018)

Les deux termes restent cependant confondus par certains acteurs du domaine, surtout dans le milieu de l'architecture. L'exemple le plus fréquent est l'exploitation de fenêtres comme revêtement de façade pour un nouveau bâtiment (ADEME 2015a; Bouissière 2016; Samyn 2016). L'exercice est présenté comme un réemploi alors que l'usage des fenêtres diffère de leur objectif initial et qu'un déplacement a été réalisé entre le lieu où les fenêtres ont été déposées et le bâtiment où elles sont réexploitées. Tous les critères indiquent plutôt une réutilisation. Un cabinet architectural a également travaillé sur l'application d'un bois de charpente pour construire la charpente d'un nouveau bâtiment (Messu 2016). Dans ce cas-ci, le bâtiment destinataire est toujours situé hors du périmètre de démolition. Cela est aussi présenté comme du réemploi alors qu'il s'agit de réutilisation selon les définitions.

Dans le cadre de cette thèse, nous privilégions la distinction entre réemploi et réutilisation avec la condition d'obtention du statut du déchet. Nous ne prenons pas en compte l'évolution de l'usage car sa détermination est sujette à discussion. Nous ajoutons une nouvelle condition à notre terme de réutilisation : le produit ne doit pas subir de changement de forme. En effet, traiter des déchets afin d'être « utilisés de nouveau » (Code de l'Environnement 2015a) représente une activité trop générale et vaste, aux limites trop peu identifiables. Si nous suivions cette définition, alors les produits recyclés seraient comparables à des produits « utilisés de nouveau ». Il n'y aurait pas de distinction entre réutilisation et recyclage. Introduire la condition de conservation de la forme permet de faciliter la distinction.

La réutilisation considérerait alors « toute opération par laquelle des substances, matières ou produits qui sont devenus des déchets sont utilisés de nouveau, sans avoir subi de changement de forme ». La définition rejoint les exemples proposés par les architectes : les fenêtres et le bois de charpente ont gardé leur forme initiale dans leur réutilisation. En comparaison, le réemploi serait attribué à « toute opération par laquelle des substances, matières ou produits qui ne sont pas des déchets sont utilisés de nouveau ».

Selon ces nouvelles définitions, nous pouvons considérer comme réemploi celui :

- Des matériaux inertes pour remblayer le même chantier de déconstruction (pas de transport des matériaux), un sous-sol par exemple. Un concasseur mobile réduit la taille des matériaux, qui sont ensuite installés par une pelle mécanique.
- Des produits sur le même chantier, lors de la construction d'une nouvelle structure. De nombreux produits peuvent être concernés : du bois de charpente, des poutres métalliques, des fenêtres, des tuiles...

La réutilisation peut également s'appliquer à des produits divers : du mobilier (SNED *et al.* 2018), des fenêtres (ADEME 2015a; Bouissière 2016; Samyn 2016), du bois de charpente (Messu 2016), des tuiles et des briques (FFTB 2016), des dalles (Glias 2016)... La réutilisation du mobilier est faisable par le biais d'éco-organismes de filières de Responsabilité Élargie du Producteur (REP) (ADEME 2017). Payés par les fabricants et les distributeurs, ces éco-organismes récupèrent et traitent certains produits, l'objectif étant de valoriser au mieux les déchets. Les produits bénéficiant d'une REP correspondent aux emballages, piles, DEEE, automobiles, pneumatiques, mobilier, bouteilles de gaz... Dans le cas du mobilier, aussi appelés Déchets d'Équipement d'Ameublement (DEA), l'éco-organisme Valdelia privilégie la réutilisation. Si l'état du DEA ne le permet pas, alors ce dernier est conduit vers un autre traitement, comme le recyclage.

En pratique, le réemploi et la réutilisation sont encore des activités marginales, réalisées au cas par cas. Les premières difficultés surviennent lors de la déconstruction. Une expérience solide est nécessaire pour juger d'un produit réemployable ou réutilisable. Savoir que du bois de charpente est potentiellement réutilisable ne signifie pas que le bois de charpente de chaque bâtiment est réutilisable. L'intérêt de récupérer un produit dépend de sa qualité et de la demande du marché. Il faut s'assurer que le produit trouvera preneur, afin de rentabiliser le surcoût que nécessitera sa récupération soignée. Si le produit ne trouve pas directement un acheteur, disposer d'un espace de stockage dans l'entreprise est d'une importance capitale.

Il existe aussi des freins d'ordre technique et juridique. Le produit a-t-il conservé sa qualité malgré le temps, est-il comparable à un produit neuf, peut-on lui retirer son statut de déchet ? Ce sont des critères difficiles à juger, qui freinent d'autant plus la qualification réglementaire des produits, pourtant essentielle pour le réemploi/réutilisation. Sans cela, les assureurs ne garantissent pas protection aux constructeurs, qui encourent des risques importants en utilisant ces produits sur leurs chantiers (ADEME 2016a; Coppens *et al.* 2016).

De facto, le marché de réemploi/réutilisation est peu développé de nos jours. Les transactions tournent surtout autour de produits de valeurs, atypiques ou locaux (e.g. marbre, tuiles artisanales, poutres métalliques).

3.3 Recyclage

Le recyclage est défini comme « toute opération de valorisation par laquelle les déchets, y compris les déchets organiques, sont retraités en substances, matières ou produits aux fins de leur fonction initiale ou à d'autres fins » (Code de l'Environnement 2015b). Il s'agit d'un traitement applicable sur de nombreux déchets, aussi bien inertes, non dangereux, que dangereux. Afin de mieux appréhender le recyclage, nous reprenons les termes couramment utilisés en Analyse de Cycle de Vie (ACV), qui distinguent le recyclage en deux principaux procédés : le recyclage en boucle fermée et le recyclage en boucle ouverte.

3.3.1 En boucle fermée

Dans un recyclage en boucle fermée, le matériau est recyclé pour être réintroduit dans la production du même produit dont il est issu (Figure 1.4).

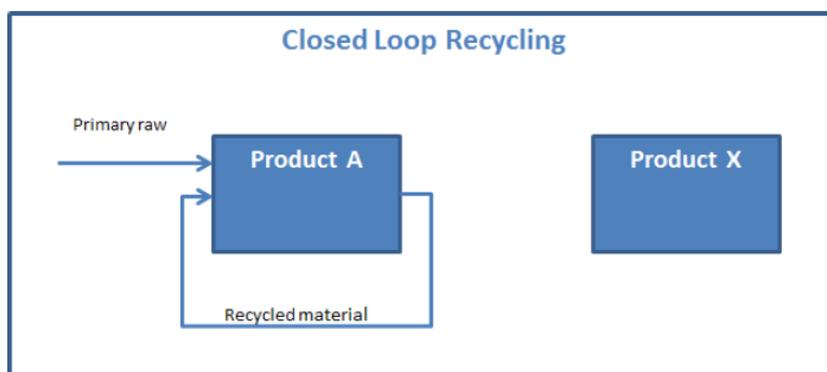


Figure 1.4 : Recyclage en boucle fermée (Ligthart et Ansems 2012)

Afin d'illustrer ce traitement, nous proposons des exemples issus des matériaux du bâtiment :

- Le **verre plat** est recyclable pour produire du nouveau verre plat. Cependant, le recyclage nécessite une récupération propre du verre, exempt de poussière ou de toute autre déchet de nature différente.
- Les **métaux** recyclés pour fabriquer des produits identiques à leur utilisation initiale subissent un recyclage en boucle fermée. Ce dernier se réalise généralement en deux temps : une préparation de la matière chez un ferrailleur, puis un recyclage dans une fonderie.
- Le **plâtre** est également recyclable pour fabriquer de nouvelles plaques de plâtre. Son recyclage s'effectue directement dans les centrales de plâtre. Pour ce faire, le plâtre doit contenir au maximum 2 % d'impuretés (e.g. matériau d'isolation, bois, métal, plastique...) (Marlet *et al.* 2015c).
- Les **DEA en bois** sont broyés et transformés en panneaux de particules qui peuvent servir à concevoir du nouveau mobilier. De la même manière peuvent être recyclés le verre et les enrobés.
- La **laine minérale** est recyclable dans certains pays européens dans la production de nouvelle laine minérale (EURIMA 2016). En France, ce procédé est novateur, porté par une unique entreprise, qui teste le recyclage de la laine de verre sur l'Île-de-France et le Sud-Est (Pincemin 2018).
- L'**huile de vidange**, qu'on peut rencontrer lors de la déconstruction d'un garage par exemple, est recyclable et peut être de nouveau utilisée après raffinage.
- Le recyclage du **béton** en tant que nouveau béton se situe encore à un stade de recherche, et n'est pas encore porté au niveau industriel. Pourtant des études à travers le monde ont prouvé l'intérêt économique et environnemental du procédé (Ben Fraj 2015; Colangelo *et al.* 2018; Knoeri *et al.* 2013; Marinkovic *et al.* 2010; Wijayasundara *et al.* 2017). En France, le projet Recybéton (Colina et De Larrard 2015) cherche à étudier et de promouvoir le recyclage du béton dans du nouveau béton. Les freins au déploiement de ce type de recyclage sont connus. Un béton produit avec du béton recyclé voit ses caractéristiques mécaniques diminuer, possède une forte absorption d'eau qui peut affecter la durabilité du béton et représente des risques pour l'environnement à cause de

lixiviations ou de relargages potentiels (Batiactu 2017; Ben Fraj 2015; Berredjem et Arabi 2009; IREX 2018; Shahidan *et al.* 2017; Vernus 2015). De ce fait, les tests de conformité sont très stricts et empêchent ce recyclage d'aboutir à plus grande échelle. Plusieurs pistes d'amélioration sont envisageables. Réduire le pourcentage de matériaux indésirables (e.g. plâtre, bois) permettrait d'accroître la qualité des granulats recyclés. Cependant, dans un centre de recyclage, le tri de ces matériaux nécessite des équipements pointus, e.g. tri par rayons X ou par spectrométrie infrarouge (Leguen 2015). Le plus simple serait d'effectuer ce tri lors de la déconstruction (IREX 2018; Silva *et al.* 2014). La déconstruction serait un procédé idéal pour promouvoir le recyclage du béton en béton. Des travaux sur la formulation des bétons à partir de combinaison de granulats recyclés et non recyclés (IREX 2018) ou l'application de traitements particuliers sur les granulats recyclés (Shahidan *et al.* 2017) sont également en cours.

3.3.2 En boucle ouverte

En boucle ouverte, le matériau recyclé est utilisé dans la fabrication d'un nouveau produit, généralement de niveau inférieur à son produit initial (Figure 1.5). Nous pouvons alors parler de « downcycling » car le matériau perd de sa qualité.

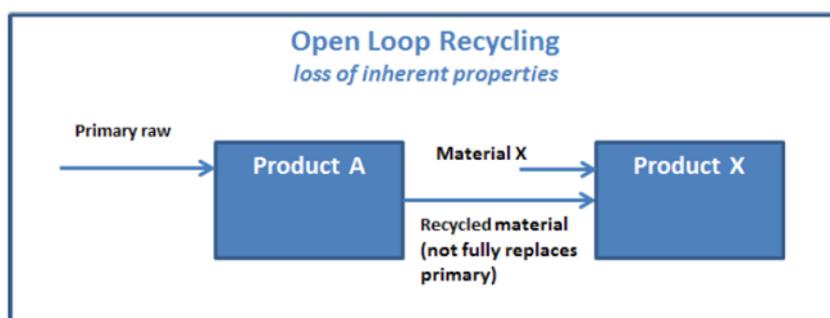


Figure 1.5 : Recyclage en boucle ouverte (Ligthart et Ansems 2012)

Le recyclage du **béton** est un bon exemple de downcycling. Puisque les conditions pour un recyclage en boucle fermée ne sont pas encore réunies, le béton est pour l'instant recyclé en granulats de sous-couche routière. Il perd de sa qualité et n'est pas utilisé pour reproduire du béton. Sa transformation sur un site de recyclage s'effectue en plusieurs étapes : une préparation avec pour objectif la réduction des blocs éventuels, du concassage, du criblage (séparation des éléments grossiers et des fines), du déferraillage et un dernier tri manuel ou mécanisé (CEREMA du Centre-Est 2014). Les caractéristiques géotechniques des granulats obtenus doivent être mesurées afin de vérifier leur capacité à être recyclé. Ces essais déterminent la composition des granulats. En effet, les granulats sont rarement faits exclusivement de béton. Malgré les étapes de recyclage, des résidus d'autres composants subsistent. Les constituants potentiels de granulats recyclés sont présentés dans le Tableau 1.2.

Tableau 1.2 : Constituants des granulats recyclés (AFNOR 2009)

Constituant	Description
Rc	Béton, produits à base de béton, mortier Éléments de maçonnerie en béton
Ru	Graves non traitées, pierre naturelle Granulats traités aux liants hydrauliques
Rb	Éléments en terre cuite (e.g. briques et tuiles) Éléments de maçonnerie en silicate de calcium Béton cellulaire non-flottant
Ra	Matériaux bitumineux (e.g. enrobés)
Rg	Verre
X	Argile, sols Métaux (ferreux et non-ferreux) Bois, plastique et caoutchouc non-flottant Gypse, plâtre

Le CEREMA a effectué des recommandations concernant la composition des granulats recyclés (CEREMA 2016) :

- Pour des granulats à base de béton, $R_{cu,g} + R_b \geq 90 \%$
- Pour des granulats à base d'enrobés : $R_a \geq 80 \%$
- Quel que soit le constituant majeur des granulats : $X \approx 0 \%$

Les propriétés chimiques sont également étudiées. Sauf contre-indication (e.g. mauvais résultats après test de lixiviation), les granulats sont utilisables directement en sous-couche routière. Si les caractéristiques mécaniques doivent être améliorées, les granulats recyclés sont mélangés à des granulats vierges. Le meilleur moyen pour obtenir des granulats de bonne qualité reste cependant la déconstruction, grâce à laquelle un béton propre (moins de constituants aux propriétés géotechniques réduites) est plus aisément obtenu.

Les **bois de classe A et B**, après broyage, sont utilisés à 80 % pour fabriquer des panneaux de particules (Pennequin *et al.* 2016; SEDDRE et Crowe Sustainable Metrics 2019). Du mobilier et des cloisons sont ensuite construits avec ces panneaux. Les 20 % restants du bois broyé sont utilisés pour produire de la chaleur (§3.7).

Les **métaux** et les **plastiques** (e.g. PVC, polystyrène), même issus de DEEE, de batteries ou des VHU, sont récupérés pour fabriquer de nouveaux produits, différents de leur fonction initiale. Le **verre** peut être recyclé pour produire de la laine de verre, mais ce processus est moins fréquent que le recyclage en boucle fermée, qui produit du verre à partir de verre usagé (SNED *et al.* 2018).

Il est à signaler que certains éléments recyclables nécessitent une séparation préalable. Les fenêtres entrent dans cette catégorie, étant composées de verre et d'un montant d'une autre nature (e.g. bois, aluminium, platin, PVC). La séparation peut s'effectuer sur le site de traitement ou directement sur le chantier de déconstruction (GTM Bâtiment 2014; Leray 2016). Une séparation sur site implique un temps de travail supplémentaire, mais le bénéfice du recyclage est directement obtenu après sortie du chantier. Le recyclage du métal issu du panneau sandwich et le recyclage des composants de la brique plâtrière nécessitent des techniques et des équipements plus poussés, qui ne sont pas réalisables manuellement. À ce jour, pour la séparation de la brique plâtrière, une seule entreprise dispose

de cet équipement. L'entreprise est située en région Auvergne-Rhône-Alpes. Après séparation, la brique est valorisée dans les granulats routiers tandis que le plâtre est recyclé dans des cimenteries (SNED *et al.* 2018).

La société Inertam, basée à Morcenx dans les Landes, est à ce jour, la seule en France, à proposer un recyclage des **déchets amiantés**. Après un tri, les déchets sont placés dans un four chauffé par des torches à plasma. La très haute température (1500°C) solidifie l'amiante en vitrifiât qui, une fois broyé, est utilisable en sous-couche routière (Graindorge 2014). Sous cette forme vitrifiée, l'amiante perd sa structure fibreuse et, de ce fait, tous les risques de santé provoqués par son inhalation.

3.4 Remblaiement ou réaménagement de site

Le remblaiement est une activité consistant à utiliser des déchets pour remblayer un terrain excavé suite à une activité humaine (e.g. réhabilitation de carrière). De manière pragmatique, l'acte peut s'apparenter à de l'enfouissement : les déchets sont exploités directement, sans changement de leur forme physique (e.g. passage dans un concasseur), pour remplir un trou. Les carrières en réhabilitation doivent d'ailleurs être enregistrées en tant qu'installation de stockage de déchets dans la nomenclature ICPE des installations classées pour la protection de l'environnement (MEEM 2016).

Cependant, l'enjeu n'est pas identique entre le comblement d'un ancien site d'activité et l'enfouissement des déchets. Dans le premier cas, le déchet remplace un matériau fait de matière première : à la place du déchet, de la terre aurait été utilisée pour remblayer. Dans le second cas, par contre, l'installation a été conçue pour enfouir les déchets. Comblé ce trou par des déchets est la fonction-même de l'installation : les déchets ne remplacent aucune matière première.

Une activité de remblaiement peut alors être considérée comme une valorisation du déchet lorsque le déchet est utilisé à la place d'un matériau pour aménager ou réhabiliter un site (European Commission 2010). Elle est applicable pour les déchets inertes, ainsi que pour les déchets contenant du plâtre (e.g. brique plâtrière) lorsque le site à réaménager est une ancienne exploitation de gypse. Ainsi les risques de perturbation du fond géochimique naturel sont amoindris (Direction Générale de la Prévention des Risques 1994).

3.5 Compostage

Les déchets verts (végétaux) ou les bois de classe A (non traités) sont compostables et peuvent par la suite être utilisés comme amendement pour les activités agricoles (RECORD 2011). Leur présence sur un chantier de déconstruction est généralement réduite, sauf si le déboisement du terrain annexé est obligatoire.

3.6 Centres de tri

Les centres de tri représentent le dernier rempart avant l'élimination des déchets par incinération ou enfouissement. Ils récupèrent les déchets qui n'ont pas pu être triés sur un chantier de déconstruction pour des raisons économiques (e.g. temps de travail supplémentaire jugé trop important) ou organisationnelles (e.g. mauvaise gestion de l'espace sur chantier). Ils extraient du mélange de déchets les matériaux valorisables. Ces derniers sont envoyés vers les filières correspondantes, tandis que le mélange restant est destiné au stockage.

3.6.1 Techniques de tri

Il existe différentes techniques de tri (FNADE 2012) :

- Tri manuel
- Tri mécanique, avec des machines (e.g. pelle hydraulique, concasseur-cribleur). Le tri à la pelle hydraulique est la technique la plus utilisée dans les centres de tri français.
- Tri automatique, avec des chaînes de tri automatisées (e.g. séparateur magnétique, tri optique). Il s'agit de la technique la moins répandue en France actuellement.

La technique de tri utilisée conditionne les types de déchets triés. Une étude française sur 105 centres de tri accueillant des déchets non dangereux (FNADE 2012) a permis d'étudier les différentes techniques (Tableau 1.3).

Tableau 1.3 : Répartition des centres de tri concernés par les différentes techniques de tri (FNADE 2012)

Nature de déchet	Tous types confondus*	Pelle à grappin	Chaîne manuelle	Chaîne automatisée
Cartons	100 %	100 %	100 %	100 %
Ferraille	92 %	90 %	95 %	100 %
Housses plastiques PE	87 %	86 %	90 %	85 %
Bois B	78 %	76 %	80 %	85 %
Papier suivant norme EN643	77 %	78 %	80 %	69 %
Bois A	59 %	53 %	75 %	69 %
Inertes (gravats, verres...)	58 %	51 %	70 %	77 %
Non ferreux	47 %	42 %	60 %	54 %
Plastiques durs PE	30 %	32 %	25 %	31 %
Autres plastiques durs	26 %	29 %	10 %	31 %
Autres (fermentescibles, pneus, DEEE...)	21 %	18 %	35 %	31 %

* Moyenne pondérée selon le type de tri

Les déchets les plus généralement triés sont les cartons, la ferraille, les housses plastiques et le bois de classe B. Les trois quarts des centres de tri les séparent car leur tri est aisé et leur valorisation est avantageuse (faible coût et filières répandues sur le territoire français). Contrairement à la ferraille, les métaux non ferreux sont moins fréquemment triés à cause de leur petite taille. En effet, ils sont trouvés les plus fréquemment dans le mobilier, les DEEE ou encore les réseaux électriques. Leur tri représente un trop gros investissement (e.g. plus de main d'œuvre, une chaîne automatisée plus spécifique...) par rapport à leur rentabilité. Les plastiques et les autres petits déchets valorisables sont confrontés au même problème. Des déchets inertes peuvent être gérés dans ces centres lorsque le tri sur chantier est mal effectué (i.e. DI mélangés dans des DND).

Ces données ne montrent pas la supériorité d'une technique par rapport aux autres. Chacune présente ses propres avantages en matière de déchet trié et elles peuvent se compléter sur un même centre de tri pour augmenter la récupération de déchets. Un centre de tri est ainsi plus généralement constitué d'une chaîne manuelle et d'une pelle à grappin.

Il existe cependant un élément important à considérer. Les chiffres du Tableau 1.3 informent sur les capacités des techniques de tri, mais ne représentent pas la réelle performance de tri. 100 % des chaînes automatisées trient le carton, mais cela ne signifie pas que 100 % du carton est trié et valorisé. Le taux de valorisation a été évalué, selon la richesse estimée du gisement, en fonction des techniques de tri (FNADE 2012) :

- Pelle à grappin : entre 10 et 20 %
- Chaîne manuelle : environ 40 %
- Chaîne automatisée : entre 50 et 75 %.

La chaîne automatisée montre ici sa supériorité. Plus efficace, elle permet de trier plus de matériaux, mais son investissement initial est le plus conséquent. La pelle à grappin, qui est la technique la plus répandue, est la moins efficace tout en étant la moins chère. Une chaîne manuelle se situe entre les deux autres techniques, autant en termes de tonnage géré que d'investissement (FNADE 2012).

3.6.2 Pratiques courantes

Les résultats du Tableau 1.3 prennent en compte la gestion éventuelle de déchets inertes mélangés dans des bennes de déchets non dangereux. Ce fait peut survenir lorsque le tri sur chantier est mal effectué. Cependant, il est de moins en moins rencontré. Les déchets inertes sont plus systématiquement envoyés dans un centre de tri approprié : un centre de tri de déchets inertes. La raison est principalement économique. Un centre de tri de déchets non dangereux est plus cher qu'un centre de tri de déchets inertes (de l'ordre de 10 fois supérieur par tonne). Lorsqu'une benne est réceptionnée dans un centre de tri de déchets non dangereux, la gestion de son contenu est estimée économiquement grâce à un prix au tonnage. La nature du contenu n'est pas vérifiée. Laisser des déchets inertes, denses, dans une benne de déchets non dangereux serait un énorme désavantage pour le bilan financier du chantier. Par contre, l'inverse, c'est-à-dire mettre des déchets non dangereux dans une benne destinée à un centre de tri de déchets inertes, n'est pas acceptable : la benne fait l'objet d'un contrôle et peut être déclassée au prix d'une benne de déchets non dangereux, voire refusée. Évidemment, aucun de ces centres de tri (inertes et non dangereux) n'acceptent de déchets dangereux. Ces derniers sont gérés par des centres spécialisés, qui effectuent plutôt du regroupement : les déchets dangereux de petite quantité sont rassemblés dans un même endroit jusqu'à ce que leur transport vers un centre de recyclage ou de stockage soit économiquement rentable.

Pour bien distinguer les centres de tri inertes et les centres de tri non dangereux, une étude de l'ADEME (Treize Développement et Pöyry SAS 2011) permet de mieux étudier la performance des centres de tri. Le taux de valorisation moyen est estimé à 35 % pour les déchets inertes en mélange et 15 % pour les déchets non dangereux en mélange. Cette étude ne propose pas de distinction selon la technique de tri, mais des résultats moyens, représentatifs des centres de tri français classiques avec tri par pelle à grappin, potentiellement accompagné d'un tri manuel.

Nous pouvons constater que les centres de tri actuels contribuent peu à la valorisation des déchets. En dépit de ce que pensent les professionnels du bâtiment, envoyer une benne de déchets dans un centre de tri n'assure pas que son contenu valorisable sera engagé dans des voies de recyclage. Le tri complet d'une benne et sa valorisation totale sont impossibles. Pour améliorer cela, il faudrait privilégier des chaînes de tri automatisées, plus efficaces qu'un simple tri manuel ou à la pelle à grappin. Des études sont réalisées aussi sur les chaînes

automatisées afin d'améliorer leur performance et trier plus de déchets (ADEME et AJI Europe 2012; LERM 2016; Leroy 2012). Mais l'acquisition de chaînes automatisées ne ferait que grossir les investissements d'un centre de tri, déjà conséquents : acquisition et aménagement du terrain, équipement de tri initial, pont-basculé (pour peser les entrées et sorties de déchets), personnel... À cause de ces investissements, les centres de tri peinent déjà à concurrencer économiquement les centres de stockage, malgré l'augmentation constante de la TGAP et le cas problématique des décharges sauvages. Se rajoutent les contraintes liées aux filières de valorisation (présence faible ou forte autour du centre de tri, fluctuation des prix de reprise selon la demande locale), le vandalisme, les difficiles conditions de travail du personnel lors d'un tri manuel... Ces contraintes représentent tout autant de défis à relever et de leviers d'actions susceptibles d'améliorer la performance et l'attractivité des centres de tri dans un futur proche (FNADE 2012; Treize Développement et Pöyry SAS 2011).

3.7 Incinération

L'incinération des déchets correspond à leur combustion à haute température dans une installation spécialisée. Elle concerne les déchets non dangereux et les déchets dangereux. Un déchet inerte, par définition, « ne brûle pas » (Code de l'environnement 2016; Parlement Européen et Conseil 2008).

L'incinération peut être considérée comme une élimination ou comme une valorisation si de l'énergie (électricité ou chaleur) est récupérée lors de la combustion du déchet. On parle alors de valorisation énergétique, car le déchet remplace l'énergie produite par des combustibles traditionnels (e.g. charbon, pétrole, gaz...). L'incinération des déchets non dangereux de déconstruction reste néanmoins un traitement peu sélectionné par les entreprises de déconstruction à cause de son coût élevé. Elle est répandue pour le bois, dont 20 % du déchet broyé est utilisé en tant que combustible (SEDDRE et Crowe Sustainable Metrics 2019).

Toutefois l'incinération possède de forts inconvénients : la combustion de déchets émet dans l'atmosphère des fumées pouvant contenir divers polluants (dioxines, métaux lourds, gaz acides, poussières...). Ces derniers présentent des risques sanitaires et environnementaux ; la relation entre ces émissions et maladies graves (e.g. cancers) a déjà été suspectée par le passé (ADEME 2012). Depuis, la réglementation en matière de seuils limites d'émissions a été durcie (Parlement Européen et Conseil 2010: 75). Les récentes unités d'incinération émettent ainsi des fumées moins chargées en polluants, mais la mauvaise image persiste encore aujourd'hui (ADEME 2012).

En plus des problèmes liés à la pollution, l'incinération fait perdre la réelle valeur des matériaux, en ne tirant très peu partie de leurs propriétés. L'objectif principal est d'exploiter le pouvoir calorifique, mais cela se fait de manière encore réduite car l'efficacité de récupération d'énergie par les incinérateurs est faible, e.g. 15 % de production d'électricité. Le fer et l'aluminium sont respectivement récupérés après incinération à 75 % et 50 %, pour ensuite être envoyés en recyclage. Les mâchefers (i.e. résidus des DND après incinération) peuvent être valorisés en technique routière (Beylot *et al.* 2017).

3.8 Stockage

L'installation de stockage de déchets (ISD) correspond au dernier traitement envisageable, réservé aux déchets dits « ultimes ». Il existe plusieurs types d'ISD, selon la toxicité des déchets stockés :

- ISDI : Installation de stockage de déchets inertes

- ISDND : Installation de stockage de déchets non dangereux
- ISDD : Installation de stockage de déchets dangereux.

Quel que soit le déchet stocké, la conception des ISD est similaire. Les déchets sont confinés dans des casiers, mis en place par couches successives, puis compactés afin d'assurer la stabilité de la masse de déchets. Les casiers sont imperméabilisés par des barrières de sécurité en fond et flancs, puis par une couverture au sommet. Les barrières et la couverture sont construites par une succession de couches de sol imperméable avec des couches drainantes pour permettre la récolte des lixiviats (barrière en fond ou flanc) ou de l'eau de pluie (couverture au sommet). Des géotextiles peuvent être installés pour renforcer l'imperméabilité des barrières.

Durant leur dégradation, les déchets non dangereux produisent des lixiviats et des biogaz qu'il est nécessaire de récupérer afin de limiter leur impact environnemental. Les lixiviats représentent un risque pour les eaux souterraines tandis que les biogaz contribuent au changement climatique (Billard 2001). Des systèmes de drains permettent de récolter les lixiviats tandis qu'un réseau de captage est mis en place pour pomper les gaz émis et les exploiter pour produire de l'électricité ou de la chaleur. En effet, le méthane, élément principal de ces biogaz, constitue une source d'énergie après passage dans des industries spécialisées (ADEME 2019).

Lorsque les casiers sont remplis, l'installation passe en période de post-exploitation, durant laquelle des contrôles doivent être effectués régulièrement pour prévenir tout risque de pollution. Cette période dure au minimum trente ans et est obligatoire (Barral 2008). Par la suite, la réhabilitation du site peut être lancée. La mise en stockage des déchets ne permet aucune valorisation matière et il s'agit donc d'une solution à éviter pour le devenir des déchets. Le landfill mining, une pratique consistant à excaver des anciennes décharges pour en extraire les déchets recyclables, n'est encore qu'au stade de l'étude, par exemple avec le projet européen RAWFILL (NWE 2017).

4 Moyens existants pour l'aide à la décision dans la déconstruction et la gestion des déchets

4.1 Récapitulatif de l'existant

Le domaine de la déconstruction a suscité diverses recherches ces dernières années, notamment dans le but de fournir des outils, méthodes et données pour de l'aide à la décision. Une analyse bibliographique a permis d'identifier différents outils et méthodes, recensés dans le Tableau 1.4. Nous analysons dans la suite ces différents moyens.

CHAPITRE 1. LA GESTION DES DÉCHETS DANS LA DÉCONSTRUCTION DE BÂTIMENTS

Tableau 1.4 : Outils ou méthodes applicables pour un chantier de déconstruction. Plus le nombre de signes + est important, plus l'aide apportée en faveur du thème concerné est conséquente.

Type de référence	Phase de chantier	Métre des déchets	Déconstruction	Gestion des déchets	Évaluation environnementale	
Outils	(Schultmann et al. 1998-2007)	+++	+++	++	+	
	(Abdullah et Anumba 2002)		++	+	+	
	MEDECO (Dumont et al. 2004)	++		+		
	GDC-AO (Buhler et al. 2007)	++		++	+	
	(Kourmpanis et al. 2008)	+	++	++		
	DeconRCM (Banias et al. 2011; Moussiopoulos et al. 2009)	+			+++	+
	Bilan Carbone® (ADEME 2013)					++
	Bâticarbonne (FFB 2018)					+++
	(Aidonis 2019)			++	++	
Méthodes	ACV				+++	
	BIM	+++				
Annuaire	(CMA Région Nouvelle Aquitaine 2015)			+		
	(FFB et FNTP 2016)			+		

4.2 Revue détaillée des outils

L'étude de la littérature scientifique et technique a conduit au référencement de neuf outils. Ces outils apportent un support à différentes activités : métre des déchets, planification des travaux de déconstruction, gestion des déchets et évaluation environnementale.

4.2.1 Quantitatif des déchets

Que ce soit pour aider à la déconstruction ou à la gestion des déchets, une première étape consiste en l'évaluation de la quantité de déchets. Tous les outils référencés proposent une aide à la réalisation du quantitatif de déchets. Cependant, les pratiques sont diverses. Certains utilisent une base de données ou une représentation schématique du bâtiment pour faciliter l'entrée des éléments de construction (Buhler et al. 2007; Dumont et al. 2004; Schultmann et al. 1998). D'autres proposent d'estimer automatiquement les quantités de

déchets à partir de ratios de construction typiques (Baniyas *et al.* 2011; Kourmpanis *et al.* 2008; Moussiopoulos *et al.* 2009).

4.2.2 Planification de la déconstruction

Le coût et la durée des travaux sont des critères majeurs dans la préparation d'une opération de déconstruction. Leur minimisation passe par une planification précise des tâches et des ressources. Dans ce domaine, les travaux de Frank Schultmann sont les plus conséquents (Schultmann *et al.* 1998; Schultmann 2003; Schultmann 2007; Schultmann et Rentz 2001; Schultmann et Rentz 2002).

Il étudie la problématique sous la forme d'un RCPSP (Resource-Constrained Project Planning Problem), problème dont le ou les objectifs (notamment la durée) doivent être optimisés, c'est-à-dire minimisés (Artigues *et al.* 2008; Habibi *et al.* 2018) en respectant des contraintes sur les ressources disponibles. Ce type de problème est considéré comme NP-difficile. « Certains problèmes d'optimisation discrète, pour lesquels on ne connaît pas d'algorithme exact polynomial (c'est-à-dire dont le temps de calcul est proportionnel à N^n , où N désigne le nombre de paramètres inconnus du problème, et n est une constante entière). C'est le cas, en particulier, des problèmes dits « NP-difficiles », pour lesquels on conjecture qu'il n'existe pas de constante n telle que le temps de résolution soit borné par un polynôme de degré n » (Dréo *et al.* 2003). L'optimisation de la durée s'effectue en étudiant toute séquence de démontage possible pour chaque élément du bâtiment. Dans un autre outil (Schultmann 2007), le RCPSP a été couplé avec un modèle d'économie d'énergie pour évaluer la gestion des déchets et les impacts associés.

La limite principale de ce type d'outil (RCPSP) concerne l'obligation de disposer d'une base de données conséquente (Hübner *et al.* 2017; Volk *et al.* 2018) : ressources humaines et matérielles disponibles, techniques de travail, cadences, coût, contraintes, incertitudes... Certaines de ces données sont locales (e.g. ressources humaines) alors que d'autres sont plus générales (e.g. technique de démolition). Les rendements sont particulièrement complexes à trouver : cela nécessite une réelle expertise ou l'aide du retour d'expérience. En effet, dans un cadre réel, la dépose d'un élément de construction dépend de la technique utilisée (dépose manuelle, manuelle assistée ou mécanique), de la nature et de la qualité de l'élément, du type de bâtiment... L'approche RCPSP est ainsi difficile à mettre en œuvre dans un cadre opérationnel.

Les travaux d'(Aidonis 2019) se sont engagés sur une voie similaire. Pour optimiser le coût et la durée d'un chantier, un modèle de programmation mathématique étudie la gestion de chaque élément de construction sur le site (déconstruction ou démolition), puis hors du site (réutilisation, recyclage ou stockage). Le recyclage potentiel d'un déchet n'est vu ici que sous un prisme économique. Il n'y a pas d'objectif analysant les impacts environnementaux.

Nous pouvons nous questionner sur l'utilité opérationnelle d'une telle précision sur le déroulement d'une déconstruction. Optimiser la durée à partir des ressources humaines est essentielle. Cependant est-ce pertinent de tout étudier à l'échelle de l'élément de construction (e.g. cloison, câbles, fenêtres, portes, poignées de porte...) : ressources humaines, ressources matérielles de type scie circulaire, marteau ou pioche et agencement des séquences de dépose ? Sur un chantier réel, plus de paramètres entrent en jeu, et notamment la qualité de l'élément. Il est plus sécuritaire pour une entreprise de déconstruction de disposer de tout le petit matériel nécessaire dès le démarrage de chantier. De plus, le cheminement de dépose est sensiblement le même d'un chantier à l'autre (§2.4). D'un point de vue opérationnel, de tels travaux seraient alors peu exploités. Ils seraient plus utiles dans le cas de

structures conçues pour être démontées (Design for deconstruction). Enfin, la gestion des déchets n'est qu'un sujet optionnel dans ces méthodologies.

L'outil développé par (Abdullah et Anumba 2002) propose une étude plus générale de la déconstruction. Trois méthodes sont considérées : la déconstruction, la démolition « progressive », c'est-à-dire effectuée pas à pas par une machine, à l'inverse de la dernière méthode qui promeut la démolition par explosifs ou par tir de câbles. Les méthodes sont évaluées selon six critères vis-à-vis d'un cas d'étude : les caractéristiques de la structure, les conditions du site, le coût, le niveau de recyclage des déchets, la durée et l'expérience du décideur. Le modèle les évalue via une analyse multicritère. L'analyse multicritère est une méthode classique de l'aide à la décision permettant de comparer et classer différentes stratégies selon des critères divergents (Maystre *et al.* 1994). Les critères peuvent être d'ordre économique, environnementaux ou sociaux. Dans cet outil, l'analyse multicritère base son évaluation sur des niveaux de priorité. Les critères disposent de leur propre classement (e.g. le coût est-il plus important que la durée ?). Les méthodes de déconstruction sont comparées sur ces critères, puis obtiennent individuellement une note globale, qui traduit le niveau de priorité de la méthode sur le cas étudié. La méthode de déconstruction peut ainsi être sélectionnée en tenant compte de plusieurs critères en plus du coût ou de la durée.

Une telle méthodologie, cependant, nécessite un travail conséquent de la part du décideur, et ce pour toute étude : il faut le résultat de chaque méthode sur chaque critère et le classement des critères. De plus cette méthode ne s'intéresse pas aux détails des stratégies (i.e. quels moyens mettre en œuvre pour mener à bien une déconstruction ou une démolition).

4.2.3 Gestion des déchets

Quatre outils recensés se concentrent sur la planification d'une bonne gestion des déchets. Un seul de ces outils apporte une aide sur la réalisation du chantier (Kourmpanis *et al.* 2008).

MEDECO. L'outil MEtré-Déchets-COnstruction (MEDECO) est issu d'un projet belge (Dumont *et al.* 2004). Son but est d'aider à l'élaboration du métré des déchets et au calcul des coûts liés au traitement de ces déchets. Le quantitatif des déchets est réalisable à partir d'une base de données très large sur les éléments potentiels dans une construction (canalisations extérieures enterrées, couvertures de mur, revêtements extérieurs, planchers préfabriqués, charpentes en bois, couvertures de toitures, revêtements de sol...). Les données s'arrêtent à la nature potentielle des éléments, accompagnée parfois d'une masse volumique. L'utilisateur doit renseigner lui-même les dimensions, la masse et potentiellement la masse volumique des éléments.

Le choix du traitement du déchet généré se fait ensuite selon des catégories génériques : réutilisation, revente, centre de tri, centre d'enfouissement technique (ancien nom pour les ISD) ou non précisé. La même liste de choix est proposée d'un élément à un autre ; à l'utilisateur de savoir si ce traitement est réellement applicable ou non pour l'élément concerné. Des tarifs de gestion à la tonne sont indiqués à titre indicatif. Le prix global de la gestion des déchets n'est pas calculé par l'outil. L'aide apportée à l'utilisateur par cet outil est finalement assez limitée ; il n'y a pas de réelle aide à la décision.

GDC-AO. L'application GDC-AO a été développée lors d'un stage de fin d'études dans le bureau d'études OTE Ingénierie en 2007 (Buhler *et al.* 2007). Elle aide à la planification et à la décision en matière de gestion des déchets issus de travaux de construction. Pour cela,

trois phases se succèdent : identification des déchets, détail des niveaux de tri possibles, plan de gestion des déchets.

La première phase exploite la base de données de l'outil MEDECO. Pour le tri, trois scénarii de tri sont étudiés. Chaque scénario a été préalablement établi et vise un nombre particulier de déchets à trier, et de ce fait à traiter séparément. Le premier niveau, un « tri simple », propose d'installer 8 bennes sur le chantier : métaux et alliages, amiante-ciment, terre et matériaux de terrassement, autres inertes, autres DND, déchets dangereux, emballages propres et huiles usagées. Avec le tri affiné, sont rajoutés des contenants pour le plâtre, le bois non traité puis les bétons et pierres. Le niveau le plus élevé, le tri de « qualité environnementale », pousse jusqu'aux emballages propres en carton, aux autres emballages et aux déchets de peinture et de solvants. Dans la dernière phase, le coût de la gestion des déchets est calculé en prenant référence sur un maillage local des filières de traitement. Le coût inclut le transport des déchets, calculé en fonction du volume choisi de la benne, du prix de location de celle-ci et la distance entre le chantier et la filière de traitement (utilisation d'une carte régionale sous le logiciel ArcGIS). Les différents indicateurs économiques (coût de traitement, coût de transport, coût global) sont associés à un taux estimé de recyclage pour permettre à l'utilisateur de bien choisir le niveau de tri à appliquer sur le chantier.

La méthodologie proposée par l'outil est intéressante, tenant compte du tri à réaliser sur site, du coût global de gestion (transport et traitement) et du résultat apporté en matière de taux de recyclage. Cependant, en l'état actuel, l'outil est difficilement exploitable dans le cadre de la déconstruction, et surtout sur le principe des scénarios de tri. En construction, une zone est dédiée à la gestion des déchets, où des bennes sont constamment présentes pour accueillir un déchet particulier. En déconstruction, les bennes sont chargées et évacuées plus vite, la contrainte liée à l'espace disponible sur site est faible. Le contenu des bennes évolue également. Le verre peut être trié sur le site, mais une benne de verre ne serait exploitée que pendant la phase de curage, lorsque le verre est le plus fréquemment retiré. Une benne destinée au verre ne restera pas sur le chantier pendant toute la durée des travaux. De plus, les déchets et les traitements envisageables ne sont pas tous considérés dans ces scénarios de tri. En réalité, la série de scénarios de tri devrait changer pour chaque chantier de déconstruction.

(Kourmpanis et al. 2008). Un modèle est développé pour comparer plusieurs plans de gestion des déchets de démolition en Chypre. La méthodologie est applicable sur d'autres cas (e.g. région, chantier), mais nécessite des adaptations importantes. La quantité de déchets est estimée à partir d'un volume de déchets générés au m², valeur qui évolue selon l'exploitation du bâtiment (e.g. bâtiment résidentiel, bâtiment industriel, bâtiment hospitalier) et la période de construction). Une telle estimation apporte une incertitude grande sur les résultats (il est très rare que deux bâtiments soient construits à l'identique).

Ces déchets peuvent être gérés de différentes manières ; 9 plans de gestion sont préalablement identifiés. Ces plans ne correspondent cependant qu'au choix de démolition (démolition conventionnelle, partiellement sélective et complètement sélective) et au traitement du déchet (recyclage ou stockage). Le transport des déchets n'est pas étudié, ce qui correspond à une nouvelle limite de la méthodologie. Les plans sont évalués par l'analyse multicritère PROMETHEE. La méthode PROMETHEE note les stratégies sur les différents critères et des indices de préférence (À partir de quelle valeur sur un critère donné la stratégie est-elle jugée intéressante, préférable ?) permettent de classer les stratégies de la meilleure à la moins bonne (Béranger et al. 2006). Pour appliquer cette méthodologie sur un autre cas, il est alors nécessaire au préalable d'identifier les potentiels plans de gestion et les indices de préférence, paramètres qui évoluent selon le cas et le décideur.

DeconsRCM. L'outil DeconRCM est le fruit d'une thèse achevée en 2011 dans une université grecque (Baniyas *et al.* 2011; Moussiopoulos *et al.* 2009). Il aide à la gestion des déchets de construction et de déconstruction. Il fonctionne sur une interface Web connectée à Google Maps. Les informations générales du bâtiment sont renseignées : type de bâtiment (résidentiel, bureau, commercial, industriel), année de construction, dimensions, présence d'un ascenseur... En se basant sur ces données et sur les constructions typiques grecques, l'outil estime la quantité générée de 21 types de déchets (béton, brique, tuile, marbre, bois, verre, plastique, aluminium, acier, câbles, isolation...).

Ensuite, par le biais d'un curseur, l'utilisateur définit le taux de recyclage souhaité : de 0 à 100 %. Le recyclage peut être considéré pour quatre types de déchets (aluminium, autres métaux, bois et inertes), ce qui est très limité par rapport à la diversité possible sur un chantier. L'outil exploite une carte de Google Maps, sur laquelle sont renseignés les centres de traitement de la région d'étude, avec toutes les informations inhérentes : les coordonnées, les numéros de contact, les technologies disponibles, les déchets acceptés, le tarif... Les trajets optimaux sont obtenus et leurs coûts calculés. Ces coûts sont ensuite rajoutés aux coûts de traitement des déchets pour afficher le coût total de la gestion pour le taux de recyclage exigé. Une seule solution est proposée par taux de recyclage désiré, ce qui limite la portée de la prise de décision.

4.2.4 Évaluation environnementale

Au-delà du taux de valorisation matière (taux de recyclage), l'évaluation environnementale peut être approfondie par le bilan d'émission de GES (Gaz à Effet de Serre). Ces derniers sont « des composants gazeux qui absorbent le rayonnement infrarouge émis par la surface terrestre et contribuant à l'effet de serre » (ADEME 2014a). Les principaux GES émis par l'activité humaine sont le dioxyde de carbone (CO₂) d'origine fossile (combustion de carburant) ou d'origine biogénique (e.g. par l'aggravation de la déforestation), le méthane (CH₄), le protoxyde d'azote (N₂O) et d'autres gaz fluorés de type CFC, HCFC ou HFC. Ces différents gaz n'ont pas le même impact sur le changement climatique : bien que produits en plus faible quantité, les gaz fluorés disposent d'un impact plus important que le CO₂ (jusqu'à 14 000 fois plus puissant). Chaque gaz est alors caractérisé par son Pouvoir de Réchauffement Global (PRG), établi sur 100 ans, avec le CO₂ comme référence. Le PRG permet de convertir les émissions en une unité unique : le kg équivalent CO₂ ou kg CO₂ e (ADEME 2014a).

Les travaux de calcul de l'émission de GES sont majoritairement portés par l'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME). Deux outils différents y ont été créés : Bilan Carbone® (ADEME 2013) et Base Carbone® (ADEME 2014a). L'outil Bilan Carbone® est désormais géré par une structure indépendante : l'Association Bilan Carbone. Ces outils aident simplement au calcul des émissions de GES. Si une évaluation est souhaitée, il est de la charge de l'utilisateur d'analyser les résultats, d'en déterminer les paramètres influents et d'étudier l'impact de leur variation sur les émissions.

L'outil Bilan Carbone® se présente sous la forme d'un classeur Excel. Son objectif est d'aider toute entreprise ou collectivité à calculer ses impacts environnementaux en matière d'émission de GES sur une année. L'utilisateur renseigne les différentes quantités liées à son activité (e.g. kWh, L, T...). L'outil multiplie ensuite la quantité au facteur d'émission attribué. Un facteur d'émission définit la quantité d'émission de GES pour une unité de référence (e.g. kg CO₂ e / L d'essence consommée). Les résultats d'émission de GES sont obtenus sous l'unité de "kg équivalent CO₂" et illustrés avec plusieurs graphiques de type "Barres" et "Diagramme". L'outil a été adapté en interne chez BDS pour les travaux de déconstruction/réhabilitation (Balssa 2016a; Balssa 2016b). Pour ce faire, seules certaines sources de l'outil Bilan Carbone® ont été conservées : Énergie, Fret, Déplacements, Déchets directs et Immobilisation. Les

facteurs d'émission disponibles pour la gestion des déchets limitent cependant fortement son utilisation : très peu de déchets du bâtiment sont considérés. Les données sont lentement mises à jour dans la Base Carbone®, qui recense tous les facteurs d'émission nécessaires pour le fonctionnement de Bilan Carbone®. La gestion de ces données est aussi sous la responsabilité de l'ADEME et est consultable sur le site Internet : <http://www.bilans-ges.ademe.fr/>.

La Fédération Française du Bâtiment (FFB) a conçu l'outil Bâticarbon® pour adapter la méthode Bilan Carbone® spécifiquement au secteur du bâtiment (construction, réhabilitation, déconstruction...). Les sources d'émissions sont ainsi ciblées, ce qui facilite l'utilisation de l'outil pour les professionnels du secteur. Les facteurs d'émissions sont issus de la Base Carbone® et de la base de données INIES (INIES 2019). Les limites concernant la gestion des déchets (manque de données et manque de fiabilité sur ces dernières) se répercutent alors sur cet outil. Bâticarbon® est destiné aux adhérents de la FFB (FFB 2018).

4.3 Revue détaillée des méthodes

En plus de ces outils présentés précédemment présentés, différentes méthodes peuvent apporter un soutien notable à la déconstruction.

Tout d'abord, en ce qui concerne l'évaluation environnementale, si les outils préalablement présentés se focalisaient sur les GES, il existe des méthodes cherchant à évaluer plus largement les impacts environnementaux. La plus utilisée est l'ACV (Analyse de Cycle de Vie). Il s'agit d'une méthodologie permettant d'évaluer les impacts environnementaux potentiel d'un produit ou d'un service au cours de son cycle de vie, c'est-à-dire « de l'acquisition des matières premières ou de la génération des ressources naturelles à l'élimination finale » (AFNOR 2006a). Son exploitation a pour objectif d'étudier de façon assez exhaustive les impacts environnementaux : les GES, l'appauvrissement des ressources abiotiques, l'utilisation du territoire, la perte de biodiversité, l'eutrophisation, l'écotoxicité de l'eau, la santé humaine... Dans la bibliographie, l'ACV se montre intéressante pour comparer plusieurs stratégies de démolition et de gestion des déchets (Blengini 2009; Bozhilova-Kisheva *et al.* 2012; Brière *et al.* 2015; Brière 2016; Butera *et al.* 2015; Coelho et De Brito 2012; Dahlbo *et al.* 2015; Di Maria *et al.* 2018; Lasvaux 2010; Martínez *et al.* 2013; Mastrucci *et al.* 2017; Mei Mah *et al.* 2017; Mei Mah *et al.* 2018; Mei Mah *et al.* 2018; O'Brien 2006; Ortiz *et al.* 2010; Sára *et al.* 2000; Turner *et al.* 2016; Vitale *et al.* 2017). Sa modélisation complexe peut entraîner cependant des difficultés à l'encontre des non-experts pour évaluer ses résultats.

Sur un autre plan, notamment pour la réalisation du quantitatif des déchets, on peut trouver le BIM. Le BIM, acronyme de Building Information Model, Building Information Modeling ou encore Building Information Management, renvoie à la création et l'exploitation d'une base d'informations sur un bâtiment donné sous la forme d'une maquette numérique. Le bâtiment est modélisé à différents niveaux de détails, et de la façon la plus complète possible. L'utilisation première du BIM se situe au stade de la conception et de la construction du bâtiment. La modélisation permet de faciliter les échanges entre les différents acteurs intervenant dans l'opération de construction et ainsi d'optimiser le coût et le planning de construction. Le BIM peut aussi être exploité pour la maintenance (e.g. repérage rapide d'un élément à remplacer) et, plus tard, pour la fin de vie du bâtiment (Cercle Promodul 2016; Le Moniteur des travaux publics et du bâtiment 2014; Romon et Lamour 2016).

À l'heure actuelle, l'exploitation du BIM pour la gestion des déchets réside avant tout dans l'estimation des tonnages et volumes des déchets selon les natures et quantités de matériaux (Cheng et Ma 2013; Wang *et al.* 2018; Won et Cheng 2017). En effet, étant une base d'informations du bâtiment, le BIM contient toutes les dimensions des éléments de construction et l'insertion de leur nature est une donnée de base. Pour accroître son intérêt pour la fin de

vie, le BIM nécessite plus de données sur les éléments de construction. Les fabricants pourraient y intégrer la recyclabilité de leur produit, donner une procédure de désassemblage si le produit est réutilisable... Ces informations aideraient à la planification de la future déconstruction du bâtiment et amèneraient à y réfléchir dès la phase de conception. Peuvent alors être privilégiés des produits facilement recyclables, qui se déposent aisément, en minimisant les couches de matériaux... Le coût de la déconstruction et les impacts environnementaux s'en trouveraient réduits. Cette vision s'appelle du « Design for Deconstruction » (Akbarnezhad *et al.* 2014; Akinade *et al.* 2015; Akinade *et al.* 2017; Hamidi *et al.* 2014). Cependant, étant donné la durée de vie des bâtiments, il peut être difficile d'estimer lors de sa conception les techniques et filières qui seront disponibles lors de sa déconstruction (peut-être 50 ou 80 ans plus tard). Pour autant, pousser les concepteurs à réfléchir à la fin de vie du bâtiment ne peut être que positif.

L'exploitation du BIM pour la déconstruction ne sera cependant pas immédiate pour la raison que seuls les bâtiments les plus récents disposent de cette maquette, et ce dans une infime proportion. En effet, en 2016, la France a seulement encouragé, et non obligé, le BIM dans toute nouvelle construction dans le cadre des marchés publics (Journal Officiel de la République Française 2016b). Aucune réglementation ne touche encore les marchés privés vis-à-vis du BIM. En plus des bâtiments neufs, le BIM peut être élaboré pour des bâtiments existants, qui présentent par exemple une forte valeur patrimoniale, et donc n'étant pas destinés à être déconstruits dans l'immédiat. La déconstruction des bâtiments disposant du BIM ne sera réalisée que dans les prochaines décennies, limitant son intérêt aujourd'hui pour ce domaine.

4.4 Revue détaillée des annuaires

Afin de faciliter la gestion des déchets pour les entreprises, quelques annuaires en ligne ont été créés pour recenser les différents prestataires de déchets (filières de valorisation, déchèteries, centres de tri...). Au niveau régional, un annuaire a été conçu par la Chambre des Métiers et de l'Artisanat de la région Nouvelle Aquitaine (CMA Région Nouvelle Aquitaine 2015). Quelques conseils de gestion sont donnés, ainsi qu'une fourchette de prix. Au niveau national, un annuaire est porté par un partenariat entre la FFB et la FNTP (FFB et FNTP 2016). Des données variées sont insérables par les centres de traitement pour décrire leurs prestations (traitements réalisés, déchets acceptés, tarif...), mais leur renseignement n'est pas obligatoire, limitant le niveau de remplissage de cette base et son intérêt.

5 Synthèse sur l'objectif de la thèse

Aujourd'hui, pour la plupart des acteurs du domaine, l'enjeu majeur de la déconstruction est avant tout réglementaire, avec l'objectif sur le taux de valorisation. Avec une masse de béton représentant 70 % du gisement des déchets du bâtiment (SEDDRE et Crowe Sustainable Metrics 2019), l'objectif réglementaire des 70 % de valorisation matière peut être perçu comme facilement atteignable en France. Pourtant les études prouvent que la réalité est tout autre : le taux de valorisation matière en France est autour des 40 à 50 % (ECO BTP et RDC Environnement 2017). Comment expliquer les difficultés de la France à atteindre cet objectif ? Comment améliorer la performance des entreprises du secteur ? Comment aller au-delà de ce taux pour anticiper le durcissement inévitable de la loi et le renouvellement urbain croissant ?

Les freins sont d'abord d'ordre réglementaire et politique : les matériaux valorisés ont mauvaise réputation, le prix des ISD est très compétitif, faute de taxes suffisantes, et la

déconstruction peine à acquérir des textes normatifs. Sur le point technique, les déchets de démolition peinent à atteindre la qualité nécessaire pour produire des matériaux secondaires de qualité, ceci à cause du mélange avec d'autres déchets indésirables, des éléments abîmés et des pertes lors du processus de recyclage. La déconstruction représente une solution pour répondre à ces problèmes. Cependant, la déconstruction peine à se développer, avant tout pour des raisons économiques. Sensiblement plus chère et plus longue qu'une démolition traditionnelle, la déconstruction est rarement envisagée par la maîtrise d'ouvrage. Le coût reste encore prépondérant dans la prise de décision, même si des exigences environnementales sont de plus en plus mises en avant. L'objectif serait alors de mieux considérer l'environnement tout en proposant des opérations à faible coût. Pour répondre à cet objectif, l'entreprise de démolition/déconstruction demeure le premier niveau de décision. Elle étudie la capacité du bâtiment à fournir des matériaux valorisables, définit le plan de gestion, inscrit ce dernier dans la réalisation du chantier et propose la stratégie globale à la maîtrise d'œuvre et d'ouvrage. Ces dernières ont la tâche de sélectionner la stratégie (et par conséquent l'entreprise) parmi celles proposées. Il y a ainsi un double enjeu : permettre aux entreprises de démolition de construire des stratégies de déconstruction tout à la fois plus respectueuse de l'environnement et à un coût raisonnable, et sensibiliser les maîtres d'ouvrage et d'œuvre à une meilleure prise en compte des critères environnementaux dans leur choix d'entreprise.

Cette thèse se focalise sur le premier point, c'est-à-dire proposer une **aide à la décision pour les entreprises de déconstruction afin de mieux optimiser les stratégies de déconstruction**. Pour ce faire, il est nécessaire d'intégrer toutes les étapes d'un chantier : l'estimation du quantitatif des déchets, la déconstruction du bâtiment et la gestion des déchets produits, autant par le traitement que par le transport. Il s'agit d'un ensemble car toutes les étapes sont connectées et influent les unes sur les autres. Une estimation précise des déchets aide à mieux appréhender le coût et les impacts de leur dépose (lors de la déconstruction), puis leur gestion. Des calculs par ratios, tels que proposé par (Bantias *et al.* 2011; Kourmpanis *et al.* 2008; Moussiopoulos *et al.* 2009), ne permettent pas d'atteindre l'exhaustivité et la précision souhaitée : les valeurs sont teintées d'une forte incertitude et certaines natures de déchets (e.g. DEEE) ne peuvent pas être estimés. À l'heure actuelle, la meilleure démarche repose sur l'expertise du chargé d'étude de de déconstruction et le diagnostic avant démolition. L'aide peut être apportée sur la saisie et la conversion des valeurs en tonnage et volume, comme dans l'outil MEDECO (Dumont *et al.* 2004), en attendant l'exploitation opérationnelle du BIM dans un futur proche.

Le type de déconstruction (démolition traditionnelle ou déconstruction) a un impact réel sur la gestion des déchets, et surtout sur le tri sur site. Les centres de tri n'étant pas suffisamment efficaces, le tri sur site est indispensable. Il n'est pas envisageable d'étudier le coût de la gestion des déchets séparément de la démolition, tel que réalisé par (Bantias *et al.* 2011; Buhler *et al.* 2007; Moussiopoulos *et al.* 2009). Selon la façon dont est réalisé la démolition et le tri fait sur site, il va être plus ou moins possible de valoriser les déchets. De plus, les économies d'une étape peuvent concourir à compenser les efforts supplémentaires de l'autre étape ; par exemple le gain économique de valorisation de déchets peut compenser le surcoût de démantèlement manuel sur chantier.

Si chaque économie est importante, alors il faut considérer tous les déchets et tous les traitements possibles. Étudier la gestion des bétons, des métaux, du bois et du reste en mélange ne convient plus, car elle ne permet pas de prendre en compte la valorisation spécifique à chaque matériau. Prendre en compte la multiplicité de matériaux et des traitements conduit à une complexité supplémentaire : des solutions en grande quantité peuvent exister pour un seul cas d'étude. Prédéfinir les solutions comme (Buhler *et al.* 2007; Kourmpanis *et al.* 2008)

serait impossible et la méthode d'analyse multicritère, qui nécessite d'avoir préconstruit l'ensemble des solutions alternatives possibles, ne serait pas adaptée. Il faudrait plus se tourner vers de l'optimisation multi-objectif comme (Aidonis 2019) et notamment Frank Schultmann), qui permet de considérer un grand nombre (voire une infinité) de solutions possibles. Cependant, contrairement au RCPSP qui se focalise sur l'optimisation de la durée, l'enjeu ici de prendre en compte un ensemble d'objectifs à optimiser selon différentes dimensions (économique, environnementale, réglementaire...). Par ailleurs, une base de données telle qu'en demande un RCPSP n'est pas disponible librement sur Internet, ni chez le partenaire BDS.

L'objectif reste cependant similaire : apporter une véritable aide à la décision en proposant à l'entreprise de démolition plusieurs stratégies complètes, i.e. intégrant la stratégie de démolition/déconstruction, de tri et de gestion des déchets pour leur valorisation. Il ne s'agit pas de donner simplement de façon statique de l'information (e.g. ce déchet peut être traité de telle ou telle manière mais de présenter au chargé d'étude des solutions construites et optimales. La stratégie se doit d'être complète pour être efficace, surtout lorsque l'aspect économique est en jeu. Après le traitement du déchet, le choix du site de traitement est crucial. Or les annuaires existants donnent des informations incomplètes et une connexion y est impossible. Le recensement des sites comme fait par (Banias *et al.* 2011; Moussiopoulos *et al.* 2009) est indispensable.

De plus, l'optimisation du coût et des délais doit s'accompagner d'une évaluation environnementale des stratégies afin de définir quelles stratégies permettent de minimiser l'impact environnemental de la déconstruction. Le taux de valorisation matière est indispensable pour effectuer une comparaison avec l'objectif réglementaire des 70 % de valorisation matière. L'étude du bilan d'émission de GES (ADEME 2013; FFB et FNTP 2016) est une première étape pour estimer les impacts, tandis que l'ACV se présente comme plus complexe, mais plus complète. D'autres méthodes existent, comme l'évaluation par énergies économisées (Schultmann 2007), mais le manque d'exhaustivité de cette approche en limite la pertinence (e.g. quid des énergies consommées, de l'impact sur le changement climatique, sur l'écosystème... ?). Le fait d'identifier avec précision chaque tonnage de déchet aidera à mieux analyser les impacts environnementaux, permettant de comparer sur cet aspect les différentes stratégies possibles.

La problématique de la thèse porte ainsi sur deux axes :

- Comment évaluer l'impact environnemental d'une stratégie de démolition/déconstruction ?
- Comment optimiser les stratégies afin de les rendre plus performantes d'un point de vue environnemental tout en minimisant leur durée et leur coût ?

On fera l'hypothèse qu'en proposant cette optimisation, les maîtres d'ouvrages seront plus enclins à prendre en compte les aspects environnementaux.

Nous ne considérons cependant pas le désamiantage dans l'activité de démolition/déconstruction. Il s'agit d'une activité très différente : les techniques de travail dépendent grandement du type d'élément à retirer (e.g. en intérieur ou en extérieur) et de la configuration du chantier (e.g. comment préparer la zone de confinement ?), et la gestion de la sécurité est primordiale. Les enjeux sont ainsi très différents. Le désamiantage nécessite une modélisation complètement indépendante de la déconstruction.

Pour la suite de cette thèse, nous utiliserons le terme de « Déconstruction » à la place de « Démolition/Déconstruction ». Nous considérons le deuxième élément, la déconstruction, en priorité car elle s'inscrit dans une démarche plus vertueuse et va dans le sens de la

CHAPITRE 1. LA GESTION DES DÉCHETS DANS LA DÉCONSTRUCTION DE BÂTIMENTS

réglementation. La déconstruction en général exprime alors la gestion d'un bâtiment en fin de vie.

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Sommaire

1	Taux de valorisation matière	41
1.1	Principe et intérêts.....	41
1.2	Recueil de données.....	41
1.3	Application	46
2	Bilan d'émission de GES	47
2.1	Principe et intérêts.....	47
2.2	Méthode de calcul.....	47
2.3	Application	53
3	Analyse de cycle de vie	55
3.1	Principe et intérêts.....	55
3.2	Modélisation d'une stratégie de déconstruction	57
3.2.1	Cadre général.....	57
3.2.2	Système de déconstruction	59
3.2.3	Système de gestion des déchets	71
3.2.4	Méthode de calcul d'impact.....	79
3.3	Applications	80
3.3.1	Analyse complète.....	80
3.3.1.1	Résultats.....	80
3.3.1.2	Exploration du modèle	82
3.3.2	Comparaison entre plusieurs cas d'application	89
4	Conclusion	95

Afin de répondre aux objectifs de cette thèse, nous devons être en mesure d'évaluer l'impact environnemental des stratégies de déconstruction. Pour cela, trois méthodes d'évaluation environnementales sont étudiées dans ce chapitre. Les méthodes considérées sont le taux de valorisation matière (section 1), le bilan d'émission de GES (section 2) et l'analyse de cycle de vie (section 3). Pour chaque méthode, une fois le principe et la méthode exposés, une application du calcul permet d'évaluer sa pertinence pour notre sujet d'étude, i.e. la déconstruction de bâtiment.

1 Taux de valorisation matière

1.1 Principe et intérêts

Le taux de valorisation matière est le critère le plus évident pour évaluer la performance de la gestion de déchets sur un chantier ; cette approche est notamment retenue dans les réglementations française et européenne. Elle consiste à étudier le pourcentage massique de déchets étant valorisés (en tant que matière) par rapport à la quantité totale de déchets gérés. La valorisation matière peut être atteinte par divers traitements : réemploi-réutilisation, recyclage, compostage et centre de tri ; ces notions ayant été introduite au Chapitre 1, nous renvoyons le lecteur à la section 3 de ce premier chapitre.

Le taux de valorisation matière fixe les plus grands objectifs réglementaires au niveau national, européen ou mondial, autant pour les déchets de la construction que pour ceux produits par les ménages. Il est aisément compréhensible autant par les professionnels que par les particuliers. La directive européenne 2008/98/CE (Parlement Européen et Conseil 2008) a entériné ce point.

Le calcul du taux de valorisation matière s'effectue dans ce chapitre selon la réglementation européenne (Parlement Européen et Conseil 2011), comme présenté dans l'Équation 2.1. La même équation est reprise par la loi française (Journal Officiel de La République Française 2015).

$$\%_{\text{valoT}} = \frac{\sum M_x \times \%_{\text{valo}_x}}{\sum M_x} \quad \text{Équation 2.1}$$

Avec :

- $\%_{\text{valoT}}$: taux de valorisation matière du chantier
- x : la nature de déchet, représentée par un tonnage de masse M et un taux de valorisation matière $\%_{\text{valo}}$ dépendant du traitement qui lui est attribué.

Les déchets dangereux et les terres (correspondant à la catégorie 17 05 04) ne sont pas considérés en tant que matière valorisable et n'entrent donc pas dans l'équation.

1.2 Recueil de données

Les données indispensables pour évaluer une stratégie avec le taux de valorisation matière dépendent à la fois de la nature du déchet et du traitement qui lui est attribué. Dans le cadre de cette thèse, nous avons réalisé un travail de recueil de données issues de différentes études bibliographiques (ADEME 2014b; Ana Durquety 2019; FEDEREC et ADEME 2017; GTM Bâtiment 2014; RDC Environnement 2017; SEDDRE et Crowe Sustainable Metrics 2019) et d'études sur site (pour le cas des centres de tri). Les sources étant limitées, il était très

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

rare de devoir confronter deux données divergentes pour le traitement d'un même déchet. Dans le cas d'une telle situation, nous privilégions la source la plus proche du métier (e.g. entreprise de recyclage du bois pour le taux de valorisation matière du bois). Le Tableau 2.1 et le Tableau 2.2 concatènent les taux de valorisation relevés.

Tableau 2.1 : Taux massique de valorisation matière des déchets inertes selon le traitement

Nature de déchet	Traitements envisageables					
	Réemploi	Réutilisation	Recyclage	Compostage	Remblaiement	Tri
Béton	96 %		96 %		100 %	34 %
Béton cellulaire	96 %				100 %	35 %
Brique	96 %				100 %	0 %
DI divers	96 %				100 %	35 %
Enrobés	96 %		96 %		100 %	34 %
Pierre	96 %				100 %	35 %
Verre	96 %		80 %		100 %	35 %

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 2.2 : Taux massique de valorisation matière des déchets non dangereux selon le traitement

Nature de déchet	Traitements envisageables					
	Réemploi	Réutilisation	Recyclage	Compostage	Remblaiement	Tri
Béton plâtré					100 %	0 %
Bois B			72 %			37 %
Brique plâtrière					100 %	0 %
Déchets verts				100 %		0 %
DEA		100 %				0 %
DEA en bois B		100 %	72 %			37 %
DND divers						0 %
DEEE			62 % *			0 %
Étanchéité bitumineuse						0 %
Étanchéité souple en PVC			100 %			0 %
Fenêtre en bois B			40 % *			0 %
Fenêtre en aluminium			73 % *			0 %
Fenêtre en platin			70 % *			0 %
Fenêtre en PVC			38 % *			18 %
Laine de verre			100 %			0 %
Métal (aluminium)			93 %			14 %
Métal (câbles mêlés)			74 %			11 %
Métal (cuivre)			74 %			11 %
Métal (fer à cisailer)			90 %			28 %
Métal (inox)			90 %			28 %
Métal (platin)			90 %			28 %
Métal (zinc)			100 %			15 %
Moquette			100 %			0 %
Panneau sandwich			72 % *			22 %
Plâtre			97 %			0 %
Polystyrène			100 %			0 %
PVC rigide			84 %			46 %
PVC souple			100 %			0 %

En complément des précédents tableaux, nous devons aussi étudier l'incinération et la coïncinération. Ces deux traitements, bien que considérés comme une élimination, peuvent aussi conduire à de la valorisation matière lors de son processus (Beylot *et al.* 2017) :

- Le fer et l'aluminium sont respectivement récupérés après incinération à 75 % et 50 %, pour ensuite être envoyés en recyclage
- Les mâchefers issus de l'incinération de DND (1 tonne de DND incinérés produit 0,19 tonnes de mâchefer) sont valorisés à 81 % en technique routière et subissent alors le même procédé que le recyclage du béton.

Tout stockage conduit à un taux de valorisation matière nul.

Pour les déchets composés de plusieurs matières tels que les DEEE, les fenêtres et les panneaux sandwich, leur taux de valorisation matière est estimé selon le pourcentage de matière valorisable. L'acier composant le panneau sandwich est recyclé. Le montant des

fenêtres est recyclé. Cependant, le verre issu des fenêtres est considéré non valorisable car il oblige une récupération soignée (sans poussière ni aucun autre déchet en trace) qui n'est pas rentable. L'acier et le cuivre des DEEE sont recyclés, contrairement aux éléments en plastique, rarement recyclés.

Pour les données liées au recyclage dans les centres de tri, une étude sur site a été nécessaire. En effet, les seules données disponibles dans la bibliographie sont : 35 % de valorisation pour les déchets inertes en mélange et 15 % pour les déchets non dangereux en mélange (Treize Développement et Pöyry SAS 2011). Ces valeurs sont insuffisantes car trop grossières. Nous ne pouvons pas affirmer que dans un centre de tri, 15 % du bois entrant est seulement valorisé alors qu'il est trié dans 78 % des centres de tri (FNADE 2012). Estimer le taux de valorisation d'un chantier particulier lorsque les déchets passent dans de telles infrastructures n'est pas possible dans ces conditions. Le taux de tri par nature de déchet doit être estimé. Pour ce faire, nous avons étudié la performance de tri de Guyenne Environnement.

Guyenne Environnement est une entreprise possédant deux pôles de tri et de recyclage, l'un à Mérignac et l'autre à Bordeaux. Ancienne filiale de BDS, elle est devenue indépendante, mais est toujours sous la direction du groupe Cassous, d'où l'opportunité d'étudier leur fonctionnement. Guyenne Environnement dispose de pôles de tri pour les déchets inertes, qui sont traités à l'issue de campagnes de concassage lorsque les volumes sont suffisants. Leur pôle de tri pour les déchets non dangereux fonctionne, lui, tous les jours. La chaîne de tri est constituée d'une pelle à grappin, secondée par des ouvriers à pied, effectuant des tris manuellement. Ce fonctionnement est le plus répandu en France (FNADE 2012). Nous avons donc posé l'hypothèse que les valeurs de valorisation obtenues sur ce site étaient relativement représentatives des centres de tri en France.

Dans le centre de tri de déchets non dangereux, nous avons étudié la gestion, dans les conditions réelles de fonctionnement du site, de vingt bennes reçues de chantier de déconstruction. Le contenu de chaque benne a été estimé selon la nature des déchets et leur volume correspondant. Le volume global de la benne est estimé visuellement en fonction du remplissage et du type de la benne. Pour chaque déchet identifié dans la benne, on estime visuellement le pourcentage de volume correspondant. Avec le taux de foisonnement du déchet, nous obtenons le volume réel de déchet, qui permet de calculer un tonnage pour chaque déchet à partir de la masse volumique. Le tonnage total a été comparé avec la pesée initiale de la benne, lors de son arrivée. Les écarts entre le vrai tonnage et l'estimation peuvent atteindre les 20 %. L'estimation visuelle, ainsi que les données de masse volumique et de taux de foisonnement provoquent bien des incertitudes de calcul. Toutefois cette méthodologie est la seule applicable rapidement dans les conditions réelles d'un centre de tri.

Pour chaque déchet identifié, le pourcentage de volume trié est estimé visuellement. Ainsi, nous obtenons le pourcentage de masse de déchet trié par rapport à la masse totale de déchet accueilli à l'entrée du centre de tri. Les résultats sont présentés dans le Tableau 2.3.

Tableau 2.3 : Pourcentage massique de tri dans un centre de tri de type mécanique avec assistance manuelle

Déchets identifiés	Pourcentage massique de tri
Carton	28 %
Bois A	90 %
Bois B	52 %
Métaux ferreux	31 %
Métaux non ferreux	50 %
PVC	55 %
Plastiques durs de type PE	0 %
Autres plastiques durs	0 %
Plâtre	0 %
Fenêtres PVC	48 %
Fenêtres autres que PVC	100 %
Déchets verts	0 %

Sur les vingt bennes accueillies dans ce centre de tri, 16 % de la masse a été triée pour être transféré vers une valorisation matière. Nous sommes proches de la performance de tri estimée par l'ADEME pour un centre de tri non dangereux, qui est de 15 % (Treize Développement et Pöyry SAS 2011).

Cette première étude qui concernait 20 bennes n'a pas permis d'analyser la valorisation de tous les types de déchets. Par exemple, les métaux non ferreux et les fenêtres autres que PVC n'ont été repérées qu'à l'intérieur d'une benne sur les 20 étudiées. Le pourcentage obtenu n'est pas représentatif. Nous avons fait le choix d'attribuer la valeur standard de 15 % aux métaux non ferreux, car leur valeur marchande encourage leur tri. Pour les fenêtres autres que PVC, le pourcentage de tri est fixé à 0 % en raison de leur difficulté à être valorisées. En effet, la séparation entre le montant et le verre nécessite du temps et représente des risques importants aux ouvriers (e.g. risque de coupure).

Pour obtenir le taux de valorisation matière d'un déchet après le passage dans un centre de tri, nous multiplions le taux de valorisation du déchet obtenu par son recyclage avec le pourcentage de tri. Par exemple, le bois valorisable en tant que matière à 72 % possède un potentiel de tri de 52 %. Le taux de valorisation matière du bois grâce à un centre de tri vaut donc 37 %. Pour l'aluminium, son potentiel de tri à 15 % lui confère un taux de valorisation matière à 14 % après un centre de tri. Les valeurs présentées dans le Tableau 2.1 et le Tableau 2.2 sont donc logiquement égales ou inférieures aux pourcentages de tri du Tableau 2.3.

La même étude n'a pas pu être réalisée pour le centre de tri inertes. Les déchets sont triés par campagnes de concassage et non par benne. Déterminer le pourcentage de tri en fonction de la matière d'entrée n'est pas possible et la valeur générale de l'ADEME a alors été attribuée aux déchets inertes, soit 35 % (Treize Développement et Pöyry SAS 2011).

Lorsque le déchet n'est pas trié dans le centre de tri, nous supposons communément qu'il est transféré en ISD.

1.3 Application

Prenons un chantier achevé pour évaluer sa performance en termes de taux de valorisation matière. Le chantier portait sur la déconstruction d'un grand hall de parc d'exposition. La surface développée totale, qui caractérise la somme des superficies hors œuvre des différents niveaux du bâtiment (RTFINANCE 2012), était de 15473 m², une partie ayant été exploitée en tant que bureaux. Le hall possédait une structure métallique et son toit était recouvert de hautes tentes au textile épais.

La déconstruction du hall a été réalisée en 103 jours de travail, avec l'aide de nombreuses machines (mini-pelles, nacelles, 2 pelles hydrauliques, dont la première avec un calibre supérieur à la deuxième...). Lors du curage, l'équipe était composée d'un chef de chantier et de 7 opérateurs, avec l'utilisation de multiples mini-engins : 2 mini-pelles, un bobcat, 2 nacelles et un manuscopique. Deux pelleteurs, encadrés par le chef de chantier et deux opérateurs, se sont partagés la démolition du bâtiment. Au total, 554 L de GNR ont été utilisés pendant le curage, et 16512 L pendant la démolition. Le chantier a produit 10348 T de déchets, dont la répartition est présentée au Tableau 2.4. 582 rotations de bennes ont été nécessaires pour les évacuer. La distance entre le chantier et les centres de traitement était en moyenne de 21 km.

Tableau 2.4 : Composition des déchets générés par la déconstruction d'un hall de parc d'exposition et calcul des masses valorisées à partir du plan de gestion effectué

Nature de déchet	Tonnage (T)	Tonnage valorisé (T)	Traitement appliqué
Béton	9185,76	8818,33	Recyclage
Enrobés	535,74	514,31	Recyclage par décroûtage
DI divers	35,30	0,00	ISDI
Métal (fer à cisailer)	222,18	199,96	Recyclage
Métal (aluminium)	4,44	4,13	Recyclage
Bois B	18,82	13,55	Recyclage
Panneau sandwich	50,16	36,11	Recyclage
DEEE	0,02	0,01	Recyclage
DND divers	295,22	0	Centre de tri
Total	10347,34	9586,41	

Avec ce plan de gestion, le taux de valorisation matière peut être estimée à $9586,41/10347,34 = 93 \%$ massique.

Cependant, ce même taux aurait pu être atteint par plusieurs plans de gestion, en changeant notamment de plateforme de recyclage. Des plateformes proches ou éloignées peuvent être choisies ; aucune différence ne sera visible sur le taux de valorisation matière. Or, la distance de trajet d'un déchet n'est pas sans conséquence. En effet, le transport est le premier secteur émetteur de gaz à effet de serre (GES) en France métropolitaine : la part du transport est de 29 %, devant les 20 % induits par le résidentiel et le tertiaire (Citepa 2019).

Le taux de valorisation matière est essentiel pour situer la stratégie de déconstruction vis-à-vis des objectifs réglementaires. Cependant, pour évaluer la performance environnementale d'un chantier, il faut aller plus loin. Nous nous intéressons alors aux émissions de GES.

2 Bilan d'émission de GES

2.1 Principe et intérêts

Étudier le bilan d'émission de GES d'un chantier de déconstruction consiste à identifier les activités émettrices de GES, puis à calculer les quantités de gaz rejetés dans l'atmosphère par ces mêmes activités. De nombreux aspects participent à ces rejets : l'utilisation d'un véhicule ou d'une machine, l'alimentation humaine, la production de biens ou de bâtiments, la consommation d'électricité, le traitement de déchets... Le bilan GES s'est démocratisé depuis sa mise en place en 2010 (Assemblée nationale et Sénat 2010), s'étendant au-delà du seul cercle des scientifiques. Dans les consciences, le changement climatique que nous subissons est directement lié à la surproduction de CO₂, bien qu'en réalité un plus grand nombre de GES y soient impliqués (e.g. méthane, protoxyde d'azote, gaz fluorés...).

L'ADEME a œuvré pour promouvoir le bilan GES par la création d'outils, s'adressant aux entreprises (ADEME 2013) ou aux particuliers (ADEME 2016b). Les entreprises y sont plus particulièrement sensibles, voire contraintes, depuis qu'elles ont obligation de produire un bilan des émissions de GES tous les trois ans dès que le nombre d'employés dépasse 500 personnes (Assemblée nationale et Sénat 2010). Le calcul d'un bilan GES possède ainsi un très fort intérêt opérationnel.

2.2 Méthode de calcul

La méthodologie de bilan GES est encadrée par les normes internationales ISO 14067 et 14069 (AFNOR 2014a; AFNOR 2018). L'outil Bilan Carbone® (ADEME 2013) suit notamment ces normes. Les émissions sont calculées par poste : énergie, intrants, fret, déplacements, déchets, emballages, utilisation et immobilisation.

Afin de calculer le bilan d'émission GES d'un chantier de déconstruction, nous appliquons les normes françaises à notre cadre et nous nous inspirons également de plusieurs travaux existants (Balssa 2016a; Brière 2016; De Chillaz et Schuller 2015; FFB 2018; SEDDRE et Crowe Sustainable Metrics 2019).

Les émissions de GES sont catégorisées selon les activités suivantes :

- Énergie : énergie consommée (e.g. combustibles fossiles, électricité) lors de la réalisation du chantier de déconstruction
- Déplacements : déplacement du personnel de chantier
- Immobilisation : immobilisation des machines et véhicules de chantier appartenant à l'entreprise
- Fret : transport du matériel, des déchets et d'autres produits
- Déchets : traitement des déchets et émissions potentiellement évitées par la valorisation de ces derniers
- Intrants : production de produits (e.g. matériaux de remblai).

Nous étudions ainsi les émissions directes, produites par l'activité de l'entreprise de déconstruction, et les émissions indirectes, comme la gestion des déchets et la sous-traitance, qui sont des conséquences de l'activité de l'entreprise de déconstruction. Dans la sous-traitance, nous incluons les travaux effectués sur le chantier par une autre entreprise que celle de déconstruction, tels que des confortements, la reprise d'étanchéité, la production des remblais... Les informations relatives à la sous-traitance sont cependant difficiles à obtenir pour un chantier. Nous effectuons l'hypothèse que les machines de location sont la propriété de

l'entreprise de déconstruction. L'application de l'approche à des cas de tests nous a permis de considérer comme négligeable certains éléments : l'utilisation de la base-vie du chantier, du petit outillage et des bennes, et l'alimentation quotidienne du personnel.

Les facteurs d'émission (quantité émise par rapport à l'unité d'une activité particulière) utilisés sont majoritairement issus des travaux de l'ADEME (ADEME 2013; ADEME 2014a). En l'état actuel, les facteurs d'émission des centres de tri ne considèrent que leur activité sur site. Nous adaptions alors ces facteurs d'émission pour étendre l'étude jusqu'à l'élimination du déchet non trié et la valorisation du déchet trié. Dans notre périmètre d'étude, nous considérons ainsi l'activité du centre de tri, puis le transfert et l'activité du traitement vers lequel sera conduit le déchet s'il est trié ou non. Par exemple, un béton envoyé en centre de tri sera trié à 35 %. Cette part sera transférée vers un centre de recyclage du béton, le facteur d'émission de ce traitement y est affecté. L'autre part (les 65 % restants) sera envoyée en ISDI et le facteur d'émission d'un centre de stockage y est attribuée. Nous faisons l'hypothèse que le centre de tri ne permet pas de traitement sur place : le déchet est obligatoirement transporté vers un autre centre, que ce soit pour une valorisation ou une élimination. En additionnant les émissions pour chaque étape (centre de tri, transfert, valorisation pour la part triée et enfouissement pour la part non triée), nous obtenons le facteur d'émission d'une tonne gérée par un centre de tri pour un déchet particulier.

En plus des hypothèses précédentes, de nouvelles ont été posées pour les émissions potentiellement évitées par la valorisation des déchets. Pour chaque valorisation, nous établissons quelle matière/produit (Tableau 2.5) ou énergie est évitée. Nous prenons l'hypothèse d'un taux de substitution 1:1, c'est-à-dire qu'une tonne de matière valorisée équivaut à une tonne de matière primaire. Dans la réalité, une tonne de matière valorisée remplace difficilement une tonne de matière primaire : le temps a joué contre ses performances physiques et ses propriétés chimiques. De ce fait, le taux de substitution est en réalité inférieur à 1. Il varie selon le système de production et, à l'heure actuelle, peu de données existent dans le domaine de la construction. Le terme de « potentiellement évitée » prend ici tout son sens. Les émissions calculées restent des estimations, régies par les hypothèses. Une donnée est toutefois disponible pour l'acier de construction : 50 % de l'acier utilisé dans ce secteur correspond à de l'acier recyclé (Brière 2016; Gomes *et al.* 2013). Nous exploitons cette valeur pour calculer les bénéfices apportés par le recyclage de l'acier (fer à cisailier, inox et platine).

Tableau 2.5 : Identification des matières évitées grâce à la valorisation matière des déchets

Déchet valorisé	Production évitée	Déchet valorisé	Production évitée
Béton	Gravier	Huile minérale	Huile pour moteur
Brique plâtrière	Gravier et plâtre	Métal (aluminium)	Aluminium
Déchet vert	Fertilisant	Métal (câbles mêlés)	Cuivre
DEA	Panneau de particules en bois et Acier	Métal (cuivre)	Cuivre
DEA en bois B	Panneau de particules en bois	Métal (fer à cisailer)	Acier
DEEE (dangereux ou non)	Acier et cuivre	Métal (zinc)	Zinc
Enrobé	Enrobé	Moquette	Fibres en nylon
Étanchéité souple en PVC	PVC souple	Panneau sandwich	Acier
Fenêtre en bois B	Panneau de particules en bois	Plâtre	Plâtre
Fenêtre en aluminium	Aluminium	Polystyrène	Polystyrène
Fenêtre en platin	Acier	PVC (rigide ou souple)	PVC
Fenêtre en PVC	PVC rigide	Verre	Verre plat

Les facteurs d'émissions évitées grâce à la production d'énergie suite à une élimination (incinération, coïncinération ou stockage) étant très réduits dans les travaux de l'ADEME (ADEME 2013; ADEME 2014a), nous avons cherché à déterminer des facteurs plus adaptés aux DND du bâtiment. Nous déterminons en premier lieu la quantité d'énergie produite par tonne de déchet. Pour l'incinération et la coïncinération, la quantité d'énergie produite est régie par le PCI (Pouvoir Calorifique Inférieur) des déchets (Tableau 2.6). L'énergie produite dans une ISDND provient de la dégradation de biodéchets. Dans notre contexte, seuls les déchets verts peuvent être considérés tels quels. Une tonne de biodéchets produit 0,275 m³ de méthane (Cresson 2011) et ce méthane possède un PCI de 9,42 kWh/m³ (Le Bars et al. 2010).

Tableau 2.6 : Pouvoir Calorifique Inférieur de certaines natures de déchets non dangereux (ADEME 2014a; Senga Kiessé 2013)

Nature de déchet	PCI (GJ/T)
Bois	18
DND (autres que bois et plastique)	9,3
Plastique	23

Chaque système de récupération d'énergie dispose d'un rendement spécifique et l'énergie produite est multipliée par ce rendement (Tableau 2.7).

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 2.7 : Rendement énergétique selon le type d'énergie et le type de traitement (Beylot et al. 2017; GREENBIRDIE 2016)

Type de traitement	Type de valorisation	Rendement selon le type d'énergie	
		Électricité	Chaleur
Incinération	Électricité	14,96 %	0,00 %
	Chaleur	0,00 %	41,25 %
	Cogénération	5,73 %	41,21 %
Coïncinération	Chaleur	0,00 %	8,00 %
Enfouissement dans ISDND	Électricité	35,00 %	0,00 %
	Chaleur	0,00 %	45,00 %
	Cogénération	35,00 %	45,00 %

S'il n'est pas possible de déterminer préalablement le système de récupération des sites vers lesquels les déchets sont envoyés, nous effectuons une moyenne à partir de la répartition des systèmes sur le territoire français. Le Tableau 2.8 présente la répartition des UIOM (Unité d'Incinération des Ordures Ménagères) selon le type d'énergie récupérée, tandis que le Tableau 2.9 indique la capacité des ISDND à valoriser le biogaz.

Tableau 2.8 : Répartition des UIOM selon le mode de valorisation énergétique en France (ADEME, Desplats, et al. 2017)

Mode de valorisation	UIOM (%)
Électrique	19,8
Thermique	16,7
Cogénération	54,8
Sans valorisation	8,7

Tableau 2.9: Répartition des ISDND selon le mode de valorisation du biogaz en France (ADEME, Desplats, et al. 2017)

Mode de valorisation	ISDND
Électrique	19,5 %
Thermique	10,9 %
Cogénération	25,3 %
Rien	44,3 %

Afin d'évaluer le bilan GES, on calcule la quantité de GES émis par chaque activité avec l'Équation 2.2.

$$GES = \sum (Quantité_x \times FE_x) \quad \text{Équation 2.2}$$

Avec :

- GES : GES émis par la consommation, la réalisation ou la gestion de la quantité concernée (kg CO₂ e)
- x : nature de la quantité concernée par le calcul (litres de gazole, kWh, tonne de déchets...)
- Quantité : kWh ou L consommés, km réalisés, tonnes gérées...
- FE : facteur d'émission de GES pour une unité de la nature x (e.g. kg CO₂ e / L).

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

L'activité Énergie consiste à calculer les émissions provoquées par la consommation de carburant ou d'électricité par les engins (Équation 2.3).

$$GES_{\text{Énergie}} = \sum (D_x \times Conso_{x,y} \times FE_y) \quad \text{Équation 2.3}$$

Avec :

- $Conso_{x,y}$: consommation journalière de carburant ou d'électricité de type y par l'engin x
- D_x : durée d'utilisation de l'engin x
- FE_y : facteur d'émission pour la combustion d'un litre de carburant ou d'un kWh d'électricité de type y (kg CO₂ e / L ou kg CO₂ e / kWh)
- $GES_{\text{Énergie}}$: GES émis par la consommation de carburant par les engins de chantier.

L'activité liée au déplacement du personnel traduit les trajets quotidiens vers le chantier (Équation 2.4).

$$GES_{\text{Déplacement}} = Distance_{CC} \times 2 \times D_{CC} \times \frac{Conso_{\text{Fourgon},y}}{100} \times FE_y + Distance_{O,P} \times 2 \times (D_O \times O + D_P \times P) \times \frac{Conso_{\text{Voiture},y}}{100} \times FE_y \quad \text{Équation 2.4}$$

Avec :

- $Conso_{x,y}$: consommation aux 100 km de carburant de type y par un fourgon (utilisé par le chef de chantier) ou par une voiture particulière (utilisée par les ouvriers et les pelleteurs)
- $Distance$: km parcourus quotidiennement sur une durée D par le chef de chantier CC (convenue comme la distance entre le chantier et l'entreprise) et les ouvriers O et les pelleteurs P (distance moyenne selon la localisation du chantier en centre-ville ou en périphérie de commune)
- FE_y : facteur d'émission pour la combustion d'un litre de carburant de type y (kg CO₂ e / L)
- $GES_{\text{Déplacement}}$: GES émis par le déplacement du personnel.

Si le chantier est situé hors du périmètre d'action habituel de l'entreprise, il est convenu que le personnel se compose de membres de l'entreprise et d'intérimaires ouvriers originaires de l'environnement proche du chantier. Pour ces derniers, nous conservons la distance moyenne de centre-ville ou de périphérie. Pour les travailleurs provenant de l'entreprise, la distance quotidienne est celle entre l'hôtel où ils résident et le chantier (20 km par défaut). Puis nous rajoutons un transport hebdomadaire entre le chantier et l'entreprise.

L'immobilisation des machines et véhicules est déterminée selon l'Équation 2.5.

$$GES_{\text{Immobilisation}} = \sum (D_x \times FE_x) \quad \text{Équation 2.5}$$

Avec :

- D_x : durée d'utilisation de l'engin ou véhicule x
- FE_x : facteur d'émission liée à l'immobilisation journalière d'un engin ou véhicule de type x (kg CO₂ e / jour)
- $GES_{Immobilisation}$: GES émis par l'immobilisation du matériel.

Le fret (Équation 2.6) conduit à étudier les émissions provoquées par le transport des machines et des déchets (AFNOR 2006b; Brière 2016).

$$GES_{Fret} = \left[Distance_{Chantier} \times Rotations_E + \sum Distance_x \times Rotations_x \right] \times \left[\frac{2}{3} + \left(\frac{1}{3} \times \frac{Cr}{Cu} \right) + \%_{vide} \times \frac{2}{3} \right] \times \frac{Conso_{Camion,y}}{100} \times FE_y \quad \text{Équation 2.6}$$

Avec :

- $\%_{vide}$: pourcentage de transport à vide
- $Conso_{x,y}$: consommation aux 100 km de carburant de type y par le camion
- Cr : charge réelle du camion
- Cu : charge utile du camion
- $Distance$: km entre le chantier et l'entreprise ($Distance_{Chantier}$) ou entre le chantier et le centre de traitement pour le déchet y ($Distance_y$)
- $Rotations$: nombre de rotations pour transporter les engins E ou le déchet x
- FE_y : facteur d'émission pour la combustion d'un litre de carburant de type y par le camion (kg CO₂ e / L)
- GES_{Fret} : GES émis par le fret.

Lorsque le chantier se situe loin de l'entreprise, seules les pelles hydrauliques de l'entreprise sont utilisées (et donc transportées de l'entreprise jusqu'au chantier). La location des autres engins, à proximité du chantier, est privilégiée. Dans ce cas, nous appliquons une distance de transport par défaut de 20 km (estimation donnée par les chargés d'affaires de l'entreprise partenaire).

Le segment (entre crochets) dans l'Équation 2.6 permet de considérer la réduction de la consommation du camion lors de ses trajets à vide, une fois sa marchandise déposée. Dans le domaine du BTP, le pourcentage de transport à vide est estimé à 50 % (ADEME 2014a). Nous faisons l'hypothèse que les transports sont optimisés et que le camion transporte toujours au maximum de ses capacités. Alors le rapport Cr/Cu vaut 1.

Les émissions provoquées par le traitement des déchets sont calculées selon l'Équation 2.7.

$$GES_{Traitement} = \sum (M_x \times FE_x) \quad \text{Équation 2.7}$$

Avec :

- FE_x : facteur d'émission pour le traitement du déchet x (kg CO₂ e / T)
- $GES_{Traitement}$: GES émis par le traitement des déchets
- x : la nature de déchet, représentée par un tonnage de masse M.

L'Équation 2.8 détermine les émissions évitées $GES_{\text{Évités}}$ grâce à la valorisation des déchets.

$$GES_{\text{Évités}} = \sum (M_x \times \%Valo_x \times FE_x) \quad \text{Équation 2.8}$$

Avec :

- FE_x : facteur d'émission pour la production de la matière que le déchet x valorisé remplace (kg CO₂ e / T)
- x : la nature de déchet, représentée par un tonnage de masse M et valorisée à un taux %Valo
- $GES_{\text{Évités}}$: GES potentiellement évités grâce à la valorisation des déchets.

Les émissions GES_{Intrants} liées aux produits utilisés sur le chantier (e.g. remblai) sont calculées selon le même principe que l'Équation 2.7 et les facteurs d'émission correspondent à la production de ces produits à la tonne.

Enfin, le total d'émission pour le chantier correspond à l'Équation 2.9.

$$GES_{\text{Total}} = GES_{\text{Énergie}} + GES_{\text{Déplacement}} + GES_{\text{Immobilisation}} + GES_{\text{Fret}} + GES_{\text{Traitement}} + GES_{\text{Intrants}} - GES_{\text{Évités}} \quad \text{Équation 2.9}$$

Avec :

- $GES_{\text{Déplacement}}$: GES émis par le déplacement du personnel
- $GES_{\text{Énergie}}$: GES émis par la consommation de carburant par les engins de chantier
- $GES_{\text{Évités}}$: GES potentiellement évités grâce à la valorisation des déchets
- GES_{Fret} : GES émis par le fret
- $GES_{\text{Immobilisation}}$: GES émis par l'immobilisation du matériel
- GES_{Intrants} : GES émis par la production de produits utilisés
- GES_{Total} : GES émis par le chantier de déconstruction
- $GES_{\text{Traitement}}$: GES émis par le traitement des déchets.

2.3 Application

Reprenons le même chantier que précédemment et évaluons-le cette fois avec le bilan d'émission GES. Les résultats sont présentés dans le Tableau 2.10.

Tableau 2.10 : Bilan d'émission de GES pour la déconstruction d'un hall de parc d'exposition

Activités	Émission (T CO ₂ e)
Énergie	108,16
Déplacement	3,57
Immobilisation	5,65
Fret	21,77
Traitement des déchets	418,67
Production potentiellement évitée	-345,69
Intrants	0,00
Total	212,14

Le traitement des déchets est dans ce cas l'activité la plus émettrice, en raison du recyclage de la grande quantité de métaux présents, qui requiert beaucoup d'énergie. Le recyclage du fer à cisailier impacte ainsi plus que le recyclage du béton, alors que la masse est près de 40 fois inférieure à celle du béton. La production potentiellement évitée de métaux est également conséquente, estimant qu'une grande quantité d'émissions serait évitée. Cette émission potentiellement évitée prend en compte que 50 % de l'acier du chantier était déjà recyclé (i.e. la chaîne de l'acier de construction recycle communément 50 % de sa production en boucle fermée). Si nous n'avions pas considéré ce point, nous aurions supposé que 100 % de l'acier du chantier est recyclé pour la première fois. Les émissions potentiellement évitées auraient été de -595,5 T CO₂e. Le chantier aurait été faussement estimé comme neutre en émissions de GES.

Après le traitement des déchets, l'activité la plus importante est l'énergie consommée par les machines de chantier. Ces dernières, en nombre conséquent pour ce chantier, émettent plus que le transport des déchets (fret), qui vient en troisième position. L'immobilisation des machines, puis le déplacement du personnel arrivent en dernières positions. Bien évidemment, pour un chantier utilisant peu de machines et traitant avec des centres de traitement éloignés, la position de ces deux postes pourrait être inversée.

Si la performance du traitement des déchets peut se traduire par le taux de valorisation matière, il est important de ne pas négliger la réalisation-même du chantier. Sur cet exemple notamment, la consommation d'énergie sur le chantier (l'énergie consommée par le transport des déchets n'est pas considérée dans cette section, mais dans le fret) est la deuxième activité la plus émettrice en GES. L'apport de ces connaissances ajoute une nouvelle dimension à la décision. Choisit-on une machine moins consommatrice ou moins de machines et plus de personnel au travail manuel ? Comment l'impact du fret se réduirait-il avec des centres de traitement des déchets plus proches ? Cela apporte de nouveaux éléments quant au choix d'une stratégie de déconstruction qu'en ne considérant que le taux de valorisation matière. Si deux solutions atteignent le même taux de valorisation malgré une différente gestion des déchets, le premier indicateur (le taux de valorisation matière) ne suffit pas à les départager en matière de performance environnementale. Avec le bilan d'émission de GES, par contre, des écarts apparaîtraient très certainement dans les émissions de fret ou de traitement.

L'emploi du bilan GES permet aussi d'apporter un nouveau regard sur le traitement des déchets. Certains traitements, considérés vertueux car ils permettent un fort taux de valorisation, entraînent des émissions importantes de GES, soit car les quantités sont conséquentes (e.g. recyclage du béton), soit car les facteurs d'émission sont hauts (e.g.

recyclage des métaux). L'économie des matières premières primaires aident à compenser partiellement ces émissions.

Les résultats sont cependant à manipuler avec précaution. Les bases de données sur les facteurs d'émission sont très réduites, surtout dans la gestion des déchets, qu'ils proviennent de la déconstruction ou non. Le cadre des facteurs d'émission est peu documenté et les incertitudes y sont fortes, pouvant atteindre 50 % (ADEME 2013; ADEME 2014a). Des réserves peuvent aussi être émises vis-à-vis de certains facteurs d'émission. Le cas concerne surtout les ISD, qui présentent les plus faibles facteurs d'émission trouvés. Pourtant, la matière est perdue de manière presque irréversible et le méthane (CH₄) potentiellement produit par la biodégradation affecte 30 fois plus le potentiel de changement climatique que le CO₂ (IPCC 2013). Même si une méthanisation est mise en place, des rejets subsistent en direction de l'atmosphère. Ce fait est confirmé en étudiant la base de données de l'ADEME (ADEME 2018). Les facteurs d'émission de stockage pour les déchets d'un bâtiment sont pauvres dans leur diversité (e.g. déchets minéraux, plastique) et dans leur contexte. Ne sont considérés que la collecte du déchet et le fonctionnement du centre de stockage. De l'autre côté, pour des déchets produits par les particuliers (e.g. ordures ménagères, carton, papier, déchets alimentaires), la combustion du CH₄ capté et les fuites de CH₄ et CO₂, non captés, sont considérées dans les facteurs d'émission de stockage. Pour les ordures ménagères, le facteur d'émission augmente alors d'un facteur 10. Certes, les DND du bâtiment n'émettront pas autant de CH₄ que des ordures ménagères dans une ISD, mais le fait de négliger ces fuites entraîne très probablement une sous-estimation des émissions. De plus, les facteurs d'émission mentionnés ont dépassé leur date de validité depuis Décembre 2017 (ADEME 2018), mais aucune donnée ne les remplace encore.

Le bilan d'émission de GES reste ainsi une valeur estimée basées sur un ensemble d'hypothèses ; elles ne correspondent pas à des émissions réelles. Cela reste tout de même un outil intéressant pour comparer des solutions alternatives entre elles.

Malgré son intérêt opérationnel, le bilan d'émission GES ne traduit qu'un seul impact environnemental (i.e. impact sur le changement climatique) qui ne saurait à lui seul qualifier la performance environnementale d'une stratégie de déconstruction. Par exemple, le carburant consommé par les machines, par les camions du fret et par le personnel en déplacement, ne peut se qualifier que d'un point de vue de GES. Produire du carburant revient à exploiter, à perdre des ressources, car le prélèvement est effectué sur un système non renouvelable (tout du moins non renouvelable sur une courte échelle de temps). Le territoire abritant cette ressource est modifié, voire perdu. Quelle incidence cela provoque-t-il sur l'écosystème et la biodiversité ? L'exploitation de ressources n'existe pas sans risque de pollution. Quelles en seraient les conséquences sur le milieu terrestre et aquatique ? La pollution peut-elle se disperser et atteindre la sphère de l'humain ? Qu'en est-il de la couche d'ozone ? Ces questions se posent aussi pour les pollutions induites par les déchets (notamment dangereux). Quels sont leur impact sur les écosystèmes et sur l'eau ? Comment les traitements des déchets contribuent à ces différents types de pollution ?

Pour étudier tous ces aspects et effectuer une évaluation plus complète, nous devons nous tourner vers l'analyse de cycle de vie (ACV).

3 Analyse de cycle de vie

3.1 Principe et intérêts

Comme présenté dans le Chapitre 1, la méthodologie d'analyse de cycle de vie permet d'étudier les impacts environnementaux d'une activité ou d'un produit de manière

plus exhaustive qu'un bilan GES. Peuvent ainsi être considérés les impacts sur l'acidification des eaux, la santé humaine, l'utilisation de territoire, la perte de ressources... Les domaines d'applications sont multiples, bien que l'ACV suive toujours une démarche identique (Figure 2.1). L'étude est caractérisée par ses objectifs et son champ, ce qui permet de définir le système sur lequel est appliqué l'ACV. Puis on procède à l'inventaire de toutes les activités pouvant produire des impacts environnementaux dans le système. Viennent ensuite l'évaluation des impacts et leur interprétation. Le calcul d'une ACV est un processus itératif, ceci pour assurer la pertinence et l'exhaustivité du calcul. Par exemple, de premiers résultats peuvent montrer l'importance d'une activité négligée et il faut revenir aux étapes précédentes pour mieux la considérer.

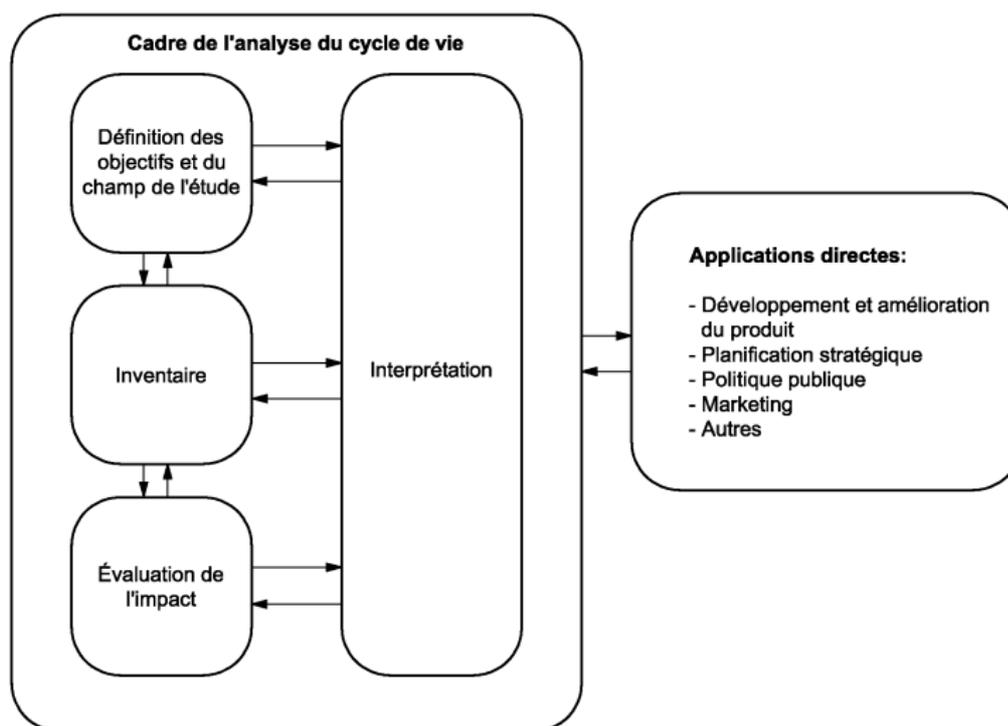


Figure 2.1 : Phases d'une analyse de cycle de vie (AFNOR 2006a)

L'application de l'ACV à un cas d'étude se caractérise par plusieurs points, notamment (AFNOR 2006a):

- Son système et ses frontières, soit l'ensemble de processus qui remplissent la fonction ou produisent le produit dont l'ACV fait l'objet
- Son unité fonctionnelle, soit l'unité qui sert de référence pour le système.

Un système, tel que défini dans l'ACV, est configuré à travers un ensemble de flux qui évoluent dans deux milieux : l'écosphère (le milieu naturel) et la technosphère (le milieu transformé et influencé par l'homme). La phase d'inventaire consiste à lister les flux impliqués dans le système. Il existe deux types de flux :

- Flux élémentaire : mouvement entrant ou sortant entre l'écosphère et la technosphère (e.g. combustion de carburant par une machine, ce qui provoque des émissions de gaz dans l'atmosphère)
- Flux intermédiaire : mouvement dans un même milieu, écosphère ou technosphère (e.g. production de métal pour l'assemblage d'une machine).

Les bases de données d'ACV rassemblent une grande diversité de flux et d'activités génériques, conçues selon un flux et une valeur de référence (e.g. 1 tonne de déchet traité). Ces activités génériques sont nommées des process. Parmi les bases de données existantes, Ecoinvent (Ecoinvent 2016) est celle qui dispose du plus grand nombre de process sur la gestion des déchets. Elle fournit pour chaque process une version System et une version Unit. La version Unit permet d'afficher tous les flux amont et aval qui conduisent au process, tandis que la version System se contente d'afficher les résultats d'impact. Afin de réduire le temps de calcul et parce que les résultats finaux nous conviennent dans un processus de décision, nous privilégions la version System des process.

La base fournit également plusieurs sources géographiques pour un même process ; elle permet de prendre en compte les différences d'impact selon la région considérée. Pour notre domaine d'application, les sources sont privilégiées dans l'ordre suivant : FR (France), RER (Europe), Europe without Switzerland (Europe sans la Suisse), un pays voisin comme CH (Suisse) et GLO (le monde entier) en dernier recours.

La base de données Ecoinvent est déclinée en plusieurs versions :

- Cut-off et Apos pour une analyse attributionnelle
- Conséquentielle pour une analyse conséquentielle.

Si l'évaluation des impacts par analyse attributionnelle est la pratique la plus courante pour calculer l'ACV d'un produit, l'analyse conséquentielle considère les impacts du produit hors du système défini, e.g. ses impacts (indirects) sur le contexte socio-économique et infrastructurel (Brander *et al.* 2008). Par exemple, « une demande accrue en platine dans un secteur ne va pas forcément se traduire par plus d'extraction de minerais de base ; elle peut entraîner une augmentation du prix qui en partie stimule l'extraction mais aussi le recyclage, et d'autre part réduit la demande en platine pour d'autres secteurs » (Roux 2016). Le recyclage d'un produit influence le contexte économique de ce dernier ; il convient d'en connaître la nature et la part du marché que peut remplacer la matière recyclée, puis son impact sur le marché global (e.g. le marché va-t-il s'étendre, les prix vont-ils baisser, quel impact cela aura-t-il sur la production... ?). Pour notre sujet d'application (i.e. la déconstruction et la gestion de ses déchets), l'ACV conséquentielle serait la méthode la plus appropriée. Or, les données de marché sont actuellement peu fournies pour les matériaux du bâtiment. Nous nous tournons ainsi sur une ACV par analyse attributionnelle grâce à la version Cut-off d'Ecoinvent. Le logiciel OpenLCA (GreenDelta 2019a) est utilisé pour implémenter l'ACV.

3.2 Modélisation d'une stratégie de déconstruction

3.2.1 Cadre général

Les normes européennes EN 15978, EN 15804 et EN 16970 (AFNOR 2011; AFNOR 2014b; AFNOR 2016) définissent un cadre pour modéliser le cycle de vie d'un bâtiment (Figure 2.2). Pour plus de lisibilité, la Figure 2.2 est disponible également en Annexe 3. Dans notre cas, nous nous intéressons tout particulièrement à la fin de vie du bâtiment, mais également aux bénéfices potentiels apportés par la valorisation des déchets. Ainsi, la modélisation de l'ACV se concentrera sur les modules C1 à D tels que présentés dans la Figure 2.2. Le module C1 correspond à la démolition-déconstruction. Le module C2 se concentre sur le transport des déchets. Le module C3 étudie le traitement des déchets en vue d'une valorisation, tandis que le module C4 est destiné à l'élimination des déchets. Le module D traite des bénéfices et charges au-delà des frontières du système. Nous considérons le bâtiment en tant que chantier, afin de considérer les tâches de déconstruction pouvant se trouver hors du bâtiment (e.g.

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

abattage d'arbre, extraction d'une cuve enterrée). L'unité fonctionnelle du système global correspond à 1 bâtiment déconstruit.

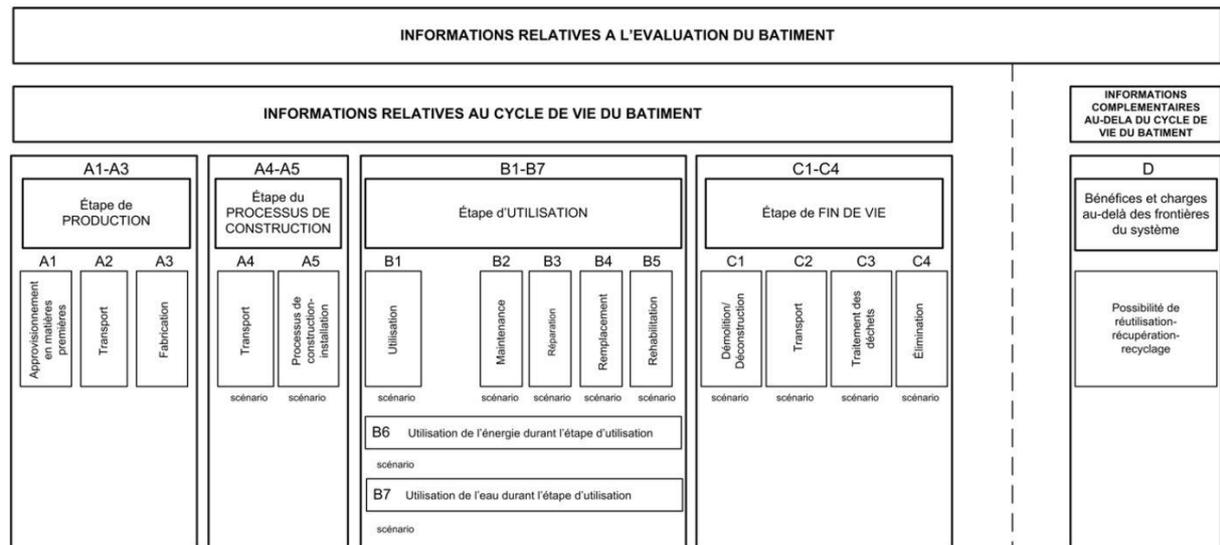


Figure 2.2 : Étapes du cycle de vie des bâtiments (AFNOR 2014b)

Pour faciliter la modélisation, deux sous-systèmes sont distingués dans le système global présenté en Figure 2.3 :

- La déconstruction, qui correspond au module C1. L'unité fonctionnelle choisie correspond à 1 m² de surface développée déconstruite, car les travaux de déconstruction sont dépendants de ce paramètre (i.e. la surface développée du bâtiment à déconstruire).
- La gestion des déchets, qui inclut les modules C2, C3, C4 et D. Son unité fonctionnelle correspond à 1 T de déchet géré.

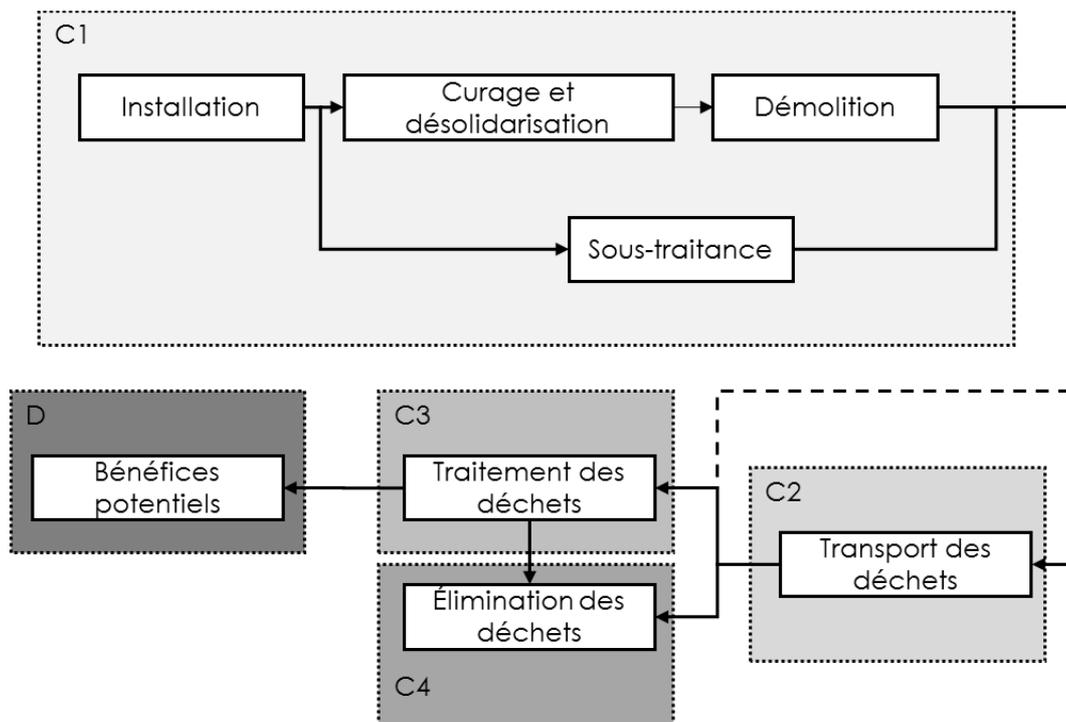


Figure 2.3 : Schéma conceptuel du système d'une stratégie de déconstruction, avec le système de déconstruction en haut et le système de gestion des déchets en bas

La ligne en tirets reliant directement le module C1 (Déconstruction) au module C3 (Traitement des déchets) traduit le réemploi, ce traitement ne nécessitant pas de transport. La flèche reliant le module C3 (Traitement des déchets en vue d'une valorisation) et le module C4 (Élimination) traduit l'éventualité que des déchets soient finalement éliminés après passage dans un centre de recyclage (i.e. perte dans le procédé de recyclage) ou dans un centre de tri (i.e. déchet non trié).

Deux paramètres régissent alors les systèmes : la surface développée à déconstruire et le tonnage de déchets à gérer. Pour calculer l'ACV de déconstruction d'un bâtiment particulier, chacun de ces systèmes est multiplié par la valeur du paramètre qui influence le système (surface développée pour le système de déconstruction et tonnage de déchets à gérer pour le système de gestion des déchets). Nous obtenons alors l'ACV d'un bâtiment déconstruit.

Nous construisons alors les deux systèmes, l'un pour 1 m² déconstruit et l'autre pour 1 T de déchet géré. Nous décrivons la modélisation du modèle d'ACV tel qu'implémenté dans OpenLCA. Le modèle est paramétré pour convenir à tout chantier de déconstruction. De ce fait, la valeur de chaque flux modélisé est définie par un paramètre, qu'il faut calculer, puis mettre à jour en amont du lancement du modèle d'ACV. Les paramètres sont décrits dans chacun des deux systèmes.

3.2.2 Système de déconstruction

Le système est décrit selon le processus général d'un chantier de déconstruction : Installation, Curage, Désolidarisation, Démolition. En plus de ces activités, il faut aussi considérer différents travaux rassemblés sous le titre de Sous-traitance. En effet, comme dans le calcul du bilan d'émission de GES, nous y intégrons les travaux réalisés sur site par une autre entreprise de déconstruction (e.g. reprise d'enduit, maçonnerie, production de remblais, clôtures...). Ces travaux peuvent être réalisés à différentes étapes du chantier, mais pour la facilité de la modélisation et de l'interprétation (i.e. nous obtenons directement la valeur des impacts provoqués par ces travaux de sous-traitance), nous rassemblons ces travaux dans une seule phase. La phase de sous-traitance est particulière dans le sens où l'entreprise de déconstruction dispose de peu d'emprise sur sa réalisation. De ce fait, les leviers d'action pour limiter les impacts sont faibles et obtenir des informations sur ces activités (e.g. origine et quantité de matériaux utilisés pour des confortements, des enduits, de la reprise d'étanchéité...) peut s'avérer délicat. Nous distinguons alors le système de déconstruction sur deux plans. Le premier plan correspond aux travaux sur lesquels l'entreprise de déconstruction a une influence. Ils sont compris dans les phases d'installation, curage, désolidarisation et démolition. Dans le deuxième plan du système (arrière-plan), les travaux ne sont pas modifiables par l'entreprise de déconstruction. Nous y intégrons les travaux de sous-traitance. On fait l'hypothèse que ces deux plans sont indépendants. Ainsi nous pouvons étudier séparément ce qui relève de l'entreprise de démolition et ce qui relève de ses sous-traitants. Par ailleurs, il est à noter que le désamiantage se situe hors du plan du système car cette tâche n'est pas inscrite dans le cadre de cette thèse.

Le système génère divers flux aux niveaux intermédiaire et élémentaire (Tableau 2.11). Les infrastructures utilisées émettent des flux de fonctionnement et exploitent des produits pour réaliser l'objectif correspondant à l'unité de référence : le bâtiment déconstruit. Des flux de fonctionnement proviennent du traitement de l'eau usée et des emballages de repas gérés par la technosphère. Cependant, des flux s'immiscent dans l'écosphère par l'émission de

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

substances à cause de la combustion de carburant et de la production de poussière. Les emballages de repas peuvent être abandonnés avant leur stockage dans une poubelle. Nous ne pouvons prédire le niveau d'impact des petites activités aussi aisément qu'avec le bilan d'émission de GES, ni leur influence sur les autres impacts environnementaux : une faible contribution au changement climatique ne garantit pas une faible contribution sur les autres impacts environnementaux. Nous privilégions l'exhaustivité du modèle.

Tableau 2.11 : Inventaire des flux dans le système de déconstruction

		Entrants	Sortants
Flux intermédiaires	Fonctionnement	- Énergie des machines, voitures et camions - Base-vie - Vie des ouvriers	- Eau usée - Emballage de repas
	Infrastructures	- Machines, camions, voitures - Matériel - Benne - Base-vie	
	Produits	- Remblais - Produits de sous-traitance	
Flux élémentaires		- Occupation d'espace	- Émissions liées à la combustion de carburant - Poussière - Substance dans l'eau - Emballage de repas

L'occupation d'espace sur le chantier par l'équipe de déconstruction (i.e. lien avec l'impact nommé « Land use ») est considérée ici comme négligeable vis-à-vis des autres impacts, suite à une étude bibliographique d'ACV de déconstruction (Blengini 2009; Bozhilova-Kisheva *et al.* 2012; Brière 2016; Coelho et De Brito 2012; Di Maria *et al.* 2018; Martínez *et al.* 2013; Mastrucci *et al.* 2017; O'Brien 2006; Sára *et al.* 2000; Vitale *et al.* 2017). Ce flux n'est donc pas modélisé.

Les premiers paramètres permettant de contextualiser le modèle selon le cas d'étude sont transcrits dans le Tableau 2.12.

Tableau 2.12 : Paramètres de contextualisation pour le système de déconstruction dans sa globalité

Nom du paramètre	Application
Centre-ville	Le chantier est-il situé dans le centre-ville d'une commune ?
Distance _{Chantier}	Distance (km) entre le chantier et l'entreprise
DT	Durée de la déconstruction (jours)
HorsPérimètre	Le chantier se situe-t-il loin du périmètre habituel d'action de l'entreprise de déconstruction ?
Surface développée (SD)	Surface développée du (des) bâtiment(s) (m ²)

Installation du chantier. La phase d'installation consiste au transport et à l'installation du matériel pour préparer le chantier. Il peut s'agir de clôtures, de panneaux de chantier, d'une base-vie ou encore de caméras de surveillance. Plusieurs points sont à considérer pour ce matériel : leur transport et l'impact de leur production, que nous redistribuons en fonction de leur durée d'utilisation sur ce chantier. Par exemple, une base-vie utilisable pendant 10 ans est installée sur un chantier pendant un mois ; l'impact lié à sa production correspondra au rapport entre la durée d'utilisation sur le chantier et sa durée d'utilisation totale (i.e. durée de vie). Le tout est multiplié par la masse du matériel, puis divisé par la surface développée du chantier (i.e. paramètre SD) pour revenir à l'unité de référence du m² déconstruit (Équation 2.10).

$$I_{production_x} = \sum \left(M_x \times \frac{Dutilisation_x}{DutilisationT_x} \right) \times \frac{1}{SD} \quad \text{Équation 2.10}$$

Avec :

- $Dutilisation_x$: durée d'utilisation du matériel x de masse M sur le chantier de déconstruction
- $DutilisationT_x$: durée d'utilisation du matériel x pendant toute sa durée de vie
- $I_{production_x}$: impact environnemental lié à la production du matériel x utilisé pour préparer le chantier étudié
- SD : surface développée du chantier.

Nous attribuons ensuite chaque impact de production au flux de matière dont est issu le matériel. Pour cela, nous avons posé plusieurs hypothèses sur l'attribution du matériel :

- Clôture : toutes métalliques, d'une masse $M_{Cl\acute{o}ture}$, elles sont assimilées à des tôles d'acier avec le process 'Market for sheet rolling – GLO'
- Panneau de chantier : ce dernier, d'une masse $M_{Panneau}$, est généralement composé de PVC alvéolaire et nous le représentons avec le process 'Market for polyvinylchloride, suspension polymerised – GLO'
- Base-vie : nous décomposons la base-vie selon les matériaux utilisés. Nous considérons ainsi les côtés métalliques ('Market for sheet rolling – GLO'), le doublage en polyuréthane ('Market for poluyrethane, rigid foam – GLO') et le mobilier en particules de bois ('Market for folding boxboard/chipboard – GLO'). Chaque process obtient une masse particulière. La somme de chaque masse donne la masse d'une base-vie.

- Caméra de surveillance : nous assimilons la caméra à un ordinateur portable 'Market for operation, computer, laptop, active mode – GLO', avec une durée d'utilisation $D_{\text{Caméra}}$.

Nous considérons aussi la production de papiers pour les contrats de chantier avec le process 'Market for graphic paper, 100 % recycled – GLO'. La valeur par défaut, pour tout chantier, est estimée à 160 g.

La base-vie consomme de l'électricité que nous modélisons par le process 'Market for electricity, low voltage – FR'. La quantité produite peut être précisément connue (Élec_T) ou estimée en considérant qu'une base-vie consomme par jour 6,41 kWh. Cette dernière valeur est estimée en assimilant la consommation annuelle de la base-vie à celle la consommation annuelle d'une pièce de 13 m² (ADEME 2015b).

Le Tableau 2.13 recense les paramètres à renseigner pour contextualiser la phase d'installation.

Tableau 2.13 : Paramètres de contextualisation pour le système de déconstruction dans la phase d'installation

Nom du paramètre	Application
AR_{Ins}	Nombre d'allers-retours vers l'entreprise si le chantier est hors périmètre
CC_{Ins}	Nombre de chefs de chantier
D_{Agent}	Durée de présence d'un agent de sécurité (jours)
$D_{\text{Caméra}}$	Durée de surveillance par caméra (jours)
D_{Ins}	Durée de la phase d'installation (jours)
Élec_T	Électricité consommée par la base-vie pendant la durée totale du chantier (kWh)
$M_{\text{Clôture}}$	Masse de clôture (T)
$M_{\text{Matériel}}$	Masse totale du matériel (T)
M_{Panneau}	Masse du (des) panneau(x) de chantier (T)
O_{Ins}	Nombre d'ouvriers

Travaux de déconstruction. La prochaine étape de modélisation est l'activité de déconstruction. Une tâche manuelle (e.g. installation de clôture, dépose de fenêtre) est effectuée par un ouvrier qui impacte l'environnement par son métabolisme (e.g. respiration). Ces mécanismes subsistent dans un seul milieu : l'écosphère. La respiration démarre et termine dans l'écosphère. Il n'y a alors aucun flux engagé, qu'il soit de nature élémentaire ou intermédiaire.

Le personnel est amené à utiliser du petit matériel pour réaliser la déconstruction (e.g. chalumeau, perceuse, meuleuse, tronçonneuse, marteau pneumatique, chaînes, extincteur...). Une partie de ce matériel est disponible constamment dans le fourgon du chef de chantier et d'autres objets de plus grande taille (e.g. groupe électrogène) sont stockés dans l'entreprise ou dans un magasin de location. La prévision exacte du petit matériel nécessaire est difficile avant le démarrage du chantier. Aussi nous attribuons par défaut la

masse totale de petit matériel utilisable (1 exemplaire par type de petit matériel), ce qui revient à 320 kg. Nous avons testé plusieurs masses de petit matériel (75, 150, 230 et 320 kg), afin d'estimer si la surestimation que nous effectuons est problématique. Il s'avère que l'influence de la production du petit matériel est négligeable sur la globalité d'un chantier (variation maximale de l'ordre du 10^{-3} %). Nous conservons alors les 320 kg pour le chantier (à diviser par la surface développée totale pour revenir à l'unité fonctionnelle d' 1 m^2 déconstruit). Cette masse est assimilée à du profilé acier et l'impact de sa production est attribuée au process '*Market for section bar rolling – GLO*'.

L'utilisation de machines de chantier (e.g. pelle hydraulique, mini-pelle, brokk, grue...) est étudiée selon la quantité d'énergie consommée. Cette valeur est calculée en multipliant la consommation journalière à la durée d'utilisation de la machine. Plusieurs types d'énergie peuvent alimenter une machine : le Gazole Non Routier (GNR), le diesel et l'électricité. Les carburants fossiles de type GNR ou diesel sont sources d'impacts lors de leur production et de leur combustion. Le process '*Market for diesel, burned in building machine – GLO*' permet de modéliser ces deux aspects, ainsi que l'impact provoqué par la production de la machine qui exploite le carburant. Le GNR ne dispose cependant pas d'un tel process dans la base de données Ecoinvent : il n'y a pas de process englobant sa production et sa combustion dans une machine de chantier. De ce fait, nous faisons l'hypothèse que tout litre de GNR consommé équivaut à un litre de diesel consommé. Il faut alors connaître la quantité en litres de carburant fossile pour chaque étape de chantier ($Diesel_{Cur}$, $Diesel_{Des}$ et $Diesel_{Dem}$). Le process utilisé étant en MJ, la conversion s'effectue avec 1 L de diesel équivalent à 36 MJ (Journal Officiel 2012).

Enfin, l'électricité est modélisée avec le process '*Market for electricity, low voltage – FR*', dont la quantité est à connaître pour chaque étape de chantier ($Elec_{Cur}$, $Elec_{Des}$ et $Elec_{Dem}$). Au process de production d'électricité, nous rajoutons l'impact de la production des machines exploitant cette électricité. Pour ce faire, nous utilisons le process '*Market for building machine – GLO*', dont l'unité est en item (nombre de machines qu'il faut connaître, générant de nouveaux paramètres ME_{Cur} , ME_{Des} et ME_{Dem}). L'impact alloué au chantier est distribué selon la durée d'utilisation de ces machines (paramètres $D_{ME_{Cur}}$, $D_{ME_{Des}}$ et $D_{ME_{Dem}}$) et la durée de vie des machines, communément généralisée à 5 ans.

La démolition de la structure d'un bâtiment produit des poussières rejetées dans l'atmosphère. Pour modéliser cet impact, nous avons ajouté en sortie du système un flux élémentaire '*Particulates, > 2.5 um and < 10 um | unspecified*', auquel nous attribuons une émission au $\mu\text{g}/\text{m}^2$ de surface développée. La valeur utilisée provient d'une étude de chantier de déconstruction (ADEME, SETEC Energie Environnement, et al. 2017).

Les produits de remblai, utilisés pour niveler le terrain, sont modélisés selon leur nature :

- Concassés de masse $M_{Concassés}$: '*Market for gravel, crushed – CH*'
- Terre de masse M_{Terre} : pas de modélisation de production car la terre fait partie de la catégorie des flux élémentaires.

La distance de 33 km (UNPG et UNICEM 2012) est sélectionnée par défaut pour estimer leur transport si la distance exacte n'est pas connue.

Les Tableau 2.14, Tableau 2.15 et Tableau 2.16 listent les paramètres nécessaires pour contextualiser la phase des travaux de déconstruction.

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 2.14 : Paramètres de contextualisation pour le système de déconstruction dans l'étape de curage pour la phase des travaux de déconstruction

Nom du paramètre	Application
AR_{Cur}	Nombre d'allers-retours vers l'entreprise si le chantier est hors périmètre
CC_{Cur}	Nombre de chefs de chantier
D_{Cur}	Durée de la phase de curage (jours)
$Diesel_{Cur}$	Diesel (et GNR) consommé par les machines (L)
$D_{MEe_{Cur}}$	Durée d'utilisation de mini-engins fonctionnant à l'électricité (jours)
$ÉleC_{Cur}$	Électricité consommée par les mini-engins (kWh)
MEe_{Cur}	Nombre de mini-engins fonctionnant à l'électricité
$M_{ME_{Cur}}$	Masse de mini-engins (T)
O_{Cur}	Nombre d'ouvriers

Tableau 2.15 : Paramètres de contextualisation pour le système de déconstruction dans l'étape de désolidarisation pour la phase des travaux de déconstruction

Nom du paramètre	Application
AR_{Des}	Nombre d'allers-retours vers l'entreprise si le chantier est hors périmètre
CC_{Des}	Nombre de chefs de chantier
D_{Des}	Durée de la phase de désolidarisation (jours)
$Diesel_{Des}$	Diesel (et GNR) consommé par les machines (L)
$D_{MEe_{Des}}$	Durée d'utilisation de mini-engins fonctionnant à l'électricité (jours)
$ÉleC_{Des}$	Électricité consommée par les mini-engins (kWh)
MEe_{Des}	Nombre de mini-engins fonctionnant à l'électricité
$M_{ME_{Des}}$	Masse de mini-engins (T)
O_{Des}	Nombre d'ouvriers

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 2.16 : Paramètres de contextualisation pour le système de déconstruction dans l'étape de démolition pour la phase des travaux de déconstruction

Nom du paramètre	Application
AR_{Dem}	Nombre d'allers-retours vers l'entreprise si le chantier est hors périmètre
CC_{Dem}	Nombre de chefs de chantier
D_{Dem}	Durée de la phase de démolition (jours)
$D_{Dem, super}$	Durée de l'abattage de la superstructure (jours)
$D_{Dem, super, infra}$	Durée de l'abattage de la superstructure et de la démolition de l'infrastructure (jours)
$Diesel_{Dem}$	Diesel (et GNR) consommé par les machines (L)
D_{MEeDem}	Durée d'utilisation de mini-engins fonctionnant à l'électricité (jours)
$Élec_{Dem}$	Électricité consommée par les mini-engins (kWh)
$M_{Concassés}$	Masse de concassés de remblai (T)
MEe_{Dem}	Nombre de mini-engins fonctionnant à l'électricité
$M_{ME_{Dem}}$	Masse de mini-engins (T)
M_{Pelles}	Masse de pelles hydrauliques (T)
M_{Terre}	Masse de terre de remblai (T)
O_{Dem}	Nombre d'ouvriers

L'abattage (lié à $D_{Dem, super}$) est appelé ainsi par l'entreprise partenaire pour pointer la démolition de la superstructure du bâtiment par une pelle hydraulique. Il n'y a pas de lien avec l'abattage par explosifs décrit dans le Chapitre 1.

Sous-traitance. Les activités de sous-traitance peuvent être effectuées à plusieurs stades des travaux de déconstruction. Pour la modélisation, nous rassemblons toutes les activités de sous-traitance dans une seule étape. Cette dernière se situe dans l'arrière-plan du système car l'entreprise de déconstruction a une influence limitée sur la technique et le matériel utilisés. Il est cependant intéressant de modéliser ces activités afin d'étudier les impacts d'un chantier de déconstruction dans sa globalité. Pour chaque activité de sous-traitance répertoriée, des process de déplacement du personnel, de production et de transport de produits sont insérés (e.g. clôtures, tuiles pour la reprise d'une toiture, poutres de bois pour du confortement...). Chaque activité de sous-traitance se définit par plusieurs paramètres : la consommation d'énergie par des machines ($Diesel_{STx}$ et $Élec_{STx}$), le nombre, la masse et la durée d'utilisation de machines fonctionnant au GNR ou à l'électricité ($MEe_{gnr_{STx}}$, $M_{ME_{STx}}$ et $D_{MEe,gnr_{STx}}$), le nombre d'ouvriers (O_{STx}), la durée de l'activité (D_{STx}) et les produits utilisés ($M_{Produits_{STx}}$).

Le Tableau 2.17 recense les paramètres à obtenir pour contextualiser la phase de sous-traitance.

Tableau 2.17 : Paramètres de contextualisation pour le système de déconstruction dans la phase de sous-traitance

Nom du paramètre	Application
$Diesel_{STx}$	Diesel (et GNR) consommé par les machines pour une activité x (L)
D_{MEeSTx}	Durée d'utilisation de machines fonctionnant à l'électricité (jours)
D_{STx}	Durée d'une activité x (jours)
$Élec_{STx}$	Électricité consommée par les mini-engins pour une activité x (kWh)
MEe_{STx}	Nombre de mini-engins fonctionnant à l'électricité ou au GNR
M_{MESTx}	Masse de mini-engins (T)
$M_{ProduitsSTx}$	Masse de produit pour une activité x (T)
O_{STx}	Nombre d'ouvriers pour une activité x

Stockage temporaire des déchets sur site. Les déchets de curage et de démolition sont déposés dans des bennes avant évacuation. De telles bennes ne sont pas disponibles dans la base de données. Ainsi, nous assimilons les bennes à des containers de transport maritime, même si le toit est généralement absent pour des bennes de chantier. Dans Ecoinvent, le process pour des containers est 'Market for international shipping container – GLO' et son unité est en nombre de containers (items). Il est dupliqué pour plusieurs longueurs de containers, avec une unité en pieds. À partir des dimensions standard des containers (DSV 2018), nous attribuons aux bennes de chantier des process de containers au volume similaire :

- Benne de 12, 15 et 30 m³ : container de 20 pieds
- Benne de 60 m³ : container de 40 pieds.

Pour chaque benne, nous calculons le rapport de surface d'acier utilisé afin d'adapter les impacts du container. Le rapport est obligatoirement inférieur à 1, car la benne de chantier, à la différence du container, ne dispose pas de toit. Nous disposons désormais de l'impact de production d'une benne. Cependant, une benne sera utilisée sur plusieurs chantiers au cours de sa vie. Nous devons maintenant déterminer quelle proportion de cet impact doit être lié au chantier étudié. Il s'agit d'estimer la durée d'utilisation d'une benne sur le chantier, de son installation à son évacuation. L'utilisation de la benne pendant le transport sera calculé dans le système de gestion des déchets, dans le module de Transport (C2).

Afin d'obtenir une valeur sur le temps d'utilisation des bennes sur les chantiers, nous avons analysé 8 chantiers. À partir de ce retour d'expérience, nous pouvons estimer la durée générale d'utilisation d'une benne, selon son volume et la phase de chantier (Tableau 2.18). En effet, un faible volume sera rempli plus vite et les machines de la phase de démolition (i.e. pelle hydraulique) accélèrent le remplissage par rapport à l'étape de curage (i.e. chargement manuel ou à l'aide d'un engin télescopique).

Tableau 2.18 : Durée d'utilisation d'une benne selon son volume et l'étape des travaux de déconstruction

Volume de la benne	Durée d'utilisation dans l'étape de curage (jours)	Durée d'utilisation dans l'étape de démolition (jours)
12 m ³	1,05	0,07
30 m ³	2,63	0,17
60 m ³	5,26	0,33

L'Équation 2.11 établit l'impact d'utilisation d'un tel type de benne pendant une phase de chantier. Diviser par la surface développée est toujours nécessaire pour paramétrer le modèle ACV pour chaque chantier.

$$I_{productionBennes} = \sum \left(Benne_x \times \frac{Dutilisation_{Benne_x}}{DutilisationT_{Benne}} \times \frac{S_{Benne_x}}{S_{Container_x}} \right) \times \frac{1}{SD}$$

Équation 2.11

Avec :

- *Bennes* : nombre de bennes de dimension x utilisées pendant la phase de chantier (e.g. pour le curage, obtention des paramètres $Benne_{12_{Cur,Des}}$, $Benne_{30_{Cur,Des}}$ et $Benne_{60_{Cur,Des}}$)
- $Dutilisation_{Benne}$: durée d'utilisation d'une benne de dimension x sur le chantier de déconstruction
- $DutilisationT_{Benne}$: durée d'utilisation d'une benne pendant toute sa durée de vie
- $I_{productionBennes}$: impact environnemental lié à la production de bennes
- S_{Benne} : surface d'acier utilisé pour la production de la benne de dimension x (i.e. somme de la surface de tous les côtés)
- $S_{Container}$: surface d'acier utilisé pour la production d'un container maritime de dimension équivalente à celle de la benne de dimension x (i.e. somme de la surface de tous les côtés)
- SD : surface développée du chantier.

Les camions à semi-remorques et les tombereaux n'entrent pas dans la catégorie des bennes. Ces camions sont chargés directement après leur arrivée sur le chantier et le temps de stationnement sur place est négligeable. L'impact de leur utilisation sera intégré dans le système de gestion des déchets avec le module de Transport (C2).

Le Tableau 2.19 recense les paramètres à obtenir pour contextualiser le stockage temporaire des déchets sur site pendant les travaux de déconstruction.

Tableau 2.19 : Paramètres de contextualisation pour le système de déconstruction pour le stockage temporaire des déchets sur site

Nom du paramètre	Application
<i>Benne12_{Cur,Des}</i>	Nombre de bennes de 12 m ³ remplies pendant le curage et la désolidarisation
<i>Benne12_{Dem}</i>	Nombre de bennes de 12 m ³ remplies pendant la démolition
<i>Benne30_{Cur,Des}</i>	Nombre de bennes de 30 m ³ remplies pendant le curage et la désolidarisation
<i>Benne30_{Dem}</i>	Nombre de bennes de 30 m ³ remplies pendant la démolition
<i>Benne60_{Cur,Des}</i>	Nombre de bennes de 60 m ³ remplies pendant le curage et la désolidarisation
<i>Benne60_{Dem}</i>	Nombre de bennes de 60 m ³ remplies pendant la démolition

Vie du personnel. Les travaux de déconstruction sont réalisés par du personnel. Ces derniers effectuent quotidiennement plusieurs activités génératrices d'impacts :

- Le déplacement du domicile au chantier
- L'alimentation en nourriture (déjeuner) et en eau.

Nous reprenons les mêmes hypothèses que pour le calcul du bilan d'émission de GES. Pour un chef de chantier, il est estimé que ce dernier effectue quotidiennement le trajet en partant de l'entreprise de déconstruction, afin d'échanger avec les supérieurs et d'approvisionner les fournitures. La distance de déplacement quotidien correspond alors à la distance entre l'entreprise et le chantier. Pour le reste du personnel, la distance effectuée entre le domicile et le chantier est une moyenne récupérée parmi les données de BDS selon deux cas différents : chantier en centre-ville ou en périphérie, ce qui est spécifié par la valeur du paramètre *Centre-ville* (Tableau 2.12). Si le chantier se situe hors du périmètre habituel de l'entreprise, le personnel dort sur place, mais des trajets entre le chantier et l'entreprise peuvent avoir été effectués, d'où la nécessité de les connaître (paramètres *AR_{Ins}*, *AR_{Cur}*, *AR_{Des}* et *AR_{Dem}*). En complément du personnel de l'entreprise, des ouvriers intérimaires sont embauchés à proximité du chantier. Leur trajet quotidien est estimé selon l'environnement du chantier (centre-ville ou périphérie).

Le total de km est effectué par des véhicules légers (utilitaires ou non). Or, le niveau d'impact diffère selon le type de motorisation du véhicule et de la norme européenne EURO. Cette norme caractérise le véhicule en fonction du taux de gaz polluants émis. Il est cependant impossible de connaître le type de véhicule de chaque membre du personnel, surtout quand il s'agit d'intérimaires. La composition du parc français en véhicules légers est utilisée pour la modélisation : la distance parcourue par le personnel est répartie dans plusieurs process de véhicules selon la présence en % de ce type de véhicule sur le territoire français. Les ouvriers et les pelleteurs se déplacent avec leur véhicule personnel (Tableau 2.20) tandis que les chefs de chantier utilisent un véhicule utilitaire léger (Tableau 2.21). L'impact lié à la production du véhicule est inclus dans le process.

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 2.20 : Répartition du parc français de véhicules légers selon le type de motorisation et la norme EURO (André et al. 2014)

Motorisation	Répartition sur le parc français de véhicules légers	Process utilisé
Diesel euro 3	7,0 %	Transport, passanger car, medium size, diesel EURO 3 – RER
Diesel euro 4	13,0 %	Transport, passanger car, medium size, diesel EURO 4 – RER
Diesel euro 5	44,8 %	Transport, passanger car, medium size, diesel EURO 5 – RER
Essence euro 3	6,3 %	Transport, passanger car, medium size, petrol EURO 3 – RER
Essence euro 4	5,3 %	Transport, passanger car, medium size, petrol EURO 4 – RER
Essence euro 5	19,7 %	Transport, passanger car, medium size, petrol EURO 5 – RER
Électrique	0,5 %	Transport, passanger car, medium size, electric – GLO
Hybride (diesel ou essence)	2,6 %	Transport, passanger car – RER
GPL, E85	0,8 %	Transport, passanger car, medium size, liquefied petroleum gas – GLO

Tableau 2.21 : Répartition du parc français de véhicules utilitaires légers selon le type de motorisation et la norme EURO (André et al. 2014)

Motorisation	Répartition sur le parc français de véhicules utilitaires légers	Process utilisé
Diesel euro 3	5,1 %	Transport, passanger car, large size, diesel EURO 3 – RER
Diesel euro 4	10,9 %	Transport, passanger car, large size, diesel EURO 4 – RER
Diesel euro 5	77,6 %	Transport, passanger car, large size, diesel EURO 5 – RER
Essence euro 3	0,2 %	Transport, passanger car, large size, petrol EURO 3 – RER
Essence euro 4	0,3 %	Transport, passanger car, large size, petrol EURO 4 – RER
Essence euro 5	2,4 %	Transport, passanger car, large size, petrol EURO 5 – RER
Électrique	0,5 %	Transport, passanger car, large size, electric – GLO
Autre	3,5 %	Transport, passanger car – RER

Nous modélisons d'une manière similaire le déplacement lié aux installateurs des caméras de surveillance et des gardiens potentiellement engagés pour protéger le site. Nous leur attribuons cependant une distance de déplacement par défaut de 20 km, à effectuer pendant la durée D_{Agent} pour l'agent de sécurité et juste deux fois (installation et retrait) pour le personnel chargé des caméras de surveillance.

L'alimentation du personnel implique de l'eau et de la nourriture pour le déjeuner. Il est recommandé pour un homme adulte de boire 2,5 L d'eau par jour (European Food Safety Authority 2010). Ces 2,5 L quotidiens sont réellement consommés sur 16 heures, après avoir retiré 8 heures correspondant au temps de sommeil (Hirshkowitz *et al.* 2015). En comptant les heures de travail et une heure pour la pause de midi, un ouvrier reste sur chantier au moins 9 heures par jour. Sa consommation en eau serait alors de 1,5 L d'eau, soit une grande bouteille d'eau. La production de cette bouteille d'eau est modélisée par deux process :

- Bouteille en plastique : '*Market for polyethylene terephthalate, granulate, bottle grade – GLO*'
- Eau contenue dans la bouteille en plastique : '*Market for tap water – Europe without Switzerland*'. Nous savons que l'eau contenue en bouteille est généralement de l'eau minérale, cependant aucun process n'est disponible à ce sujet dans Ecoinvent. L'impact de la consommation d'eau par le personnel est supposé faible sur la globalité d'un chantier. Le risque de sous-estimation n'impactera donc pas les résultats.

Un déjeuner équilibré est modélisé avec trois process différents (Interfel 2019) :

- 100 g de viande : '*Market for red meat, live weight – GLO*'
- 100 g de féculents : '*Market for rice – GLO*'
- 100 g de légumes : '*Market for tomato, fresh grade – GLO*'.

Ce déjeuner est fréquemment pris sous la forme de plat préparé, ce qui induit la production d'emballages, et potentiellement leur rejet dans la nature. En prenant comme masse d'emballage celle produit par un repas en restauration rapide (ADEME *et al.* 2016; INSEE 2013), nous avons testé plusieurs taux de rejet dans la nature, de 0 à 100 %. L'impact de ce rejet est négligeable sur un chantier de construction, quel que soit le taux de rejet. De ce fait, nous ne modélisons pas ce point dans notre ACV de chantier.

La modélisation de la vie du personnel sur chantier est réalisée de la même manière pour toutes les phases de la déconstruction. Chaque process d'alimentation et de déplacement est multiplié par la quantité de personnel et le nombre de jours de travail pendant la phase.

Le paramétrage du modèle pour la vie du personnel est directement lié aux travaux de déconstruction. Pour chaque type de personnel (i.e. chef de chantier, ouvrier, pelleteur), leur nombre est récupéré, ainsi que la durée de leur travail. Par exemple, la vie du chef de chantier pendant l'installation est paramétrée par le nombre de chefs de chantier (CC_{Ins}) et la durée de la phase d'installation (D_{Ins}). Le chef de chantier n'intervient que lors de la démolition de la superstructure du bâtiment ($D_{Dem,super}$).

Transport du matériel et des machines de chantier. Le transport du matériel s'estime en tonne-kilomètre. Pour le calculer, le tonnage transporté (somme des paramètres $M_{Matériel}$, M_{MECur} , M_{MEDes} , M_{MEDem} , M_{Pelles} et $M_{ProduitsSTx}$) est multiplié par la distance de transport. Par exemple, 5 T de matériel sont acheminés vers le chantier, situé à 10 km. Le transport est modélisé par la valeur $5 \times 10 = 50 \text{ tkm}$.

La distance de transport dépend de la localisation du chantier, comme déjà exposé dans le calcul du bilan d'émission de GES. Si ce dernier se situe dans le périmètre habituel de l'entreprise (information à donner avec le paramètre *HorsPérimètre* du Tableau 2.12), alors la distance parcourue vaut la valeur du paramètre *DistanceChantier* (Tableau 2.12). Dans le cas

contraire, seules les pelles hydrauliques de démolition sont transportées de l'entreprise jusqu'au chantier, d'où la nécessité de dissocier la masse de ces machines (paramètre M_{Pelles}) avec les mini-engins (paramètre $M_{ME_{Dem}}$). Les mini-engins sont loués à proximité du chantier et la distance par défaut est de 20 km.

Le process auquel la valeur en tonne-kilomètre est attribuée est issu d'une adaptation du process 'Transport, freight, lorry 16-32 metric tons – RER'. Le process a d'abord été modifié à partir des travaux de thèse de (Brière 2016) pour mieux correspondre au contexte de transport dans un chantier du BTP, c'est-à-dire avec un transport à vide de 50 %.

Le total de tonne-kilomètre est effectué par des poids lourds. Or, le niveau d'impact diffère selon la catégorie du poids lourd sur la norme européenne EURO. Cette norme caractérise le véhicule en fonction du taux de gaz polluants émis sur sept catégories, de l'EURO 0 à l'EURO 6. Dans le process 'Transport, freight, lorry 16-32 metric tons – RER', nous intégrons alors les process de fret comme 'Transport, freight, lorry 16-32 metric tons, EURO6 – RER', et ce des normes EURO 3 à 6. Les normes EURO 0 à 2, trop datées, n'existent plus dans Ecoinvent. Il s'agit désormais de répartir le total de tonne-kilomètres sur les quatre process de fret (EURO3, 4, 5 et 6). Ne pouvant pas connaître le classement des poids lourds utilisés sur un chantier de déconstruction, nous considérons le parc français des poids lourds de la même manière que pour le déplacement du personnel (Tableau 2.22).

La part de transport (tonne-kilomètre) effectuée par un poids lourd d'une catégorie EURO est calculée en multipliant le total de tonne-kilomètre par le pourcentage de poids lourds appartenant à la catégorie EURO considérée. Comme les normes EURO 0 à 2 n'existent plus dans Ecoinvent, on les associe à la classe EURO 3 ; étant donné leur faible proportion, cette hypothèse n'a qu'un impact très limité. L'impact lié à la production du camion est inclus dans chaque process de 'Transport, freight, lorry 16-32 metric tons – RER', quelle que soit la norme EURO.

Tableau 2.22 : Répartition du parc français poids lourd selon la norme EURO (Comité National Routier 2018)

Norme du camion	Répartition sur le parc français poids lourd
EURO 0, 1 et 2	0,1 %
EURO 3	3,5 %
EURO 4	7,4 %
EURO 5	46,4 %
EURO 6	42,6 %

Le transport des machines jusqu'au chantier se modélise de la même façon que le transport du matériel d'installation. Le tonnage total à transporter est multiplié par la distance de trajet (i.e. distance de l'entreprise de déconstruction vers le chantier). Le résultat est attribué au process de fret 'Transport, freight, lorry 16-32 metric tons – RER' adapté pour la situation française.

3.2.3 Système de gestion des déchets

La gestion des déchets est modélisée en plusieurs étapes, en accord avec les normes (AFNOR 2011; AFNOR 2014b; AFNOR 2016) : Transport des déchets, Traitement des déchets, Élimination des déchets puis Bénéfices et charges apportés par la valorisation des déchets. Le réemploi est le seul traitement ne nécessitant pas de transport.

Le Tableau 2.23 présente l'inventaire des flux compris dans le système. Les déchets apparaissent en entrée dans le système dans le sens où leur gestion, et leur éventuelle

élimination, est obligatoire. Le signe négatif est commun en ACV pour traduire la gestion de ces déchets, et distinguer alors les déchets entrants et les déchets sortants. Le système de gestion des déchets s'étend alors jusqu'à l'élimination totale du déchet (par incinération ou stockage) ou la sortie de son statut de déchet (par exemple grâce au recyclage).

Tableau 2.23 : Inventaire des flux dans le système de gestion des déchets

		Entrants	Sortants
Flux intermédiaires	Fonctionnement	- Énergie des camions, machines pour le traitement des déchets	
	Infrastructures	- Machines, camions - Bennes - Locaux des sites de traitement des déchets	
	Produits	- (-) Déchets à gérer	- Déchets - Matière valorisée - Énergie produite par valorisation énergétique - (-) Production de matériaux ou d'énergie (impacts potentiellement évités)
Flux élémentaires		- Occupation d'espace	- Émissions liées à la combustion de carburant - Poussière - Substance dans l'eau, le sol, l'air - Déchets

Comme dans le système de déconstruction, l'occupation d'espace des sites de traitement est considérée ici comme négligeable par rapport aux autres contributeurs d'impact.

Transport des déchets. Le transport des déchets reprend les mêmes principes que le transport des machines dans le système de déconstruction. L'utilisation des camions, ainsi que leur production, est modélisée par un process de fret adapté au contexte français. L'unité est en tonne-kilomètre. Mais, contrairement au transport du matériel où la même course est effectuée, chaque nature de déchet est envoyé dans un centre de traitement différent. La distance de trajet diffère pour chaque déchet. Il faut d'abord multiplier la masse de chaque déchet avec la distance de trajet, puis additionner chaque résultat pour obtenir la valeur totale qui sera attribuée au process de transport (cette valeur totale est définie comme le paramètre tkm).

Lorsque le camion ne possède pas de remorque et qu'une benne est utilisée, nous reprenons les process de containers utilisés dans le système de déconstruction. Cependant, nous effectuons cette fois l'hypothèse que, pour chaque type de benne (12, 30 ou 60 m³), une seule benne est utilisée de manière consécutive pour effectuer le transport des déchets. Si une benne de 12 m³ est assignée pour le transport des déchets inertes, nous effectuons l'hypothèse qu'une seule benne est utilisée pour déplacer les déchets du chantier jusqu'aux lieux de traitement. La benne revient toujours au chantier. À cette unique benne, nous lui attribuons comme durée d'utilisation, la durée totale du transport avec ce type de benne (paramètres $D_{Benne12}$, $D_{Benne15}$, $D_{Benne30}$ et $D_{Benne60}$).

Les camions à semi-remorques et les tombereaux, qui n'ont pas été considérés lors du système de déconstruction, sont inclus désormais dans le système. Cette fois, leur utilisation s'avère bien plus longue. Nous décomposons ces camions en un camion sans infrastructure sur sa remorque, et une benne correspondant au volume qu'ils peuvent transporter, soit 15 m³. Une benne d'un volume pareil correspond au process de 'Market for international shipping container, 20 feet – GLO'.

Deux étapes sont étudiées dans le transport des déchets : du chantier au premier centre de traitement, puis les transports éventuels après un premier centre de traitement (e.g. transfert après centre de tri ou perte lors du recyclage du déchet) jusqu'à ce que le déchet soit valorisé ou éliminé. Les distances du chantier au premier centre de traitement sont connues. Pour les autres transports éventuels, des distances génériques sont utilisées (SEDDRE et Crowe Sustainable Metrics 2019). Ce deuxième cas de transport n'est pas géré par l'entreprise de déconstruction. Il s'accompagne alors d'hypothèses (e.g. volume de la benne utilisée) et d'un risque de surestimation (les déchets du chantier, si leur quantité est faible, sont en réalité mélangés avec des déchets provenant d'autres chantiers afin d'optimiser le transport). Toutefois, nous préférons prendre en compte cette partie, même avec des hypothèses, plutôt que de la négliger.

Le Tableau 2.24 recense les paramètres à posséder pour contextualiser le transport des déchets.

Tableau 2.24 : Paramètres de contextualisation pour le transport des déchets dans le système de gestion des déchets

Nom du paramètre	Application
$D_{Benne12}$	Durée d'utilisation d'une benne 12 m ³
$D_{Benne15}$	Durée d'utilisation d'un tombereau et d'un semi
$D_{Benne30}$	Durée d'utilisation d'une benne 30 m ³
$D_{Benne60}$	Durée d'utilisation d'une benne 60 m ³
tkm	Somme des tonnes-kilomètres parcourus pour le transport des déchets

Traitement des déchets en vue d'une valorisation. Nous nous intéressons désormais aux traitements des déchets, et plus particulièrement aux traitements permettant une valorisation. Plusieurs valorisations sont envisageables : une valorisation matière (réemploi, réutilisation, recyclage ou compostage) ou une valorisation énergétique (incinération avec récupération d'énergie).

La norme 16970 (AFNOR 2016) donne des conditions pour considérer une élimination des déchets comme une valorisation énergétique : « Les matières destinées à la récupération d'énergie sont identifiées sur la base d'une efficacité de récupération d'énergie supérieure à 60%, dans le respect de la réglementation existante. Les matières permettant une récupération d'énergie avec une efficacité inférieure à 60% ne sont pas considérées comme des matières destinées à la récupération d'énergie ».

La récupération d'énergie à partir de déchets est accessible à partir de trois traitements : l'incinération, la coïncinération et le stockage des déchets (par récupération du biogaz). Cependant, l'efficacité de récupération d'énergie n'est supérieure à 60 % que pour un unique cas : la cogénération après récupération du biogaz issu d'une ISDND (Tableau 2.7). Tous les autres traitements, même s'ils permettent une récupération d'énergie, sont à considérer comme une élimination : ils sont modélisés dans le module C4. Pour la cogénération grâce au biogaz, l'activité de récupération d'énergie est modélisée dans le module C3, mais

les impacts liés au stockage sont conservés dans le module C4. Seule cette énergie est considérée dans les bénéfices potentiels du module D.

Dans le module C3, nous modélisons l'impact de la valorisation des déchets selon différents process. Lorsque nous ne disposons pas de process approprié de recyclage, nous avons pris un process de production et retiré les flux d'extraction de matériaux afin de garder les impacts liés à l'activité de production. Lorsque le process est suivi d'un astérisque, cela signifie que le process a été adapté en retirant certains flux ne correspondant pas au contexte de ce travail. Par exemple, pour le recyclage du béton en tant que gravier routier, nous avons pris le process de production du gravier '*Gravel production, crushed – CH*' et retiré les flux d'extraction des matières premières pour garder les flux de production qui transforment les matières en gravier.

Le réemploi des déchets inertes est modélisé à partir du même process '*Gravel production, crushed – CH*', mais à qui nous avons aussi retiré les flux liés à la construction du centre de production. Comme le recyclage du béton, le réemploi des DI est réalisé par un concasseur.

La réutilisation des DEA (Déchet d'Élément d'Ameublement) n'implique pas de process de traitement. En effet, la gestion de ces déchets en vue d'une réutilisation est manuelle (manutention ou éventuelle réparation) et n'implique aucun flux intermédiaire.

Le recyclage des déchets nécessite un process approprié à chaque type de déchet :

- Béton : '*Gravel production, crushed – CH**'
- Bois B : '*Treatment of waste wood, post-consumer, sorting and shredding – CH*'
- Brique plâtrière : Distribution entre '*Gravel production, crushed – CH**' et '*Treatment of waste gypsum plasterboard, recycling – CH*'
- DEA en bois B : '*Treatment of waste wood, post-consumer, sorting and shredding – CH*'
- DEEE : '*Treatment of waste electric and electronic equipment, recycling – GLO*'
- DEEE dangereux : '*Treatment of waste electric and electronic equipment, recycling – GLO*'
- Enrobés : '*Gravel production, crushed – CH**'. Nous supposons que le procédé de recyclage des enrobés est similaire à celui du béton.
- Étanchéité souple en PVC : '*Polyvinylchloride, suspension polymerised, production – CH**'
- Fenêtre en bois B : Distribution entre '*Treatment of waste wood, post-consumer, sorting and shredding – CH*' et élimination de la part non valorisée dans le module C4
- Fenêtre en aluminium : Distribution entre '*Aluminium scrap, prepared for melting – GLO*', puis '*Production of aluminium cast alloy – RER*' et élimination de la part non valorisée dans le module C4
- Fenêtre en platin : Distribution entre '*Sorting and pressing of iron scrap – RER*', puis '*Steel production, electricity, low-alloyed – RER**' et élimination de la part non valorisée dans le module C4
- Fenêtre en PVC : Distribution entre '*Polyvinylchloride, suspension polymerised, production – CH**' et élimination de la part non valorisée dans le module C4
- Huile minérale : '*Lubricating oil production – RER*'
- Métal (aluminium) : '*Aluminium scrap, prepared for melting – GLO*', puis '*Production of aluminium cast alloy – RER*'
- Métal (câbles mêlés et cuivre) : '*Treatment of used cables – GLO*'

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

- Métal (fer à cisailier, inox et platin) : '*Sorting and pressing of iron scrap – RER*', puis '*Steel production, electricity, low-alloyed – RER**'
- Métal (zinc) : '*Zinc coating, coils – RER*'
- Moquette : '*Nylon production – RoW**'
- Panneau sandwich : Distribution entre '*Sorting and pressing of iron scrap – RER*', puis '*Steel production, electricity, low-alloyed – RER**' et élimination de la part non valorisée dans le module C4
- Plâtre : '*Treatment of waste gypsum plasterboard, recycling – CH*'
- Polystyrène : '*Polystyrene foam slab production – CH**'
- PVC rigide : '*Polyvinylchloride, suspension polymerised, production – CH**'
- PVC souple : '*Polyvinylchloride, suspension polymerised, production – CH**'
- Verre : '*Flat glass production, uncoated – RER**'.

Le réaménagement de carrière par des déchets inertes est modélisé en exploitant le même process de fonctionnement d'une ISDI. Les deux activités sont en effet similaires par le fonctionnement et le matériel : les déchets sont déversés dans une excavation sans transformation préalable de leur forme physique.

Le compostage des déchets verts est modélisé avec le process '*Treatment of biowaste, composting – CH*'.

Les centres de tri sont modélisés en plusieurs étapes : le fonctionnement du centre de tri, puis le fonctionnement du(des) traitement(s) après le centre de tri. La première étape est intégrée dans le module C3. Cette deuxième étape se partage entre le module C3 (valorisation des déchets et renvoi alors à l'un des process précédents) et le module C4 (élimination). Nous modélisons le fonctionnement du centre de tri en fonction du type de déchet qu'il gère :

- Déchets inertes : '*Treatment of waste concrete, not reinforced, sorting plant – Europe without Switzerland**'
- Déchets non dangereux : '*Treatment of waste paperboard, sorting plant – Europe without Switzerland**', dont les valeurs de flux sont communes à quelques autres process de tri existants (e.g. waste gypsum plasterboard, waste reinforced plasterboard et waste plasterboard sandwich)
- Déchets dangereux : un centre de tri des déchets dangereux correspond plutôt à un centre de regroupement, permettant de rassembler des petites quantités à transférer en une seule fois vers l'élimination. Malgré l'absence de tri, le fonctionnement du centre génère toujours des impacts. Nous utilisons alors le process créé pour le centre de tri des DND '*Treatment of waste paperboard, sorting plant – Europe without Switzerland**' et nous y retirons le matériel de tri.

Pour chacun de ces process, il faut connaître la masse de déchets dirigée vers le traitement associé. Nous associons un paramètre à chaque process (Tableau 2.25).

Nous avons précédemment vu que la seule production d'énergie considérée comme une valorisation énergétique dans les normes 15978, 15804 et 16970 correspond à l'exploitation en cogénération du biogaz issu de la décomposition des déchets verts en ISDND. Dans le module C3, nous devons modéliser les impacts liés à l'exploitation du biogaz pour produire de l'énergie. Pour rappel, une tonne de biodéchets produit 0,275 m³ de méthane (Cresson 2011) et ce méthane possède un PCI de 9,42 kWh/m³ (Le Bars et al. 2010). Avec les données de rendement du Tableau 2.7, la production d'énergie est divisée selon l'électricité et la chaleur (création de deux paramètres $Chaleur_{Biogaz}$ et $Éle_{C_{Biogaz}}$). Nous utilisons les process '*Heat and power co-generation, biogas, gas engine, electricity high voltage – FR*' et '*Heat and power co-generation, biogas, gas engine, heat, central or small-scale, other than natural gas – FR*'.

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Seulement 25,3 % des ISDND réalisent ce type de valorisation (ADEME, Desplats, *et al.* 2017), ce qui réduit la capacité d'exploitation du méthane comme source d'énergie.

L'incinération, bien que nous ne tenions pas compte de sa production d'énergie, peut conduire à de la valorisation matière lors de son processus (Beylot *et al.* 2017) :

- Le fer et l'aluminium sont respectivement récupérés après incinération à 75 % et 50 %
- Les mâchefers issus de l'incinération de DND (1 tonne de DND incinérés produit 0,19 tonnes de mâchefer) sont valorisés à 81 % en technique routière et subissent alors le même procédé que le recyclage du béton.

Pour modéliser ce module, nous devons alors connaître la masse de DND incinérés et coïncinérés ($M_{DND_{Coïnc}}$ et $M_{DND_{Inc}}$).

Le Tableau 2.25 recense les paramètres à renseigner concernant le traitement des déchets en vue d'une valorisation.

Tableau 2.25 : Paramètres de contextualisation pour le traitement des déchets en vue d'une valorisation dans le système de gestion des déchets

Nom du paramètre	Application
$Chaleur_{Biogaz}$	Chaleur produite par cogénération à partir du biogaz (GJ)
$Élec_{Biogaz}$	Électricité produite par cogénération à partir du biogaz (GJ)
$M_{Acier_{Rec}}$	Masse d'acier à recycler (T)
$M_{Aluminium_{Rec}}$	Masse d'aluminium à recycler (T)
$M_{Bois_{Rec}}$	Masse de bois à recycler (T)
$M_{Cuivre_{Rec}}$	Masse de câbles et de cuivre à recycler (T)
$M_{Bois_{Rec}}$	Masse de DEEE à recycler (T)
$M_{DI_{Réa}}$	Masse de DI pour réaménagement (T)
$M_{DI_{Rec}}$	Masse de DI à recycler pour utilisation routière (T)
$M_{DI_{Rée}}$	Masse d'inertes à réemployer (T)
$M_{DI_{Tri}}$	Masse de DI à trier (T)
$M_{DND_{Coïnc}}$	Masse de DND à coïncinérer (T)
$M_{DND_{Inc}}$	Masse de DND à incinérer (T)
$M_{DND_{Réa}}$	Masse de DND pour réaménagement (T)
$M_{DND_{Tri}}$	Masse de DND à trier (T)
$M_{Huile_{Rec}}$	Masse d'huile à recycler (T)
$M_{Laine_{Rec}}$	Masse de laine de verre à recycler (T)
$M_{Moquette_{Rec}}$	Masse de moquette à recycler (T)
$M_{Plâtre_{Rec}}$	Masse de plâtre à recycler (T)
$M_{Polystyrène_{Rec}}$	Masse de polystyrène à recycler (T)
$M_{PVC_{Rec}}$	Masse de PVC à recycler (T)
$M_{Verre_{Rec}}$	Masse de verre à recycler (T)
$M_{Verts_{Rec}}$	Masse de déchets verts à composter (T)
$M_{Zinc_{Rec}}$	Masse de zinc à recycler (T)

Élimination des déchets. Le module C4 modélise l'élimination des déchets par incinération ou enfouissement. Ces deux traitements peuvent être effectués après le passage du déchet dans un centre de tri.

Nous séparons l'incinération pour les DND et les DD. Pour les DND, plusieurs process distinguent l'incinération selon quelques natures de déchets (e.g. polystyrène, polyéthylène, polypropylène...). Cependant, ces process n'existent pas pour tous les DND que nous considérons. De ce fait, le process d'incinération des DND est assimilé au process 'Treatment for municipal solid waste, incineration – FR'. Nous assimilons l'incinération des DD au process 'Process-specific burdens, hazardous waste incineration plant – CH'.

De la même manière, nous décrivons des process d'enfouissement selon le type de déchets stockés. Les process de 'Disposal landfill' ont été adaptés au système français (ISDI, ISDND et ISDD) selon les recommandations de (Brière 2016).

Le Tableau 2.26 recense les paramètres à posséder pour contextualiser l'élimination des déchets. Chaque paramètre correspond à la masse dirigée vers le traitement associé.

Tableau 2.26 : Paramètres de contextualisation pour l'élimination des déchets dans le système de gestion des déchets

Nom du paramètre	Application
$M_{DDCoïnc}$	Masse de DD à coïncinérer (T)
M_{DDInc}	Masse de DD à incinérer (T)
M_{DDISD}	Masse de DD à envoyer en ISD (T)
M_{DDTri}	Masse de DD à envoyer en centre de regroupement (T)
M_{DIISD}	Masse de DI à envoyer en ISD (T)
$M_{DNDCoïnc}$	Masse de DND à coïncinérer (T)
M_{DNDInc}	Masse de DND à incinérer (T)
M_{DNDISD}	Masse de DND à envoyer en ISD (T)

Impacts potentiellement évités. Le module D permet de quantifier les impacts potentiellement évités par la valorisation des déchets. Dans le cas d'une valorisation matière, une quantité précise de matériau primaire peut être évité sur la production d'un nouveau produit. Faute de pouvoir exploiter la méthode d'ACV conséquentielle, nous reprenons les mêmes hypothèses que celles posées pour calculer le bilan des émissions de GES (section 2 et Tableau 2.5). Nous prenons l'hypothèse d'un taux de substitution 1 :1, c'est-à-dire qu'une tonne de matière valorisée équivaut à une tonne de matière primaire. Par exemple, le béton recyclé en granulats de sous-couche routière, calculé à partir du taux de valorisation matière présenté en section 1 évite la production de granulats naturels. Les métaux recyclés évitent l'extraction de minerais et leur première fonte. Lorsqu'un déchet est composé de plusieurs matériaux, alors des matériaux primaires de différentes natures peuvent être évités. La réutilisation d'un DEA évite à la fois la production de panneaux de bois, puis l'extraction et la fonte de minerais, car un DEA moyen est composé à 88 % de bois, 5 % d'acier, 2 % de verre et 5 % d'autres matériaux divers non valorisables (ADEME 2017). Nous ne considérons cependant pas le recyclage du verre issu d'un DEA car les contraintes de ce traitement sont très fortes : le verre doit être récupéré sans poussière ou tout autre déchet de nature différente. De même, nous considérons que le recyclage d'un DEEE (dangereux ou non) permettrait d'éviter l'extraction et la fonte de minerais nécessaire à la production d'acier et de cuivre, car un DEEE est composé en moyenne de 48 % d'acier et 8 % de cuivre (ADEME 2017). Les autres éléments correspondent principalement à du plastique, qui est rarement recyclé dans les conditions actuelles.

Les matériaux primaires potentiellement évités sont issus d'une activité industrielle. Lorsque le matériau remplacé par le déchet valorisé est un matériau exploité à l'état brut, sans

transformation humaine, aucun flux intermédiaire n'est évité. Pour le réemploi des déchets inertes ou le réaménagement de carrière, le matériau remplacé est assimilé à la terre, qui existe et est exploitable sans influence humaine. De ce fait, ces deux traitements n'évitent potentiellement aucun impact.

Les autres valorisations matière sont modélisées par un process relatif à chaque déchet :

- Béton : *'Gravel production, crushed – CH'*
- Bois B : *'Particle board production, for indoor use – RER'*
- Brique plâtrière : Distribution entre *'Gravel production, crushed – CH'* et *'Gypsum plasterboard production – CH'*
- Déchets verts : *'Single superphosphate production | phosphate fertiliser, as P2O5 – RER'*
- DEA : Distribution entre *'Particle board production, for indoor use – RER'* et *'Pig iron production – GLO'*
- DEA en bois B : *'Particle board production, for indoor use – RER'*
- DEEE : Distribution entre *'Pig iron production – GLO'* et *'Copper production, blister copper – RER'*
- DEEE dangereux : Distribution entre *'Pig iron production – GLO'* et *'Copper production, blister copper – RER'*
- Enrobés : *'Mastic asphalt production – CH'*
- Étanchéité souple en PVC : *'Polyvinylchloride, suspension polymerised, production – CH'*
- Fenêtre en bois B : *'Particle board production, for indoor use – RER'*
- Fenêtre en aluminium : *'Aluminium production, primary liquid, prebake – IAI Area, EU27 & EFTA'*
- Fenêtre en platine : *'Pig iron production – GLO'*
- Fenêtre en PVC : *'Polyvinylchloride, suspension polymerised, production – CH'*
- Huile minérale : *'Lubricating oil production – RER'*
- Métal (aluminium) : *'Aluminium production, primary liquid, prebake – IAI Area, EU27 & EFTA'*
- Métal (câbles mêlés et cuivre) : *'Copper production, blister copper – RER'*
- Métal (fer à cisailier, inox et platine) : *'Pig iron production – GLO'*
- Métal (zinc) : *'Zinc coating, coils – RER'*
- Moquette : *'Nylon production – RER'*
- Panneau sandwich : *'Pig iron production – GLO'*
- Plâtre : *'Gypsum plasterboard production – CH'*
- Polystyrène : *'Polystyrene foam slab production – RER'*
- PVC rigide : *'Polyvinylchloride, suspension polymerised, production – CH'*
- PVC souple : *'Polyvinylchloride, suspension polymerised, production – CH'*
- Verre : *'Flat glass production, uncoated – RER'*.

Comme indiqué précédemment, pour faciliter la modélisation, nous prenons l'hypothèse d'un taux de substitution 1:1. En ACV, les systèmes de marché, utilisables par l'ACV conséquentielle, permettent normalement d'obtenir des taux de substitution selon le type de production. Mais la construction souffre d'un manque de données dans ce domaine. Nous réutilisons tout de même la donnée trouvée pour l'acier de construction : 50 % de l'acier utilisé dans ce secteur provient du secteur du recyclage (Brière 2016; Gomes et al. 2013). Nous exploitons cette valeur pour calculer les bénéfices réellement apportés par le recyclage de l'acier (fer à cisailier, inox et platine).

Les paramètres permettant de contextualiser ce module sont calculés à partir des paramètres du module C3 (Traitement des déchets). Les masses sont multipliées par le taux de valorisation matière afin d'obtenir la quantité de matière primaire potentiellement évitée.

Pour modéliser l'énergie potentiellement évitée par la valorisation du biogaz en cogénération, nous reprenons l'énergie produite selon sa nature et nous considérons qu'elle permet d'éviter sa production conventionnelle :

- Électricité : '*Electricity, high voltage, production mix – FR*'
- Chaleur, selon les recommandations de (FEDEREC et ADEME 2017) :
 - 79,2 % issu du gaz par le process '*Heat production, natural gas, at industrial furnace low-Nox > 100 kW – Europe without Switzerland*'
 - 8,8 % issu du charbon par le process '*Heat production, at coal coke industrial furnace 1-10 MW – RoW*'
 - 12 % issu du pétrole par le process '*Heat production, light fuel oil, at industrial furnace 1 MW – CH*'.

Le personnel des plateformes de traitement (i.e. déplacement et alimentation sur site de travail) n'est modélisé dans aucun process utilisé. Nous ne désirons pas l'inclure nous-mêmes, car ce personnel se situe hors du premier plan de notre système. Contrairement au personnel de chantier, il n'est pas affecté au chantier étudié en particulier.

3.2.4 Méthode de calcul d'impact

De nombreuses méthodes existent pour calculer les impacts environnementaux. Elles diffèrent par le type d'impacts calculés. Certaines se spécialisent sur un seul indicateur (e.g. utilisation de l'eau, santé humaine), tandis que d'autres proposent un panel important d'impacts (jusqu'à une vingtaine).

Pour évaluer notre modèle de déconstruction, nous avons choisi la méthode ILCD 2011 Midpoint+. Cette méthode, construite dans un cadre européen, récente (version utilisée datant de 2016), permet une revue assez exhaustive des impacts environnementaux potentiels. Elle intègre de manière assez fidèle les impacts environnementaux sélectionnés par la norme 15804 (AFNOR 2014b), que nous avons précédemment choisi comme base pour la modélisation de la déconstruction d'un bâtiment.

Les indicateurs d'impacts calculés sont (European Commission *et al.* 2010) :

- Le changement climatique, provoqué par l'émission abondante de GES par les activités humaines (kg CO₂ eq).
- L'appauvrissement de la couche d'ozone (kg CFC-11 eq), qui protège la Terre des rayonnements solaires ultraviolets, mais que le rejet de certaines substances chimiques (e.g. CFC) dégrade. Ceci entraîne, entre autres, une augmentation des cancers et des dommages sur l'écosystème terrestre et aquatique.
- La toxicité humaine, établissant les risques d'émissions toxiques sur la santé humaine (CTUh).
- L'écotoxicité, qui estime les conséquences du rejet de produits chimiques dans l'environnement (CTUe).
- Les particules fines auxquelles s'exposent les êtres vivants (kg PM_{2.5} eq).
- Le rayonnement ionisant et les risques associés à l'exposition (CTUe ou kBq U235 eq).
- La formation photochimique de l'ozone, qui apparaît dans la troposphère, est dangereuse lors d'une inhalation et affecte aussi la végétation (kg NMVOC eq).

- L'acidification de l'eau et des sols, provoquée par le rejet de certaines substances comme le dioxyde de soufre (molc H⁺ eq).
- L'eutrophisation terrestre et aquatique (eau marine et eau douce), provoquée par le rejet de substances (notamment des composés azotés) dans l'un ou l'autre milieu (respectivement molc N eq, kg N eq ou kg P eq).
- L'utilisation du territoire, qui traduit les dommages sur l'écosystème par l'occupation et la transformation d'un terrain (kg C deficit).
- L'appauvrissement des ressources minérales, fossiles et renouvelables (kg Sb eq)
- L'appauvrissement de la ressource en eau (m³ water eq).

3.3 Applications

3.3.1 Analyse complète

3.3.1.1 Résultats

Prenons une nouvelle fois le chantier du hall de parc d'exposition. Les impacts environnementaux estimés pour cette déconstruction sont présents dans le Tableau 2.27.

Tableau 2.27 : Impacts environnementaux de la déconstruction d'un hall de parc d'exposition

Catégorie d'impact	N°	Résultat	Unité
Acidification	1	-3,977E+02	molc H ⁺ eq
Changement climatique	2	2,432E+05	kg CO ₂ eq
Écotoxicité d'eau douce	3	9,896E+07	CTUe
Eutrophisation d'eau douce	4	-7,366E+00	kg P eq
Toxicité humaine, provoquant des cancers	5	1,440E+00	CTUh
Toxicité humaine, ne provoquant pas de cancer	6	1,820E+00	CTUh
Rayonnement ionisant E	7	2,960E-01	CTUe
Rayonnement ionisant HH	8	9,785E+04	kBq U235 eq
Utilisation du territoire	9	-1,567E+06	kg C deficit
Eutrophisation marine	10	7,250E+02	kg N eq
Appauvrissement des ressources minérales, fossiles et renouvelables	11	4,674E+01	kg Sb eq
Appauvrissement de la couche d'ozone	12	3,270E-02	kg CFC-11 eq
Particules fines	13	-1,307E+02	kg PM2.5 eq
Formation photochimique de l'ozone	14	-4,840E+02	kg NMVOC eq
Eutrophisation terrestre	15	9,355E+02	molc N eq
Appauvrissement de la ressource en eau	16	2,022E+03	m ³ water eq

Avec ces seuls résultats, il est difficile d'analyser les conséquences de la stratégie. Déterminer si un impact est plus important qu'un autre est compliqué, car les unités sont

différentes. Nous pouvons cependant repérer que le résultat sur le changement climatique est très proche de celui estimé par le bilan d'émission de GES : 243,2 T contre 212,1 T (§2.3).

Pour analyser plus finement ces résultats, nous pouvons les étudier à travers la contribution des modules C1 à D (Figure 2.2) du système dans la Figure 2.4. La numérotation des impacts est présente dans le Tableau 2.27.

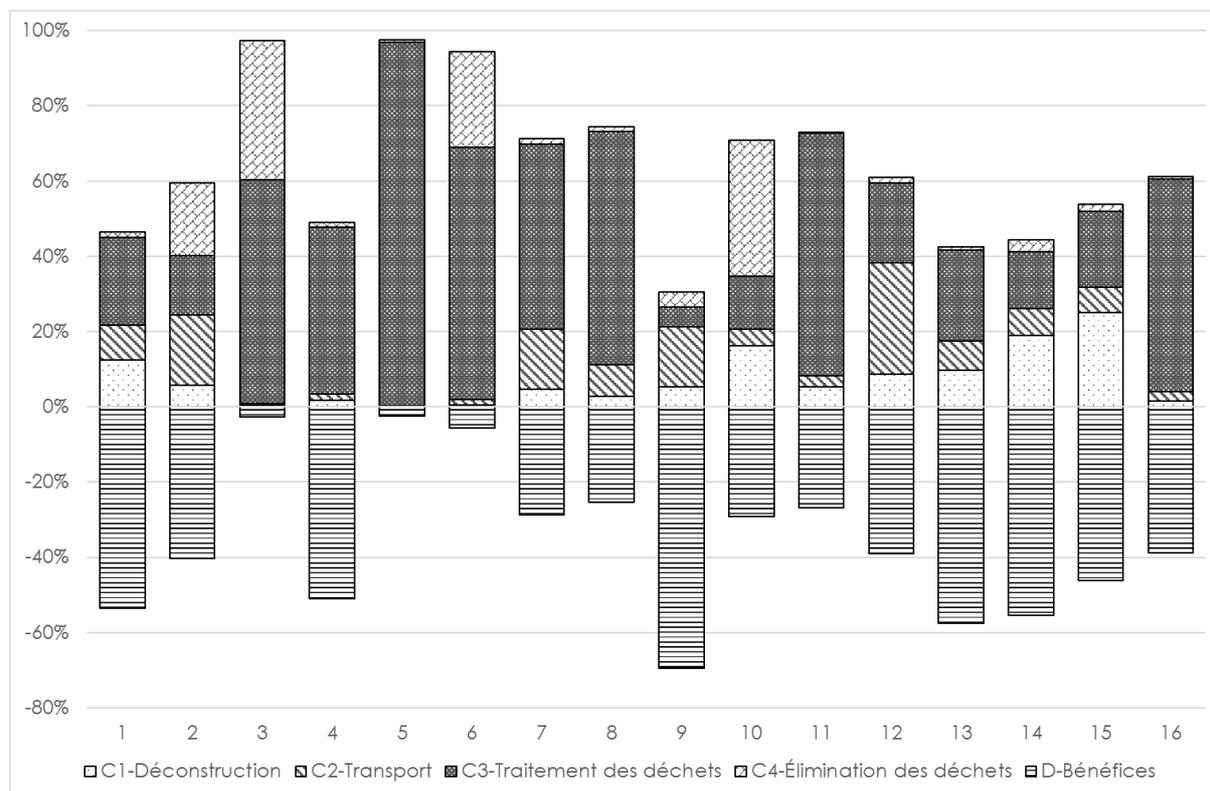


Figure 2.4 : Contribution des modules du système ACV sur les impacts environnementaux de la déconstruction d'un hall de parc d'exposition

Le traitement des déchets (module C3) est le module le plus impactant, puis vient leur élimination (module C4), leur transport (module C2) et enfin la déconstruction (C1). Les bénéfices liés à la valorisation (D) sont très importants : sur certaines catégories d'impact, ils compensent plus que ce que produit le chantier, d'où certains résultats négatifs (e.g. Acidification). Ce haut degré de compensation est intimement lié au système considéré : nous nous concentrons ici sur la fin de vie du bâtiment. Si nous avons étudié un bâtiment sur toute sa vie (i.e. de la construction à la déconstruction), les impacts potentiellement évités auraient apporté une contribution bien plus faible en proportion. En effet, la construction et l'utilisation sont les phases les plus importantes dans l'ACV d'un bâtiment (Blengini 2009).

Pour le changement climatique (impact n°2), nous trouvons une hiérarchie assez similaire à celle obtenue par la méthode du bilan d'émission de GES (§2.3). Le détail apporté par le Tableau 2.28 montre cependant quelques écarts entre les deux méthodes, notamment pour le transport (transport des déchets dans le module C2 en ACV) et les bénéfices apportés par la valorisation (module D). Dans ces conditions, il est difficile de déterminer si une méthode est meilleure que l'autre. Chacune repose sur un ensemble d'hypothèses et aucune n'a pas la prétention de fournir des résultats exacts. L'intérêt est qu'elles permettent de comparer des solutions entre elles, avec une justesse en matière de tendance (et non une justesse en matière de prévision).

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 2.28 : Détails de la contribution des modules du système ACV sur le changement climatique pour la déconstruction d'un hall de parc d'exposition

Module	Émission (T CO ₂ e)
C1-Déconstruction	72,28
C2-Transport	237,27
C3-Traitement des déchets	198,88
C4-Élimination des déchets	246,44
D-Bénéfices	-511,63
Total	243,24

Nous comparerons plus loin ces résultats avec d'autres cas d'études sur lesquels des ACV ont été réalisées, afin de déterminer si la hiérarchie des sources d'impact est partagée entre les différents cas étudiés et si elle peut être généralisée.

De manière plus précise, le module C1 est représenté massivement par la phase de démolition, lors de laquelle la consommation de carburant est maximale. Suit le transport du personnel et le transfert des machines. Les autres process (alimentation du personnel, utilisation des bennes, petit matériel) sont minoritaires. La phase de curage suit la même hiérarchie, sauf que l'alimentation du personnel devient plus importante que le transfert des machines dans cette application. La phase d'installation est la phase ayant le moins d'impact.

Le module C3 est porté en majorité par le recyclage du fer à cisailier (en comprenant ceux issus des panneaux sandwich, des DEEE et de l'armature du béton). Le traitement de ce déchet est plus impactant que le recyclage du béton alors que sa masse ne représente que 5,16 % des déchets produits par le chantier. Cela est intéressant car cela démontre de façon assez claire la limite du critère basé sur le taux de valorisation : un matériau valorisé, même en petite quantité, peut avoir un impact environnemental important.

Le béton partage sa deuxième position (89 % du tonnage total) avec l'aluminium (0,04 % du tonnage total). En effet, l'énergie nécessaire pour recycler de l'aluminium est conséquente : le recyclage de la ferraille demande 92 % d'énergie en moins pour la même quantité de recyclé (Birat et Zaoui 2002). L'aluminium contribue même plus que le béton sur les impacts de l'écotoxicité d'eau douce, la toxicité humaine provoquant des cancers, l'eutrophisation marine, l'appauvrissement des ressources minérales, fossiles et renouvelables, et l'appauvrissement de la couche d'ozone. Le reste des déchets valorisés (enrobés, bois et cuivre issu des DEEE) représente une part très infime.

Dans le module C4, l'ISDND est plus impactant qu'une ISDI, même si plus de DI ont été enfouis que de DND. Cette estimation est cependant logique car l'enfouissement de DND requiert plus d'infrastructures pour gérer des risques plus importants, notamment en raison de la production de lixiviats et de biogaz.

Le module D est majoritairement porté par le recyclage du fer à cisailier. Dans cette application, le recyclage du béton apporte deux fois moins de bénéfices que le recyclage du fer à cisailier. Les impacts potentiellement évités grâce au recyclage de l'asphalte et de l'aluminium sont plus relatifs : six fois moins que le recyclage du fer à cisailier. La contribution du recyclage du bois et du cuivre issu des DEEE est très faible dans le module D.

3.3.1.2 Exploration du modèle

Nous conservons cette application pour explorer l'influence de différents choix de stratégies sur le modèle. On souhaite tester l'impact du choix d'une stratégie de déconstruction sur les résultats de l'ACV. Pour cela, la stratégie de déconstruction est modifiée

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

sur plusieurs aspects, chaque modification étant traitée séparément : la déconstruction, le transport et la gestion des déchets. Dans chacun de ces domaines, l'entreprise de déconstruction dispose de leviers d'action disponibles pour influencer les impacts environnementaux du chantier. Nous avons sélectionné quatre variantes sur le cas d'étude, dont les points importants sont décrits en Tableau 2.29.

Tableau 2.29 : Description des paramètres influencés par les quatre variantes déconstruction d'un hall de parc d'exposition

Variante	Influence sur les paramètres du module ACV				
	C1 - Déconstruction	C2-Transport	C3- Traitement des déchets	C4- Élimination	D- Bénéfices
Démolition effectuée avec une pelle au lieu de deux	- Durée des travaux - Ressources humaines et matérielles	-	-	-	-
Équipe de curage doublée ou triplée	- Durée de travaux - Ressources humaines et matérielles - Consommation d'énergie	-	-	-	-
Distance de transport des déchets doublée	-	-tkm -Durée d'utilisation des bennes	-	-	-
Démolition traditionnelle (mécanique)	- Durée des travaux - Ressources humaines et matérielles	-tkm -Durée d'utilisation des bennes	Tonnage de déchets valorisés	Tonnage de déchets enfouis	Tonnage de produits évités

Ressources des phases de démolition et de curage. Nous avons d'abord testé si la démolition du bâtiment s'était effectuée avec une seule pelle hydraulique (on garde la même quantité de carburant) au lieu de deux, doublant la durée de cette phase du chantier. De l'autre côté, nous étudions ce que provoque une réduction de la phase de curage : le nombre d'ouvriers est doublé, puis triplé. Le nombre de mini-engins est adapté proportionnellement. Pour une équipe doublée, le nombre de mini-engins passe de 6 à 9 et de 6 à 13 si l'équipe est triplée.

Nous avons effectué une analyse de cycle de vie sur chacune de ces variantes et avons analysé les résultats obtenus. La phase de déconstruction (module C1) s'est peu démarquée dans les contributions sur les impacts (Figure 2.4) : quelle que soit la stratégie de déconstruction, les résultats du système global (de C1 à D) en seront peu modifiés. Nous étudions alors les modifications sur l'ACV de l'acte de déconstruction (module C1). L'écart entre les stratégies alternatives et la stratégie de référence (i.e. stratégie réellement effectuée sur le chantier) est montré dans la Figure 2.5.

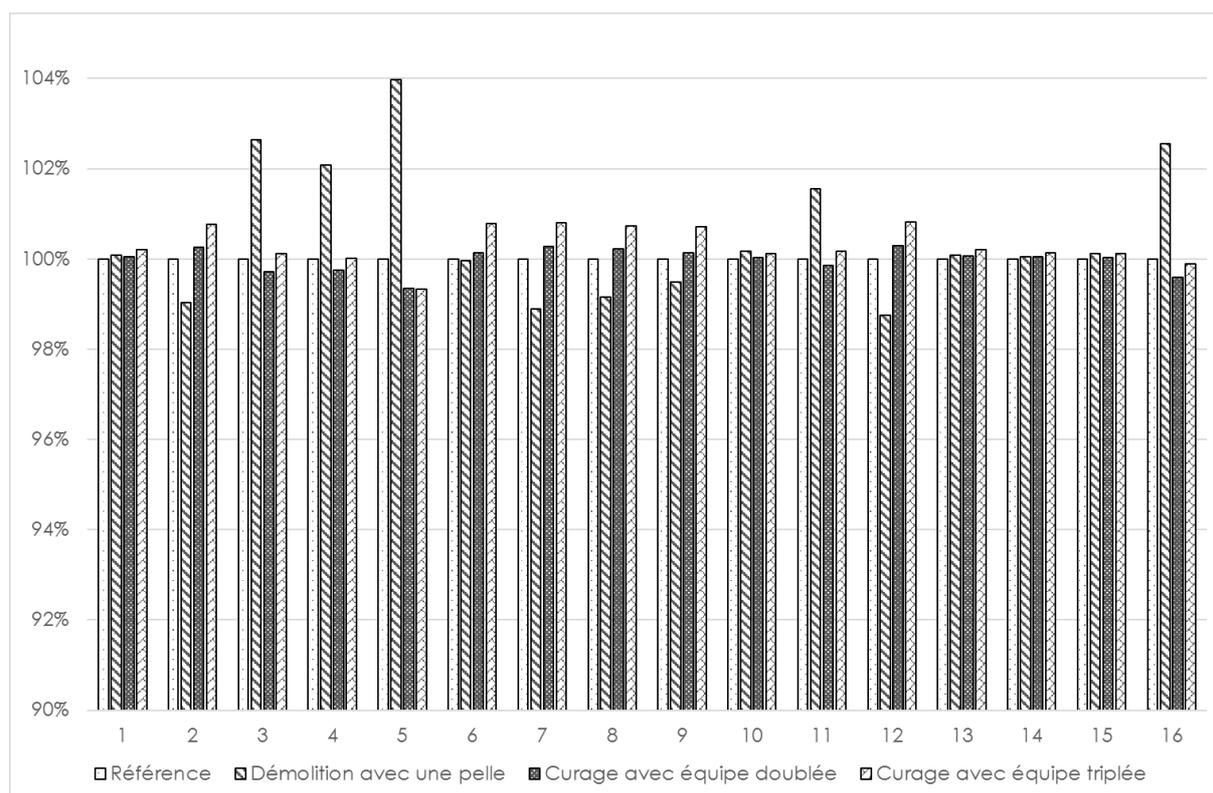


Figure 2.5 : Écart (%) entre la modification proposée et la stratégie réellement effectuée sur les impacts environnementaux de la déconstruction d'un hall de parc d'exposition. Focus sur le module de déconstruction (module C1).

Avec une seule pelle de démolition, les impacts de la déconstruction (module C1) sont augmentés jusqu'à 4 % sur 10 des 16 impacts environnementaux calculés. La réduction de transfert de machines et l'augmentation du déplacement du personnel (abattage plus long, ce qui augmente la durée de présence du chef de chantier) se compensent partiellement. La réduction des 6 autres impacts est minime : environ 1 %. Dans le système global de déconstruction (des modules C1 à D), ces évolutions ne modifient les impacts que de 2 % au maximum.

Dans cette première variante, nous avons conservé la même quantité de carburant utilisé, en supposant qu'une même pelle de moyen calibre effectuait les travaux. Si nous avons sélectionné une pelle d'un calibre supérieur, la consommation de carburant aurait été de 20592 L de GNR au lieu de 16512 L. En conséquence, les impacts du module C1 augmentent tous, jusqu'à 22 % de plus. La consommation de carburant est la plus grosse production d'impact.

Dans la deuxième variante, nous multiplions la taille de l'équipe de curage par deux, puis par trois. Cette fois, nous cherchons à réduire la durée de la phase de curage. Les impacts augmentent de manière générale, bien que les écarts aient une proportion très faible (à peine 0,8 % de plus). En effet, la démolition est la source majeure des impacts du module C1. Les augmentations d'impacts sont surtout portées par l'augmentation du nombre de machines utilisées.

Si une entreprise de déconstruction cherche à réduire ses impacts sur site (i.e. sur le chantier), ses efforts doivent alors être conséquents. La première cible de ses efforts doit être la réduction de la consommation de carburant. Plusieurs méthodes sont possibles. La première est de réduire le nombre de machines, ce qui prolongera cependant la durée du chantier. Dans la phase de démolition, cela impacte finalement peu. Pour la phase de curage, la stratégie de référence est le meilleur choix, bien que les évolutions sur les impacts avec les

variantes soient très faibles. Un choix adapté de la machine (i.e. éviter des machines de gros calibre si des machines de faible calibre sont capables d'effectuer la tâche) serait plus efficace. Enfin, éviter d'utiliser des machines permettrait de réduire efficacement la consommation de carburant. Cette dernière possibilité est applicable pendant le curage (e.g. privilégier du travail manuel). Mais éviter l'utilisation de machines sera bien plus compliqué à instaurer pendant la démolition, phase durant laquelle les machines les plus imposantes sont exploitées et les méthodes alternatives actuelles sont trop pénalisantes en temps et en coût (e.g. écrêtage).

Distance de transport. Nous testons ensuite l'influence du transport des déchets (module C2). Le chantier réalisé présentait déjà de bonnes performances sur ce sujet : distance inférieure à 25 km entre le chantier et les premiers centres de traitement, et sélection de gros volumes de contenants. Afin d'évaluer l'impact de ces facteurs, nous doublons la distance de transport vers les premiers centres (e.g. déchets envoyés en ISD après un centre de tri) ne sont pas modifiés, car ne font pas partie du champ d'action d'une entreprise de déconstruction. L'écart entre la modification et la stratégie de référence est présentée dans la Figure 2.6. Cette fois, nous étudions les modifications sur le système global d'une stratégie de déconstruction (des modules C1 à D).

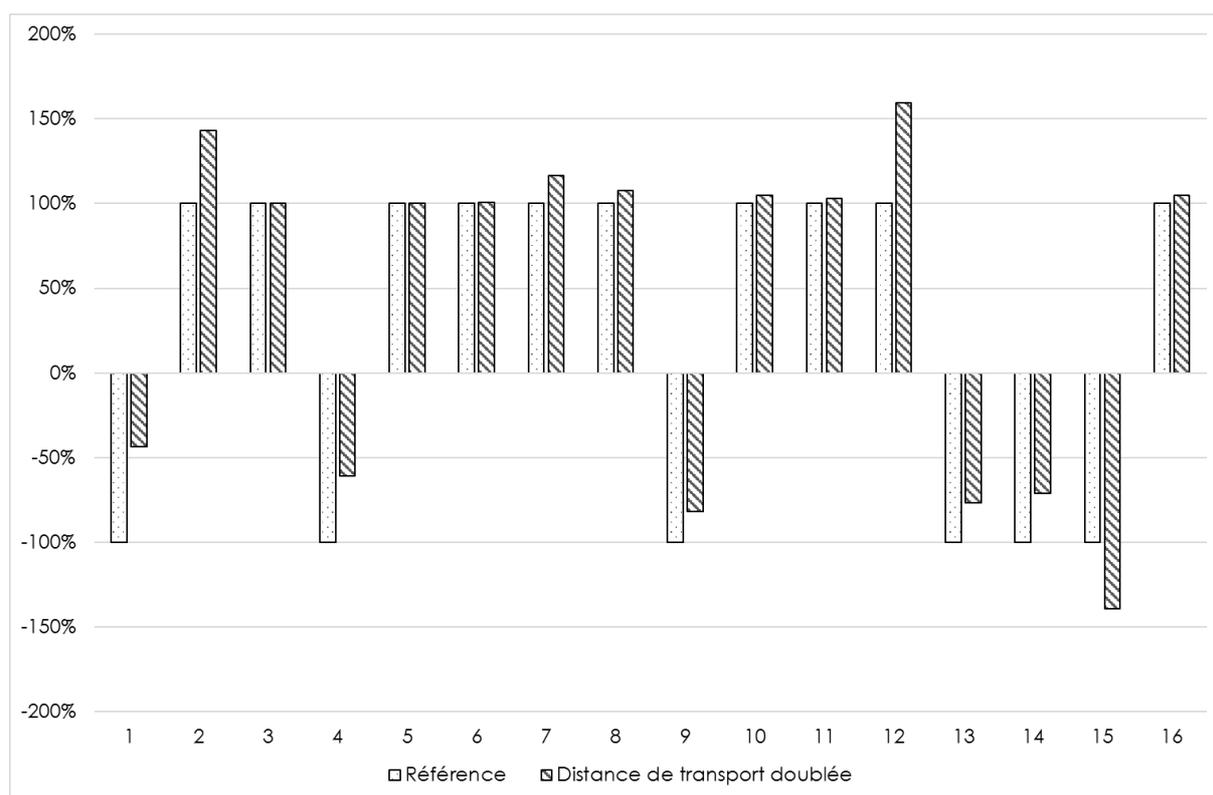


Figure 2.6 : Écart (%) entre la modification proposée et la stratégie de référence sur les impacts environnementaux du transport des déchets d'un hall de parc d'exposition. Système global d'une stratégie de déconstruction, du module C1 à D.

Doubler la distance de transport conduit généralement à une augmentation visible sur le système global (jusqu'à 60 % de plus sur l'impact n°12). Les modifications agissent de manière plus modeste sur les impacts d'écotoxicité d'eau douce (impact n°3) et de toxicité humaine provoquant ou non des cancers (impacts n°5 et 6). Sur ces impacts, la contribution du transport (module C2) est moins importante, partagée avec le traitement des déchets en

vue d'une valorisation (module C3), comme vu dans la Figure 2.4. En premier abord, il est assez étonnant de voir que l'impact n°11 (Appauvrissement des ressources minérales, fossiles et renouvelables) augmente peu, bien que les distances parcourues aient été augmentées. Nous pouvons nous référer de nouveau à la Figure 2.4, qui montre la faible contribution du module C2 sur cet impact.

Ainsi, privilégier les centres de traitement locaux apparaît comme une manœuvre plus bénéfique que l'adaptation de la déconstruction (module C1) pour réduire les impacts.

Démolition traditionnelle. Toutefois, la distance des transports est généralement corrélée au traitement des déchets ; la distance est impactée par le type de centre visé, considérant qu'aucun centre n'est capable de traiter l'ensemble des types de déchets. Pour évaluer l'impact des traitements, nous modifions la gestion des déchets en considérant qu'une démolition traditionnelle a été effectuée au lieu d'une déconstruction. Une démolition traditionnelle aurait empêché le tri des déchets du second-œuvre. En conséquence, l'aluminium, les panneaux sandwich, les DEEE et le bois sont transférés en centre de tri au lieu de centres de recyclage. Le taux de valorisation matière descend seulement de 93 % à 92 %, car le béton correspond à la proportion la plus importante dans le gisement des déchets et la grande majorité de l'acier est issue de la structure du bâtiment. Une démolition traditionnelle influence :

- La déconstruction (module C1) : les ressources humaines et matérielles pour le curage sont annulées et celles pour la démolition sont plus sollicitées car elles doivent gérer le second-œuvre et le gros œuvre du bâtiment. Cela conduit malgré tout à une réduction d'une vingtaine de jours sur la durée des travaux.
- Le transport (module C2) : certains centres de recyclage ne sont plus utilisés et les sites de tri ou d'élimination reçoivent plus de déchets.
- Le traitement des déchets en vue d'une valorisation (module C3) : avec moins de déchets triés, moins de déchets sont alors transférés vers une valorisation.
- L'élimination des déchets (module C4) : si moins de déchets sont triés, cela signifie plus de déchets à éliminer.
- Les bénéfices liés à la valorisation (module D) : si moins de déchets sont triés, cela implique moins de déchets valorisés et alors, moins de matière primaire potentiellement évitée.

Nous observons d'abord les conséquences sur chaque module impliqué, puis sur le système global de déconstruction. L'écart entre la modification et la référence est calculé dans le Tableau 2.30 pour chaque module concerné. La Figure 2.7 illustre les évolutions sur le système global de déconstruction.

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 2.30 : Écart (%) entre une démolition traditionnelle et la stratégie de référence sur les impacts environnementaux de la gestion des déchets d'un hall de parc d'exposition. Focus sur chaque module cité.

Catégorie d'impact	Module C1 (Déconstruction)	Module C2 (Transport)	Module C3 (Traitement des déchets)	Module C4 (Élimination des déchets)	Module D (Bénéfices)
Acidification	105,76 %	104,68 %	93,94 %	103,90 %	88,88 %
Changement climatique	102,64 %	104,69 %	93,80 %	105,19 %	90,27 %
Écotoxicité d'eau douce	83,10 %	104,63 %	44,11 %	105,86 %	74,16 %
Eutrophisation d'eau douce	89,00 %	104,59 %	94,30 %	104,56 %	86,72 %
Toxicité humaine, provoquant des cancers	87,87 %	104,40 %	95,32 %	105,09 %	66,30 %
Toxicité humaine, ne provoquant pas de cancer	83,27 %	104,64 %	94,50 %	105,88 %	86,38 %
Rayonnement ionisant E	102,70 %	104,69 %	97,43 %	104,90 %	86,63 %
Rayonnement ionisant HH	100,99 %	104,69 %	97,38 %	105,34 %	83,21 %
Utilisation du territoire	99,90 %	104,69 %	95,48 %	103,18 %	98,31 %
Eutrophisation marine	107,13 %	104,68 %	94,99 %	106,07 %	91,30 %
Appauvrissement des ressources minérales, fossiles et renouvelables	54,67 %	103,45 %	27,51 %	105,20 %	95,87 %
Appauvrissement de la couche d'ozone	103,51 %	104,69 %	96,04 %	103,83 %	93,01 %
Particules fines	105,44 %	104,68 %	96,65 %	103,76 %	90,97 %
Formation photochimique de l'ozone	107,42 %	104,68 %	94,86 %	104,90 %	92,69 %
Eutrophisation terrestre	107,36 %	104,68 %	94,84 %	103,29 %	91,93 %
Appauvrissement de la ressource en eau	91,55 %	104,65 %	95,49 %	103,84 %	89,16 %

La déconstruction (module C1) est très influencée par cette variante. Neuf impacts augmentent, jusqu'à 7,42 % de plus pour la formation photochimique de l'ozone. Par contre, sept impacts diminuent, jusqu'à 45 % de moins pour l'appauvrissement des ressources minérales, fossiles et renouvelables. La réduction des impacts est directement liée à la phase évitée de curage. Le personnel ne s'est pas déplacé sur chantier pendant 29 jours (i.e. la durée initiale de la phase de curage), ce qui permet de réduire à la fois l'usage de véhicules, la consommation de carburant et l'alimentation. De plus, aucun mini-engin n'a été transporté ou utilisé. Cependant, le travail des pelles hydrauliques a été rallongé de dix jours. La consommation de carburant est finalement plus importante qu'avec une déconstruction. Les machines de gros calibre ont été utilisées plus longtemps. La confrontation entre les activités réduites (i.e. pas de curage) et les activités accrues (i.e. les pelles hydrauliques ont travaillé

plus longtemps) conduit à cette non-linéarité sur les écarts observés avec la stratégie de référence.

Le transport (module C2) est peu impacté par ces changements : les impacts augmentent de seulement 5 % sur chaque catégorie. L'augmentation est approximativement constante sur chaque catégorie d'impact. Le module de transport des déchets est contextualisé par un très faible nombre de paramètres : la durée d'utilisation des bennes et les tonnes-kilomètres de transport (Tableau 2.24), tous affectés par la variante étudiée.

En revanche, le module C3 (Traitement des déchets) voit tous ses impacts réduits. La plupart baissent faiblement : entre 3 et 6 %. Par contre, la réduction est plus significative pour l'impact n°3 d'écotoxicité d'eau douce (-55,89 %) et l'impact n°11 d'appauvrissement des ressources minérales, fossiles et renouvelables (-72,49 %). Ces réductions sont obtenues grâce au non-recyclage de l'aluminium. Ce métal contribuait le plus à ces impacts après l'acier, malgré sa très faible quantité sur le chantier. En effet, nous rappelons que les ressources et l'énergie nécessaires pour le recyclage d'une tonne d'aluminium sont conséquentes (Birat et Zaoui 2002).

Les déchets qui ne sont pas gérés en valorisation dans le module C3 sont transférés dans le module C4 (Élimination des déchets). Logiquement, les impacts de ce module augmentent. La croissance est assez uniforme sur les catégories d'impacts : entre 3 et 6 %.

Enfin, dans le module D (Bénéfices), les impacts potentiellement évités sont réduits : entre 2 et 34 % de moins. La réduction est plus prononcée sur les impacts suivants : l'écotoxicité d'eau douce (impact n°3) et la toxicité humaine provoquant des cancers (impact n°5). Comme dans le module C3, le non-recyclage de l'aluminium joue un rôle majeur dans ces impacts.

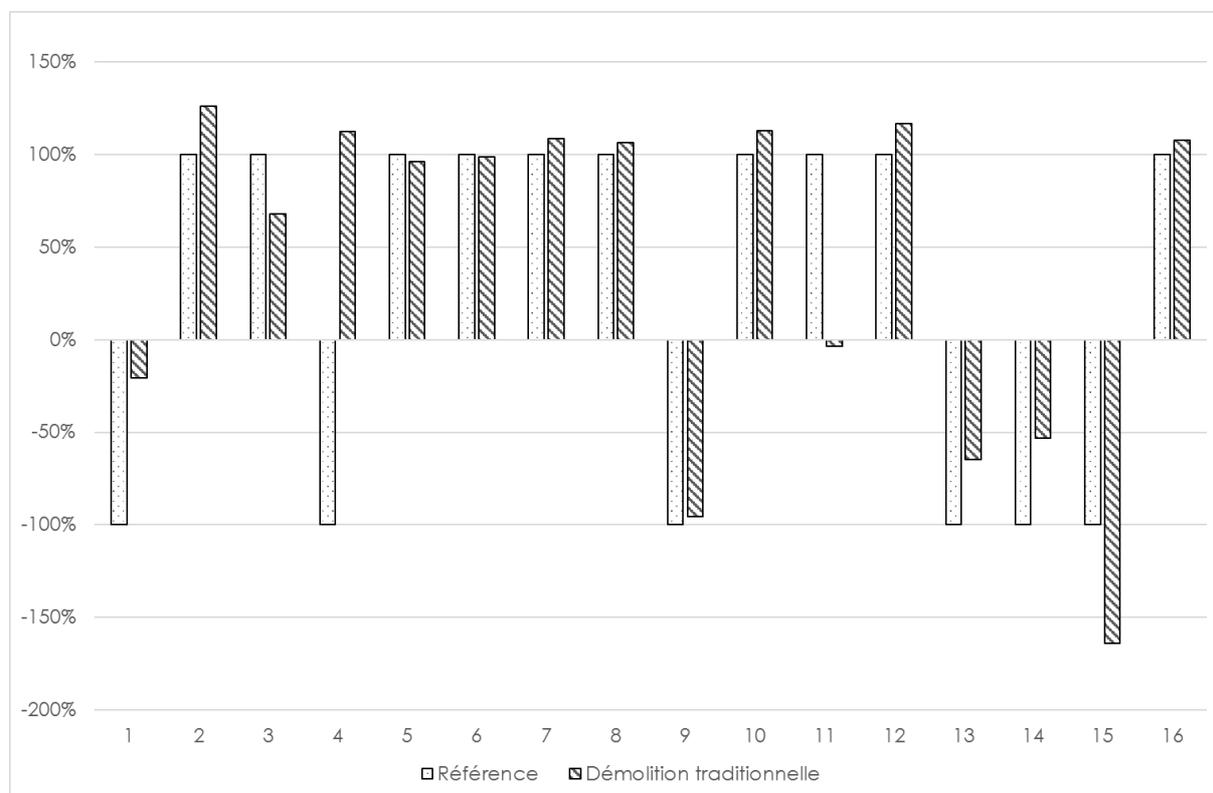


Figure 2.7 : Écart (%) entre une démolition traditionnelle et la stratégie de référence sur les impacts environnementaux de la fin de vie d'un hall de parc d'exposition. Système global d'une stratégie de déconstruction, du module C1 à D.

L'observation des impacts sur le système global montre une augmentation générale en cas de démolition traditionnelle. L'augmentation la plus notable sur la Figure 2.7 se présente sur l'impact n°4 (Eutrophisation d'eau douce). La stratégie de référence possède une valeur très faible sur cet impact : $-7,366E+00$ kg P eq. Le module D (Bénéfices) influence grandement cet impact et sa réduction (-13 %) suffit à faire basculer la valeur de l'impact vers le positif. Les autres augmentations significatives se présentent pour les impacts n°1 (Acidification), n°2 (Changement climatique), n°13 (Particules fines) et n°14 (Formation photochimique de l'ozone). L'augmentation résulte d'une combinaison entre la réduction des bénéfices et une augmentation des modules qui contribuent le plus à ces impacts. Par exemple, pour l'impact n°1 (Acidification), l'augmentation des modules C1, C2 et C4, combinée à la réduction des bénéfices, conduit à une augmentation de l'impact dans le système global.

Cinq impacts sont cependant réduits : l'impact n°3 correspondant à l'écotoxicité d'eau douce (-32 %), les impacts n°5 et 6 avec la toxicité humaine provoquant ou non des cancers (respectivement -4 % et -2 %), l'impact n°11 pour l'appauvrissement des ressources minérales, fossiles et renouvelables (-98 %) et l'impact n°15 pour l'eutrophisation terrestre. Ces réductions sont directement liées au module C3 (Traitement des déchets). Le recyclage des matières consommant une grosse quantité d'énergie, réduire la quantité de déchets à recycler conduit à réduire la consommation d'énergie de ce module, et tous les impacts qui en résultent.

La déconstruction permet de gagner sur beaucoup de critères environnementaux, mais cela ne constitue pas pour autant une démonstration de son intérêt quel que soit le chantier. D'une part, sur certains critères, la démolition traditionnelle produit moins d'impacts (le recyclage n'apporte pas que des bénéfices à l'environnement) et d'autre part, il y a aussi une composante conjoncturelle et contextuelle ; chaque chantier est différent et on ne peut pas forcément tirer des leçons générales à partir d'un seul cas. Dans cette optique, nous cherchons par la suite à comparer les résultats sur plusieurs chantiers différents pour définir s'il existe des principes généraux.

3.3.2 Comparaison entre plusieurs cas d'application

Afin d'analyser de façon plus fine les résultats de l'ACV, nous appliquons la même approche sur plusieurs cas d'études. Pour cela, quatre cas de déconstruction ont été sélectionnés. Il s'agit de chantiers réalisés, ce qui permet de baser les études sur des données réelles (e.g. quantitatif des déchets, méthodes employées, machines utilisées, etc.). Le Tableau 2.31 présente leur description.

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 2.31 : Caractéristiques des 4 cas de chantier de déconstruction

Cas		1	2	3	4
Type de bâtiment		Immeuble résidentiel	Hôpital	Immeuble résidentiel	Bâtiment du secteur tertiaire
Type de travaux		Déconstruction complète	Déconstruction complète	Réhabilitation	Réhabilitation
Surface développée (m ²)		3936	3265	1400	1540
Durée des travaux (J)		44	91	27	664
Carburant consommé par les machines de chantier (L)		3224 L de GNR	7966 L de GNR	1680 L de GNR	678 L de GNR
Quantitatif des déchets (T)	DI	6698,82 (béton et DI non triés)	1765,98 (béton et DI non triés)	466,74 (béton et DI non triés)	370,24 (béton et DI non triés)
	DND	260,06 (DND non triés, fer à cisailer, platin, plâtre)	178,78 (bois, DND non triés, câbles mêlés, cuivre, fer à cisailer, platin, zinc)	121,90 (brique plâtrière, DND non triés, fer à cisailer, plâtre)	293,76 (brique plâtrière, DND non triés, aluminium, câbles mêlés, cuivre, fer à cisailer, platin, plâtre)
	DD	0,00	0,20 (DD divers)	0,00	0,00
	Total	6958,88	1944,96	588,64	664,00
Taux de valorisation matière estimé		93 %	88 %	78 %	78 %
Intrants		615,34 T de graviers	-	-	-

Le taux de valorisation matière de ces chantiers est particulièrement haut (entre 78 % et 93 %). Un fort effort a été produit sur ces chantiers pour valoriser le maximum de déchets. Le béton est systématiquement recyclé, car il est aisé à trier et représente la part la plus importante des déchets, même sur les chantiers de réhabilitation. Le bois et le plâtre sont recyclés aussi fréquemment. Les métaux sont méticuleusement identifiés, avec un détail que l'étude n'avait pas estimé au préalable. Dans le cas 4, les câbles mêlés récupérés ne représentent que 0,0003 % des déchets à gérer. Toutefois, le tri de ces petites quantités de métaux est plus conditionné par le gain économique (i.e. très important rachat à la tonne) que par l'intérêt environnemental.

Nous avons choisi deux chantiers de réhabilitation afin d'obtenir une meilleure vision sur la gestion des DND, dont la masse est trop souvent minime par rapport aux DI dans les chantiers de déconstruction classique.

Les impacts environnementaux sont calculés selon la méthode ILCD 2011 Midpoint+. Plutôt que les résultats des impacts environnementaux, nous nous intéressons directement aux origines de ces impacts. Plusieurs questions peuvent se poser. Dans quelle proportion les modules C1 à D définis dans le modèle produisent-ils les impacts ? Certains modules contribuent-ils plus que d'autres ? À quoi sont dus les impacts ? La Figure 2.8 illustre la contribution des modules C1 à D sur les impacts environnementaux de chaque cas. Les impacts environnementaux sont numérotés dans la figure comme dans le Tableau 2.27.

Le cas 1 (Figure 2.8.a), traitant la déconstruction complète d'un immeuble résidentiel, a ses impacts massivement portés par l'étape de travaux (module C1). Les impacts y sont générés, par ordre décroissant, par les graviers de remblaiement, la consommation de carburant par les machines, la fabrication des machines, le déplacement du personnel, l'alimentation du personnel... Cet ordre peut légèrement varier selon la catégorie d'impact, mais les graviers restent toujours majoritaires, ce qui confère à la phase de démolition des impacts plus prononcés que les phases de curage et d'installation.

Le traitement des déchets (Module C3) correspond à la deuxième étape la plus impactante. Le recyclage de l'acier et du béton apporte la majorité des impacts. Par ailleurs, l'acier est plus impactant que le béton sur 13 impacts environnementaux, alors qu'il est 99,2 % moins présent (en masse). Ensuite, viennent le tri des DND, le remblaiement par des DI et le recyclage du plâtre.

Le transport (module C2) arrive en troisième position ; la consommation de carburant pour les camions y contribue grandement.

L'élimination des déchets (Module C4), quatrième contribution, apparaît distinctement dans seulement trois impacts : Écotoxicité d'eau douce (impact n°3), Toxicité humaine ne provoquant pas de cancer (impact n°6) et Eutrophisation marine (impact n°10). Les deux premiers impacts traduisent les conséquences directes des ISD sur le milieu et les populations à proximité, par des rejets de polluants dans les sols, l'air et l'eau. L'eutrophisation marine correspond par contre à un impact sur le long terme. Bien que les masses envoyées respectivement en ISDI et ISDND soient sensiblement équivalentes (267 T de DI et 229 T de DND), les ISDND produisent la majorité des impacts environnementaux.

Les bénéfices liés à la valorisation des déchets (module D) compensent peu d'impacts : leur contribution est minoritaire par rapport aux conséquences qui résultent de l'approvisionnement en graviers (module C1). L'acier et le béton recyclés concourent le plus aux bénéfices.

Dans le cas 2 (Figure 2.8.b), aucun intrant n'est utilisé. Par conséquent, les distributions sont plus homogènes. Nous retrouvons cependant un ordre différent que pour les applications précédentes. Le module C3 (traitement des déchets) est toujours le plus important. Sa contribution est plus réduite sur certains impacts (e.g. impacts n°2, 9, 10 et 12), ce qui permet aux modules C4 d'élimination des déchets (2^{ème} contribution), C1 de déconstruction (3^{ème} contribution) et C2 (4^{ème} contribution) de plus participer aux impacts produits. Dans ce cas-ci, la déconstruction est plus importante que le transport, alors qu'elle correspond au module le plus faible dans l'application principale (§3.3.1.1). En effet, le cas 2 a consommé une grande quantité de carburant (2^{ème} plus grande consommation parmi les 5 cas, en comprenant l'application principale) et les déchets à transporter étaient 81 % moins importants que dans l'application principale. De plus, l'élimination des déchets porte une contribution plus importante que dans le cas 1 (Figure 2.8.a). En effet, le taux de valorisation de ce cas est plus faible, ce qui signifie qu'une plus grande proportion de déchets a été transférée vers des ISD.

Le transport (module C2) contribue surtout par la consommation de carburant par les camions, comme vu dans le cas 1.

Dans le traitement des déchets (module C3), le recyclage de l'acier (issu du fer à cisailier et du platin) dépasse aisément le recyclage des autres déchets, même lorsque les proportions massiques sont largement inférieures (e.g. cas avec le béton). Le recyclage du zinc se place aussi avant le béton sur quelques impacts. Cependant, ce n'est pas le cas pour les câbles et le cuivre. Le remblaiement par des DI et le recyclage du bois sont des impacts minoritaires.

L'ISDND contribue plus qu'une ISDI par le biais de l'étape d'élimination des déchets (module C4). Le cas 2 est le seul à avoir eu à gérer des DD et l'enfouissement de ces derniers impacte aussi plus que l'enfouissement des DI, mais pas autant que celui des DND, la différence de masse enfouie étant trop large. Nous trouvons aussi que les conséquences les plus importantes de l'élimination se font aux impacts Écotoxicité d'eau douce (impact n°3), Eutrophisation marine (impact n°10) et Appauvrissement de la couche d'ozone (impact n°12). Le dernier impact peut s'expliquer par l'enfouissement de déchets dangereux et le rejet potentiel de polluants. En effet, les autres cas d'application, qui n'ont pas eu à gérer des DD, ne sont pas autant influencés par le module C4 sur cet impact d'appauvrissement de la couche d'ozone.

Les bénéfices majeurs (module D) sont apportés généralement dans le même ordre que les impacts du module C3 : l'acier recyclé, le béton recyclé, le zinc recyclé... Ils sont particulièrement importants pour l'eutrophisation d'eau douce (impact n°4), l'utilisation du territoire (impact n°9), l'appauvrissement des ressources minérales, fossiles et renouvelables (impact n°11).

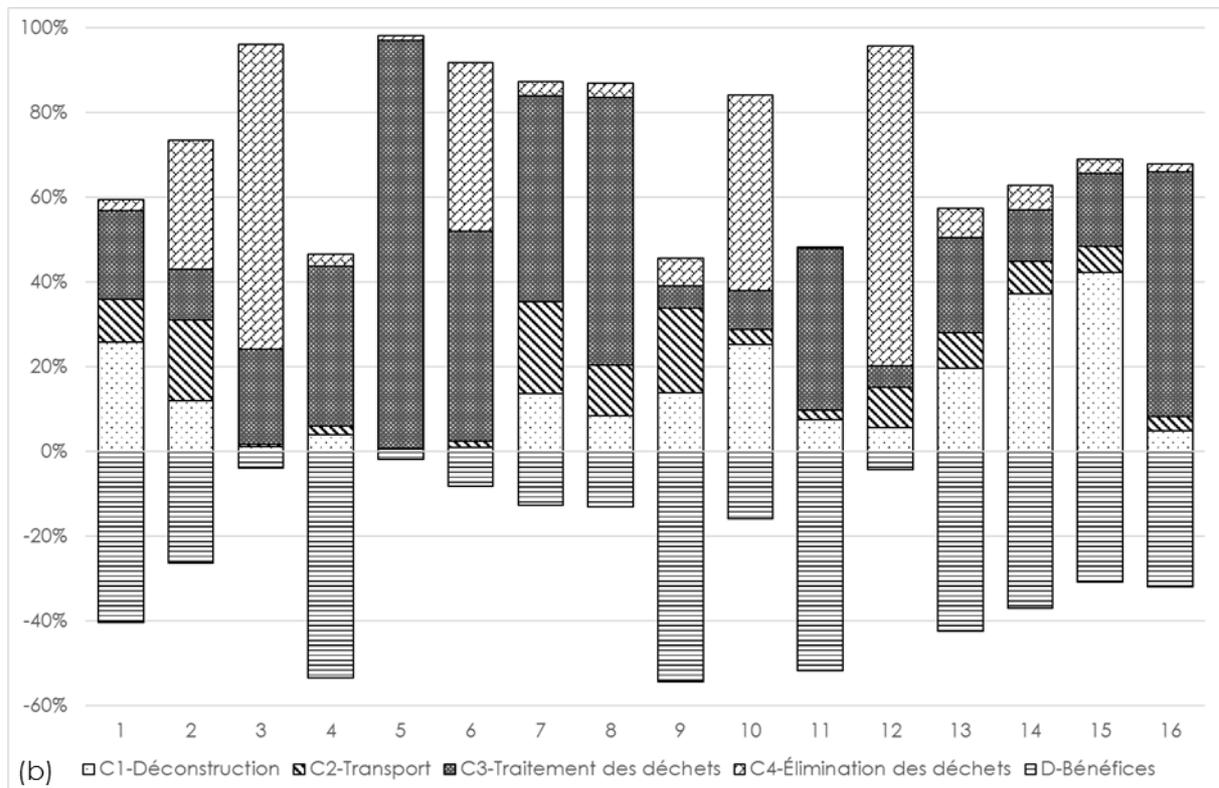
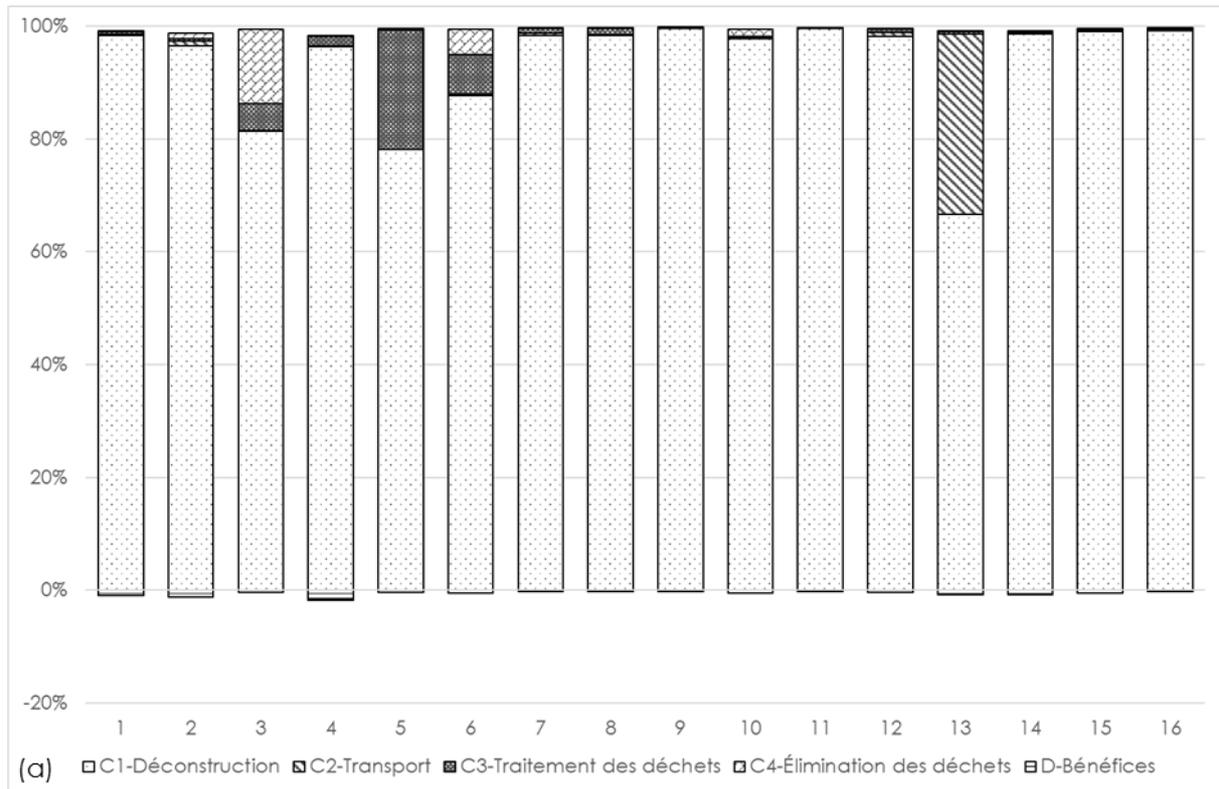
Les cas 3 et 4 (Figure 2.8.c et d) traitent de travaux de réhabilitation. Le cas 4 présente le même ordre de contribution que l'application principale, tandis que le cas 3 intervertit le transport (module C2) et l'élimination (module C4). L'élimination contribue moins dans le cas 3 car la quantité de DND à transférer en ISDND est plus faible que dans le cas 4.

L'étape de travaux (module C1) apparaît toutefois de manière plus prononcée dans les chantiers de réhabilitation, car les modules de gestion des déchets (C2 à C4) sont plus réduits : la quantité de déchets à y gérer est moins conséquente. L'étape de travaux se traduit par, dans une importance décroissante, la consommation de carburant par les machines de chantier, l'utilisation de ces dernières, le déplacement quotidien du personnel (impliquant notamment la production du véhicule), l'alimentation du personnel... Nous pouvons observer que le module C1 est le plus influent sur les impacts n°11 (Appauvrissement des ressources minérales, fossiles et renouvelables), n°14 (Formation photochimique de l'ozone) et n°15 (Eutrophisation terrestre) pour les deux cas. Son influence est particulièrement haute sur l'impact 11 (Appauvrissement des ressources minérales, fossiles et renouvelables) pour le cas 3 (réhabilitation d'un immeuble résidentiel). Ceci peut s'expliquer par la plus importante quantité de carburant utilisé par les machines de chantier.

Le recyclage des métaux est prépondérant dans le module C3. Ensuite, la contribution est plus dépendante de la quantité de déchets : e.g. d'abord le béton, puis le tri des DND, le remblaiement par des DI ou des dérivés de plâtre, le recyclage du plâtre...

La rareté des métaux se traduit par un bénéfice important lorsque les métaux sont recyclés. Le cuivre et le zinc présentent les bénéfices les plus intéressants à la tonne. D'autres déchets peuvent apporter de plus gros bénéfices que les métaux s'ils se présentent en quantité suffisante supérieure. Ainsi, les graviers produits par le recyclage du béton ou le plâtre produit à partir de plâtre recyclé peuvent dépasser, en termes de bénéfices environnementaux, les très petites quantités de métaux présents.

CHAPITRE 2. ÉVALUER L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION



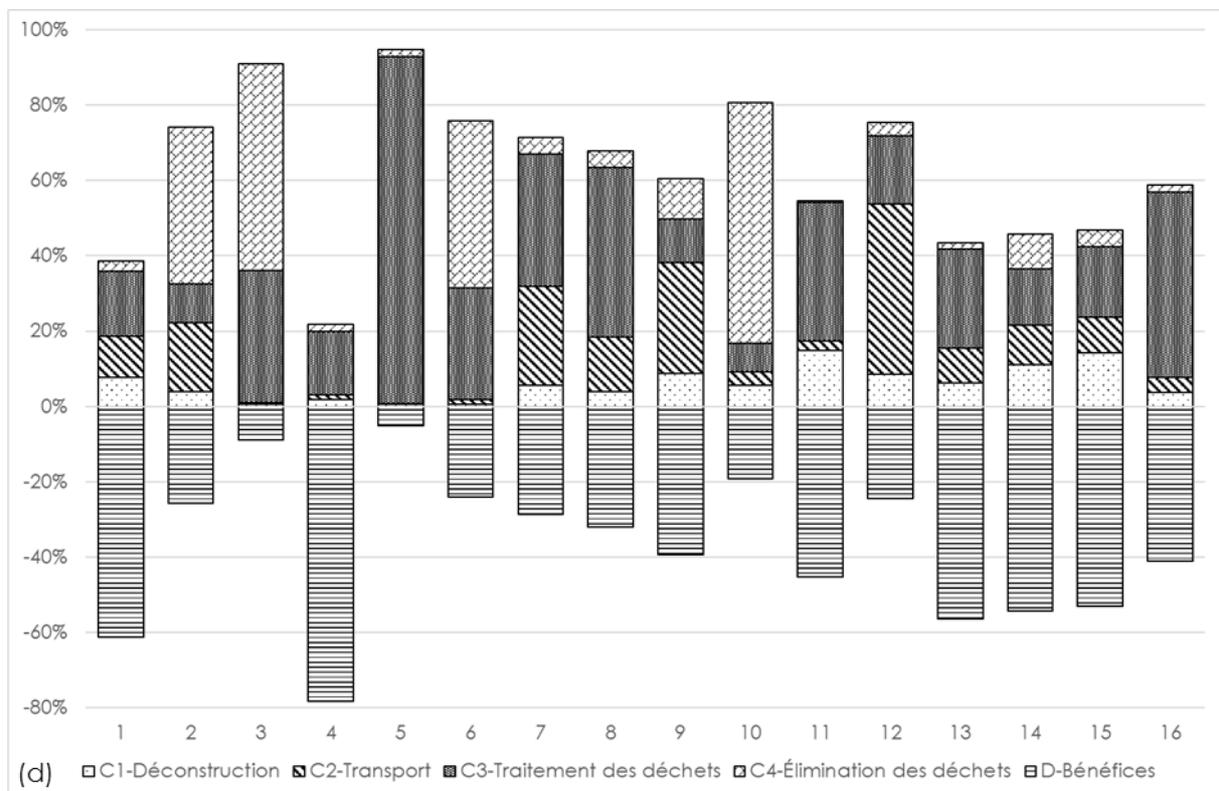
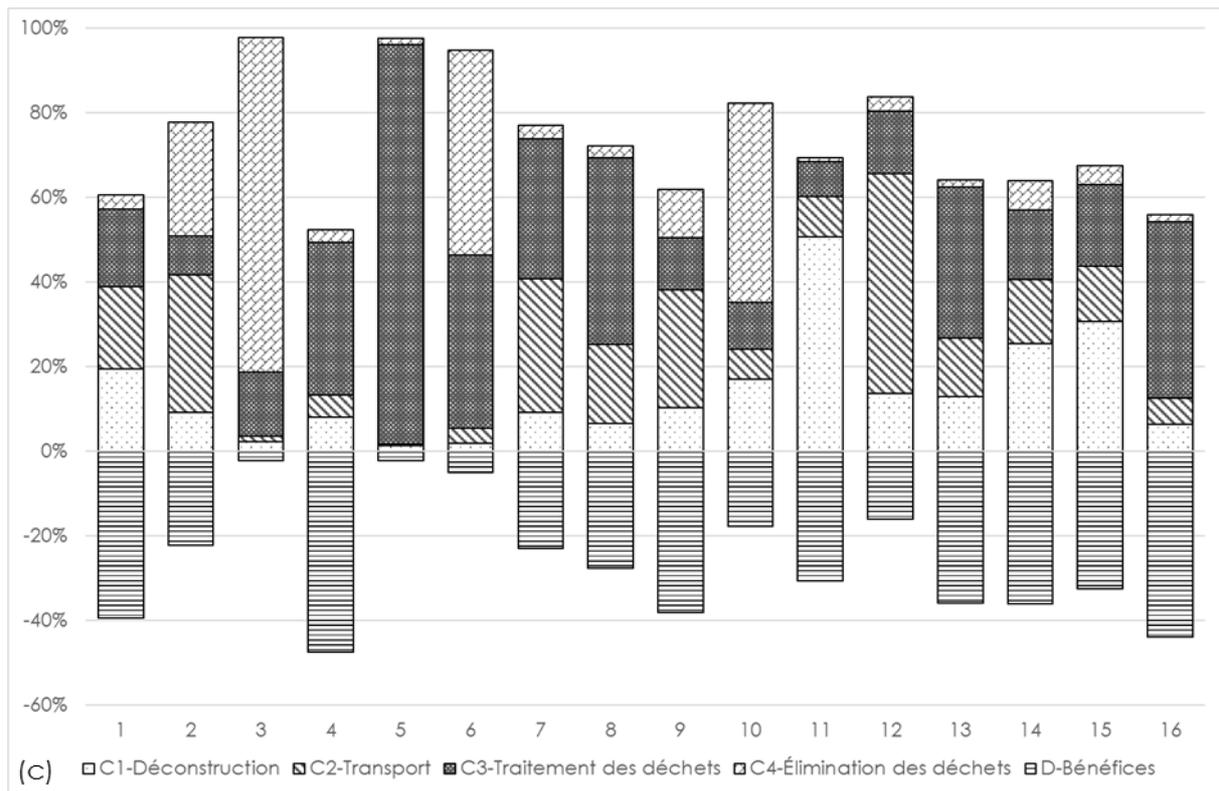


Figure 2.8 : Contribution des modules du système ACV sur les impacts environnementaux des quatre cas étudiés. (a) déconstruction d'un immeuble résidentiel. (b) déconstruction d'un hôpital. (c) réhabilitation d'un immeuble résidentiel. (d) réhabilitation d'un bâtiment du secteur tertiaire

L'analyse de ces cas a montré qu'une tendance peut être dégagée pour ce qui est des impacts ; on peut classer globalement de la contribution la plus forte à la plus faible, le traitement des déchets (module C3), leur élimination (module C4), leur transport (module C2) et enfin les travaux sur le chantier (module C1). Les bénéfices apportés par la valorisation (module D) permettent de compenser pour une part importante ces impacts.

Malgré cette tendance, chaque calcul ACV est unique et la contribution de chaque module dépend du cas d'étude (e.g. exploitation d'intrants comme dans le cas 1, types et quantités de déchets différents des cas étudiés). Il n'est donc pas possible de se contenter d'une estimation d'un ACV général, qui serait valable pour tous les bâtiments et toutes les stratégies de déconstruction. Cela induit la nécessité de faire une ACV spécifique pour chaque stratégie et chaque chantier.

D'autre part, ces études ont démontré l'intérêt de l'ACV pour bien caractériser les impacts environnementaux provoqués par les stratégies de déconstruction. L'ACV apporte une autre vision que le bilan d'émission de GES. Le calcul de la deuxième méthode peut être comparée avec le calcul de l'impact sur le changement climatique de l'ACV (Impact n°2 sur les figures). Le bilan d'émission de GES a supposé que l'activité la plus émettrice était le traitement des déchets. Cette supposition se confirme avec l'ACV de chaque cas étudié, dans lequel le traitement des déchets (qui se traduit par les modules C3 et C4) est grande source d'impacts. Cependant le bilan d'émission GES a placé l'énergie consommée par les machines de chantier comme deuxième activité la plus émettrice. Pour l'ACV, la seconde place est réservée au transport des déchets (module C2). Cette différence de classement témoigne d'une divergence entre les hypothèses des deux méthodes que sont le bilan d'émission de GES et l'ACV.

4 Conclusion

Dans ce chapitre, trois méthodes (taux de valorisation, bilan GES et ACV) ont été testées pour évaluer l'impact environnemental des stratégies de déconstruction. Chacune présente ses propres avantages et défauts.

Le taux de valorisation matière, aisé à calculer et à interpréter, est un critère pertinent pour associer la stratégie avec les objectifs réglementaires en matière d'environnement. Il est cependant insuffisant pour réellement évaluer l'impact environnemental de la stratégie. Les travaux en eux-mêmes (l'acte de déconstruction) et le transport des déchets ne sont pas considérés alors que ces activités sont obligatoirement génératrices d'impacts.

Le bilan d'émission de GES se concentre sur les émissions de GES selon les normes françaises ISO 14067 et 14069 (AFNOR 2014a; AFNOR 2018). Le résultat de cette approche est aisément interprétable, ce qui représente un atout pour une approche opérationnelle. Cette approche positionne le traitement des déchets en tant qu'étape la plus émettrice du chantier. Cependant, la fiabilité des données reste discutable, celles-ci étant assez pauvres dans le domaine de la construction.

L'ACV est encadrée par les normes françaises 15978, 15804 et 16970 (AFNOR 2011; AFNOR 2014b; AFNOR 2016). Elle permet d'étudier plusieurs impacts environnementaux, dont le changement climatique, mais oblige surtout à une exhaustivité du modèle. Comparer directement les impacts entre eux n'est pas possible, chacun étant évalué sur sa propre échelle avec une unité spécifique. Mais la contribution des différentes phases de la stratégie sur les impacts peut être analysée. Les résultats permettent de mettre en exergue que le

traitement des déchets en vue d'une valorisation devient la phase générant le plus d'impacts, devant leur transport et leur élimination. L'acte de déconstruction produit le moins d'impacts, tandis que les bénéfices apportés par la valorisation sont importants. Les phases de déconstruction et de transport (des déchets pour l'ACV, des déchets et du matériel pour le bilan d'émission de GES) ne présentent pas la même part des émissions totales de GES selon que l'on utilise l'ACV ou le bilan GES. Néanmoins, les émissions totales de GES déterminées par l'ACV sont proches (15% près) de celles estimées par le bilan d'émission de GES.

Bien que les deux méthodes aient été appliqués au même cas d'étude, elles donnent des résultats divergents sur l'impact du transport et des bénéfices apportés par la valorisation. Dans le bilan d'émission de GES, ni les éléments négligés (les émissions liées au petit outillage, aux bennes et à la vie du personnel sur chantier sont ignorées), ni ceux supplémentaires (l'énergie conventionnelle évitée grâce à la valorisation énergétique des déchets, ce qui n'apparaît cependant pas dans le cas testé) changeraient ce fait. Pour expliquer cette divergence, nous pouvons supposer plusieurs causes :

- Les méthodes de calcul entre l'ACV et le bilan d'émission de GES diffèrent beaucoup sur le thème du transport. Par exemple, la première méthode estime le transport (fret) en tonne-kilomètres, tandis que la deuxième méthode se contente d'une estimation sur la consommation de carburant. L'ACV, par le biais du tonne-kilomètres, considère aussi l'usure du camion et des infrastructures (i.e. routes). Ces détails rajoutent des impacts dans l'ACV.
- Comme exposé précédemment, les facteurs d'émission GES disponibles pour la gestion des déchets (et leurs bénéfices) ne sont pas très fiables. Ils peuvent provoquer un biais dans le calcul des émissions dans le bilan GES. De l'autre côté, la modélisation de l'ACV s'est basée sur des hypothèses (e.g. modification d'un process de production pour l'appliquer à un process de recyclage), qui peuvent aussi conduire à des erreurs.

Nous ne pouvons donc pas définir quelle méthode est meilleure que l'autre, chacune possédant ses qualités et ses défauts. Toutefois, par sa méthodologie plus exigeante et exhaustive, l'ACV se montre plus pertinente que le calcul du bilan d'émission de GES. L'exploration du modèle a démontré qu'elle permettait de discriminer les différentes stratégies possibles vis-à-vis des critères environnementaux. La comparaison de différentes stratégies est possible par ACV.

Il faut distinguer cependant deux cadres d'application : celui opérationnel de l'entreprise, et le cadre scientifique. Pour le premier, l'efficacité, la rapidité et la simplicité doivent être privilégiés afin d'assurer l'usabilité de l'outil. Dans ce cadre, le bilan d'émission de GES convient davantage, mais seulement dans le cadre d'une comparaison. Il ne faut pas négliger que ce calcul reste une estimation approximative. Une base de données mieux renseignée (plus de facteurs d'émission, date de validité renouvelée, etc.) aiderait à consolider cette méthode. Mais dans un cadre scientifique mettant l'emphase sur la rigueur, la justesse et l'exhaustivité, l'ACV est beaucoup plus intéressante. Quel que soit l'objectif de l'étude (opérationnel ou scientifique), les deux méthodes sont à coupler avec le calcul du taux de valorisation matière qui permet une évaluation de la stratégie vis-à-vis des exigences réglementaires.

CHAPITRE 3. OPTIMISER LES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Sommaire

1	Variables	99
1.1	Variables de connaissance	99
1.2	Variables de contexte	100
1.3	Variables de décision	104
2	Fonctions-objectifs	108
2.1	Durée	108
2.2	Coût	112
2.3	Taux de valorisation matière	119
2.4	Analyse de cycle de vie	119
3	Contraintes	122
4	Distinction entre modèle recherche et modèle opérationnel.....	123
5	Optimisation multi-objectif.....	123
5.1	Méthodes de résolution.....	123
5.2	Principe général des algorithmes génétiques.....	124
5.3	Sélection de l'algorithmes génétique.....	126
6	Conclusion et implémentation du modèle de déconstruction	130

Nous avons posé dans les chapitres précédents les bases du problème décisionnel auquel cette thèse entend répondre. L'optimisation d'un chantier de déconstruction en vue de minimiser ses impacts environnementaux, son coût et son délai est un problème décisionnel complexe (NP-Hard). Il exige de pouvoir considérer différents objectifs contradictoires, de nombreuses variables de nature hétérogène (continue et discrète), des relations non linéaires entre ces variables... La résolution de ce problème complexe passera par le recours à une métaheuristique d'optimisation multi-objectif, les algorithmes génétiques. Les métaheuristicques sont des « stratégies d'optimisation multicritère permettant de guider la recherche d'une ou de plusieurs solutions optimales pouvant s'adapter à un problème complexe » (Armand Decker 2015).

Nous exposons tout d'abord les différentes variables du problème (section 1) et les fonctions-objectifs qui ont été formalisées (section 2). Pour ce faire, un important recueil de connaissances (e.g. variables décisionnelles, contexte environnant, hypothèses de travail, rendements...) a été effectué auprès des chargés d'études de l'entreprise partenaire BDS. Cela a permis de formaliser le problème de l'organisation d'un chantier de déconstruction, selon le point de vue d'un chargé d'études. Nous avons privilégié l'exhaustivité du modèle, afin que ce dernier puisse convenir à tout type de chantier. Nous nous basons sur les résultats présentés dans le chapitre 2 pour formaliser les variables et fonctions-objectifs liées à l'évaluation des impacts environnementaux. Des contraintes aident à assurer la capacité du modèle à être applicable au monde réel (section 3).

La construction du modèle a conduit à distinguer deux versions de ce dernier : une version orientée recherche, qui fait l'objet principal de cette thèse et est décrite dans les sections 1 à 3, et une version opérationnelle, à destination directe des entreprises de démolition (section 4). Cette section permet de justifier le choix de ces deux versions du modèle et décrit les spécificités du modèle opérationnel. La résolution du modèle s'effectue, pour ces deux versions, par un algorithme d'optimisation multi-objectif (section 5). Le modèle obtenu et son implémentation informatique sont synthétisés dans la conclusion de ce chapitre.

1 Variables

Le modèle repose sur un ensemble de variables qui sont manipulées par l'algorithme pour trouver les stratégies optimales de démolition/déconstruction. On peut distinguer trois types de variables : les variables de connaissance, les variables contextuelles et les variables de décision. Nous présentons ici ces différents types de variable.

1.1 Variables de connaissance

Les variables de connaissances sont des variables qui sont propres à une entreprise donnée ; elles en composent la connaissance métier. Il s'agit d'informations caractérisant les ressources humaines et matérielles (e.g. coût journalier, masse des machines, consommation journalière de carburant, rendements de travail...), des informations propres aux centres de traitement (e.g. localisation géographique, type de traitement, type de déchet accepté, coût unitaire de gestion, taux de valorisation matière, émission de GES...) et au transport (e.g. vitesse moyenne d'un camion, durée de récupération de la benne sur le chantier, taux de foisonnement des déchets dans un contenant...). Ces variables ont besoin d'être régulièrement amendées pour s'assurer de leur pertinence (e.g. le coût d'un employé augmente avec l'inflation), mais elles restent tout de même valables quel que soit le chantier, du moins dans des contextes proches.

CHAPITRE 3. OPTIMISER LES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Le Tableau 3.1 résume l'ensemble des variables de connaissance utilisées dans le modèle.

Tableau 3.1 : Résumé des variables de connaissance pour le modèle de déconstruction

Nom de la variable de connaissance	Application	Dépendance
Consommation de carburant par un moteur thermique	Machine (L/jour), camion (L/100 km)	Fixe pour tout chantier
Durée de dépôt des déchets sur le centre de traitement (D_{centre})	Durée que le camion passe sur le centre de traitement pour déposer les déchets qu'il transporte (h)	Fixe pour tout chantier
Durée de récupération des déchets sur chantier ($D_{chantier}$)	Durée que le camion passe sur le chantier pour récupérer les déchets à évacuer (h)	Fixe pour tout chantier
Émission de GES (GES)	Consommation de carburant (kg CO _{2e} /L), traitement de déchet (kg CO _{2e} /T), production de matériau (kg CO _{2e} /T)	Fixe pour tout chantier
Masse (M) d'une machine de chantier	Masse d'une machine de chantier (T)	Fixe pour tout chantier
Prix unitaire (PU)	Ressource humaine (€/jour), ressource matérielle (€/jour), traitement d'un déchet (€/T)	Entreprise de déconstruction et centres de traitement
Rendement de travail (R)	Rendement de travail par une ressource donnée pour une phase donnée (m ² /j ou T/jour)	Entreprise de déconstruction
Taux de foisonnement (TF) d'un déchet	Taux de foisonnement d'un déchet donné (sans dimension)	Fixe pour tout chantier
Taux de valorisation matière ($\%Valo$)	Taux de valorisation matière massique d'un déchet donné par un traitement donné (%)	Centres de traitement
Traitement du déchet ($Trait$)	Traitement d'un déchet donné dans un centre de traitement donné (sans unité)	Centres de traitement
Vitesse moyenne de circulation ($Vitesse$)	Camion de transport des déchets (km/h)	Entreprise de déconstruction ou de transport

1.2 Variables de contexte

Les variables de contexte sont propres à un chantier donné et permettent de définir les travaux à prévoir et les contraintes éventuelles. On peut en distinguer trois types, liés respectivement au contexte global, au déroulement du chantier et aux contraintes de chantier.

Contexte global. Les premières variables contextuelles correspondent au quantitatif des déchets qui seront à gérer sur le chantier. Afin d'aider le chargé d'études à réaliser cet

estimatif, nous avons développé un outil dont le fonctionnement est proche de MEDECO (Dumont *et al.* 2004), présenté au Chapitre 1 (§4.2.1). Le chargé d'études doit identifier les différents éléments de construction présents (e.g. fenêtre, poteau), leur quantité (nombre, longueur ou surface) et leurs matériaux (béton armé, bois...). L'outil calcule ensuite le volume et le tonnage des déchets de manière automatique à partir d'une base de données construite pour l'occasion (épaisseur par défaut, masse à l'unité, masse linéaire, masse surfacique, masse volumique...); ces dernières données font parties des variables de connaissance.

Dans les variables de contexte figurent aussi la surface au sol, ainsi que la surface développée totale des bâtiments.

Déroulement du chantier. Les variables de contexte contiennent aussi des variables liées au déroulement du chantier; ces variables doivent être préalablement estimées par le chargé d'études. Il s'agit de transmettre au modèle plusieurs informations caractéristiques du futur chantier.

Ainsi, le type et la quantité de ressources (e.g. clôture, frais de voirie) nécessaires pour l'installation du chantier doivent être directement donnés par l'utilisateur. Ces choix sont spécifiques à chaque chantier.

Les autres informations concernent le curage du bâtiment. Le curage est une phase mettant en jeu un ensemble varié de méthodes, d'outils et de matériels, avec une forte dépendance aux spécificités de chaque chantier. En raison de cette variété, il n'est pas cohérent de définir un rendement moyen de curage adapté à tous les chantiers. C'est ainsi à l'utilisateur de définir la durée de curage par un ouvrier au travers de la variable « nombre de jours alloués ». Cette variable correspond à la durée du travail de curage si un seul ouvrier travaillait. Le calcul de cette variable s'effectue avant le modèle, à partir de l'expérience de l'utilisateur (e.g. chargé d'études) et de rendements de travail. Pour chaque élément de construction identifié dans le bâtiment, un rendement de travail y détermine la durée de la tâche pour un ouvrier et un matériel donné (e.g. 60 m²/jour/ouvrier pour la dépose manuelle d'un revêtement de sol en bois). La durée réelle de chaque tâche est additionnée pour obtenir le nombre de jours alloués. Pour effectuer le curage, l'ouvrier utilise des mini-engins, dont le type, le nombre et la durée d'utilisation est estimée par le chargé d'études.

Définir les paramètres des mini-engins (type, nombre, durée d'utilisation) ne peut pas être automatiquement calculé sans un RCPSP. Or cette pratique n'a pas été retenue dans les travaux de cette thèse, car elle demande trop de données (i.e. rendement de travail pour la dépose de chaque élément de construction en fonction de chaque technique possible). Nous devons pourtant estimer le coût du chantier, ce qui comprend le coût de ces mini-engins. Plutôt que de donner une fourchette de prix (sans savoir quels types de machines seraient indispensables), nous préférons donner un coût exact (avec le type des mini-engins nécessaires). Ce coût exact sera calculé grâce au type et à la durée d'utilisation des mini-engins tels que l'a défini le chargé d'études pour calculer le nombre de jours alloués pour le curage. Nous y reviendrons plus en détails avec la description de la fonction-objectif de coût.

Pour la démolition de la structure du bâtiment, les rendements, les méthodes et les machines de travail sont moins diverses que pour le curage. Ainsi, avec la simple indication du calibre de pelle hydraulique adaptée pour les travaux (en fonction de la hauteur du bâtiment, de l'espace disponible sur chantier...), le modèle pourra estimer automatiquement le coût et la durée de cette phase. Toutefois, certaines tâches peuvent être exécutées à l'aide de mini-engins pour plus de précision ou pour exercer une fonction de soutien à la pelle hydraulique (e.g. décrochage de gouttière avec une nacelle). Dans le cas de ces tâches locales et rares, le modèle aura besoin du type, du nombre et de la durée d'utilisation des mini-engins utilisés. La surface de terrain à niveler est à renseigner également.

Le coût des phases de désolidarisation et sous-traitance, pour lesquelles le choix d'une stratégie de démolition a peu d'influence, est estimé préalablement par l'utilisateur. On fait l'hypothèse que ces coûts sont indépendants de la stratégie suivie. On y inclut aussi la démolition s'il s'agit d'une réhabilitation, car les tâches sont obligatoirement localisées. Nous ne considérons donc pas plus de deux pelles pour la démolition de la structure car un nombre de pelles supérieur est très rare ; il nécessite un espace conséquent sur le chantier et une distribution spécifique des tâches.

Contraintes de chantier. Afin de pouvoir formaliser les contraintes qui vont limiter l'espace de décision, le chargé d'études doit répondre à un ensemble de questions :

- Variable *HorsPérimètre* : Le chantier se situe-t-il loin de l'entreprise de démolition, empêchant les ouvriers de revenir quotidiennement à leur domicile ?
- Variable *Centre-ville* : Le chantier est-il situé dans le centre-ville d'une commune, ce qui ralentira la progression des camions de transport des déchets ?
- Variable *Accès* : Est-ce qu'il y a des problèmes d'accès au chantier pour les camions (e.g. rue étroite, petit portail), ce qui rajoutera du temps de manœuvre et ralentira la récupération des bennes de déchets ?
- Variable *MaxO_{Cur}* : Quel est le nombre maximum d'ouvriers pouvant travailler en même temps sur le chantier pendant la phase de curage ? Ce chiffre dépendra des capacités de l'entreprise et des dimensions du chantier.
- Variable *VDémol* : Considère-t-on la possibilité de ne pas effectuer de curage et de procéder alors à une démolition traditionnelle (i.e. démolition mécanique avec une pelle hydraulique, qui correspond à la pratique de démolition la plus courante) ?
- Variable *VDeuxPelles* : Est-ce qu'il y a possibilité de faire travailler deux pelles hydrauliques en même temps sur le chantier, afin de réduire la durée de ce dernier ?
- Variable *Réhab* : Est-ce un chantier de réhabilitation ou non ?
- Variable *VRéemploi* : Est-ce qu'il y a possibilité de réemployer les DI sur le chantier ?
- Variable *VBenne60* : Est-ce qu'il y a possibilité (et intérêt) d'utiliser des bennes de gros volume (e.g. 60 m³) ?
- Variables *CoûtMax*, *DuréeMax* et *ValoMin* : Le chantier est-il contraint sur le coût (e.g. budget limité), la durée (e.g. pression d'un futur chantier de construction) ou le taux de valorisation matière (e.g. charte environnementale signée) ? Une variable est attribuée à chaque contrainte possible.

Enfin, les dernières variables de contexte ont trait aux distances entre le chantier et les centres de traitement éventuels. Bien que ces variables doivent être renseignées manuellement par le chargé d'études dans la version actuelle de l'outil, une utilisation de Google Maps par clé API (Application Programming Interface) pourrait donner automatiquement ces informations. Cependant, cette API est payante et n'a pas été implémentée. Par ailleurs, il n'existe pas aujourd'hui de solution équivalente gratuite et applicable quelle que soit la localisation du chantier.

Le Tableau 3.2 résume l'ensemble des variables contextuelles utilisées dans le modèle.

CHAPITRE 3. OPTIMISER LES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 3.2 : Résumé des variables contextuelles pour le modèle de déconstruction

Domaine de la variable contextuelle	Nom de la variable contextuelle	Application
Contexte global	Distance (<i>Distance</i>)	Distance (km) entre le chantier et la localisation géographique du centre de traitement (<i>Distance_x</i>) ou entre l'entreprise de déconstruction et le chantier (<i>Distance_{Chantier}</i>)
	Masse (<i>M</i>) d'un déchet	Masse d'une nature de déchet donnée (<i>T</i>)
	Surface au sol (<i>SSol</i>)	Surface au sol du (des) bâtiment(s) (<i>m²</i>)
	Surface développée (<i>SD</i>)	Surface développée du (des) bâtiment(s) (<i>m²</i>)
	Volume (<i>V</i>) d'un déchet	Volume d'une nature de déchet donnée (<i>m³</i>)
Déroulement du chantier	Informations relatives aux mini-engins	Type, nombre et durée d'utilisation d'un mini-engin si une seule personne effectuait le travail
	Jours alloués (<i>Jalloués</i>)	Jours alloués pour une phase de chantier si une seule personne effectuait le travail d'une phase de chantier (<i>J</i>)
	Surface à niveler (<i>SN</i>)	Surface du terrain du chantier à niveler (<i>m²</i>)
Contraintes de chantier	<i>Accès</i>	Est-ce qu'il y a des problèmes d'accès au chantier pour les camions ?
	<i>Centre-ville</i>	Le chantier est-il situé dans le centre-ville d'une commune ?
	<i>CoûtMax</i>	Le chantier est-il contraint sur le coût ?
	<i>DuréeMax</i>	Le chantier est-il contraint sur la durée ?
	<i>HorsPérimètre</i>	Le chantier se situe-t-il loin du périmètre habituel d'action de l'entreprise de déconstruction ?
	<i>MaxO_{Cur}</i>	Quel est le nombre maximum d'ouvriers pouvant travailler en même temps sur le chantier pendant la phase de curage ?
	<i>Réhab</i>	Est-ce un chantier de réhabilitation ou non ?
	<i>ValoMin</i>	Le chantier est-il contraint sur le taux de valorisation matière ?
	<i>VBenne60</i>	Est-ce qu'il y a possibilité (et intérêt) d'utiliser des bennes de gros volume (e.g. 60 m ³) ?
	<i>VDémol</i>	Considère-t-on la possibilité de ne pas effectuer de curage et de procéder alors à une démolition traditionnelle ?
	<i>VDeuxPelles</i>	Est-ce qu'il y a possibilité de faire travailler deux pelles hydrauliques en même temps sur le chantier ?
<i>VRéemploi</i>	Est-ce qu'il y a possibilité de réemployer les DI sur le chantier ?	

1.3 Variables de décision

Les variables de décision sont les variables qui constituent la stratégie de démolition. Chaque variation de ces variables représente un levier de décision, une alternative envisageable, qu'il est nécessaire de considérer. Une solution envisageable sera définie par un ensemble de valeurs relative à ces variables. L'ensemble des jeux possibles de variables de décision compose l'espace de décision.

Les variables de décision considérées pour le modèle de déconstruction se répartissent en cinq domaines : méthodes, ressources humaines, stockage des déchets, traitement des déchets et centre de traitement.

Méthodes. Le premier domaine concerne les méthodes de travaux. La première variable (*Démol*) indique l'approche de déconstruction retenue : la déconstruction (*Démol* = 1) et la démolition traditionnelle, i.e. sans curage (*Démol* = 0). La deuxième variable (*DeuxPelles*) estime si deux pelles hydrauliques pendant la démolition de la structure est souhaitable ou non : si oui, *DeuxPelles* = 0 et si non, *DeuxPelles* = 1. Son principal impact sera sur la durée des travaux.

Ressources humaines. La composition des ressources humaines s'établit à partir des hypothèses de l'entreprise partenaire et des constats faits sur chantier. Pour l'installation du chantier, nous intégrons par défaut une équipe composée d'un chef de chantier et de deux ouvriers. Le nombre d'ouvriers pour la phase de curage est la variable la plus importante. Sa gamme de variation est comprise entre 0 (si la variable *Démol* privilégie la démolition traditionnelle) et la variable contextuelle désignant le maximum possible d'ouvriers sur le chantier (*MaxO_{Cur}*). Le nombre de chef de chantier dépend du nombre d'ouvriers. Les ressources humaines pour la phase de démolition dépendent du nombre de pelles hydrauliques sur le chantier. Un pelleeteur et un ouvrier accompagnent automatiquement une pelle hydraulique. Le chef de chantier n'est supposé présent que sur une partie des travaux de démolition ; nous y reviendrons lors du calcul du coût du chantier.

Stockage des déchets sur chantier et transport. La gestion des déchets sur chantier se caractérise par le choix des bennes de transport, et par conséquent de leur volume : 12 m³, 15 m³ (avec un camion à semi-remorque ou un tombereau), 30 m³ ou 60 m³. Le choix du volume des bennes doit se faire pour chaque type de déchet (DI, DND et DD). Par exemple, si la catégorie de benne choisie pour les DND est du 30 m³, alors des bennes de 30 m³ seront utilisées pour stocker le PVC en vue de recyclage, les DND en vue de tri, la brique plâtrière en vue de réaménagement... Une seule nature de déchet est traitée différemment : il s'agit du bois. Les déchets de bois peuvent occuper de gros volumes, notamment lorsqu'il s'agit de bois de charpente. Le bois peut nécessiter des bennes plus grosses que le reste des DND. Le choix de la benne de 60 m³ pour le bois est configuré par la variable contextuelle *VBenne60*. Selon sa valeur, elle limite ou non l'utilisation d'une benne de 60 m³. Si le chantier n'est pas suffisamment grand pour accueillir des bennes de cette taille (d'où *VBenne60* stipulant « Non »), alors il n'est pas nécessaire de considérer cette option dans la construction des solutions. Il y a donc quatre choix de bennes à étudier : pour les DI, les DND, le bois et les DD.

Traitement des déchets. Le quatrième domaine rassemble les variables de décision portant sur le traitement des déchets. Le traitement de chaque déchet est défini par une variable distincte. Les choix envisageables sont propres à chaque déchet ; les Tableau 3.3, Tableau 3.4 et Tableau 3.5 exposent les traitements envisageables pour les différents types de

CHAPITRE 3. OPTIMISER LES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

déchet. Au total, neuf types de traitement sont considérés : le réemploi, la réutilisation, le recyclage, le compostage, le réaménagement de site, le tri, l'incinération, la coïncinération et l'ISD (dérivé en trois types de centres, soit l'ISDI, l'ISDND et l'ISDD). Le réemploi des éléments tels que les fenêtres ou les structures métalliques est dépendant de chaque chantier, ce qui complique sa transposition d'un point de vue mathématique dans le modèle. Nous avons ainsi fait le choix de ne considérer comme seul réemploi possible dans le modèle, celui des déchets inertes pour remblayer le terrain. Ce réemploi impose de plus faibles contraintes (i.e. moins d'exigence sur la qualité des éléments). Le traitement est envisageable si la variable contextuelle $VRéemploi$ le permet.

Tableau 3.3 : Traitements considérés dans le problème de déconstruction pour les déchets inertes

Nature de déchet	Traitements envisageables						
	0	1	2	3	4	5	6
Béton	Réemploi	Recyclage	Remblaiement	Tri	ISDI		
Béton cellulaire	Réemploi	Recyclage dans béton	Remblaiement	Tri	ISDI		
Brique	Réemploi	Recyclage dans béton	Remblaiement	Tri	ISDI		
DI divers	Réemploi	Recyclage dans béton	Remblaiement	Tri	ISDI		
Enrobés	Réemploi	Rabotage	Décroûtage	Recyclage dans béton	Remblaiement	Tri	ISDI
Pierre	Réemploi	Recyclage dans béton	Remblaiement	Tri	ISDI		
Terres	Réemploi	Remblaiement	Tri	ISDI			
Verre	Réemploi	Recyclage	Recyclage dans béton	Remblaiement	Tri	ISDI	

CHAPITRE 3. OPTIMISER LES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 3.4 : Traitements considérés dans le problème de déconstruction pour les déchets non dangereux

Nature de déchet	Traitements envisageables					
	0	1	2	3	4	5
Béton plâtré	Remblaiement	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Bois B	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Brique plâtrière	Recyclage	Remblaiement	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND
Déchets verts	Compostage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
DEA	Réutilisation	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
DEA en bois B	Réutilisation	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND
DND divers	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND		
DEEE	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Étanchéité bitumineuse	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND		
Étanchéité souple en PVC	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Fenêtre en bois B	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Fenêtre en aluminium	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Fenêtre en platin	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Fenêtre en PVC	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Laine de verre	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Métal (aluminium)	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Métal (câbles mêlés)	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Métal (cuivre)	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Métal (fer à cisailier)	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Métal (inox)	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Métal (platin)	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Métal (zinc)	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Moquette	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Panneau sandwich	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Plâtre	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
Polystyrène	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
PVC rigide	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	
PVC souple	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDND	

Tableau 3.5 : Traitements considérés dans le problème de déconstruction pour les déchets dangereux

Nature de déchet	Traitements envisageables				
	0	1	2	3	4
Béton pollué	Tri	Incinération	ISDD		
Bois C	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDD	
DD divers	Tri	Incinération	ISDD		
DEEE dangereux	Recyclage	Tri	Incinération	ISDD	
Huile minérale	Recyclage	Tri	Incinération	Coïncinération	ISDD

Centres de traitement. Dans ce dernier domaine, les variables de décision décrivent le choix des centres de traitement. Ces derniers sont généralement propres à chaque traitement et à chaque déchet (e.g. un centre de recyclage de béton ne recycle pas le bois), sauf lorsque les procédés sont égaux (e.g. le centre recyclage du bois et des DEA en bois pour produire des panneaux de particules est rassemblé sous la même variable de décision). Jusqu'à cinq centres de traitement peuvent être évalués par variable.

Une solution est ainsi définie par un nombre de variables de décision pouvant atteindre le nombre de 92. Ce nombre peut être plus faible si le chantier présente une diversité réduite sur les natures de déchets ou s'il est contraint à ne pas considérer certaines méthodes de travaux. Dans ce dernier cas, les variables *Démol* et *DeuxPelles* peuvent disparaître. Le modèle est défini afin que seules les variables de décision nécessaires soient prises en compte dans l'optimisation. Le Tableau 3.6 présente un résumé des variables de décision pour le modèle de déconstruction.

Tableau 3.6 : Résumé des variables de décision pour le modèle de déconstruction

Domaine de variables de décision	Variable de décision	Gamme de valeurs
Méthodes de travaux	Type de déconstruction (Démol)	[0-1]
	Deux pelles hydrauliques pendant la phase de démolition du bâtiment (DeuxPelles)	[0-1]
Ressources humaines	Nombre d'ouvriers pour la phase de curage (O_{Cur})	0 à la valeur de $MaxO_{Cur}$
Volume des bennes de transport de déchets	Benne pour les DI	{12 m ³ , 15 m ³ d'un semi ou 15 m ³ d'un tombereau}
	Benne pour les DND	{12 m ³ ou 30 m ³ }
	Benne pour le bois	{12 m ³ , 30 m ³ ou 60 m ³ }
	Benne pour les DD	{12 m ³ ou 30 m ³ }
Traitements des déchets	Traitement pour chacun des 41 natures considérées de déchets	[0-6]
Centres de traitement des déchets	Centre de traitement selon les déchets et les traitements considérés	[0-5]

2 Fonctions-objectifs

Nous présenterons ici les différentes fonctions-objectifs qui sont considérés dans le modèle et la façon dont ils sont formalisés au travers des fonctions-objectif. Les fonctions-objectifs permettent de calculer la valeur des objectifs en fonction des variables de décision. Les objectifs présentés sont : la durée, le coût, le taux de valorisation et les objectifs environnementaux via l'ACV.

2.1 Durée

Cette fonction-objectif correspond à la durée totale du chantier, calculé en jours (D_T). Il s'obtient en sommant la durée de chaque phase du chantier : installation (D_{Ins}), curage (D_{Cur}), désolidarisation (D_{Des}), démolition (D_{Dem}). La durée des activités annexes gérées en sous-traitance n'est pas considérée ici. Ces tâches-ci peuvent se réaliser en même temps que le chantier (e.g. sciage, calcul de confortement, reprise d'étanchéité...). Nous effectuons alors l'hypothèse qu'aucune phase de chantier ne peut se chevaucher dans le temps. Naturellement, l'enjeu est de minimiser cet objectif.

La durée d'installation du chantier (D_{Ins}) est estimée selon un rendement général (R_{Ins}) qui traduit la préparation du chantier en fonction de la surface au sol (S_{sol}) du bâtiment à déconstruire. Le modèle calcule cette durée selon l'Équation 3.1.

$$D_{Ins} = \text{arrondi. sup} \left(\frac{S_{sol}}{R_{Ins}} \right) \quad \text{Équation 3.1}$$

Avec :

- D_{Ins} : durée d'installation du chantier (jours)
- R_{Ins} : Rendement général de préparation du chantier (m²/jour)

- S_{sol} : surface au sol du bâtiment (m^2).

La durée du curage est dépendante de trois facteurs. Le premier facteur correspond au nombre de jours alloués pour un seul ouvrier ($J_{Alloués_{Cur}}$). Le deuxième facteur est le nombre d'ouvriers (O_{Cur}), puis le choix de la variable de décision $Démol$. La durée du curage se calcule selon l'Équation 3.2. Les travaux sont réalisés par les ouvriers, le chef de chantier étant présent pour superviser.

$$\begin{cases} \text{Si } Démol = 1, D_{Cur} = \text{arrondi. sup} \left(\frac{J_{Alloués_{Cur}}}{O_{Cur}} \right) \\ \text{Si } Démol = 0, D_{Cur} = 0 \end{cases} \quad \text{Équation 3.2}$$

Avec :

- D_{Cur} : durée du curage (jours)
- $Démol$: variable de décision sur le type de déconstruction
- $J_{Alloués_{Cur}}$: nombre de jours alloués pour un seul ouvrier (jours)
- O_{Cur} : nombre d'ouvriers pour la phase de curage, correspondant aussi à une variable de décision.

Lorsque la taille de l'équipe (i.e. nombre d'ouvriers) est définie dans le modèle, la durée de la phase de curage est calculée en fonction du nombre de jours alloués (i.e. division entre le nombre de jours alloués et le nombre d'ouvriers). Nous prenons alors l'hypothèse que le temps est proportionnel au nombre d'ouvriers. Une marge d'erreur est cependant envisageable avec la réalité. En effet, on peut imaginer plusieurs cas ralentissant ou accélérant les travaux : deux ouvriers se gênent pour leurs tâches, ou au contraire s'aident pour travailler plus vite... La durée de la phase de curage est estimative et dépend de la pertinence des rendements de travail connus pour chaque élément de construction. Plus ces rendements seront solides (i.e. moyenne à partir de plusieurs mesures de rendements sur chantier), mieux la durée sera estimée.

La phase de désolidarisation correspond à des travaux de séparation d'une zone mitoyenne (e.g. mur à conserver, mais mitoyen du bâtiment à déconstruire). La durée de cette tâche est estimée au cas par cas. Ainsi, sa durée D_{Des} équivaut à celle préalablement estimée par le chargé d'études. Elle est considérée comme indépendante des variables de décision.

Pour calculer la durée de la phase de démolition D_{Dem} , la phase est divisée en plusieurs étapes. Ces dernières se succèdent sur le chantier pour gérer au fur et à mesure la superstructure du bâtiment, puis son infrastructure et enfin le terrain autour du bâtiment (Tableau 3.7).

CHAPITRE 3. OPTIMISER LES STRATÉGIES DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 3.7 : Étapes de la phase de démolition d'un chantier de déconstruction et relation avec le calcul de la durée du chantier

Section du chantier	Étape de travaux
Superstructure du bâtiment	Abattage de la superstructure (D_{Dem-1})
	Chargement des déchets issus de la superstructure (D_{Dem-2})
Infrastructure du bâtiment	Démolition de l'infrastructure (D_{Dem-3})
	Chargement des déchets issus de l'infrastructure (D_{Dem-4})
Divers	Déconstruction d'ouvrages divers (e.g. enrobés, clôture, végétaux...) (D_{Dem-5})
	Remblaiement du terrain (D_{Dem-6})
	Nivellement du terrain (D_{Dem-7})

La durée d'une déconstruction par une unique pelle hydraulique est calculée telle que présentée dans l'Équation 3.3.

$$D_{Dem} = \text{arrondi. sup} (D_{Dem-1} + D_{Dem-2} + D_{Dem-3} + D_{Dem-4} + D_{Dem-5} + D_{Dem-6} + D_{Dem-7})$$

$$= \text{arrondi. sup} \left(\frac{SD}{R_{Dem-1}} + \frac{M_{Super}}{R_{Dem-2}} + \frac{Ssol}{R_{Dem-3}} + \frac{M_{Infra}}{R_{Dem-4}} + \frac{J_{Alloués_{Dem-5}}}{R_{Dem-5}} + \frac{M_{Remblai}}{R_{Dem-6}} + \frac{SN}{R_{Dem-7}} \right)$$

Équation 3.3

Avec :

- D_{Dem} : durée de démolition (jours)
- D_{Dem-1} : durée de l'étape de l'abattage de la superstructure (jours)
- D_{Dem-2} : durée de l'étape de chargement des déchets issus de la superstructure (jours)
- D_{Dem-3} : durée de l'étape de démolition de l'infrastructure (jours)
- D_{Dem-4} : durée de l'étape de chargement des déchets issus de l'infrastructure (jours)
- D_{Dem-5} : durée de l'étape de déconstruction d'ouvrages divers (jours)
- D_{Dem-6} : durée de l'étape de de remblaiement du terrain (jours)
- D_{Dem-7} : durée de l'étape de nivellement du terrain (jours)
- $J_{Alloués_{Dem-5}}$: nombre de jours alloués pour la déconstruction d'ouvrages divers avec un seul pelleteur (jours)
- M_{Infra} : masse de déchets produits par la démolition de l'infrastructure du bâtiment (tonnes)
- $M_{Remblai}$: masse de remblai à utiliser pour remblayer le terrain (tonnes).
- M_{Super} : masse de déchets produits par la démolition de la superstructure du bâtiment (tonnes)
- R : rendement de travail de l'étape considéré ($m^2/jour$ ou $T/jour$)
- SD : Surface développée du bâtiment (m^2)
- SN : Surface du terrain à niveler (m^2)
- $Ssol$: Surface au sol du bâtiment (m^2).

Si $Démol = 0$ (i.e. démolition traditionnelle, sans curage), les étapes concernant la superstructure du bâtiment sont modifiées. En effet, sans curage préalable, il y a alors plus de déchets à gérer. Le rendement de l'abattage de la superstructure diffère (R'_{Dem-1}). Pour le chargement des déchets de superstructure, la quantité de déchets à gérer évolue. Les modifications sont présentées dans l'Équation 3.4.

$$\text{Si } Démol = 0, D_{Dem-1} = \frac{SD}{R_{Dem-1}} \text{ et } D_{Dem-2} = \frac{M_{Bât} - M_{Infra}}{R_{Dem-2}} \quad \text{Équation 3.4}$$

Avec :

- D_{Dem-1} : durée de l'étape de l'abattage de la superstructure (jours)
- D_{Dem-2} : durée de l'étape de chargement des déchets issus de la superstructure (jours)
- $Démol$: variable de décision sur le type de déconstruction
- $M_{Bât}$: masse de déchets produits par la démolition du bâtiment (tonnes)
- M_{Infra} : masse de déchets produits par la démolition de l'infrastructure du bâtiment (tonnes)
- SD : Surface développée du bâtiment (m^2)
- R : rendement de travail de l'étape considéré ($m^2/jour$ ou $T/jour$).

En plus de $Démol$, la variable $DeuxPelles$ influence la durée. Elle est étudiée lorsque la variable $VDeuxPelles$ le permet. Si une deuxième pelle hydraulique est envisagée ($DeuxPelles = 0$), elle intervient en renfort de la première. Elle se charge ainsi du chargement des déchets de superstructure et d'infrastructure (D_{Dem-2} et D_{Dem-4}). Nous évitons de programmer deux pelles pour les étapes d'abattage et de démolition (D_{Dem-1} et D_{Dem-3}) car cela nécessiterait un grand espace de manœuvre pour éviter tout risque. La durée totale de la phase de démolition correspond à la durée de travail la plus longue entre les deux pelles hydrauliques (Équation 3.5).

$$D_{Dem} = \text{arrondi. sup} [\text{MAX}(D_{Dem-1} + D_{Dem-3} + D_{Dem-5} + D_{Dem-6} + D_{Dem-7}; D_{Dem-2} + D_{Dem-4} + D_{Dem-5} + D_{Dem-6} + D_{Dem-7})] \quad \text{Équation 3.5}$$

Avec :

- D_{Dem} : durée de démolition (jours)
- D_{Dem-1} : durée de l'étape de l'abattage de la superstructure (jours)
- D_{Dem-2} : durée de l'étape de chargement des déchets issus de la superstructure (jours)
- D_{Dem-3} : durée de l'étape de démolition de l'infrastructure (jours)
- D_{Dem-4} : durée de l'étape de chargement des déchets issus de l'infrastructure (jours)
- D_{Dem-5} : durée de l'étape de déconstruction d'ouvrages divers (jours)
- D_{Dem-6} : durée de l'étape de de remblaiement du terrain (jours)
- D_{Dem-7} : durée de l'étape de nivellement du terrain (jours).

Cependant, s'il s'agit d'un chantier de réhabilitation (variable $Réhab$ vaut « Oui »), alors les travaux sur la phase de démolition sont locaux et aucune modification n'y est possible. Dans ce cas, la durée de la phase de démolition (D_{Dem}) vaut la durée estimée initialement par le chargé d'études.

La durée totale du chantier est estimée en additionnant la durée de chaque phase (Équation 3.6).

$$T = D_{Ins} + D_{Cur} + D_{Des} + D_{Dem} \quad \text{Équation 3.6}$$

Avec :

- D_{Cur} : durée du curage (jours)

- D_{Dem} : durée de démolition (jours)
- D_{Des} : durée de désolidarisation (jours)
- D_{Ins} : durée d'installation du chantier (jours)
- D_T : durée totale du chantier de déconstruction (jours).

2.2 Coût

Pour cette fonction-objectif, on cherche à minimiser le coût total (C_T) du chantier. Comme pour la fonction-objectif de durée, le coût est calculé d'abord par phase de chantier avant d'être additionné. Le prix unitaire du matériel et du personnel est noté PU dans les équations. De même, le nombre de chefs de chantier est noté CC , le nombre d'ouvriers est noté O et le nombre de pelleyeurs est noté P . Le nombre de matériel est noté M tandis que le nombre de mini-engins (i.e. mini-pelles, chargeuse, nacelle...) est noté ME . Les pelles hydrauliques sont spécifiées par le paramètre $Pelle$. Le transfert des mini-engins et des pelles, considéré comme un aller-retour de l'entreprise jusqu'au chantier, est traduit par T . Lorsque le chantier se situe loin de l'entreprise, ce qui empêche les ouvriers de revenir quotidiennement à leur domicile (*HorsPérimètre*), un coût GD est rajouté pour correspondre aux frais de nuitée.

Le coût associé à l'installation rassemble (A) l'achat de matériel, de services et de divers postes de dépenses (e.g. gardiennage, panneaux de chantier, constats d'huissier, frais de voirie) et (B) la location de matériel (e.g. clôtures, base-vie...). Le personnel chargé d'installer le matériel est aussi inclus dans le calcul de l'Équation 3.7. Par défaut, l'équipe se compose d'un chef de chantier et de deux opérateurs. Cette composition est communément utilisée dans les études de l'entreprise partenaire.

$$C_{Ins} = D_{Ins} \times (CC_{Ins} \times PU_{CC} + O_{Ins} \times PU_O) + C_A + C_B + GD \quad \text{Équation 3.7}$$

Avec :

- $C_A = \sum(Mat_x \times PU_x)$ pour le matériel ou service de type x
- $C_B = DT \times \sum(Mat_y \times PU_y)$ pour le matériel de location de type y et de prix journalier PU_x (€/jour)
- CC_{Ins} : nombre de chefs de chantier de prix journalier unitaire PU_{CC} (€/jour)
- C_{Ins} : coût d'installation (€)
- D_{Ins} : durée d'installation du chantier (jours)
- GD : frais de nuitée si la variable de décision *HorsPérimètre* l'oblige.
- O_{Ins} : nombre d'ouvriers de prix journalier unitaire PU_O (€/jour)

Le coût de curage comprend celui du personnel et des machines de chantier utilisées (Équation 3.8).

$$C_{Cur} = D_{Cur} \times (CC_{Cur} \times PU_{CC} + O_{Cur} \times PU_O) + \sum(D_x \times PU_x) + PU_{TME} \times ME + GD \quad \text{Équation 3.8}$$

Avec :

- $CC_{Cur} = \text{arrondi.sup}(O_{Cur}/12)$, étant estimé qu'un chef de chantier est capable de gérer au maximum 12 ouvriers, avec un prix journalier unitaire PU_{CC} (€/jour)
- C_{Cur} : coût de curage (€)
- D_{Cur} : durée de curage du chantier (jours)

- D_x : durée d'utilisation, si un seul ouvrier travaillait, du mini-engin x de prix journalier unitaire PU_x (€/jour)
- O_{Cur} : nombre d'ouvriers de prix journalier unitaire PU_O (€/jour)
- ME : nombre de mini-engins
- PU_T : prix du transfert aller-retour de machines, selon leur type (ME pour mini-engins).

Comme discuté précédemment (§1.2), l'adaptation de la durée et du nombre de machines (i.e. mini-engins) en fonction du nombre d'ouvriers est inapplicable correctement sans une RCPSP. Afin d'estimer malgré tout un coût de curage le plus fiable possible, nous rajoutons le coût de chaque mini-engin à partir de l'estimation faite par le chargé d'études (i.e. variables de contexte donnant le type, la durée et le nombre de mini-engins nécessaires si un seul ouvrier effectuait la phase complète de curage). Prenons un exemple simple pour exposer le raisonnement. Le chargé d'études a estimé un nombre de jours alloués pour le curage de 20 jours. Un ouvrier peut effectuer le curage seul, en 20 jours de travail, mais avec l'aide d'une mini-pelle pendant 10 jours. Si le modèle estime le nombre d'ouvriers à 4, la durée du curage sera égale à $20/4 = 5$ jours. Le nombre d'ouvriers ayant augmenté, il sera nécessaire d'utiliser un plus grand nombre de mini-pelles. On considère qu'il faut au total 10 jours de mini-pelles (i.e. le nombre de jours de mini-pelles pour le nombre de jours alloués). Pour cette linéarité, nous devons tenir compte de plusieurs hypothèses : chaque tâche peut s'effectuer sans entraver le bon déroulement d'une autre et les mini-pelles sont destinées seulement aux tâches ciblées (i.e. elles n'aident pas un ouvrier pour une tâche non prévue). Cependant leur répartition peut varier : 2 mini-pelles pendant 5 jours ou encore 4 mini-pelles pendant 2,5 jours. Le coût d'utilisation des mini-pelles sera sensiblement le même (i.e. $1 ME \times 10 J = 2 ME \times 5 J = 4 ME \times 2,5 J = 10 J$). Le coût de transfert peut cependant être amené à évoluer (e.g. transfert d'une mini-pelle contre transfert de deux mini-pelles), mais cet écart est négligeable par rapport au reste du chantier. Nous préférons ainsi, dans les variables de décision, nous concentrer sur la composition de l'équipe de travail (i.e. nombre d'ouvriers).

Si $Démol = 0$ (i.e. si démolition traditionnelle, sans curage), le coût de curage C_{Cur} est nul.

Comme pour la durée, le coût de désolidarisation C_{Des} est égal à celui estimé par le chargé d'études.

S'il s'agit d'un chantier de réhabilitation, alors il n'y a aucune modification faite sur les estimations initiales du chargé d'études. Le coût de la phase de démolition (C_{Dem}) vaut donc le coût donné par le chargé d'études. Sinon, le coût de démolition est calculé en fonction de la valeur de la variable de décision $DeuxPelles$. Si $DeuxPelles = 1$ (i.e. une seule pelle hydraulique réalise la phase de démolition), alors le modèle utilise l'Équation 3.9. Sinon, le modèle exploite l'Équation 3.10.

$$C_{Dem} = D_{Dem-1} \times PU_{CC} + D_{Dem} \times (PU_P + PU_O + PU_{Pelle}) + \sum (D_x \times PU_x) + PU_{T_{ME}} \times ME + PU_{T_{Pelles}} \times Pelles + GD \quad \text{Équation 3.9}$$

$$\begin{aligned}
 Dem = & D_{Dem-1} \times PU_{CC} + (D_{Dem-1} + D_{Dem-3}) \times (PU_P + PU_O + PU_{Pelle1}) \\
 & + D_{Dem} \times (PU_P + PU_O + PU_{Pelle2}) + \sum (D_x \times PU_x) \\
 & + PU_{T_{ME}} \times ME + PU_{T_{Pelles}} \times Pelles + GD
 \end{aligned}
 \tag{Équation 3.10}$$

Avec, pour les Équations 3.9 et 3.10 :

- C_{Dem} : coût de démolition (€)
- D_{Dem} : durée de démolition (jours)
- D_{Dem-1} : durée de l'étape de l'abattage de la superstructure (jours)
- D_{Dem-3} : durée de l'étape de démolition de l'infrastructure (jours)
- D_x : durée d'utilisation du mini-engin x de prix journalier unitaire PU_x (€/jour)
- ME : nombre de mini-engins
- $Pelles$: nombre de pelles hydrauliques, dont le prix journalier unitaire PU est spécifié selon le type de la pelle (€/jour)
- PU_{CC} : prix journalier unitaire du chef de chantier (€/jour)
- PU_O : prix journalier unitaire de l'ouvrier (€/jour)
- PU_P : prix journalier unitaire du pelleteur (€/jour)
- PU_T : prix du transfert aller-retour de machines, selon leur type (ME pour mini-engins et $Pelles$ pour pelles hydrauliques).

Le personnel et les pelles hydrauliques sont organisés comme suit :

- Le chef de chantier est supposé intervenir uniquement pendant la phase d'abattage de la superstructure (D_{Dem-1}), durant laquelle les risques sont les plus conséquents
- Si deux pelles, la première équipe (composée d'un pelleteur, de la Pelle 1 et d'un ouvrier) n'intervient que pour les étapes de démolition de la superstructure et de l'infrastructure.
- Si deux pelles, la deuxième équipe (composée d'un pelleteur, de la Pelle 2 et d'un ouvrier) intervient pendant toute la phase de démolition. Si les étapes de chargement (D_{Dem-2} et D_{Dem-4}) sont plus longues que les étapes de démolition (D_{Dem-1} et D_{Dem-3}), cela oblige la pelle à rester sur place jusqu'à la fin des tâches. À l'inverse, si les étapes de démolition sont plus longues, la pelle attend la fin des tâches de la Pelle 1. Une fois le bâtiment déconstruit et les déchets chargés, la Pelle 2 effectue la suite des étapes (D_{Dem-5} à D_{Dem-7})
- Le type des Pelles 1 et 2 est supposé identique au type de pelle que le chargé d'études a estimé le plus adéquat pour les travaux.

À défaut de disposer d'un RCPSP, le coût des mini-engins est traité comme dans le curage : il s'agit du même coût que celui estimé par le chargé d'études.

Dans l'Équation 3.9, le transfert aller-retour de pelles se réduira à un transfert (paramètre $Pelles = 1$). Dans l'Équation 3.10, il faut transférer deux pelles hydrauliques ($Pelle1$ et $Pelle2$) ; alors le paramètre $Pelles$ vaut 2.

Le coût de la sous-traitance (C_{ST}) est égal à celui estimé par le chargé d'études. Les activités de sous-traitance (e.g. méthode de travail, produits utilisés) ne sont pas du fait de l'entreprise de déconstruction et ne sont pas impactés par les variables de décision. Mais son intégration permet de comparer le prix des solutions sur la totalité du chantier. Le coût d'un désamiantage peut ainsi être rajouté à titre indicatif.

Le coût de la gestion des déchets est calculé à partir du quantitatif donné dans les variables contextuelles. Si le chantier s'effectue avec une approche de déconstruction ($Démol = 1$), les valeurs du quantitatif des déchets sont directement utilisées. Cependant, si les travaux se dirigent vers de la démolition traditionnelle ($Démol = 0$ avec l'accord de la variable contextuelle $VDémol$), le quantitatif des déchets doit être modifié. Le curage n'étant pas effectué, les éléments de construction du second-œuvre ne sont pas déposés individuellement ; ils sont mélangés dans les bennes. Les déchets ne peuvent pas être triés de manière plus précise que leur type (DI, DND, DD). D'autres éléments du gros œuvre rejoignent cette problématique car la pelle hydraulique seule ne permet pas de les séparer convenablement : e.g. plancher en bois, murs intérieurs. Les éléments problématiques sont ciblés par le modèle, qui recalcule alors le quantitatif des déchets. Chaque élément de construction ne pouvant pas être déposé individuellement donne une quantité et un volume de déchet attribué au type correspondant (DI, DND ou DD). Ainsi, le mobilier en bois, les fenêtres, les portes, les cloisons etc. se retrouvent tous dans la catégorie des DND divers. Les traitements envisageables par la décision s'en retrouvent considérablement réduits (Tableau 3.4). La même procédure s'applique aussi pour les autres éléments non triés : leur quantité est transférée vers l'un des types de déchet DI ou DD. Ainsi, des 41 natures de déchets, seules 16 sont considérées dans le cas d'une démolition traditionnelle :

- Le béton, non récupérable si utilisé pour des murs intérieurs
- Les enrobés,
- Les terres,
- Les DI divers,
- Le platin, l'aluminium et le zinc, récupérables seulement si utilisés en revêtement de mur extérieur,
- Le fer à cisailer, récupérable seulement si utilisé en plancher, en poteaux ou en charpente),
- Le bois, récupérable seulement si utilisé en poteaux ou en charpente,
- Les déchets verts,
- L'étanchéité synthétique en PVC de toiture,
- L'étanchéité bitumineuse de toiture,
- Les DND divers,
- Le béton pollué,
- Les DEEE dangereux
- Les DD divers.

Le coût de la gestion des déchets se divise en deux parts : le coût de traitement (C_{Trait}) et le coût de transport (C_{Trans}). La première part se calcule par l'Équation 3.11.

$$C_{Trait} = \sum (M_x \times PU_{I_x}) \quad \text{Équation 3.11}$$

Avec :

- C_{Trait} : coût du traitement des déchets (€)
- x : la nature de déchet, représentée par un tonnage de masse M
- I : le centre de traitement du déchet x , caractérisé par un prix PU à la tonne.

La gestion des déchets représente généralement un coût pour une entreprise de déconstruction : elle paye un centre de traitement des déchets pour que cette dernière gère ses déchets. Dans certains cas, cependant, le traitement des déchets conduit à un rachat par

le centre de traitement. Il s'agit notamment des métaux (plus le métal est rare, plus son prix d'achat est élevé). La London Metal Exchange définit le prix de rachat des métaux au niveau mondial (The London Metal Exchange 2019). Des centres rachètent aussi du béton, des enrobés et du verre à recycler, mais cela dépend toutefois de la qualité du déchet et du centre de traitement. En résumé, le prix du traitement (que ce soit un coût ou un rachat) dépend du centre de traitement. Avec des prix qui peuvent avoisiner les 150 € à la tonne, le traitement des déchets fait partie des phases les plus coûteuses d'un chantier de déconstruction. Cela justifie l'intérêt économique (en plus de ceux environnementaux) d'une meilleure gestion des déchets, induisant la nécessité de passer par une déconstruction. En passant par une phase de curage, il devient possible de mieux trier les déchets sur chantier et ainsi de mieux valoriser monétairement les déchets.

La sélection des centres de traitement est très souvent influencée par le facteur Coût, même si ces centres sont plus distants du chantier. Il faut néanmoins s'assurer que le coût de transport ne soit pas trop élevé, d'où la deuxième part du coût de la gestion des déchets : le coût de transport.

Pour calculer le coût du transport, chaque activité de transport est individuellement recensée. La procédure est de calculer le transport d'une nature précise de déchet vers un centre de traitement. En effet, un déchet trié est stocké dans une benne sans aucun autre mélange et cette benne n'effectue que le transfert vers le centre qui accueillera ce déchet. Par exemple, si le chantier prévoit de transférer en recyclage du fer à cisailier et du PVC, le transport est calculé selon deux activités (transport du fer à cisailier et transport du PVC). Même si le centre de traitement est identique (i.e. centre possédant les procédés pour recycler à la fois le fer à cisailier et le PVC), les deux activités de transport sont maintenues car ces deux déchets ne sont pas transportés dans la même benne. Les déchets peuvent être mélangés si certains traitements leur sont attribués :

- Le recyclage du béton avec des DI en traces
- Le recyclage du bois et des DEA en bois, car leur recyclage est effectué par le même procédé et leur finalité (i.e. des panneaux de particules) est identique
- Le remblaiement de site par des DI et celui par des DND
- Le tri en centre de tri pour les DI, celui pour les DND et celui pour les DD
- L'incinération pour les DND et celle pour les DD
- Le stockage en ISDI, celui en ISDND et celui en ISDD.

La première étape du calcul consiste à déterminer le nombre de rotations de bennes nécessaires pour évacuer tous les déchets. Le calcul varie selon le déchet (Équation 3.12). Deux catégories sont distinguées : s'il s'agit d'un DI et s'il s'agit d'un DND ou d'un DD.

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{Si } x = DI, Rotations_x = \text{arrondi. sup} \left(\frac{\sum M_x}{M_{BenneDI}} \right) \\ \text{Si } x = DND \text{ ou } DD, Rotations_x = \text{arrondi. sup} \left(\frac{\sum (V_x \times TF_x)}{V_{BenneDND-DD}} \right) \end{array} \right. \quad \text{Équation 3.12}$$

Avec :

- $M_{BenneDI}$: masse efficace des bennes de transport des DI
- $Rotations_x$: rotations de bennes pour évacuer tous les déchets
- $V_{BenneDND-DD}$: volume efficace des bennes de transport des DND et des DD
- x : la nature du déchet, représentée par un tonnage de masse M , un volume V en m^3 et un taux de foisonnement TF caractérisant l'augmentation du volume apparent du déchet après la dépose de l'élément de construction dont il est

issu. La somme de x varie selon le traitement choisi (e.g. plusieurs déchets à évacuer dans une même activité de transport si le traitement final est du stockage).

Puis la durée d'une rotation aller-retour entre l'entreprise et le centre de traitement est estimée en heures (Équation 3.13). Tandis que les bennes de DND et DD sont remplies au fur et à mesure que le chantier se réalise, les DI sont mis dans une benne au moment où le camion s'apprête à la récupérer ou arrive sur le chantier. Ce dernier point concerne notamment les camions à semi-remorques et les tombereaux, indissociables de la benne qu'ils transportent à l'arrière. Le chargement des DI dans les bennes est effectué par des pelles hydrauliques.

$$D_{1Rotation_x} = D_{Accès} + D_{Chantier} + \frac{Distance_x \times 2}{Vitesse} + D_{Centre} \quad \text{Équation 3.13}$$

Avec :

- $D_{1Rotation_x}$: durée d'une rotation de transport de déchets aller-retour
- D_{Centre} : durée que le camion passe sur le centre de traitement pour déposer les déchets qu'il transporte.
- $D_{Chantier}$: durée que le camion passe sur le chantier, que ce soit en attendant le remplissage de la benne ou de sa remorque (cas des DI) ou en manœuvrant pour récupérer la benne déjà remplie (cas des DND et DD)
- $D_{Accès}$: durée rajoutée si des problèmes d'accès sur chantier entravent la manœuvre des camions
- $Distance$: distance en km entre le chantier et le centre de traitement pour le déchet x
- $Vitesse$: vitesse en km/h du camion. La vitesse par défaut, estimée à partir de la circulation des camions de l'entreprise partenaire, est de 40 km/h. Si le camion circule majoritairement en centre-ville (lien avec la variable contextuelle *Centre-ville*), la vitesse descend à 25 km/h.

Le nombre de rotations faisables en un jour est calculé en divisant la durée d'une journée de travail du camion, en heures, par la durée d'une rotation (Équation 3.14). Il est estimé que le camion travaille 7,5 heures par jour. 8 heures de travail ont servi de base, auxquelles a été retiré une demi-heure pour convenir aux temps de gestion ou imprévus, temps durant lesquels le camion ne circule pas.

$$Rotations\ par\ J_x = \frac{7,5}{D_{1Rotation_x}} \quad \text{Équation 3.14}$$

Avec :

- $D_{1Rotation_x}$: durée d'une rotation de transport de déchets aller-retour
- $Rotations\ par\ J_x$: nombre de rotations faisables en un jour.

En divisant le total de rotations par le nombre de rotations faisables en un jour, la durée de transport est obtenue pour le déchet x (Équation 3.15).

$$D_{Rotations_x} = \frac{Rotations_x}{Rotations\ par\ J_x} \quad \text{Équation 3.15}$$

Avec :

- $D_{Rotations_x}$: durée de transport des déchets
- $Rotations_x$: rotations de bennes pour évacuer le déchet de nature x
- $Rotations\ par\ J_x$: nombre de rotations faisables en un jour.

Le calcul du coût de transport est conditionné par la localisation du chantier. Si ce dernier ne se situe pas trop loin de l'entreprise de déconstruction (*Variable contextuelle HorsPérimètre* vaut « Non », donc 1), alors nous supposons que l'entreprise effectue elle-même le transport des déchets. Le coût de transport est estimé selon le prix journalier du camion, en fonction de la benne transportée. Dans l'autre cas, l'entreprise demande à un prestataire de transport ou directement aux centres de traitement de déplacer les bennes. Le coût dépend alors du prix de la rotation. L'Équation 3.16 résume l'influence de la variable *HorsPérimètre* sur le calcul du coût de transport.

$$\begin{cases} \text{Si } HorsPérimètre = 1, C_{Trans} = \sum(D_{Rotations_x} \times PU_{Benne_x}) \\ \text{Si } HorsPérimètre = 0, C_{Trans} = \sum(Rotations_x \times PU_{Rotation_x}) \end{cases} \quad \text{Équation 3.16}$$

Avec :

- C_{Trans} : coût du transport des déchets (€)
- $D_{Rotations_x}$: durée de transport du déchet de nature x
- *HorsPérimètre* : variable de décision sur la localisation du chantier par rapport à l'entreprise de déconstruction
- $Rotations_x$: rotations de bennes pour évacuer le déchet de nature x
- PU_{Benne_x} : prix journalier unitaire d'une benne de transport des déchets (€/jour)
- $PU_{Rotation_x}$: prix unitaire d'une rotation de transport des déchets (€/jour).

Certains centres de valorisation encouragent l'envoi des déchets dans leurs sites en offrant la gratuité du transport. Cette pratique concerne quelques types de déchets et des conditions doivent être remplies :

- Les métaux, si envoyés en recyclage, s'exemptent d'un coût de transport à partir d'un certain tonnage (généralement de 5 T).
- Les DEA peuvent être récupérés gratuitement par la REP Valdelia à partir de 2,4 T et 20 m³ (Valdelia 2019).
- Les DEEE peuvent être récupérés gratuitement par la REP Ecosystem à partir de 2 m³ ou 0,5 T (Ecosystem 2019).

Si ces conditions sont remplies, le modèle n'inclut pas les déchets dans le calcul de l'Équation 3.16.

Enfin, si les DI sont destinés au réemploi et que la variable contextuelle *VRéemploi* le permet, le coût de transport ne concerne pas les DI (car le réemploi s'effectue par définition sur le chantier), mais le concasseur qui prépare les DI au réemploi. Le coût de transfert du concasseur est modélisé comme un forfait (i.e. le transfert vaut un coût précis, quelle que soit la distance de transfert, dépendant seulement de l'entreprise de location). La valeur doit alors être ajoutée au résultat de l'Équation 3.16.

Le coût total du chantier de déconstruction correspond à la somme de chaque phase de chantier (Équation 3.17).

$$C_T = C_{Ins} + C_{Cur} + C_{Des} + C_{Dem} + C_{ST} + C_{Trait} + C_{Trans} \quad \text{Équation (3.17)}$$

Avec :

- C_{Cur} : coût de curage (€)
- C_{Dem} : coût de démolition (€)
- C_{Des} : coût de désolidarisation (€)
- C_{Ins} : coût d'installation (€)
- C_{ST} : coût de sous-traitance (€)
- C_T : coût total du chantier de déconstruction (€)
- C_{Trait} : coût du traitement des déchets (€)
- C_{Trans} : coût du transport des déchets (€).

2.3 Taux de valorisation matière

À travers cette fonction-objectif, l'enjeu est d'atteindre, voire dépasser, la cible réglementaire des 70 % de valorisation matière. L'optimisation doit alors maximiser l'objectif de valorisation. Or pour des raisons d'implémentation, l'optimisation multi-objectif fonctionne généralement par la minimisation de ses objectifs. Pour correspondre à ce fait, nous transformons le taux de valorisation matière en taux de stockage. Il est calculé en soustrayant à 100 % la valeur de valorisation réglementaire telle que présentée dans le Chapitre 2 (Équation 3.18). Ainsi, la cible réglementaire devient 30 % de stockage et l'optimisation doit atteindre une valeur inférieure ou égale à cette cible.

$$\%_{Stockage} = 100 - \left(\frac{\sum M_x \times \%_{valo_x}}{\sum M_x} \right) \quad \text{Équation (3.18)}$$

Avec :

- $\%_{Stockage}$: taux de stockage du chantier de déconstruction
- x : la nature de déchet, représentée par un tonnage de masse M et un taux de valorisation matière $\%_{valo}$ dépendant du traitement qui lui est attribué.

2.4 Analyse de cycle de vie

Nous avons exposé dans le Chapitre 2 les calculs nécessaires à la réalisation d'une ACV. Nous avons retenu la méthode de calcul d'impacts ILCD 2011 Midpoint+, qui donne les résultats sur 16 indicateurs différents. Chaque indicateur d'ACV devrait posséder sa propre fonction-objectif, ce qui amènerait le nombre total de fonctions-objectifs à 19. Ce nombre important de fonctions-objectifs est préjudiciable pour notre optimisation sur deux points :

- Technique. Les algorithmes d'optimisation peuvent présenter des difficultés à trouver des solutions pertinentes avec trop d'objectifs (Coello Coello 2017).
- Décisionnel. Plus le nombre de fonctions-objectifs augmente, plus la prise de décision est compliquée.

Il est nécessaire de simplifier la prise en compte des résultats de l'ACV. Plusieurs démarches sont envisageables.

Calculer l'ACV en endpoint plutôt qu'en midpoint. Les indicateurs peuvent être ramenés à 3 conséquences englobant la santé humaine, l'environnement naturel et les ressources naturelles (Figure 3.1). De manière évidente, l'agrégation induit une perte

d'informations. Il n'y aura par exemple plus de fonction-objectif affectée exclusivement au changement climatique ou à l'appauvrissement de la couche d'ozone. L'agrégation et les résultats qu'elle induit dépendent également de la méthode d'impact choisie.

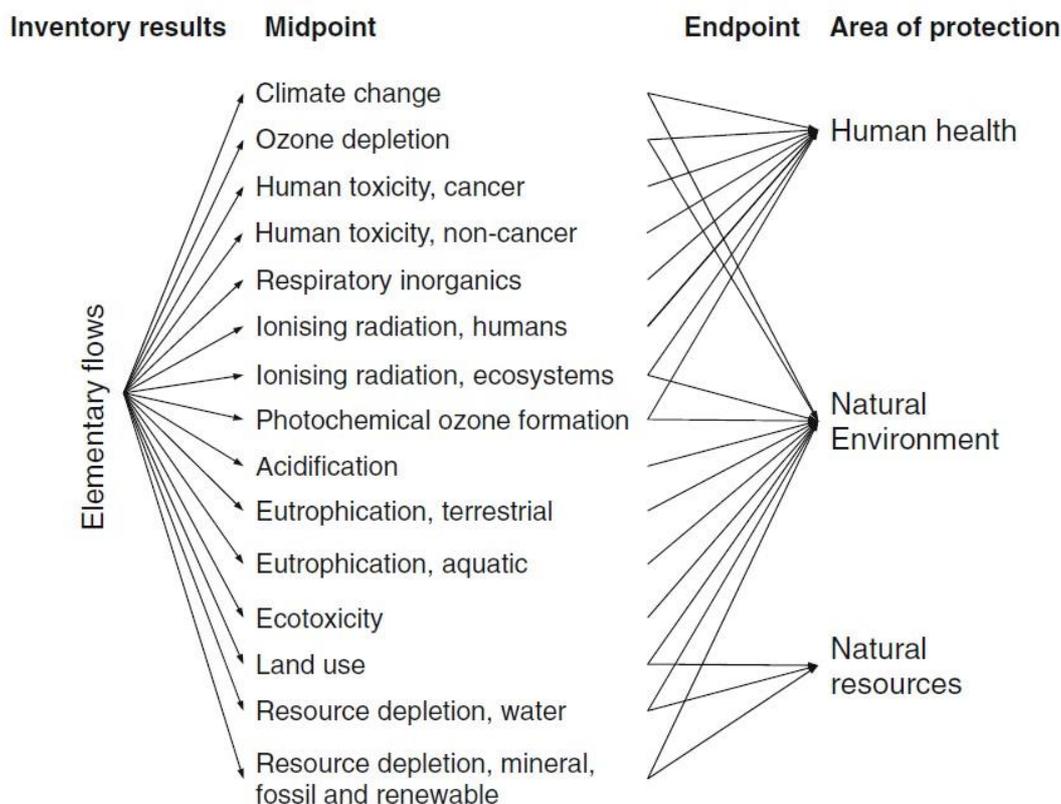


Figure 3.1 : Caractérisation des flux élémentaires au niveau midpoint et endpoint (Hauschild et al. 2013)

Effectuer une normalisation et une pondération. Cette démarche est encadrée par la norme ISO 14044 (AFNOR 2006c). Le principe est de normaliser le résultat de chaque indicateur pour caractériser l'ensemble dans une unité commune, en utilisant des valeurs de référence (Laurent et Hauschild 2015; Rosenbaum *et al.* 2018). Le système de référence peut correspondre à une zone géographique, un secteur industriel, un scénario ou encore une population. Des systèmes de référence existent déjà pour faciliter l'application de la normalisation (e.g. zone géographique au niveau européen ou mondial). Leurs valeurs sont généralement établies sur une durée d'un an. En effectuant une pondération sur les résultats normalisés, les valeurs peuvent être agrégées dans une note globale (Itsubo 2015).

Détenir de tels résultats permet de comparer les indicateurs entre eux. Dans notre cas, la démarche serait intéressante pour repérer les indicateurs les plus importants et sur lesquels la prise de décision joue un grand rôle. Ainsi, nous ne concentrerions l'optimisation que sur ces indicateurs. La normalisation impliquerait cependant des hypothèses conséquentes sur :

- Le choix du système de référence. Il n'existe pas de système de référence sur le secteur de la déconstruction. Il faudrait alors choisir un système potentiellement sans lien avec le sujet d'étude (e.g. impact moyen de la population européenne), ce qui apporte des biais certains à l'interprétation.
- Le choix de la pondération. Trouver des poids convenant aux décideurs et à tout cas d'étude (e.g. tout chantier de déconstruction) représente une tâche ardue, mais surtout subjective.
- La sélection des indicateurs importants. Les indicateurs récurrents seraient imposés à tout chantier, quel que soit le contexte (e.g. typologie et quantité de

déchets, localisation du chantier, contraintes). Or un chantier au centre-ville et un autre à la périphérie, contenant des DD ou non, dans une zone peu pourvue en centres de traitement ou pas, etc. n'auraient peut-être pas les mêmes enjeux, la même sensibilité sur les impacts environnementaux et des informations pourraient être perdues si les mauvais indicateurs ont été préalablement sélectionnés.

Effectuer une analyse statistique. Cette démarche présente le même objectif que la normalisation et la pondération. Les résultats sont analysés avec une ACP (Analyse en Composantes Principales) afin d'en tirer les éléments les plus pertinents (Lasvaux *et al.* 2012; Lasvaux *et al.* 2016; Le Téno 1999; Sun *et al.* 2003; Yu *et al.* 1998). Dans notre cas, les éléments pertinents correspondraient aux indicateurs importants. Mais la démarche partage également les mêmes limites que la normalisation et la pondération : les indicateurs importants peuvent varier selon le cas étudié.

Effectuer une analyse de sensibilité. Cette démarche a pour objectif d'évaluer l'influence des paramètres d'entrée sur les paramètres de sortie. En effectuant une analyse de sensibilité avant toute optimisation, les résultats permettent d'identifier les leviers d'action, les paramètres influents sur lesquels l'optimisation se baserait par la suite (Andrianandraina *et al.* 2015; Ta *et al.* 2018). Le calcul serait simplifié, les indicateurs réduits et adaptés au cas d'étude. La finalité est la même que pour les deux précédentes démarches, mais la limite principale (i.e. non-adéquation des indicateurs sélectionnés pour n'importe quel chantier) est évitée. Néanmoins, réaliser une analyse de sensibilité pour chaque cas d'étude peut se révéler rapidement lourd, ralentissant considérablement le calcul de l'optimisation. De plus, la réduction des indicateurs n'est pas garantie si tous les paramètres présentent finalement de l'importance.

Le choix s'est finalement porté sur la première démarche (i.e. calcul de l'ACV en endpoint). Bien que l'agrégation en endpoint fasse perdre de l'information, c'est une perte préférable à celle qu'impliquerait la sélection générale d'indicateurs « importants » (méthode de normalisation ou méthode d'analyse statistique). L'analyse de sensibilité requiert un temps de calcul trop important avant l'optimisation. Les endpoints présentent de plus un avantage : ils ramènent les aspects environnementaux sur des critères plus facilement interprétables pour les acteurs de la déconstruction, qui ne sont pas des experts en environnement. Par cette approche, on gagne ainsi en expressivité, ce qui est souhaitable dans une démarche d'aide à la décision.

Les deux principales méthodes d'impact permettant de calculer les impacts environnementaux en endpoint sont Eco-indicator 99 H (Goedkoop et Spriensma 2001) et Recipe 2016 H (Huijbregts *et al.* 2016). Bien qu'il n'existe pas de recommandation réglementaire, Recipe est la méthode la plus connue et la plus récente. Les dommages provoqués par les impacts environnementaux sont étudiés selon trois indicateurs (Huijbregts *et al.* 2016) :

- La santé humaine, qui estime les années de vie perdues par une personne à cause de maladies ou d'accidents. Son unité est en DALY (Disability-Adjusted Loss of life Years).
- La qualité de l'écosystème, qui détermine la perte des espèces locales dans le temps. L'unité est en espèces.an (species.yr)
- La disponibilité de la ressource, qui évalue en dollars le surplus économique pour exploiter une ressource de plus en plus rare. L'unité est en dollars américains (USD).

Ces trois indicateurs doivent être minimisés par l'optimisation. On obtient ainsi 6 objectifs à minimiser : coût, délai, taux de stockage, impacts sur la santé humaine, l'écosystème et les ressources.

Nous réutilisons le modèle ACV présenté dans le Chapitre 2 pour calculer les objectifs liés à l'ACV. Les paramètres nécessaires à la contextualisation du modèle ACV sont calculés par le modèle d'optimisation. Ainsi, le calcul des paramètres ne s'effectue plus manuellement, mais automatiquement par l'outil développé en couplant optimisation et calcul ACV.

3 Contraintes

Un ensemble de contraintes permet au modèle de respecter une cohérence vis-à-vis du monde réel en excluant les solutions non réalistes. Nous exposons ici les contraintes formalisées dans le modèle d'optimisation.

En cas de démolition traditionnelle ($Démol = 0$), les ressources humaines et matérielles pour la phase de curage doivent être égales à 0. En effet, aucun curage n'est réalisé. Par contre, si la variable $Démol$ vaut 1 et qu'un curage est effectivement programmé, alors il est obligatoire d'y imposer du personnel. La phase de curage ne peut se faire sans ouvriers, ni chefs de chantier.

Le recyclage de DI en traces dans du béton ne peut pas être proposé si le béton n'est pas envoyé en recyclage. De plus, les natures de DI (e.g. brique, DI divers, pierre, verre...) ne doivent pas dépasser 10 % de la masse totale. Les recommandations du CEREMA (CEREMA 2016), présentées dans le chapitre 1 (renvoi), préconisent pour des granulats à base de béton une composition à 90 % minimum de béton, de pierre et de verre. La recommandation ne distingue pas de pourcentage maximum pour les éléments pierreux et de verre. Cependant, nous supposons que, puisque l'objectif est de produire des granulats à base de béton, ce dernier élément doit être prépondérant. Nous estimons dans le modèle que des déchets dont la finalité est de produire des granulats de béton, de la manière la plus propre possible, ne doivent contenir des traces d'autres DI qu'à hauteur maximale de 10 %. Si ce n'est pas le cas, alors les DI autres que le béton doivent être gérés par le biais d'un autre traitement.

Enfin, le modèle prend en compte les variables contextuelles $CoûtMax$, $DuréeMax$ et $ValoMin$ pour limiter l'espace de solutions à des valeurs sur les objectifs qui pourraient intéresser le chargé d'études (Équation 3.19). Par exemple, nous pouvons obliger le modèle à rechercher des solutions qui atteignent au minimum les 70 % de valorisation matière, afin de trouver des solutions respectant la réglementation.

$$\left\{ \begin{array}{l} C_T < CoûtMax \\ D_T < DuréeMax \\ 100 - \%_{Stockage} > 70 \% \end{array} \right. \quad \text{Équation 3.19}$$

Avec :

- $\%_{stockage}$: taux de stockage du chantier de déconstruction
- $CoûtMax$: contrainte sur le coût du chantier (€)
- C_T : coût total du chantier de déconstruction (€)
- $DuréeMax$: contrainte sur la durée du chantier (jours)
- D_T : durée totale du chantier de déconstruction (jours).

Nous négligeons la contrainte que pourrait porter l'espace disponible sur site sur le tri des déchets. Contrairement à un chantier de construction, les bennes sont remplies rapidement. Dans le cas contraire, un stockage temporaire sur site peut être installé ou des frais de voirie permettraient temporairement de disposer d'une surface supplémentaire.

4 Distinction entre modèle recherche et modèle opérationnel

Comme cela a été évoqué dans l'introduction, nous avons proposé deux versions du modèle, orientées respectivement recherche et entreprise. Les précédentes sections ont décrit le modèle orienté recherche, intégrant les résultats de l'analyse de cycle de vie (ACV) en tant qu'objectif à optimiser. Intégrer l'ACV pose un double problème pour un usage opérationnel : le manque d'intérêt pour ces objectifs et le temps de calcul nécessaire. Le premier point est pragmatique : en termes de marché, aujourd'hui, les différents indicateurs de l'ACV sont difficilement valorisables. Il y a peu, voire pas, de demande des maîtres d'ouvrage en ce sens et les entreprises n'ont pas la volonté de porter de tels indicateurs alors qu'ils ne leur permettent pas de remporter des appels d'offre. D'un point de vue temps de calcul, l'optimisation des indicateurs de l'ACV exige d'avoir recours à de nombreux calculs supplémentaires et de faire appel à une base de données conséquentes (e.g. EcolInvent). Dans un cadre opérationnel, les chargés d'études souhaitent obtenir des résultats rapidement. Un calcul qui prendrait un jour, voire plus, n'est pas acceptable. La version opérationnelle du modèle vise à proposer des objectifs qui intéressent directement les entreprises de déconstruction aujourd'hui et des calculs pouvant se faire dans un temps très court (quelques minutes au maximum).

La version opérationnelle du modèle peut être vue comme une version simplifiée de la version recherche. En premier lieu, le quantitatif des déchets se limite à 36 natures de déchets au lieu des 41 natures initiales. Nous avons retiré les natures qui se rencontrent très rarement dans un bâtiment, telles que l'huile minérale, puis les natures dont la valorisation est très localisée (e.g. une seule entreprise en France). Cela amène à ne plus considérer indépendamment la laine de verre, le PVC souple et les étanchéités. Plus important, les objectifs liés à l'ACV ont été remplacés par un bilan d'émission de GES. En effet, l'émission de GES est un critère qui peut intéresser les maîtres d'ouvrage ; c'est souvent d'ailleurs le seul critère environnemental qu'ils considèrent. Ainsi, le modèle opérationnel utilise comme quatrième fonction-objectif, le total d'émission de GES au lieu de l'ACV. Les formules de calcul des émissions de GES sont telles que présentées dans le chapitre 2.

5 Optimisation multi-objectif

5.1 Méthodes de résolution

L'optimisation multi-objectif est une approche adaptée pour résoudre un problème décisionnel dont les variables de décision, et par conséquent les solutions possibles, sont nombreuses et dont les différents objectifs s'opposent.

Trois grandes catégories de méthodes existent. Les méthodes énumératives étudient chaque solution, ce qui ralentit considérablement la recherche si l'espace à étudier est trop grand. Les méthodes déterministes résolvent ce problème, mais ne suffisent pas pour gérer des problèmes complexes (i.e. diversité de la nature des variables, non linéarité des relations...) (Coello Coello *et al.* 2007). Restent les méthodes stochastiques, dont le fonctionnement s'inspire de différents domaines : la physique (e.g. méthode de recuit simulé), la biologie (e.g. algorithmes évolutionnaires) ou l'éthologie (e.g. colonies de fourmis, essaim particulaire) (Dréo *et al.* 2003). Les algorithmes évolutionnaires ont notamment déjà montré leur intérêt et leur efficacité pour résoudre de nombreux problèmes complexes d'optimisation multi-objectifs (El-Abbasy *et al.* 2016; Murugan *et al.* 2009; Ritzel *et al.* 1994). On se tourne, pour ce travail, vers ce type d'algorithmes d'exploration de l'espace.

5.2 Principe général des algorithmes génétiques

L'enjeu premier des algorithmes génétiques (comme de toute métaheuristique) repose sur la recherche de solutions optimales parmi de nombreuses solutions possibles. Ici, nous dépassons le stade de la dizaine de solutions qu'une simple analyse multicritère peut évaluer pour aller vers des problèmes disposant de centaines de milliers, de millions, voire d'une infinité de solutions. Dans les algorithmes génétiques, l'ensemble de solutions est considéré comme une population d'individus. Chaque individu est une solution unique et indépendante, possédant ses caractéristiques propres : il s'agit d'une série unique de valeurs de variables de décision. Chaque variable de décision qui compose la solution est modélisé comme un chromosome. Pour essayer de trouver les individus les plus performants (i.e. optimaux) dans cette vaste population, l'optimisation imite les principes naturels de l'évolution, tels que décrits par Charles Darwin. Les deux grands opérateurs utilisés par les algorithmes génétiques sont la mutation et le croisement (Coello Coello *et al.* 2007).

La mutation modifie une partie de la série d'un individu pour créer un nouvel individu (Figure 3.2). Un ou plusieurs chromosomes sont affectés.

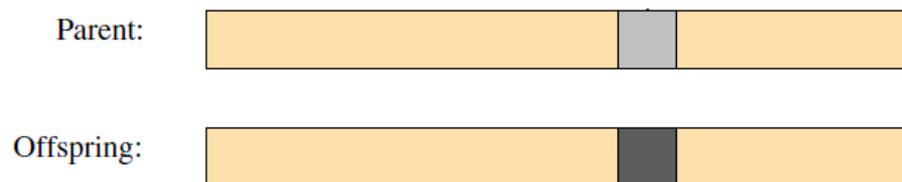


Figure 3.2 : Mutation d'un individu (Coello Coello *et al.* 2007)

Le croisement croise deux individus pour créer un nouvel individu qui obtiendra certaines caractéristiques des individus dont il est issu (Figure 3.3).

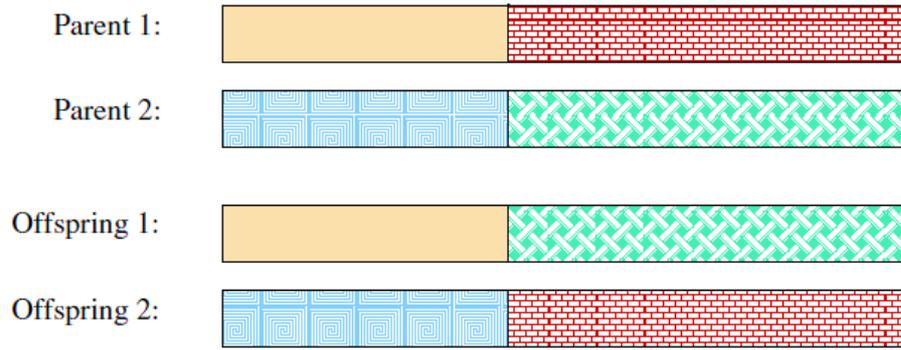


Figure 3.3 : Croisement entre deux individus (Coello Coello et al. 2007)

Les algorithmes génétiques ont recours ainsi aux notions de « parent » et « enfant » (offspring). La population d'individus est constituée de parents qui, par le biais de l'évolution, génèrent des enfants qui viennent grossir la taille de la population initiale. La sélection des parents s'opère de différentes manières : aléatoirement, calcul d'un paramètre de qualité, désignation au voisinage ou par le principe de dominance expliqué ci-après...

Par son évolution, la population s'enrichit de solutions de tous types, qui donnent des résultats variés sur les objectifs. Certaines solutions sont efficaces sur un seul objectif, d'autres plus équilibrées, et d'autres encore ne sont pertinentes sur aucun objectif...

On considère la solution \vec{x} caractérisée par un vecteur de variables de décision tel que $\vec{x} = (x_1, x_2, \dots, x_n)$. L'enjeu est d'obtenir les solutions \vec{x} minimisant les fonctions-objectifs $f_i(\vec{x})$, telles que présentées dans l'Équation 3.20 (El-Ghazali 2009).

$$\text{Min } F(\vec{x}) = [f_1(\vec{x}), f_2(\vec{x}), \dots, f_k(\vec{x})] \quad \text{Équation 3.20}$$

Les valeurs des stratégies sur les fonctions-objectifs permettent de comparer les solutions et de déterminer les dominances entre stratégies. La dominance est étudiée au sens de Pareto entre deux solutions \vec{u} et \vec{v} sur tous les objectifs i , avec $i = j$, comme montré dans l'Équation 3.21 (Castéra et al. 2010). En considérant plusieurs objectifs contradictoires, il existe rarement une seule solution optimale, mais plutôt un ensemble de solutions optimales, présentant chacune un compromis intéressant entre les objectifs.

$$\vec{u} < \vec{v} \Leftrightarrow \forall i \in \{1, \dots, k\}, u_i \leq v_i \wedge \exists j \in \{1, \dots, k\}, u_j < v_j \quad \text{Équation 3.21}$$

Dans la Figure 3.4, les solutions représentées par un point noir correspondent à l'ensemble de solutions optimales pour les fonctions-objectifs f_1 et f_2 . Les points noirs dessinent une courbe sur l'avant de la population, au plus proche des valeurs minimales des fonctions-objectifs et de l'origine du graphique. Cette courbe s'appelle « le front de Pareto ». Les points gris représentent toutes les solutions dominées : il existe au moins une solution optimale (point noir) qui leur est supérieure sur les deux objectifs.

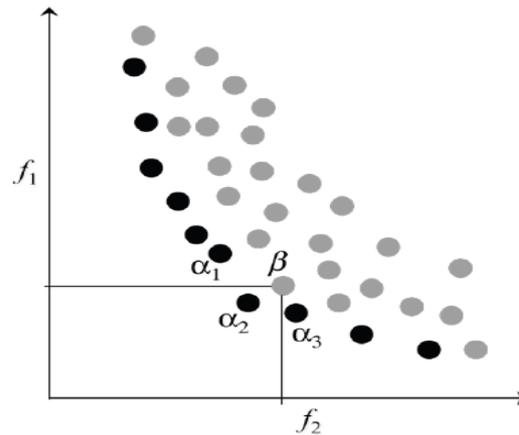


Figure 3.4 : Dominance au sens de Pareto dans l'optimisation multi-objectif (Ndiaye et al. 2009)

5.3 Sélection de l'algorithme génétique

Évaluation d'un ensemble d'algorithmes. Les algorithmes génétiques recourent à un ensemble d'algorithmes ayant tous recours aux notions de combinaison, de mutation, de sélection et de dominance au sens de Pareto, mais apportant chacun des spécificités. Par exemple, NSGA-II (Deb et al. 2000) ne conserve que les solutions dominantes pour produire une nouvelle population, DBEA (Asafuddoula et al. 2013) sélectionne les solutions à comparer selon deux méthodes (le voisinage ou le hasard) et SPEA 2 (Zitzler et al. 2001) évalue une solution en fonction de sa distance avec le reste des solutions.

Ces spécificités de chaque algorithme induisent des différences quant à leur performance. Cependant, le « No free lunch theorem » (Wolpert et Macready 1997) affirme qu'aucun algorithme n'est meilleur que tous les autres sur l'ensemble des problèmes d'optimisation multi-objectif. Pour déterminer lequel est le plus efficace pour notre problème de déconstruction, nous avons testé huit algorithmes sur une version simplifiée du modèle de déconstruction. Cette étude a fait l'objet d'un article publié en 2019 dans le journal international *Automation in Construction* (Quéheille et al. 2019). L'article est mis à disposition dans l'Annexe 4. Nous reportons ici uniquement les résultats (Tableau 3.8).

Tableau 3.8 : Comparaison de la performance des algorithmes de recherche pour un cas de déconstruction (Quéheille et al. 2019)

Algorithme	Nombre de solutions optimales*	Variété des solutions**	Temps de calcul (mn)	Pourcentage de solutions optimales avec au moins un taux de valorisation matière de 70 %
NSGA-II (Deb et al. 2000)	21	0,55	10	76 %
OMOPSO (Sierra et Coello Coello 2005)	14	0,58	11	57 %
CMA-ES (Igel et al. 2007)	6	0,08	12	100 %
PAES (Knowles et Corne 1999)	10	0,33	11	100 %
SPEA2 (Zitzler et al. 2001)	23	0,27	12	100 %
DBEA (Asafuddoula et al. 2013)	25	0,53	12	84 %
MOEA/D (Li et Zhang 2007)	1	-	12	0%
VEGA (El-Ghazali 2009)	0	-	11	-

* Ne sont considérées que les solutions qui sont optimales dans l'ensemble des solutions trouvées par tous les algorithmes

** La variété des solutions correspond à la somme des écarts-types sur les valeurs des variables de décision.

Le temps de calcul ne s'est pas avéré un facteur prépondérant dans l'évaluation des algorithmes, chacun ayant tourné sur une durée équivalente. NSGA-II, SPEA2 et DBEA ont présenté les meilleures performances, avec un équilibre intéressant entre le nombre de solutions optimales trouvées et l'efficacité sur l'objectif du taux de valorisation matière. NSGA-II et DBEA se démarquent par une variété plus importante de solutions. Nous avons sollicité l'avis du chargé d'études pour les départager. Le chargé d'études a préféré les solutions de DBEA car ce dernier offrait de la variété sur les variables de décision autant pour la gestion des déchets (e.g. traitement des déchets) que pour la déconstruction (e.g. nombre d'ouvriers pour le curage). Nous avons conclu que DBEA (Decomposition-Based Evolutionary Algorithm) (Asafuddoula et al. 2013) était le plus approprié pour résoudre notre problème d'optimisation de la déconstruction. Il est à noter que la plupart des algorithmes d'optimisation, et notamment DBEA, fonctionnent de façon optimale avec un nombre d'objectifs égal ou inférieur à 3 (Coello Coello 2017). Cependant, entre 5 et 10 objectifs, les algorithmes génétiques restent assez performants (Asafuddoula et al. 2013). Nous pouvons donc conserver cet algorithme pour l'optimisation de notre problème de déconstruction complet intégrant les 6 objectifs (coût, délai, taux de stockage et les objectifs ACV).

DBEA. L'algorithme DBEA démarre la recherche en générant des points de référence, ces derniers traçant un hyperplan dans l'espace de recherche (Asafuddoula et al. 2013). Dans la Figure 3.5, l'hyperplan est en trois dimensions, avec une intersection avec chacune des trois fonctions-objectifs f définies. Le point nommé « Point idéal » (Ideal Point) correspond à la

solution dominante idéalisée (N.B. cette solution n'existe généralement pas) : il se situe à l'origine de l'intersection des trois fonctions-objectifs.

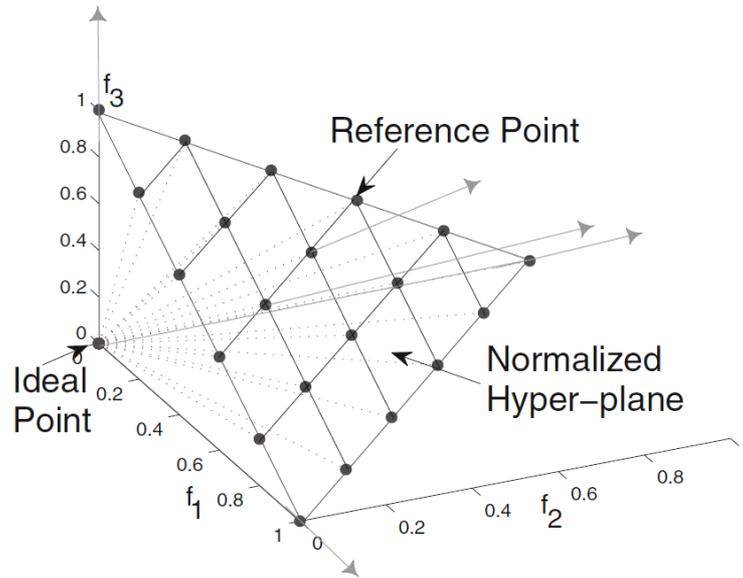


Figure 3.5 : Ensemble de points de référence sur un hyperplan pour 3 fonctions-objectif (Asafuddoula et al. 2013)

Ensuite, la population initiale de solutions est générée aléatoirement.

L'évaluation des solutions s'effectue à partir de deux distances définies par rapport à une direction tracée entre l'origine et un point de référence (Figure 3.6) :

- La distance d_1 entre l'origine (i.e. là où se situe le point idéal) et la position du point projeté sur la direction de référence
- La distance d_2 qui est égale à la longueur de la normale du point par rapport à la direction de référence.

Ces deux distances sont calculées avec chaque point de référence (i.e. chaque paire d_1 - d_2 est associée à une direction particulière).

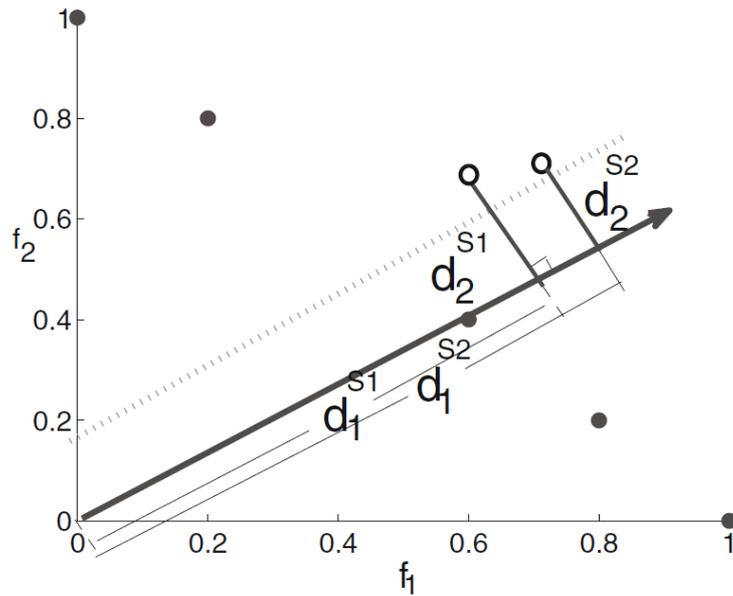


Figure 3.6 : Évaluation de deux solutions selon une direction portée par un point de référence (Asafuddoula et al. 2013)

Des paires de solutions sont construites, soit par hasard, soit par le voisinage. Ces paires de solutions, par recombinaison (i.e. opérateurs de croisement et de mutation appliqués simultanément), créent des solutions enfants. Les enfants remplacent leurs parents s'ils dominent ces derniers. L'enfant domine le parent si sa distance d_2 est la plus faible. Si la distance d_2 est équivalente pour les deux solutions, la solution sélectionnée est celle disposant de la distance d_1 la plus faible. Les points de référence sont mis à jour et l'algorithme peut démarrer une seconde itération en sélectionnant de nouvelles paires de solutions parents.

La Figure 3.7 expose l'algorithme de DBEA sous la forme de pseudocode.

Algorithm 1. DBEA-Eps

Input: Gen_{max} maximum number of generations, W the number of reference points

- 1: **Generate the reference points and assign their neighborhood**
 - 2: Initialize the population P ; $|P| = W$
 - 3: Evaluate the initial population and compute the ideal point $\bar{z}_j = (f_1^{min}, f_2^{min}, \dots, f_M^{min})$ and intercepts a_i 's for $i = 1$ to M
 - 4: Scale the individuals of the population
 - 5: **while** ($gen \leq Gen_{max}$) **do**
 - 6: **for** $i=1:W$ **do**
 - 7: Assign the base parent as P_i
 - 8: I =Select a mating partner for (P_i)
 - 9: Create a child via recombination as C_i
 - 10: Evaluate C_i and compute the distances (d_1 and d_2) using all reference directions
 - 11: Replace the parent P_k with C_i using *single-first encounter*, where k denotes the index of the first parent satisfying the condition of replacement
 - 12: Update the ideal point (\bar{z}), the intercepts and re-scale the population
 - 13: **end for**
 - 14: **end while**
-

Figure 3.7 : Pseudocode de l'algorithme DBEA (Asafuddoula et al. 2013)

Configuration. La recherche des solutions dans l'espace d'étude est conditionnée par deux facteurs :

- Le nombre d'itérations, correspondant au nombre de fois que l'algorithme initie sa recherche. En raison du caractère stochastique de l'algorithme, il est nécessaire de conduire l'optimisation plusieurs fois afin d'assurer une recherche

suffisante de l'espace. À chaque itération, la population initiale est redéfinie modifiant la recherche de solutions. Ainsi, les résultats (i.e. les solutions dominantes) diffèrent selon l'itération.

- Le nombre d'évaluations, correspondant au nombre de solutions évaluées lors d'une itération. A priori, plus celui-ci est grand, plus les solutions dominantes trouvées sont pertinentes et nombreuses. Toutefois, il arrive que l'algorithme stagne en tombant dans des minimums locaux.

Évidemment, plus ces deux facteurs sont grands, plus le temps de calcul s'allonge. Il y a ainsi un compromis à trouver entre nombre de solutions optimales et temps de calcul.

6 Conclusion et implémentation du modèle de déconstruction

Le modèle décrit dans ce chapitre vise l'étude d'un chantier de déconstruction de tout type. Les travaux sont estimés dans leur globalité, de l'installation jusqu'à la remise du terrain au client. Sont incluses les phases d'installation, de curage, de désolidarisation, de démolition, de sous-traitance et de gestion des déchets. Cette dernière phase est déclinée en deux étapes : le traitement et le transport. Jusqu'à 41 natures de déchets différentes sont considérées dans le modèle. La gestion de l'amiante n'est cependant pas incluse. Le désamiantage correspond à un travail très différent de la déconstruction : les techniques sont plus diverses, la sélection du matériel est plus complexe et la gestion de la sécurité occupe une place prépondérante. Le métier de désamiantage est à modéliser de manière totalement indépendante de la déconstruction.

L'optimisation de la déconstruction considère la quasi-totalité de ces phases. L'optimisation touche ainsi aux ressources humaines et matérielles (autant les engins de chantier que les bennes de transport des déchets), aux méthodes de travaux et au plan de gestion des déchets. L'ensemble des variables de décision se compose de variables quantitatives discrètes (e.g. variable CuO considérant le nombre d'ouvriers pour la phase de curage) et de variables qualitatives (e.g. choix du traitement pour le béton). Des variables contextuelles permettent de formaliser les spécificités de chaque cas étudié. Par hypothèse, il a été considéré que la désolidarisation et la sous-traitance ne sont pas influencées par les variables de décision et ne disposent pas d'alternatives envisageables.

La performance d'une stratégie de déconstruction s'évalue selon 4 domaines : le coût du chantier, la durée du chantier, le taux de valorisation matière et l'impact environnemental. Ce dernier domaine est décliné en deux séries d'objectifs selon la version du modèle (recherche ou opérationnelle) : un bilan GES pour la version opérationnelle et une ACV pour la version recherche. L'influence des variables de décision sur ces fonctions-objectifs est résumée dans la Figure 3.8. En plus des variables contextuelles, le modèle exploite une base de données recensant les variables de connaissance (e.g. coût journalier des ressources humaines et matérielles) pour effectuer les calculs.

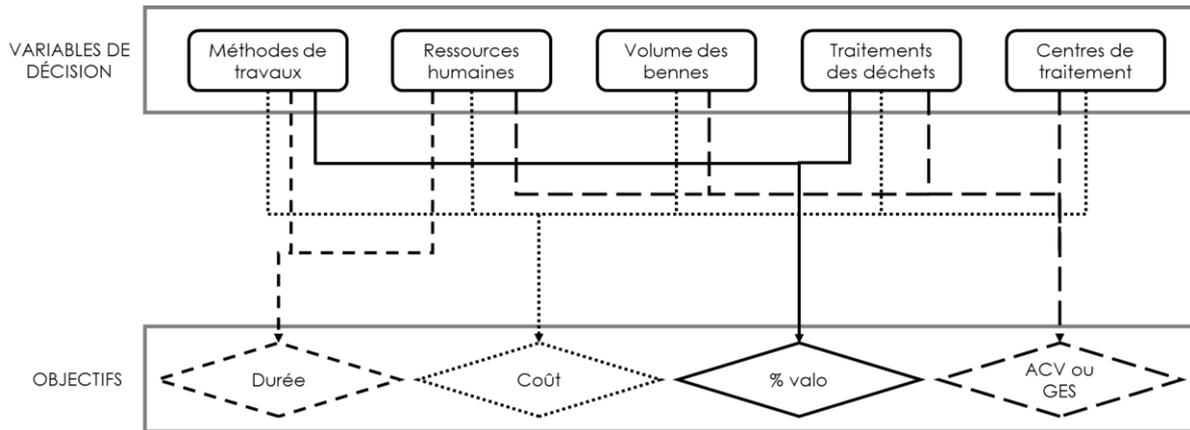


Figure 3.8 : Influence des variables de décision sur les fonctions-objectifs du modèle de déconstruction

L'implémentation du modèle a été réalisée en JAVA via la plateforme Eclipse IDE for Java Developers, version 4.11 (Eclipse Foundation 2019). Le modèle utilise plusieurs modules pour effectuer les différents calculs et opérations. La Figure 3.9 illustre l'ensemble du modèle dans sa version recherche (i.e. avec l'ACV comme fonction-objectif).

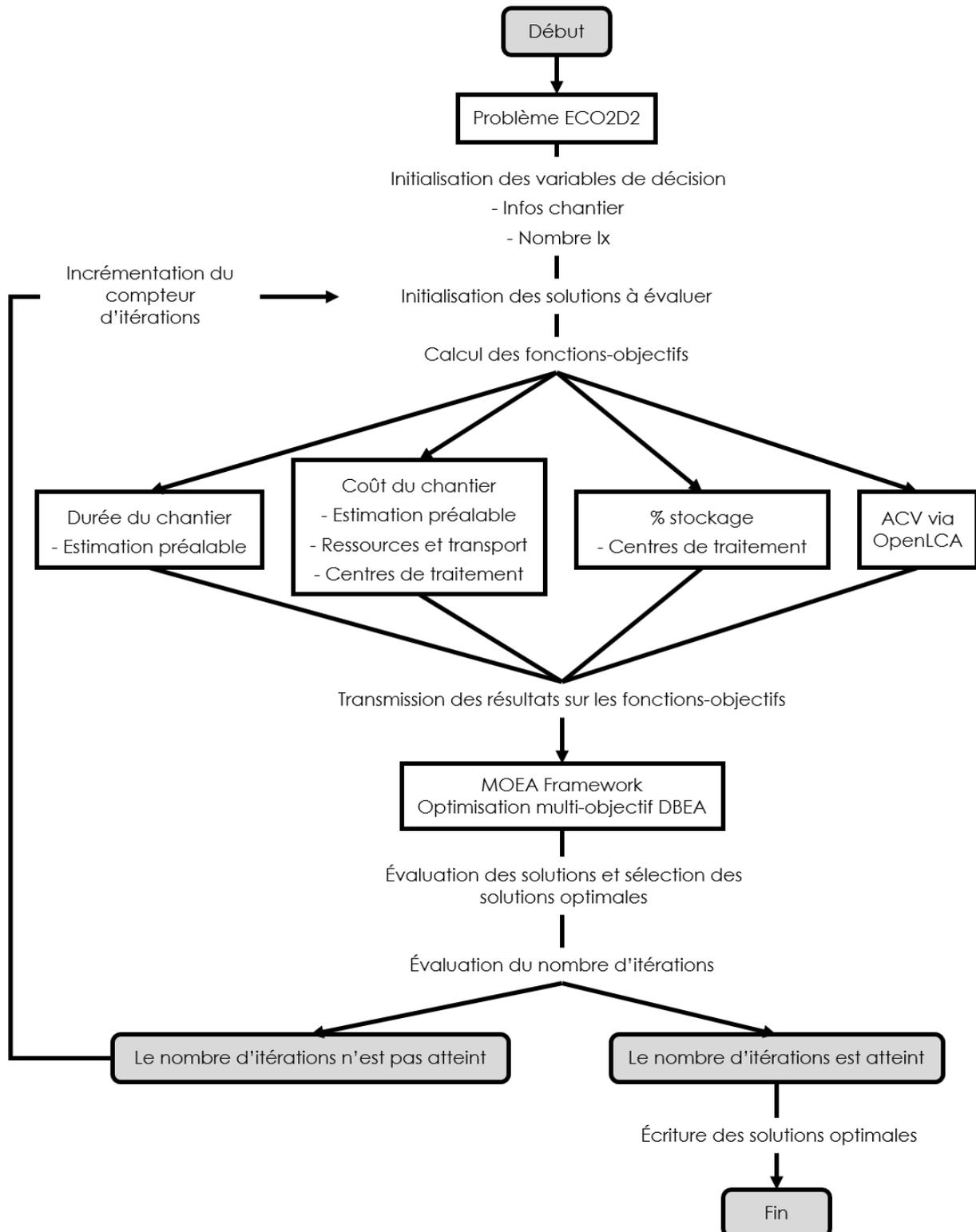


Figure 3.9 : Résumé conceptuel du modèle d'optimisation de déconstruction de bâtiments

Le programme développé permet, en partant des différentes données (stockées dans des fichiers CSV) relatives aux variables, de mener à bien l'optimisation. La contextualisation des variables de décision s'effectue à partir du contexte du chantier (i.e. quantitatif des déchets, possibilité d'utiliser deux pelles pour la phase de démolition, possibilité d'effectuer une démolition traditionnelle) et du nombre de centres de traitement l_x disponibles autour du chantier. Le calcul des fonctions-objectifs nécessite aussi l'utilisation de données. La durée du

chantier a besoin par exemple du nombre de jours alloués donné par l'estimation préalable du chargé d'études.

Le programme utilise différentes bibliothèques et ressources externes. Nous avons utilisé la librairie open source MOEA Framework (Hadka 2017), qui contient l'algorithme DBEA pour réaliser l'optimisation. Le modèle à optimiser (i.e. celui présenté dans ce chapitre) a été implémenté directement en JAVA. Cependant, pour réaliser les calculs liés à l'ACV, nous utilisons le logiciel OpenLCA. OpenLCA étant nativement en Python, nous configurons une API dédiée d'OpenLCA, permettant la connexion avec Eclipse (GreenDelta 2019b). La traduction de JAVA en Python s'effectue via Jython, qui est une implémentation de Python sous JAVA (Python Software Foundation 2019). L'échange des données entre OpenLCA et le programme-maître se fait par des fichiers CSV (comme tous les transferts de données dans le modèle).

Dans le cas de la version opérationnelle du modèle, la branche du système dédiée à l'ACV est remplacée par le calcul des émissions GES. Les formules exposées dans le chapitre 2 ont directement codées dans le modèle en JAVA afin de gagner du temps de calcul en limitant les appels à des applications externes.

Dans le Chapitre 4, nous présentons des applications de ce modèle à des chantiers réels de déconstruction et nous discutons des résultats trouvés.

CHAPITRE 4. APPLICATIONS DU MODÈLE DE DÉCONSTRUCTION

Sommaire

1	Méthodologie.....	137
2	Application n°1 : Déconstruction de maisons individuelles.....	138
2.1	Contexte	138
2.2	Modèle orienté opérationnel	142
2.2.1	Résultats.....	142
2.2.2	Discussion	145
2.3	Modèle orienté recherche.....	146
2.3.1	Résultats.....	146
2.3.2	Discussion	148
3	Application n°2 : Déconstruction d'un bâtiment de type hangar.....	149
3.1	Contexte	149
3.2	Modèle orienté opérationnel	152
3.2.1	Résultats.....	152
3.2.2	Discussion	153
3.3	Modèle orienté recherche.....	155
3.3.1	Résultats.....	155
3.3.2	Discussion	158
3.3.3	Exploration du modèle	159
4	Évaluation globale du modèle	163
5	Pistes d'amélioration	164
5.1	Améliorer les calculs du modèle	164
5.2	Réduire le temps de calcul.....	165
6	Conclusion	166

Dans le Chapitre 3, nous avons exposé les deux versions du modèle : la version opérationnelle et la version recherche. Afin d'évaluer la pertinence du modèle, nous devons le confronter à des cas réels. L'analyse des résultats obtenus sur ces cas d'études représente la base de ce chapitre. La méthodologie appliquée pour chaque cas est décrite dans la section 1. Les deux cas d'application sont présentés en sections 2 et 3. Pour chaque cas, le contexte est présenté, puis les résultats de chaque modèle (opérationnel et recherche) sont décrits et analysés. Une discussion globale revient sur le modèle (section 4) et les pistes d'amélioration sont décrites en section 5.

1 Méthodologie

Afin d'évaluer son efficacité, le modèle d'optimisation de déconstruction est appliqué sur deux cas de chantier. Ces chantiers de déconstruction ont été sélectionnés selon quatre critères :

- Le chantier est d'une ampleur suffisante (e.g. il ne s'agit pas de la déconstruction d'un simple abri de jardin)
- Le chantier a une durée courte et se déroule en continu (e.g. pour éviter l'étalement des travaux sur un an)
- Le chantier démarre prochainement, mais accorde un temps suffisant pour tester le modèle
- Le chargé d'affaires, responsable du futur chantier, est disponible pour les échanges et sensibilisé aux objectifs de l'application du modèle.

Les deux premiers points permettent de sélectionner des chantiers représentatifs et classiques de déconstruction. Les deux points suivants assurent que nous soyons en mesure de comparer les résultats obtenus par le modèle avec ceux réels, obtenus à l'issue du chantier. En cela, l'implication tant du chargé d'études que du chargé d'affaires (i.e. la personne chargée de gérer la bonne réalisation du chantier) est un véritable bénéfice. Cela permet d'abord d'estimer les divergences des points de vue entre un chargé d'études et un chargé d'affaires : l'expérience, la manière de procéder et le temps consacré à chaque cas peuvent différer. De plus, les retours du chantier effectué aident à vérifier l'adéquation de l'estimation sur le quantitatif de déchets et l'ampleur des travaux à réaliser.

Les deux versions du modèle ont été testées sur les mêmes chantiers-tests. Cependant, la méthodologie employée pour les deux versions est sensiblement différente.

L'application du modèle opérationnel a suivi la procédure suivante :

- Étape 1 : Récupération de l'étude effectuée par le chargé d'études et des documents associés (e.g. mémoire technique, dossier de l'appel d'offre, diagnostics...)
- Étape 2 : Visite du chantier pour rectifier le métré des déchets si besoin et définir le contexte (i.e. définir les valeurs des variables contextuelles)
- Étape 3 : Configuration du modèle pour le cas étudié (i.e. remplir les fichiers de données tels que le quantitatif des déchets, les informations de l'étude du chargé, les centres de traitement autour du chantier...)
- Étape 4 : Lancement du modèle d'optimisation
- Étape 5 : Échange avec le chargé d'affaires et sélection d'une solution à appliquer sur le chantier
- Étape 6 : Réalisation du chantier

- Étape 7 : Retour d'expérience du chantier. Cette étape s'effectue grâce au bilan du chargé d'affaires (type, quantité et durée des ressources humaines et matérielles), aux factures de comptabilité et aux bons de pesée reçus (vérification de la quantité de déchets gérés et du plan de gestion).

Nous appliquons le modèle orienté recherche aux mêmes cas d'application que le modèle orienté opérationnel. Tandis que ce dernier a pu être évalué en parallèle avec la préparation et le déroulement d'un chantier, le modèle orienté recherche est employé après la réalisation du chantier. De ce fait, la procédure est la suivante :

- Étape 1 : Configuration du modèle pour le cas étudié
- Étape 2 : Lancement du modèle d'optimisation
- Étape 3 : Comparaison des résultats avec ceux du modèle orienté opérationnel
- Étape 4 : Comparaison des résultats avec le retour d'expérience du chantier.

Un point important dans l'application du modèle (version opérationnelle ou scientifique) est le choix des paramètres du modèle.

Pour ces cas d'études, dans le cadre du modèle orienté opérationnel, nous avons retenu 3 itérations par cas étudié et 10 000 évaluations pour chacune des 3 itérations réalisées. Ces valeurs de paramètres, définis empiriquement, permettent d'atteindre un bon compromis entre convergence de l'algorithme et temps de calcul (de l'ordre de 3 mn de calcul). En effet, d'un point de vue opérationnel, il n'est pas possible d'avoir des temps de calculs trop longs ; cela ne serait pas accepté par le chargé d'études. Une durée de 3 minutes a été considérée comme un compromis acceptable.

Pour le modèle orienté recherche, nous avons retenu 3 itérations et 300 évaluations pour chaque itération. Ces paramètres ont été définis, comme pour le modèle orienté opérationnel, afin d'équilibrer la convergence de l'algorithme et le temps de calcul. La contrainte de temps est ici associée à la puissance de l'ordinateur sur lequel le modèle tourne. L'intégration d'OpenLCA dans le modèle a considérablement réduit sa vitesse de résolution : une itération de 300 évaluations se déroule entre 24 et 32 h. Avec trois itérations, le modèle tourne alors en continu pendant 4 jours. L'application du modèle permet d'évaluer l'intérêt de l'approche et la justesse du paramétrage.

L'exploitation des deux versions du modèle s'effectue sur un ordinateur de la marque Fujitsu, possédant un processeur Intel® Core™ i5-62000 CPU de 2,30 GHz et une mémoire vive de 8,00 Go.

2 Application n°1 : Déconstruction de maisons individuelles

2.1 Contexte

Quatre petites maisons, disposées sur un même terrain, sont à déconstruire. Le chantier est situé dans une ville de taille réduite. La structure des maisons est en béton, avec une charpente en bois et des tuiles, sauf pour un bâtiment dont le toit-terrasse est recouvert d'un revêtement d'étanchéité non goudronné. Les bâtiments datent probablement de la deuxième moitié du 20^{ème} siècle (aucune date précise n'est disponible), la brique plâtrière est très présente à l'intérieur des bâtiments : dans les cloisons, sur les faux plafonds et en doublage mural. Cette dernière disposition de la brique plâtrière pose problème pour les travaux. Il est fort probable que le meilleur traitement pour le béton soit du recyclage. Or, pour ce faire, la séparation entre le béton et la brique plâtrière est primordiale. Une pelle hydraulique ne permettrait pas d'effectuer cette séparation, la brique plâtrière se briserait trop rapidement

CHAPITRE 4. APPLICATIONS DU MODÈLE DE DÉCONSTRUCTION

sous les pinces. Un curage, avec une séparation manuelle, est indispensable. Alors la variable contextuelle *VDémol* est configurée à « Non ».

Les rendements de travail, renseignés en tant que variables de connaissance, sont donnés dans le Tableau 4.1.

Tableau 4.1 : Valeurs des rendements de travail pour l'application n°1

Nom de la variable de connaissance	Valeur
Installation du chantier	1000 m ² /jour
Abattage de la superstructure si <i>Démol</i> = Non	170 m ² /jour
Abattage de la superstructure si <i>Démol</i> = Oui	Non considérée ici
Chargement des déchets issus de la superstructure	640 T/jour
Démolition de l'infrastructure	400 m ² /jour
Chargement des déchets issus de l'infrastructure	550 T/jour
Remblaiement du terrain	700 T/jour
Nivellement du terrain	3000 m ² /jour

L'ensemble des variables contextuelles est donné dans le Tableau 4.2. Le quantitatif des déchets a été estimé par le chargé d'études sans utiliser l'outil d'aide que nous avons développé.

CHAPITRE 4. APPLICATIONS DU MODÈLE DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 4.2 : Variables contextuelles pour l'application n°1

Domaine	Nom de la variable contextuelle	Valeur
Contexte global	Masse de béton	386 T
	Masse de bois	17 T
	Masse de brique	8 T
	Masse de brique plâtrière	100 T
	Masse de DI divers	6 T
	Masse de DND divers	6,5 T
	Surface au sol	410 m ²
	Surface développée totale	510 m ²
Déroulement du chantier	Jours alloués pour le curage	25 jours
	Jours alloués pour la démolition d'ouvrages divers	1 jours
	Jours alloués pour la démolition totale du chantier	8 jours
	Surface à niveler	0 m ²
Contraintes de chantier	Chantier situé loin de l'entreprise de démolition (<i>HorsProblème</i>)	Oui
	Centre-ville (<i>Centre-ville</i>)	Non
	Problèmes d'accès (<i>Accès</i>)	Non
	Nombre d'ouvriers maximum (<i>MaxO_{Cur}</i>)	4
	Intérêt d'une démolition traditionnelle (<i>VDémol</i>)	Non
	Intérêt de deux Pelles pendant la phase de démolition (<i>VDeuxPelles</i>)	Non
	Chantier de réhabilitation (<i>Réhab</i>)	Non
	Possibilité de réemployer les DI (<i>VRéemploi</i>)	Non
Contraintes sur les fonctions-objectifs (<i>CoûtMax, DuréeMax et ValoMin</i>)	Aucune	

Le gisement de déchets est donc composé en masse de 74 % de béton, 19 % de briques plâtrières, 3 % de bois, 2 % de briques, 1 % d'inertes divers (e.g. tuiles) et 1 % de non dangereux divers (e.g. laine de verre).

Le Tableau 4.3 décrit l'étude initiale, réalisée par le chargé d'études. La durée prévue pour le chantier de déconstruction est de 14 jours. L'étude privilégie les sites de traitement les moins chers, même si la distance entre ces sites et le chantier était plus grande.

CHAPITRE 4. APPLICATIONS DU MODÈLE DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 4.3 : Caractéristiques de l'étude réalisée par le chargé d'études pour l'application n°1

Caractéristique de l'étude initiale	Durée	Ressources matérielles
Durée de la phase d'installation (D_{Ins})	1 J	2 constats d'huissier, 40 mL de clôture bardée à louer, 1 base-vie
Durée de la phase de curage (D_{Cur})	5 J	1 mini-pelle de 5 T pour 2 J, 1 manuscopique 12 m pour 5 J et une nacelle articulée 16 m pour 1 J
Nombre de jours alloués pour la phase de curage par un seul ouvrier	25 J	-
Durée de la phase de désolidarisation (D_{Des})	0 J	-
Durée de la phase de démolition (D_{Dem})	8 J	1 pelle hydraulique de 26 T pour 8 J
Durée de l'étape « Abattage de la superstructure » de la phase de démolition (D_{Dem-1})	3 J	
Durée de l'étape « Chargement des déchets issus de la superstructure » de la phase de démolition (D_{Dem-2})	1 J	
Durée de l'étape « Démolition de l'infrastructure » de la phase de démolition (D_{Dem-3})	2 J	
Durée de l'étape « Chargement des déchets issus de l'infrastructure » de la phase de démolition (D_{Dem-4})	1 J	
Durée de l'étape « Ouvrages divers » de la phase de démolition (D_{Dem-5})	1 J	
Durée de l'étape « Remblaiement » de la phase de démolition (D_{Dem-6})	0 J	
Durée de l'étape « Nivellement » de la phase de démolition (D_{Dem-7})	0 J	

Le Tableau 4.4 présente le nombre de centres de traitement considérés par le modèle pour ce cas d'études. Ne sont donnés que les centres de traitement potentiellement utilisés ; par exemple, aucun centre de traitement du métal ne sera étudié car ce déchet n'est pas présent sur le chantier. Chaque type de centre de traitement correspond à une variable de décision donnée, pour laquelle il faut effectuer un choix entre plusieurs centres disponibles. Par exemple, pour la variable de décision « Centre de recyclage du béton », nous avons sélectionné trois centres proposant ce traitement autour du chantier. Pour chaque variable de décision, nous sélectionnons un maximum de 5 centres disponibles autour du chantier, en privilégiant le local autant que possible. Insérer un centre très éloigné alors qu'il existe 4 centres locaux est contreproductif. Dans le cas contraire, si le type de centre est peu représenté sur le territoire, nous agrandissons le périmètre de recherche. Notamment, le centre d'incinération des DND est situé à 130 km du chantier, mais il a été pris en compte car il n'en existait pas de semblable à une distance inférieure ou équivalente. De même, si une ISDND est présente à 20 km du chantier et la 2^{ème} la plus proche se situe à 200 km, toutes deux proposant le même prix de traitement, il n'y a pas d'intérêt à considérer la deuxième option.

Le modèle doit déterminer quel centre est le plus intéressant pour chaque type de déchets. Pour comparer les centres de traitement, chacun est caractérisé par un ensemble

de variables (i.e. distance avec le chantier, prix de traitement à la tonne, taux de valorisation, émission GES...). Certains types de centres sont peu représentés sur le territoire (e.g. ISDND) et la comparaison peut alors être inutile en effectuant une première sélection des centres de traitement en fonction de la distance.

Tableau 4.4 : Nombre de centres de traitement considérés pour les variables de décision correspondantes sur l'application n°1

Centre de traitement	Nombre de centres considérés
Recyclage du béton	3
Recyclage du bois	4
Réaménagement avec des DI	1
Réaménagement avec des DND	1
Tri des DI	3
Tri des DND	3
Incinération des DND	1
ISDI	2
ISDND	1

2.2 Modèle orienté opérationnel

2.2.1 Résultats

L'application de l'algorithme d'optimisation a permis en moins de 3 mn de trouver 20 solutions optimales. La Figure 4.1 illustre les solutions avec leurs résultats sur les quatre fonctions-objectifs.

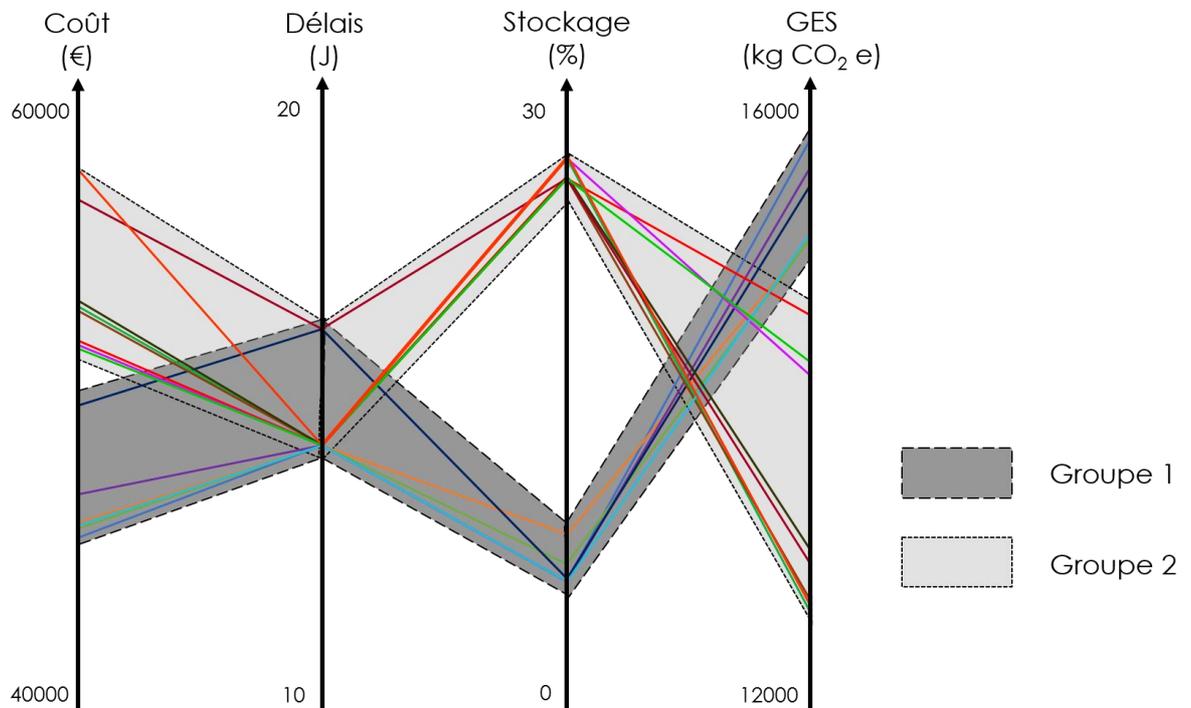


Figure 4.1 : Solutions optimales du modèle orienté opérationnel pour l'application n°1

Nous constatons que le délai évolue peu entre les solutions : il se répartit entre deux valeurs, 14 jours et 16 jours. La différence repose sur le nombre d'ouvriers dans la phase de

CHAPITRE 4. APPLICATIONS DU MODÈLE DE DÉCONSTRUCTION

curage : avec 4 ouvriers, le chantier obtient une durée totale de 14 jours et 3 ouvriers augmentent la durée totale à 16 jours. Les deux durées ont été jugées acceptables pour ce chantier ; le délai ne sera donc pas un critère important pour départager les solutions.

On peut ainsi se concentrer sur les fonctions-objectifs de coût, de taux de stockage et d'émission de GES. Les solutions sont représentées par paires de fonctions-objectifs dans la Figure 4.2.

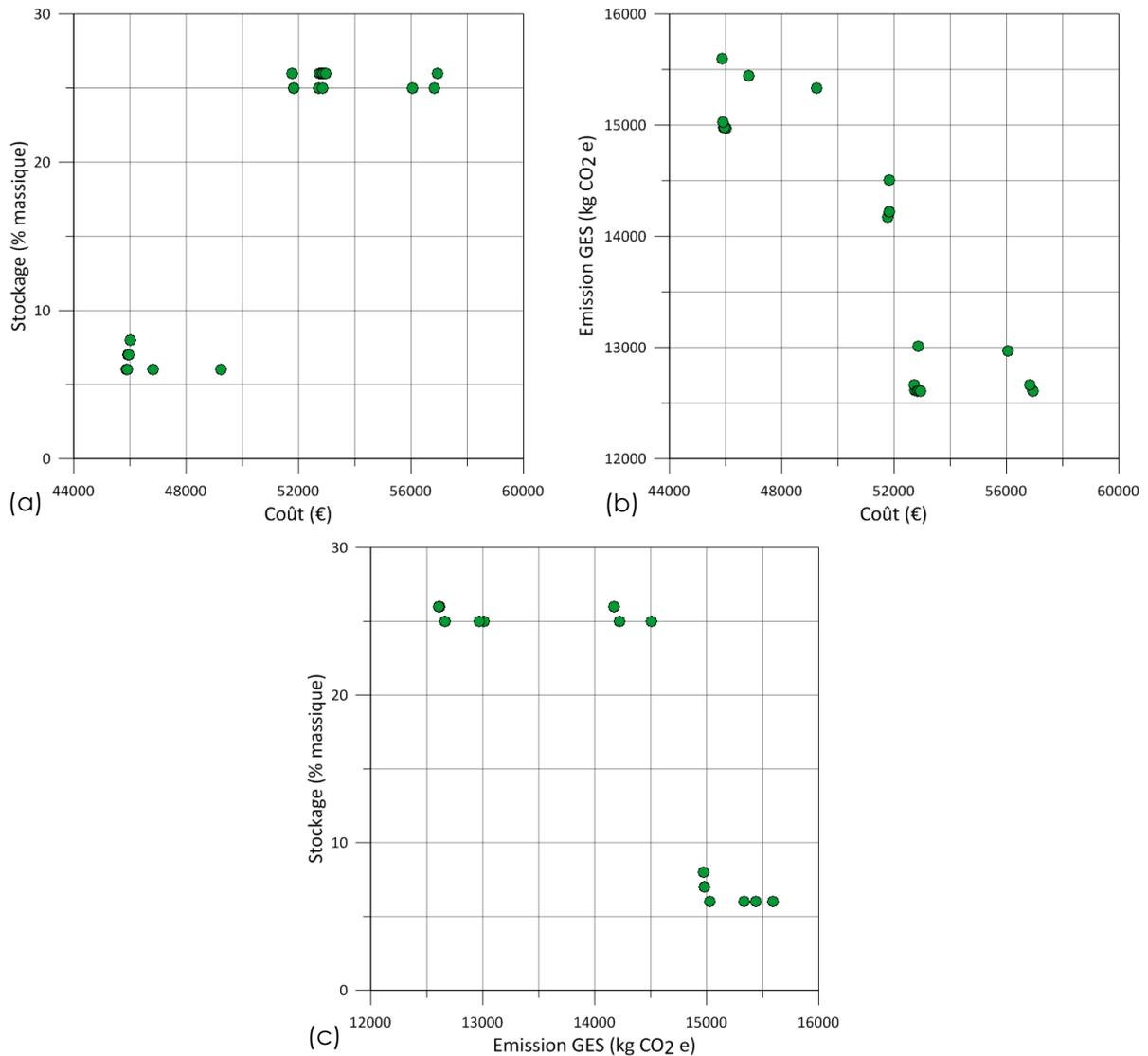


Figure 4.2 : Représentation des solutions optimales du modèle orienté opérationnel pour l'application n°1 sur les paires de fonctions-objectifs (a) Coût et Taux de stockage, (b) Coût et Émission de GES et (c) Émission de GES et Taux de stockage

Toutes les solutions présentent un taux de stockage inférieur à 30 % (i.e. un taux de valorisation matière supérieur à 70 %). L'objectif réglementaire est alors atteint, bien qu'aucune contrainte en matière de performance environnementale n'ait été renseignée (variable contextuelle *ValoMin*).

Deux groupes de solutions se distinguent sur la Figure 4.2.a. Un premier groupe propose un taux de stockage entre 6 et 8 %, pour un coût plus faible. Le deuxième groupe a un coût

moyen plus fort pour un taux de stockage plus important (entre 25 et 26 %). Sur ces deux objectifs, le premier groupe est nettement plus intéressant. La variabilité est plus grande sur la fonction-objectif de coût que sur celle du taux de stockage. Sur la fonction-objectif de coût, le premier groupe possède un coefficient de variation de 2,47 % tandis que celui du deuxième groupe est de 3,43 %.

Dans la Figure 4.2.b, les émissions sont inversement proportionnelles au coût : plus le coût est réduit, plus les émissions de GES sont importantes. Trois groupes de solutions apparaissent. Le premier groupe présente les coûts les moins chers, mais les émissions de GES les plus importantes. Il correspond au premier groupe identifié dans la Figure 4.2.a, avec un taux de stockage entre 6 et 8 %. Le deuxième groupe de la Figure 4.2.a se partage sur la Figure 4.2.b en deux sous-groupes. Le premier présente des coûts et des émissions de GES au niveau intermédiaire, avec une faible variabilité (coefficient de variation de 0,04 % pour le coût et de 0,92 % pour les émissions de GES). Le deuxième porte les solutions au plus fort coût, mais aux émissions GES les plus réduites. La variabilité y est plus forte (coefficient de variation de 3,33 % pour le coût et de 1,20 % pour les émissions de GES). Ainsi, pour atteindre une performance environnementale plus efficace (réduction des GES), il est nécessaire d'augmenter le coût du chantier.

La Figure 4.2.c montre de nouveau la distinction de deux groupes en fonction du taux de stockage. Un taux de stockage de 6 à 8 % conduit à des émissions entre 14 973 kg CO₂ e et 15 593 kg CO₂ e, tandis qu'avec un taux de stockage avoisinant les 25-26 %, les émissions se réduisent jusqu'à 12 610-14 504 kg CO₂ e d'émission (réduction de 13 % en moyenne). Il peut paraître contre-intuitif que l'augmentation de la valorisation (i.e. réduction du taux de stockage) induise une augmentation des émissions de GES. Pour mieux comprendre ce fait, il faut étudier le détail des solutions avec leurs valeurs sur les variables de décision. Nous y viendrons par la suite.

Le Tableau 4.5 présente les résultats de deux groupes identifiés selon le taux de stockage, sur les trois fonctions-objectifs majeures : le coût, le taux de stockage et les émissions de GES. La fonction-objectif du délai est omise pour ce cas-ci, car sa variabilité est très faible.

Tableau 4.5 : Résultats des deux groupes de solutions optimales apportées par le modèle orienté opérationnel pour l'application n°1

	Coût (€)		Taux de stockage (% massique)		Émission GES (kg CO ₂ e)	
	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 1	Groupe 2
Moyenne	46 539	53 394	7	25	15 189	13 191
Minimum	45 884	51 783	6	25	14 973	12 610
Maximum	49 253	56 956	8	26	15 593	14 504

Pour comprendre la provenance des différences entre les deux groupes, il faut étudier ces solutions vis-à-vis de l'espace de décision. Le Tableau 4.6 recense les résultats sur des variables de décision induisant les plus grandes différences entre les deux groupes : le nombre d'ouvriers pour la phase de curage et le choix de traitement des déchets. Le nombre d'ouvriers a une influence forte sur le coût et la durée du chantier. Nous nous concentrons sur l'influence sur le coût, car la variabilité de la durée est très faible dans ce cas-ci (écart-type de 0,6 jours). Le traitement des déchets est la phase la plus émettrice en GES sur ce chantier. Elle serait

CHAPITRE 4. APPLICATIONS DU MODÈLE DE DÉCONSTRUCTION

responsable de 65 % des émissions provoquées par les solutions du groupe 1 et de 54 % par les solutions du groupe 2.

Tableau 4.6 : Résultats des variables majeures de décision pour les deux groupes de solutions, selon le modèle orienté opérationnel pour l'application n°1

Variable de décision	Groupe 1	Groupe 2
Nombre d'ouvriers pour la phase de curage	86 % 4 ouvriers et 14 % 3 ouvriers	92 % 4 ouvriers et 8 % 3 ouvriers
Traitement du béton	100 % Recyclage	100 % Recyclage
Traitement du bois	100 % Recyclage	100 % Recyclage
Traitement de la brique	70 % Recyclage dans le béton et 30 % Tri	69 % Recyclage dans le béton et 31 % Tri
Traitement de la brique plâtrière	100 % Réaménagement	100 % Tri
Traitement des DI divers	70 % Recyclage dans le béton et 30 % Tri	60 % Recyclage dans le béton et 40 % Tri
Traitement des DND divers	86 % Tri et 14 % ISDND	100 % Tri

La brique et les DI divers peuvent être recyclés avec le béton car leur proportion dans le mélange global est très faible (4 % si ces deux natures de déchets sont rassemblées avec le béton).

Pour le reste des variables de décision, les solutions sont presque identiques. Le tombereau (15 m³) a été sélectionné pour transporter les DI et des bennes de 30 m³ sont préférées pour les DND et le bois. Pour les centres de traitement, le coût et la distance étaient minimisés au plus possible. Le modèle a privilégié les centres aux courtes distances de transport même si le coût de traitement était légèrement plus élevé que les autres centres plus lointains (e.g. supplément de 5-10 €/T).

La différence majeure entre les deux groupes apparaît notamment sur le choix du traitement de la brique plâtrière. Le groupe 1 propose de l'utiliser pour réaménager des sites. Le déchet étant valorisé, cela augmente le taux de valorisation du chantier. Or, le centre de traitement permettant cette valorisation se trouve loin du chantier (distance supérieure à 100 km). Le transport conduit à une augmentation des émissions de GES. En revanche, le coût pour que la brique plâtrière soit exploitée en réaménagement de site (il s'agit toujours d'un coût pour l'entreprise de déconstruction) est très faible par rapport au coût d'un centre de tri ou d'une ISDND (le réaménagement est près de 60 % moins cher). Cela compense le coût de transport ; le coût total du chantier est ainsi réduit.

Inversement, le groupe 2 privilégie une gestion locale de la brique plâtrière, en l'envoyant dans un centre de tri situé à 5 km du chantier. Le coût y est plus cher, la valorisation est très réduite, mais les émissions de GES sont limitées. De plus, malgré la non valorisation de ce déchet, le chantier présenterait toujours un résultat conforme à l'objectif réglementaire des 70 % de valorisation matière.

2.2.2 Discussion

L'étude initiale faite par le chargé d'études se situe dans les solutions du groupe 1. Les centres de traitement les moins chers, et par conséquent les centres de valorisation, ont été privilégiés pour réduire les prix, même si les distances étaient plus longues.

Les solutions obtenues par le modèle ont été présentées au chargé d'affaires responsable du futur chantier. Ce dernier privilégiait le même objectif que le chargé d'études : faire un chantier au moindre coût.

Traiter les déchets inertes et le bois en recyclage était inévitable. Comme le taux de valorisation est suffisant pour les groupes 1 et 2, les émissions de GES ont été retenues comme deuxième critère. Le moyen le plus facile de les réduire est d'assurer une valorisation tout en limitant le transport. Les plateformes les plus proches et une gestion locale de la brique plâtrière ont ainsi été préférées. Parmi les 13 solutions optimales du groupe 2 (i.e. gestion locale de la brique plâtrière), une solution correspondait à la vision du conducteur de travaux. Avec le maximum d'ouvriers sur chantier pour le curage (i.e. 4 ouvriers), la solution désignée réduisait la durée de cette phase. Le reste du chantier était programmé avec une pelle hydraulique. La solution a sélectionné les mêmes types de contenants que ceux de l'étude proposée par le chargé d'études pour les DND et le bois. Pour transporter les DI, la solution a privilégié le contenant le plus grand, bien que le plus cher. Le chargé d'études avait préféré un contenant de la gamme inférieure. La solution désignée privilégiait les sites de traitement les plus proches, contrairement à l'étude. Les déchets valorisés directement (i.e. dès le premier centre de traitement) comprennent le béton, le bois, la brique et les DI divers. Ce plan de gestion des déchets affectait légèrement le coût, mais réduisait les émissions GES (Quéheille 2019).

Le chantier a été réalisé en utilisant cette solution. Malgré les aléas (e.g. 4 ouvriers n'étaient pas présents chaque jour sur le chantier), les résultats de la solution se sont montrés proches de la réalité du chantier, avec des écarts acceptables (augmentation du coût de 5 % et des délais de 7 % entre le chantier et la solution). La différence de coût est majoritairement portée par une estimation de déchets en-deçà de la réalité. Des chiffres exacts sur la quantité de déchets évacués du chantier sont impossibles à obtenir car certains sites de traitement ne disposaient pas de pont-bascule permettant de peser les entrées de déchets. Le chargé d'affaires a estimé que le gisement réel de déchets serait supérieur de 49 % à l'estimation de l'étude. Sa composition aurait alors été de 83 % d'inertes (béton et inertes en mélange), 13 % de briques plâtrières, 1 % de bois et 3 % de non dangereux en mélange. Le tonnage en surplus correspond majoritairement aux inertes issus de la structure des bâtiments. Leur démolition, qui fut assez rapide grâce à l'utilisation d'une pelle hydraulique, a permis d'éviter de trop gros écarts de délais. De plus, le site de traitement utilisé pour les inertes récupérait ces derniers sans frais. Les estimations de taux de valorisation et d'émissions GES ne peuvent pas être vérifiées sur le cas réel, par manque de données (e.g. consommation exacte des camions ayant transporté les déchets) (Quéheille 2019).

2.3 Modèle orienté recherche

2.3.1 Résultats

Le modèle orienté recherche propose trois solutions optimales pour cette application. Les résultats de ces solutions sur les fonctions-objectifs montre une première solution originale et deux autres solutions similaires (Tableau 4.7).

CHAPITRE 4. APPLICATIONS DU MODÈLE DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 4.7 : Résultats des solutions optimales apportées par le modèle orienté recherche pour l'application n°1

Fonction-objectif	Solution n°1	Solution n°2	Solution n°3
Coût (€)	51361	59830	56998
Délais (Jours)	14	14	14
Taux de stockage (% massique)	5	24	24
Impact sur la santé humaine (Daly)	1,406E+00	1,387E+00	1,396E+00
Impact sur la disponibilité de la ressource (USD)	4,964E+04	4,752E+04	4,828E+04
Impact sur la qualité de l'écosystème (Species)	2,508E-03	2,458E-03	2,479E-03

Ces résultats sont influencés par les choix effectués sur les variables de décision (Tableau 4.8).

Tableau 4.8 : Résultats des variables majeures de décision des solutions optimales apportées par le modèle orienté recherche pour l'application n°1

Variable de décision	Solution n°1	Solution n°2	Solution n°3
Nombre d'ouvriers pour la phase de curage	4	4	4
Traitement du béton	Recyclage	Recyclage	Recyclage
Traitement du bois	Recyclage	Recyclage	Recyclage
Traitement de la brique	Recyclage dans le béton	Recyclage dans le béton	Remblaiement
Traitement de la brique plâtrière	Remblaiement	Tri	Tri
Traitement des DI divers	Recyclage dans le béton	Tri	Remblaiement
Traitement des DND divers	Incinération	Tri	Incinération
Centre de recyclage du béton	Centre le moins cher et le plus proche	Centre le moins cher et le plus proche	Centre le moins cher et le plus proche
Centre de recyclage du bois	Centre à 46 km, mais compromis sur le coût	Centre cher, mais à 10 km	Centre cher, mais à 32 km
Centre de tri des DI	-	Centre le moins cher, mais le plus éloigné	-
Centre de tri des DND	-	Centre le plus cher et le plus proche	-

Parmi les 4 centres disponibles pour le recyclage du bois, un centre se démarquait par son coût le plus faible et sa grande proximité avec le chantier (distance de 5 km). Pourtant, aucune solution n'a sélectionné ce centre de recyclage du bois, préférant choisir des compromis.

Le Tableau 4.8 ne donne pas les variables de décision pour les centres de remblaiement (avec DI ou avec DND), ni pour le centre d'incinération des DND car le modèle ne disposait que d'un choix pour ces variables. Aucun centre n'était comparé dans ces variables de décision. Néanmoins, il est important de souligner que le centre d'incinération correspond au traitement le plus cher pour les DND et qu'il se situait à 127 km du chantier. Les centres de remblaiement sont aussi pénalisés par une forte distance avec le chantier (114 km pour remblayer des DI et 144 km pour remblayer des DND), mais bénéficient de coûts de traitement plus faibles que des centres de tri (de l'ordre de 50 % en moins sur le coût du traitement à la tonne).

2.3.2 Discussion

Contrairement au modèle orienté opérationnel, le modèle orienté recherche ne propose que 3 solutions optimales. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ce point. La première provient du temps de calcul beaucoup plus long pour effectuer l'optimisation avec ce modèle. Afin de rester dans des temps raisonnables, il a fallu réduire de façon très conséquente le nombre d'itérations et d'opérations par rapport à l'optimisation avec le modèle opérationnel. La recherche de solutions optimales est ainsi moins complète, pouvant limiter le nombre de solutions optimales trouvées. Le faible nombre de solutions pourrait aussi être lié à l'évaluation environnementale appliquée. En effet, nous avons vu dans le Chapitre 2 que l'ACV et le bilan d'émission de GES ne montraient pas les mêmes sensibilités : la première approche est très influencée par le traitement et le transport des déchets, tandis que la deuxième méthode est plus conditionnée par le traitement des déchets et la déconstruction.

La première solution entre dans les critères du groupe 1 identifié dans le modèle opérationnel avec l'envoi de la brique plâtrière pour remblayer des terrains. Les deux solutions restantes privilégient une gestion locale de ce déchet comme le faisait le groupe 2 identifié dans les résultats du modèle opérationnel. Ce choix conditionne les résultats des solutions sur les fonctions-objectifs (Tableau 4.7). Avec une gestion locale de la brique plâtrière, les impacts environnementaux réduisent légèrement (moins de 5 %), mais le coût augmente de 14 %.

Le reste des variables de décision est très semblable à celles des solutions trouvées par le modèle orienté opérationnel. Parmi les traitements des déchets, seul le choix du traitement des DND divers a été géré différemment : les solutions n°1 et 3 proposent l'incinération. Ce traitement n'a jamais été considéré par le modèle orienté opérationnel car son coût est le plus important, la distance entre le centre et le chantier est grande et les avantages environnementaux (e.g. valorisation des mâchefers issus de l'incinération) sont minimes par rapport aux émissions GES provoquées. De plus, le choix du centre de recyclage du bois n'est pas le plus adapté, car le centre le moins cher et le plus proche n'a été sélectionné par aucune solution. Cela peut expliquer le coût plus élevé entre ces solutions et celles du modèle orienté opérationnel (9-10 % de plus en moyenne).

Les trois solutions trouvées par le modèle orienté recherche sont optimales au sens de Pareto seulement dans l'espace de décision évalué, ce dernier étant restreint par le nombre faible d'évaluations (300 évaluations au lieu des 10 000 faites par le modèle orienté opérationnel à chaque itération). Toutefois, ces solutions permettent d'ouvrir des postes de réflexions intéressantes en suggérant potentiellement un intérêt à d'autres traitements. Ainsi on peut discuter la sélection de l'incinération comme traitement des DND divers. L'incinération

n'est pas optimale en matière de coût, mais l'est peut-être du point de vue des impacts environnementaux. Une étude ACV faite à la suite de la recherche d'optimisation montre que, dans ce cas d'étude, l'incinération des DND divers émet presque deux fois moins d'impacts que leur enfouissement, ceci grâce à la valorisation des mâchefers et à la réduction du transport global (i.e. il n'est pas nécessaire de transporter tous les DND vers une ISDND). Bien que la part de DND divers dans l'application n°1 soit très faible (1 % de la masse totale des déchets), le modèle aurait pu privilégier cette réduction d'impacts au détriment du coût.

En matière de gestion des déchets, la solution n°2 serait la plus proche des attentes du chargé d'affaires responsable de la réalisation du chantier. Contrairement à la solution n°1, elle suggère de gérer localement la brique plâtrière. De plus, contrairement à la solution n°3, elle prévoit de transférer les DND divers en centre de tri et d'utiliser la brique dans le recyclage du béton. Évidemment, comme la solution n°2 n'était pas réellement optimale (e.g. choix du centre de recyclage du bois), celle-ci aurait surestimé le coût du chantier réel (4 % de coût en plus apporté par la solution par rapport au chantier). La différence de coût est légèrement plus faible qu'avec le modèle orienté opérationnel, qui avait sous-estimé le coût de 5 %. Toutefois, cela ne traduit pas une meilleure performance de la version recherche. Nous rappelons que le surcoût du chantier réel provient des 49 % de déchets en plus (par rapport à l'estimation) qui n'ont pas été pris en compte dans l'optimisation.

3 Application n°2 : Déconstruction d'un bâtiment de type hangar

3.1 Contexte

Ce cas d'application porte sur la déconstruction d'une ancienne salle des fêtes située dans une ville moyenne. Le bâtiment, de grande hauteur et initialement conçu sur un seul niveau au rez-de-chaussée, a été agrémenté de quelques extensions et réaménagements intérieurs. Ainsi, à la structure métallique initiale, ont été rajoutés des structures en béton (murs et plancher) et des éléments de second-œuvre de type cloisons, faux plafond, isolation, menuiseries... Le second-œuvre étant assez pauvre, le curage sera court et la question d'une démolition traditionnelle peut se poser pour ce bâtiment. L'espace disponible sur le terrain permettrait à plusieurs pelles hydrauliques de travailler.

Les rendements de travail, renseignés en tant que variables de connaissance, sont donnés dans le Tableau 4.9.

Tableau 4.9 : Valeurs des rendements de travail pour l'application n°2

Rendements de travail	Valeur
Installation du chantier	1000 m ² /jour
Abattage de la superstructure si <i>Démol</i> = Non	335 m ² /jour
Abattage de la superstructure si <i>Démol</i> = Oui	300 m ² /jour
Chargement des déchets issus de la superstructure	640 T/jour
Démolition de l'infrastructure	400 m ² /jour
Chargement des déchets issus de l'infrastructure	550 T/jour
Remblaiement du terrain	700 T/jour
Nivellement du terrain	3000 m ² /jour

L'ensemble des variables contextuelles est donné dans le Tableau 4.10. Le quantitatif des déchets a été estimé par le chargé d'études en utilisant l'outil d'aide que nous avons

CHAPITRE 4. APPLICATIONS DU MODÈLE DE DÉCONSTRUCTION

développé (Chapitre 3 §1.2). Nous avons appliqué une contrainte supplémentaire correspondant à un coût maximal à 60000 €. Cette valeur représente le coût estimé par l'étude du chargé d'études. Nous demandons alors au modèle de ne pas proposer de solution dépassant ce coût-ci.

Tableau 4.10 : Variables contextuelles pour l'application n°2

Domaine	Nom de la variable contextuelle	Valeur
Contexte global	Masse de béton	1646,7 T
	Masse de bois	11,3 T
	Masse de brique plâtrière	7,4 T
	Masse de DND divers	14,1 T
	Masse de métal (fer à cisailer)	30,9 T
	Masse de métal (platin)	7,2 T
	Surface au sol	1545 m ²
	Surface développée totale	1705 m ²
Déroulement du chantier	Jours alloués pour le curage	18 jours
	Jours alloués pour la démolition d'ouvrages divers	0 jours
	Jours alloués pour la démolition totale du chantier	12 jours
	Surface à niveler	1545 m ²
Contraintes de chantier	Chantier situé loin de l'entreprise de démolition (<i>HorsProblème</i>)	Non
	Centre-ville (<i>Centre-ville</i>)	Non
	Problèmes d'accès (<i>Accès</i>)	Non
	Nombre d'ouvriers maximum (<i>MaxOcur</i>)	5
	Intérêt d'une démolition traditionnelle (<i>VDémol</i>)	Oui
	Intérêt de deux Pelles pendant la phase de démolition (<i>VDeuxPelles</i>)	Oui
	Chantier de réhabilitation (<i>Réhab</i>)	Non
	Possibilité de réemployer les DI (<i>VRéemploi</i>)	Non
Contraintes sur les fonctions-objectifs (<i>CoûtMax</i> , <i>DuréeMax</i> et <i>ValoMin</i>)	CoûtMax = 60000 €	

Le Tableau 4.11 décrit l'étude initiale, réalisée par le chargé d'études. Le chantier a été estimé à un coût proche des 60000 € et 18 jours de travaux, et avec une approche de déconstruction (i.e. avec curage).

CHAPITRE 4. APPLICATIONS DU MODÈLE DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 4.11 : Caractéristiques de l'étude réalisée par le chargé d'études pour l'application n°2

Caractéristique de l'étude initiale	Durée	Ressources matérielles
Durée de la phase d'installation (D_{Ins})	1 J	2 constats d'huissier, 1 panneau de chantier, 1 base-vie
Durée de la phase de curage (D_{Cur})	4 J	1 mini-pelle de 3 T pour 4 J et 1 manuscopique 9 m pour 4 J
Nombre de jours alloués pour la phase de curage par un seul ouvrier	18 J	-
Durée de la phase de désolidarisation (D_{Des})	0 J	-
Durée de la phase de démolition (D_{Dem})	12 J	1 pelle hydraulique de 37 T pour 12 J
Durée de l'étape « Abattage de la superstructure » de la phase de démolition (D_{Dem-1})	5 J	
Durée de l'étape « Chargement des déchets issus de la superstructure » de la phase de démolition (D_{Dem-2})	1 J	
Durée de l'étape « Démolition de l'infrastructure » de la phase de démolition (D_{Dem-3})	3 J	
Durée de l'étape « Chargement des déchets issus de l'infrastructure » de la phase de démolition (D_{Dem-4})	2 J	
Durée de l'étape « Ouvrages divers » de la phase de démolition (D_{Dem-5})	0 J	
Durée de l'étape « Remblaiement » de la phase de démolition (D_{Dem-6})	0 J	
Durée de l'étape « Nivellement » de la phase de démolition (D_{Dem-7})	1 J	

Pour ce cas d'études, nous avons considéré 24 centres de tri (Tableau 4.12). Comme dans le premier cas d'application, chaque type de centre de traitement correspond à une variable de décision donnée (e.g. la variable de décision « Centre de recyclage du béton » comporte 4 choix possibles de centres).

Tableau 4.12 : Nombre de centres de traitement considérés pour les variables de décision correspondantes sur l'application n°2

Centre de traitement	Nombre de centres considérés
Recyclage du béton	4
Recyclage du bois	3
Recyclage du métal (fer à cisailier)	2
Recyclage du métal (platine)	2
Réaménagement avec des DND	2
Tri des DI	3
Tri des DND	3
Incinération des DND	1
ISDI	2
ISDND	2

3.2 Modèle orienté opérationnel

3.2.1 Résultats

Le modèle a permis de trouver 18 solutions optimales. La Figure 4.3 présente l'ensemble des solutions optimales trouvées sur les quatre fonctions-objectifs. Toutes les solutions respectent la contrainte économique (60000 €).

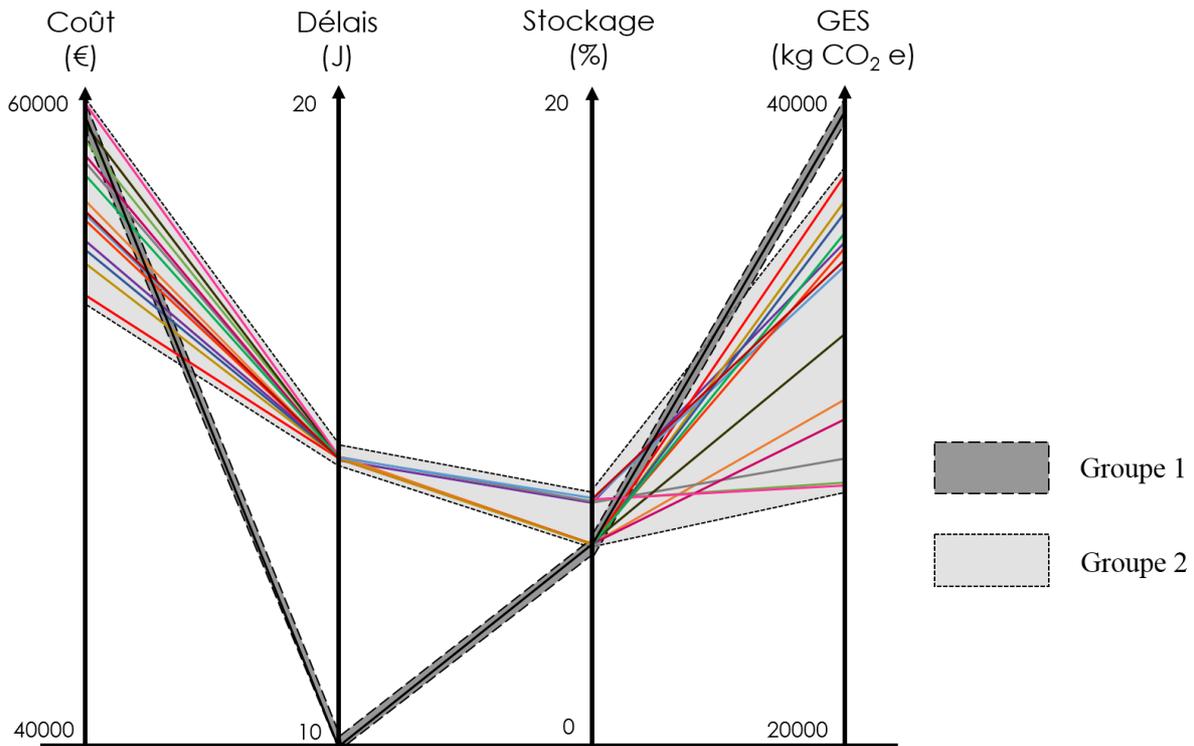


Figure 4.3 : Solutions optimales du modèle orienté opérationnel pour l'application n°2

Toutes les solutions proposent des travaux sans curage, ce qui correspond à de la démolition traditionnelle, avec la variable de décision *Démol* = « Oui ». En effet, le second-œuvre de ce hangar est très réduit malgré les réaménagements intérieurs. Par conséquent, le modèle a privilégié automatiquement la démolition traditionnelle au détriment de la déconstruction. En raison de ce choix, les déchets du second-œuvre ne seront pas triés et le quantitatif des déchets à gérer évolue (Tableau 4.13). Par exemple, le bois n'est présent que dans le second-œuvre du bâtiment. Avec la démolition traditionnelle, le bois n'est pas trié et est mélangé avec les autres DND. La masse de bois est alors transférée dans la nature de déchet « DND divers ».

Tableau 4.13 : Quantitatif estimé des déchets pour l'application n°2 si démolition traditionnelle

Nature de déchet	Tonnage (T)
Béton	1646,7
Bois	0
Brique plâtrière	0
DND divers	32,8
Métal (fer à cisailier)	30,9
Métal (platine)	7,2
Total	1717,6

Une solution se distingue des autres solutions sur l'objectif des délais. Nous pouvons déterminer alors deux groupes, dont le premier ne sera cependant constitué que d'une solution.

Le nombre de pelles hydrauliques à exploiter sur le chantier a un impact important sur le délai du chantier. La variable de décision *DeuxPelles* y est directement liée. Si une seule pelle hydraulique travaille, le chantier est effectué en 14 jours. Si deux pelles sont utilisées pendant la démolition, alors la durée descend à 10 jours.

Sur les autres objectifs, l'utilisation de deux pelles coïncide avec les coûts et les émissions de GES les plus forts du groupe 2. Ainsi, utiliser deux pelles pour la démolition (afin de réduire les délais) conduit à augmenter le coût de 5 % et les émissions de GES de 21 % par rapport à la moyenne du groupe 2. Le recours à deux pelles a par contre une incidence moindre sur le taux de stockage.

Le faible taux de stockage est obtenu grâce au recyclage du béton, qui représente 96 % de la masse des déchets sur le chantier. La démolition traditionnelle induit que les matériaux du second-œuvre, valorisables seulement si séparés sur site (e.g. bois, brique plâtrière), ne peuvent être envoyés qu'en centre de tri ou ISD. La moitié des solutions a choisi le centre de tri et l'autre moitié des solutions a opté pour un stockage direct en ISD. Les métaux présents sur la structure du bâtiment sont à recycler dans 100 % des solutions pour le fer à cisailier. Le platine, qui se revend moins bien, est prévu au recyclage dans 56 % des solutions, le reste des solutions préconisant plutôt de l'envoyer dans un centre de tri avec le reste des DND. En ne recyclant pas le platine, le coût des solutions augmente légèrement (environ 2 %), mais ce choix permet une légère réduction des émissions de GES (environ 8 %). Économiser un transport exclusif au platine représenterait plus d'émissions évitées que son recyclage : le recyclage et la production évitée représentent une émission équivalente et la masse de platine est faible dans ce cas d'études. Ainsi, la perte de platine non trié après un centre de tri a un faible impact en matière d'émission de GES.

Concernant les centres de traitement, les solutions ont présenté majoritairement les mêmes choix. Dans des comparaisons aux prix équivalents, la primauté va au plus proche afin de réduire le coût et les émissions de transport.

3.2.2 Discussion

La solution qui avait été proposée par le chargé d'études (i.e. déconstruction), ne fait pas partie des solutions trouvées par l'algorithme d'optimisation, qui préconisent toutes une démolition traditionnelle. L'optimisation n'étudie la possibilité du curage seulement lorsque la réalisation d'une démolition traditionnelle est écartée (variable contextuelle $VDémol = Non$) ou la contrainte économique annulée. Cela ne veut pas dire que la déconstruction est

forcément exclue du front de Pareto ; elle pourrait en effet se révéler tout de même intéressante d'un point de vue environnemental. Cependant, vu la faible quantité de déchets de second œuvre, le gain sur l'aspect environnemental reste faible et les solutions optimales proposant du curage sont plus difficiles à atteindre lors de la recherche de solutions optimales dans ce cas d'application. En effet, la démolition traditionnelle, en plus d'apporter aisément des minima sur le coût (ce qui convient rapidement à la contrainte économique), présente un gros avantage sur les délais par rapport à une déconstruction (22 % de moins). Le taux de stockage et les émissions de GES n'aident pas à avantager significativement la déconstruction face à la démolition traditionnelle. Pour ce cas d'application, un approfondissement de la recherche (i.e. augmenter le nombre d'évaluations) aurait probablement aidé l'algorithme à repérer des solutions envisageables en déconstruction.

On peut toutefois forcer l'algorithme à trouver des solutions avec curage (en réduisant la variable contextuelle *VDémol* à « Non », ce qui interdit la possibilité d'une démolition traditionnelle), démontrant l'intérêt de disposer d'une telle variable. Les solutions alors trouvées sont proches de la proposition du chargé d'études, mais avec un coût légèrement inférieur (jusqu'à 5 % de moins). L'écart est dû au choix de certains centres de traitement à la distance équivalente, mais au coût de traitement moins cher.

Le chargé d'affaires responsable du futur chantier a partagé la logique de l'optimisation sur le choix de la méthode, en privilégiant la démolition traditionnelle. Le gain en taux de valorisation matière qu'apporterait le curage ne permet pas de compenser le surplus économique et journalier qui en découlerait. L'objectif principal du chargé d'affaires était de réduire au maximum le coût du chantier. Il a alors privilégié une démolition traditionnelle par une pelle hydraulique, avec récupération du béton et des métaux pour valorisation matière. Il s'agit d'une solution du groupe 2 parmi les solutions optimales trouvées par le modèle.

La démolition du hangar s'est réalisée en 14 jours, tel que l'avait estimé le modèle. Concernant le coût total du chantier, il s'est cependant montré près de 25 % inférieur. Plusieurs points expliquent cette différence de coût :

- Une pelle hydraulique de gamme inférieur a suffi au chantier. Cette pelle présentait donc un tarif journalier inférieur à celle proposée par le modèle.
- Le chef de chantier conduisait directement cette pelle, évitant le coût d'un pelleteur.
- La masse de métaux récupérés sur le chantier s'est révélée au double de l'estimation et n'était constituée que de fer à cisailier, ce qui a permis d'appliquer un tarif de revente plus intéressant.
- Quelques déchets supplémentaires ont été ponctuellement séparés pour recyclage : du bois (la moitié de la masse estimée), des câbles électriques et des gouttières en zinc. Les câbles électriques et le zinc se revendent dix fois plus cher que du simple acier. Ce sont tout autant de déchets pour lesquels il n'a pas fallu payer un centre de tri. Les câbles électriques et les gouttières en zinc n'avaient pas été relevés dans le quantitatif des déchets.

Ainsi, en omettant ces pratiques singulières, le modèle a estimé convenablement le coût et la durée du chantier. De nouveau, les estimations de taux de valorisation et d'émissions GES ne peuvent pas être vérifiées sur le cas réel, par manque de données.

3.3 Modèle orienté recherche

3.3.1 Résultats

Dans la résolution de cette application par le modèle orienté opérationnel, nous avons repéré la forte influence que la contrainte économique porte sur les résultats. Bien que des solutions avec déconstruction et respectant la contrainte existent, les solutions trouvées par le modèle sont concentrées autour d'une démolition traditionnelle. Afin de ne pas encore entraver l'espace de recherche, nous n'appliquons pas la contrainte économique pour la résolution de l'application par le modèle orienté recherche.

Le modèle trouve 30 solutions optimales. Ayant repéré dans le Chapitre 2 que l'ACV était grandement influencée par le traitement des déchets, nous séparons ces solutions optimales selon leur taux de stockage. Nous obtenons alors deux groupes. Le premier (12 solutions) possède un taux de stockage entre 1 et 3 %, tandis que le deuxième groupe (18 solutions) augmente son taux de stockage entre 5 et 7 %. La Figure 4.4 illustre les performances des deux groupes sur les autres fonctions-objectifs.

CHAPITRE 4. APPLICATIONS DU MODÈLE DE DÉCONSTRUCTION

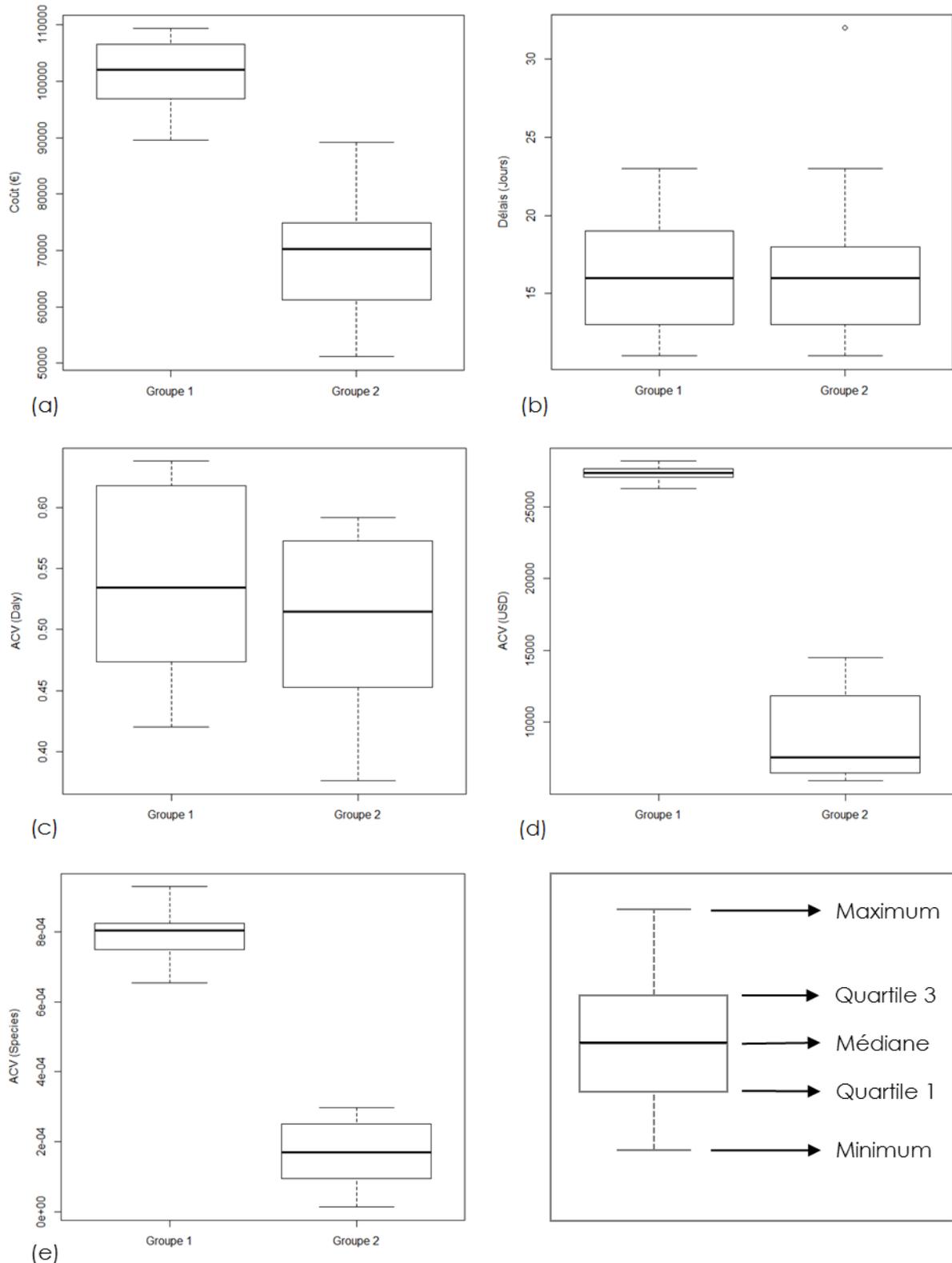


Figure 4.4 : Boîtes à moustaches des deux groupes de solutions du modèle orienté recherche pour l'application n°2 sur les fonctions-objectifs (a) de coût, (b) de délais, (c) d'impact sur la santé humaine, (d) d'impact sur la disponibilité de la ressource et (e) de la qualité de l'écosystème

Les solutions du groupe 2 se traduisent par un coût et des impacts environnementaux plus faibles que celles du groupe 1 : en moyenne, un coût réduit de 32 %, l'impact sur la santé humaine réduit de 6 %, l'impact sur la disponibilité de la ressource réduit de 67 % et l'impact

CHAPITRE 4. APPLICATIONS DU MODÈLE DE DÉCONSTRUCTION

de la qualité de l'écosystème réduit de 79 %. Les deux groupes offrent une distribution assez similaire en matière de délais. Le groupe 2 dispose d'une solution aux délais très longs (32 jours) ; cette solution apparaît à l'extrême haut de la Figure 4.4.b. La même solution porte également l'impact le plus faible sur la santé humaine. Elle reste une solution optimale.

Dans le groupe 1, 25 % des solutions préconisent la démolition traditionnelle et 58 % désignent l'utilisation de deux pelles hydrauliques pendant la phase de démolition. Dans le groupe 2, 33 % des solutions soutiennent une démolition traditionnelle et seulement 28 % envisagent les deux pelles hydrauliques pour la phase de démolition. Quels que soient les choix sur les variables de décision *Démol* (i.e. déconstruction ou démolition traditionnelle) et *DeuxPelles* (deux pelles hydrauliques ou non pour la phase de curage), l'influence sur les fonctions-objectifs autres que les délais est faible. La différence entre démolition traditionnelle et déconstruction est faible dans ce cas de chantier, car ce dernier est très pauvre en éléments de second-œuvre.

La gestion des déchets reste l'élément central pour évaluer ces solutions. Le Tableau 4.14 présente la distribution des variables de décision sur le choix de traitement des déchets.

Tableau 4.14 : Résultats des variables majeures de décision pour les deux groupes de solutions, selon le modèle orienté recherche pour l'application n°2

Variable de décision	Groupe 1	Groupe 2
Traitement du béton	100 % Remblaiement	100 % Recyclage
Traitement du bois (seulement si déconstruction)	45 % Recyclage, 33 % Tri, 11 % Incinération et 11 % ISDND	42 % Recyclage, 8 % Tri, 8 % Incinération et 42 % ISDND
Traitement de la brique plâtrière (seulement si déconstruction)	56 % Réaménagement, 22 % Tri, 11 % Incinération et 11 % ISDND	17 % Tri, 66 % Incinération et 17 % ISDND
Traitement des DND divers	50 % Tri, 33 % Incinération et 17 % ISDND	39 % Tri, 44 % Incinération et 17 % ISDND
Traitement du métal (fer à cisailier)	25 % Recyclage, 50 % Tri, 17 % Incinération et 8 % ISDND	50 % Recyclage, 33 % Tri, 11 % Incinération et 6 % ISDND
Traitement du métal (platin)	33 % Recyclage, 17 % Tri, 17 % Incinération et 33 % ISDND	28 % Recyclage, 44 % Tri, 11 % Incinération et 17 % ISDND

Avec un béton qui représente près de 96 % de la masse totale de déchets, il est évident que le taux de stockage est intimement lié au traitement de ce déchet. Le remblaiement permet d'obtenir un taux de stockage minimal grâce un taux de valorisation estimé à 100 % pour une tonne de déchet utilisé en remblaiement. En contrepartie, les coûts de traitement sont plus importants et la matière est valorisée dans un usage de niveau très inférieur (le béton ne remplace que de la terre). En conséquence, les impacts potentiellement évités sont assimilés comme nuls. L'avantage est alors au recyclage du béton dans du granulat routier, qui permet à la fois de réduire le coût de traitement (le béton peut être racheté) et les impacts (car on évite potentiellement la production de granulats). Nous retrouvons le même constat que celui issu de l'exploration de l'ACV (Chapitre 2 §3.3.1.2) : une valorisation très forte peut, à un certain stade, être désavantageuse pour l'environnement.

Pour les autres déchets, le choix du traitement est très varié. La forte distribution du choix de traitement pour les DND divers est compréhensible : nous avons vu dans l'application n°1

que l'incinération de ces déchets pouvait être préférable à l'enfouissement du point de vue des impacts environnementaux (§2.3.2).

Nous ne pouvons pas assurer que l'incinération soit profitable par rapport aux autres traitements possibles pour les autres DND présents sur ce chantier. La valorisation matière du bois, de la brique plâtrière et des métaux (fer à cisailer et platin) représentent de gros avantages pour la réduction du coût du chantier, de son taux de stockage et des impacts environnementaux (par le biais notamment des impacts potentiellement évités). Leur recyclage est pourtant peu proposé par les solutions optimales. Comme dans l'application n°1 (section 2.3), il s'agit ici des solutions optimales selon un espace de recherche limité. L'existence de solutions dominant celles-ci est certain. Pour les trouver, le modèle doit approfondir ses recherches : il faut augmenter le nombre d'évaluations par itérations.

3.3.2 Discussion

Le modèle orienté recherche propose un ensemble de stratégies optimales plus variées que le modèle orienté opérationnel. En n'appliquant pas la contrainte économique, des solutions proches de celles du chargé d'études (avec déconstruction) ont été trouvées. La déconstruction est d'ailleurs majoritaire parmi les solutions optimales. Le choix d'une seule pelle hydraulique pendant la phase de démolition est également le plus présent (60 % des solutions, groupes confondus). En rajoutant une variété assez large sur le nombre d'ouvriers pour le curage (les solutions proposent entre 2 et 5 ouvriers), le chargé d'études dispose d'un choix très vaste quant à la durée du chantier.

L'ensemble de solutions trouvées par le modèle orienté recherche est cependant moins pertinent quant à la gestion des DND valorisables (choix de traitement et choix de centres de traitement), faute d'une exploration suffisamment approfondie de l'espace de recherche. Pour confirmer le manque de recherches sur les centres de traitement, nous pouvons comparer les solutions proposant une démolition traditionnelle avec une seule pelle hydraulique, et les solutions similaires du modèle orienté opérationnel, identifiées comme le groupe 2. Nous effectuons la comparaison sur les fonctions-objectifs communes, à savoir le coût, les délais et le taux de stockage. Les solutions de la version recherche sont en moyenne 10 % plus chères, les délais sont 7 % plus longs et le taux de stockage est en moyenne de 0,5 % supérieur. La faible augmentation est dû à la très faible proportion que représentent les DND valorisables sur la masse totale de déchets. Certaines solutions du modèle orienté recherche sont dominées par des solutions du modèle orienté opérationnel.

Une solution du groupe 2 n'est pas dominée par les solutions du modèle orienté opérationnel. En effet, elle présente des minima au niveau du coût et du taux de stockage qui se situent en-dessous des minima trouvés par le modèle orienté opérationnel. Cette solution est très proche de la stratégie effectuée sur le chantier. Elle ressemble à la solution que le chargé d'affaires a apprécié dans les résultats du modèle orienté opérationnel ; elle correspond à une démolition traditionnelle, avec le recyclage du béton et des métaux, puis une gestion locale des déchets restants. Nous avons noté précédemment que le chargé d'affaires avait approfondi l'optimisation du coût sur ce chantier, en séparant notamment de nouveaux métaux (zinc et câbles) et en demandant au chef de chantier de conduire la pelle hydraulique. De ce fait, le coût du chantier est 25 % inférieur au coût annoncé par la solution du modèle orienté recherche, exactement comme celle sélectionnée dans le modèle orienté opérationnel.

Le modèle orienté recherche a atteint son objectif premier : cibler des solutions intéressantes. Toutefois, ces solutions peuvent encore être affinées, comme dans cette application avec la séparation de métaux supplémentaires. La non-considération de ces

métaux ne provient pas du modèle, mais du quantitatif des déchets estimé par le chargé d'études. Le modèle produit des stratégies dépendantes des estimations du chargé d'études, mais la sensibilisation du chargé d'affaires pendant la réalisation du chantier permet d'approfondir ces stratégies. Le modèle n'a pas la prétention de remplacer ni le chargé d'études, ni le chargé d'affaires ; il apporte plutôt de quoi nourrir la réflexion et un gain de temps.

3.3.3 Exploration du modèle

Nous utilisons ce deuxième cas d'application pour explorer le modèle d'optimisation. La partie ACV du modèle exige l'échange d'un grand nombre de données entre les deux modèles et de nombreux appels au calcul d'ACV. Cela requiert des temps de calcul très importants, rendant très difficile l'exploration du modèle. Explorer un modèle nécessite de faire plusieurs itérations du modèle. De plus, le modèle ACV, seul, a été exploré dans le Chapitre 2. Aussi, afin de limiter les temps de calcul, nous n'explorerons ici le modèle d'optimisation qu'avec les fonctions-objectifs de coût, de délais et de taux de valorisation matière (i.e. taux de stockage).

À travers cette exploration, nous souhaitons étudier l'impact des méthodes de déconstruction sur le modèle. Nous nous concentrerons alors sur les variables de décision *Démol* et *DeuxPelles*. Ces variables sont essentielles pour une entreprise de déconstruction. Se concentrer sur les travaux en eux-mêmes permet une complémentarité par rapport à l'exploration du modèle ACV (renvoi vers le chapitre 2). Nous y avons vu que le modèle ACV était particulièrement sensible au choix des traitements et des centres de traitement des déchets. En revanche, les travaux de déconstruction y sont peu visibles. Mais ces derniers influencent les autres fonctions-objectifs. La variable *Démol*, qui définit si l'on se positionne dans un cadre de démolition ou de déconstruction, a une influence majeure sur toutes les fonctions-objectifs : la démolition traditionnelle est plus rapide (impact sur les délais), mais la possibilité de tri sur site des déchets se réduit (impact sur le taux de valorisation matière) et cela se répercute sur les frais de gestion (impact sur le coût).

L'exploration est alors lancée sur quatre cas avec les variables de décision suivantes :

- Cas 1 : *Démol* = Non et *DeuxPelles* = Non
- Cas 2 : *Démol* = Non et *DeuxPelles* = Oui
- Cas 3 : *Démol* = Oui et *DeuxPelles* = Non
- Cas 4 : *Démol* = Oui et *DeuxPelles* = Oui.

Pour chacun des cas, les variables de décision *Démol* et *DeuxPelles* sont fixées avant le lancement de l'optimisation. Le modèle a été configuré avec 50 000 évaluations et 3 itérations, entraînant une recherche d'environ 4 heures pour chaque cas.

La Figure 4.5 décrit, sous forme de boîtes à moustaches, les résultats des quatre cas d'exploration sur les fonctions-objectifs.

CHAPITRE 4. APPLICATIONS DU MODÈLE DE DÉCONSTRUCTION

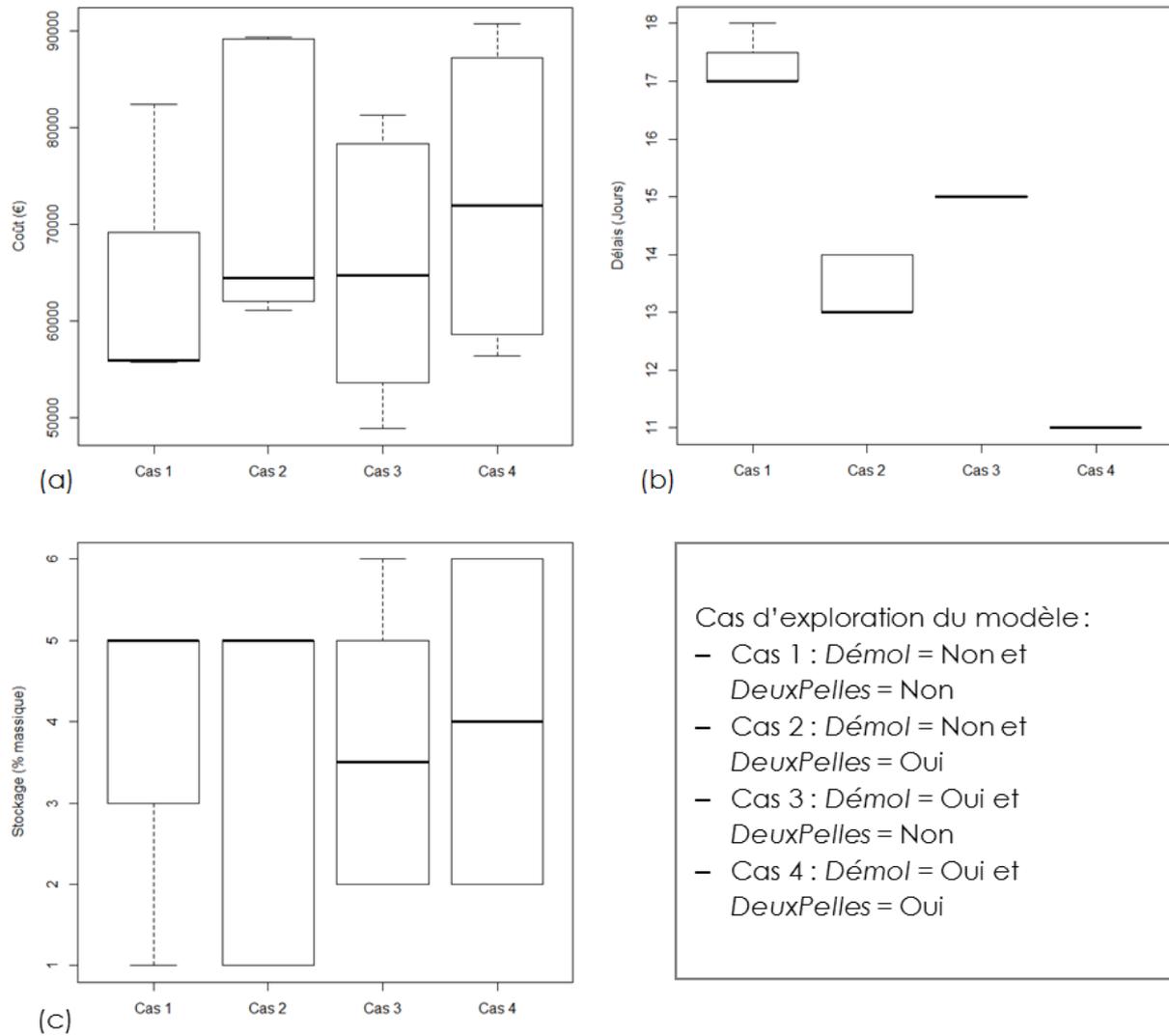


Figure 4.5 : Boîtes à moustaches des 4 cas d'exploration de l'application n°2 pour les fonctions-objectifs (a) de coût, (b) de délais et (c) de taux de stockage

Le Tableau 4.15 décrit la distribution des variables de décision concernant le traitement des déchets.

CHAPITRE 4. APPLICATIONS DU MODÈLE DE DÉCONSTRUCTION

Tableau 4.15 : Variables de décision des solutions optimales sur le traitement des déchets pour les 4 cas d'exploration du modèle de déconstruction dans le contexte de l'application n°2

Variable de décision	Cas 1	Cas 2	Cas 3	Cas 4
Traitement du béton	Recyclage à 67 % et Remblaiement à 33 %	Recyclage à 56 % et Remblaiement à 44 %	Recyclage à 50 % et Remblaiement à 50 %	Recyclage à 50 % et Remblaiement à 50 %
Traitement du bois	Recyclage à 67 % et ISD à 33 %	Recyclage à 56 % et ISD à 44 %	Dans les DND divers	Dans les DND divers
Traitement de la brique plâtrière	Remblaiement à 100 %	Remblaiement à 100 %	Dans les DND divers	Dans les DND divers
Traitement des DND divers	Incinération à 100 %	Incinération à 89 % et ISD à 11 %	Tri à 50 %, Incinération à 33 % et ISD à 17 %	Tri à 33 %, Incinération à 50 % et ISD à 17 %
Traitement du métal (fer à cisailer)	Recyclage à 100 %	Recyclage à 100 %	Recyclage à 100 %	Recyclage à 100 %
Traitement du métal (platine)	Recyclage à 100 %	Recyclage à 100 %	Recyclage à 67 %, Incinération à 17 % et ISD à 16 %	Tri à 50 %, Incinération à 17 % et ISD à 33 %

Pour ce chantier, un taux de valorisation efficace est aisément atteint, même lorsque le chantier subit une démolition traditionnelle (Figure 4.5.c). Cependant, s'il y a démolition traditionnelle, le coût augmente en moyenne de 0,8 % avec une pelle hydraulique, et de 13 % avec deux pelles hydrauliques par rapport à une déconstruction. Utiliser deux pelles hydrauliques au lieu d'une conduit à une augmentation générale du coût du chantier, jusqu'à 15 % sans démolition traditionnelle (Figure 4.5.a). En contrepartie, les délais sont réduits de 23 % (sans démolition traditionnelle) et de 36 % (avec démolition traditionnelle) par rapport à une déconstruction (Figure 4.5.b). La variabilité sur les délais est néanmoins très faible (coefficient moyen de variation à 1,6 %). Des solutions moins coûteuses que celle présentée par le chargé d'études ont été trouvées avec les cas 1, 3 et 4. Nous repérons encore qu'un taux de valorisation optimal (cas 2) conduit à des coûts élevés (Figure 4.5.a et c).

Les leçons que l'on peut tirer de cette exploration du modèle sont les suivantes. L'utilisation de deux pelles (variable de décision *DeuxPelles* = Oui) réduit la durée plus que ne ferait une démolition traditionnelle (variable de décision *Démol* = Oui). En contrepartie, cette méthode de travaux provoque une augmentation de coût plus conséquente. Une entreprise de déconstruction doit donc réfléchir avec attention avant de programmer deux pelles pour la phase de démolition. La démolition traditionnelle est plus mesurée sur le coût et les délais, mais elle présente un impact négatif sur le taux de stockage, ce que ne fait pas le choix de deux pelles pour la phase de démolition.

Ces leçons sont à considérer avec précaution, car la dépendance avec le cas d'application est très forte. Par exemple, si le second-œuvre était plus fourni, la différence de délais entre déconstruction et démolition traditionnelle aurait été plus conséquente.

Sur un autre plan, en analysant les variables de décision sur le traitement des déchets (Tableau 4.15), nous pouvons identifier certaines limites au modèle. Les petites masses de

déchets sont moins bien étudiées par l'optimisation. Dans les cas 1 et 2, le bois (0,7 % de la masse totale des déchets) peut être recyclé car le chantier est estimé en déconstruction (variable de décision *Démol* = Non). Pourtant, seulement 58 % des solutions proposent de recycler le bois tandis que les solutions restantes choisissent le stockage. Le stockage est doublement négatif par son prix (centres plus chers et plus éloignés que le recyclage) et son taux de valorisation matière (nul). Même le platin (0,4 % de la masse totale des déchets), pourtant métal pouvant conduire à du profit financier, est mal géré dans le cas 4, qui partage ses solutions entre du tri (50 %), de l'incinération (16 %) et du stockage (34 %). De la même manière que le bois, la gestion des déchets non dangereux divers n'est pas efficace. S'il y a déconstruction, ils sont transférés en incinération (le traitement le plus cher) sur 92 % des solutions. En cas de démolition traditionnelle, la masse de déchets non dangereux divers double (Tableau 4.13). En conséquence, des traitements moins chers sont étudiés : le tri sur 42 % des solutions et le stockage sur 33 % des solutions. Ainsi, plus les masses de nature de déchets sont importantes, plus les variables les caractérisant sont mieux étudiées dans l'optimisation. En conséquence, on favorise les traitements au coût et au taux de stockage les plus faibles.

Certains choix de bennes proposés par le modèle sont mal appropriés, même après 50 000 évaluations. Dans les cas 3 et 4, les déchets non dangereux sont majoritairement transportés en mélange et la logique voudrait de choisir les bennes au plus gros volume. Pourtant, ces cas choisissent un volume de 12 m³ pour la moitié de leurs solutions. Dans les cas précédents (1 et 2), le choix d'un volume de 30 m³ était systématique.

Nous repérons également que la sélection des meilleurs centres de traitement est effectuée parfaitement par l'outil lorsque les comparaisons sont flagrantes (e.g. un écart important dans le coût, dans le taux de valorisation matière ou dans les distances). Ainsi, une petite masse de déchets comme la brique plâtrière est transférée vers le meilleur traitement possible car le coût et le taux de valorisation matière sont très éloignés de ceux que proposent un centre de tri ou un centre de stockage. Cependant, lorsque les écarts (entre coût de traitement ou distance avec le chantier) sont plus nuancés, le modèle présente des difficultés à trancher entre deux solutions. L'exemple du fer à cisailer est idéal pour présenter cette limite. Pour le fer à cisailer à gérer sur ce chantier, les centres de recyclage à évaluer sont au nombre de deux : le prix de rachat du métal est identique (car il est défini par la cotation boursière au niveau mondial (The London Metal Exchange 2019)), mais un centre est plus proche du chantier que le deuxième, à un écart de 11 km. Malgré tout, le centre le plus proche est sélectionné pour seulement 54 % des solutions, tous cas confondus.

Les limites repérées ici ciblent des choix inappropriés faits par le modèle d'optimisation pour des variables de décision aux incidences faibles (e.g. concernent des déchets aux petites masses), bien que des choix plus logiques et adéquats existent (e.g. un traitement moins cher et permettant une plus forte valorisation, un centre de traitement au même prix qu'un autre, mais avec une distance plus courte). Ces mauvais choix peuvent apparaître partiellement dans un ensemble de solutions optimales (i.e. une part de ces solutions présente les choix les plus intéressants) ou correspondent à la totalité de l'ensemble des solutions optimales. Ainsi, aucune solution trouvée n'est réellement optimale.

Nous pouvons relier ces limites d'exploration aux limites d'optimisation repérées dans les applications du modèle orienté recherche. La cause est très probablement liée au temps de recherche effectué par le modèle. Ce dernier n'a peut-être pas trouvé les solutions réellement optimales car il n'a pas eu le temps de les évaluer. De ce fait, il faudrait augmenter le nombre d'évaluations à effectuer par itération. Ceci permettrait à l'algorithme d'évaluer plus de possibilités de chaque variable de décision, quelle que soit l'importance de ces dernières.

4 Évaluation globale du modèle

L'application sur deux cas réels met en exergue plusieurs points forts du modèle.

Pour la version opérationnelle, les solutions issues de l'optimisation sont cohérentes avec le métier. Le modèle retrouve des stratégies similaires à celle initialement proposée par le chargé d'études, en matière de déroulement de travaux, de plan de gestion des déchets et surtout en matière d'estimation des coûts et des délais. Les solutions conservent aussi une certaine logique. On privilégie les centres de traitement les plus proches et les moins chers. DBEA offre de plus une certaine diversité dans les solutions optimales, proposant un large choix au chargé d'études ou d'affaires. Ces solutions optimales sont trouvées en moins de 3 minutes de calcul. Le modèle représente un gain de temps et d'efficacité et l'optimisation s'effectue en respect des lois sur la gestion des déchets.

La version recherche pâtit d'une moins bonne performance sur ces sujets, à cause d'une recherche pas assez approfondie. Les paramètres liés à la profondeur d'exploration (itération et nombre d'évaluation) ont dû être largement réduits pour rester dans un temps de calcul raisonnable. Le temps de calcul est ainsi un gros frein. Malgré cela, l'approche reste très intéressante. L'évaluation environnementale par ACV est suffisamment précise pour varier entre chaque solution. L'ACV influence la recherche autrement que le bilan d'émission de GES. Dans l'application n°2 (section 3), l'ACV n'a pas favorisé la démolition traditionnelle comme a pu le faire le bilan d'émission de GES. La version recherche donne un tout autre ensemble de solutions optimales, avec une variété encore plus grande. Ainsi, même si elle ne peut garantir des solutions réellement optimales, elle permet d'enrichir les réflexions et d'apporter un nouvel éclairage sur les stratégies de déconstruction.

Les deux versions du modèle partagent certains points faibles.

La qualité des résultats présente une forte dépendance au quantitatif des déchets, effectué préalablement par le chargé d'études. L'application n°1 (section 2) a rencontré une sous-estimation des déchets. Dans l'application n°2 (section 3), le modèle a manqué quelques natures de déchets à l'intérêt très fort pour la valorisation (zinc et câbles). Ces erreurs engagent des incertitudes sur le coût du chantier.

Certaines pratiques sur chantier ne peuvent pas être évaluées dans la recherche, comme l'utilisation de plus de deux pelles hydrauliques pendant la phase de démolition ou l'éventualité que le chef de chantier conduise l'une de ces pelles hydrauliques (e.g. application n°2). Le modèle est également dans l'incapacité d'estimer exactement la durée et le nombre de mini-engins en fonction de la taille de l'équipe de chantier. La séparation sur place d'éléments complexes comme une cloison sur ossature ne peut être évaluée automatiquement. Le modèle reste limité par son côté générique ; il s'adresse à la plupart des chantiers classiques et ne prend pas en compte certaines singularités ou des micro-optimisations basées sur l'expérience des chargés d'affaires et d'études.

Les contraintes sur les fonctions-objectifs doivent être jugées avec attention. Nous avons constaté dans l'application n° 2 (section 3) qu'une forte contrainte économique pouvait entraver la recherche et empêcher la localisation de solutions optimales voisines.

Enfin, le dernier point faible concerne le principe-même de l'optimisation. À chaque itération, l'algorithme génétique démarre sa recherche sur une population définie au hasard. Malgré les trois itérations (trois tirages de solutions initiales), il y a une forte dépendance au jeu initial de solutions. Cela induit une variabilité assez importante (aspect stochastique marquée) de hasard dans la recherche de solutions. Enfin, comme nous avons pu le voir, l'algorithme a tendance à privilégier les solutions les plus évidentes, laissant des parts de l'espace de solutions inexplorées alors qu'elles pourraient contenir des solutions optimales, et potentiellement

intéressantes pour l'expert métier. Cela pose notamment le problème des déchets présents en petites quantités, qui peuvent être assez mal considérées par l'algorithme.

5 Pistes d'amélioration

5.1 Améliorer les calculs du modèle

Le modèle développé présente déjà des atouts non négligeables pour l'aide à la décision dans le domaine de la déconstruction. Toutefois, certains sujets peuvent encore être améliorés pour aider son utilisateur (i.e. chargé d'études ou d'affaires) ou pour élargir son champ d'investigation. Ces sujets sont directement liés aux points faibles identifiés précédemment.

Le premier aspect porte sur l'évaluation de la quantité de déchets. Une piste pour l'améliorer pourrait être le recours au BIM (Building Information Model). Présenté dans le Chapitre 1, le BIM voit son exploitation croître pour modéliser en détail un bâtiment en conception. Une fois le bâtiment en fin de vie, son BIM représenterait un atout considérable pour la déconstruction, en permettant d'obtenir un quantitatif exhaustif des matières utilisées pour la construction du bâtiment. L'incertitude portée sur le coût en serait très grandement diminuée.

Un autre ajout serait l'utilisation d'un RCPSP (Resource-Constrained Project Planning Problem). Certains outils vus dans le Chapitre 1 ont exploité cette méthode pour optimiser le coût et les délais d'une procédure de déconstruction (Schultmann *et al.* 1998; Schultmann 2003; Schultmann 2007; Schultmann et Rentz 2001; Schultmann et Rentz 2002). Dans notre modèle, un RCPSP permettrait tout d'abord d'affiner le coût en ajustant les machines nécessaires en fonction de la taille de l'équipe, notamment pour la phase de curage. Le chargé d'études aurait automatiquement le nombre et la durée d'utilisation de chaque machine nécessaire. Dans le modèle conçu (Chapitre 3), nous estimons le coût des machines à partir de la durée des machines nécessaires si un seul ouvrier effectuait les travaux. Pour intégrer un RCPSP, nous devons toutefois disposer de la base de données adéquate (i.e. pour chaque tâche, rendement de travail selon la technique de dépose et le type d'outil ou de mini-engin utilisé).

Ensuite, nous pourrions avec le RCPSP intégrer plus de variables de décision en matière de méthodes de travaux. Comme fait dans les travaux de Frank Schultmann (Schultmann *et al.* 1998; Schultmann 2003; Schultmann 2007; Schultmann et Rentz 2001; Schultmann et Rentz 2002), le modèle estimerait la meilleure pratique pour déconstruire chaque élément du bâtiment. Pour déconstruire les cloisons, est-ce mieux de le faire à la masse, au marteau-piqueur ou à la mini-pelle ? En résolvant ce type de question, les ressources humaines et matérielles seraient précisément estimées. Le chargé d'études n'aurait plus à renseigner les jours alloués (i.e. nombre de jours de travail si un seul ouvrier travaillait). Ce degré de détail permettrait aussi d'envisager automatiquement le démontage sur place d'éléments complexes (i.e. des éléments contenant plus d'un seul matériau), comme les panneaux sandwich, les cloisons à ossature valorisable (e.g. métal ou bois), les faux plafonds à ossature métallique. La séparation de tels éléments requiert un temps de travail supplémentaire sur le chantier. L'allongement de la durée doit être évaluée en fonction des matières valorisables qui peuvent être récupérés. L'intérêt est d'autant plus grand lorsqu'il s'agit de métaux, car ces derniers peuvent être revendus par l'entreprise de déconstruction. Dans le modèle conçu dans le cadre de cette thèse, pour pouvoir estimer la séparation de ces éléments, le chargé d'études doit l'avoir prévu initialement dans le remplissage du quantitatif des éléments de

construction, effectué avec l'outil développé en amont du modèle d'optimisation (Chapitre 3 §1.2).

Après avoir amélioré la décision pour les travaux, nous pourrions nous intéresser à la décision pour la gestion des déchets. Remplacer l'ACV attributionnelle par une ACV conséquentielle (Chapitre 2 §3.1) dans le modèle d'optimisation offrirait des résultats plus solides dans ce domaine. En effet, la gestion des déchets en ACV dépend de nombreuses hypothèses (e.g. taux de valorisation, taux de substitution) que l'ACV conséquentielle peut mieux intégrer grâce à la considération du contexte socio-économique de chaque produit dont sont issus les déchets.

L'application du modèle sur deux cas réels a montré la diversité des solutions optimales qui peuvent émerger de la recherche. On présente à l'utilisateur les solutions composant le front de Pareto, parmi lesquelles il doit sélectionner la plus prometteuse selon ses préférences. Cela peut être une mission compliquée, surtout lorsque les solutions présentent des résultats proches et/ou que les solutions sont nombreuses. Pour faciliter la sélection de la solution, il serait possible d'ajouter une nouvelle étape d'aide à la décision.

La première idée se base sur l'application d'une analyse multicritère sur les résultats, donc *a posteriori* du modèle. Nous avons vu dans le Chapitre 1 que des outils d'aide à la décision exploitent une analyse multicritère pour évaluer un nombre limité de solutions (Abdullah et Anumba 2002; Kourmpanis *et al.* 2008). Dans le cadre de notre modèle, une analyse de type Electre III (Roy 1978) par exemple classerait les solutions optimales de la meilleure jusqu'à la moins bonne en se basant sur des préférences préalablement définies par le chargé d'études. Toutefois, à moins de modifier les préférences à chaque cas d'études, il faut supposer que les préférences sont stables et partagées par les décideurs de l'entreprise.

Une autre méthode consiste à intégrer le chargé d'études au cours de la recherche de solutions optimales. Il s'agit alors d'une optimisation interactive. Le chargé d'études donne son avis sur chaque solution optimale que le modèle trouve et ce dernier adapte la suite de sa recherche en conséquence. Le modèle tend progressivement vers la solution optimale qui correspond aux préférences du chargé d'études plutôt que de lui présenter un front de Pareto. L'avantage de cette approche est qu'elle permet, en guidant la recherche, de se concentrer sur les parties de l'espace de solutions qui intéresse le plus l'utilisateur. Cela serait utile notamment pour la version recherche du modèle, qui ne peut effectuer un trop grand nombre d'évaluations. L'approche interactive a cependant deux inconvénients. Le premier est qu'elle demande de la disponibilité de la part de l'utilisateur et que les préférences sont moins explicites que dans une approche multicritère. Enfin, en limitant la recherche à certains territoires, le modèle peut rater des solutions se situant dans un espace *a priori* moins intéressant, mais pourtant pertinente pour un problème donné.

5.2 Réduire le temps de calcul

Le modèle orienté opérationnel est satisfaisant en termes de temps de calcul (3 mn de calcul). Ce point est très important pour une exploitation en entreprise. Le modèle orienté recherche, quant à lui, souffre d'une grande lenteur dans ses calculs (4 jours de calcul pour un nombre total d'évaluations près de 30 fois inférieur à celui du modèle orienté opérationnel). Son expérimentation sur deux applications a prouvé l'intérêt de la démarche, mais une exploration plus approfondie de l'espace de décision est nécessaire pour trouver les solutions réellement optimales (i.e. celles qui constituent le front de Pareto). Afin de réduire le temps de calcul, plusieurs travaux sont envisageables.

Nous pourrions simplifier l'ACV pour réduire le temps de calcul opéré par OpenLCA à chaque solution. Les ACV de cinq cas (Chapitre 2 §3.3) ont montré que certains points sont négligeables en matière d'impact quel que soit l'exemple (e.g. l'alimentation du personnel sur le chantier, le papier produit pour les contrats). D'autres activités sont également négligeables, mais il n'est pas possible de les retirer aussi facilement. L'importance réduite de ces activités peut être du fait de l'exemple (e.g. la masse de clôture utilisée dépend du cas), et non du modèle ACV. Pour cibler plus de points réellement négligeables (i.e. quel que soit le cas d'application), il est nécessaire d'étudier l'ACV sur un grand nombre de cas de chantier.

Une autre approche consisterait à améliorer la performance de l'implémentation. Dans le code tel qu'il a été implémenté aujourd'hui, aucune stratégie particulière n'a été envisagée pour chercher à gagner du temps de calcul sur machine. Le code est ainsi sûrement améliorable ; on donne ici quelques pistes (non exhaustive) : la limitation du recours à certaines variables très lourdes (matrice à nombreuses dimensions), la limitation des échanges entre modèles via les fichiers csv, la parallélisations du code (par exemple au niveau du calcul des fonction-objectifs). Ce travail qui relève de compétences en informatique pourrait apporter un gain important en termes de temps de calcul.

Une autre réflexion pourrait aussi améliorer cet aspect. DBEA a été défini comme l'algorithme le plus performant pour notre modèle parmi huit algorithmes (Chapitre 3 §5.3). Mais la possibilité qu'un autre algorithme non testé dépasse l'efficacité de DBEA n'est pas à écarter. Les algorithmes IBEA et SMS-EA sont prometteurs sur ce sujet car leur approche est basée sur la notion d'« indicateur ». Dans ces algorithmes, la recherche de solutions optimales est basée sur l'amélioration d'un indicateur mesurant la qualité d'un ensemble de solutions (Verel 2016). Les algorithmes testés jusqu'à présent, dont DBEA, utilisent une approche basée sur le front de Pareto (i.e. la dominance au sens de Pareto). Or de tels algorithmes ont été ciblés comme potentiellement déficients au-delà de trois fonctions-objectifs (Coello Coello 2017). Avec six fonctions-objectifs (coût, délais, taux de stockage et les trois indicateurs de l'ACV en endpoint), la résolution efficace de notre modèle peut être compromise. L'utilisation d'un algorithme plus performant réduirait probablement le temps de calcul.

Une dernière approche serait de passer par un serveur de calcul beaucoup plus puissant que les ordinateurs de bureau traditionnels. Le recours à du cloud computing est de plus en plus courant et il est possible d'envisager que les entreprises de déconstruction pourraient y avoir recours, que ce soit pour gérer leurs données ou pour effectuer des calculs tels que l'optimisation. Ce serait là aussi une piste à étudier.

6 Conclusion

Le modèle sous ses deux versions (opérationnel et recherche) a été appliqué sur deux cas d'études réels. Les résultats de l'optimisation ont été confrontés directement aux stratégies proposées par les experts du métier : d'abord au stade de l'étude, avec le chargé d'études, puis au stade du chantier, avec le chargé d'affaires. Ces deux visions ont été conservées car des différences peuvent y subsister : tandis que le chargé d'études peut privilégier l'optimisation du coût, le chargé d'affaires se concentre sur la praticité sur le terrain.

Le modèle présente des bénéfices relatifs à ces deux visions. La rapidité de résolution de la version opérationnelle assure son utilisabilité. L'ensemble de solutions optimales offre une bonne diversité de stratégies, performantes autant sur les objectifs économiques (coût et délais) qu'environnementaux (taux de stockage et bilan d'émission GES). La version recherche

permet de nourrir plus intensément les réflexions sur l'impact environnemental des différentes stratégies. Cependant, pour être réellement efficace, cette version nécessiterait une optimisation de son temps de calcul, ce qui permettrait une plus grande exploration de l'espace de solutions. L'approche d'évaluation via l'ACV a démontré son intérêt. Les catégories d'impact sont sensibles à chaque variable de décision. Les 3 fonctions-objectifs de l'ACV (i.e. impact sur la santé humaine, sur la disponibilité de la ressource, sur la qualité de l'écosystème) permettent de discriminer les différentes stratégies possibles. L'ACV conduit aussi à certaines solutions optimales que la version opérationnelle n'envisageait pas au premier abord, ouvrant à plus de réflexion sur une gestion adéquate des déchets. Les deux versions du modèle savent faire des compromis et déceler les méfaits d'un taux de valorisation excessif (e.g. application n°1, avec le traitement de la brique plâtrière).

Le modèle peut résoudre la majorité des cas de déconstruction, mais certains points peuvent être améliorés pour garantir son exhaustivité. Des pistes ont été ébauchées dans ce chapitre (e.g. RCPS, BIM). Nous reviendrons sur ces aspects dans les perspectives ouvertes de la conclusion.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Synthèse et apports scientifiques

La gestion des déchets est une activité majeure de la déconstruction de bâtiments ; elle induit un lourd budget et est responsable d'impacts environnementaux qui vont s'accroître au fil des années avec l'augmentation de ce type de travaux. Une gestion efficace des déchets ne pourrait cependant s'évaluer sans intégrer l'activité-même de déconstruction. Les deux actes sont intimement liés par les méthodes de travaux retenues (e.g. déconstruction ou démolition traditionnelle), induisant la possibilité pour un déchet d'être trié sur site et transféré vers une valorisation optimale. On ne peut en effet se contenter des centres de tri, car ces derniers conduisent à des taux de recyclage limités. Une optimisation des stratégies de déconstruction et de gestion des déchets doit donc s'opérer au cœur des décisions, à l'intérieur des entreprises de déconstruction.

Des outils ont été conçus pour apporter de l'aide à la décision sur la gestion des déchets de déconstruction. Or, la gestion des déchets et l'acte de déconstruction sont trop peu associés dans ces outils. Les stratégies envisageables sont limitées : l'outil ne considère qu'un nombre très réduit de déchets ou analyse des solutions préétablies, qui ne se contextualisent pas selon le chantier. L'apport réel de l'aide à la décision pour le décideur en est réduit. De plus, les évaluations se limitent trop souvent à réduire le coût de chantier et le taux de stockage des déchets. Ces critères sont insuffisants pour évaluer une déconstruction et une gestion des déchets de manière exhaustive.

L'évaluation d'une gestion des déchets doit ainsi consister à évaluer une stratégie complète de déconstruction, de la phase de travaux au devenir des déchets. Le cadre réglementaire fixe le taux de valorisation matière en tant qu'objectif environnemental (70 % de valorisation matière en 2020). Il est cependant insuffisant pour évaluer le réel impact environnemental d'une stratégie de déconstruction. Nous avons démontré qu'un fort taux de valorisation matière pouvait finalement se montrer négatif pour l'environnement (e.g. centre de valorisation éloigné du chantier, valorisation produisant un matériau secondaire de faible qualité). De nouveaux critères et approches pour les évaluer ont été proposés dans cette thèse au travers du bilan d'émission de Gaz à Effet de Serre (GES) et de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). Ces deux approches apportent des visions novatrices sur une stratégie de déconstruction, en ciblant les activités les plus productrices d'impact, là où doit se porter la réflexion pour envisager de nouvelles pratiques. Nous avons ainsi proposé d'associer l'indicateur réglementaire et une méthode de calcul d'impacts environnementaux. Le bilan d'émission de GES et l'ACV présentent tous deux des avantages et des inconvénients. Nous avons suggéré d'utiliser le bilan d'émission de GES dans le cadre d'une approche opérationnelle utilisable dès maintenant par les entreprises de déconstruction et l'ACV dans un cadre plus prospectif (recherche) pour obtenir une évaluation plus exhaustive des impacts environnementaux.

L'optimisation d'une stratégie de déconstruction (comprenant la gestion de ses déchets) doit se faire à travers plusieurs objectifs. Les premiers sont d'ordre opérationnel (coût et délais), tandis que d'autres (taux de stockage matière et bilan d'émission de GES ou ACV) définissent les enjeux environnementaux. Le problème est formalisé sous la forme d'un modèle d'optimisation multi-objectif pour deux raisons : les objectifs ciblés sont conflictuels et chaque

CONCLUSION GÉNÉRALE

chantier représente un cas à part entière. Les variables de décision touchent à la configuration de chaque étape d'une stratégie de déconstruction : travaux, contenants de transport des déchets, type et centres de traitement des déchets. Les travaux sont étudiés en fonction des méthodes de travaux (e.g. déconstruction ou démolition traditionnelle) et des ressources humaines et matérielles. Le volume des contenants de transport des déchets influence le stockage sur site des déchets et leur transport. Jusqu'à 41 natures différentes de déchets sont étudiées par le modèle. Pour chaque nature de déchet, le modèle évalue jusqu'à 6 traitements possibles dans les conditions techniques et économiques actuelles. Le modèle sélectionne enfin les meilleurs centres de traitement vers lequel évacuer les déchets. Pour résoudre le modèle, l'algorithme génétique DBEA (Decomposition-Based Evolutionary Algorithm) est le plus efficace.

L'application du modèle de déconstruction sur deux cas réels de chantier de déconstruction ont permis de démontrer la pertinence de la démarche proposée. Les stratégies trouvées par le modèle orienté opérationnel (avec bilan d'émission de GES) sont diverses. Elles proposent plusieurs compromis entre les objectifs, ce qui représente autant de choix pertinents pour le décideur. Le modèle a permis sur ces deux cas d'application de trouver des solutions dominant la solution initiale du chargé d'études. Le chargé d'affaires responsable du futur chantier a aussi jugé les solutions intéressantes. Le modèle orienté recherche (avec ACV) présente des résultats similaires, mais nécessite une optimisation de son temps de calcul pour montrer sa pleine performance. Toutefois, les résultats sont très encourageants : les variables de décision les plus problématiques (e.g. méthodes de travaux, ressources humaines et matérielles, gestion des déchets les plus présents) sont rapidement optimisées.

Le modèle de déconstruction conçu dans cette thèse concourt ainsi à une optimisation fine, concrète et réfléchiée des stratégies de déconstruction. Il peut être appliqué sur la plupart des projets de déconstruction, et bénéficie d'une base de connaissances rendant son utilisation rapide et efficace. Le modèle n'a cependant pas la prétention de remplacer les chargés d'études ou les chargés d'affaires. Son objectif réside dans l'apport de stratégies de déconstruction efficaces et dans la transition vers une déconstruction plus responsable. D'un point de vue opérationnel, le modèle offre aussi un gain de temps, qui peut alors être mis à contribution pour préciser par exemple le quantitatif des déchets. Ce dernier est un élément moteur pour une bonne estimation économique du chantier. Un coût ajusté au plus proche de la réalité soutiendra la déconstruction face à la maîtrise d'ouvrage et d'œuvre, dont les intérêts majeurs sont toujours économiques.

Le modèle a permis de montrer que l'amélioration du taux de valorisation matière peut s'effectuer en accord avec les contraintes économiques du secteur et les enjeux environnementaux. Un équilibre entre ces différents objectifs est crucial, pour éviter de basculer vers une valorisation optimale, mais provoquant plus d'impacts environnementaux (e.g. pour recycler plus, les déchets doivent être transférés sur une plus grande distance). Ce fait doit être connu et compris par tous les niveaux de la décision, autant les entreprises de déconstruction, que la maîtrise d'ouvrage et d'œuvre et enfin les gouvernements. Les futures décisions (e.g. sélection d'une stratégie, d'une entreprise de déconstruction pour un projet ou mise en place d'une nouvelle loi) capables de considérer cela assureront une véritable réduction des impacts environnementaux liés à la déconstruction de bâtiments.

Perspectives

Le modèle d'optimisation de la déconstruction conçu apporte une aide à la décision pertinente pour la majorité des études de déconstruction. La version orientée opérationnelle a pu être exploitée dans des conditions réelles. Cette version est utilisable en l'état par une entreprise de déconstruction. Cependant la version orientée recherche nécessite quelques efforts supplémentaires pour la rendre pleinement opérationnelle. Sa principale limite porte sur le temps de calcul qui doit être réduit. Pour cela, plusieurs possibilités sont envisagées : simplifier l'ACV, améliorer l'implémentation du code, expérimenter l'optimisation avec un autre algorithme génétique (par exemple basé sur des indicateurs de qualité) ou utiliser un serveur de calcul. Concernant la recherche d'optimisation, la version orientée recherche peut également être améliorée en remplaçant l'ACV attributionnelle par une ACV conséquentielle. De ce fait, les calculs intégreraient une meilleure vision des impacts liés à la gestion des déchets, à travers ses conséquences dans un contexte socio-économique.

Le modèle, quelle que soit sa version, demande un investissement amont de la part du décideur : estimation du quantitatif des déchets, du nombre de jours alloués, du type et durée des mini-engins... Le BIM (Building Information Modelling) serait efficace pour répondre à la question de l'estimation des déchets. Le BIM est une maquette numérique permettant de situer, d'identifier et de quantifier tout élément d'un bâtiment. En intégrant le BIM au modèle, nous obtiendrons un quantitatif précis des déchets à gérer sur le chantier de déconstruction. La forte incertitude vis-à-vis de ce quantitatif sera évitée. Mais l'exploitation du BIM dans le domaine de la déconstruction nécessite encore quelques années car les bâtiments disposant du BIM sont ceux construits à l'heure actuelle. Leur fin de vie ne surviendra pas avant des décennies.

Pour estimer automatiquement le nombre de jours alloués et les ressources matérielles de type mini-engins, notamment pour la phase de curage, le RCPS (Resource-Constrained Project Planning Problem) est l'outil idéal, permettant d'adapter la réalisation d'une activité en fonction des ressources et de la durée à minimiser. Sans préciser le planning de déconstruction jusqu'à la dépose d'une plinthe, nous pourrions optimiser, par le biais du RCPS, la durée du curage en fonction des machines et des techniques envisageables de dépose. Nous devrions cependant réaliser au préalable un important recueil de connaissances relatives aux rendements de travail.

Le décideur est également sollicité en aval du modèle : il doit évaluer l'ensemble des solutions optimales. Les cas d'application ont montré que la taille de l'ensemble peut grandement varier (de 3 à 30 solutions), ce qui complique la sélection d'une stratégie. Afin d'aider le décideur dans cette tâche, deux méthodes sont ciblées. La première consiste à utiliser une analyse multicritère pour classer les solutions selon les préférences du décideur. La deuxième méthode se tourne plutôt vers de l'optimisation interactive. L'optimisation évolue en suivant l'avis que le décideur porte sur chaque solution proposée. Ainsi, la recherche tend progressivement vers la solution capable de convenir au mieux aux exigences du décideur. L'optimisation interactive présente cependant un inconvénient majeur : en se basant uniquement sur les préférences du décideur, la recherche peut difficilement lui proposer d'alternatives plus bénéfiques (e.g. impacts minimisés).

Par ailleurs, il serait intéressant d'appliquer le modèle de déconstruction, et plus particulièrement le calcul de l'ACV, sur le cycle de vie entier d'un bâtiment. L'évaluation de la fin de vie d'un bâtiment dès sa conception permettrait de sélectionner les éléments de construction aisés à déposer en déconstruction, et dont la valorisation matière est une

CONCLUSION GÉNÉRALE

technique aboutie et répandue sur le territoire. Certes, la fin de vie représente un faible impact sur la vie entière d'un bâtiment, mais la négligence de cette phase n'est pas justifiable pour autant. Assurément, l'augmentation de la déconstruction repérée sur ces 5 dernières années est vouée à se poursuivre. Une gestion optimale des déchets issus de ces chantiers deviendra de plus en plus vitale. Après les entreprises de déconstruction, il est nécessaire de toucher la maîtrise d'ouvrage et la maîtrise d'œuvre sur ces problématiques.

Le modèle proposé relève cependant du domaine de l'aide à la décision. Il apporte un support à la réflexion des décideurs, mais n'impose pas le choix d'une stratégie, ni assure sa bonne application sur chantier (e.g. mauvaise gestion du temps de travail). Pour devenir la norme pour la fin de vie des bâtiments, la déconstruction a toujours besoin d'une maîtrise d'ouvrage et d'œuvre sensibilisée et d'une réglementation avantageuse.

Une revue du contexte international de la déconstruction et de la gestion des déchets a permis de dégager plusieurs propositions qui pourraient s'inscrire dans un cadre réglementaire ou normatif. Tout d'abord, l'obligation d'un tri des déchets sur chantier, une taxe cohérente sur le stockage des déchets et un avantage fiscal aux matériaux secondaires (i.e. issus de déchets valorisés) peuvent représenter des leviers intéressants. Des efforts pourraient aussi être opérés pour asseoir la légitimité de la déconstruction. L'ensemble de cette revue est présente dans l'Annexe 5.

Des échanges avec le CSTB (Centre Scientifique et Technique du Bâtiment) et le BNTEC (Bureau de Normalisation des Techniques et Équipements de la Construction du Bâtiment) ont permis de réaliser de premières réflexions sur la normalisation de la déconstruction. La rédaction d'une recommandation ou d'une règle professionnelle conviendrait à cet objectif. Une recommandation et une règle professionnelle pourraient s'apparenter à un guide de bonnes pratiques pour réaliser une déconstruction dans les règles de l'art. Nous pourrions y valoriser les travaux de cette thèse en proposant par exemple une méthodologie d'évaluation environnementale pour une stratégie de déconstruction ou en établissant une liste minimale de déchets à trier sur chantier. Un retour d'expérience de quelques années permettrait au document d'être reconnu par les assureurs, et éventuellement de le transformer en norme technique. Une fois la déconstruction encadrée, ce type de stratégie pourrait être plus fréquemment envisagé lors d'un projet de démolition-déconstruction d'un bâtiment.

BIBLIOGRAPHIE

ABDULLAH A., ANUMBA C. J. Decision model for the selection of demolition techniques. *Advances in Building Technology*. 2002. Vol. 2, p.1671 - 1679. Disponible sur: < <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-008044100-9/50206-0> >

ADEME. Recyclage, réemploi, réutilisation des matériaux et des déchets du BTP : de réelles opportunités à saisir [En ligne]. *2èmes assises de l'économie circulaire*. 2015a. Disponible sur: < <http://video-streaming.orange.fr/high-tech-science/atelier-7-recyclage-reemploi-reutilisation-des-materiaux-et-des-dechets-du-btp-de-reelles-opportunités-a-saisir-VID0000001NEwy.html> >

ADEME. Les filières à responsabilité élargie du producteur : Panorama. ADEME, 2017. 40 p. ISBN : 979-10-297-0751-3.

ADEME. Restitution des projets lauréats de l'appel à projets de R&D « Déchets BTP ». Paris : 2016a. 54 p. (Séminaires R&D ADEME).

ADEME. L'incinération des déchets ménagers et assimilés. 2012. 6 p. (Les avis de l'ADEME).

ADEME. Déchets chiffres-clés - L'essentiel 2018. 2019. 31 p.

ADEME. Bilan Carbone®. Version 7.1.06.2013. (Microsoft Excel).

ADEME. Documentation des facteurs d'émissions de la Base Carbone®. 2014a. 280 p.

ADEME. Recyclage des PVC par la société VEKA à Vendœuvre-sur-Barse (10). 2014b. 2 p. (Les exemples à suivre).

ADEME. À quoi correspondent vos émissions de gaz à effet de serre ? 2016b. (Microsoft Excel).

ADEME. Centre de ressources sur les bilans de gaz à effet de serre. In : *Bilans GES*. 2018. Disponible sur : < <http://www.bilans-ges.ademe.fr/> > (consulté le 7 mars 2019)

ADEME. Climat, air et énergie - Chiffres clés. 2015b. 172 p.

ADEME, AJI EUROPE. État de l'art des technologies d'identification et de tri des déchets. 2012. 169 p.

ADEME, DESPLATS R., MAHE C. Les installations de traitement des déchets ménagers et assimilés en France. 2017. 25 p.

ADEME, ECO-EMBALLAGES, ADELPHÉ. Le gisement des emballages ménagers en France. Évolution 1994-2012. 2016.

ADEME, SETEC ENERGIE ENVIRONNEMENT, BIO BY DELOITTE. Qualité de l'air et émissions polluantes des chantiers du BTP : État des connaissances et mesures d'atténuation dans le bâtiment et les travaux publics en faveur de la qualité de l'air. 2017. 142 p. (Rapport).

AFNOR. Essais pour déterminer les caractéristiques géométriques des granulats. Partie 11 : Essai de classification des constituants de gravillons recyclés. 2009.

AFNOR. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. 2006a.

AFNOR. Gaz à effet de serre — Quantification et rapport des émissions de gaz à effet de serre pour les organisations — Directives d'application de l'ISO 14064-1. 2014a.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR. Gaz à effet de serre - Empreinte carbone des produits - Exigences et lignes directrices pour la quantification. 2018.
- AFNOR. Qualité environnementale des produits de construction. Fascicule de données énergie et transport. 2006b.
- AFNOR. Contribution des ouvrages de construction au développement durable - Évaluation de la performance environnementale des bâtiments - Méthode de calcul. 2011.
- AFNOR. Contribution des ouvrages de construction au développement durable - Déclarations environnementales sur les produits - Règles régissant les catégories de produits de construction. 2014b.
- AFNOR. Contribution des ouvrages de construction au développement durable - Lignes directrices pour la mise en application de l'EN 15804. 2016.
- AFNOR. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. 2006c.
- AIDONIS D. Multiobjective Mathematical Programming Model for the Optimization of End-of-Life Buildings' Deconstruction and Demolition Processes. *Sustainability*. 2019. Vol. 11, p. 1-11. Disponible sur : < <https://doi.org/10.3390/su11051426> >
- AKBARNEZHAD A., ONG K. C. G., CHANDRA L. R. Economic and environmental assessment of deconstruction strategies using building information modeling. *Automation in Construction*. 2014. Vol. 37, p. 131-144. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2013.10.017> >
- AKINADE O., OYEDELE L., BILAL M., AJAYI S., OWOLABI H., ALAKA H., BELLO S. Waste minimisation through deconstruction: a BIM based Deconstructability Assessment Score (BIM-DAS). *Resources, Conservation and Recycling*. 2015. n°105, p. 167-176.
- AKINADE O., OYEDELE L., OMOTESO K., AJAYI S., BILAL M., OWOLABI H., ALAKA H., AYRIS L., LOONEY J. BIM-Based deconstruction tool: Towards essential functionalities. *International Journal of Sustainable Built Environment*. 2017. Vol. 6, p. 260-271.
- ANA DURQUETY. Recyclage des déchets de bois. 2019. (Correspondance par mail avec l'entreprise Seosse).
- ANDRÉ M., ROCHE A.-L., BOURCIER L. Statistiques de parcs et trafic pour le calcul des émissions de polluants des transports routiers en France - Rapport final. 2014. 130 p. (Étude réalisée pour le compte de l'ADEME).
- ANDRIANANDRAINANA, VENTURA A., SENGA KIESSÉ T., CAZACLIU B., IDIR R., VAN DER WERF H. M. G. Sensitivity Analysis of Environmental Process Modeling in a Life Cycle Context. *Journal of Industrial Ecology*. 2015. Vol. 19, n°6, p. 978 - 993. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1111/jiec.12228> >
- AQC. Pôle prévention produits. In : AQC : Agence Qualité Construction. 2019. Disponible sur : < <https://qualiteconstruction.com/aqc/nos-missions/pole-prevention-produits/> > (consulté le 2 septembre 2019)
- ARMAND DECKER S. Développement d'une méthode d'optimisation multiobjectif pour la construction bois : prise en compte du confort des usagers, de l'impact environnemental et de la sécurité de l'ouvrage. Université de Bordeaux, France, 2015. 262 p.

BIBLIOGRAPHIE

ARTIGUES C., DEMASSEY S., NÉRON E. The Resource-Constrained Project Scheduling Problem. In : *Resource-Constrained Project Scheduling: Models, Algorithms, Extensions and Applications*. Wiley-ISTE, 2008. p. 21-35. ISBN : 978-1-84821-034-9.

ASAFUDDOULA M., RAY T., SARKER R. Decomposition based evolutionary algorithm for many objective optimization with systematic sampling and adaptive epsilon control. In : *International conference on evolutionary multi-criterion optimization*. Sheffield, UK : Springer, 2013. p. 413-427. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1007/978-3-642-37140-0> > ISBN : 978-3-642-37139-4.

ASSEMBLÉE NATIONALE, SÉNAT. LOI n°92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement [En ligne]. 1992. Disponible sur : < <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/loi/1992/7/13/ENVX9200049L/jo/texte> >

ASSEMBLÉE NATIONALE, SÉNAT. Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement [En ligne]. 2009. Disponible sur : < <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000020949548> >

ASSEMBLÉE NATIONALE, SÉNAT. Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement [En ligne]. 2010. Disponible sur : < <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000022470434&dateTexte=20190329> >

BALSSA A. Bilan Carbone : Déconstruction de l'usine Lesieur. DESS Technique d'Environnement, ISNAB, Bordeaux : 2016a. 36 p. (Rapport de stage chez BDS).

BALSSA A. Bilan Carbone Usine Lesieur. BDS, 2016b. 30 p.

BANIAS G., ACHILLAS C., VLACHOKOSTAS C., MOUSSIOPOULOS N., PAPAIOANNOU I. A web-based Decision Support System for the optimal management of construction and demolition waste. *Waste Management*. 2011. Vol. 31, n°12, p. 2497-2502. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.07.018> >

BARRAL C. Étude des transferts d'eau et de gaz dans les géomatériaux argileux utilisés dans les couvertures des Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND). Lyon, France : Institut National des Sciences Appliquées, 2008. 284 p.

BATIACTU. Recyclage du béton dans le béton : où en est-on ? 2017. Disponible sur : < <http://www.batiactu.com/edito/recyclage-beton-dans-beton-ou-est-on-48271.php> > (consulté le 13 mars 2017)

BDS. Mémoire technique de désamiantage. 2014. 39 p.

BEN FRAJ A. Valorisation des granulats de démolition dans les bétons de structure. In : *Journée technique « Déchets du BTP »*. CEREMA, 2015. p. 1-17.

BENOIT J., BELLASTOCK. REPAR #2, Le Réemploi, passerelle entre architecture et industrie. 2018. 548 p.

BÉRANGER S., BLANCHARD F., ARCHAMBAULT A., ALLIER D. Utilisation des outils d'aide à la décision dans la gestion des mégasites. BRGM, 2006. 116 p.

BERREDJEM L., ARABI N. Les matériaux de démolition, une source de granulats pour béton : formulation et caractérisation d'un béton à base de ces recyclés. In : *SBEIDCO – 1st International Conference on Sustainable Built Environment Infrastructures in Developing Countries ENSET Oran (Algeria)*. 2009. p. 255-262.

BIBLIOGRAPHIE

BEYLOT A., MULLER S., MÉNARD Y., MICHEL P., DESCAT M. L'outil WILCI pour l'analyse du cycle de vie de l'incinération des déchets ménagers et assimilés en France. ADEME, BRGM, SVDU, 2017. 78 p. (Rapport final du projet de recherche PCI).

BILLARD H. Centres de stockage des déchets - Impacts et prospective. Techniques de l'ingénieur, 2001. 11 p. (Référence G2100 V1).

BIO INTELLIGENCE SERVICE, ARCADIS, IEEP. Service contract on management of construction and demolition waste. European Commission, 2011.

BIRAT J.-P., ZAOUI A. Le cycle du fer ou le recyclage durable de l'acier. *La revue de métallurgie*. 2002. p. 795-807.

BLENGINI G. A. Life cycle of buildings, demolition and recycling potential : A case study in Turin, Italy. *Building and Environment*. 2009. Vol. 44, p.319 - 330. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2008.03.007> >

BORDEBEURE S. Fiche technique : Déchets du bâtiment. ADEME, 2017. 19 p.

BOUSSIÈRE M. Réemploi de fenêtres pour revêtement de façade [En ligne]. 2016. 1-3 p. Disponible sur : < <http://www.optigede.ademe.fr/fiche/reemploi-de-fenetres-pour-revetement-de-facade> >

BOZHILOVA-KISHEVA K., HU M., VAN ROEKEL E., OLSEN S. An integrated life cycle inventory for demolition processes in the context of life cycle sustainability assessment. In : *International Symposium on Life Cycle Assessment and Construction*. Nantes, France, 2012. p. 327-335.

BRANDER M., TIPPER R., HUTCHISON C., DAVIS G. Technical Paper: Consequential and Attributional Approaches to LCA: A Guide to Policy Makers with Specific Reference to Greenhouse Gas LCA of Biofuels. 2008. 14 p. (Econometrica Press).

BRENK B. Spolia from Constantine to Charlemagne: Aesthetics versus Ideology. *Dumbarton Oaks Papers*. 1987. Vol. 41, p. 103-109. Disponible sur : < <https://doi.org/10.2307/1291549> >

BRIÈRE R. Etude ACV des chantiers de démolition en vue de la préservation des ressources. Focus sur les procédés de transport et de décharge. Université Paris-Est, France, 2016. 252 p.

BRIÈRE R., FERAILLE A., BAVEREL O., LE ROY R., TARDIVEL Y. Comparaison des bilans environnementaux de deux types de démolition. In : AFGC. Paris : 2015. p. 12.

BRUNDTLAND G. H. Our common future - Call for action. *Environmental Conservation*. 1987. Vol. 14, n°4, p. 291-294. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1017/S0376892900016805> >

BUHLER T., BUHÉ C., BERDIER C., BOSCATO J.-F. Pertinence et faisabilité d'une application d'aide à la planification/gestion de déchets de chantier : Du chantier à la gestion territoriale. In : *25èmes rencontres de l'AUGC*. Bordeaux : 2007. p. 8. Disponible sur : < <http://www.iut.u-bordeaux.fr/gc/augc07/index/pdf/ECE/Buhler.pdf> > (consulté le 25 mai 2016)

BUREAU OF INTERNATIONAL RECYCLING. Recycling through the ages. 2019. 54 p.

BUTERA S., CHRISTENSEN T. H., ASTRUP T. F. Life cycle assessment of construction and demolition waste management. *Waste Management*. 2015. Vol. 44, p. 196 - 205. Disponible sur : < <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.011> >

CASABIANCA A. Efficacité économique et environnementale des instruments incitatifs pour le recyclage des déchets du bâtiment. *Université de Corse*. 2002. p. 1-9.

BIBLIOGRAPHIE

CASTÉRA P., NDIAYE A., DELISÉE C., FERNANDEZ C., MALVESTIO J. Elaboration d'un isolant thermique et acoustique à base végétale - Du concept à sa réalisation. *Revue des composites et des matériaux avancés*. 2010. Vol. 20, n°3, p. 315 - 334. Disponible sur : < <https://doi.org/10.3166/RCMA.20.315-334> >

CERCLE PROMODUL. Le BIM : 6 questions pour comprendre et agir. 2016. 29 p.

CEREMA. Acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs en technique routière : Les matériaux de déconstruction issus du BTP. 2016. 39 p. ISBN : 978-2-37180-091-5.

CEREMA DU CENTRE-EST. Graves de valorisation : graves de déconstruction. Guide Rhône-Alpes d'utilisation en Travaux Publics, 2014. 24 p.

CGDD. Entreprises du BTP : 227,5 millions de tonnes de déchets en 2014. *Datalab : Essentiel*. 2017a. Vol. Mars 2017, n°96, p. 1-4.

CGDD. Déchets gérés par les établissements de travaux publics : quantités et modes de gestion en 2008. *Observation et statistiques : Logement et construction*. 2011. Vol. Juillet 2011, n°230, p. 1-5.

CGDD. Bilan 2014 de la production de déchets en France. *Datalab : Essentiel*. 2017b. Vol. Mars 2017, n°98, p. 1-4.

CHÂTEAU L. SOGED : Schéma d'Organisation et de Gestion des Déchets de chantier. ADEME, 2013. 5 p.

CHENG J. C. P., MA L. Y. H. A BIM-based system for demolition and renovation waste estimation and planning. *Waste Management*. 2013. Vol. 33, n°6, p. 1539-1551. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.01.001> >

CIB. Deconstruction and materials reuse - An international overview. 2005. 413 p., CIB Publication 300) ISBN : 90-6363-044-1.

CITEPA. Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques. Bilan des émissions en France de 1990 à 2017. 2019. 450 p. (Rapport national d'inventaire / Format Secten).

CMA RÉGION NOUVELLE AQUITAINE. Rechercher une solution pour vos déchets. In : *Professionnels d'Aquitaine : vos déchets, des solutions!* 2015. Disponible sur : < <http://www.dechets-aquitaine.fr/solutions/?dpt=&dcht=&orgtype=> > (consulté le 17 mars 2017)

CODE DE L'ENVIRONNEMENT. Article R541-8. 2016.

CODE DE L'ENVIRONNEMENT. Article L.541-1. 2015a.

CODE DE L'ENVIRONNEMENT. Article L.541-1-1. 2015b.

COELHO A., DE BRITO J. Conventional demolition versus deconstruction techniques in managing construction and demolition waste (CDW). In : *Handbook of recycled concrete and demolition waste*. Woodhead Publishing Limited, 2013. p. 141 - 185. Disponible sur : < [10.1533/9780857096906.2.141](https://doi.org/10.1533/9780857096906.2.141) > ISBN : 978-0-85709-682-1.

COELHO A., DE BRITO J. Influence of construction and demolition waste management on the environmental impact of buildings. *Waste Management*. 2012. Vol. 32, n°3, p. 532 - 541. Disponible sur : < <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.011> >

BIBLIOGRAPHIE

COELLO COELLO C. Recent Results and Open Problems in Evolutionary Multiobjective Optimization. In : *6th International Conference on Theory and Practice of Natural Computing*. Prague, République Tchèque : Springer, 2017. p. 13 - 31. Disponible sur : < <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-71069-3> > ISBN : 978-3-319-71068-6.

COELLO COELLO C., LAMONT G., VAN VELDHUIZEN D. *Evolutionary Algorithms for Solving Multi-Objective Problems*. 2ème édition. Springer, 2007. 810 p. ISBN : 978-0-387-33254-3.

COLANGELO F., PETRILLO A., CIOFFI R., BORRELLI C., FORCINA A. Life cycle assessment of recycled concretes : A case study in southern Italy. *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 615, p. 1056 - 1517. Disponible sur : < <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.107> >

COLINA H., DE LARRARD F. Projet national de R & D recyclage complet des bétons. In : *Colloque pour le projet RECYBETON*. 2015. p. 1-9.

COMITÉ NATIONAL ROUTIER. Enquête longue distance 2017. 2018. 40 p.

COMMISSION EUROPÉENNE. Décision n° 2014/955/UE du 18/12/14 modifiant la décision 2000/532/CE établissant la liste des déchets, conformément à la directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil. 2014.

CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE. Directive 1999/31/CE du Conseil du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets [En ligne]. 1999. Disponible sur : < <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000317349> >

CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES. Directive n° 75/442/CEE du 15/07/75 relative aux déchets [En ligne]. 1975. Disponible sur : < https://aida.ineris.fr/consultation_document/1117 >

CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES. Directive n° 91/689/CEE du 12/12/91 relative aux déchets dangereux [En ligne]. 1991. Disponible sur : < https://aida.ineris.fr/consultation_document/1055 >

COPPENS M., JAVR E., BURRE-ESPAGNOU M., NEVEUX G. Identification des freins et des leviers au réemploi de produits et matériaux de construction. Rapport réalisé pour l'ADEME, 2016. 149 p.

CRESSON R. Méthanisation. In : *Biotechnologies pour le traitement de l'eau et des déchets*. Narbonne : 2011.

DAHLBO H., BACHÉR J., LÄHTINEN K., JOUTIJÄRVI T., PIRKE S., MATTILA T., SIRONEN S., MYLLYMAA T., SARAMÄKI K. Construction and demolition waste management e a holistic evaluation of environmental performance. *Journal of Cleaner Production*. 2015. Vol. 107, p. 333 - 341. Disponible sur : < <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.073> >

DANTATA N., TOURAN A., WANG J. An analysis of cost and duration for deconstruction and demolition of residential buildings in Massachusetts. *Resources, Conservation and Recycling*. 2005. Vol. 44, n°1, p. 1-15. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2004.09.001> >

DE CHILLAZ V., SCHULLER A. Bilan de gaz à effet de serre. Version 1.2. Carbone 4, FFB, 2015. (Microsoft Excel).

DEB K., AGRAWAL S., PRATAP A., MEYARIVAN T. A fast elitist non-dominated sorting genetic algorithm for multi-objective optimization : NSGA-II. In : *6th International Conference on Parallel Problem Solving from Nature*. Paris, France, 2000. p. 849-858. ISBN : 3-540-41056.

BIBLIOGRAPHIE

DI MARIA A., EYCKMANS J., VAN ACKER K. Downcycling versus recycling of construction and demolition waste : Combining LCA and LCC to support sustainable policy making. *Waste Management*. 2018. Vol. 75, p. 3 - 21. Disponible sur : < <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.028> >

DIEMER A., LABRUNE S. L'écologie industrielle : quand l'écosystème industriel devient un vecteur du développement durable. *Développement durable et territoires*. 2007. p. 27. Disponible sur : < <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.4121> >

DIRECTION GÉNÉRALE DE LA PRÉVENTION DES RISQUES. Arrêté du 22/09/94 relatif aux exploitations de carrières et aux installations de premier traitement des matériaux de carrières. 1994.

DJELAL H., NOUVEL V. Gestion des déchets de démolition et environnement. *Annales du bâtiment et des travaux publics*. 2008. n°Juin, p. 38-41.

DRÉO J., PÉTROWKI A., SIARRY P., TAILLARD E. Métaheuristiques pour l'optimisation difficile. Eyrolles.2003. 356 p. ISBN : 2-212-11368-4.

DSV. Conteneurs secs. In : *DSV, Global Transport and Logistics*. 2018. Disponible sur : < <http://www.fr.dsv.com/fret-maritime/sea-containers/dry-containers> > (consulté le 2 avril 2019)

DUMONT A., JACQUET A., BOURGE C.-E., GOSSELIN P., INGELAERE B., LEGRAND C., MERTENS C. MéDéCo Métré Déchets Construction : Manuel de l'utilisateur [En ligne]. Office wallon des déchets, 2004. Disponible sur : < <http://www.marco-construction.be/> > (consulté le 19 juillet 2016)

ECLIPSE FOUNDATION. Eclipse IDE for Java Developers [En ligne]. 2019. Disponible sur : < <https://www.eclipse.org/> >

ECO BTP, RDC ENVIRONNEMENT. Benchmark européen sur la gestion des déchets de chantier - Synthèse. 2017. 19 p. (Étude réalisée pour le compte de la Fédération française du Bâtiment).

ECOINVENT. Ecoinvent cut-off [En ligne]. 2016. Disponible sur : < <https://www.ecoinvent.org/> >

ECORYS. EU Construction & Demolition waste management protocol [En ligne]. 2016. Disponible sur : < https://ec.europa.eu/growth/content/eu-construction-and-demolition-waste-protocol-0_en > (consulté le 22 décembre 2016)

ECOSYSTEM. Les solutions de recyclage pour les équipements des bâtiments. In : *Ecosystem : recycler c'est protéger*. 2019. Disponible sur : < <https://www.recylum.com/> > (consulté le 30 octobre 2017)

EL-ABBASY M. S., ELAZOUNI A., ZAYED T. MOSCOPEA: Multi-objective construction scheduling optimization using elitist non-dominated sorting genetic algorithm. *Automation in Construction*. 2016. Vol. 71, p. 153-170. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2016.08.038> >

EL-GHAZALI T. Metaheuristics : From design to implementation. John Wiley & Sons, 2009. 618 p. ISBN : 978-0-470-27858-1.

EURIMA. Waste handling of mineral wool insulation. *Eurima Information Sheet*. 2016. p. 1-4.

EUROPEAN COMMISSION. Guidance on the interpretation of the term backfilling. Eurostat, 2010. 2 p. (Directorate E : Sectoral and regional statistics).

EUROPEAN COMMISSION, JOINT RESEARCH CENTRE, INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Framework

BIBLIOGRAPHIE

and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators. Publications Office of the European Union, 2010.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for water. *EFSA Journal*. 2010. Vol. 8, n°3, p. 1-48. Disponible sur : < <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1459> >

FEDEREC, ADEME. Évaluation environnementale du recyclage en France selon la méthodologie de l'analyse de cycle de vie. 2017. 178 p. (Rapport final).

FFB. Déchets de matériaux contenant de l'amiante libre (matériaux friables) [En ligne]. 2012a. 2 p. Disponible sur : < <http://www.amiante.ffbatiment.fr/amiante/technique/gestion-des-dechets/dechets-de-materiaux-contenant-de-lamiante-libre-materiaux-friables.html> > (consulté le 24 août 2016)

FFB. Déchets d'amiante-ciment et d'autres matériaux contenant de l'amiante lié [En ligne]. 2012b. 1-2 p. Disponible sur : < <http://www.amiante.ffbatiment.fr/amiante/technique/gestion-des-dechets/dechets-damiante-ciment.html> > (consulté le 23 août 2016)

FFB. Focus Bilan carbone : BatiCarbone. In : *Fédération Française du Bâtiment*. 2018. Disponible sur : < <https://www.ffbatiment.fr/applications-interactives/caisse-outils/CaisseOutilsFocusDetails.aspx?Themeld=4&FocusId=24#caisse-outils> > (consulté le 13 novembre 2018)

FFB, FNTF. Déchets et excédents de chantier. In : *Déchets de chantier*. 2016. Disponible sur : < <http://www.dechets-chantier.ffbatiment.fr/rechercher-centres.aspx> > (consulté le 17 mars 2017)

FFTB. Rapport de développement durable. 2016. 62 p.

FNADE. Etat des lieux des centres de tri de déchets non dangereux des activités économiques en France. Données 2010. ADEME, 2012. 67 p.

FORSYTHE P. Drivers of housing demolition decision making and the impact on timber waste management. *Australasian Journal of Construction Economics and Building*. 2011. Vol. 11, p. 14.

GÁLVEZ-MARTOS J.-L., STYLES D., SCHOENBERGER H., ZESCHMAR-LAHL B. Construction and demolition waste best management practice in Europe. *Resources, Conservation and Recycling*. 2018. Vol. 136, p.166 - 178. Disponible sur : < <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.04.016> >

GLIAS A. Construction de 30 maisons grâce au réemploi d'éléments de deux buildings déconstruits : Focus dalles alvéolées [En ligne]. 2016. 1-3 p. Disponible sur : < <http://www.optigede.ademe.fr/fiche/construction-de-30-maisons-grace-au-reemploi-d-elements-de-deux-buildings-deconstruits-focus-d> >

GOEDKOOOP M. J., SPRIENSMA R. The Eco-indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology report. 2001. 144 p. (Pré Consultants B.V.).

GOMES F., BRIÈRE R., FERAILLE A., HABERT G., LASVAUX S., TESSIER C. Adaptation of environmental data to national and sectorial context: application for reinforcing steel sold on the French market. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2013. Vol. 18, p. 926-938. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0558-4> >

GRAINDORGE P. Granulats pour sous-couche routière. *Recyclage & Valorisation*. 2014. Vol. 46, p. 4.

BIBLIOGRAPHIE

GREENBIRDIE. Chaleur issue de la méthanisation : de réelles opportunités. ADEME, 2016. 38 p. (Clés pour agir). ISBN : 979-10-927-0468-0.

GREENDELTA. OpenLCA [En ligne]. 2019a. Disponible sur : < <http://openlca.org> >

GREENDELTA. OpenLCA Python tutorial. In : *Github*. 2019b. Disponible sur : < <https://github.com/GreenDelta/openlca-python-tutorial> > (consulté le 24 avril 2019)

GTM BÂTIMENT. Démarche REVALO - Fenêtre en fenêtre - Note de synthèse. Convention ADEME 1206C0072, 2014. 19 p.

GUY B., MCLENDON S. Building Deconstruction : Reuse and Recycling of Building Materials [En ligne]. Etats-Unis : Center for construction and Environment, Université de Floride, 2003. Disponible sur : < http://www.dep.state.fl.us/waste/quick_topics/publications/shw/recycling/IGyear2/reports/alachua2.pdf >

HABIBI F., BARZINPOUR F., SADJADI S. J. Resource-constrained project scheduling problem: review of past and recent developments. *Journal of Project Management*. 2018. Vol. 3, p. 55-88. Disponible sur : < <https://doi.org/10.5267/j.jpmp.2018.1.005> >

HADKA D. MOEA Framework [En ligne]. 2017. Disponible sur : < <http://moeaframework.org/index.html> > (consulté le 20 juillet 2017)

HAMIDI B., BULBUL T., PEARCE A., THABET W. Potential application of BIM in cost-benefit analysis of demolition waste management. In : *Construction Research Congress*. Atlanta, USA, 2014. p. 279-288.

HAUSCHILD M. Z., GOEDKOOP M. J., GUINÉE J., HEIJUNGS R., HUIJBREGTS M. A. J., JOLLIET O., MARGNI M., DE SCHRYVER A., HUMBERT S., LAURENT A., SALA S., PANT R. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2013. n°18, p. 683-697. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0489-5> >

HIRSHKOWITZ M., WHITON K., ALBERT S. M., ALESSI C., BRUNI O., DONCARLOS L., HAZEN N., HERMAN J., KATZ E. S., KHEIRANDISH-GOZAL L., NEUBAUER D. N., O'DONNELL A. E., OHAYON M., PEEVER J., RAWDING R., SACHDEVA R. C., SETTERS B., VITIELLO M. V., WARE J. C., ADAMS HILLARD P. J. National Sleep Foundation's sleep time duration recommendations: methodology and results summary. *Sleep Health*. mars 2015. Vol. 1, n°1, p. 40 - 43. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.sleh.2014.12.010> >

HÜBNER F., VOLK R., KÜHLEN A., SCHULTMANN F. Review of Project Planning Methods for Deconstruction Projects of Buildings. *Built Environment Project and Asset Management*. 2017. Vol. 7, p. 212-226. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1108/BEPAM-11-2016-0075> >

HUIJBREGTS M. A. J., STEINMANN Z. J. N., ELSHOUT P. M. F., STAM G., VERONES F., VIEIRA M. D. M., HOLLANDER A., ZIJP M., VAN ZELM R. ReCiPe 2016. A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization. National Institute for Public Health and the Environment, 2016.

IGEL C., HANSEN N., ROTH S. Covariance Matrix Adaptation for Multi-objective Optimization. *Evolutionary Computation*. 2007. Vol. 15, n°1, p. 1-28.

INIES. INIES : Les données environnementales et sanitaires de référence pour le bâtiment. 2019. Disponible sur : < <http://www.inies.fr/accueil/> >

BIBLIOGRAPHIE

INRS. Retrait des détecteurs de fumée à chambre d'ionisation (DFCI). 2013. 2 p. (Fiche pratique Radioprotection).

INRS. Bonnes pratiques de prévention dans les travaux routiers : des recommandations pour le recyclage de revêtements routiers. In : INRS. 2014. Disponible sur : < <http://www.inrs.fr/actualites/prevention-revetement-routier.html> > (consulté le 11 février 2017)

INSEE. Bilan démographique 2012. La population croît, mais plus modérément. *INSEE Première*. 2013. Vol. 1429, p. 1-4.

INTERFEL. L'équilibre alimentaire. In : *Les fruits et légumes frais*. 2019. Disponible sur : < <https://www.lesfruitsetlegumesfrais.com/forme-et-bien-etre/alimentation-equilibree/l-equilibre-alimentaire> > (consulté le 1 mars 2019)

IPCC. Climate change 2013. The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. 2013. 1552 p. ISBN : 978-1-107-66182-0.

IREX. Comment recycler le béton dans le béton : Recommandations du projet national RECYBETON. 2018. 74 p.

ITSUBO N. Weighting. In : *Life Cycle Impact Assessment*. Springer, 2015. p. 301-330. ISBN : 978-94-017-9743-6.

JACOBY R. M. Deconstruction : A tool for reforme as the construction and demolition industry moves toward sustainability. Université de Seattle, Etats-Unis, 2001. 94 p.

JOURNAL OFFICIEL. Décret n° 87-59 du 02/02/87 relatif à la mise sur le marché, à l'utilisation et à l'élimination des polychlorobiphényles et polychloroterphényles. 1987.

JOURNAL OFFICIEL. Annexe 1 de l'arrêté du 02/05/12 relatif aux contenus énergétiques des biocarburants et des carburants. Contenu énergétique des carburants et biocarburants destinés au transport [En ligne]. 2012. Disponible sur : < https://aida.ineris.fr/consultation_document/3439#3440 >

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Décret n°48-2034 du 30 décembre 1948 relatif à l'interdiction d'emploi de produits plombifères et céruse. [En ligne]. 1948. Disponible sur : < <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000495663> > (consulté le 7 novembre 2018)

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Arrêté du 18 novembre 2011 portant dérogation à l'article R. 1333-2 du code de la santé publique pour les détecteurs de fumée à chambre d'ionisation. 2011a.

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Décret n° 2011-610 du 31 mai 2011 relatif au diagnostic portant sur la gestion des déchets issus de la démolition de catégories de bâtiments [En ligne]. 2011b. Disponible sur : < https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do;jsessionid=B8AA2A4D30B7D117388A0E61D705D08C.tplgr23s_2?cidTexte=JORFTEXT000024099263&idArticle=&categorieLien=id > (consulté le 23 novembre 2018)

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Article 79 de la loi n°2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte. 2015.

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Loi n° 95-101 du 2 février 1995 relative au renforcement de la protection de l'environnement [En ligne]. 1995. Disponible sur : <

BIBLIOGRAPHIE

<https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000551804&categorieLien=id> >

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Décret n°2002-540 du 18 avril 2002 relatif à la classification des déchets [En ligne]. 2002. Disponible sur : < <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000594802> >

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Loi n° 98-1266 du 30 décembre 1998 de finances pour 1999 [En ligne]. 1999. Disponible sur : < <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000209044> >

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Arrêté du 11/12/14 modifiant l'arrêté du 31 janvier 2008 relatif au registre et à la déclaration annuelle des émissions polluantes et des déchets. 2014.

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Arrêté du 15/02/16 relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux. 2016a.

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Décret n° 2007-1467 du 12 octobre 2007 relatif au livre V de la partie réglementaire du code de l'environnement et modifiant certaines autres dispositions de ce code [En ligne]. 2007. Disponible sur : < <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000825108&dateTexte=> >

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Décret n° 2012-602 du 30 avril 2012 relatif à la procédure de sortie du statut de déchet [En ligne]. 2012. Disponible sur : < <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/decret/2012/4/30/DEVP1205522D/jo> >

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Article 70 de la loi n°2015-992 du 17 Août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte. 2015.

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Décret n° 2016-360 du 25 mars 2016 relatif aux marchés publics. 2016b.

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. LOI n° 2018-1317 du 28 décembre 2018 de finances pour 2019 [En ligne]. 2018. Disponible sur : < https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?sessionId=5EE95B080766427E3DEB11C1CE0F4AAC.tplgfr23s_3?cidTexte=JORFTEXT000037882341&dateTexte=&oldAction=rechJO&categorieLien=id&idJO=JORFCONT000037882338#JORFARTI000037882375 > (consulté le 19 juillet 2019)

KAMRATH P. Demolition techniques and production of construction and demolition waste (CDW) for recycling. In : *Handbook of recycled concrete and demolition waste*. Woodhead Publishing Limited, 2013. p. 186-209. Disponible sur : < 10.1533/9780857096906.2.186 > ISBN : 978-0-85709-682-1.

KNOERI C., SANYÉ-MENGUAL E., ALTHAUS H.-J. Comparative LCA of recycled and conventional concrete for structural applications. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2013. Vol. 18, p. 909-918. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0544-2> >

KNOWLES J., CORNE D. The Pareto archived evolution strategy : a new baseline algorithm for Pareto multiobjective optimisation. In : *Congress of Evolutionary Computation*. Washington : 1999. p. 1-8. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1109/CEC.1999.781913> >

KOESTEN J. Grands principes de la réglementation relative à la gestion des déchets du BTP. In : *Journée technique « Déchets du BTP »*. CEREMA, 2015. p. 1 - 20. Disponible sur : < <http://www.nord->

BIBLIOGRAPHIE

picardie.cerema.fr/IMG/pdf/CEREMA_Dter_NP_JT_D_R_chets_BTP_26112015_R_R_glementatio
n_d_R_chets_BTP_cle61acfd.pdf > (consulté le 13 juillet 2016)

KOURMPANIS B., PAPAPOPOULOS A., MOUSTAKAS K., KOURMOUSSIS F., STYLIANOU M., LOIZIDOU M. An integrated approach for the management of demolition waste in Cyprus. *Waste Management & Research*. 2008. Vol. 26, p. 573 - 581. Disponible sur: < <https://doi.org/10.1177/0734242X08091554> >

LASVAUX S. Etude d'un modèle simplifié pour l'analyse de cycle de vie des bâtiments. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2010. 244 p.

LASVAUX S., ACHIM F., GARAT P., PEUPORTIER B., CHEVALIER J., HABERT G. Correlations in Life Cycle Impact Assessment methods (LCIA) and indicators for construction materials: What matters? *Ecological Indicators*. 2016. Vol. 67, p. 174 - 182. Disponible sur: < <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.056> >

LASVAUX S., GARAT P., CHEVALIER J., PEUPORTIER B. Towards a reduced set of indicators in buildings LCA applications: a statistical based method. In : *International Symposium on Life Cycle Assessment and Construction*. Nantes, France, 2012. p. 65-72.

LAURENT A., HAUSCHILD M. Z. Normalisation. In : *Life Cycle Impact Assessment*. Springer, 2015. p. 271-300. ISBN : 978-94-017-9743-6.

LE BARS Y., FAUGÈRE E., MENANTEAU P., MULTON B., RIEDACKER A., VELUT S. L'énergie dans le développement de la Nouvelle-Calédonie. IRD Editions, 2010. 474 p. (Expertise collégiale). ISBN : 978-2-7099-1768-1.

LE MONITEUR DES TRAVAUX PUBLICS ET DU BÂTIMENT. Le point sur BIM (Building Information Modeling). 2014. 35 p. (Cahier pratique).

LE TÉNO J.-F. Visual data analysis and decision support methods for non-deterministic LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 1999. Vol. 1, p. 41-47.

LEGUEN L. Technologies et procédés de recyclage des granulats recyclés : Techniques de tri avec application aux granulats recyclés. In : *Colloque pour le projet RECYBETON*. 2015. p. 19.

LERAY J. Recyclage des déchets du BTP : Recyclage en boucle fermée des menuiseries en fin de vie issues des chantiers. 2016. 3 p.

LERM. CDW Recycling : Projet de tri automatisé de déchets de chantier et de démolition en vue de leur valorisation [En ligne]. 2016. Disponible sur: < <http://doc.lerm.fr/cdw-recycling-projet-tri-automatise-dechets-chantier-demolition-en-vue-valorisation/> > (consulté le 3 août 2016)

LEROY K. CDW Recycling : Innovative solution for the separation of construction and demolition waste. 2012. 1 p.

LI H., ZHANG Q. Multiobjective optimization problems with complicated Pareto sets, MOEA/D and NSGA-II. *IEEE Transactions on evolutionary computation*. 2007. Vol. 13, n°2, p. 19. Disponible sur: < <https://doi.org/10.1109/TEVC.2008.925798> >

LIGHTHART T. N., ANSEMS T. (A.) M. M. Modelling of recycling in LCA. In : *Post-consumer waste recycling and optimal production*. ENri Damanhuri, 2012. p. 185 - 210. Disponible sur: < <https://www.intechopen.com/books/post-consumer-waste-recycling-and-optimal-production/modelling-of-recycling-in-lca> > ISBN : 978-953-51-0632-6.

BIBLIOGRAPHIE

LUND E., YOST P. Deconstruction - Building Disassembly and Material Salvage: The Riverdale Case Study. 1997. 61 p. (US Environmental Protection Agency The Urban and Economic Development Division).

MANUEL J. S. Unbuilding for the environment. *Environmental Health Perspectives*. 2003. Vol. 111, n°16, p. 880-887.

MARINKOVIC S., RADONJANIN V., MALESEV M., IGNJATOVIC I. Comparative environmental assessment of natural and recycled aggregate concrete. *Waste Management*. 2010. Vol. 30, p. 2255-2264. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.04.012> >

MARLET C., DELLA SALA L., PICHON T. Database of the main categories of gypsum-based products likely to be encountered during the audit. *Projet GtoG*, 2015a. 15 p.

MARLET C., DELLA SALA L., PICHON T. European handbook on best practices in deconstruction techniques. 2015b. 48 p. (Projet GtoG).

MARLET C., DELLA SALA L., PICHON T. Waste acceptance criteria for gypsum based waste destined for recycling. *Projet GtoG*, 2015c. 29 p.

MARTÍNEZ E., NUÑEZ Y., SOBABERAS E. End of life of buildings : three alternatives, two scenarios. A case study. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2013. Vol. 18, p. 1082 - 1088. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0566-4> >

MASTRUCCI A., MARVUGLIA A., POPOVICI E., LEOPOLD U., BENETTO E. Geospatial characterization of building material stocks for the lifecycle assessment of end-of-life scenarios at the urban scale. *Resources, Conservation and Recycling*. 2017. Vol. 123, p. 54-66. Disponible sur : < <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.07.003> >

MAYSTRE L. Y., PICTET J., SIMOS J. Méthodes multicritères Electre : Description, conseils pratiques et cas d'application à la gestion environnementale. Première édition. Presses polytechniques et universitaires romandes, 1994. 323 p. ISBN : 2-88074-267-6.

MECSL. Prise en compte de l'environnement et de sa réglementation dans les chantiers de bâtiment : Recommandations aux maîtres d'ouvrage. 2006. 47 p. (Direction générale de l'Urbanisme, de l'Habitat et de la Construction).

MEDDTL. Arrêté du 12 décembre 2014 relatif aux conditions d'admission des déchets inertes dans les installations relevant des rubriques 2515, 2516, 2517 et dans les installations de stockage de déchets inertes relevant de la rubrique 2760 de la nomenclature des installations classées. 2010.

MEEDDM. Bricolage dans votre logement : Attention à l'amiante ! 2010. 12 p.

MEEM. Appareils contaminés par les PCB/PCT [En ligne]. 2014. Disponible sur : < <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Que-sont-les-PCB-Quels-sont-leurs.html> > (consulté le 29 juillet 2016)

MEEM. Installations Classées et nomenclature ICPE : Rubrique des déchets [En ligne]. 2016. Disponible sur : < http://www.ineris.fr/aida/liste_documents/1/18267/1 > (consulté le 20 juillet 2016)

MEI MAH C., FUJIWARA T., SIONG HO C. Concrete waste management decision analysis based on life cycle assessment. *Chemical Engineering Transactions*. 2017. Vol. 56, p. 25-30. Disponible sur : < <https://doi.org/10.3303/CET1756005> >

BIBLIOGRAPHIE

MEI MAH C., FUJIWARA T., SIONG HO C. Environmental impacts of construction and demolition waste management alternatives. *Chemical Engineering Transactions*. 2018. Vol. 63, p. 343-348. Disponible sur : < <https://doi.org/10.3303/CET1863058> >

MESSU D. Réemploi de bois de charpente. 2016. 3 p.

MILLERON J.-F. La démolition : Techniques et métiers connexes. *Techniques de l'ingénieur*, 2009. 12 p. (Référence C9005 V1).

MINISTÈRE DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT. Circulaire du 15/02/00 relative à la planification de la gestion des déchets de chantier du bâtiment et des travaux publics (BTP) [En ligne]. 2000. Disponible sur : < https://aida.ineris.fr/consultation_document/7895 >

MINISTRE DE LA SANTÉ ET DE L'ACTION HUMANITAIRE. Arrêté du 1er février 1993 relatif à l'interdiction de la mise sur le marché et de l'emploi de certaines substances et préparations dangereuses ou vénéneuses. 1993.

MINISTRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE. Arrêté du 15 mars 2006 fixant la liste des types de déchets inertes admissibles dans des installations de stockage de déchets inertes et les conditions d'exploitation de ces installations [En ligne]. 2006. Disponible sur : < <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/arrete/2006/3/15/DEVP0650151A/jo> >

MINISTRE DE L'ENVIRONNEMENT. Arrêté du 04/01/85 relatif au contrôle des circuits d'élimination de déchets générateurs de nuisances. 1985.

MONGEARD L., VESCHAMBRE V. Éléments pour une histoire de la déconstruction : évolutions en matière de démolition de l'habitat social (agglomération lyonnaise : 1978-2013). In : *Deuxième congrès francophone d'histoire de la construction*. Vaulx-en-Velin, France : 2014. p. 1-19.

MOUSSIOPOULOS N., BANIAS G., AIDONIS D., ANASTASELOS D., ACHILLAS C., IAKOVOU E., PAPADOPOULOS A. Development of a web based application for the optimal demolition waste management in the region of central Macedonia. In : *International Conference on Environmental Science and Technology*. 2009. p. 8.

MTES, MEF. Feuille de route économie circulaire : 50 mesures pour une économie 100 % circulaire. 2018. 46 p.

MURUGAN P., KANNAN S., BASKAR S. NSGA-II algorithm for multi-objective generation expansion planning problem. *Electric Power Systems Research*. 2009. Vol. 79, p. 622-628. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.epsr.2008.09.011> >

NDIAYE A., CASTÉRA P., FERNANDEZ C., MICHAUD F. Multi-objective preliminary ecodesign. *International Journal on Interactive Design and Manufacturing*. 2009. Vol. 3, n°4, p. 237-2453. Disponible sur : < <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s12008-009-0080-x> >

NWE. RAWFILL: supporting a new circular economy for RAW materials recovered from landfills. In : *Interreg North-West Europe*. 2017. Disponible sur : < <http://www.nweurope.eu/projects/project-search/supporting-a-new-circular-economy-for-raw-materials-recovered-from-landfills/> > (consulté le 22 juillet 2019)

O'BRIEN E. Life Cycle Analysis of the deconstruction of military barracks : A case study at FT. McClellan, Anniston, Alabama. Master of Engineering, Université de Floride, Etats-Unis, 2006. 109 p.

ORÉE. Comment mieux déconstruire & valoriser les déchets du BTP. 2018. 88 p.

BIBLIOGRAPHIE

ORTIZ O., PASQUALINO J. C., CASTELLS F. Environmental performance of construction waste: Comparing three scenarios from a case study in Catalonia, Spain. *Waste Management*. 2010. Vol. 30, p. 646-654. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.11.013> >

PARLEMENT EUROPÉEN, CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE. Directive n° 2006/12/CE du 05/04/06 relative aux déchets [En ligne]. 2006. Disponible sur : < https://aida.ineris.fr/consultation_document/943 >

PARLEMENT EUROPÉEN ET CONSEIL. Directive 2008/98/CE relative aux déchets et abrogeant certaines directives [En ligne]. 2008. Disponible sur : < http://www.ineris.fr/aida/consultation_document/35787 > (consulté le 13 juillet 2016)

PARLEMENT EUROPÉEN ET CONSEIL. Directive n° 2010/75/UE du 24/11/10 relative aux émissions industrielles (prévention et réduction intégrées de la pollution) (refonte). 2010.

PARLEMENT EUROPÉEN ET CONSEIL. Décision n°2011/753/UE du 18/11/11 établissant des règles et méthodes de calcul permettant de vérifier le respect des objectifs fixés à l'article 11, paragraphe 2, de la directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil. 2011.

PENNEQUIN J., COUSIN S., LEFRANÇOIS G., CLAVE M.-F. Bois traités, souillés ou adjuvantés [En ligne]. 2016. Disponible sur : < http://www.biomasse-normandie.org/bois-fin-vie-bois-traites-souilles-ou-adjuvantes_352_fr.html > (consulté le 4 octobre 2016)

PHILIP J.-C., BOUYAHBAR F., MUZEAU J.-P. Guide pratique de la démolition des bâtiments. Eyrolles, 2006. 97 p. ISBN : 2-212-11602-0.

PINCEMIN F. Isover Recycling. In : *Pollutec*. Lyon, France : 2018.

POON C. S., YU A. T. W., NG L. H. On-site sorting of construction and demolition waste in Hong Kong. *Resources, Conservation and Recycling*. 2001. Vol. 32, n°2, p. 157-172. Disponible sur : < [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(01\)00052-0](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(01)00052-0) >

PYTHON SOFTWARE FOUNDATION. Jython [En ligne]. 2019. Disponible sur : < <https://www.jython.org/> >

QUÉHEILLE E. Optimisation multi-objectif d'une stratégie de déconstruction de bâtiments. In : *37èmes Rencontres Universitaires du Génie Civil*. Saint-Etienne, France : 2019. p. 1-8.

QUÉHEILLE E., TAILLANDIER F., SAIYOURI N. Optimization of strategy planning for building deconstruction. *Automation in Construction*. 2019. Vol. 98, p. 236 - 247. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2018.11.007> >

RDC ENVIRONNEMENT. Evaluation environnementale du recyclage en France selon la méthodologie de l'analyse de cycle de vie. Federec et Ademe, 2017. 169 p.

RECORD. Déchets de démolition et déconstruction : gisements, caractérisations, filières de traitement et valorisation. 2011. 166 p.

RÉCYLUM, GTM BÂTIMENT, NANTET, ARÈS ASSOCIATION. Démoclès : Les clés de la démolition durable. Rapport rédigé pour l'ADEME, 2016. 127 p.

RITZEL B. J., EHEART J. W., RANJITHAN S. Using genetic algorithms to solve a multiple objective groundwater pollution containment problem. *Water Resources Research*. 1994. Vol. 30, n°5, p. 1589-1603. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1029/93WR03511> >

ROMON C., LAMOUR G. BIM et maquette numérique : Guide de recommandations à la maîtrise d'ouvrage. Plan Transition Numérique dans le Bâtiment, 2016. 54 p.

BIBLIOGRAPHIE

ROSENBAUM R. K., HAUSCHILD M. Z., BOULAY A.-M., FANTKE P., LAURENT A., NÚÑEZ M., VIEIRA M. Life Cycle Impact Assessment. In : *Life Cycle Assessment : Theory and Practice*. Springer, 2018. p. 1216. ISBN : 978-3-319-56474-6.

ROTOR, IBGE. Opalis 2: Rapport final. 2013. 112 p.(Référence IBGEBIM/ENERGIE/SUBVENTION/E11-626).

ROUX C. Analyse de cycle de vie conséquentielle appliquée aux ensembles bâtis. Université de recherche Paris Sciences et Lettres, 2016. 522 p.

ROY B. Electre III : Un algorithme de classements fondé sur une représentation floue des préférences en présence de critères multiples. *Cahiers du CERO*. 1978. Vol. 20, n°1, p. 3-24.

RTFINANCE. Les différentes surfaces. In : *FinancerMalin.com*. 2012. Disponible sur : < <http://www.financermalin.com/fiches/immobilier/surfaces> > (consulté le 20 octobre 2012)

SAEZ P. V., DEL RÍO MERINO M., SAN-ANTONIO GONZÁLEZ A., PORRAS-AMORES C. Best practice measures assessment for construction and demolition waste management in building constructions. *Resources, Conservation and Recycling*. 2013. Vol. 75, p. 52-62. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.03.009> >

SAMYN P. Réemploi de chassis de fenêtres pour la construction du siège du Conseil de l'Union Européenne. 2016. 3 p.

SÁRA B., ANTONINI E., TARANTINI M. Application of Life Cycle Assessment (LCA) methodology for selective demolition and reuse-recycling of building materials and products. 2000. p. 1-5.

SCHULTMANN F. Dealing with uncertainties in (de-)construction management - the contribution of fuzzy scheduling. *CIB Report 287 'Deconstruction & Materials Reuse'*. 2003. Vol. Proceedings of the 11th Rinker International Conference on Deconstruction and Materials Reuse, p. 73-82.

SCHULTMANN F. Energy-oriented deconstruction and recovery planning. *Building Research & Information*. 2007. Vol. 35, p. 602 - 615. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1080/09613210701431210> >

SCHULTMANN F., PITZINI-DUÉE B., ZUNDEL T., RENTZ O. Développement d'un logiciel d'audit de bâtiment avant démolition. *Annales du bâtiment et des travaux publics*. 1998. n°Avril, p. 41-50.

SCHULTMANN F., RENTZ O. Environment-oriented project scheduling for the dismantling of buildings. *OR Spektrum*. 2001. n°23, p. 51 - 78. Disponible sur : < <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/PL00013345> >

SCHULTMANN F., RENTZ O. Resource-constraint project scheduling for deconstruction projets. In : *Deconstruction Annual Meeting*. Karlsruhe : Proceedings of the CIB Task Group 39, 2002. p. 1-15.

SEDDRE, CROWE SUSTAINABLE METRICS. Empreinte carbone de la valorisation des déchets du bâtiment en France. 2019. 31 p. (Rapport technique final).

SENGA KIESSÉ E. S. Valorisation énergétique des déchets de bois traités par voies thermo-chimiques (pyrolyse et hydroliquéfaction) : Application aux bois traités aux sels de CCB (cuivre-chrome-bore). Nantes, France : Université Nantes Angers Le Mans, 2013. 241 p.

SHAHIDAN S., AZIM M., KUPUSAMY K., ZUKI S. S. M., ALI N. Utilizing construction and demolition (C&D) waste as recycled aggregates (RA) in concrete. *Procedia Engineering*. 2017. Vol. 174, p. 1028-1035.

BIBLIOGRAPHIE

- SIERRA M. R., COELLO COELLO C. Improving PSO-based multi-objective optimization using crowding, mutation and ϵ -dominance. In : *Third International Conference of Evolutionary Multi-Criterion Optimization*. Guanajuato, Mexico : 2005. p. 505-519. ISBN : 3-540-24983-4.
- SILVA S. V., DE BRITO J., DHIRC R. K. Properties and composition of recycled aggregates from construction and demolition waste suitable for concrete production. *Construction and Building Materials*. 2014. Vol. 65, p.201 - 217. Disponible sur : < <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.04.117> >
- SMITH E., BOONE W. E., SHAMI M. Sustainable approaches to landfill diversion : the global sustainability of deconstruction. *Sustainable construction materials and technologies*. 2007. p. 9-27.
- SNED. Diagnostic en matière de recherche de matériaux contenant du plomb. 2012a. 1 p.(Collection les Essentiels, E02)
- SNED. Diagnostic de repérage des matériaux et produits contenant de l'amiante. 2013a. 1 p.(Collection les Essentiels, E03)
- SNED. Diagnostic en matière de recherche de substances dangereuses. 2013b. 1 p.(Collection les Essentiels, E05)
- SNED. Métiers de la démolition [En ligne]. 2015. Disponible sur : < <http://www.sned.fr/page/demolition.html> > (consulté le 19 mai 2016)
- SNED. Trier et gérer les déchets sur les chantiers : notre métier. 2017. 6 p.
- SNED. Gestion des poussières et des substances dangereuses. 2012b. 2 p.(Collection les Essentiels, 12)
- SNED. Evaluation des risques. 2012c. 1 p. (Collection les Essentiels, 7)
- SNED. Le bruit sur un chantier. 2012d. 2 p. (Collection les Essentiels, 8)
- SNED. Les vibrations sur un chantier. 2012e. 1 p. (Collection les Essentiels, 9)
- SNED, ADEME, RÉCYLUM. Guide d'informations sur les filières de valorisation des déchets du second-oeuvre. 2018. 58 p. (Démoclès : Les clés de la démolition durable).
- SUN M., RYDH C. J., KAEBERNICK H. Material grouping for simplified product life cycle assessment. *The journal of sustainable product design*. 2003. Vol. 3, p. 45-58.
- TA V. L., SENG KIESSÉ T., BONNET S., VENTURA A. Application of sensitivity analysis in the life cycle design for the durability of reinforced concrete structures in the case of XC4 exposure class. *Cement and Concrete Composites*. 2018. Vol. 87, p. 53 - 62. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2017.11.024> >
- THE LONDON METAL EXCHANGE. Setting the global standard. In : *LME*. 2019. Disponible sur : < <https://www.lme.com/> > (consulté le 9 octobre 2019)
- TREIZE DÉVELOPPEMENT, PÖYRY SAS. Analyse technico-économique de 39 plateformes françaises de tri/valorisation des déchets du BTP [En ligne]. Synthèse réalisée pour l'ADEME, 2011. Disponible sur : < <http://www.ademe.fr/analyse-technico-economique-39-plate-formes-francaises-tri-valorisation-dechets-btp> > (consulté le 30 septembre 2016)
- TURNER D. A., WILLIAMS I. D., KEMP S. Combined material flow analysis and life cycle assessment as a support tool for solid waste management decision making. *Journal of Cleaner Production*.

BIBLIOGRAPHIE

2016. Vol. 129, p. 234 - 248. Disponible sur : < <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.077> >

UNPG, UNICEM. Situation, enjeux et perspectives du transport et de la distribution des granulats. 2012. 28 p.

VALDELIA. Comment recycler ses meubles professionnels usagés ? In : *Valdelia : garantir la seconde vie des produits*. 2019. Disponible sur : < <https://www.valdelia.org/> > (consulté le 19 octobre 2017)

VEREL S. Apport à l'analyse des paysages de fitness pour l'optimisation mono-objective et multiobjective. Thèse d'Habilitation à Diriger des Recherches. Calais, France : Université du Littoral Côte d'Opale, 2016. 118 p.

VERNUS E. Caractérisation du comportement environnemental de bétons recyclés : Différences observables entre le comportement à la lixivation d'un béton témoin et d'un béton recyclé. In : *Colloque pour le projet RECYBETON*. 2015. p. 1-19.

VITALE P., ARENA N., DI GREGORIO F., ARENA U. Life cycle assessment of the end-of-life phase of a residential building. *Waste Management*. 2017. Vol. 60, p. 311 - 321. Disponible sur : < <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.002> >

VOLK R., LUU T. H., MUELLER-ROEMER J. S., SEVILMIS N., SCHULTMANN F. Deconstruction project planning of existing buildings based on automated acquisition and reconstruction of building information. *Automation in Construction*. 2018. Vol. 91, p. 226 - 245. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2018.03.017> >

WANG J., WU H., DUAN H., ZILLANTE G., ZUO J., YUAN H. Combining life cycle assessment and Building Information Modelling to account for carbon emission of building demolition waste: A case study. *Journal of Cleaner Production*. 2018. Vol. 172, p. 3154 - 3166. Disponible sur : < <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.087> >

WIJAYASUNDARA M., MENDIS P., CRAWFORD R. H. Methodology for the integrated assessment on the use of recycled concrete aggregate replacing natural aggregate in structural concrete. *Journal of Cleaner Production*. 2017. Vol. 166, p. 321 - 334. Disponible sur : < <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.001> >

WOLPERT D. H., MACREADY W. G. No free lunch theorems for optimization. *IEEE Transactions on evolutionary computation*. 1997. n°1, p. 67 - 82. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1109/4235.585893> >

WON J., CHENG J. C. P. Identifying potential opportunities of building information modeling for construction and demolition waste management and minimization. *Automation in Construction*. 2017. Vol. 79, p. 3-18.

XU Q., TOWNSEND T., REINHART D. Attenuation of hydrogen sulfide at construction and demolition debris landfills using alternative cover materials. *Waste Management*. 2010. Vol. 30, n°4, p. 660-666. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.10.022> >

YU C.-C., QUINN J. T., DUFOURNAUD C. M., HARRINGTON J. J., ROGERS P. P., LOHANI B. N. Effective dimensionality of environmental indicators: a principal component analysis with bootstrap confidence intervals. *Journal of Environmental Management*. 1998. Vol. 53, p. 101-119. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1006/jema.1998.0184> >

ZITZLER E., LAUMANN S., THIELE L. SPEA2 : Improving the Strength Pareto Evolutionary Algorithm. *TIK Report*. 2001. n°103, p. 1-22. Disponible sur : < <https://doi.org/10.3929/ethz-a-004284029> >

ANNEXES

Sommaire

Annexe 1.	Composition des éléments de construction pour le gros œuvre d'un bâtiment	193
Annexe 2.	Composition des éléments de construction pour le second-œuvre d'un bâtiment	194
Annexe 3.	Étapes du cycle de vie des bâtiments	195
Annexe 4.	Article publié traitant de l'évaluation d'algorithmes sur une version simplifiée du modèle de déconstruction	196
Annexe 5.	Contexte international de la déconstruction et de la gestion des déchets	208

ANNEXE 1.COMPOSITION DES ÉLÉMENTS DE CONSTRUCTION POUR LE GROS ŒUVRE D'UN BÂTIMENT

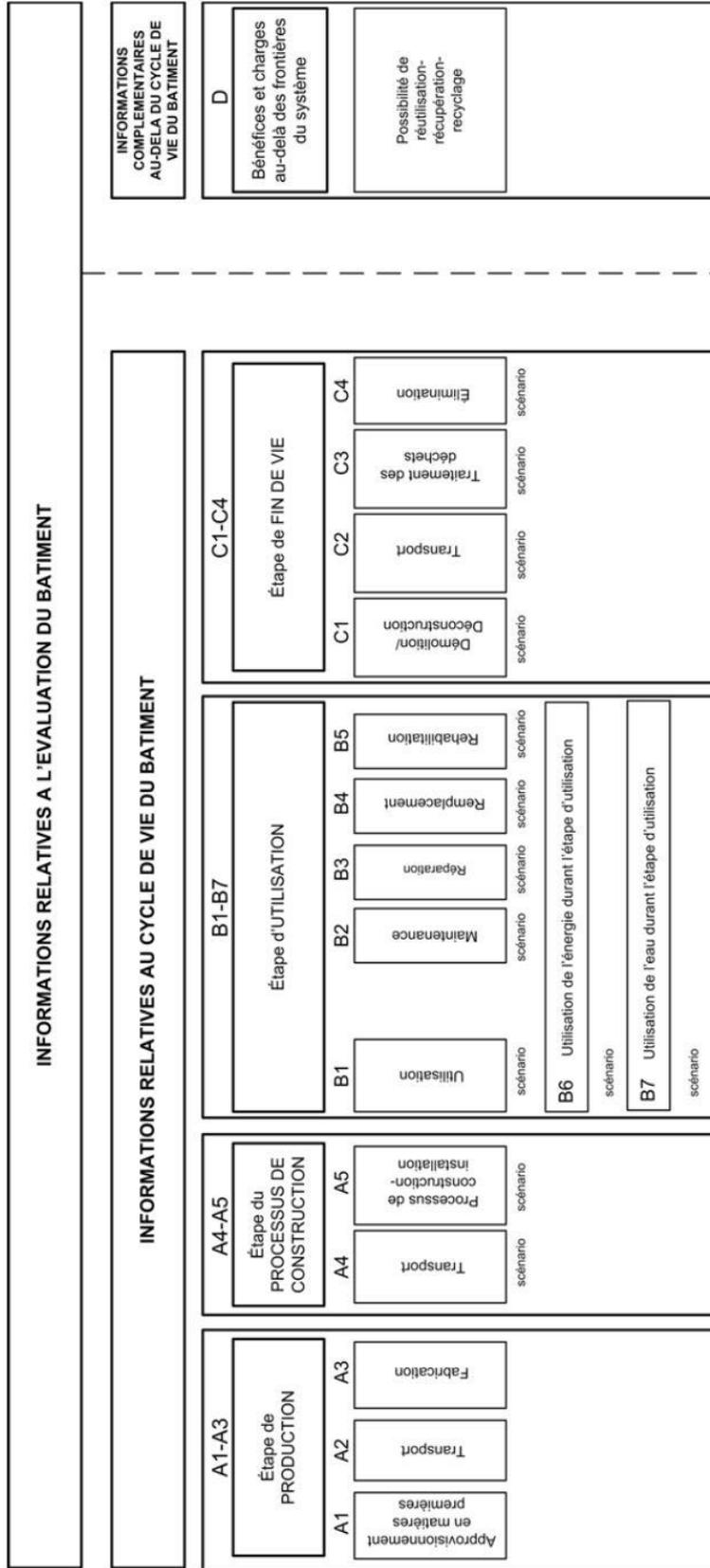
Élément de construction	Type de déchet	Nature de déchet
Fondations	DI	Béton
	DND	-
	DD	-
Dallage	DI	Béton
	DND	-
	DD	-
Planchers	DI	Béton
	DND	Bois, fer à cisailer
	DD	-
Poteaux et poutres	DI	Béton
	DND	Bois, fer à cisailer
	DD	Bois de classe C
Murs extérieurs et bardage	DI	Béton, parpaing, brique, pierre
	DND	Bois, platin, aluminium, zinc, panneau préfabriqué
	DD	Amiante-ciment en plaques, bois de classe C
Murs intérieurs	DI	Béton, parpaing, brique, pierre
	DND	Bois, platin
	DD	-
Charpente	DI	Béton
	DND	Bois, fer à cisailer
	DD	Bois de classe C
Toiture	DI	Tuiles, gravillons, ardoise
	DND	Étanchéité, platin
	DD	Étanchéité contenant du goudron, amiante-ciment en plaques
Escalier	DI	Béton
	DND	Bois, fer à cisailer
	DD	-
Ouvrages divers et extérieurs	DI	Enrobés, béton, terre
	DND	Bois, platin, déchets verts
	DD	Enrobés contenant du goudron, terre polluée, bois de classe C

Les ouvrages divers et extérieurs peuvent comprendre des accès aménagés, des dalles de terrasse, des clôtures et des murs d'enceinte, des arbres...

ANNEXE 2.COMPOSITION DES ÉLÉMENTS DE CONSTRUCTION POUR LE SECOND-ŒUVRE D'UN BÂTIMENT

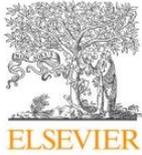
Élément de construction	Type de déchets	Nature de déchet
Plafonds et faux-plafonds	DI	-
	DND	Dalle minérale, plâtre, lattis, bois, platin, brique plâtrière, isolant (laine minérale ou polystyrène)
	DD	Amiante en flochage
Cloisons et doublages muraux	DI	Béton cellulaire, verre
	DND	Brique plâtrière, plâtre, bois, panneau sandwich, isolant (laine minérale ou polystyrène)
	DD	-
Revêtements de sol	DI	Carrelage
	DND	Bois, moquette, PVC souple, linoléum
	DD	Amiante en dalles
Revêtements muraux	DI	Faïence
	DND	Tapiserie, PVC souple, linoléum, moquette, enduit de plâtre
	DD	Amiante par flochage
Portes	DI	Verre
	DND	Bois, platin, verre
	DD	Peinture au plomb
Fenêtres	DI	Verre de fenêtre
	DND	Bois, PVC, platin, aluminium
	DD	Amiante dans le mastic, peinture au plomb
Equipements divers (sanitaires, réseaux électriques, plomberie...)	DI	Céramique de sanitaires
	DND	Métaux dans les réseaux électriques et la plomberie, DEEE, lampes
	DD	DEEE dangereux, amiante dans le calorifugeage, amiante-ciment en tuyaux...
Encombrants (mobilier)	DI	-
	DND	Bois, différents types de métaux, plastique
	DD	-

ANNEXE 3.ÉTAPES DU CYCLE DE VIE DES BÂTIMENTS



ANNEXE 4.ARTICLE PUBLIÉ TRAITANT DE L'ÉVALUATION D'ALGORITHMES SUR UNE VERSION SIMPLIFIÉE DU MODÈLE DE DÉCONSTRUCTION

Automation in Construction 98 (2019) 236–247



Contents lists available at ScienceDirect

Automation in Construction

journal homepage: www.elsevier.com/locate/autcon

Optimization of strategy planning for building deconstruction

Eva Queheille*, Franck Taillandier, Nadia Saiyouri

University of Bordeaux, UMR CNRS 5295 I2M, 33405 Talence, France



ARTICLE INFO

Keywords:

Waste management
Multiobjective optimization
Evolutionary algorithm
Deconstruction
Recovering

ABSTRACT

Waste management is a growing concern in the construction sector and particularly within demolition works. In order to encourage better management, the European Union has set up a minimal 70% recovering rate - in mass - for building and public works by 2020. And to help deconstruction companies to reach this aim without extra cost or delays, a Multi-Objective Optimization algorithm is suggested. The algorithm will work out a deconstruction strategy - i.e. type of waste treatment, number of required workers... - and will take into account three objectives - cost, delay and recovering rate - with 17 decision variables. Use on a real deconstruction situation highlights the interest of the algorithm. Eight optimization algorithms were tested and the most efficient algorithm is Decomposition-Based Evolutionary Algorithm. It came up with better strategies than the company one. This work proves that environmental performance can be improved without increasing cost or delay.

Table 1
Abbreviations table.

Abbreviation	Definition	Value range	Variable type
C	Deconstruction work cost	Calculated during optimization	Not a variable
C[...]	Work phase cost [...], e.g. dismantling, loading of dismantling waste	Calculated during the optimization	Not a variable
D	Deconstruction work duration	Calculated during the optimization	Not a variable
D[...]	Work phase duration [...], e.g. dismantling, loading of dismantling waste	Calculated during the optimization	Not a variable
DC[...]	Daily cost of the resource [...], e.g. worker, mini-excavator	Propriety of the industrial partner	Not a variable
Dem	Building demolition phase	None	Not a variable
Demol	Demolition process choice	0: Demolition and loading are carried out successively 1: Demolition and loading are executed in the same time	Decision variable
Dis	Building dismantling phase	None	Not a variable
Dism	Dismantling process choice	0: Dismantling done by workers and/or mini-excavators 1: Dismantling undone 2: Partial dismantling proceeded by excavators, at the same time as demolition phase	Decision variable
E _{Dem}	Excavators, with drivers, for demolition phase	1	Not a variable
E _{LDem}	Excavators, with drivers, for loading of demolition waste	1	Not a variable
ER[...]	Expansion rate of waste [...], e.g. inert waste, wood waste	Propriety of industrial partner	Knowledge variable
FL _{LDis}	Front-end loaders for loading of dismantling waste phase	1	Not a variable
I	Work plant installation phase	None	Not a variable
L[...]	Loading of waste from deconstruction phase [...], dismantling or demolition	None	Not a variable
M[...]	Mass of waste [...], e.g. concrete, plaster	Estimated before optimization	Case study variable
ME _{Dis}	Mini-excavators, with drivers, for dismantling phase	0 to 3	Decision variable
R[...]	Waste recovering rate depending on type of dismantling and on chosen treatment [...], e.g. recovering of concrete with dismantling done	Estimated before optimization	Knowledge variable
RD[...]	Daily truck turns carried out for type of waste [...], e.g. inert waste, wood waste	Propriety of industrial partner	Knowledge variable

(continued on next page)

* Corresponding author.

E-mail address: eva.queheille@u-bordeaux.fr (E. Queheille).<https://doi.org/10.1016/j.autcon.2018.11.007>

Received 31 October 2017; Received in revised form 29 October 2018; Accepted 5 November 2018

0926-5805/ © 2018 Elsevier B.V. All rights reserved.

Table 1 (continued)

Abbreviation	Definition	Value range	Variable type
SF _{Dem}	Site foremen for demolition phase	1	Not a variable
SF _{Dis}	Site foremen for dismantling phase	0 to 2	Not a variable
SF _I	Site foremen for installation phase	1	Not a variable
Ship[...]	Shipping cost of the machine resource [...], e.g. excavator, front-end loader	Propriety of the industrial partner	Knowledge variable
TreatC[...]	Treatment plant cost per ton for waste [...], e.g. recovering plant for concrete	Propriety of the industrial partner	Knowledge variable
Treat[...]	Chosen treatment plant for waste [...], e.g. recovering plant for concrete	0: Landfill 1: Sorting plant 2: Recovering plant	Decision variable
UM _{Inert}	Container volume, then transformed in mass for calculation, for evacuation of inert waste	12 m ³ , 15 m ³ with a simple container or 15 m ³ with a dumper truck	Knowledge variable
UV _{Non-hazardous}	Container volume for evacuation of non-hazardous waste	12 m ³ or 30 m ³	Knowledge variable
UV _{Wood}	Container volume for evacuation of wood waste	12 m ³ , 30 m ³ or 60 m ³	Knowledge variable
V[...]	Volume of waste [...], e.g. concrete, wood	Estimated before the optimization	Case study variable
W _{Dem}	Workers for demolition phase	1	Not a variable
W _{Dis}	Workers for dismantling phase	0 to 10	Decision variable
WE[...]	Work efficiency of a resource for work phase [...], e.g. dismantling by workers	Propriety of the industrial partner	Knowledge variable
W _I	Workers for installation phase	2	Not a variable
W _{L,Dem}	Workers for loading of the demolition waste	1	Not a variable
W _{L,Dis}	Workers for loading the front-end loader to evacuate the dismantling waste	0 to 3	Decision variable

1. Introduction

Waste management is a major environmental issue, bringing on energy consumption, pollution and loss of agricultural lands. These problems do not refer only to household waste, but also building waste. Demolition and rehabilitation waste represent about 35 millions of tons per year in France [1] and will continue to increase in the following years. In order to encourage a better building waste management, the European Union has set up the objective of a minimal 70% recovering rate - in mass - for waste from building and public works by 2020 [2]. France, as a member of the European Union, has to fulfill this objective within its territory. Main buildings in France are made of concrete and the legislative recovering rate can be assumed easy to obtain if concrete is reused or recycled. Nevertheless, recyclers' requirements, environmental objectives of buildings owners and laws increase while cost and delays granted for demolition works decrease. It has a significant impact on demolition companies and their studies. For instance, waste sorting on site often appears as too expensive to demolition companies whereas it is a real add-value [3].

In order to reach the European Union recovering objective, software has been created to help decision with building waste treatment. Most programs assess waste amount and help decision for waste transport and treatment [4–6], with sometimes a regional map of treatment plants [7,8]. Other programs identify attractive treatment plants according to the site location and waste that will be disposed of [9]. These programs have a common point: they all begin after deconstruction, when waste is already produced. However, waste management depends on the whole process of deconstruction. Deconstruction resources and the level of sorting on site affect quality of salvaged materials and available treatments. For instance, if materials of a wall - structure, insulation, coating - are not separated and sorted, it is not possible to recycle them. Deconstruction strategies come under issues like cost, time and building type. Waste type and amount are linked to the building type. In the building sector, numerous types of waste exist - concrete, bricks, stones, tiles, glass, wood, plaster, metals, isolation wool..., which brings about stronger difficulty for deconstruction projects preparation.

Few programs help demolition companies for deconstruction planning. Buhler et al. [8] work on waste treatment with different sorting levels, but only three are predefined in the software. Schultmann et al. [10] developed a software of a wider scale. Unlike other programs, it calculates waste amount from the building elements, that the user input in architectural plans. It is a forerunner way to Building Information Modelling (BIM). With these data, the software gathers waste by type and the user selects the treatment for every waste family to obtain the treatment plan cost. The software estimates cost of deconstruction works by helping the user plan

deconstruction equipment, that it is especially innovative. Despite these features, programs need a massive user implication and, for most of them, cannot help him to explore solutions beyond his own experience. The user has to enter volume, mass, waste density, treatment plants prices, then choose treatment for each waste, put in order every deconstruction task... Few programs guide the user to (i) an unheard-of solution, e.g. a new treatment, (ii) another better method than the usual one, e.g. carry out a bigger sorting on plant or (iii) integrate environmental purpose. We assume that a software needs to help the demolition company to build, assess and compare strategies with more classic demolition strategies. Thus it should favor environmentally friendly solutions without degrading deconstruction cost or delay.

In this paper, deconstruction planning is modelled as a multi-objective problem - part 2 - in order to build strategies more environmentally responsible while allowing for economic and duration feasibility. The algorithm received the expertise of Bordeaux Démolition Services (BDS), a French company specializing in building deconstruction. BDS provided the case study on which the software was tested - part 4. The computation problem was modelled in a demolition company point of view. In order to solve the multi-objective problem, several algorithms are compared in part 3 - NSGA-II [11], OMOPSO [12], CMA-ES [13], PAES [14], SPEA2 [15], DBEA [16], MOEA/D [17] and VEGA [18]. We assessed their relevance to bring out the most appropriate algorithm for the deconstruction optimization problem.

2. Modelling deconstruction as a multi-objective problem

2.1. Demolition process

A typical deconstruction work can be summed up as the reverse of construction. The last element set up during the building construction is the first element removed during the deconstruction. The work is carried out in successive phases. During first one, "Installation", the site is prepared before deconstruction works. It includes installation of fence, barriers, electricity and water supply... Then dismantling phase begins. Workers and machines remove elements inside the building, such as furniture, drywalls, windows, doors, electrical equipment... Elements are loaded into containers by workers or loaders. Container volume depends on the estimated amount of waste. For some deconstruction projects, dismantling phase is skipped: the building is directly demolished without dismantling, which is faster but limits recovering. When the dismantling phase is finished or skipped, an excavator demolishes the structural part of the building, from top - the roof - to the bottom - the foundations. Then the excavator loads waste in containers or directly in trucks. Deconstruction work is closed when the site is cleaned and waste is evacuated to treatment plants.

2.2. Objectives and variables

2.2.1. Objectives

The multi-objective problem objectives were chosen from the point of view of a demolition company stakeholders. Three objectives were set up:

- Work duration, in number of days
- Cost, in euros, for the deconstruction company to do the job, including waste management
- Recovering rate, in mass percentage.

Cost and duration objectives are classic in any project. The recovering rate represents an environmental criterion in deconstruction works. It helps to compare strategies with the European Union objective, which is to recycle at least 70% of waste mass by 2020 [2]. The recovering rate will increase in the following years and is still a commercial point for demolition companies.

The objectives calculations are described in the Sections 2.2 to 2.4. The three objectives are computed from a set of variables. Three kinds of variable are identified: decision variables, knowledge variables and case study variables.

2.2.2. Decision variables

In our algorithm, the objective calculation contains 17 decision variables. The set of decision variables values makes a deconstruction strategy. The goal is to adjust the values in order to optimize the deconstruction strategy. Decision variables refer to five domains: dismantling process, demolition phases, resources - human and mechanical -, waste containers and waste treatment.

The first decision variable *Dism* gives a choice for the dismantling phase process. Dismantling is about removing the inside of the building before demolishing the building with demolition phase. Three choices have been studied:

- Dismantling done by workers and/or mini-excavators (*Dism* = 0)
- Dismantling undone, which means that works begin directly with demolition by excavators (*Dism* = 1), without previous dismantling
- Partial dismantling done by excavators, at the same time than demolition phase (*Dism* = 2).

In deconstruction works, dismantling can be seen as a long and expensive process. With this decision variable, we would be able to confirm or not if a dismantling process is relevant for deconstruction works.

The second decision variable *Demol* refers to the demolition phase. Two different processes are possible. In the first process, one excavator demolishes the structural part of the building, then loads waste for evacuation. In the second process, two excavators work at the same time: one excavator for demolition and another one for loading. Then the variable *Demol* will have a significant impact on work duration:

- Demolition and loading are realized successively (*Demol* = 0). One excavator achieves the two sub-phases.
- Demolition and loading are executed in the same time (*Demol* = 1). Two excavators work in the same time on the site.

The third set of decision variables refer to human and mechanical resources. In this paper, only the most used resources for dismantling and demolition phases are used. Each phase is separated in two sub-phases: the deconstruction work and the loading of waste. For the demolition phase (*Dem*), resources do not represent decision variables because their value is set up by the decision variable *Demol*. For the dismantling phase (*Dis*), several decision variables represent resources:

- Workers for dismantling (W_{Dis})
- Mini-excavators for dismantling (ME_{Dis})
- Workers for loading the front-end loader in order to evacuate dismantling waste (W_{LDs}). The front-end loader (FL_{Dis}) is by default

Table 2

Set of decision variables for a deconstruction strategy.

Set of decision variables	Decision variable	Possible values
Dismantling process	Dismantling (<i>Dism</i>)	{Yes, no, during demolition} with values [0–2]
Demolition process	Demolition (<i>Demol</i>)	{Successively, At the same time} with values [0–1]
Human and mechanical resources for dismantling	Workers (W_{Dis})	[0–10]
	Mini-excavators (ME_{Dis}) and its drivers (ME_{Dis})	[0–3]
	Workers for loading the front-end loader (W_{LDs})	[0–3]
Volume of the waste containers	Inert waste container (UM_{Inert})	{12 m ³ , 15 m ³ with a simple container, 15 m ³ with a dumper truck} with values [0–2]
	Wood waste container (UV_{Wood})	{12 m ³ , 30 m ³ or 60 m ³ } with values [0–2]
	Non-hazardous waste, except wood, container ($UV_{Non-hazardous}$)	{12 m ³ or 30 m ³ } with values [0–1]
Waste treatment plant	Treatment plant for concrete ($Treat_C$)	{Landfill, sorting plant, recovering plant} with values [0–2]
	Treatment plant for glass ($Treat_G$)	{Landfill, sorting plant, recovering plant} with values [0–2]
	Treatment plant for mixed inert ($Treat_M$)	{Landfill, sorting plant} with values [0–2]
	Treatment plant for wood ($Treat_W$)	{Landfill, sorting plant, recovering plant} with values [0–2]
	Treatment plant for metal ($Treat_M$)	{Landfill, sorting plant, recovering plant} with values [0–2]
	Treatment plant for plaster ($Treat_P$)	{Landfill, sorting plant, recovering plant} with values [0–2]
	Treatment plant for plaster bricks ($Treat_{PB}$)	{Landfill, sorting plant, recovering plant} with values [0–2]
	Treatment plant for furniture ($Treat_F$)	{Landfill, sorting plant, recovering plant} with values [0–2]
	Treatment plant for mixed non-hazardous ($Treat_{MNH}$)	{Landfill, sorting plant} with values [0–2]

chosen as one.

In our algorithm, human resources are reflected by an exact number of individuals, and not by team. Team could have been chosen to ease the algorithm. However, work efficiency is known per individual or machine. The partner company prefers to set up the resource planning with individuals rather than with crews. We chose to consider workers as individuals and not teams in order to be closer to the partner practices. This choice has a drawback: it requires to make a strong assumption on the work rate - which is broken down to the unit by worker - and to assume a linear work rate. But an advantage can be highlighted: it allows the study engineer to define the size of the team - workers, machines... - in accordance with the size of the building to demolish.

With the fourth set of decision variables, volume of waste containers is chosen to calculate the number of necessary truck turns to evacuate the containers when they are filled. Then cost for waste transport will be calculated. Further explanations are given in Section 2.4.

The last set of decision variables outlines waste treatment choices. The most classic waste types have been studied. They have been separated with the two major deconstruction phases:

- Dismantling waste: glass, wood except timber frame and wooden floor structure, metals, plaster, bricks with plaster, furniture, other non-hazardous waste...
- Demolition waste: building structure like concrete or other inert waste, timber frame and wooden floor structure...

The recovering rate depends on the chosen treatment. The three treatments in this study are: Landfill ($Treat = 0$), Sorting plant ($Treat = 1$) and Recovering plant ($Treat = 2$). Recovering includes reuse and recycling treatments. In France, reuse is mainly for concrete or furniture. However, reuse of concrete directly on the site is really uncommon; it is at best recycled for road construction. This recycling is assumed as recovering.

One treatment plant is chosen for each waste. In the algorithm, great attention has been paid to treatment feasibility. In fact, for some waste, e.g. mixed non-hazardous waste, direct recovering - direct evacuation to a recovering plant - is not possible. Furthermore, treatment feasibility also depends on the choice of dismantling process. If deconstruction works are resumed in simple demolition ($Dis = 1$ or 2), only excavators would be present in the plant. With this machine, waste sorting is a difficult task and then less waste can be evacuated directly in a recovering plant. This point is modelled as a constraint – see Section 2.6.

Table 2 sums up the 17 decision variables and their possible values. The variables boundaries prevent creation of impossible strategies, such as 50 dismantling workers on site. While changing boundaries, we adapt the algorithm with the building and the site. For example, if the site is not wide enough for two excavators, the decision variable *Demol* is restrained to the value $Demol = 0$.

2.2.3. Knowledge variables

Knowledge variables gather all the required data to run the objectives calculation. They are constant in a given context. Knowledge

variables refer to:

- Resource efficiency to perform a task, e.g. dismantling manually, loading waste with an excavator, loading waste with a front-end loader... These values are necessary to estimate work duration - first objective -, but also global cost - second objective.
- Resource cost per day, that contribute to the global cost of the deconstruction work - second objective.
- Treatment price per ton of waste, depending on the waste and the contract that links the treatment plant and the deconstruction company. These prices are also involved in the global cost of the deconstruction work - second objective.

Data can be adjusted with the deconstruction company or even local prices for waste treatments. Data used for this study belong to BDS company and their contracts with treatment plants. They cannot be published in this paper.

2.2.4. Case-study variables

Finally, case-study variables depend on the building to demolish. It integrates:

- Ground surface of the building, in square meters
- Developed surface of the building - sum of each inhabited level surface - in square meters
- Length of necessary fence to close the site, in meters
- Mass - in tons - and volume - in cubic meters - of each waste. In order to ease the study, hazardous waste, e.g. asbestos, have not been taken into account.

2.3. Work duration objective

Work duration (D in equations) is calculated, in number of days, for all the phases set in the Table 3. Duration depends on chosen human and mechanical resources; each resource has an appropriate work efficiency.

Installation phase includes works such as installation of fence to close the plant, road protections... Thus, installation phase depends on the site size and the team formed for these tasks. The duration (D_i) is calculated as follows (Eq. (1)). In the company partner, one day of installation is always attributed for common deconstruction works. For more important works where safer disposition are necessary, e.g. barriers on windows or on the roof, the work efficiency would need to be changed.

$$D_i = \text{working site} / WE_{iH} \quad (1)$$

Dismantling duration depends on the use of machines - mini-excavators - and number of workers. In our algorithm, mini-excavators can only be attributed to dismantling of the buildings ground levels. In fact, moving machines in the superior levels depends on buildings access and floor resistance. For calculation, dismantling duration (Eq. (4)) is separated in two parts: ground surface (Eq. (2)) in which machines can be used, and upper levels (Eq. (3)) demolished manually.

Table 3
Work efficiency depending on chosen human and mechanical resources.

Deconstruction phase	Work efficiency of the associated resources
Installation (I)	Human (WE_{iH}), per worker
Dismantling (Dis)	Manual (WE_w), per worker
	Mechanical (WE_{ME}), per mini-excavator
Loading of dismantling waste ($LDis$)	Manual with manual loading (WE_{LW}), per worker
Demolition (superstructure and infrastructure) (Dem)	Mechanical for superstructure if $Dis = 0$ or 1 ($WE_{SB0,1}$), per excavator
	Mechanical for superstructure if $Dis = 2$ (WE_{SB2}), per excavator
	Mechanical for infrastructure (WE_{IE}), per excavator
Loading of demolition waste ($LDem$)	Mechanical (WE_{LE}), per excavator

$$\begin{cases} \text{if } D_{\text{Dis}} = 0 \Rightarrow D_{\text{Dis}1} = \text{Ground surface}/(WE_W \times W_{\text{Dis}} + WE_{ME} \times ME_{\text{Dis}}) \\ \text{if } D_{\text{Dis}} = 1 \text{ or } 2 \Rightarrow D_{\text{Dis}1} = 0 \end{cases} \quad (2)$$

$$\begin{cases} \text{if } D_{\text{Dis}} = 0 \Rightarrow D_{\text{Dis}2} = (\text{Developed surface} - \text{ground surface}) \\ \quad / (WE_W \times W_{\text{Dis}}) \\ \text{if } D_{\text{Dis}} = 1 \text{ or } 2 \Rightarrow D_{\text{Dis}2} = 0 \end{cases} \quad (3)$$

$$D_{\text{Dis}} = \text{Rounded up } (D_{\text{Dis}1} + D_{\text{Dis}2}) \quad (4)$$

Produced waste with dismantling process is loaded in containers with a front-end loader. The loader is loaded itself by workers, and the number of workers influence the loading speed (Eq. (5)).

$$\begin{cases} \text{if } D_{\text{Dis}} = 0 \Rightarrow D_{L\text{Dis}} = \text{Rounded up } (\text{Dismantling waste volume}) \\ \quad / (WE_{L,W} \times W_{L\text{Dis}}) \\ \text{if } D_{\text{Dis}} = 1 \text{ or } 2 \Rightarrow D_{L\text{Dis}} = 0 \end{cases} \quad (5)$$

After dismantling, the building structure is demolished in the demolition process. Works are separated following the two parts of a building (Eq. (6)): (1) Superstructure - exterior walls, floor structure, structural frame and roof - and (2) Infrastructure - elements below the building, e.g. foundations. Demolition duration depends on the choice of the dismantling process. Work efficiency of excavators for superstructure demolition is the same for $D_{\text{Dis}} = 0$ or 1. However, if $D_{\text{Dis}} = 2$, it means that the excavator will demolish slower in order to do a better waste sorting than with a simple demolition.

$$\begin{cases} \text{if } D_{\text{Dis}} = 0 \text{ or } 1 \Rightarrow D_{\text{Dem}} = \text{Rounded up } [\text{Developed surface} \\ \quad / (WE_{SE0,1} \times E_{\text{Dem}}) + \text{Ground surface}/(WE_{IE} \times E_{\text{Dem}})] \\ \text{if } D_{\text{Dis}} = 2 \Rightarrow D_{\text{Dem}} = \text{Rounded up } [\text{Developed surface}/(WE_{SE2} \times E_{\text{Dem}}) \\ \quad + \text{Ground surface}/(WE_{IE} \times E_{\text{Dem}})] \end{cases} \quad (6)$$

As for dismantling process, demolition waste is evacuated (Eq. (7)). In this phase, loading is done by an excavator, because of the large sections of waste like foundation concrete. If the dismantling process has been carried out ($D_{\text{Dis}} = 0$), then the excavator just needs to evacuate waste from demolition process. Otherwise, if the dismantling process has not been realized ($D_{\text{Dis}} = 1$ or 2), totality of the waste has to be loaded in this phase.

$$\begin{cases} \text{if } D_{\text{Dis}} = 0 \Rightarrow D_{L\text{Dem}} = \text{Rounded up } [\text{Demolition waste volume} \\ \quad / (WE_{LE} \times E_{L\text{Dem}})] \\ \text{if } D_{\text{Dis}} = 1 \text{ or } 2 \Rightarrow D_{L\text{Dem}} \\ \quad = \text{Rounded up } [(\text{Dismantling waste volume} \\ \quad + \text{Demolition waste volume})/(WE_{LE} \times E_{L\text{Dem}})] \end{cases} \quad (7)$$

The duration objective needs to minimize the work duration (Eq. (8)). To determine duration of the whole phase of dismantling, we chose to take the longest duration between dismantling and loading of dismantling waste, assuming that these two works can be done in the same time without difficulties. It is even a necessity to get back space for the next dismantling task. If demolition and loading phases are executed in the same time, when $D_{\text{Dem}} = 1$, the longest duration between the two works is taken. Then, even if calculation gives a loading duration shorter than demolition duration, the excavator for loading will be present for the whole process of demolition, in order to evacuate with the same speed that the other excavator demolishes.

$$\text{Minimize } D \text{ with } \begin{cases} \text{if } D_{\text{Dem}} = 0 \Rightarrow D = D_I + \text{MAX}(D_{\text{Dis}}; D_{L\text{Dis}}) + D_{\text{Dem}} \\ \quad + D_{L\text{Dem}} \\ \text{if } D_{\text{Dem}} = 1 \Rightarrow D = D_I + \text{MAX}(D_{\text{Dis}}; D_{L\text{Dis}}) \\ \quad + \text{MAX}(D_{\text{Dem}}; D_{L\text{Dem}}) \end{cases} \quad (8)$$

2.4. Cost objective

Cost, in euros, is calculated for the entire process of the work, from installation to waste treatment. During deconstruction phases, cost represent used resources such as workers and machines. In general, each resource is multiplied by the work duration (calculated result D) and the daily cost (DC in equations). Mechanical resources request additional cost for machines shipping from the company to the site. This last variable is called *Ship* in the following equations.

Installation phase cost includes human and equipment resources to prepare the site (Eq. (9)). It could be bailiff statements, road protections, fence to close the plant, rent of a room for workers...

$$C_I = D_I \times (DC_{SF} \times SF_I + DC_W \times W_I) + \text{Materials} \quad (9)$$

Dismantling cost represents the cost of every resource with appropriate work duration (Eq. (10)). The site foreman is assumed to drive the front-end loader.

$$\begin{aligned} C_{\text{Dis}+L\text{Dis}} = & \text{MAX}(D_{\text{Dis}}; D_{L\text{Dis}}) \times DC_{SF} \times SF_{\text{Dis}} \\ & + D_{\text{Dis}1} \times [(DC_{ME} + DC_{MED}) \times ME_{\text{Dis}}] + D_{\text{Dis}} \times [DC_W \times W_{\text{Dis}}] \\ & + \text{MAX}(D_{\text{Dis}}; D_{L\text{Dis}}) \times [DC_W \times W_{L\text{Dis}} + DC_{FL} \times FL_{L\text{Dis}}] \\ & + \text{Ship}_{ME} \times ME_{\text{Dis}} + \text{Ship}_{FL} \times FL_{L\text{Dis}} \end{aligned} \quad (10)$$

The same approach is used for demolition cost (Eq. (11)). If demolition and loading phases are executed in the same time, then two excavators need to be transferred in the site, which comes down to two transfers ($\text{Ship}_E = 2$). For each excavator, one worker watches over the work from the ground. The site foreman is present only for the demolition phase, when risks are the most important.

$$\begin{cases} \text{if } D_{\text{Dem}} = 0 \Rightarrow C_{\text{Dem}+L\text{Dem}} = D_{\text{Dem}} \times [DC_{SF} \times SF_{\text{Dem}} + DC_W \times W_{\text{Dem}} \\ \quad + (DC_E + DC_{ED}) \times E_{\text{Dem}}] + \\ \quad D_{L\text{Dem}} \times [DC_W \times W_{L\text{Dem}} + (DC_E + DC_{ED}) \times E_{L\text{Dem}}] + \text{Ship}_E \times 1 \\ \text{if } D_{\text{Dem}} = 1 \Rightarrow C_{\text{Dem}+L\text{Dem}} = D_{\text{Dem}} \times [DC_{SF} \times SF_{\text{Dem}} + DC_W \times W_{\text{Dem}} \\ \quad + (DC_E + DC_{ED}) \times E_{\text{Dem}}] \\ \quad + \text{MAX}(D_{\text{Dem}}; D_{L\text{Dem}}) \times [DC_W \times W_{L\text{Dem}} + (DC_E + DC_{ED}) \times E_{L\text{Dem}}] \\ \quad + \text{Ship}_E \times 2 \end{cases} \quad (11)$$

Next stage is waste management cost calculation, with transport ($C_{\text{transport}}$) and treatment ($C_{\text{treatment}}$). Transport cost represents waste evacuation with containers and trucks. The number of necessary containers depends on the choice of the volume or the mass that can contain a container. Containers are categorized into 3 types of waste: inert waste, wood and non-hazardous waste. Because of their diversity, wood and non-hazardous waste don't have the same density: this explains why volume are used in the calculation. This problem does not concern inert waste and transport calculations can be directly done with mass.

The following waste containers are used:

- For inert waste: 12 m³, 15 m³ with a simple container or 15 m³ with a dumper truck
- For wood waste: 12 m³, 30 m³ or 60 m³
- For non-hazardous waste, except wood: 12 m³ or 30 m³.

Containers filling are affected by two parameters:

- Expansion rate of waste (named *ER* with unit in %): it describes how waste can fill a larger volume than it really is, because of a non-optimized filling of the container
- Used volume or mass that can contain a container (named *UV* or *UM* with unit in m³ or tons): it defines the mean filling level of a container.

Waste volume is multiplied by its expansion rate. Then the result is divided by the used volume of a container. The obtained number of containers is divided by the total number of daily truck turns that can be realized (RD). The result is finally multiplied by the daily cost of a truck (DC_{Truck}) to obtain transport cost (Eq. (12)). Cost is also influenced by the choice of waste treatment. In fact, if waste is evacuated to a landfill or a sorting plant, it is mixed in a same container, as long as it respects waste type (inert, non-hazardous and hazardous). Thus transport cost is saved.

$$C_{transport} = \left[\text{Rounded up} \left(\frac{\sum M_{inert}}{UM_{inert}} \times \frac{1}{RD_{inert}} \right) \times DC_{Truck} \right. \\ \left. + \text{Rounded up} \left(\frac{\sum V_{Non-hazardous} \times ER_{Non-hazardous} + V_{Wood} \times ER_{Wood}}{UV_{Non-hazardous}} \right) \times \frac{1}{RD_{Non-hazardous}} \right] \times DC_{Truck} \Bigg|_{Landfill} \\ + \left[\text{Rounded up} \left(\frac{\sum M_{inert}}{UM_{inert}} \times \frac{1}{RD_{inert}} \right) \times DC_{Truck} \right. \\ \left. + \text{Rounded up} \left(\frac{\sum V_{Non-hazardous} \times ER_{Non-hazardous} + V_{Wood} \times ER_{Wood}}{UV_{Non-hazardous}} \right) \times \frac{1}{RD_{Non-hazardous}} \right] \times DC_{Truck} \Bigg|_{Sorting} \\ + \left[\text{Rounded up} \left(\frac{\sum M_{inert}}{UM_{inert}} \times \frac{1}{RD_{inert}} \right) \times DC_{Truck} \right. \\ \left. + \text{Rounded up} \left(\frac{\sum V_{Non-hazardous} \times ER_{Non-hazardous} \times \frac{1}{RD_{Non-hazardous}}}{UV_{Non-hazardous}} \right) \times DC_{Truck} \right. \\ \left. + \text{Rounded up} \left(\frac{V_{Wood} \times ER_{Wood} \times \frac{1}{RD_{Wood}}}{UV_{Wood}} \right) \times DC_{Truck} \right] \Bigg|_{Recycling} \quad (12)$$

Waste treatment cost is calculated multiplying waste mass with corresponding treatment price, usually given per ton (Eq. (13)):

$$C_{Treatment} = \sum M_{Waste} \times TreatC_{Waste, treatment} \quad (13)$$

with M_{Waste} the waste mass (in tons) and $TreatC_{Waste, treatment}$ the treatment cost, that depends on the waste type and the treatment type (in euros per waste ton).

The cost objective aims to minimize sum of the different costs (Eq. (14)).

$$\text{Minimize } C = C_I + C_{Dis+LDIS} + C_{Dem+LDIS} + C_{transport} + C_{Treatment} \quad (14)$$

2.5. Recovering rate objective

The waste recovering rate - in % - enables to evaluate the respect of the European Union law [2]. Waste can be recovered through two schemes: either waste is sorted in a sorting plant and then is transported to a recovering plant or waste is directly sorted on site and is evacuated into a recovering plant. In a sorting plant, all recyclable waste cannot be sorted. It depends on the plant resources - manual or mechanical sorting, number of workers... - and the waste amount to manage. Then, for inert waste evacuated in a sorting plant, it is assumed that only 35% of the mass will reach a recovering plant. For non-hazardous waste, the recovering rate in a sorting plant is 15% [19]. For the second scheme, the recovering rate of waste is linked to the dismantling phase. With a correct dismantling, the recovering rate is assumed to be 100%. However, if dismantling is realized with an excavator during demolition, direct sorting is less efficient and the recovering rate is reduced. If dismantling is not realized, only some waste can be sorted in the site, because of their important volume, like concrete from building structure or wood from a roof. For other waste, direct transport to a recovering plant is impossible, because waste have not been sorted on the site. The recovering rates depend on each site: it must be calculated following identified waste in the building. Finally, if waste is evacuated for landfill, the recovering rate is 0%.

The recovering rate has to be maximized. However, in the multi-objective algorithm, the recovering rate is transformed in its negative

set, which is landfill rate (Eq. (15)).

$$\text{Minimize } R = 1 - \frac{\sum R_{Dism, treat} \times M_{Waste}}{\sum M_{Waste}} \quad (15)$$

with $R_{Dism, treat}$ waste recovering rate, that depends on the variable $Dism$ and the chosen treatment ($Treat = 0, 1$ or 2).

2.6. Constraint

In order to build strategies that can actually be implemented, different constraints have been set up:

- Recyclable waste that cannot be sorted without a correct dismantling is listed in this constraint, so that their recovering treatment will not be available if $Dism = 1$ or 2 . For instance, impossible combinations for the case study are detailed in Table 5.
- If $Dism = 1$ or 2 , human and mechanical resources, e.g. SF_{Dis} or W_{Dis} , for the dismantling phase and the loading of dismantling waste phase are zero.
- If $Dism = 0$, the number of site foremen for dismantling phase must at least respect the number given by Eq. (16). With this constraint, a strategy cannot propose a single person for the site, which is forbidden because of the risks.

$$SF_{Dis} = \text{rounded. up} \left(\frac{W_{Dis} + MED_{Dis} + W_{LDIS}}{10} \right) \quad (16)$$

3. Optimization method

3.1. The problem implementation

With the 17 decision variables and their range (Table 2), more than 55 billion strategies can be built. A complete exploration of the solution space is not possible because of the whole set of equations and required data. To answer the combinatorial issue, metaheuristic (multi-objective search algorithms) is used to search optimal solutions. In the multi-objective algorithm, optimal solutions represent all non-dominated solutions in the Pareto meaning, i.e. a solution "x" is Pareto optimal if there exists no feasible vector x which would decrease some criterion without causing a simultaneous increase in at least one other criterion" [20].

In order to process optimization, the algorithm was implemented on JAVA using the MOEA Framework JAVA library by D. Hadka [21]. This library proposes a lot of search algorithms for multi-objective optimization. Some of these algorithms do not allow to define several constraints and only one is allowed. In order to be able to use them, constraints exposed in Section 2.6 have been aggregated into one.

3.2. Selection of algorithm

The choice of the search algorithm is a classic issue in optimization problem. There are numerous multi-objective search algorithms proposed in the literature. However, according to the 'No free lunch theorem' [22], no method is the best for all optimization contexts. To assess interest of the different algorithms regarding the deconstruction problem, eight of them were tested: NSGA-II, OMOPSO, CMA-ES, PAES, SPEA2, DBEA, MOEA/D and VEGA.

The *Non dominated Sorting Genetic Algorithm* (NSGA), in its second version (NSGA-II), is one of the most used algorithms. From a random population, solutions are sorted following number of other points that every solution dominates. Only non-dominated solutions are kept to create an offspring population. A new approach is then used on the next population. Parent and offspring are mixed in a single set. The new population is sorted with non-dominance relation. Then selection, crossover and mutation are applied on these non-dominated solutions.

For selection, crowding distance is used, assuring diversity of offspring. This process is iterated until the calculation ends [11]. NSGA-II has proven its efficiency for planning problems [23,24].

The OMOPSO algorithm is derived from *Particle Swarm Optimizer* (PSO). In this algorithm, solutions are seen as particles in the decision space. In each iteration, particles move according to a velocity vector. The velocity vector is defined by numerous factors like the best value of every single particle (pBest) and the value of one of the best particles among the population. These leader particles are sorted with a crowding factor, from population into an archive. Particles mutate when moving. A new population is born. The leader archive is updated. New leaders are identified among offspring if their actual value is better than the recorded pBest. If the archive contains too much leaders, the less efficient leaders are thrown away. Thus, with the new archive, the algorithm can move particles again and repeat the process [12].

The *Covariance Matrix Adaptation Evolution Strategy* (CMA-ES) algorithm is initially for single objective problems, but has been adapted for multiobjective optimization. The process begins with a population where each parent brings one offspring. Old and new generations are ranked with two criteria: level of non-dominance and contributing hypervolume. Best offspring update the covariance matrix, then are used as future parents for the next iteration. Some parameters are used to make the population evolve, such as the limited number of offspring and adaptation rate of the covariance matrix [13].

The *Pareto Archived Evolution Strategy* (PAES) algorithm is based on local search and minimal evolutions of the solutions with only use of mutation. For each iteration, one solution is selected to mutate. The parent and the offspring are compared. If the parent dominates, the process comes back to the beginning and chooses another solution. However, if the offspring dominates the parent, the offspring is then compared with non-dominated solutions contained in an archive. The offspring is kept in the archive if it is still non-dominated. Then the iteration is repeated [14]. The PAES algorithm is frequently used as a reference in algorithm comparisons [25].

In the second version of *Strength Pareto Evolutionary Algorithm* (SPEA 2), solutions are separated in two sets: the initial population or the archive, where non-dominated solutions are gathered. For each solution, the algorithm calculates its fitness value, which is the number of individuals that the solution dominates, and distance between the same solution and the rest of individuals. Solutions are non-dominated if their fitness value is lower than one. These non-dominated solutions become the new archive and are used with other selected solutions from the population to create a new generation of solutions. Then the algorithm repeats the cycle [15].

The *Decomposition-Based Evolutionary Algorithm* (DBEA) begins with a sampling of the population, ruled by reference points. To evaluate the population, distance is calculated between these reference vectors and solutions. Then pairs of solutions, chosen among the neighborhood or randomly, give birth to a new population. Children replace older solutions if they dominate them. Reference points are updated and sampled solutions are evaluated again [16].

The MOEA/D algorithm is a multi-objective evolutionary algorithm that transforms the multiobjective problem into numerous single objective problems. Each problem obtains an appropriate weight vector. With this, optimal solutions from each single problem must approach optimal solutions of the real multiobjective problem. In the framework of D. Hadka [21], the algorithm is a variant that uses differential evolution (MOEA/D-DE). Differential evolution is used to produce new solutions while keeping population diversity [17].

The *Vector Evaluated Genetic Algorithm* (VEGA) is one of the first created multiobjective algorithms. It distinguishes from other methods by separating randomly population in sub-populations. Each objective obtains a own sub-population and solutions of each sub-population are evaluated with their affiliated objective. Then VEGA follows the common process of multiobjective algorithms by creating a new generation, updating the actual population with the offspring and

repeating the cycle [18]. It was successfully used for groundwater pollution problems looking into cost and reliability of the decontamination methods [26].

3.3. Criteria to compare algorithm

In order to define which of these search algorithms is the most relevant for the demolition strategy problem, four criteria are used: number of optimal solutions, variety of solutions regarding decision variables, percentage of solutions which respect the recovering regulation - 70% recovering rate -, and computing duration. For the first criterion - number of optimal solution -, we remove from the set of solutions those which are dominated by solutions obtained by another algorithm. The more an algorithm finds a high number of optimal solutions, the more the algorithm is considered as suitable. The second criterion - variety of solution - is computed by the normalized sum of standard deviation regarding decision variables. We assume that the more the algorithm provides various solutions, the more it offers possibilities for the decision-maker. The third criterion is a simple ratio between the number of solutions which have at least 70% of recovering rate and the total number of optimal solutions given by the algorithm. One objective of this work is to provide to the decision-maker interesting solutions in terms of cost and delay and also in agreement with the recovering rate regulation. The last criterion is obtained by measuring computation duration on an identical computer. The used computer, of the Fujitsu brand, has a processor Intel® Core™ i5-6200U CPU of 2,30 GHz.

4. Application

4.1. Case study presentation

In order to test the algorithm, a case study has been chosen among studies of the BDS company. The case is total deconstruction of seven neighboring buildings in a town center. Three buildings, with stone walls and a wooden structural frame, hosted shops on the first floor and apartments on the second floor with a floor structure in wood. The fourth building is constructed on a single floor, with concrete structure, wooden structural frame and metal facing. The fifth building hosted a bank and a lot of furniture have been left. The structure is in concrete on three floors, with a wooden structural frame. The sixth building hosted two shops on the first floor, then apartments on the two following floors. The structure is in concrete, as same as the roof. The last building is a single house on one level, with a stone structure and a wooden structural frame. In total, ground surface is 1070 m² and developed surface is 1943 m². Length of necessary fence is 100 m. Table 4 describes type, volume and mass of identified waste for this case.

For this case, feasible treatments and associated recovering rates are described in Table 5.

4.2. Strategy suggested by the company engineer

The case study is a real project that the company engineer studied with his experience and point of view. He proposed a deconstruction plan of 29 work days with a cost of 89 k€. The decision variables *Dism* and *Demol* are chosen as 0 - i.e. dismantling phase is correctly done and demolition and loading phases are done successively. Table 6 describes planned human and mechanical resources.

Table 7 defines the waste management plan proposed by the company engineer.

With this plan, the recovering rate reaches 80% of waste mass. Environmental objective is already obtained. Despite this performance, it is interesting to study if works can still improve in an environmental matter and if this criterion can be reached with smaller cost or duration.

4.3. Results

Each algorithm turned for approximately 10 min with the following parameters:

- Iteration, i.e. number of optimization reprocesses: 5
- Evaluations: 50,000
- Population: 50.

The Table 8 gives the number of solutions and the minimum values for each algorithm on each objective.

Fig. 1 proposes a representation of the non-dominated solutions on a 3D-graph.

Fig. 2 illustrates optimal solutions distribution on the three pairs of objectives. Fig. 2-a and -b respectively represent Cost-Delay and Cost-Non-recovering rate pairs. Fig. 2-c illustrates Non-recovering rate-Delay pair.

In Fig. 2, optimal solutions of NSGA-II, OMOPSO, SPEA2 and CMA-ES are often masked by DBEA points. It means that all of these algorithms give similar solutions regarding objective performance. The Section 4.4.2 is dedicated to the discussion on the different algorithms. Number and quality of solutions will be analyzed.

4.4. Discussion

The aim of this study was twofold: (1) demonstrate capacity of the software to provide robust results, and if possible, better than the solution found by the company engineer, and (2) test different algorithms to select the most efficient. These two points will be discussed in the following parts.

4.4.1. Discussion on results

In this section, we will discuss the solutions given by the algorithms. Then we will study capacity of our algorithm to provide good results, and perhaps better results than the solution prepared by the company engineer. Among the whole set of solutions containing 290 solutions, 100 are really optimal. The 190 other solutions are dominated by at least one solution given by another algorithm. Cost goes from 65 k€ to 87 k€, with a delay work between 9 and 21 days and granted by a recovering rate from 46% to 81% - non-recovering rate from 54% to 19%.

Among the 100 optimal solutions, 83 solutions respect the environmental objective of 70% minimal recovering - a non-recovering rate equal or lower than 30% -, i.e. in agreement with the European Union objective. This environmental performance is obtained thanks to a dismantling process (decision variable $Dism$ as 0) and a small use of landfills. In average, these solutions last 16 days for 80 k€ and a recovering rate of 76% (24% of non-recovering rate). In majority, 9 workers (W_{Dis}) and 2 mini-excavators (ME_{Dis}) are programmed for dismantling, then 3 workers for dismantling waste loading (ME_{Dis}). Programming two excavators at a same time ($Demol$ as 1) reduces delays to 15 days in average, but barely does not affect cost. Among these solutions, 23 solutions obtained the best possible recovering rate, which is for this study case about 81%, meaning 19% of non-recovering rate (Fig. 2-c). For each waste, the best treatment is always chosen. It represents a mean cost of 82 k€ for 16 days of work. As before, 9 workers (W_{Dis}), 2 mini-excavators (ME_{Dis}) and 3 loading workers (W_{LDis}) are often programmed for dismantling.

By contrast, 17 optimal solutions do not reach the 70% recovering objective - See Fig. 2-b and -c. They mostly present the lowest cost and delay - less than 70 k€ and 15 days of work. These solutions correspond to a conventional demolition, without a dismantling phase ($Dism$ as 1). Obviously, they have a lower non-recovering rate, which is about 50%.

Unsurprisingly, most of the solutions choose the biggest containers for waste. The dumper truck for inert waste evacuation has been

Table 4

Description of identified waste in the case study.

Waste type	Waste	Volume (in m ³)	Mass (in tons)
Inert waste	Concrete	987.3	2172.0
	Glass	37.0	14.8
Non-hazardous waste	Mixed inert waste	420.4	991.2
	Wood	250.0	125.0
	Metal	158.3	19.0
	Plaster	69.2	90.0
	Plaster bricks	41.1	30.0
	Furniture	100.0	7.0
	Mixed non-hazardous waste	86.7	26.0
	Total according to waste type	Inert waste	1444.7
	Non-hazardous waste	705.3	297.0
	Inert and non-hazardous waste	2150.0	3475.0
Total according to deconstruction phase	Dismantling waste	542.3	211.8
	Demolition waste	1607.7	3263.2

Table 5

Recovering rate according to waste type and dismantling process ($Dism$).

Waste type	Treatment plant	$Dism = 0$	$Dism = 1$	$Dism = 2$
Concrete	Landfill	0%	0%	0%
	Sorting plant	35%	35%	35%
	Recovering plant	100%	70%	80%
Glass	Landfill	0%	0%	0%
	Sorting plant	35%	35%	35%
	Recovering plant	100%	Impossible	Impossible
Mixed inert waste	Landfill	0%	0%	0%
	Sorting plant	35%	35%	35%
	Recovering plant	Impossible	Impossible	Impossible
Wood	Landfill	0%	0%	0%
	Sorting plant	15%	15%	15%
	Recovering plant	100%	43%	75%
Metal	Landfill	0%	0%	0%
	Sorting plant	15%	15%	15%
	Recovering plant	100%	23%	45%
Plaster	Landfill	0%	0%	0%
	Sorting plant	15%	15%	15%
	Recovering plant	100%	Impossible	Impossible
Plaster bricks	Landfill	0%	0%	0%
	Sorting plant	15%	15%	15%
	Recovering plant	100%	Impossible	Impossible
Furniture	Landfill	0%	0%	0%
	Sorting plant	15%	15%	15%
	Recovering plant	100%	Impossible	Impossible
Mixed non-hazardous waste	Landfill	0%	0%	0%
	Sorting plant	15%	15%	15%
	Recovering plant	Impossible	Impossible	Impossible

selected only by one solution, while the 15 m³ container was preferred because of its lower cost. None of the solutions proposes the variable $Dism$ as 2, i.e. a little dismantling done by excavators when demolishing the building. This process represents too high cost and duration to be considered regarding the application case.

The algorithm has several benefits: 83% of the optimal solutions respect the environmental objective set by the European Union. Moreover, the algorithm has been able to combine expense and environmental concern. In these environmental solutions, 39 have a cost lower than the average of 80 k€, with 16 days of work in average. Among the solutions of 81% recovering rate, 12 of them propose a lower cost than the mean value - 81 k€ instead of 82 k€ -, but need in average two additional days - 18 instead of 16 days. In comparison with the partner plan - i.e. the plan which was really performed for this case study -, 17 solutions give the same recovering-rate of 80%, but with 7 k

Table 6
Type and number of planned human and mechanical resources for the case study.

Deconstruction phase	Human resources		Mechanical resources	
	Type	Number	Type	Number
Installation (<i>I</i>)	Site foreman (SF_I)	$(SF_I) = 1$		
	Worker (W_I)	$(W_I) = 2$		
Dismantling (<i>Dis</i>)	Site foreman (SF_{Dis})	$SF_{Dis} = 1$		
	Worker (W_{Dis})	$W_{Dis} = 3$		
Loading of dismantling waste (<i>LDis</i>)	Mini-excavator driver (MED_{Dis})	$MSD_{Dis} = 1$	Mini-excavator (ME_{Dis})	$ME_{Dis} = 1$
	Worker (W_{LDis})	$W_{LDis} = 1$	Front-end loader driven by the site foreman (FL_{LDis})	$FL_{LDis} = 1$
Demolition (<i>Dem</i>)	Site foreman (SF_{Dem})	$SF_{Dem} = 1$		
	Worker (W_{Dem})	$W_{Dem} = 1$		
Loading of demolition waste (<i>LDem</i>)	Excavator driver (ED_{Dem})	$ED_{Dem} = 1$	Excavator (E_{Dem})	$E_{Dem} = 1$
	Worker (W_{LDem})	$W_{LDem} = 1$		
	Excavator driver (ED_{LDem})	$ED_{LDem} = 1$	Excavator (E_{LDem})	$E_{LDem} = 1$

Table 7
Waste treatments and containers planned for the case study.

Waste type	Waste	Treatment plant	Container
Inert waste	Concrete	Recovering plant	15 m ³
	Glass	Sorting plant	15 m ³
	Mixed inert	Sorting plant	15 m ³
Non-hazardous waste	Wood	Recovering plant	30 m ³
	Metal	Recovering plant	30 m ³
	Plaster	Recovering plant	30 m ³
	Plaster bricks	Landfill	30 m ³
	Furniture	Recovering plant	30 m ³
	Mixed non-hazardous	Sorting plant	30 m ³

Table 8
Set of optimal solutions according to the used algorithm for the case study.

Algorithm	Number of optimal solutions*	Min value for cost (in €)	Min value for delay (in days)	Min value for non-recovering rate (in %)
NSGA-II	66	64,755	9	19
OMOPSO	46	64,755	9	19
CMA-ES	40	76,141	13	19
PAES	24	75,787	13	19
SPEA2	44	75,101	13	19
DBEA	47	65,370	9	19
MOEA/D	22	75,410	13	20
VEGA	1	99,036	27	20
Total	290	64,755	9	19

* It is the direct number of solutions per algorithm, solutions dominated by other algorithm's solutions were not removed.

€ and 14 days less. Solutions with the 81% recovering rate are also better than the partner solution: 6 k€ and 13 days less. The algorithm has then succeeded to find more viable solutions in terms of cost, delay and environment.

4.4.2. Discussion on optimization algorithms

In this section, each algorithm will be analyzed in order to find the most relevant for the deconstruction problem. Table 9 gives algorithms performance for four criteria. Number of optimal solutions and computing duration are classic criteria to compare algorithms. The percentage of optimal solutions that reach at least 70% of recovering rate is interesting regarding the deconstruction problem in the European context. Variety of solutions can turn out to be interesting or not, depending on the optimization problem. Here, it was a demand from the

partner company. The objective is to provide a set of solutions, optimal, but also sufficiently different to make the engineer think about the study and the various possible strategies.

Computing duration of the different algorithms is rather close; this criterion is not relevant to compare them. NSGA-II, SPEA2 and DBEA provide the higher number of optimal solutions whereas VEGA and MOEA/D, with respectively 0 and 1 solution, seem unsuitable to solve this problem. The failure of MOEA/D and VEGA can be due to three reasons: (i) these algorithms are not relevant according to our problem, (ii) default parameters are not adapted for our problem (In this work, we focused on several algorithms and not on the parameters changes for one single algorithm), (iii) they are not well implemented in the used library [25].

NSGA-II, SPEA2 and DBEA provide largest number of solutions. Their efficiencies are relatively close and it was not possible to decide which algorithm is the best with only this criterion. For solutions diversity, NSGA-II, OMOPSO and DBEA obtain the best results. Finally, PAES, CMA-ES and SPEA2 provide the highest percentage of solutions with a sufficient recovering rate to respect the regulation. The three algorithms NSGA-II, DBEA and SPEA2 appear as relevant for the deconstruction problem. However, it is difficult to assess which algorithm is the most efficient.

The company engineer that studied this deconstruction case has been asked to select the best set of solutions -each set per algorithm - between solutions given by NSGA-II, DBEA and SPEA2. For him, most relevant solutions are first those that obtain at least 70% of recovering rate, which means a necessary dismantling phase ($Dis = 0$). Human and mechanical resources need to be highly accurate in the case. In his opinion, for this deconstruction, two excavators in the same time is impossible - which means impossibility for $Demol = 1$ -, workers and mini-excavators for the dismantling phase (W_{Dis} and ME_{Dis}) cannot be more than respectively 6 and 2. Indeed, in this case study, several buildings with different access and surfaces need to be deconstructed, which tends to complicates movement of the mini-excavators and supervision by the site foreman.

With these new values, we turned again the algorithm for NSGA-II, DBEA and SPEA2. NSGA-II and SPEA2 propose solutions with the maximal capacity of resources, which means 6 W_{Dis} and 2 ME_{Dis} for 21 days of work and 80 k€, but little changes in the choice of waste treatment. By contrast, DBEA gives more diversity for resources, giving also strategies of 6 W_{Dis} and 1 ME_{Dis} , 5 W_{Dis} and 2 ME_{Dis} and 5 W_{Dis} and 0 ME_{Dis} . For the majority of the solutions, W_{LDis} are planned as 2. It implies an average cost of 84 k€ and an average delay of 24 days. In terms of cost and delays, strategies of these three algorithms usually dominate the company plan - i.e. engineer solution. Their environmental performance turns around a recovering rate of 76% - 24% of

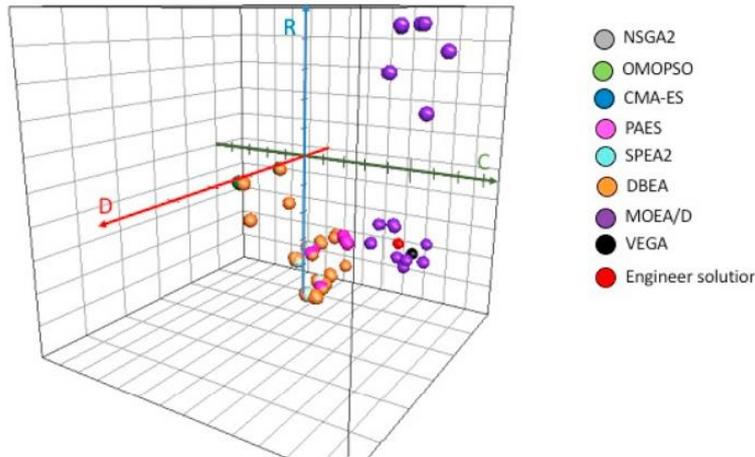


Fig. 1. Optimal solutions according to the used algorithm in the three objective axes - C for cost, D for delay and R for non-recovering rate.

non-recovering rate - and 46% of them obtain a recovering rate equal or higher than the company plan.

Due to the higher diversity of the solutions given by DBEA for this case-study, the company engineer preferred this algorithm. Indeed, from his point of view, it is better to obtain solutions with different work teams in order to select the one he judges the more relevant regarding the specificity of the case study project. Between DBEA solutions, he showed his interest for the strategies of 5 W_{Dis} , 2 ME_{Dis} and 2 W_{LDIS} . With 22 days of work and a cost of 81 k€ to obtain a recovering rate of 80%, they could offer an interesting alternative for the initial plan.

In this experimentation, to assess the algorithm performance, choice was made to follow expert feedback rather than objective approach for several reasons: (i) objective approach does not really exist because the construction of a criterion, e.g. recycling/ratio, is yet a subjective choice; (ii) it is difficult to justify the choice of one criterion and its associated scale: for instance, creating a non-dimension scale assumes a normalization which could be criticized and finally, (iii) the study engineer wanted to be associated to the algorithm choice. However, it would be interesting to use a mixed approach: the engineer defines what would be for him a perfect solution regarding the case study and the distance between Pareto optimal solutions for each algorithm and this perfect solution is computed. These distances could be meaningful to decide between the algorithms. In addition, it would be interesting to make another optimization on new case studies to measure the robustness of the algorithm choice.

5. Conclusion

An innovative approach for optimizing building deconstruction strategy, which is a complex engineering decision problem, was suggested. Deconstruction planning was formulated as a Multi-Objective Optimization Problem to integrate different options regarding equipment, labors and waste treatment - decision variables - and to assess their interest in a global way, while taking into account the interrelations between these options. A real-case study, operated by the partner demolition company, was used to estimate the interest of the algorithm and its capacity to deal with real demolition project studies. The found optimized solutions were compared to the engineer solution. We choose to start the algorithm without taking into account this solution in order

to measure the search algorithms capacity to find good solutions by themselves. Different search algorithms were tested, in order to define the most efficient algorithm for this kind of problem.

For the case-study, 83 optimal solutions propose a suitable relation between cost, delay and environment. They are all characterized by a dismantling process to lead waste to the best recovering, still regarding an acceptable cost. Work team composition is balanced between human and mechanical resources to reduce delays and cost as much as possible. The objective was completely reached: all of these optimal solutions outrank or equal the strategy proposed by the partner engineer. Cost and delay can be optimized even when an environmental performance is required. Among all tested algorithms, three algorithms - NSGA-II, DBEA and SPEA2 - appear as efficient for deconstruction and waste management planning problems. Between these three algorithms, DBEA proposed the set of preferred solutions by the partner company expert. Among these optimal solutions, one was determined as an interesting alternative to the engineer solution.

The algorithm studied in this paper was a prototype and still needs to be completed with more waste and machines. Nevertheless, the proposed algorithm already allows engineers to optimize deconstruction plan. Moreover, optimized plans were found in a reasonable time (less than 12 min) with a standard computer - Intel® Core™ i5-62000 CPU of 2,30 GHz. It ensures the capacity of the algorithm to be used in a real context and to give interesting results. The deconstruction company BDS will soon integrates its use in their project studies. The optimization process will propose two options: (1) if the engineer would like to gain time, directly use the algorithm to find optimized solutions, and (2) if he prefers to keep the control on the resulting plan, letting him propose a starting solution and begin the optimization by including it. The second option should lead to better results (or at least closer to the engineer point of view), but requires more involvement from her/him.

The algorithm was created so that it could be used in a different study context or in another demolition company by changing knowledge and case-study variables. To support this aspect, the algorithm will be presented to several French National organisms which are interested in building deconstruction (ADEME, CSTB...). One last perspective would be the connection with BIM in order to obtain the input data - amount of each waste, living area... - directly from the building algorithm, as proposed by Akbarnezhad et al. (2014) [27].

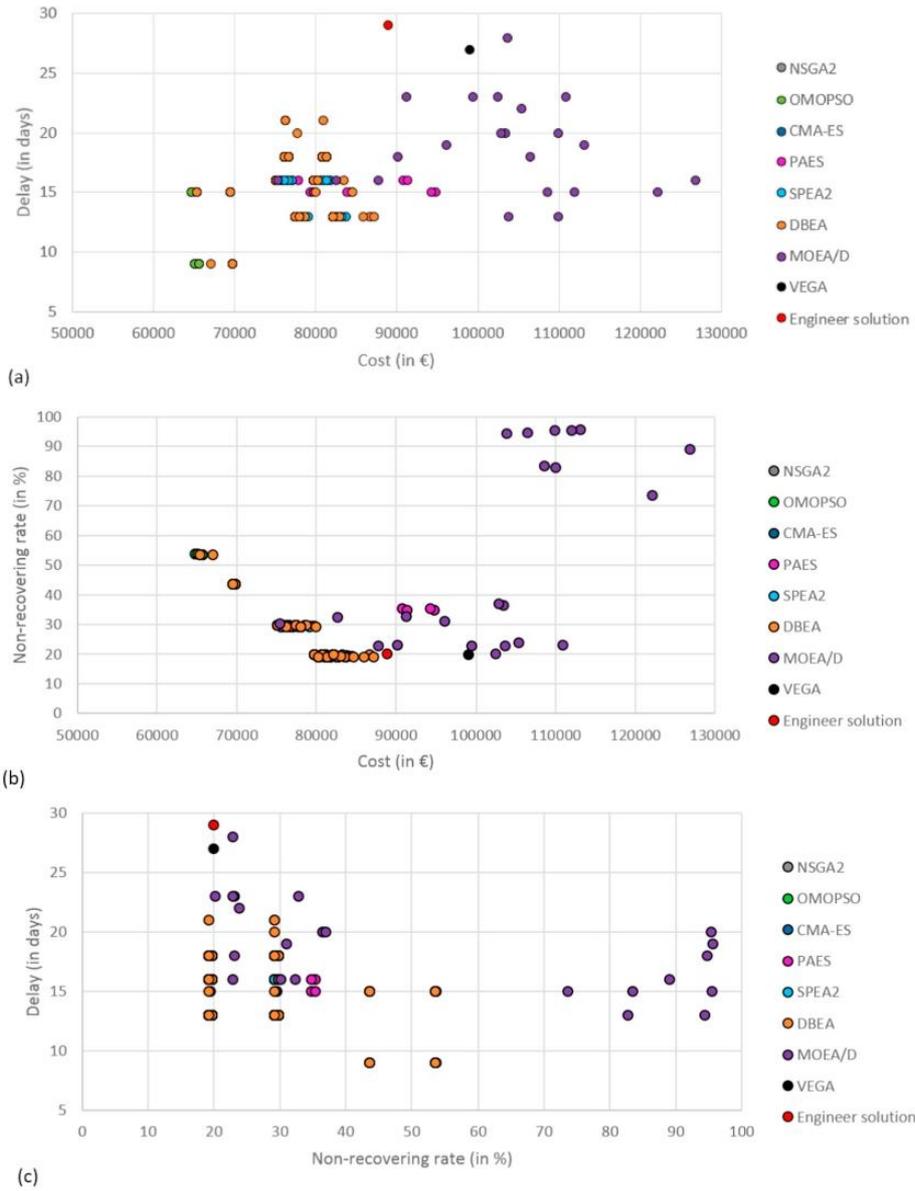


Fig. 2. Non-dominated solutions distribution in the three objective spaces - a for cost-delay, b for cost-non-recovering rate and c for non-recovering rate-delay.

Table 9
Search algorithm comparison for the case study.

Algorithm	Number of optimal solutions*	Variety of solutions	Computing duration (in min)	Percentage of optimal solutions that reach at least 70% of recovering rate (or less than 30% of non-recovering rate)
NSGA-II	21	0.55	10	76%
OMOPSO	14	0.58	11	57%
CMA-ES	6	0.08	12	100%
PAES	10	0.33	11	100%
SPEA2	23	0.27	12	100%
DBEA	25	0.53	12	84%
MOEA/D	1	–	12	0%
VEGA	0	–	11	–

* Here are considered only solutions which are optimal regarding the whole set of solutions.

Acknowledgment

The authors thank the deconstruction company BDS and its staff for providing the necessary information and opinion on the algorithms results.

References

- [1] J. Koesten, Grands Principes de la Réglementation Relative à la Gestion des Déchets du BTP (Great Principles of the Regulations of Building Waste Management), *Journée Technique des Déchets du BTP*, CEREMA, 2015, http://www.nord-picardie.cerema.fr/IMG/pdf/CEREMA_Dter_NP_JT_D_R_chets_BTP_26112015_R_R_glementation_d_R_chets_BTP_cle61acfd.pdf, Accessed date: 13 July 2016.
- [2] Parlement Européen et Conseil, Directive 2008/98/CE relative aux déchets (Directive 2008/98/EC on waste), http://www.ineris.fr/aida/consultation_document/35787, (2008), Accessed date: 13 July 2016.
- [3] Ecorys, EU construction & demolition waste management protocol, https://ec.europa.eu/growth/content/eu-construction-and-demolition-waste-protocol-0_en, (2016), Accessed date: 22 December 2016.
- [4] A. Dumont, A. Jacquet, C.-E. Bourge, P. Gosselin, B. Ingelaere, C. Legrand, C. Mertens, MéDéCo Métére Déchets Construction: Manuel de L'utilisateur (MeDeCo: User Guide), Office wallon des déchets, 2004, <http://www.marco-construction.be>, Accessed date: 19 July 2016.
- [5] SNED, Tutoriel Ivestig: votre logiciel de traçabilité des déchets (Ivestig guide: your software for waste traceability), http://www.sned.fr/mediathèque/Tutoriel_Ivestig_v3.pdf, (2015), Accessed date: 8 December 2016.
- [6] Y. Li, X. Zhang, Web-based construction waste estimation system for building construction projects, *Autom. Constr.* 35 (2013) 142–156, <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2013.05.002>.
- [7] G. Banias, C. Achillas, C. Vlachokostas, N. Moussiopoulos, I. Papaioannou, A web-based Decision Support System for the optimal management of construction and demolition waste, *Waste Manag.* 31 (2011) 2497–2502, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.07.018>.
- [8] T. Buhler, C. Buhe, C. Berdier, J.-F. Boscato, Pertinence et Faisabilité d'une Application d'aide à la Planification/Gestion de Déchets de Chantier: Du Chantier à la Gestion Territoriale (Relevance and feasibility of an aid application for plan/management of site waste), 25èmes Rencontres AUGC, Bordeaux, France, 2007, pp. 1–8 <http://www.iut.u-bordeaux.fr/gc/augc07/index/pdf/ECE/Buhler.pdf>, Accessed date: 25 May 2016.
- [9] FFB, FNTP, Déchets et excédents de chantier, déchets chantier (Waste and site exceed, site waste), <http://www.dechets-chantier.ffbatiment.fr/rechercher-centres.aspx>, (2016), Accessed date: 17 March 2017.
- [10] F. Schultmann, B. Pitzini-Duée, T. Zundel, O. Rentz, Développement d'un logiciel d'audit de bâtiment avant démolition (Development of a software for building audit before demolition), *Annales du Bâtiment et des Travaux Publics*, 1998 2-86911-692-6, pp. 41–50.
- [11] K. Deb, S. Agrawal, A. Pratap, T. Meyarivan, A fast elitist non-dominated sorting genetic algorithm for multi-objective optimization: NSGA-II, *Proceedings of the Sixth International Conference on Parallel Problem Solving from Nature*, Paris, France, September 18–20, 2000, pp. 849–858 (ISBN: 3-540-41056).
- [12] M.R. Sierra, C. Coello Coello, Improving PSO-based multi-objective optimization using crowding, mutation and ϵ -dominance, *Proceedings of the Third International Conference of Evolutionary Multi-Criterion Optimization*, Guanajuato, Mexico, March 9–11, 2005 3-540-24983-4, pp. 505–519.
- [13] C. Igel, N. Hansen, S. Roth, Covariance matrix adaptation for multi-objective optimization, *Evol. Comput.* 15 (2007) 1–28, <https://doi.org/10.1162/evco.2007.15.1.1>.
- [14] J. Knowles, D. Corne, The Pareto archived evolution strategy: a new baseline algorithm for Pareto multiobjective optimization, *Proceedings of the Congress of Evolutionary Computation*, Washington, USA, July 6–9, 1999, pp. 1–8, <https://doi.org/10.1109/CEC.1999.781913>.
- [15] E. Zitzler, M. Laumanns, L. Thiele, SPEA2: Improving the Strength Pareto Evolutionary Algorithm, *TIK Report*, (2001), pp. 1–22, <https://doi.org/10.3929/ethz-a-004284029>.
- [16] M. Asafuddoula, T. Ray, R. Sarker, Decomposition based evolutionary algorithm for many objective optimization with systematic sampling and adaptive epsilon control, *Proceedings of the International Conference on Evolutionary Multi-Criterion Optimization*, Sheffield, UK, March 19–22, 2013 978-3-642-37139-4, pp. 413–427, <https://doi.org/10.1007/978-3-642-37140-0>.
- [17] H. Li, Q. Zhang, Multiobjective optimization problems with complicated Pareto sets, MOEA/D and NSGA-II, *IEEE Trans. Evol. Comput.* 13 (2007) 1–19, <https://doi.org/10.1109/TEVC.2008.925798>.
- [18] T. El-Ghazali, *Metaheuristics: From Design to Implementation*, John Wiley & Sons, 978-0-470-27858-1, 2009.
- [19] ADEME, Treize Développement, Pöyry SAS, Analyse technico-économique de 39 plateformes françaises de tri/valorisation des déchets du BTP (Technical-economic analysis of 39 French centers of sorting/recycling building waste) (Synthèse réalisée pour l'ADEME), <http://www.ademe.fr/analyse-technico-economique-39-plateformes-francaises-tri-valorisation-dechets-btp>, (2011), Accessed date: 30 September 2016.
- [20] C. Coello Coello, G. Lamont, D. Van Veldhuizen, *Evolutionary Algorithms for Solving Multi-Objective Problems*, 2nd edition, Springer, 978-0-387-33254-3, 2007.
- [21] D. Hadka, MOEA framework, <http://moeaframework.org/index.html>, (2017), Accessed date: 20 July 2017.
- [22] D.H. Wolpert, W.G. MacReady, No free lunch theorems for optimization, *IEEE Trans. Evol. Comput.* (1997) 67–82, <https://doi.org/10.1109/4235.585893>.
- [23] P. Murugan, S. Kannan, S. Baskar, NSGA-II algorithm for multi-objective generation expansion planning problem, *Electr. Power Syst. Res.* 79 (2009) 622–628, <https://doi.org/10.1016/j.epsr.2008.09.011>.
- [24] M.S. El-Abbasy, A. Elazouni, T. Zayed, MOSCOPEA: multi-objective construction scheduling optimization using elitist non-dominated sorting genetic algorithm, *Autom. Constr.* 71 (2016) 153–170, <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2016.08.038>.
- [25] D. Hadka, *Beginner's Guide to the MOEA Framework (for Version 2.12 and Later)*, (2016) 978-1-329-82596-3.
- [26] B.J. Ritzel, J.W. Eheart, S. Ranjithan, Using genetic algorithms to solve a multiple objective groundwater pollution containment problem, *Water Resour. Res.* 30 (1994) 1589–1603, <https://doi.org/10.1029/93WR03511>.
- [27] A. Akbarnezhad, K.C. Ong, L.R. Chandra, Economic and environmental assessment of deconstruction strategies using building information algorithming, *Autom. Constr.* 37 (2014) 131–144, <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2013.10.017>.

ANNEXE 5.CONTEXTE INTERNATIONAL DE LA DÉCONSTRUCTION ET DE LA GESTION DES DÉCHETS

Déconstruction

La France n'est pas l'unique pays à s'être engagé dans la transition vers la déconstruction. D'autres pays développés tels que l'Australie, l'Allemagne, la Nouvelle-Zélande, le Japon, les Pays-Bas ou les États-Unis ont suivi cette même voie afin de valoriser plus de déchets. La pratique en soi ne subit pas de grand changement entre les pays : la déconstruction est toujours représentée par le fait de privilégier le travail manuel (CIB 2005). Cependant, le recours à la déconstruction peut être avantagée par le type de construction. Par exemple, les maisons en bois, fréquentes au Japon et aux États-Unis, sont quasi-systématiquement déconstruites.

Les freins à une déconstruction sont communs à tous les pays. La déconstruction induit une augmentation du coût et de la durée par rapport à une démolition traditionnelle et elle ne dispose pas d'un cadre réglementaire dédié (Forsythe 2011). La déconstruction est plus influencée par la réglementation sur la gestion des déchets.

Gestion des déchets

Dans un souci de comparaison, nous nous intéressons aux pays avec la même culture architecturale que la France. Le gisement des déchets du bâtiment en France est composé à 75 % d'inertes, 23 % de non dangereux et 2 % de dangereux (Bordebeure 2017). Les Pays-Bas, la région flamande de la Belgique, la République Tchèque, l'Irlande, l'Espagne et l'Allemagne présente une proportion similaire. Cependant leurs performances en matière de valorisation sont très variées. Tandis que la France se situe à un taux de valorisation matière entre 40 et 50 %, les Pays-Bas, la Belgique, l'Irlande et l'Allemagne lui sont supérieures : respectivement 98 %, 68 %, 80 % et 86 %. Seules la République Tchèque et l'Espagne possèdent une performance moindre. Parmi les pays plus performants que la France, l'Allemagne et l'Irlande se rapprochent le plus en terme de quantité de déchets générés par les activités de construction et de déconstruction (Bio Intelligence Service *et al.* 2011).

L'Allemagne est connue comme une référence en matière de gestion des déchets. En effet, le pays a été un précurseur dans ce domaine, de par sa réglementation et les efforts des entreprises du secteur, qui ont permis d'atteindre les objectifs de la directive européenne 2008/98/CE bien avant la publication de cette dernière (70% de valorisation matière). Outre les obligations sur le taux de valorisation matière et la réduction de mise en stockage, l'Allemagne a également imposé le tri de 7 flux sur chantier ou sur centre de tri si les conditions techniques et économiques le permettent : béton, briques, tuiles et céramique, mélange d'inertes, verre, plastique et métaux (Bio Intelligence Service *et al.* 2011; RECORD 2011). L'obligation de tri selon un nombre minimal de flux est aussi présente en Finlande et dans les Pays-Bas. Une certification de qualité permet de plus facilement recycler le béton en granulats (Casabianca 2002). L'Allemagne se distingue par l'absence de taxe sur le stockage ou l'incinération. Cette mesure n'a pas été nécessaire car une forte résistance citoyenne a réduit l'ouverture excessive d'ISD, et de ce fait leur surexploitation (ECO BTP et RDC Environnement 2017).

Hors Allemagne, il existe d'autres initiatives peu ou pas introduites en France (Akinade *et al.* 2017; Casabianca 2002; ECO BTP et RDC Environnement 2017; Gálvez-Martos *et al.* 2018; ROTOR et IBGE 2013) :

- Une taxe plus sévère sur l'utilisation de matières primaires et la mise en stockage. Par exemple, au Royaume-Uni, la taxe sur l'utilisation de matières primaires revient plus cher que la TGAP française : 2,5 € / T contre 0,2 € / T en 2017, ce qui incite à une gestion plus vertueuse des déchets.
- Un avantage fiscal s'il y a utilisation de matière secondaires dans une construction dans les Pays-Bas.
- Une interdiction de mise en stockage pour certains types de déchets dont la technique de valorisation est avérée (e.g. bois, plâtre, matériaux pierreux).
- La construction d'une REP pour le verre plat dans les Pays-Bas.
- Un marché de réemploi et de réutilisation solide en Belgique.
- Une attestation de la qualité des matériaux recyclés face aux matériaux neufs. Les Pays-Bas possèdent une norme sur ce sujet depuis 1999.
- Un BIM obligatoire pour tous travaux dans le secteur privé en Angleterre depuis 2016.
- Une gestion électronique des BSD dans les Pays-Bas.

Ces initiatives, et notamment une réglementation plus stricte sur le territoire, ont conduit à développer un réseau fort de valorisation des déchets dans plusieurs pays européens. Sur ce sujet, la France présente de nouvelles limites par rapport à ses voisins européens. La Flandre par exemple possède 20 fois plus de centres de recyclage de déchets inertes que la France, proportionnellement au territoire. En effet, la France est plus pourvue en ISDI qu'en centres de recyclage, faute de taxes ou de démarches suffisamment incitatives pour promouvoir la valorisation.

Malheureusement, ces initiatives peuvent produire des effets non désirés. Par exemple, l'Angleterre a imposé des taxes importantes sur le stockage et doit faire face à des dérives diverses : les décharges sauvages augmentent, les déchets sont exportés pour être enfouis dans les pays voisins et lorsque les déchets sont recyclés sur place, ils sont de moins bonne qualité (e.g. granulats recyclés avec de l'amiante à l'intérieur) (ECO BTP et RDC Environnement 2017).

Leviers d'action envisageables pour la France

Les sections précédentes ont permis d'identifier les actions menées dans le monde pour améliorer la gestion des déchets du BTP. Plusieurs pistes peuvent être applicables en France (Bio Intelligence Service *et al.* 2011; Casabianca 2002; Coppens *et al.* 2016; Ecorys 2016; RECORD 2011).

Une réglementation plus stricte sur le stockage des déchets a présenté certains avantages chez les pays voisins. La France a d'ailleurs prévu d'augmenter la TGAP (Taxe Générale sur les Activités Polluantes) à partir de 2020 (Journal Officiel de la République Française 2018). Cette augmentation devra s'accompagner d'une surveillance accrue pour ne pas subir les mêmes revers que l'Angleterre (e.g. augmentation des décharges sauvages).

L'attractivité des matériaux réemployés, réutilisés et recyclés peut aussi être améliorée. En effet, une mauvaise image de ces matériaux persiste et freine leur utilisation sur de nouveaux chantiers de construction. L'image des matériaux issus de déchets valorisés serait

améliorée en certifiant leur qualité par le biais de normes (e.g. nouvelles normes techniques adaptées aux matériaux recyclés), l'attestation de la sortie du statut du déchet ou de leur assurance par les groupes d'assureurs du secteur. Pour qu'un produit soit assuré, un document technique (de type recommandation ou règle professionnelle) doit être reconnu par un groupe d'assureurs (AQC 2019). Détenir la traçabilité des matériaux recyclés aiderait aussi en ce sens et une gestion électronique des BSD comme dans les Pays-Bas faciliterait l'installation de cette mesure.

La normalisation de la déconstruction n'est pas à ignorer bien qu'aucune réglementation n'existe encore dans les autres pays développés. Une normalisation peut s'effectuer sous la forme d'une règle ou recommandation professionnelle, dans laquelle les bonnes pratiques seraient détaillées. Parmi les bonnes pratiques, nous pouvons envisager une liste exhaustive des déchets dangereux à retirer avant démarrage de la phase de curage (i.e. étendre au-delà de l'amiante et de la peinture au plomb), une liste de tri minimal à effectuer sur chantier, la réalisation systématique d'un diagnostic des déchets pour les inertes et les non dangereux, une méthodologie pour une évaluation environnementale d'une stratégie de déconstruction... La déconstruction deviendrait une technique plus légitime, mieux considérée, à un titre similaire que les étapes normalisées de construction de bâtiments (e.g. NF DTU).